



CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS  
DEL NOROESTE, S.C.

---

Programa de Estudios de Posgrado

RESPUESTAS EN LA ECOLOGÍA Y LA SALUD DE *Falco  
sparverius* EN INDIVIDUOS RESIDENTES Y MIGRATORIOS EN  
UN AMBIENTE FRAGMENTADO EN BAJA CALIFORNIA SUR.

## T E S I S

Que para obtener el grado de

**Doctor en Ciencias**

Uso, Manejo y Preservación de los Recursos Naturales  
(Orientación en Ecología )

P r e s e n t a

**Martín Guillermo Frixione**

La Paz, Baja California Sur, enero de 2021.

## ACTA DE LIBERACIÓN DE TESIS

En la Ciudad de La Paz, B. C. S., siendo las 4:26 horas del día 2 del Mes de Enero del 2021, se procedió por los abajo firmantes, miembros de la Comisión Revisora de Tesis avalada por la Dirección de Estudios de Posgrado y Formación de Recursos Humanos del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C., a liberar la Tesis de Grado titulada:

**"Respuestas en la ecología y la salud de *Falco sparverius* en individuos residentes y migratorios en un ambiente fragmentado en Baja California Sur"**

Presentada por el alumno:

**Martín Guillermo Frixione**

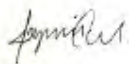
Aspirante al Grado de DOCTOR EN CIENCIAS EN EL USO, MANEJO Y PRESERVACIÓN DE LOS RECURSOS NATURALES CON ORIENTACIÓN EN **Ecología**

Después de intercambiar opiniones los miembros de la Comisión manifestaron su **APROBACIÓN DE LA TESIS**, en virtud de que satisface los requisitos señalados por las disposiciones reglamentarias vigentes.

### LA COMISIÓN REVISORA



Dr. Ricardo Rodríguez Estrella  
Director de Tesis



Dra. María del Carmen Guzmán Cornejo  
Co-Tutora de Tesis



Dr. Felipe de Jesús Ascencio Valle  
Co-Tutor de Tesis



Dr. Guillermo Blanco Hervas  
Co-Tutor de Tesis



Dr. Pablo Martín Yorio  
Co-Tutor de Tesis



Dra. Gracia Añicia Gómez Anduro,  
Directora de Estudios de Posgrado y  
Formación de Recursos Humanos

## **Conformación de Comités**

### **Comité Tutorial**

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.  
Director de Tesis

Dr. Felipe de Jesús Ascencio Valle  
Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S. C.  
Co-Tutor de Tesis

Dra. María del Carmen Guzmán Cornejo  
Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM)  
Co-Tutora de Tesis

Dr. Guillermo Blanco Hervas  
Museo Natural de Ciencias Naturales, Madrid (CSIC, España)  
Co-Tutor de Tesis

Dr. Pablo Martín Yorio  
Centro Nacional Patagónico (CENPAT, Argentina)  
Co-Tutor de Tesis

### **Comité Revisor de Tesis**

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella  
Dr. Felipe de Jesús Ascencio Valle  
Dra. María del Carmen Guzmán Cornejo  
Dr. Guillermo Blanco Hervas  
Dr. Pablo Martín Yorio

### **Jurado de Examen**

Dr. Ricardo Rodríguez Estrella  
Dr. Felipe de Jesús Ascencio Valle  
Dra. María del Carmen Guzmán Cornejo  
Dr. Guillermo Blanco Hervas  
Dr. Pablo Martín Yorio

### **Suplentes**

Dr. Ricardo Vázquez-Juárez  
Dr. Ernesto Ruelas Inzunza

## Resumen

La fragmentación del paisaje para fines agrícolas es una de las principales causas de pérdida de biodiversidad a nivel global. Los depredadores tope como las aves rapaces constituyen un grupo potencialmente sensible a la pérdida y fragmentación de hábitat. Estos paisajes agrícolas pueden presentar una alta complejidad de procesos ecológicos, que incluyen especies que son atraídas por la oferta de alimento. Esta atracción puede no significar una ventaja, al incrementarse la competencia, exponer a los individuos a una mayor ocurrencia de parásitos y a altas concentraciones de agrotóxicos pudiendo afectar su condición física en el largo plazo.

El presente estudio brinda información del Cernícalo Americano (*Falco sparverius*) en lo referente a cuestiones ecológicas desconocidas en el área como la dieta reproductiva y la utilización de hábitat a lo largo del año en el Valle agrícola de Santo Domingo, en Baja California Sur. También se analizaron aspectos relacionados a la salud, como la condición física, la ocurrencia de ectoparásitos, hemoparásitos y malformaciones eritrocitarias durante la etapa no reproductiva, mediante la captura de individuos residentes y migratorios durante el otoño e invierno de las temporadas 2018-2019 y 2019-2020. Mediante medidas morfométricas se obtuvo un índice de condición física escalado ( $\bar{M}$ ), el cual fue relacionado con características individuales como el género e indicadores del tamaño corporal y características temporales como el año y la temporada (otoño e invierno). Entre las características geográficas se utilizaron el área de vegetación nativa en los alrededores de captura (1 km radio) y el Índice de Diferencia de Vegetación Normalizado. También se identificaron y calcularon las prevalencias y cargas de ectoparásitos en los individuos capturados, evaluando su ocurrencia mediante un GLM binomial en relación a las características individuales y temporales. Se evaluó la disposición espacial de los individuos infectados en relación a la cobertura de vegetación nativa en los alrededores de captura. Mediante el análisis de frotis sanguíneos se evaluó la prevalencia y carga de hemoparásitos mediante una selección de modelos GLM binomial y binomial-negativo respectivamente, teniendo en cuenta variables individuales, temporales, además de las geográficas. Mediante la misma metodología se analizó la ocurrencia y carga de malformaciones en eritrocitos, clasificadas como micronúcleos y otras anomalías, indicadores de la exposición a pesticidas. Los resultados evidencian una fuerte dependencia de la sub-especie local por los parches de vegetación nativa a lo largo del año, donde podría capturar a su presa principal durante la reproducción el Lagarto Escamoso (*Sceloporus zosteromus*). La disposición espacial durante el otoño-invierno evidenció una utilización diferencial de hábitat entre individuos de mayor porte (hembras migratorias) ocupando áreas mayormente agrícolas, y los individuos de menor porte (residentes) una utilización de los parches de vegetación nativa y alrededores. Se registran por primera vez diferentes tipos de ectoparásitos en la especie para México, evidenciando especies de importancia sanitaria como *Icosta americana* exclusivamente en la zona agrícola, al igual que los hemoparásitos *Haemoproteus* sp. y *Plasmodium* sp. que evidenciaron una fuerte dependencia geo-espacial incrementándose en la misma zona. Las numerosas anomalías en eritrocitos sugieren una alta genotoxicidad relacionada a los pesticidas a la zona agrícola, y se recomienda a la especie como un potencial biomonitor de genotoxicidad.

**Palabras clave:** *F. sparverius*, fragmentación, parásitos, migratorios, genotoxicidad.

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-9598-8901>

*R = 1*

Vo. Bo. Dr. Ricardo Rodríguez-Estrella,  
Director de Tesis

## Summary

Landscape fragmentation for agriculture purposes is one of the main causes of biodiversity losses at a global scale. Top predators as raptors belong to a potential tender group to habitat losses and fragmentation. These agriculture landscapes could present a high complexity of ecological processes, which includes species that could be attracted by food offer. This attraction could not result advantageous, because could increase competition, exposing to an increase of parasites occurrence, and to high concentrations of agro-chemicals affecting their body condition in the long term.

The current study brings information about unknown ecology topics of the American Kestrel (*Falco sparverius*) in the area as reproductive diet and use of habitat throughout the year in the Santo Domingo agriculture valley, in Baja California Sur, Mexico. Also, we analyzed related health matters as body condition, ectoparasites and hemoparasites occurrence, and erythrocytes anomalies during the non-breeding stage, in individuals (residents and migrators) captured in autumn and winter during 2018-2019 and 2019-2020. We obtained the scaled body condition index ( $\bar{M}$ ), and related with individual characteristics as genre and a body size index, and temporal patterns as year and season (autumn and winter). Among geographical descriptors we used the native vegetation coverture in the close surroundings of capture (1 km radius) and the Normalized Difference Vegetation Index. Also we identified ectoparasites and quantified prevalence and burden in individuals, evaluating their occurrence using a binomial GLM in relation to individuals and temporal patterns. We evaluated de spatial disposition of infected individuals related to native vegetation coverture near the capture points. Besides, we looked for hemoparasites in blood smears and analyzed prevalence and burden with binomial and negative-binomial GLM respectively, using individual, seasonal and geographical characteristics as predictor variables. Using the same methodology we looked for erythrocytes anomalies, classified as micronucleus and other anomalies, indicators of pesticides exposition. Results evidenced a strong dependence of the native vegetation patches by resident individuals throughout the year, place where they could capture the main prey the Spiny Lizard (*Sceloporus zosteromus*) during breeding. The spatial disposition of kestrels during autumn-winter evidenced a differential utilization of habitat between larger individuals (migratory females) occupying agriculture areas, and smaller individuals (residents) occupying mostly native vegetation patches and close surroundings. We registered for the first time in the species inhabiting Mexico several kind of ectoparasites, evidencing species of sanitary importance as *Icosta americana* exclusively in the agriculture area, as the hemoparasites *Haemoproteus* sp. and *Plasmodium* sp. which showed a strong geo-spatial dependency increasing in the same area. Numerous anomalies in erythrocytes suggest a high genotoxicity related to pesticides of the agriculture area, and we recommend the species as a potential genotoxicity biomonitor.

**Key-words:** *F. sparverius*, fragmentation, parasites, migrators, genotoxicity.

ORCID ID: <https://orcid.org/0000-0001-9598-8901>

*R = 1*

Vo. Bo. Dr. Ricardo Rodríguez-Estrella,  
Director de Tesis

## Dedicatoria

Al pueblo mexicano por su enorme corazón y a mi familia siempre de pie ante la adversidad.

## Agradecimientos

A mis amigos mexicanos, Tomás, Asdrúbal, David, Amaral, Emilio, Víctor, Daniel, Marco, Michelle, Toño, Florent, Leilani, Rigel, Robert, Cristina, Memo, Christian, por abrazarme y ser soporte fundamental para no sufrir la distancia; adonde vaya siempre estarán a mi lado.

A mi familia toda, por el apoyo en mis decisiones y creer en los sueños.

A mis viejos por su generosidad y su apoyo a mis locas decisiones.

A Tomás, a José Abelino Cota-Castro y Raquel por ser de gran apoyo en mi doctorado y transmitirme su gran conocimiento en el campo.

A mis compatriotas, Soria, Pablo, Pelado, Pablito, Leo, Cabezón, Javier, Nicolás, Caru, Guille, Aníbal, Julián y Lucas que desde la lejanía levantaban el ánimo cuando era necesario.

Al Dr. Rodríguez-Estrella por darme la posibilidad de venir a esta tierra bendecida por sus paisajes y sus recursos naturales, y ponerme en contacto con este maravilloso mundo de las rapaces.

A mi comité tutorial, por estar siempre presente con una actitud de docencia crítica y propositiva para llevar la tesis a realizarse en tiempo y forma.

Al Departamento de Posgrado y a los docentes, por el apoyo para llevar a cabo este doctorado al mayor nivel posible.

Al CONACYT y al CIBNOR (beca N° 779015/616368), por creer en mí y por su apoyo desde el día 0 para mi doctorado teniendo en cuenta al ser humano. También agradecimientos a los apoyos recibidos por AMEXID (Cooperación Internacional para el Desarrollo), OEA (Organización de los Estados Americanos), OEI (Organización de Estados Iberoamericanos para la Educación, la Ciencia y la Cultura) y Banco Santander.

La presente tesis recibió apoyos dentro del Proyecto SEP-CONACYT No. 155956.

## Contenidos

<b>Resumen</b> .....	i
<b>Summary</b> .....	ii
<b>Dedicatoria</b> .....	iii
<b>Agradecimientos</b> .....	iv
<b>Contenido</b> .....	v
<b>Lista de figuras</b> .....	vii
<b>Lista de tablas</b> .....	xi
<b>1. INTRODUCCIÓN</b> .....	1
<b>2. ANTECEDENTES</b> .....	4
2.1 Especie objeto de estudio .....	4
2.2. Dieta .....	5
2.3. Uso de hábitat reproductivo y post-reproductivo .....	7
2.4. Condición física, tamaño corporal y hábitat post-reproductivo .....	8
2.5. Ocurrencia de ectoparásitos .....	9
2.6. Ocurrencia de hemoparásitos .....	10
2.7. Malformaciones eritrocitarias.....	11
<b>3. JUSTIFICACIÓN</b> .....	14
<b>4. HIPÓTESIS</b> .....	15
<b>5. OBJETIVOS</b> .....	16
5.1. Objetivo general .....	16
5.2. Objetivos particulares .....	16
<b>6. MATERIAL Y MÉTODOS</b> .....	17
6.1. Sitio de Estudio .....	17
6.2. Análisis dietario y hábitat de nidificación .....	18
6.3. Uso de hábitat reproductivo y post-reproductivo .....	21
6.4. Condición física, tamaño corporal y hábitat post-reproductivo .....	26
6.5 Recolección de ectoparásitos.....	33
6.7. Análisis de hemoparásitos en sangre.....	34
6.7. Ocurrencia de anomalías eritrocitarias.....	37
<b>7. RESULTADOS</b> .....	41
7.1. Dieta .....	41
7.2. Uso de hábitat reproductivo y post-reproductivo .....	45
7.3. Condición física y tamaño corporal.....	52
7.4. Ocurrencia de ectoparásitos .....	60
7.5. Ocurrencia de hemoparásitos.....	66
7.6. Malformaciones eritrocitarias.....	70
<b>8. DISCUSIÓN</b> .....	76
8.1. Dieta y hábitat de nidificación.....	76
8.2. Uso de hábitat reproductivo y post-reproductivo .....	78
8.3. Condición física y tamaño corporal.....	80
8.4. Abundancia y carga de ectoparásitos .....	83
8.5. Abundancia y prevalencia de hemoparásitos .....	84
8.6. Malformaciones eritrocitarias.....	87
<b>9. CONCLUSIONES</b> .....	90



<b>10. LITERATURA CITADA</b> .....	93
<b>11. ANEXOS</b> .....	110
11.1. Recomendaciones .....	110
11.2. Tablas Anexas.....	111
11.3. Publicaciones.....	114

## Lista de figuras

<b>Figura 1.</b> Individuo macho de <i>F. sparverius peninsularis</i> capturado en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur. ....	5
<b>Figura 2.</b> Área fragmentada en el Valle de Santo Domingo, en Baja California Sur, Península de Baja California, México. ....	17
<b>Figura 3.</b> Parche remanente de matorral sarcocaula nativo dentro de la matriz agrícola en el Valle de Santo Domingo, en Baja California Sur, México. ....	18
<b>Figura 4.</b> Localización de los nidos (puntos azules, n = 7) dentro de la matriz agrícola, donde fueron recolectadas las egagrópilas en la temporada reproductiva del 2017 en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ....	19
<b>Figura 5.</b> A) Nido de <i>F. sparverius peninsularis</i> en el Cardón Gigante ( <i>Pachycereus pringleii</i> ) en parche de vegetación sarcocaula en el Valle agrícola de Santo Domingo. B) Egagrópila de <i>F. s. peninsularis</i> en escala regurgitada desde el nido y depositada en la base de un Cardón Gigante en el Valle agrícola de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ....	20
<b>Figura 6.</b> Localización de los puntos de nidificación de <i>F. sparverius peninsularis</i> y radios de descripción de hábitat de nidificación (0.5, 1 y 2 km, líneas punteadas rojas) en imagen Sentinel 2 (resolución 15 m) para el cálculo de NDVI dentro de las respectivas circunferencias (en pseudocolor) ....	22
<b>Figura 7.</b> Localización de las transectas recorridas en busca de individuos de <i>F. sparverius</i> en el Valle de Santo Domingo, en Baja California Sur, México. ....	23
<b>Figura 8.</b> Imagen de extracción del Índice Diferencial de Vegetación Mejorada (NDVI) mediante buffer (clasificación color espectral) de 0.5 km en las transectas muestreadas (rojo) en busca de <i>F. sparverius</i> de imagen Sentinel 2 (resolución 15 m) en la temporada post-reproductiva 2019-2020 Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. Nótese los parches de vegetación nativa en línea punteada blanca y cultivos activos dentro de los buffer en colores rojizos. ....	25
<b>Figura 9.</b> Localización de los puntos de captura de <i>F. sparverius</i> en las temporadas 2018-2019 y 2019-2020 en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. (otoño 2018: triángulos rojos, invierno 2019: círculos amarillos, otoño 2019: triángulos azules e invierno 2020: círculos negros). ....	26
<b>Figura 10.</b> Hembra de <i>F. sparverius</i> sobre trampa Bal-Chatrri con un Ratón doméstico ( <i>Mus musculus</i> ) durante la temporada de invierno (Febrero) de 2019, en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ....	27
<b>Figura 11.</b> A) y B) Macho de <i>F. sparverius</i> con su característico plumaje pectoral de manchas negras y plumas cobertoras de coloración gris-azulada de las alas. Individuo capturado en Diciembre de 2019, en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ....	28
<b>Figura 12.</b> A) y B) Hembra de <i>F. sparverius</i> , con sus plumas color café en su plumaje pectoral blanco y plumas cobertoras de las alas de coloración café barrada en negro. Individuo capturado en Noviembre de 2018, en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ....	29
<b>Figura 13.</b> Largo de culmen (a) y largo de pico (b) en macho de <i>F. sparverius</i> capturado en Febrero de 2019, en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ....	29
<b>Figura 14.</b> Índice Diferencial de Vegetación Mejorada (NDVI) procesado en imagen satelital proveniente de satélite Sentinel 2 del Valle Agrícola de Santo Domingo, México. Nótese los parches de vegetación natural (blanco transparentado) y las circunferencias de 1 km de radio en los puntos de captura. ....	32

<b>Figura 15.</b> A) Fotomicrografía (1000x) de eritrocitos en frotis sanguíneo convertido en imagen blanco y negro (8-bit). B) Conversión de la imagen mediante el software ImageJ basado en patrones de circularidad y tamaño (pixel <sup>2</sup> ) para ser luego contabilizados.....	35
<b>Figura 16.</b> Individuos capturados de <i>F. sparverius</i> en las temporadas 2018-2019 y 2019-2020 (amarillo) en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. En azul se pueden localizar depósitos de agua a cielo abierto utilizados para diversos objetivos.....	36
<b>Figura 17.</b> a, b) micronúcleo, c) constricción simétrica, d) seccionado, e, f) constricción asimétrica, g) núcleo desplazado, h) otras anomalías, i) núcleo arriñonado. ....	38
<b>Figura 18.</b> Número porcentual (%) de categorías identificadas en función del número de egagrópilas analizadas de la especie en estudio durante la temporada reproductiva 2017 en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.....	41
<b>Figura 19.</b> Individuo de <i>S. zosteromus</i> , presa mayoritaria de la dieta de <i>F. s. peninsularis</i> en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. Nótese las escamas cobertoras en forma de espículas que cubren el cuerpo del espécimen, lo cual es un caracter para su identificación. (Foto: Florent Gomis Covos).....	43
<b>Figura 20.</b> Área de vegetación natural (%) en las circunferencias de radio progresivas (0.5, 1 y 2 km) con centro en los nidos de <i>F. s. peninsularis</i> en el Valle agrícola de Santo Domingo durante la temporada reproductiva en 2017, Baja California Sur, México. ....	45
<b>Figura 21.</b> NDVI promedio en las circunferencias de radio progresivas (0.5, 1 y 2 km) con centro en los nidos de <i>F. s. peninsularis</i> en el Valle agrícola de Santo Domingo durante la temporada reproductiva en 2017, Baja California Sur, México.....	46
<b>Figura 22.</b> A) Localización de los puntos de avistamiento de individuos de <i>F. sparverius</i> en 24 transectas en la temporada reproductiva en 2018 y B) en la temporada post-reproductiva 2019-2020, en la matriz agrícola del Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ....	47
<b>Figura 23.</b> Frecuencia de individuos de <i>F. sparverius</i> registrados por transecta durante la temporada reproductiva y post-reproductiva en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ....	48
<b>Figura 24.</b> Porcentaje de ocurrencia de la especie <i>F. sparverius</i> en las transectas recorridas durante el período reproductivo y post-reproductivo en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ....	49
<b>Figura 25.</b> Densidad de individuos por km <sup>2</sup> de la especie <i>F. sparverius</i> discriminado por sexo durante el período reproductivo y post-reproductivo en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ....	51
<b>Figura 26.</b> Distribución de las medidas morfométricas discriminadas por género de los individuos de <i>F. sparverius</i> capturados en las temporadas post-reproductivas en 2018-2019 y 2019-2020, en Baja California Sur, México. ....	53
<b>Figura 27.</b> Área de vegetación natural (m <sup>2</sup> ) de los buffer de 1 km de radio en las circunferencias de captura relacionado al Índice de Condición Física de los individuos de <i>F. sparverius</i> en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.....	54
<b>Figura 28.</b> A) Índice de condición física de <i>F. sparverius</i> por año de muestreo post-reproductivo y B) por temporada estacional en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.....	55
<b>Figura 29.</b> Índice de condición física en hembras de <i>F. sparverius</i> capturadas durante las temporadas de otoño e invierno en las temporadas post-reproductivas en 2018-2019 y 2019-2020, en Baja California Sur, México. ....	56

<b>Figura 30.</b> Índice de condición física en machos de <i>F. sparverius</i> capturados durante las temporadas de otoño e invierno en las temporadas post-reproductivas en 2018-2019 y 2019-2020, en Baja California Sur, México. ....	56
<b>Figura 31.</b> A) Área de vegetación nativa incluida en los buffer de 1 km de radio en las circunferencias de captura en función del sexo. B) Modelo lineal del largo de cuerda alar en función del área de vegetación nativa para cada sexo, en individuos de <i>F. sparverius</i> capturados durante las temporadas post-reproductivas 2018-2019 y 2019-2020 en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ....	57
<b>Figura 32.</b> A) Valores de NDVI en los buffer de 1 km de radio en las circunferencias de captura en función del sexo. B) Modelo lineal del NDVI en función del área de vegetación nativa para cada sexo, en individuos de <i>F. sparverius</i> capturados durante las temporadas post-reproductivas 2018-2019 y 2019-2020 en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ....	58
<b>Figura 33.</b> Valores de NDVI obtenidos de los buffer de 1 km de radio en las circunferencias de captura de <i>F. sparverius</i> relacionado a la temporada (otoño e invierno) y los años de muestreo (2018-2019 y 2019-2020) en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ....	59
<b>Figura 34.</b> Valores de NDVI obtenidos de los buffer de 1 km de radio en las circunferencias de captura relacionado al Índice de Condición Física de los individuos de <i>F. sparverius</i> en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ....	60
<b>Figura 35.</b> <i>Colpocephalum subzerafae</i> hembra, piojo encontrado sobre <i>F. sparverius</i> en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ....	61
<b>Figura 36.</b> <i>Laemobothrion</i> sp. macho encontrado sobre <i>F. sparverius</i> en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ....	61
<b>Figura 37.</b> Cimicidae gen. sp. encontrado sobre <i>F. sparverius</i> en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ....	62
<b>Figura 38.</b> Localización de los individuos capturados de <i>F. sparverius</i> (N = 56), nótese en rojo los individuos que presentaron algún tipo de ectoparásito durante las temporadas post-reproductivas 2018-2019 y 2019-2020 en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ....	63
<b>Figura 39.</b> Localización de los individuos capturados de <i>F. sparverius</i> (N = 56), según el tipo de ectoparásito presente o su ausencia durante las temporadas post-reproductivas 2018-2019 y 2019-2020 en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ....	64
<b>Figura 40.</b> Largo de cuerda alar de los individuos capturados que presentaron dos de los tipos de ectoparásitos más prevalentes durante las temporadas post-reproductivas 2018-2019 y 2019-2020 en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ....	66
<b>Figura 41.</b> A) Gametocito intra-citoplasmático de <i>Haemoproteus</i> spp. y B) <i>Plasmodium</i> spp. en frotis de <i>F. sparverius</i> durante la temporada post-reproductiva en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ....	67
<b>Figura 42.</b> Prevalencia y carga de hemosporidios promedio por cuadrat (círculos rojos y amarillos respectivamente centrados en cada cuadrat) en <i>F. sparverius</i> en frotis sanguíneos durante las temporadas post-reproductivas 2018-2019 y 2019-2020 Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. Densidad de depósitos de agua caracterizada por intensidad de colores (amarillo a rojo, división de intervalos iguales por líneas punteadas). ....	69
<b>Figura 43.</b> Cargas de hemosporidios en frotis sanguíneos de <i>F. sparverius</i> en geo-posición exacta de captura durante las temporadas post-reproductivas 2018-2019 y 2019-2020 en Valle de	

Santo Domingo, Baja California Sur, México. Densidad de depósitos de agua caracterizada por intensidad de colores (amarillo a rojo, división de intervalos iguales por líneas punteadas). .....	70
<b>Figura 44.</b> Abundancia del tipo de anomalías (riqueza) por temporada según el género en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.....	72
<b>Figura 45.</b> Número de anomalías totales (NAs + MNs) por temporada según el género en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.....	73
<b>Figura 46.</b> Número de anomalías (NAs) cada 10,000 eritrocitos en individuos de <i>F. sparverius</i> (n = 54) en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.....	74
<b>Figura 47.</b> Número de anomalías (NAs) discriminada por tipo, por temporada en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.....	75

## Lista de tablas

- Tabla 1.** Ítems presa encontrados en pellets regurgitados de *F. sparverius peninsularis* durante la temporada 2017 en el Valle agrícola de Santo Domingo y sus alrededores de vegetación continua, en Baja California Sur, México. La tabla muestra la cantidad de ítems totales por presa (N), composición global (O%), ocurrencia por pellet (F%) y biomasa porcentual (B%).....42
- Tabla 2.** Cantidad de individuos de *F. sparverius*, tamaño de grupo promedio (rango), cantidad de ubicaciones donde se encontraron los individuos y densidad estimada para cada temporada muestreada en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ....47
- Tabla 3.** Selección de modelos mediante el Criterio de Selección de Akaike (AICc) para evaluar la abundancia de *F. sparverius* en el Valle de Santo Domingo, en Baja California Sur, México. (VN = área de vegetación natural, NDVI = Índice de vegetación normalizada).....50
- Tabla 4.** Densidad de machos y hembras de *F. sparverius* según el tipo de ambiente durante la temporada reproductiva y post-reproductiva en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ....51
- Tabla 5.** Medidas morfométricas promedio de machos y hembras de *F. sparverius* capturados (N = 56) en el Valle de Santo Domingo durante las temporadas post-reproductivas 2018-2019 y 2019-2020 en Baja California Sur, México. (Rangos entre paréntesis).....52
- Tabla 6.**  $R^2$  y  $R^2$  ajustado que presentaron las diferentes metodologías de estimación del índice de condición física tanto para machos como para hembras en base a las medidas morfométricas obtenidas de los individuos de *F. sparverius* capturados en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ( $M_i$  = escalamiento de masa, MC = mínimos cuadrados (OLS),  $L^3$  = largo de cuerda a la potencia cúbica y RCP = reducción de componente principales (RMA)) .....54
- Tabla 7.** Prevalencia anual (PA), prevalencia por temporada (P) e intensidad media (IM) de los diferentes órdenes encontrados en individuos de *F. sparverius* capturados en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. (n = número de individuos infectados) .....65
- Tabla 8.** Prevalencia anual (PA), prevalencia por temporada (P) y carga de hemospodios en frotis sanguíneos de *F. sparverius* en individuos capturados en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ....67
- Tabla 9.** Selección de modelos según el Criterio de Selección de Akaike para muestras pequeñas (AICc) para las prevalencias de hemospodios en frotis sanguíneos del Cernícalo Americano (*F. sparverius*) durante el otoño (2018-2019) e invierno (2019-2020) en Baja California Sur, México. (DA = depósitos de agua, VN = área de vegetación nativa, TI = tamaño del individuo, DC = distancia a la ciudad más cercana, DB = distancia al borde de la matriz y NDVI = Índice de vegetación).....68
- Tabla 10.** Selección de modelos según el Criterio de Selección de Akaike para muestras pequeñas (AICc) para las cargas de hemospodios en frotis sanguíneos de *F. sparverius* durante el otoño (2018-2019) e invierno (2019-2020) en Baja California Sur, México. (DA = depósitos de agua, VN = área de vegetación nativa, TI = tamaño del individuo, DC = distancia a la ciudad más cercana, DB = distancia al borde de la matriz y NDVI = Índice de Vegetación) .....68
- Tabla 11.** Prevalencia de malformaciones nucleares en eritrocitos de *F. sparverius* capturados durante 2018-2019 y 2019-2020 en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. N es

el número de aves muestreadas. (S = seccionado, CS = constricción simétrica, CA = constricción asimétrica, D = desplazado, A = arriñonado y OA = otras anomalías) .....71

**Tabla 12.** Modelos seleccionados según el Criterio de Selección de Akaike para muestras pequeñas (AICc) para el tipo de anomalías encontradas en individuos de *F. sparverius* capturados en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. (T = temporada, VN = cobertura vegetación nativa, CA = largo de cuerda alar y CF = condición física) .....71

**Tabla 13.** Modelos seleccionados según el Criterio de Selección de Akaike para muestras pequeñas (AICc) para el total de anomalías (MNs+NAs) encontradas en individuos de *F. sparverius* capturados en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. (T = temporada, VN = cobertura vegetación nativa, CA = largo de cuerda alar, G = género, y A = año) .....72

**Tabla 14.** Modelos seleccionados según el Criterio de Selección de Akaike para muestras pequeñas (AICc) para el número de MNs encontradas en individuos de *F. sparverius* capturados en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. (T = temporada, VN = cobertura vegetación nativa, CA = largo de cuerda alar, G = género y A = año) .....73

**Tabla 15.** Modelos seleccionados según el Criterio de Selección de Akaike para muestras pequeñas (AICc) para el número de NAs encontradas en individuos de *F. sparverius* capturados en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. (T = temporada, VN = cobertura vegetación nativa, CA = largo de cuerda alar, G = género, y A = año) .....74

## 1. INTRODUCCIÓN

La fragmentación de hábitat a consecuencia de las actividades agrícolas puede alterar la dinámica poblacional de numerosas especies afectando la supervivencia de las más sensibles (1). Este proceso de origen antrópico se encuentra entre las más comunes modificaciones de hábitat, produciendo parches o fragmentos de hábitat natural insertos dentro de una matriz de distintas características. Dependiendo de lo que causa la fragmentación; el aislamiento, tamaño y forma de los parches tendrán efectos en las relaciones inter-específicas de la flora y la fauna (2). Las aves rapaces como depredadores tope constituyen un grupo potencialmente sensible a la pérdida y fragmentación de hábitat debido a su baja densidad poblacional, su dinámica poblacional, sus requerimientos dietarios y de hábitat extensos (3,4). La fragmentación y la pérdida de hábitat asociado, se encuentran entre los principales factores incidentes en lo referente a la extinción de especies, teniendo como consecuencia inmediata la pérdida de biodiversidad a nivel global (5,6). Esta pérdida puede agravarse si las especies son especies clave, siendo estas las que provocan efectos desproporcionados en relación a su abundancia sobre la comunidad biológica y el ecosistema (7). Estas especies clave, como las rapaces y otros carnívoros, actúan sobre dos o más niveles tróficos limitando las poblaciones de estos, generando un efecto de cascada que puede estructurar la comunidad ecológica a la que pertenece (8)

Una de las causas principales por las cuales la vegetación nativa es destruida y los paisajes son fragmentados es el desarrollo de actividades agrícolas. Estos desarrollos al ser llevados a cabo en zonas áridas y templadas pueden afectar negativamente la abundancia de especies de aves nativas, sin embargo también puede incrementar las de otras especies, tanto por la oferta del alimento como por la característica física del paisaje (9). Numerosas especies pueden ser atraídas por el abundante y predecible alimento que pueden ofrecer algunos paisajes alterados por la actividad humana, aunque esta atracción puede no significar una mejora para las poblaciones en su conjunto, exponiendo a los individuos por ejemplo a diversidad de parásitos asociados a estas actividades (10,11). Estos procesos ecológicos complejos, han incrementado el interés de los investigadores sobre enfermedades y la ecología de sus vectores relacionados en las últimas décadas (12). La mayor parte de los estudios sobre hemoparásitos y ectoparásitos en aves, demostraron que los cambios antrópicos afectan el sistema parásito-hospedero



favoreciendo la prevalencia de los parásitos en las poblaciones de aves silvestres (13,14). En zonas donde las especies migratorias se concentrarán en estos ambientes de atracción sumados a las especies locales, en el marco de lo que algunos autores llaman la “trampa ecológica”, la magnitud de esta problemática podría incrementarse. Se sabe que la fragmentación produce efectos denso-dependientes en relación a la prevalencia e intensidad con que los patógenos pueden afectar al huésped, por el incremento en la probabilidad de contacto y contagio (15).

Entre otras de las afecciones que repercuten determinantemente en la salud de las poblaciones de aves rapaces, en las zonas fragmentadas que son objetivo de actividades agrícolas, se encuentra la presencia de agroquímicos de alta toxicidad (16,17). Una de las consecuencias provocada por la presencia de contaminantes es el daño en el ADN de las células sanguíneas en los individuos (18); este daño puede ser manifestado como anomalías nucleares en los eritrocitos (19). La corrupción del ADN suele suceder durante la mitosis, que puede determinar mutagenicidad y, eventualmente una progresión carcinogénica (20,21). Los estudios sobre la relación entre las frecuencias de mutación y las enfermedades genéticas en poblaciones bajo estrés ambiental causado por contaminación (e.g., pesticidas) son claves para determinar efectos mutagénicos y carcinogénicos (22).

Las aves rapaces en Norte América presentan, en algunos casos, poblaciones locales y poblaciones migratorias; algunas poblaciones migratorias luego de reproducir en USA y Canadá comienzan sus viajes migratorios hacia diferentes zonas en gran parte de México durante el invierno. Algunas poblaciones de estas rapaces migratorias coinciden con las poblaciones residentes en México. Entre las especies de rapaces que habitan de forma permanente y de forma estacional en el noroeste del país podemos encontrar al Cernícalo Americano (*Falco sparverius*). Entre los problemas que enfrenta la especie en Norte América para su supervivencia, se encuentra la pérdida de hábitat y sus consecuencias sobre la disponibilidad de presas, el incremento de depredadores (23), la ocurrencia de enfermedades emergentes (24) y probablemente problemas asociados con contaminantes (25). La mayor parte de los estudios han sido centrados en la temporada reproductiva, en consecuencia existe un vacío de información en lo que refiere a los problemas que enfrenta la especie durante la invernada en la post-reproducción, que también podrían repercutir sobre los procesos reproductivos posteriores tanto para los migrantes como para los residentes. En el caso de los residentes, se

desconoce su dieta, el uso del hábitat, la condición física, las relaciones interespecíficas que tiene en el hábitat al que pertenece y tampoco se conoce la relación que tiene con sus congéneres migrantes provenientes de regiones de Estados Unidos y Canadá. Estas relaciones intra-específicas en lo que se refiere a la utilización del ambiente, han sido escasamente exploradas. Estudios realizados en Estados Unidos y Canadá, evidenciaron variaciones en el uso de hábitat según el sexo tanto durante la reproducción y la post-reproducción (26,27). Para estas sub-especies, en especial las que habitan lugares con disponibilidad de ambientes boscosos, las hembras suelen establecerse en áreas abiertas donde la vegetación arbórea escasea o ha sido extraída del paisaje, mientras que los machos son observados en áreas semi-abiertas que mantienen áreas arbóreas en sus territorios (28,29). La literatura sobre el Cernícalo en Estados Unidos y Canadá, señala que estas diferencias puede ser a causa de la segregación por exclusión por parte de las hembras de mayor porte (30,31), aunque también otros trabajos señalan que esta segregación es dirigida por la preferencia de hábitat debido a las exigencias naturales de cada sexo que maximiza la condición física y la supervivencia en cada tipo de paisaje (26,32). Poco se conoce acerca de este comportamiento de segregación (exclusiva o por preferencia diferencial) en zonas donde individuos migratorios (siendo los de mayor tamaño) y residentes coinciden durante la invernada. Si esta segregación ocurriese podría tener consecuencias negativas sobre la condición física de las aves más pequeñas (Ardia 2002), en este caso los residentes y más probablemente los machos.

Es por esto último, que el objetivo general que guía el presente estudio es brindar información general sobre la sub-especie local del Cernícalo Americano en cuanto a las características ecológicas a lo largo del año, y cuestiones relacionadas a la salud de individuos residentes y migratorios en el momento en que ambas sub-especies se congregan e interaccionan en la zona durante el período post-reproductivo.

## 2. ANTECEDENTES

### 2.1 Especie objeto de estudio

El Cernícalo Americano es un ave rapaz de pequeño porte (peso = 80–165 g, largo = 22–31 cm), que presenta dimorfismo sexual siendo la coloración y el tamaño las diferencias más marcadas que aportan a las diferencias de género (33,34).

La especie habita la gran parte del continente americano (35), su rango de distribución es amplio e incluye al sur Chile y Argentina, y al norte Canadá y Estados Unidos (34). La diversidad de ambientes que habita, incluye también diversidad de climas, desde las poblaciones que residen en las zonas más tropicales de Centro América (36), a las zonas de fríos extremos como zonas de la taiga canadiense y la Patagonia Argentina (34,37). Aunque la categoría de conservación es preocupación menor (LC) (38), estudios generados sobre la especie en las últimas décadas indican que las poblaciones se encuentran en gradual y clara declinación en Norte América (39,40).

La especie se diferencia en numerosas sub-especies que poseen diversidad de tonalidades en sus plumajes y variaciones en su tamaño. Las sub-especies más estudiadas en el hemisferio Norte son *F. sparverius sparverius* (34) que reproduce en USA y Canadá, y *F. sparverius paulus* que reproduce en la zona sudeste de USA (41,42). En el hemisferio Sur la mayoría de los estudios han sido llevados a cabo sobre temas de dieta y hábitat en la sub-especie *Falco sparverius cinnamominus* que habita Argentina y Chile (43,44). En la península de Baja California encontramos al Cernícalo Americano Peninsular (*Falco sparverius peninsularis*), una sub-especie que reproduce en el Noroeste mexicano, y su porte (como *F. s. paulus*) es menor al de la subespecie *F. s. sparverius* (45). Esta pequeña sub-especie endémica ha sido registrada mayormente en los estados de Baja California Sur, Baja California, Sonora y Sinaloa (35-37). Estas poblaciones habitan en su mayoría paisajes desérticos, en las llanuras de climas cálidos del Noroeste de México donde abundan diferentes especies de cardones (3), aunque también se lo puede encontrar en las serranías de la península de Baja California y sus escarpadas islas (48). En contraste con sus primos del Norte, esta pequeña sub-especie ha sido escasamente estudiada, y sólo se cuentan con estudios de uso de hábitat (3), registros de avistamientos, algunas descripciones de plumaje y algunas mediciones morfométricas hechas décadas atrás (46–48).



**Figura 1.** Individuo macho de *F. sparverius peninsularis* capturado en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur.

## 2.2. Dieta

El Cernícalo Americano es una especie de hábitos alimenticios generalistas, que puede depredar sobre una variedad de presas a lo largo de su distribución, entre estas presas se incluyen mayormente pequeños roedores, aves y artrópodos (44,49). La composición dietaria puede variar dependiendo del área de estudio; la mayor parte de los estudios en Norte América muestra que los pequeños roedores son un ítem clave durante la reproducción (49,50). Otros estudios realizados en Sud América muestran un mayor consumo de especies de aves, pequeños reptiles y artrópodos que aportan una mayor variedad a la dieta (43,44).

La especie tiene hábitos diurnos, pudiendo ser también crepuscular, la actividad de alimentación puede intensificarse generalmente durante la mañana y en la época reproductiva para alimentar a los pollos (51). La especie presenta adaptaciones fisiológicas que le permiten sobrevivir y cazar en ambientes de climas cálidos y áridos, manteniendo sus comportamientos

de caza y funciones fisiológicas de nutrición en temperatura mayores a los 39°C en el ambiente, alcanzando temperaturas corporales de 42°C (52).

Entre las estrategias de caza más comunes por las cuales se alimenta, está la detección de la presa en simple vuelo o por “halconeo” o “cernido”, la cual aunque costosa energéticamente, consiste en suspenderse en el aire visibilizando la potencial presa desde la altura (53). Menos costosa, el “percheo” consiste en posarse en un elemento vertical a determinada altura que permita detectar las presas a cierta distancia (54). Esta estrategia de percheo ocupa hasta el 85% del tiempo de caza de la especie (55), disminuyendo el costo metabólico a la mitad en relación a la estrategia en vuelo (54).

Durante la temporada reproductiva, la especie incuba entre 4 a 6 huevos, aunque se creía que la hembra llevaba a cabo el proceso de incubación, nuevos estudios han probado que el macho también lleva a cabo este proceso (56). Durante el proceso de incubación la dieta puede variar, dependiendo de los requerimientos energéticos de los pollos (57). La hembra provee la mayor cantidad de alimento a los pollos (56), siendo uno de los más exigentes esfuerzos reproductivos entre las rapaces durante la cría temprana (54).

Siendo un depredador generalista, la especie puede tolerar ciertos cambios en el ambiente consumiendo otras presas disponibles, sin embargo la historia natural de la subespecie puede ofrecer ciertas restricciones al cambio. La especie está estrictamente asociada a la disponibilidad de cardones para la nidificación en el noroeste mexicano, utilizando los huecos realizados por el Carpintero del Desierto (*Melanerpes uropygialis*) en el Cardón Gigante (*Pachycereus pringleii*). Estas cavidades son utilizadas por los cernícalos como nidificante secundario, las cuales serán ocupadas hasta aproximadamente los 30 días luego de la eclosión de los pollos. Este comportamiento de nidificador secundario también ha sido registrado en ambientes sub-tropicales en la sub-especie *F. s. paulus* en la península de Florida donde no existen cactáceas, pero si existen carpinteros de los géneros *Melanerpes* sp. y *Colaptes* sp. que nidifican en pináceas de la zona (58). Esta dependencia del hábitat natural de la subespecie se estima pueda repercutir en los comportamientos alimentarios en su rango de utilización del ambiente aledaño, explotando presas disponibles en el matorral sarcocaula en el cual nidifica.

### 2.3. Uso de hábitat reproductivo y post-reproductivo

La fragmentación del hábitat tiene como principal consecuencia la pérdida de biodiversidad, siendo de mayor importancia cuando la extinción de especies incumbe a especies clave y grupos funcionales (59). Las rapaces forman parte de estas especies clave, entre ellas el Cernícalo Americano, especie que preferentemente utiliza áreas de escasa escabrosidad y de espacios abiertos (30,60). Esta puede utilizar sitios de nidificación variados, dependiendo de la disposición de cavidades en árboles y hasta de artefactos creados por el hombre que son altamente utilizados en diversas zonas de Estados Unidos y Canadá (61). Como se mencionó anteriormente, en estos ambientes reproductivos la especie presenta variaciones en el uso de hábitat según el sexo (26,27,30), estableciéndose las hembras en áreas abiertas y los machos en áreas semi-abiertas con vegetación más cerrada (28,29). En el Noroeste mexicano, como mencionamos anteriormente, la sub-especie que habita el desierto sarcocaula, depende mayormente de la disponibilidad de cavidades en el Cardón Gigante, al utilizar estas para nidificar luego de haber sido realizadas por el Carpintero del Desierto. Se cree que por su reducido rango de utilización de hábitat (62), el ambiente aledaño a las zonas que incluyen las áreas de nidificación sea altamente utilizado por los individuos de la sub-especie.

Una vez terminada la temporada reproductiva, desde Septiembre además de los cernícalos residentes en México, podemos encontrar arribando al país los primeros cernícalos migratorios (la sub-especie *F. sparverius sparverius*) provenientes de las regiones de Canadá y Estados Unidos (63). Específicamente en la zona de la península de Baja California, se cree que los individuos migratorios a diferencia de los residentes utilizan mayormente los espacios abiertos por la agricultura sobre las planicies de los valles agrícolas, en nuestro caso el Valle de Santo Domingo, dispersándose a lo largo de la matriz agrícola, área también utilizada por la sub-especie residente aunque en zonas menos disturbadas. Este comportamiento de segregación (por exclusión o por preferencia diferencial) ha sido escasamente estudiado entre individuos migratorios y residentes. Al noreste de Estados Unidos, en Pensilvania se ha registrado que individuos migratorios de mayor porte (hembras mayormente) segregan de las zonas de actividad agrícola a los individuos residentes (64). Sin embargo, otros autores sugieren que estas diferencias en el uso de hábitat invernal se deben a diferencias en los requerimientos de cada género (26). Este uso diferencial no ha sido estudiado en ambientes como el matorral

sarcocaule, se desconoce si existe algún tipo de utilización de hábitat diferencial por género o por origen en la matriz agrícola. Teniendo esto en cuenta, se abre un interrogante generado a partir de la calidad más oportunista relacionada a los ambientes antrópicos que utiliza la sub-especie que reproduce en Estados Unidos y Canadá y que pasa los inviernos en México.

#### **2.4. Condición física, tamaño corporal y hábitat post-reproductivo**

Estudios sobre condición física y cuestiones relacionadas a la misma, han sido llevados a cabo por diferentes estudios sobre rapaces de diferentes partes del mundo que ocupan diversos tipos de hábitats (65–67). La condición física ha sido extensamente estudiada en el Cernícalo Americano, mayormente en la temporada reproductiva y en las poblaciones que habitan Estados Unidos y Canadá (68–70). Sin embargo, los estudios sobre la condición en la especie en el período post-reproductivo ha sido escasamente estudiada (31,57). Algunos estudios hacen mención que la condición física depende estrechamente de la calidad de los hábitats post-reproductivos ocupados donde encuentran mayor oferta de presas, siendo las hembras las que mayoritariamente ocupan los hábitats de mayor calidad, en desmedro de los machos y su condición física (28,31,64); sin embargo, la mayor parte de los estudios sobre el estado de condición física reproductiva y post-reproductiva tienen resultados diversos, evidenciando la complejidad de los procesos fisiológicos que incumben a la condición física.

De la mano de la condición física, el tamaño corporal en el Cernícalo Americano, ha sido exhaustivamente explorado en Norte América en las diferentes sub-especies (40,41,71). Como gran parte de las especies de Falconiformes, el Cernícalo Americano presenta un dimorfismo sexual reverso (conocido en sus siglas en inglés como RSD, *reverse sexual dimorphism*), en el cual las hembras presentan un tamaño mayor que los machos (72), además de diferente coloración, siendo estas dos las características que más aportan al dimorfismo sexual (33,34). También existe una diferenciación comportamental, siendo distinguida por algunos autores una mayor agresividad de las hembras, en general hacia cualquier rapaz que entre a su área (26). La diferencia morfométrica es muy marcada en las sub-especies del hemisferio Norte, aunque esta diferencia parece disminuir en las sub-especies que habitan el hemisferio Sur, especialmente en Argentina y Chile (43). Estas diferencias de tamaño entre sexos probablemente sean a consecuencia de una “partición diferencial de hábitat” por una ventaja adaptativa, en

ambientes cerrados por parte de los machos más pequeños seleccionados por estas ventajas, y las hembras ocupando ambientes más abiertos sin vegetación con una captura diferencial sobre presas que habitan este tipo de áreas; estas capturas diferenciales mantienen los requerimientos energéticos particulares que incumben a cada género (26,73). Se han llevado a cabo numerosos trabajos en lo que respecta al tamaño corporal y el uso diferencial de hábitat en diferentes especies, siendo las hipótesis de exclusión competitiva de las hembras sobre los machos (74) y la de presiones de selección específicas sobre cada sexo (75) las dos hipótesis más estudiadas. En este sentido, el estudio de la condición física y del tamaño corporal en relación a la ocupación de hábitats específicos, es un tema de interés que permite comprender más acabadamente a la especie en la complejidad que intervienen aspectos de salud y cuestiones ecológicas de estas poblaciones migrantes y residentes de zonas agrícolas.

## **2.5. Ocurrencia de ectoparásitos**

Diversos estudios sobre los ectoparásitos en aves rapaces fueron desarrollados en las últimas décadas en Baja California Sur, al describir la presencia y las cargas ectoparasitarias en el área en las diferentes especies (76–78). Sin embargo, hasta el momento no existen registros ni descripciones de ectoparásitos en el Cernícalo Americano que reside a lo largo del año en la península de Baja California, ni tampoco en los individuos migratorios de la especie que visitan la zona durante el invierno. El contagio de enfermedades infecciosas puede incrementarse cuando los ectoparásitos portadores de estas enfermedades (mayormente hematófagos), extienden su distribución por el gran potencial de movilidad que presentan las aves y mayormente las especies migratorias (79). Estas especies pueden movilizarse grandes distancias en períodos de tiempo reducidos, siendo agentes de dispersión de enfermedades infecciosas que puede afectar a la vida silvestre y al hombre (80). Esto puede agravarse e intensificarse cuando estas especies migratorias se concentran y utilizan ambientes fragmentados por actividades agrícolas, donde existen grandes densidades de aves y mamíferos que potencian los contagios (80,81). Un ejemplo de esto puede reflejarse en enfermedades infecciosas como el Virus del Oeste del Nilo que ha sido encontrado en altas prevalencias en individuos adultos de *F. s. sparverius* en Canadá y Estados Unidos (82,83), enfermedad infecciosa que ha ampliado su distribución en Norte América representada por un modelo de contagio mayormente explicado por el movimiento de las aves migratorias como agentes de transporte (84).



El Cernícalo Americano puede estar parasitado por gran diversidad de especies de ectoparásitos, en función de su amplia distribución que abarca diferentes ambientes y climas a lo largo del continente americano. Se han descrito en zonas de Estados Unidos y Canadá pulgas *Ixodes scapularis* en la especie (85) y moscas hippoboscidas (86–88), y otras moscas hematófagas como *Carnus hemapterus* (89), y piojos masticadores como *Colpocephalum subzerafae* (90), *Laemobothrion tinnunculi*, *Nosopon lucidum* y *Degeeriella carruthi* (91). En Sudamérica, piojos como *Laemobothrion tinnunculi*, *Degeeriella carruthi* y *Colpocephalum subzerafae* (37), ácaros como *Ornithonyssus bursa* y *Epoplichus minor* y moscas hippoboscidas como *Icosta americana* fueron registrados en cernícalos de Argentina y Chile (37,92,93). Los registros de ectoparásitos en la especie son escasos en México, ya sea por la escasez de estudios o a causa de que los individuos no presentaban ectoparásitos (94). Gran parte de los trabajos se enfocan en la identificación y cuantificación de ectoparásitos, sin embargo son escasos los trabajos ecológicos que hagan hincapié en la inclusión de variables del tipo ambiental, cuestiones temporales y geográficas que puedan dar luz a la comprensión de la ecología de los parásitos y su relación con la ecología de las aves locales, migratorias y su interacción.

## **2.6. Ocurrencia de hemoparásitos**

Los parásitos y patógenos generalmente pueden afectar al hospedero, reduciendo el éxito reproductivo, la condición física y hasta afectando la supervivencia de los individuos (13). Entre estos parásitos, los hemoparásitos (en especial los hemosporidios) a lo largo de su ciclo reproductivo suelen infectar y destruir los eritrocitos de las aves hospedadoras, provocando frecuentemente cuadros anémicos de los individuos (95). Las altas prevalencias de hemosporidios, puede generar intensas y agudas infecciones en ciertas poblaciones de aves (96). Los hemosporidios como *Haemoproteus* sp., *Leucocytozoon* sp. y *Plasmodium* sp. han sido encontrados en individuos de *F. s. sparverius* que reproducen en Estados Unidos y Canadá (97,98). *Haemoproteus* sp. fue registrado en muestras de sangre de individuos silvestres de la zona central de Canadá (87,97), y a lo largo de Estados Unidos (99–101). En México, entre los hemosporidios encontrados sólo se ha registrado *Haemoproteus* sp. en algunos casos en individuos en cautiverio de origen desconocido del sur del país (102), y en algunos individuos silvestres capturados en el centro-norte del país en el estado de Chihuahua (103).

Muchos de los vectores transmisores de hemosporidios son dípteros, las poblaciones de estos vectores pueden ser afectados mayormente por las condiciones ambientales (104). Entre estos vectores podemos encontrar el género *Culicoides* sp., de la familia Ceraptogonidae, los cuales dependen del fango húmedo para la reproducción que puede ser abundante en zonas agrícola-ganaderas dónde el agua puede estar disponible para el ganado y el riego agrícola (105,106). Estos dípteros, conocidos vectores de hemosporidios, pueden transmitir otras enfermedades epizoóticas de gravedad, como la enfermedad de la lengua azul (conocida por las siglas BTV) y el virus hemorrágico en rumiantes silvestres y domésticos (107). Otros vectores de hemosporidios, son las moscas parasíticas hipobóscidas, las cuales son hematófagas y parásitas obligadas de aves y mamíferos dependiendo mayormente del micro-ambiente del hospedador (95). Las larvas de estas moscas, en contraste con los mosquitos culicoides, eclosionan *in utero*, y son alimentadas internamente por secreciones del canal reproductivo de la hembra en un ciclo conocido como viviparismo adenotrófico (108).

Entre los hemosporidios encontrados, fue sugerido que el hemosporidio *Haemoproteus* sp. sería adquirido por el Cernícalo Americano mediante las moscas hipobóscidas durante la reproducción (87), en relación a la alta prevalencia encontrada de estas moscas parásitas en los cernícalos en Canadá antes de que los individuos comiencen la migración hacia el sur. En este mismo país se encontró que los cernícalos infectados por *Haemoproteus* sp. fueron afectados negativamente en su condición física durante el periodo de cortejo e incubación de los reproductores (97).

## **2.7. Malformaciones eritrocitarias**

Utilizados como biomarcadores del daño en el ADN (109), el análisis de las anomalías en los eritrocitos es uno de los métodos más utilizados para detectar daños genotóxicos (110,111). Estos biomarcadores fueron utilizados repetidas veces para evaluar daño genético en especies de ambientes marinos (109,112,113), y en algunos casos en invertebrados, pequeños roedores y aves passeriformes (18,114,115). Las anomalías nucleares identificadas en los eritrocitos han sido clasificadas en mayor parte de los estudios como micronúcleos (MN) y otras anomalías (NA); ambos tipos aparecen más frecuentemente en individuos expuestos a contaminantes y es por esto que son consideradas como un fiable biomarcador de toxicidad (116,117). Los MNs y NAs

son puntos finales relacionados a mutaciones cromosómicas que pueden progresar en inestabilidades genómicas y carcinogénesis (118,119).

En México, los pesticidas son mayormente aplicados durante los meses de verano y el comienzo del otoño (Julio-Octubre), cuando las plagas de artrópodos (mayormente ortópteros) suelen incrementar el daño sobre las cosechas (120). Aunque han sido prohibidos desde la década de 1970-1980 en parte de México y en especial en Baja California Sur, los pesticidas conformados por compuestos organoclorados (OCs) siguen siendo utilizados en los últimos tiempos, como sugieren estudios de contaminación en seres humanos y fauna silvestre a lo largo de la península de Baja California (121–127). Los OCs son pesticidas sintetizados y desarrollados para controlar organismos específicos dañinos para los cultivos, sin embargo usualmente estos pesticidas afectan organismos no relacionados a la problemática. Otros pesticidas como los non-ortho (PCBs), fueron registrados en este área de estudio con las más altas concentraciones jamás reportadas (58 pg/g y 254 pg/g) para especies de bajos niveles tróficos como el Gorrión común (*Passer domesticus*) y en la Columbita común o tortolita (*Columbina passerina*), respectivamente (121). Aves insectívoras y depredadores tope como el Cernícalo Americano (*F. sparverius*) de las zonas agrícolas de Baja California Sur registraron altas concentraciones de aldrín (2.5 pg/μg y 2.9 pg/μg respectivamente) y dieldrín (148 pg/μg y 153 pg/μg respectivamente) (122). Estos OCs son tóxicos y persistentes, utilizados como insecticidas como el endosulfan que siendo altamente tóxico es menos persistente y puede ser indicador de exposición en el corto plazo (128).

Como se ha mencionado con anterioridad, las poblaciones residentes y migratorias (provenientes de USA y Canadá) del Cernícalo Americano pueden encontrarse durante los períodos de invernada en grandes densidades en las zonas agrícolas de la península (3). La mayoría de los estudios que implican a la especie han sido llevados a cabo durante la temporada reproductiva, es por esto último que la información sobre los estresores ambientales y las cuestiones sobre la salud de las poblaciones durante los períodos de invernada es desconocida. Ya ha sido mencionada sobre la declinación de las poblaciones de la especie en Norte América y pocos definen de forma determinante sobre las causas

(23,39,40,42), y ninguno de estos estudios hacen mención sobre potenciales causales en las zonas de invernada que pudieran perjudicar a estas poblaciones.

### **3. JUSTIFICACIÓN**

La información sobre la especie es inexistente en lo que respecta a la dieta y cuestiones sanitarias en la península de Baja California. Como se ha mencionado la especie está en gradual declinación en Norte América (23,25,39), y los aspectos ecológicos y sanitarios relacionados a la temporada post-reproductiva tanto de los individuos residentes de la península como de los migratorios ha sido escasamente estudiado (3). Teniendo en cuenta la utilización no-reproductiva de las zonas de la península y el norte de México por parte de los individuos provenientes de Estados Unidos y Canadá, existe información incompleta en la historia de vida de la especie ya que la mayoría de los estudios han sido centrados durante la reproducción en esos países. Esta información parcial, no permite evaluar correctamente las afecciones que la temporada invernal puede provocar sobre los individuos y su consecuente reproducción. Es por esto la importancia de recalar información de la sub-especie local y migratoria, tanto de la ecología como de los patógenos asociados a la especie en el agro-ecosistema, para entender más acabadamente la historia natural de la especie en su conjunto en su complejo ciclo de vida anual.

Este trabajo contribuye a la comprensión de los efectos de la fragmentación y los agro-ecosistemas sobre la ecología y las cuestiones sanitarias de las especies de depredadores tope en un ecosistema desértico.

#### **4. HIPÓTESIS**

Los individuos de la especie *F. sparverius* que utilizan zonas de menor cobertura de vegetación nativa presentan mayores afecciones sanitarias que aquellos individuos presentes en zonas menos deforestadas de matorral sarcocaulé.

## 5. OBJETIVOS

### 5.1. Objetivo general

Describir aspectos ecológicos de *F. sparverius* en un ambiente desértico fragmentado y evaluar las afecciones sanitarias en la especie ante la disminución de la cobertura de vegetación nativa en el agro-ecosistema desértico.

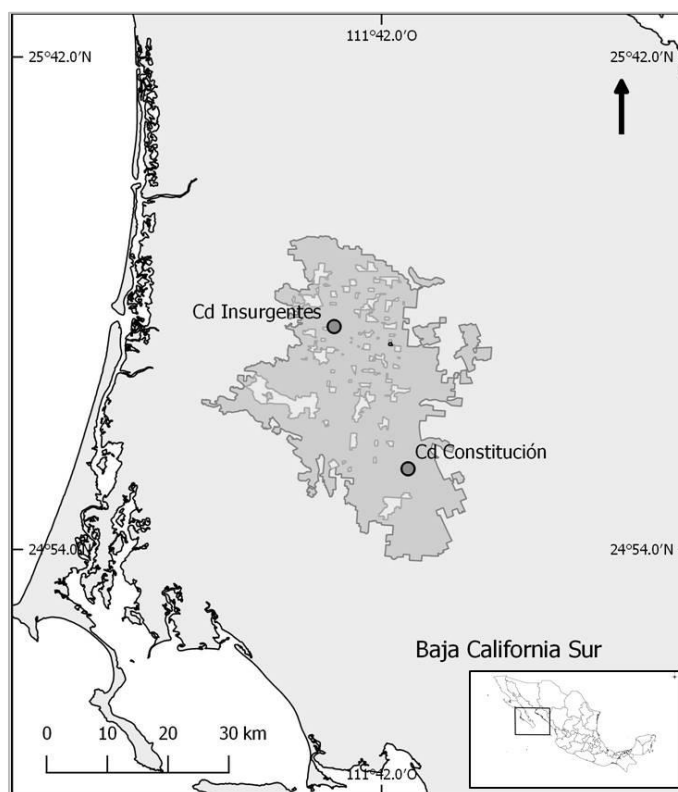
### 5.2. Objetivos particulares

- Describir la dieta reproductiva de *F. sparverius* y el hábitat de nidificación según la disponibilidad de vegetación nativa en la matriz agrícola.
- Analizar la utilización del hábitat reproductivo y no-reproductivo de *F. sparverius* a lo largo del año en la matriz agrícola.
- Evaluar la relación de variables morfológicas, de género y la condición física post-reproductiva de los individuos, en función de la calidad del hábitat en la matriz agrícola.
- Describir y analizar la comunidad de ectoparásitos y hemoparásitos en adultos de *F. sparverius* durante la post-reproducción, según su tamaño (como estimador diferencial de su origen) y la calidad del hábitat utilizado.
- Evaluar la genotoxicidad en la especie, expresada por la presencia de anomalías eritrocitarias en sangre a lo largo de la temporada post-reproductiva según la calidad del hábitat en la matriz agrícola.

## 6. MATERIAL Y MÉTODOS

### 6.1. Sitio de Estudio

El Valle agrícola de Santo Domingo es un área fragmentada del desierto sarcocaulé para desarrollo agrícola (1,372 km<sup>2</sup>) en el sur de la península de Baja California, México (Lat 24° 48'-25° 36'; Long 111° 43'- 111° 41.5') (Fig. 2).



**Figura 2.** Área fragmentada en el Valle de Santo Domingo, en Baja California Sur, Península de Baja California, México.

En esta área se pueden encontrar diferentes tipos de cultivos (maíz, naranja, plantaciones de espárragos, entre otras). Incluidos en la matriz agrícola existen parches naturales de diferentes tamaños (9.7% del área fragmentada; promedio = 1.96 km<sup>2</sup>, rango = 0.01 – 36.01 km<sup>2</sup>, ES ± 4.64); en los parches las especies de rapaces generalmente anidan. Estos parches están dominados por el matorral sarcocaulé (Figura 3), compuesto mayormente por *Fouquieria diguetii*, *Parkinsonia microphylla*, *Bursera* spp., *Prosopis* spp., *Jatropha cinerea*, *Lysiloma candidum*, *Pachycereus pringleii*, *Opuntia choya*, *Stenocereus gummosus*, *Lemaireocereus turberi* y *Lophocereus schottii* (129).



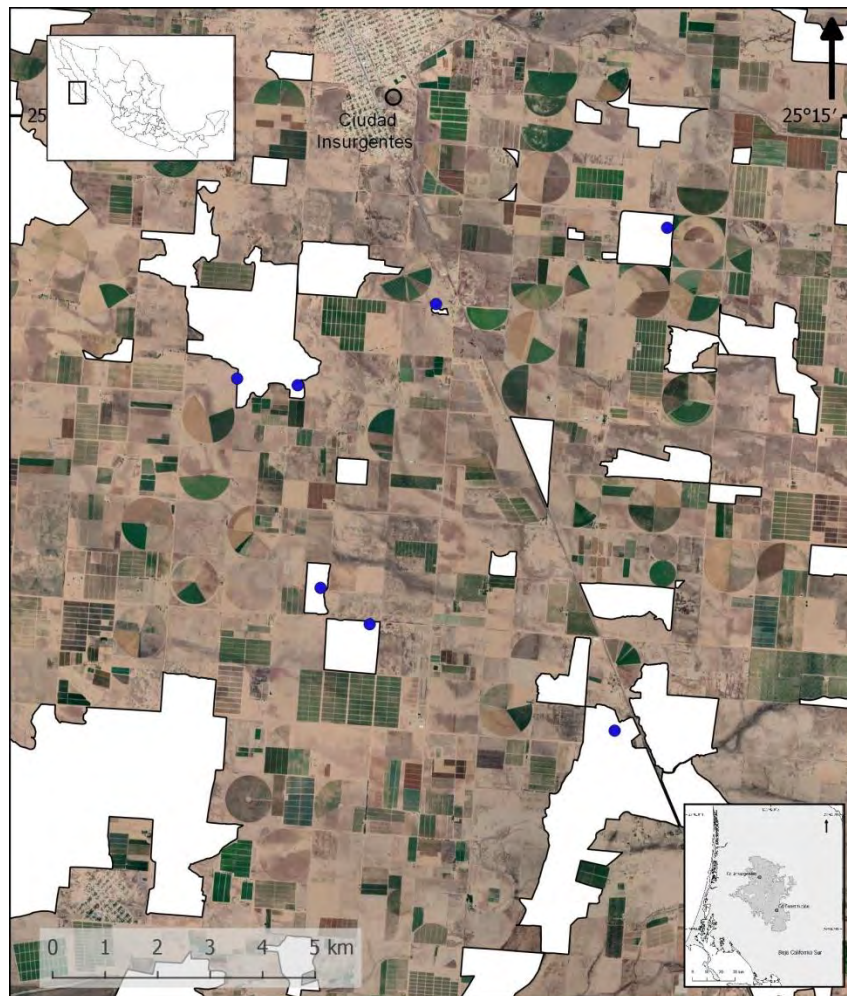


**Figura 3.** Parche remanente de matorral sarcocaulis nativo dentro de la matriz agrícola en el Valle de Santo Domingo, en Baja California Sur, México.

El clima es árido tropical, con una temperatura promedio anual de 22.8°C (9°C – 35°C), y una precipitación acumulada anual que promedia los 176.7 mm (serie 1984–2016), mayormente concentrada en los meses de verano y otoño (INEGI 2017).

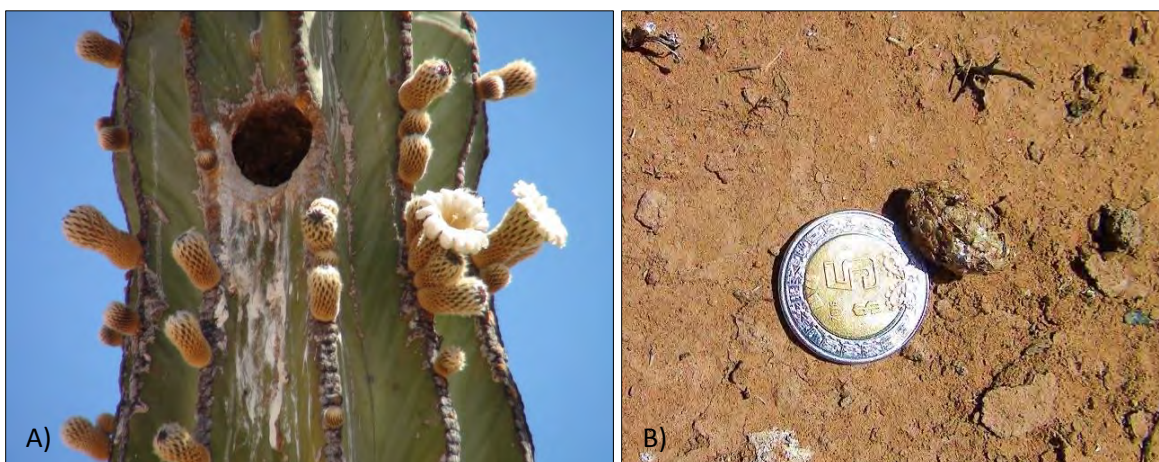
## **6.2. Análisis dietario y hábitat de nidificación**

Se recorrió el ambiente fragmentado del Valle agrícola de Santo Domingo y sus alrededores de vegetación continua, durante la temporada reproductiva 2017 (Marzo-Julio) en búsqueda de nidos de la subespecie. Se recolectaron 59 egagrópilas bajo nidos encontrados en la zona agrícola provenientes de 7 nidos (Fig. 4) y 46 egagrópilas de la zona de vegetación continua correspondientes a 4 nidos.



**Figura 4.** Localización de los nidos (puntos azules,  $n = 7$ ) dentro de la matriz agrícola, donde fueron recolectadas las egagrópilas en la temporada reproductiva del 2017 en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

Todas las egagrópilas de *F. s. peninsularis* fueron recolectadas debajo del Cardón gigante en los parches dentro de la matriz agrícola (Foto 5). Las egagrópilas recogidas se disgregaron y analizaron utilizando un estereomicroscopio (x20). Los ítems presa fueron identificados al nivel taxonómico más bajo posible. Las presas se identificaron utilizando colecciones de referencia en el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR).



**Figura 5.** A) Nido de *F. sparverius peninsularis* en el Cardón Gigante (*Pachycereus pringleii*) en parche de vegetación sarcocaula en el Valle agrícola de Santo Domingo. B) Egagrópila de *F. s. peninsularis* en escala regurgitada desde el nido y depositada en la base de un Cardón Gigante en el Valle agrícola de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

Los mamíferos se identificaron a nivel de especie en función del cráneo, mandíbulas, dientes y pelo. Se identificaron aves y reptiles utilizando cráneos y restos de mandíbulas, plumas y escamas. Los artrópodos se identificaron al nivel taxonómico más alto posible utilizando cabezas, mandíbulas, élitros, pinzas o aguijones, y cualquier resto útil. Se estimó la frecuencia relativa (calculada como porcentaje, %*N*), el porcentaje de ocurrencias (ítems por número de pellets analizados, %*O*) y el porcentaje de biomasa ingerida (%*B*). La contribución de cada presa en el consumo de biomasa se estimó multiplicando el número de individuos en cada pellet por la masa promedio (peso en gramos) de cada especie. Para calcular la biomasa ingerida, se utilizaron valores de peso promedio estándar de varios estudios (Tabla Anexada 1). Además, basados en estos valores se obtuvo el tamaño medio de presa (130):

$$TMP = \Sigma [frecuencia\ presa * peso\ presa] / n \quad (1)$$

También se calcularon parámetros descriptivos en la dieta como el índice de diversidad de Shannon-Wiener (*H'*), el índice varía de 0 (sin diversidad) a 5 (diversidad completa). También analizamos el índice de uniformidad de Pielou (*J'*) y, derivado del ancho de nicho del índice de Levin, calculamos el índice estandarizado de Levin (*B<sub>A</sub>*), los valores de *B<sub>A</sub>* cercanos a 1 indican

que las categorías de presas se utilizan en la misma magnitud (generalistas), los valores cercanos a 0 indican diferentes magnitudes de uso (especialistas).

Índice de diversidad de Shannon–Wiener:

$$H' = -\sum p_i \ln p_i \quad (2)$$

Índice de equitatividad de Pielou:

$$J' = H / H_{max} = -\sum p_i \ln p_i / \ln S \quad (3)$$

Índice estandarizado de amplitud de nicho Levin:

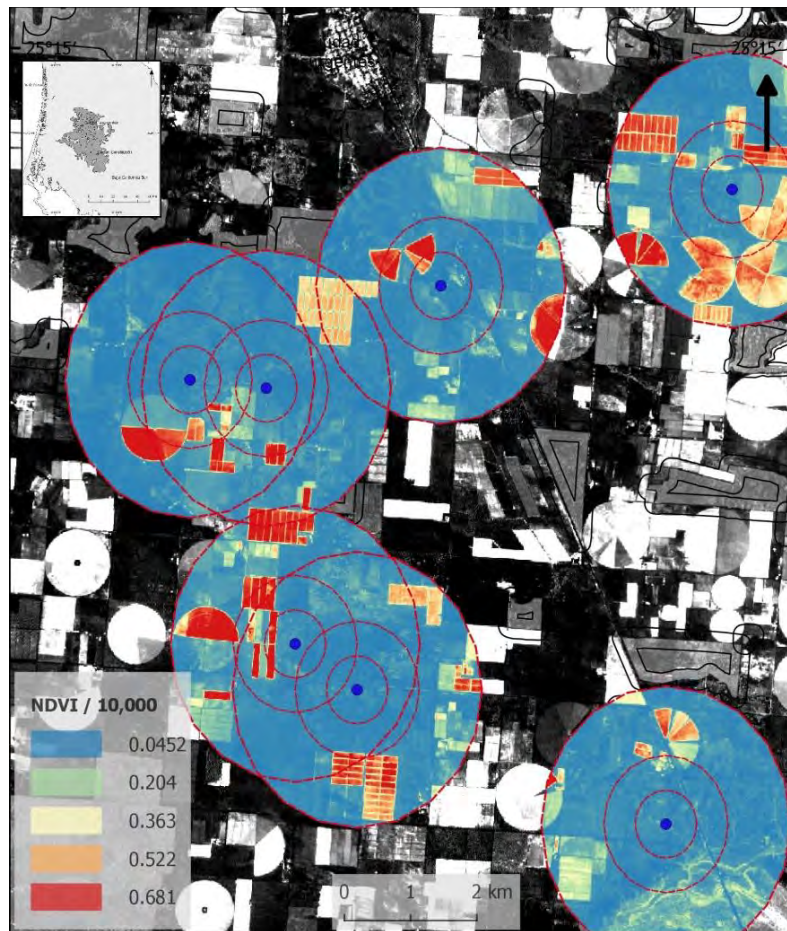
$$B_A = (B - 1) / (n - 1) \quad (4)$$

Complementariamente, se realizó un Análisis de Similitud (ANOSIM) a nivel de orden de presas en cuanto a sus frecuencias y biomásas encontradas entre las egagrópilas encontradas en el ambiente fragmentado y el ambiente de vegetación continua. El estadístico  $R$  para este análisis puede alcanzar valores de 1 el cual refleja una ausencia completa de similitud entre las dietas (disimilitud entre dietas es mayor que dentro de cada dieta), 0 y valores negativos reflejan una alta similitud entre las dietas analizadas. El valor  $P$  del test es calculado usando la proporción de arreglos aleatorios con los valores de  $R$  más altos que los de los valores de las muestras (131).

### 6.3. Uso de hábitat reproductivo y post-reproductivo

El uso de hábitat reproductivo fue en principio analizado mediante el hábitat de nidificación. Se georeferenciaron los nidos en la matriz agrícola, y se diseñaron buffers circulares con radios de 0.5, 1 y 2 km de largo desde el punto de nidificación (Fig. 6). La vegetación nativa fue demarcada en los diferentes parches que se encuentran dentro de la matriz agrícola. Se utilizaron imágenes satelitales provenientes del satélite SENTINEL 2 procesadas a través del software de uso libre Google Earth Engine por medio del cual se analizaron diversas métricas geográficas. Entre estas se calculó el área de vegetación nativa ( $m^2$ ) encontrada dentro de los buffers circulares antes mencionados (0.5, 1 y 2 km), y se obtuvieron valores de NDVI promedio (Índice Diferencial de Vegetación Normalizado) para estos diferentes buffers circulares en cada nido (Fig. 6).

Adicionalmente, se evaluó la posición de los nidos respecto a los bordes de los parches teniendo en cuenta un ancho de buffer de 100 metros fuera del parche y dentro del mismo.



**Figura 6.** Localización de los puntos de nidificación de *F. sparverius peninsularis* y radios de descripción de hábitat de nidificación (0.5, 1 y 2 km, líneas punteadas rojas) en imagen Sentinel 2 (resolución 15 m) para el cálculo de NDVI dentro de las respectivas circunferencias (en pseudocolor)

Complementariamente, se recorrieron 24 transectas de 2 km cada una en búsqueda de individuos de *F. sparverius* en la matriz agrícola del Valle de Santo Domingo, en Baja California Sur, México (Figura 8). Los recorridos se realizaron con dos observadores en el vehículo y a una velocidad igual o menor a 30 km/h (132), se detuvo el vehículo una vez detectados los individuos, se contabilizaron si eran más de uno y se midieron las distancias perpendiculares desde el vehículo hasta la ubicación del vehículo (Rangefinder Bushnell 10x25/5–700).

Las transectas se recorrieron en 4 ocasiones, durante la temporada reproductiva en 2018 durante los meses de Abril y Mayo-Junio y durante la temporada post-reproductiva 2019-2020 Diciembre y Febrero-Marzo. Las transectas incluyeron áreas agrícolas y áreas de vegetación nativa en los parches remanentes dentro de la matriz agrícola (Fig. 7). Se incluyeron en los análisis de las abundancias sólo los individuos detectados dentro de los 200 metros del rango de detección perpendicular al recorrido de la transecta.



**Figura 7.** Localización de las transectas recorridas en busca de individuos de *F. sparverius* en el Valle de Santo Domingo, en Baja California Sur, México.

Con la información de abundancia obtenida, se estimó la densidad de individuos por  $\text{km}^2$  en la temporada reproductiva y post-reproductiva, teniendo en cuenta el largo y el ancho de transecta (área efectiva de conteo) para el total de las transectas por las 2 repeticiones realizadas en cada temporada.

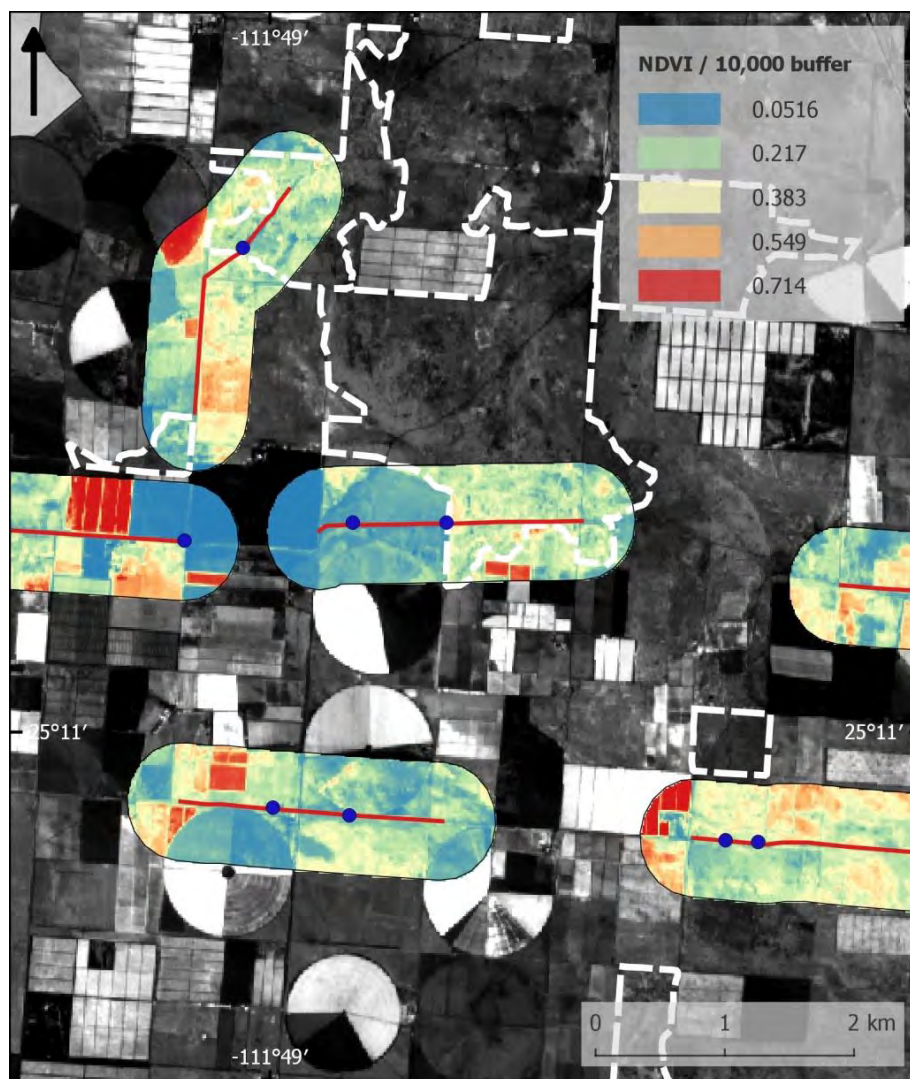
$$Densidad = (\text{individuos detectados} / (24 t * 2 r) * (2 km * 0.4 km)) \quad (5)$$

*(t = transectas, r = repeticiones)*

También se estimó el tamaño de grupo promedio para la temporada reproductiva y post-reproductiva. Cuando los individuos se encontraban en un rango no mayor a los 50 m de distancia entre ellos aproximadamente, fueron considerados parte del mismo grupo.

Se evaluó la presencia de la especie por transecta, para ello se ajustó un Modelo Lineal Generalizado (GLM) con una distribución de errores binomial utilizando como variables predictoras: 1) la temporada muestreada (reproductiva y post-reproductiva), 2) el área de vegetación natural incluido en el buffer que rodea cada transecta con una distancia de 1 km y finalmente, 3) el Índice de Vegetación Normalizado (NDVI) promedio incluido dentro de estos buffers alrededor de cada transecta (Fig. 8).

De la misma manera, para evaluar las variables que mejor se ajustan a la abundancia de la especie se ajustó un GLM Mixto de medidas repetidas utilizando el paquete “nlme”, llevándose a cabo una selección de modelos mediante el paquete “MuMIn” en la plataforma Rstudio 1.3.959 (R 4.0.1, R Core Team 2020).



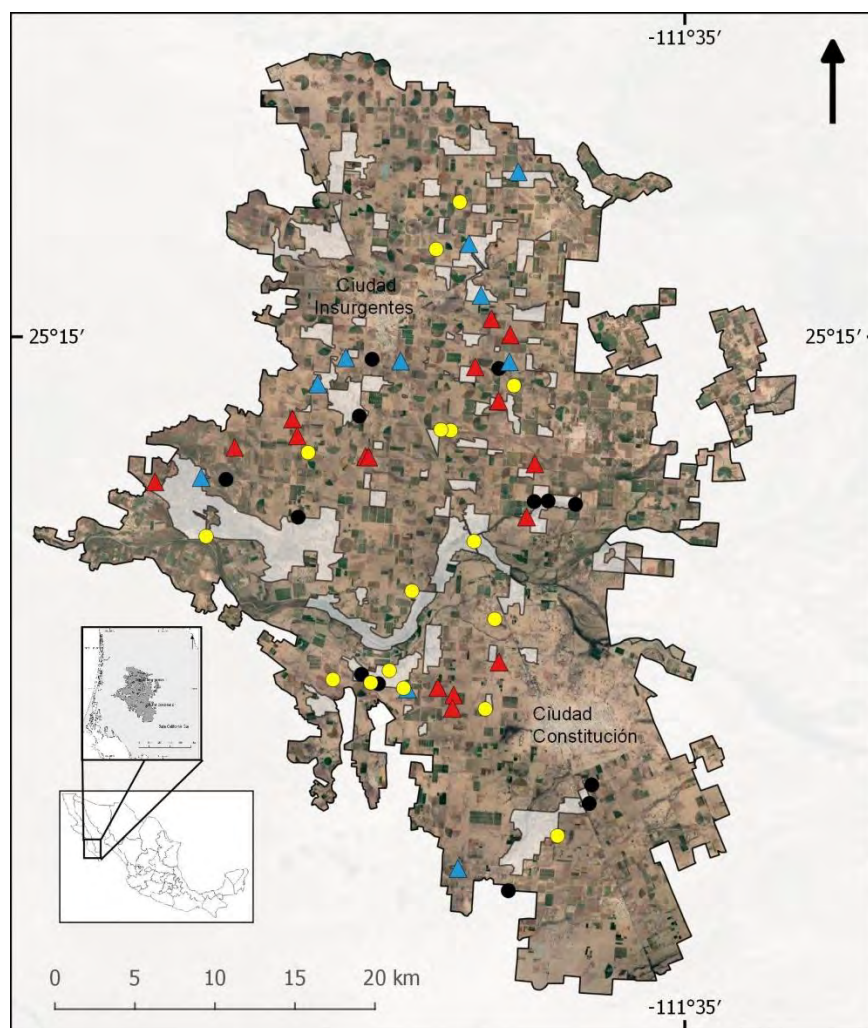
**Figura 8.** Imagen de extracción del Índice Diferencial de Vegetación Mejorada (NDVI) mediante buffer (clasificación color espectral) de 0.5 km en las transectas muestreadas (rojo) en busca de *F. sparverius* de imagen Sentinel 2 (resolución 15 m) en la temporada post-reproductiva 2019-2020 Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. Nótese los parches de vegetación nativa en línea punteada blanca y cultivos activos dentro de los buffer en colores rojizos.

Complementariamente se evaluaron las proporciones y densidades de la especie en el área según el género. Se calcularon las densidades por temporada y por el tipo de ambiente (agrícola y parches de vegetación nativa). También se ajustó un GLM con distribución de errores del tipo binomial para evaluar la presencia por transecta en relación a la temporada de muestreo, la magnitud del área de vegetación nativa en el buffer y el NDVI promedio en el mismo.



#### 6.4. Condición física, tamaño corporal y hábitat post-reproductivo

Se capturaron 56 individuos del Cernícalo Americano en el otoño de 2018 (Noviembre; n = 16) y 2019 (Diciembre; n = 10), e invierno de 2019 (Febrero; n = 17) y 2020 (Febrero-Marzo; n = 13) (Fig. 9).



**Figura 9.** Localización de los puntos de captura de *F. sparverius* en las temporadas 2018-2019 y 2019-2020 en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. (otoño 2018: triángulos rojos, invierno 2019: círculos amarillos, otoño 2019: triángulos azules e invierno 2020: círculos negros).

La búsqueda de individuos para su captura fue realizada al azar, abarcando la mayor parte de la matriz agrícola y sus parches de vegetación nativa en el Valle de Santo Domingo. Los mismos fueron capturados mediante trampas Bal-Chatri en la cual un Ratón doméstico (*Mus musculus*) de aproximadamente de 20 g de peso, proveniente del Bioterio del CIBNOR, fue utilizado como

cebo para atraer a los individuos los cuales quedan atrapados por sus garras en la trampa (Fig. 10).



**Figura 10.** Hembra de *F. sparverius* sobre trampa Bal-Chatrri con un Ratón doméstico (*Mus musculus*) durante la temporada de invierno (Febrero) de 2019, en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

Sobre los individuos capturados se diferenciaron los individuos según el género al ser fácilmente identificables por presentar dimorfismo sexual, además de diferenciar adultos de juveniles por poseer estos últimos sus plumas descoloridas de la coronilla (33,34). Los machos se diferencian por poseer manchas negras redondeadas que se superponen a un plumaje pectoral de color canela y un plumaje gris azulado en las plumas cobertoras de las alas (Fig. 11). Las hembras poseen plumas café entremezcladas en su plumaje pectoral blanco y plumas cobertoras de las alas de color café barradas (Fig. 12). Los sub-adultos al no ser identificables por plumaje no fueron diferenciados de los adultos.

Las aves capturadas fueron medidas mediante regla y calibre digital (mm) en lo que respecta al largo de pico y culmen (Fig. 13), largo de cuerda alar, largo de cola y largo de tarso. Complementariamente los individuos fueron pesados (g) con una balanza digital y anillados para su identificación por si existiera una potencial recaptura.

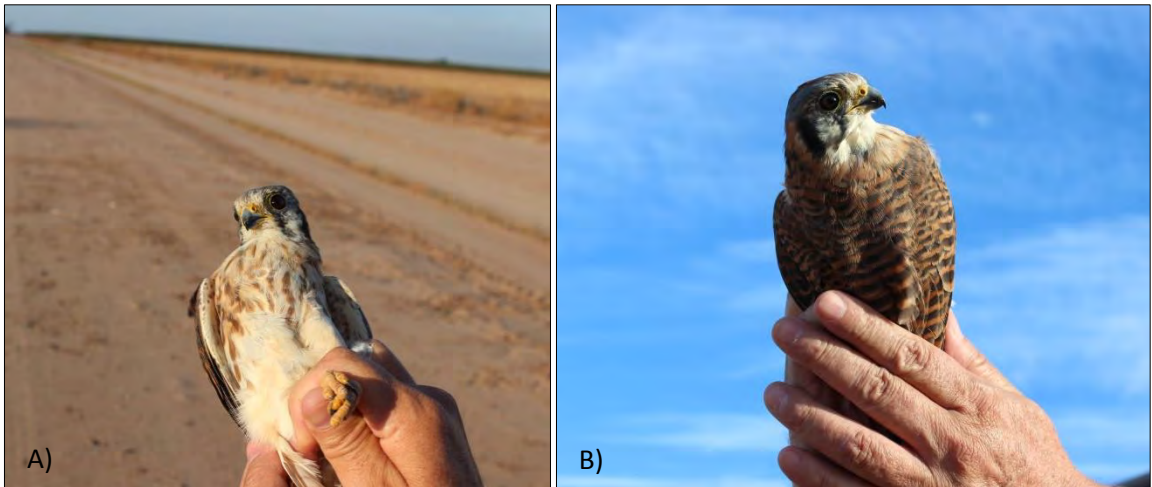
Una vez obtenidos estos valores morfométricos, se compararon los valores entre sexos mediante un Análisis de la Varianza (ANOVA) y se llevó a cabo un análisis de dimorfismo sexual (Di) para cada métrica por sexo (133):

$$Di = 100 * (\bar{x}_f - \bar{x}_m) / [0.5 * (\bar{x}_f + \bar{x}_m)] \quad (6)$$

Siendo  $\bar{x}_f$  el valor promedio de cada métrica en el caso de las hembras y  $\bar{x}_m$  en el caso de los machos.



**Figura 11.** A) y B) Macho de *F. sparverius* con su característico plumaje pectoral de manchas negras y plumas cobertoras de coloración gris-azulada de las alas. Individuo capturado en Diciembre de 2019, en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.



**Figura 12.** A) y B) Hembra de *F. sparverius*, con sus plumas color café en su plumaje pectoral blanco y plumas cobertoras de las alas de coloración café barrada en negro. Individuo capturado en Noviembre de 2018, en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

En cuanto a las estimaciones de condición física, diferentes metodologías (morfológicas, bioquímicas o fisiológicas) han sido propuestas como apropiados índices de condición física (134). Teniendo en cuenta las mediciones morfológicas, los parámetros morfométricos que se utilizan mayormente son la masa corporal ( $M$ ) y mediciones de longitud ( $L$ ) como pueden ser, en aves particularmente, el largo de cuerda alar, cola, culmen o largo total como las más utilizadas, en el cual su objetivo último es interpretar las variaciones de  $M$  para un determinado  $L$  como un atributo de “la condición” de los individuos (135).



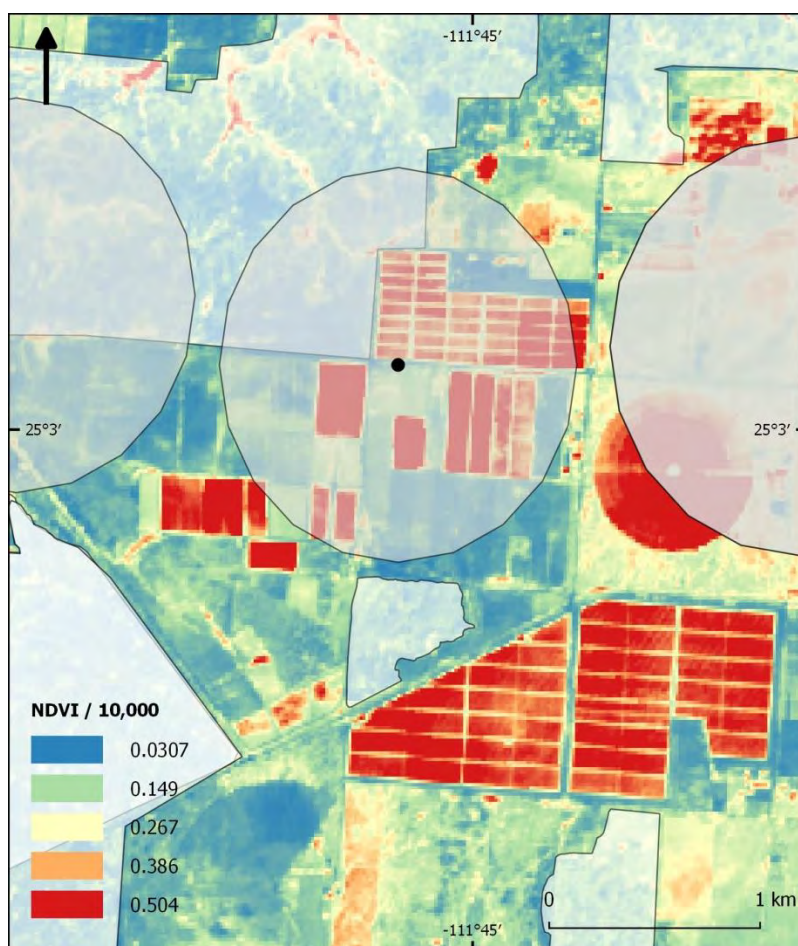
**Figura 13.** Largo de culmen (a) y largo de pico (b) en macho de *F. sparverius* capturado en Febrero de 2019, en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

Los métodos tradicionales relacionan tasas indicadoras entre  $M$  y  $L$ , como puede ser el índice de Fulton ( $K = M/L^3$ ) o el índice de Quetelet ( $BMI = M/L^2$ ) muy utilizados en las ciencias de la salud (136,137). Otros autores utilizan una medida estructural para construir una regresión en base a valores esperados (OLS: "Ordinary least squares") y evaluar la condición física en orden a la distancia de los valores residuales ( $R_i$ : Residual index) de  $M$  respecto a la regresión obtenida (138). Otros estudios, obtienen un índice de tamaño corporal basado en un análisis de componentes principales de más de una medida estructural (RMA: "Reduced major axis") y calculan la distancia de los residuales como un índice de condición física (139–141). Por otro lado, se propone el escalamiento entre la masa corporal y el tamaño de los individuos (conocido con la sigla  $\dot{M}_i$ ) para la estimación de la condición física, ya sea por la edad o por cuestiones meramente de alometría (142,143). Diversas controversias han sido evidentes en las últimas dos décadas referentes a las diferentes metodologías llevadas a cabo en diferentes estudios de condición física (135,144). La mayor parte de los estudios realizados sobre la condición física del Cernícalo Americano han sido llevados a cabo en la temporada reproductiva mediante el método RMA (89,145) y otros aplicando una potencia cúbica ( $L^3$ ) a la décima pluma primaria para estimar el índice mediante OLS (146). Hasta el momento, el único estudio realizado en el que se estimó la condición física del Cernícalo Americano durante la temporada post-reproductiva ha sido llevado a cabo en la región centro-norte de Estados Unidos mediante el método RMA (31). Dependiendo la especie estudiada, estos diferentes métodos para obtener un índice de condición física han tenido diversos resultados, por ejemplo el método OLS ha sido exitoso en predecir las reservas de lípidos (la reserva energética mayormente) en algunas poblaciones de aves, en lugar de los métodos RMA y otros métodos en los cuales la variable respuesta es transformada (144,147).

En el presente estudio, se obtuvieron las medidas de talla ( $L$ ) y de peso ( $M$ ) de cada individuo y fueron utilizadas para obtener diferentes índices de condición física. Cada tipo de índice, ya mencionados anteriormente, aspira a reflejar la situación de la condición física en cada individuo. En el caso del presente estudio se obtuvieron los índices de condición física llevados a cabo en la especie y en otras aves rapaces, y se compararon sus ajustes para poder aplicar el mejor índice en la evaluación de la condición física de la especie. Los índices llevados a cabo fueron: 1) aplicando la potencia cúbica a una medida de talla ( $L^3$ ) y estimando la condición física

por la distancia de los residuales a los valores esperados de una regresión de  $L^3$  en función del peso (66), 2) se estimó el RMA utilizando diferentes medidas de  $L$  (largo de cuerda alar y cola) mediante un análisis de componentes principales obteniendo un índice de tamaño corporal y obtener un índice de condición por medio de los residuos obtenidos mediante la regresión entre el índice de tamaño corporal y el peso (139), 3) se utilizó un solo parámetro  $L$  (OLS), en este caso el largo de cuerda alar para estimar la condición física mediante residuos de la regresión obtenida entre el largo de cuerda y el peso (144), y finalmente 4) se realizó un escalamiento entre la masa corporal y el tamaño de los individuos para obtener un set de medidas de peso esperada para cada talla (142), obteniendo los índices de condición física por la distancia de los residuos al ajuste de los valores esperados al descartar los valores extremos (148).

Los individuos capturados también fueron georeferenciados (Garmin GPS Map 64S) en su punto exacto de captura. Teniendo esta información de geolocalización, para cada individuo se calculó el área de los parches de vegetación nativa incluida en una circunferencia de 1 km de radio en el punto de captura (Fig. 14), teniendo en cuenta que el rango de utilización de hábitat de la especie se encuentra entre 0.24-1.1 km de radio durante la temporada reproductiva y post-reproductiva en áreas fragmentadas (149,150), reduciéndose aún más durante etapas no-reproductivas por un incremento de la competencia (71). Dentro de esta circunferencia también se obtuvo el promedio del Índice Diferencial de Vegetación Normalizada (NDVI) de imágenes satelitales en las fechas de captura proveniente del satélite Sentinel 2 (15 m de resolución). Estas imágenes fueron obtenidas y procesadas mediante los soportes digitales de acceso libre Google Earth Engine ([www.earthengine.google.com](http://www.earthengine.google.com)) y QGIS 3.14.0.



**Figura 14.** Índice Diferencial de Vegetación Mejorada (NDVI) procesado en imagen satelital proveniente de satélite Sentinel 2 del Valle Agrícola de Santo Domingo, México. Nótese los parches de vegetación natural (blanco transparentado) y las circunferencias de 1 km de radio en los puntos de captura.

Estos factores serán evaluados en función de los valores morfométricos, de condición física y de género de cada individuo, teniendo en cuenta el supuesto de que los individuos de menor tamaño al ser segregados presentarían áreas de menor productividad así perjudicando su condición física.

Para evaluar los ajustes de las diferentes metodologías al calcular los índices de condición física fueron comparados los  $R^2$  y  $R^2$  ajustados obtenidos en la elaboración de la regresión de valores esperados. Según el mejor ajuste, se evaluó el índice de condición física según la temporada de captura (otoño e invierno), el año y el sexo, mediante ANOVA de una vía, luego de evaluar normalidad mediante el test de Shapiro-Wilk. Se estimó el NDVI encontrados en los buffer de 1

km de radio y se evaluaron diferencias mediante ANOVA de dos factores teniendo en cuenta la temporada y el año de muestreo. Se evaluaron diferencias entre machos y hembras en la cantidad de vegetación nativa y los valores de NDVI encontrada en los buffer de 1 km ambos mediante ANOVA de una vía. Complementariamente, se evaluaron estos últimos (área de vegetación nativa y NDVI) en relación al largo de cuerda alar en función del sexo mediante un análisis GLM con distribución gaussiana.

### **6.5 Recolección de ectoparásitos**

Para las aves capturadas ( $n = 56$ ) se revisó toda la superficie corporal superficiales y las partes que forman el espacio entre el denso plumaje y la epidermis de forma sistemática por 5 minutos (151). En el caso específico de las alas, se revisaron detenidamente luego de ser extendidas por 30 segundos para posteriormente ser cepilladas sobre una hoja blanca, y peinadas durante 60 segundos para la recolecta de otros posibles parásitos como ácaros (152). Moscas hematófagas, piojos y otros parásitos de mayor dimensión, se colocaron luego de extraídos en tubos Eppendorf con alcohol al 90% para su posterior determinación en el Laboratorio de Acarología en el Departamento de Biología Comparada de la Facultad de Ciencias de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM).

Una vez en el laboratorio, las muestras de ectoparásitos (salvo moscas hematófagas) fueron aclaradas por 18 a 48 horas en potasa (KOH) al 10% y luego colocadas en agua destilada, para luego ser deshidratadas en series graduales de alcohol y ser montadas en un portaobjetos con bálsamo de Canadá (153). Las moscas hematófagas fueron etiquetadas y conservadas en viales con etanol.

Todos los ectoparásitos fueron determinados taxonómicamente, mediante claves especializadas para cada uno de los grupos de artrópodos (91,154,155).

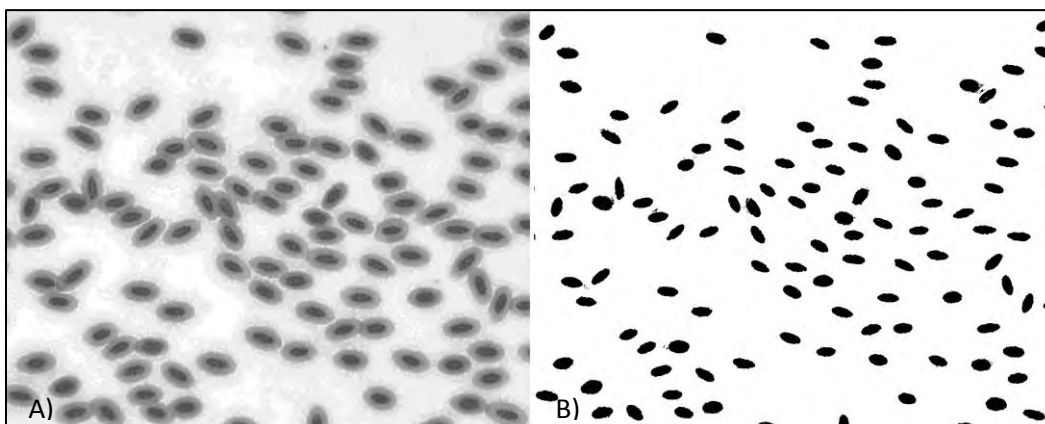
Se determinó la riqueza y diversidad de Shanon-Wiener ( $H'$ ) de ectoparásitos, la prevalencia y la intensidad promedio (156). Se estimaron las distancias promedio entre los individuos que presentaron ectoparásitos para cada taxón, se identificó la característica del paisaje donde se realizó la captura (agrícola o vegetación sarcocaule), y se analizó la disposición espacial de los casos en la matriz mediante el índice de vecinos próximos (157). Este índice define una disposición aleatoria con valores próximos a 1, en la que la localización de los casos se



presentan geográficamente al azar, una disposición agregada con valores menores a 1, cuando los casos se concentran en cierto sector del sitio de estudio, y la disposición dispersa con valores mayores a 1, cuando los casos se presentan con distancias máximas entre ellos.

### **6.7. Análisis de hemoparásitos en sangre**

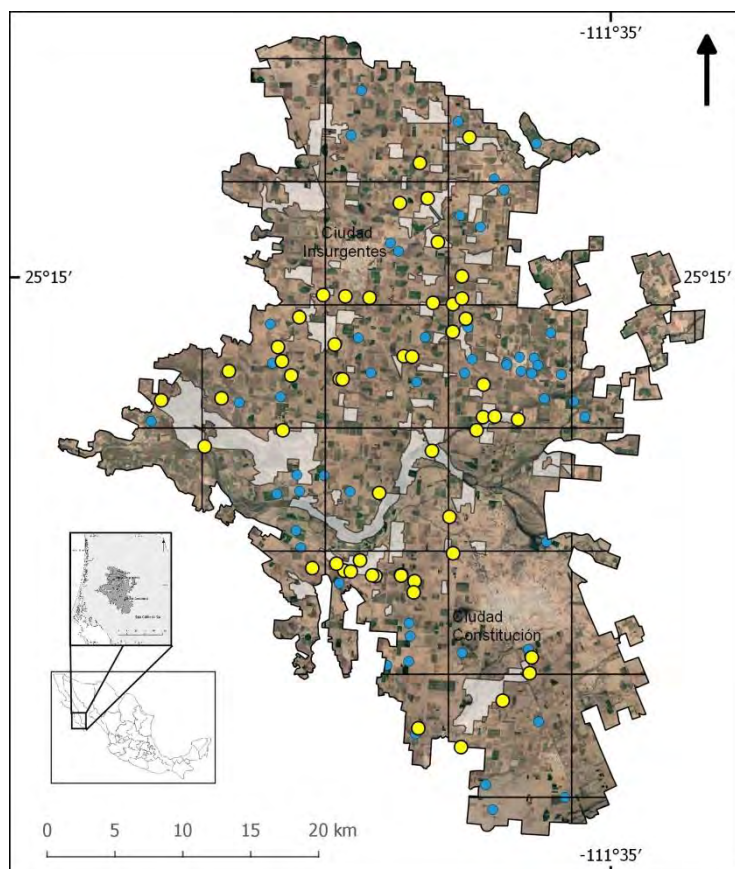
Sobre los 56 individuos capturados y anillados durante el otoño de 2018 (Noviembre; n = 16) y 2019 (Diciembre; n = 10), e invierno de 2019 (Febrero; n = 17) y 2020 (Febrero-Marzo; n = 13), se extrajo sangre de la vena braquial con la cual se dispuso en un portaobjetos para realizar un frotis sanguíneo por cada ave capturada. Cada frotis fue secado y fijado en metanol absoluto por 1 minuto. Una vez en el laboratorio las muestras sanguíneas fueron teñidas con colorante Giemsa 1:10 por 8 minutos (158). Los frotis sanguíneos fueron analizados mediante microscopio óptico Olympus BX 41, se fotografiaron al azar 8 imágenes en cada frotis con una cámara Nikon DS-Ri1 incorporada al microscopio óptico utilizando un lente de magnificación 100x (159). De los 56 frotis obtenidos, 54 presentaron las condiciones óptimas para ser analizados, obteniéndose 440 imágenes totales para realizar los conteos de células. Se revisaron las imágenes en búsqueda de hemoparásitos, una vez detectados fueron fotografiados y determinados (95), y se calculó la prevalencia de los mismos en la especie en el sitio de estudio (95). Para estimar la carga de hemosporidios, primero se contabilizaron eritrocitos por imagen (8 por individuo) mediante el software ImageJ 1.52s. Estas microfotografías fueron primero convertidas a imágenes de 8-bit blanco y negro, permitiendo reconocer y contabilizar los eritrocitos mediante un umbral de parámetros como la circularidad y el tamaño (pixels<sup>2</sup>) (Fig. 15). Una vez conocida la cantidad de eritrocitos por imagen, se estimó la abundancia de hemosporidios cada 10,000 eritrocitos por individuo.



**Figura 15.** A) Fotomicrografía (1000x) de eritrocitos en frotis sanguíneo convertido en imagen blanco y negro (8-bit). B) Conversión de la imagen mediante el software ImageJ basado en patrones de circularidad y tamaño ( $\text{pixel}^2$ ) para ser luego contabilizados.

Entre las características individuales puestas a prueba como variables explicativas a analizar se tuvo en cuenta el largo de cuerda alar (mm) como una aproximación del tamaño corporal. Las medidas morfométricas que correspondieron al largo de cuerda alar y el peso (g) fueron utilizadas para estimar la condición física mediante el Índice de Masa Escalada, índice que mejor representa la condición física de los individuos en la especie, detallado en el capítulo mencionado anteriormente (143). Este índice que representa la condición física por individuo, también fue evaluado como potencial covariable ante la presencia de hemoparásitos.

En cuanto al análisis de las condiciones espaciales en las zonas donde los individuos fueron capturados, se tomaron los puntos de captura de cada individuo como referencia. Se elaboró una matriz de cuadrats (10 x 10 km) (Fig. 16), para diferenciar las diferentes zonas del área de captura, y se contabilizó mediante la utilización de imágenes satelitales (Sentinel 2, 15 m de resolución) la cantidad de estanques de agua utilizadas por la agricultura (en su mayor parte) y la ganadería en el sitio de estudio. Estos estanques reflejan la fuente y disponibilidad de agua utilizada para las actividades agropecuarias, las cuales son el recurso vital para la reproducción de los dípteros (como *Culicoides* sp.) del que muy probablemente depende el desarrollo y la abundancia de estos vectores en zonas agrícolas (105,160).



**Figura 16.** Individuos capturados de *F. sparverius* en las temporadas 2018-2019 y 2019-2020 (amarillo) en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. En azul se pueden localizar depósitos de agua a cielo abierto utilizados para diversos objetivos.

Por otro lado, para evaluar la influencia de la vegetación nativa de estas zonas áridas en la carga y prevalencia de hemoparásitos, se identificaron y estimaron los tamaños ( $\text{km}^2$ ) de los parches de vegetación nativa en un radio de 1 km alrededor de los puntos de captura georeferenciados.

Es conocido que los centros urbanos pueden incrementar la oferta de parásitos (ecto, endo y hemoparásitos) por las diferentes actividades humanas asociadas a los mismos. Es por esto último, que se utilizó como covariable la distancia de los puntos de captura a los márgenes de los centros urbanos (Ciudad Constitución y Ciudad Insurgentes) para analizar si existe alguna relación con la carga y prevalencia de hemoparásitos en las muestras. También se midió la distancia para cada individuo capturado con el individuo infectado de mayor proximidad en búsqueda de una relación por cuestiones relacionadas al contagio por proximidad geográfica.

Por último, basado en los estudios que señalan a ectoparásitos como potenciales vectores de *Haemoproteus* sp. (87,95), se incluyó como covariable la prevalencia de moscas hematófagas y otros ectoparásitos encontrados en los individuos capturados para explicar la carga y prevalencia de hemoparásitos.

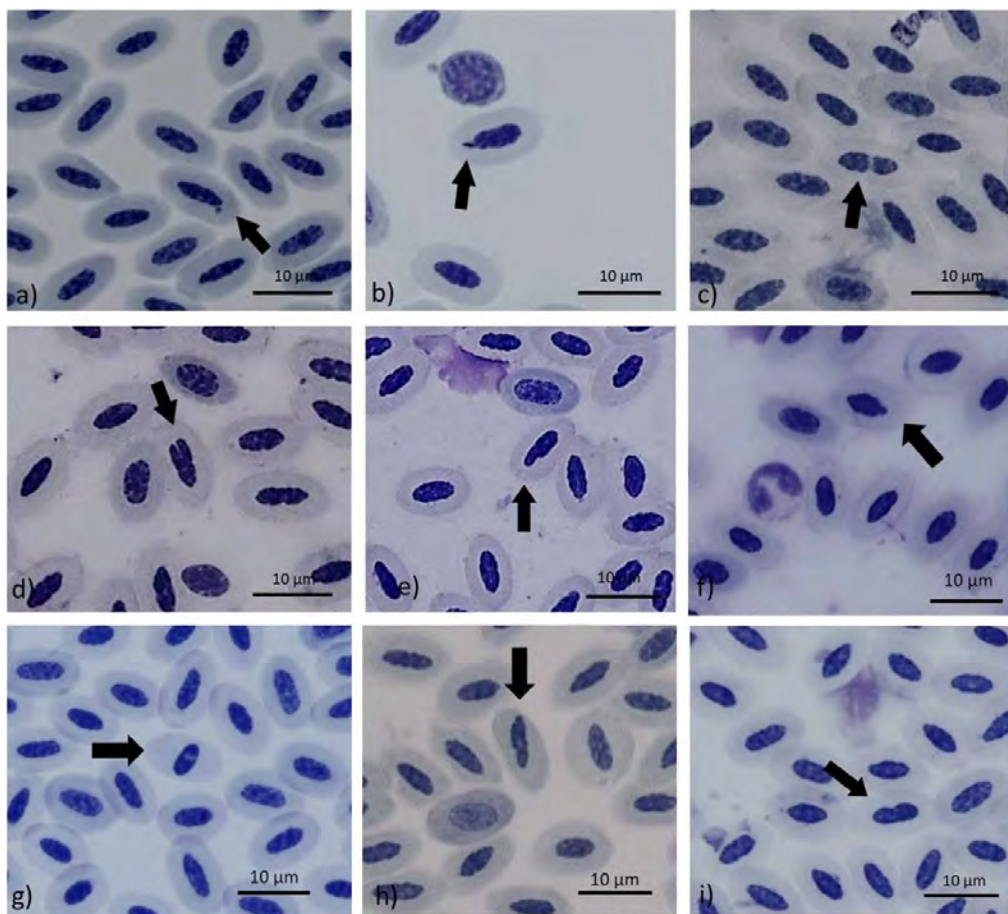
Para evaluar la prevalencia de hemosporidios en los individuos capturados, se ajustó un Modelo Lineal Generalizado (GLM) con distribución binomial, siendo evaluadas como variables explicativas: temporada, condición física, índice de tamaño, género, área de vegetación natural, distancia a los desarrollos urbanos, frecuencia de fuentes de agua para riego próximas y ocurrencia de ectoparásitos. En cuanto a las cargas, se analizó mediante el Factor de Inflación de la Varianza (VIF) el grado de colinealidad entre las variables para descartar aquellas que presenten un alto grado de colinealidad. Posteriormente se ajustó un modelo con la abundancia de eritrocitos como covariable, utilizando una distribución Binomial Negativa para evaluar las cargas, luego de evidenciarse sobredispersión de los datos al ajustar un modelo con distribución Poisson. Para evaluar el ajuste de los diferentes modelos de prevalencia y carga, se llevó a cabo un análisis de selección para estimar que modelo representa mejor la variabilidad de la información usando el Criterio de Información de Akaike (AIC) (161).

Para los análisis estadísticos se utilizaron los paquetes “MASS”, “car” y “AER” a través de la plataforma Rstudio 1.3.959 (R 4.0.1, R Core Team 2020). Los análisis espaciales fueron llevados a cabo mediante el software QGis versión 3.12.2, usando imágenes SENTINEL 2 (resolución 10 m) e imágenes Landsat (obtenidas de Google Earth Pro y [www.earthexplorer.usgs.gov](http://www.earthexplorer.usgs.gov)).

### **6.7. Ocurrencia de anomalías eritrocitarias**

Sobre los 54 frotis sanguíneos de los individuos capturados durante las temporadas 2018-2019 y 2019-2020, teñidos con Giemsa 1:10 (158), se capturaron 8 imágenes por frotis mediante microscopio óptico con una magnificación de 100 x (Olympus BX 41 + Nikon DS-Ri1 camera) (162). Los frotis fueron analizados al azar y por un único observador para reducir el error experimental (119). Se contabilizaron la cantidad de eritrocitos con núcleos anómalos sobre la cantidad de eritrocitos totales, estos fueron contabilizados en las 8 imágenes por frotis pertenecientes a un individuo. Para este propósito se utilizó el programa ImageJ 1.52 s que permite identificar y contar los eritrocitos teniendo en cuenta la circularidad y tamaño de los

núcleos (pixel<sup>2</sup>). Cada eritrocito anómalo fue fotografiado y categorizado (Fig. 17) cómo MN o NA; en el caso de ser clasificado como MN se tomó en cuenta que a) el diámetro del MN debiera ser entre 1/6 – 1/3 del diámetro del núcleo central, b) los MN son no refractarios comparados con otro tipo de partículas, c) los MN no están conectados al núcleo central, d) los bordes de los MN deben ser distinguibles de los de la envoltura nuclear y e) el color de los mismos son similares al del núcleo central, sin embargo podrían presentar un color más intenso (115,119). Los NAs fueron clasificados dependiendo de sus características morfológicas en el núcleo: 1) con constricciones simétricas, 2) con constricciones asimétricas, 3) seccionado, 4) desplazado, 5) arriñonado (117,119), y/u 6) otro tipo de anomalía morfológica. Los eritrocitos con anomalías morfológicas fueron evaluados en su circularidad utilizando el programa ImageJ. Se calcularon las prevalencias porcentuales en los individuos que poseen los diferentes tipos de anomalías morfológicas, y se calcularon las frecuencias de MNs y NAs cada 10,000 eritrocitos (111).



**Figura 17.** a, b) micronúcleo, c) constricción simétrica, d) seccionado, e, f) constricción asimétrica, g) núcleo desplazado, h) otras anomalías, i) núcleo arriñonado.

En lo que se refiere a las características individuales se incluyó el género (fácilmente distinguible por su dimorfismo sexual), el tamaño de los individuos basados en el largo de la cuerda alar como aproximación de la talla (40), la condición física, para la cual se utilizó el largo de cuerda alar y el peso para estimar el Índice de Masa Escalado (143). Teniendo en cuenta el acotado período de vida de los eritrocitos en las aves (28–45 días)(163), la formación de MNs o NAs pueden dar información sobre la exposición a pesticidas en el corto plazo. Al final del verano y el otoño en el área de estudio ocurren precipitaciones más abundantes que en la temporada invernal, momento en el cual se aplican mayormente los pesticidas como mencionamos con anterioridad. Esto último, tiene como consecuencia una estacionalidad determinada de los pesticidas en función de la abundancia de artrópodos que perjudican los cultivos, es por esto que se espera que las anomalías de los eritrocitos varíen estacionalmente siendo más frecuentes durante el otoño. Por este motivo se incluyeron las variables temporales como la estación de muestreo (otoño e invierno) y los años de muestreo post-reproductivo (2018-2019 y 2019-2020) para ser evaluadas como potenciales variables explicativas de las prevalencias y cargas de anomalías eritrocitarias.

En cuanto a la actividad agrícola y los puntos de captura, sería esperable que los individuos que ocupan zonas dónde la actividad agrícola es intensa sean más afectados en sus eritrocitos. Como mencionamos anteriormente, el Cernícalo Americano exhibe un “home range” reducido (0.24 – 1.1 km) en áreas fragmentadas durante la temporada reproductiva (149,150), reduciéndose aún más durante la post-reproducción en respuesta a un incremento en la competencia (71). Teniendo esto en cuenta, los puntos de captura que presentan mayor cobertura de vegetación nativa estaría relacionado a una menor incidencia de pesticidas en comparación a aquellos individuos capturados en zonas de menor cobertura de vegetación de matorral sarcocaulé. Para este análisis se utilizaron imágenes SENTINEL 2 de 10-m de resolución e imágenes Landsat de 30-m de resolución que corresponden a las fechas entre el 6 de Noviembre de 2018 y 15 de Febrero de 2020 (utilizadas mediante Google Earth Pro y [www.earthexplorer.usgs.gov](http://www.earthexplorer.usgs.gov)), en las cuales se identificaron los parches de vegetación nativa en un radio de 1 km alrededor de los puntos de captura georeferenciados y estimadas las áreas de cobertura (km<sup>2</sup>). El procesamiento de las imágenes satelitales fueron realizadas mediante los programas QGIS 2.1.8 y Google Earth Engine.

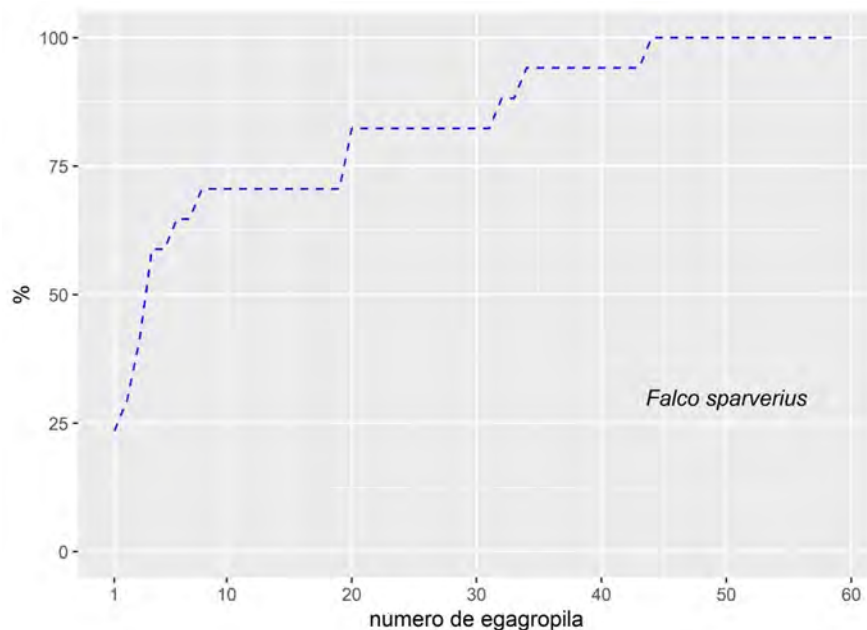
Se contabilizaron los eritrocitos con anomalías nucleares según sus tipos (MNs, con constricciones simétricas y asimétricas, núcleos desplazados, seccionados, arriñonados, y otras anomalías) por individuo, y se ajustó un Modelo Lineal Generalizado (GLM) con distribución de errores de tipo Poisson poniendo a prueba como variables predictoras al año de muestreo, temporada (otoño e invierno), largo de cuerda alar, género, cobertura de la vegetación nativa y la condición física. Para evitar la colinealidad de variables se utilizó el factor de inflación de la varianza. Las frecuencias de MN y NA fueron analizados mediante el ajuste de un GLM con distribución de errores Binomial Negativa al presentar estas frecuencias sobredispersión al aplicarse la distribución del tipo Poisson (164), utilizando el número de eritrocitos por campo como covariable en el análisis para estandarizar los conteos. Se identificaron y seleccionaron las variables predictoras que mejor explicaron la variación en la frecuencia de MN y NA utilizando el Criterio de Información de Akaike para muestras pequeñas (161).

Los análisis estadísticos se realizaron utilizando los paquetes “MASS”, “car”, “MuMin” y “AER” mediante el software R 4.0.1 (R Core Team 2020).

## 7. RESULTADOS

### 7.1. Dieta

En el ambiente fragmentado, se encontraron 308 ítems presa, con un promedio de 5.2 ítems por pellet regurgitado (rango = 1-23, DS  $\pm$  4.07). Para el ambiente de vegetación continua se encontraron 233 ítems presa, con un promedio de 5.06 ítems por pellet regurgitado (range = 1–15, DS =  $\pm$  3.4). Durante el análisis de egagrópilas, el 80% de las presas fueron identificadas al llegar al 30% aproximadamente del total de egagrópilas analizadas (n = 59, Fig. 18).



**Figura 18.** Número porcentual (%) de categorías identificadas en función del número de egagrópilas analizadas de la especie en estudio durante la temporada reproductiva 2017 en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México

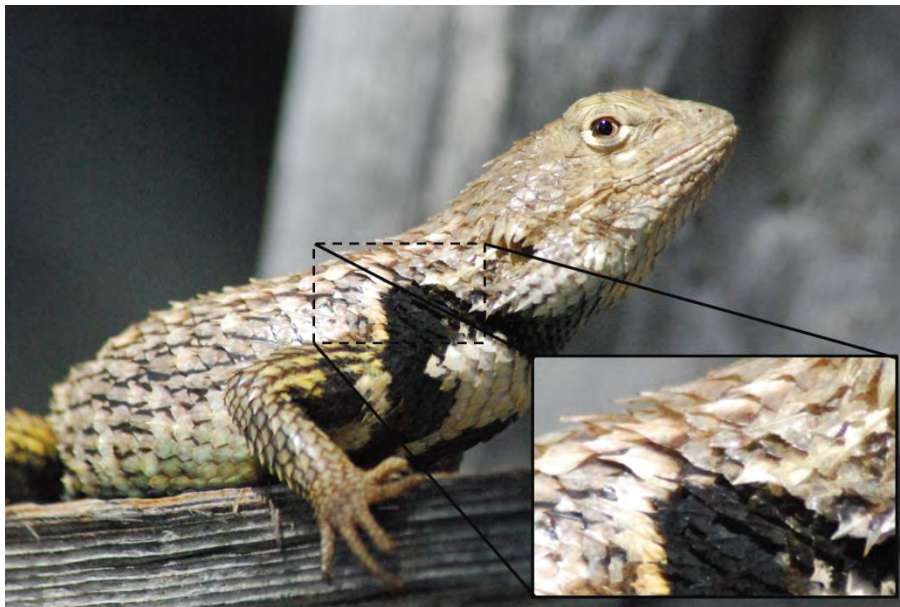
Los artrópodos fueron el ítem presa más frecuente (Tabla 1), seguidos por reptiles, aves y pequeños mamíferos en ese orden para ambos tipos de ambientes. Según los valores de  $F\%$  y  $O\%$ , podemos ver que los artrópodos encontrados, entre ellos los insectos de hábitos diurnos fueron en general los más consumidos, siendo los ortópteros los más numerosos, seguidos por los coleópteros en ambos ambientes.



**Tabla 1.** Ítems presa encontrados en pellets regurgitados de *F. sparverius peninsularis* durante la temporada 2017 en el Valle agrícola de Santo Domingo y sus alrededores de vegetación continua, en Baja California Sur, México. La tabla muestra la cantidad de ítems totales por presa (N), composición global (O%), ocurrencia por pellet (F%) y biomasa porcentual (B%).

	fragmentado				natural			
	N	O%	F%	B%	N	O%	F%	B%
<b>Mamíferos</b>	<b>28</b>	<b>9.0</b>	<b>18.2</b>	<b>12.4</b>	<b>21</b>	<b>6.0</b>	<b>19.4</b>	<b>15.0</b>
<i>Lepus californicus</i>	–	–	–	–	1	0.4	0.8	5.7
<b>Rodentia</b>	<b>28</b>	<b>9.0</b>	<b>18.2</b>	<b>12.4</b>	<b>20</b>	<b>5.4</b>	<b>19.4</b>	<b>9.3</b>
<i>Chaetodipus</i> sp.	11	3.5	6.0	4.3	9	3.8	7.2	5.1
<i>Chaetodipus spinatus</i>	7	2.2	3.8	2.7	7	3.0	5.6	3.9
<i>Peromyscus eva</i>	9	2.9	4.9	3.8	2	0.8	1.6	1.2
<i>Dipodomys</i> sp.	1	0.3	0.5	1.5	1	0.4	0.8	2.2
roedores no identificados	–	–	–	–	1	0.4	0.8	0.8
<b>Aves</b>	<b>23</b>	<b>7.4</b>	<b>16.7</b>	<b>18.3</b>	<b>8</b>	<b>3.4</b>	<b>11.1</b>	<b>9.1</b>
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	1	0.3	0.5	0.7	–	–	–	–
Aves no identificadas	22	7.1	12.0	17.5	8	3.4	6.4	9.1
<b>Reptiles</b>	<b>48</b>	<b>15.5</b>	<b>28.4</b>	<b>64.7</b>	<b>33</b>	<b>14.6</b>	<b>37.5</b>	<b>69.4</b>
<i>Sceloporus zosteromus</i>	30	9.7	16.4	50.2	17	7.2	13.6	43.3
<i>Dipsosaurus dorsalis</i>	1	0.3	0.5	1.7	–	–	–	–
<i>Aspidoscelis hyperythra</i>	10	3.2	4.3	1.5	5	2.1	4.0	1.0
<i>Crotalus</i> spp.	1	0.3	0.5	1.5	1	0.4	0.8	2.3
Culebras	6	1.9	3.2	9.5	10	4.2	8.0	22.8
<b>Artrópodos</b>	<b>209</b>	<b>67.8</b>	<b>36.4</b>	<b>4.4</b>	<b>111</b>	<b>76.3</b>	<b>31.9</b>	<b>6.5</b>
Coleóptera	34	11.0	13.7	0.4	14	6.0	11.2	0.3
Himenóptera	31	10.0	4.3	0.08	9	3.8	2.4	0.03
Scorpiones	5	1.6	2.7	0.2	11	4.7	5.6	0.8
Arácnida	3	0.9	1.6	0.03	6	2.5	4.0	0.1
Ortóptera	119	38.6	19.2	3.1	129	55.3	28.8	4.9
Dermáptera	17	5.5	4.9	0.4	9	3.8	4.0	0.3
<b>Total</b>	<b>308</b>	<b>100.0</b>	<b>100.0</b>	<b>100.0</b>	<b>233</b>	<b>100.0</b>	<b>100.0</b>	<b>100.0</b>

Los reptiles contribuyeron en mayor medida a la biomasa ingerida por los cernícalos, y en menor medida las aves, roedores y artrópodos. El Lagarto Escamoso (*Sceloporus zosteromus*) fue el reptil más frecuente evidente en la mayor parte de los pellets regurgitados en ambos ambientes por sus conspicuas escamas presentes en los mismos (Fig. 19). En segundo orden de importancia dentro de los reptiles, las serpientes (mayormente Colubridae, encontradas en mayor proporción en el ambiente natural) y el Huico de Garganta Anaranjada (*Aspidoscelis hyperythra*) también fueron registrados. Entre los mamíferos encontrados, los pequeños roedores como el Ratón Espinoso (*Chaetodipus* sp.) y el Ratón de Baja California Sur (*Peromyscus eva*) fueron los más numerosos.



**Figura 19.** Individuo de *S. zosteromus*, presa mayoritaria de la dieta de *F. s. peninsularis* en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. Nótese las escamas cobertoras en forma de espículas que cubren el cuerpo del espécimen, lo cual es un carácter para su identificación. (Foto: Florent Gomis Covos)

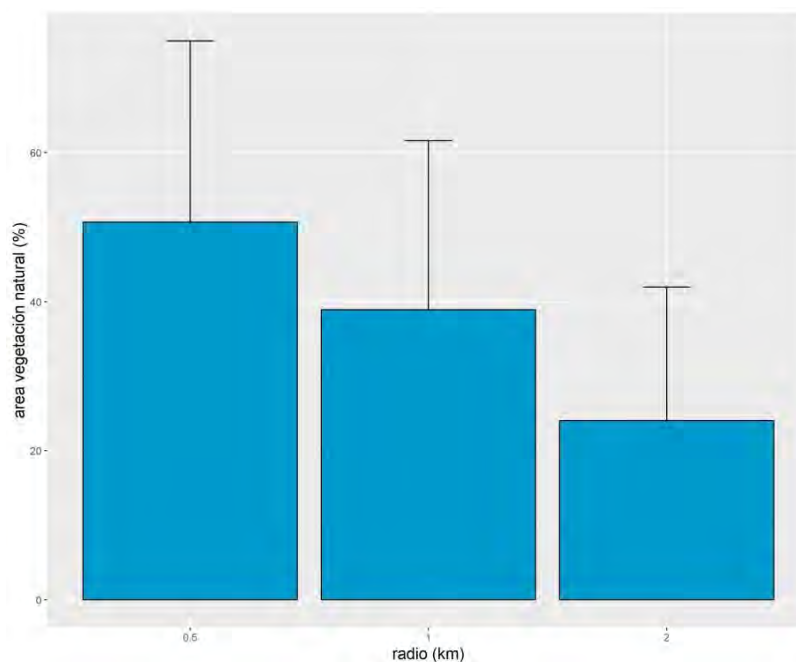
Las aves tuvieron similar importancia que los roedores en la biomasa ingerida, aunque fue difícil su identificación a nivel de especie por ser sólo plumas la evidencia encontrada en la mayoría de los casos. Cabe destacar que la importancia en la frecuencia de aves encontradas fueron el doble en el área fragmentada. En contraste, como es esperable, los artrópodos presentaron valores bajos en la composición dietaria en lo que respecta a la biomasa porcentual, con un mayor aporte de ortópteros entre ellos. *Sceloporus zosteromus* fue el ítem presa que aportó la

mayor parte de la biomasa ingerida en la estimación global dietaria, reflejando la importancia de esta especie en el aporte energético en la dieta de *F. sparverius*. A pesar de algunas diferencias particulares, las dietas presentaron un alto grado de similitud entre los ambientes tanto para las frecuencias ( $R = 0.03$ ,  $P = 0.04$ ) como para la biomasa ( $R = 0.07$ ,  $P = 0.005$ ).

El TMP calculado para el área fragmentada fue de 12.4 g (rango = 0.1 - 67,  $DS \pm 0.2$ ), similar al encontrada en la zona natural 11.3 g (rango = 0.1 - 120,  $DS = \pm 0.2$ ). La diversidad de presas ( $H'$ ) fue similar en ambos ambientes aunque levemente mayor en el área fragmentada, al igual que la equitatividad ( $J'$ ) y el índice de Levin ( $B_A$ ) (Tabla Anexa 2).

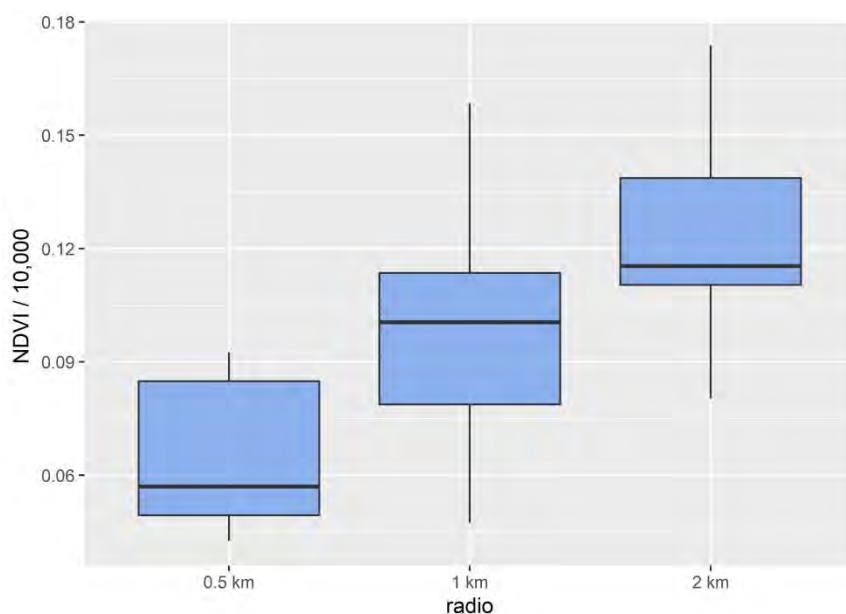
## 7.2. Uso de hábitat reproductivo y post-reproductivo

La totalidad de los nidos registrados en el área fragmentada fueron encontrados en los parches de vegetación nativa, y el 87% de los nidos encontrados según el buffer de borde se registraron dentro de los 100 metros del borde interior del parche. El área de vegetación natural incluida en las circunferencias de radios progresivos diseñados, fueron máximos en el radio más cercano (0.5 km) llegando hasta un 50.6% del área y disminuyendo en los radios progresivos mayores (1 y 2 km) (Fig. 20, Tabla Anexada 3).



**Figura 20.** Área de vegetación natural (%) en las circunferencias de radio progresivas (0.5, 1 y 2 km) con centro en los nidos de *F. s. peninsularis* en el Valle agrícola de Santo Domingo durante la temporada reproductiva en 2017, Baja California Sur, México.

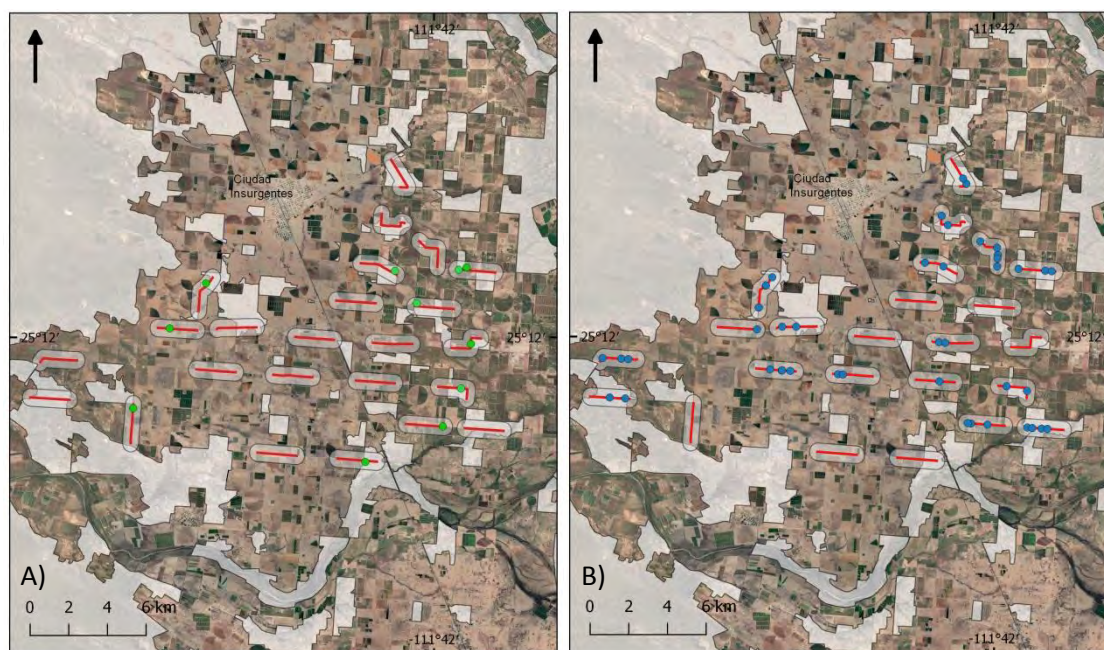
Los valores de NDVI promedio para el buffer de menor radio (0.5 km: 658.1) se encontraron muy por debajo de los valores de NDVI de los buffers de mayor radio (1 km: 987 y 2 km: 1239.5). Los diferentes buffers presentaron diferencias significativas en los valores de NDVI (ANOVA,  $F = 6.47$ ,  $p < 0.01$ , Fig. 21).



**Figura 21.** NDVI promedio en las circunferencias de radio progresivas (0.5, 1 y 2 km) con centro en los nidos de *F. s. peninsularis* en el Valle agrícola de Santo Domingo durante la temporada reproductiva en 2017, Baja California Sur, México.

En cuanto al análisis de transectas, se registraron 69 individuos en total, los cuales 16 individuos correspondieron a la temporada reproductiva (tasa de encuentro: 0.44 ind/km) y 53 individuos a la temporada post-reproductiva (tasa de encuentro: 1.10 ind/km). Durante la temporada reproductiva sólo el 41.6% de las transectas presentaron al menos un individuo, incrementándose al 70.8% de las transectas durante la temporada post-reproductiva (Fig. 22).

La densidad de la especie se incrementó en un 231.2% durante la temporada post-reproductiva (Tabla 2). El tamaño de grupo no superó los 5 individuos en ninguna de las temporadas, y el tamaño de grupo promedio disminuyó durante la post-reproducción.

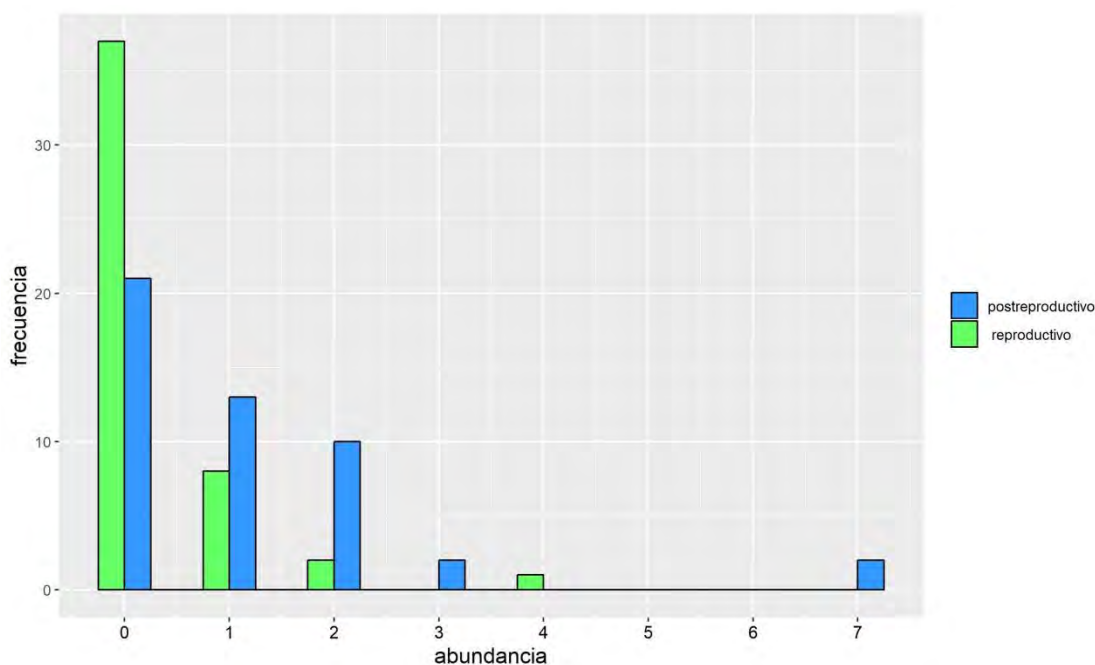


**Figura 22.** A) Localización de los puntos de avistamiento de individuos de *F. sparverius* en 24 transectas en la temporada reproductiva en 2018 y B) en la temporada post-reproductiva 2019-2020, en la matriz agrícola del Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

**Tabla 2.** Cantidad de individuos de *F. sparverius*, tamaño de grupo promedio (rango), cantidad de ubicaciones donde se encontraron los individuos y densidad estimada para cada temporada muestreada en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

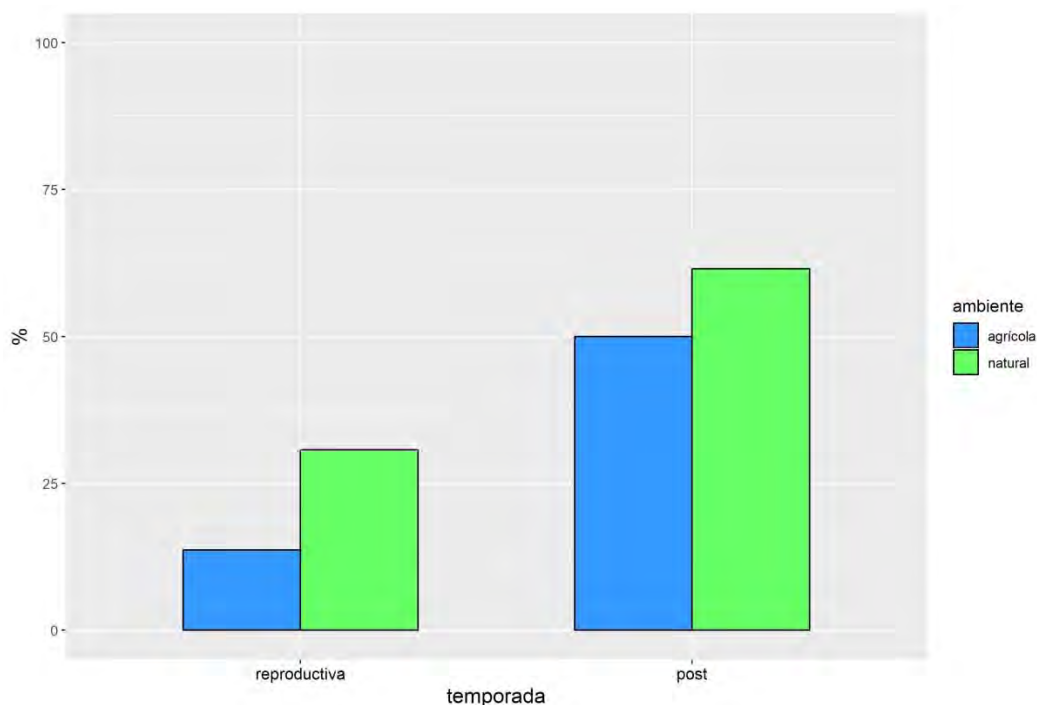
	individuos	tamaño de grupo	ubicaciones	densidad
<b>reproductivo</b>	16	1.5 (1 – 4)	11	0.83 ind/km <sup>2</sup>
<b>post-reproductivo</b>	53	1.2 (1 – 4)	45	2.76 ind/km <sup>2</sup>

La frecuencia de individuos solitarios y de parejas registrados en el área de estudio en el período post-reproductivo fue muy superior respecto a los grupos de dos o más individuos que se ven reflejados en la cantidad de individuos registrados por transecta (Fig. 23).



**Figura 23.** Frecuencia de individuos de *F. sparverius* registrados por transecta durante la temporada reproductiva y post-reproductiva en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

En las 4 oportunidades que se recorrieron las mismas transectas que incluyen áreas de vegetación natural, el 46.7% de las veces se registró al menos un individuo mientras que las transectas que sólo incluyen ambiente agrícola el 31% de las oportunidades. El 85.7% de los casos de 2 individuos o más fueron encontrados en las transectas que incluyen ambientes naturales. Durante la temporada reproductiva la mayor parte de las transectas que presentaron registros fueron del ambiente natural, durante la temporada post-reproductiva los registros se equipararon entre ambientes incrementándose a su vez el número de ocurrencia para ambas (Fig. 24).



**Figura 24.** Porcentaje de ocurrencia de la especie *F. sparverius* en las transectas recorridas durante el período reproductivo y post-reproductivo en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

El análisis de GLM (con distribución de errores de la familia binomial) que evalúa la presencia-ausencia, mostró un incremento significativo en la abundancia en la temporada post-reproductiva (AIC = 122.3,  $D = 12.9\%$ ,  $Z = 2.9$ ,  $p < 0.01$ ). No se encontraron diferencias en la presencia con la variación en el área de los parches de vegetación nativa ( $p = 0.44$ ), ni con el NDVI ( $p = 0.22$ ), ni en la interacción de este último con la temporada ( $p = 0.051$ ).

Al llevarse a cabo el análisis de la abundancia mediante GLM mixtos, el modelo más parsimonioso incluyó la varianza de la constante transecta y las varianzas aleatorias para cada uno de los factores del factor temporada como estructura de los efectos aleatorios (AIC = 298.9, AICc = 305.8). En cuanto a los efectos fijos el modelo aditivo entre temporada y el área de vegetación natural sin interacción, resultó ser el modelo más parsimonioso (Tabla 3). Este modelo, refleja el efecto significativo de la temporada y de la covariable área de vegetación natural (descartando la covariable NDVI), como el mejor modelo.



**Tabla 3.** Selección de modelos mediante el Criterio de Selección de Akaike (AICc) para evaluar la abundancia de *F. sparverius* en el Valle de Santo Domingo, en Baja California Sur, México. (VN = área de vegetación natural, NDVI = Índice de vegetación normalizada).

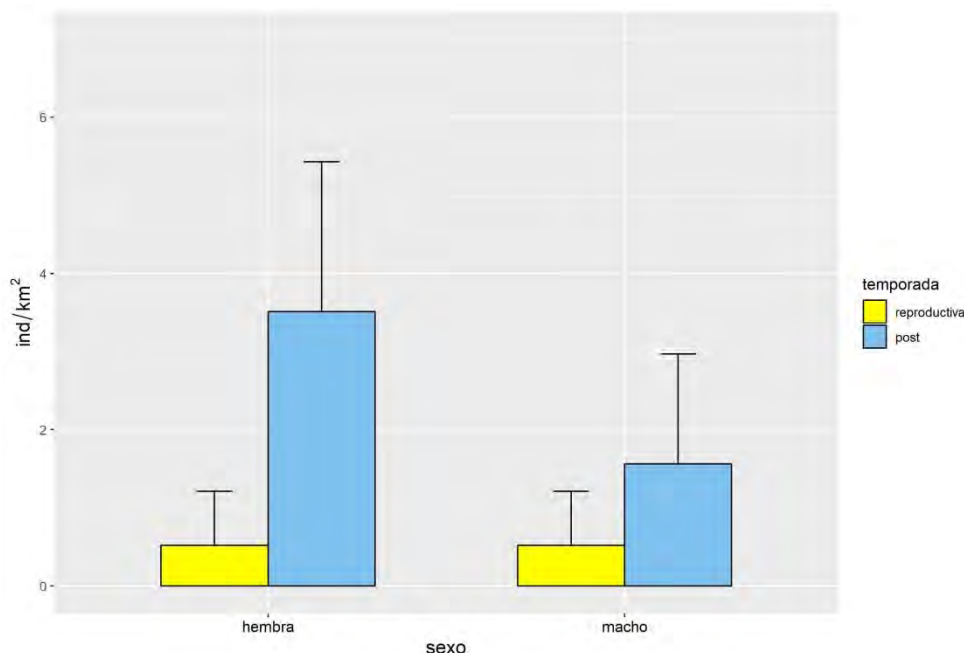
Modelo	GI	AIC	AICc	$\Delta$ AICc	peso
VN + Temporada	16	298.9	305.8	0.0	0.360
Temporada	15	300.2	306.3	0.5	0.284
Temporada + NDVI	16	301.5	308.4	2.1	0.098
VN * Temporada	19	298.5	308.5	0.1	0.092
VN + NDVI + Temporada	17	300.7	308.6	0.1	0.088
NDVI + VN	14	304.8	310.1	1.5	0.042
Nulo	12	306.6	310.4	0.3	0.035

Se pudieron identificar por género 43 individuos, 13 machos (39.3%) y 30 hembras (69.6%); a causa que se encontraban cazando en vuelo 16 individuos no pudieron ser identificados. Estos últimos se encontraron 9 en el ambiente agrícola y 7 en el ambiente natural. Las parejas de machos y hembras registradas fueron todas encontradas en las transectas que incluyen parches de vegetación natural (100%), tanto durante la reproducción ( $n = 2$ , una pareja en abril y otra en mayo) como en la post-reproducción ( $n = 4$ ; 3 parejas en Diciembre y la restante en Febrero). El 77.7% de los machos solitarios registrados en el estudio fueron encontrados en estas transectas mixtas que incluyen ambos ambientes, mientras que las hembras solitarias también fueron encontradas en estas transectas aunque en menor proporción (66.6%). Sin embargo, las hembras registradas dentro de estas transectas mixtas, fueron encontradas fuera de estas áreas de vegetación natural, siendo ubicados en las zonas agrícolas de la transecta en los bordes de los parches (56.5%).

Según el análisis GLM con distribución de errores de tipo binomial, no se encontraron diferencias significativas entre las temporadas de muestreo para los machos (AIC = 75.6, D = 6.7,  $Z = 1.05$ ,  $p = 0.29$ ), como tampoco para los valores de NDVI ( $Z = -0.70$ ,  $p = 0.47$ ), ni entre la interacción del NDVI y la temporada ( $Z = 0.54$ ,  $p = 0.58$ ). Sin embargo, el área de cobertura de vegetación natural presentó diferencias significativas respecto a la presencia de machos por transecta, aumentando al incrementarse la cobertura de vegetación natural en los alrededores ( $Z = 2.05$ ,  $p < 0.05$ ). Las hembras, a diferencia de los machos, presentaron diferencias significativas entre temporadas incrementándose la presencia durante la temporada post-reproductiva (AIC = 92.9, D = 18,  $Z = 2.5$ ,  $p < 0.01$ ) y ante valores más bajos de NDVI ( $Z = -1.88$ ,  $p$

= 0.05) sin presentar diferencias dependiendo del área de vegetación nativa ( $Z = 0.73$ ,  $p = 0.46$ ), ni en la interacción NDVI y temporada ( $Z = -1.07$ ,  $p = 0.28$ ).

Las densidades encontradas fueron similares para ambos sexos como era esperable en la temporada reproductiva, sin embargo aunque se incrementaron las densidades de ambos sexos la densidad de las hembras se incrementó notablemente en la temporada no reproductiva (Fig. 25).



**Figura 25.** Densidad de individuos por  $\text{km}^2$  de la especie *F. sparverius* discriminado por sexo durante el período reproductivo y post-reproductivo en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

La proporción de sexos encontrada fue evidentemente contrastante al comparar temporadas y ambientes (Tabla 4).

**Tabla 4.** Densidad de machos y hembras de *F. sparverius* según el tipo de ambiente durante la temporada reproductiva y post-reproductiva en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

	machos		hembras	
	agrícola	natural	agrícola	natural
<b>reproductiva (ind/km<sup>2</sup>)</b>	0 (0)	0.28 (0 – 2.7)	0.04 (0 – 0.2)	0.21 (0 – 5.4)
<b>post-reproductiva (ind/km<sup>2</sup>)</b>	0.16 (0 – 2.5)	0.56 (0 – 10)	0.49 (0 – 4.4)	1.06 (0 – 5)

Las hembras presentaron similares densidades que los machos en ambos ambientes durante la reproducción, en contraste la densidad de las hembras respecto a los machos en el ambiente agrícola y en el de parches de vegetación natural se incrementó de forma evidente durante la temporada post-reproductiva.

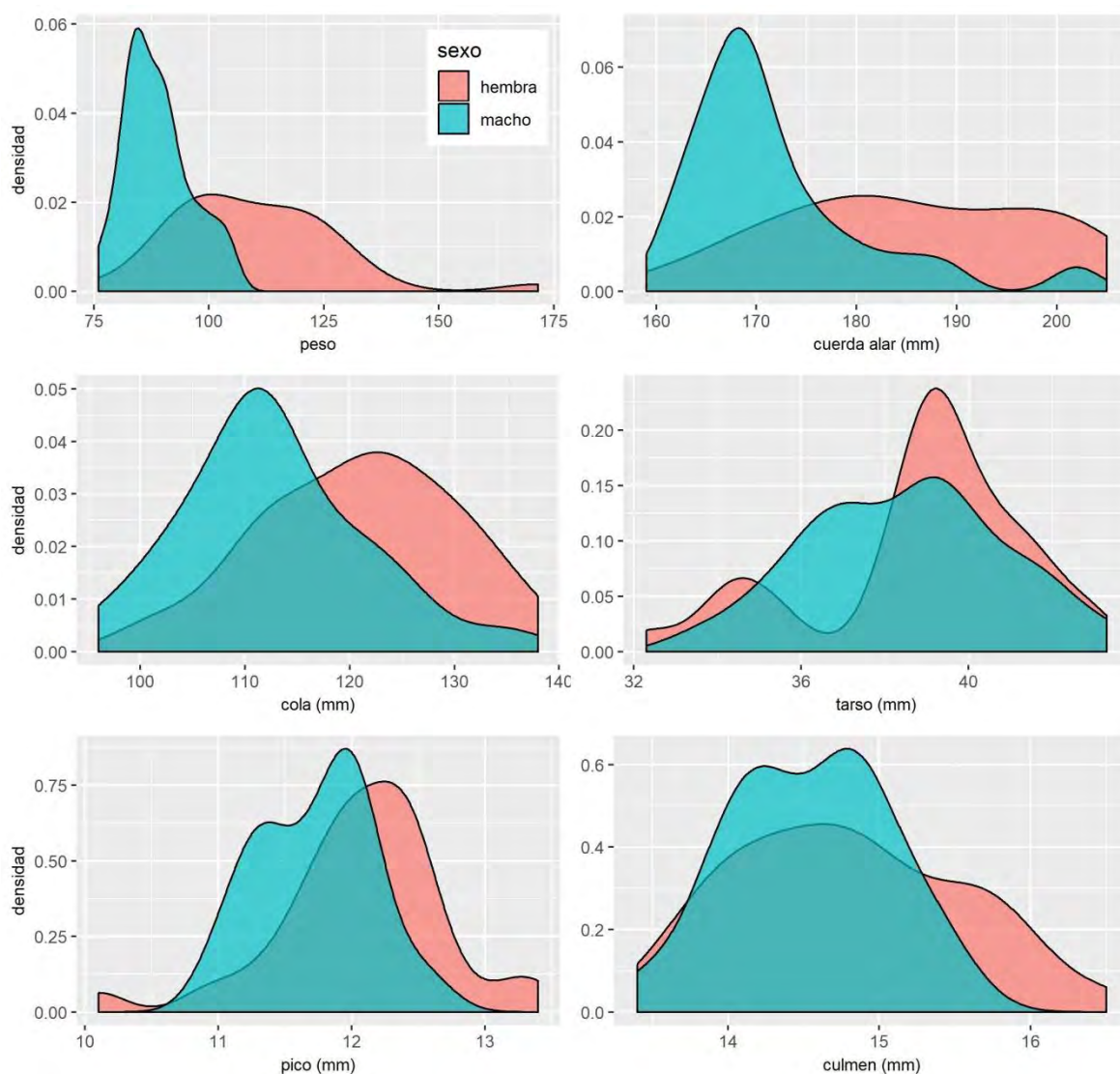
### 7.3. Condición física y tamaño corporal

Los mismos individuos (25 machos y 31 hembras) fueron parte del análisis para obtener el estado de la condición física mediante diferentes metodologías. La mayor parte de las medidas morfométricas variaron entre sexos (ANOVA, peso:  $F = 29.9$ ,  $P < 0.001$ ; cuerda alar:  $F = 18.9$ ,  $P < 0.001$ ; cola:  $F = 11.6$ ,  $P < 0.005$ ; pico:  $F = 5.1$ ,  $P < 0.05$ ), salvo en el largo de tarso y culmen (ANOVA, tarso:  $F = 0.2$ ,  $P = 0.61$ ; culmen:  $F = 2.2$ ,  $P = 0.14$ ). En el caso del Índice de dimorfismo (Di), los valores concuerdan con los obtenidos mediante el análisis de la varianza, siendo los únicos que no presentaron diferencias fueron tarso y culmen (Tabla 5).

**Tabla 5.** Medidas morfométricas promedio de machos y hembras de *F. sparverius* capturados (N = 56) en el Valle de Santo Domingo durante las temporadas post-reproductivas 2018-2019 y 2019-2020 en Baja California Sur, México. (Rangos entre paréntesis)

	<b>machos</b>	<b>hembras</b>	<b>ANOVA</b>	<b>Di</b>
<b>peso (g)</b>	88.7 (75.9-104.1)	109.7 (77.0-171.6)	< 0.001	21.19
<b>cuerda alar (mm)</b>	171.8 (161-202)	185.1 (159-205)	< 0.001	7.42
<b>largo de cola (mm)</b>	112.6 (96-135)	120.9 (101-138)	< 0.005	7.10
<b>tarso (mm)</b>	38.5 (33.7-43.3)	38.8 (32.3-43.0)	0.61	0.86
<b>culmen (mm)</b>	14.5 (13.4-15.5)	14.8 (13.5-16.5)	0.14	1.79
<b>pico (mm)</b>	11.7 (11.0-12.6)	12.06 (10.1-13.4)	< 0.05	2.82

Se debe destacar la gran variabilidad en el peso de las hembras, las cuales han presentado valores superiores al doble del valor mínimo. En contraste los machos con medidas morfométricas como el peso, el largo de cuerda alar y el largo de cola, con una baja variabilidad (Fig. 26).



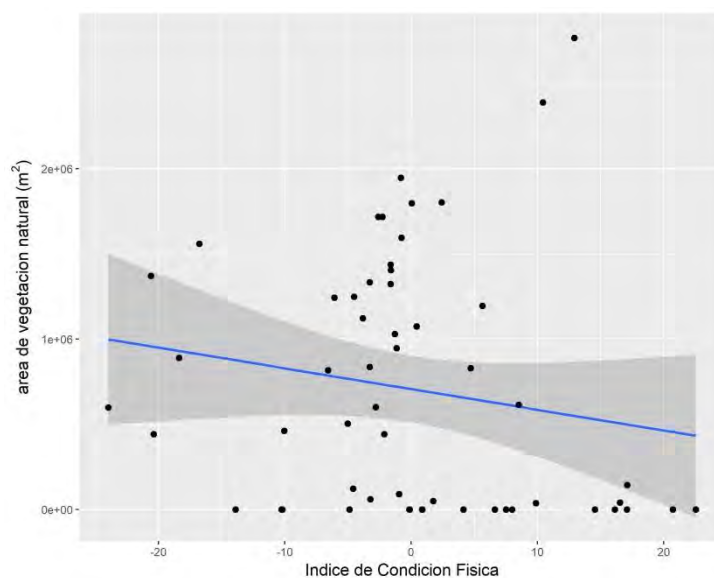
**Figura 26.** Distribución de las medidas morfométricas discriminadas por género de los individuos de *F. sparverius* capturados en las temporadas post-reproductivas en 2018-2019 y 2019-2020, en Baja California Sur, México.

Entre las diferentes metodologías, el índice estimado de condición física que mejor ajustó a los datos morfométricos fue el índice escalado de condición física  $\hat{M}_i$  (143), tanto para machos como para las hembras (Tabla 6). Todos los demás índices también presentaron mayores diferencias entre sexos respecto a los ajustes, siendo el  $\hat{M}_i$  el que presentó menores diferencias entre sexos.

**Tabla 6.**  $R^2$  y  $R^2$  ajustado que presentaron las diferentes metodologías de estimación del índice de condición física tanto para machos como para hembras en base a las medidas morfométricas obtenidas de los individuos de *F. sparverius* capturados en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. ( $\dot{M}_i$  = escalamiento de masa, MC = mínimos cuadrados (OLS),  $L^3$  = largo de cuerda a la potencia cúbica y RCP = reducción de componente principales (RMA))

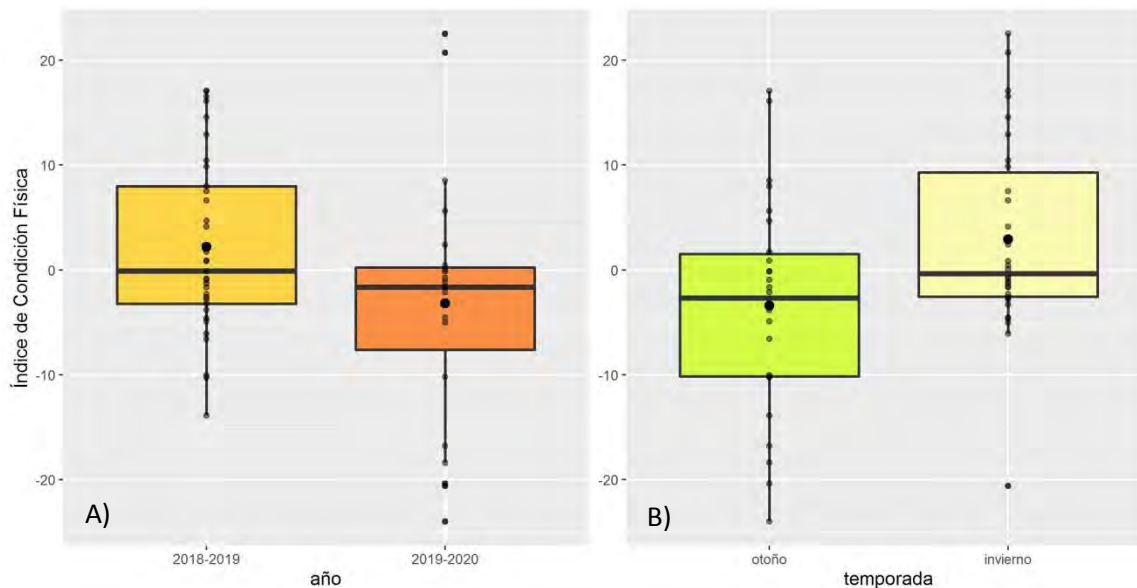
Método	hembras		machos	
	$R^2$	$R^2$ ajustado	$R^2$	$R^2$ ajustado
$\dot{M}_i$	0.48	0.45	0.49	0.47
MC	0.32	0.29	0.34	0.32
$L^3$	0.31	0.29	0.35	0.32
RCP	0.27	0.25	0.38	0.35

Teniendo en cuenta el ajuste favorable presentado por los valores de  $\dot{M}_i$ , en comparación al resto de los métodos, estos fueron los valores utilizados para evaluar la condición física y los análisis relacionados. Estos valores, según el test de Shapiro-Wilk, confirma la distribución de tipo normal que presentan los valores obtenidos ( $W = 0.96$ ,  $P = 0.10$ ). Según este índice no se encontró relación entre el mismo y el área de vegetación natural (ANOVA,  $F = 1.59$ ,  $P = 0.21$ , Fig. 27).



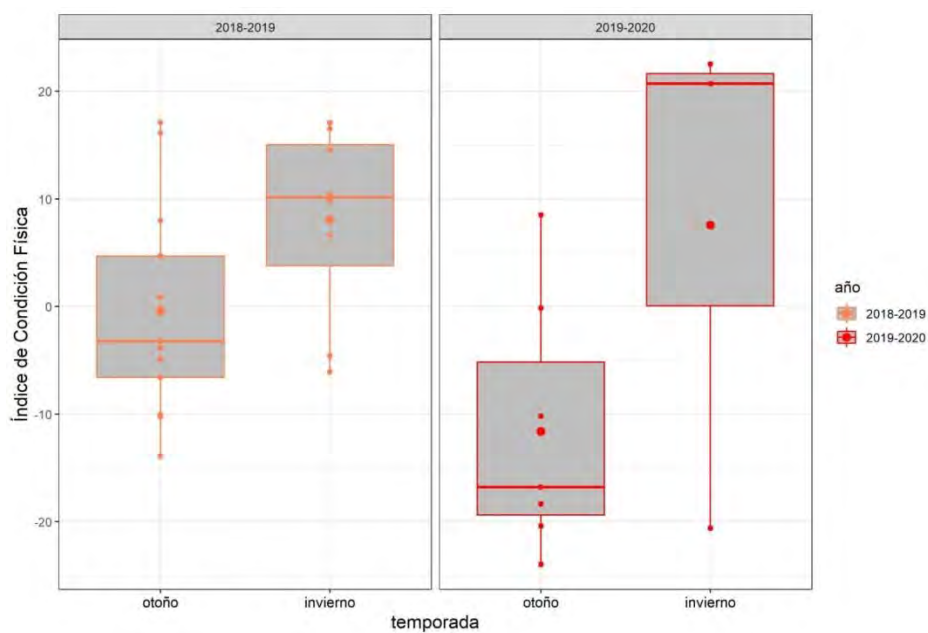
**Figura 27.** Área de vegetación natural ( $m^2$ ) de los buffer de 1 km de radio en las circunferencias de captura relacionado al Índice de Condición Física de los individuos de *F. sparverius* en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

Tampoco se registraron diferencias significativas en la condición física entre sexos (ANOVA,  $F = 0$ ,  $P = 0.99$ ), sin embargo, tanto el año como la temporada si registraron diferencias significativas (ANOVA, año:  $F = 4.8$ ,  $P < 0.05$ ; temporada:  $F = 7.3$ ,  $P < 0.01$ ) (Fig. 28), así como también la interacción entre sexo y temporada (ANOVA,  $F = 4.3$ ,  $P < 0.50$ ).



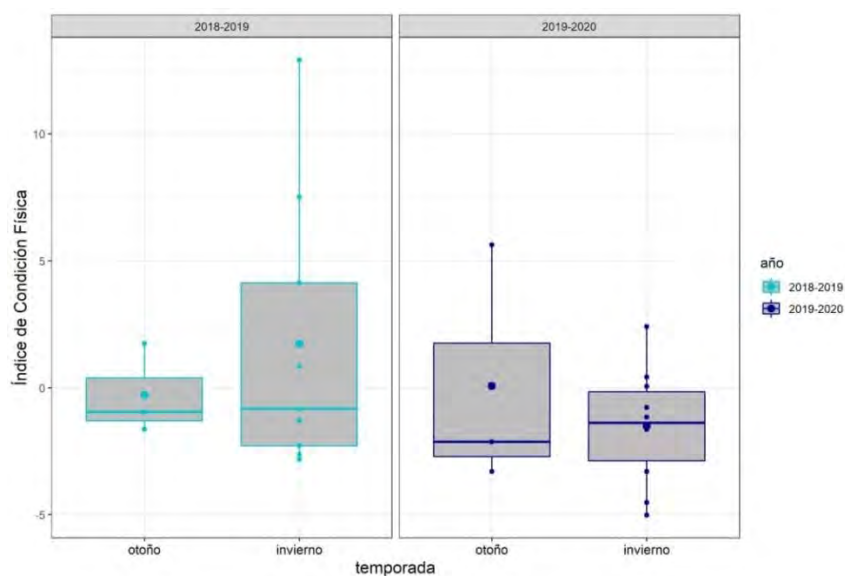
**Figura 28.** A) Índice de condición física de *F. sparverius* por año de muestreo post-reproductivo y B) por temporada estacional en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

Llevando a cabo los análisis por género, no se registraron diferencias significativas en la condición física de las hembras entre los años de muestreo (ANOVA,  $F = 2.8$ ,  $P = 0.10$ ), sin embargo si se registraron diferencias significativas entre temporadas (ANOVA,  $F = 7.6$ ,  $P < 0.01$ ). Es clara la diferencia de la condición física entre estaciones que presentan las hembras, la cual es manifiesta en los dos años de muestreo (2018-2019 y 2019-2020), baja al comienzo de la temporada post-reproductiva durante el otoño e incrementándose notoriamente durante el invierno (Fig. 29).



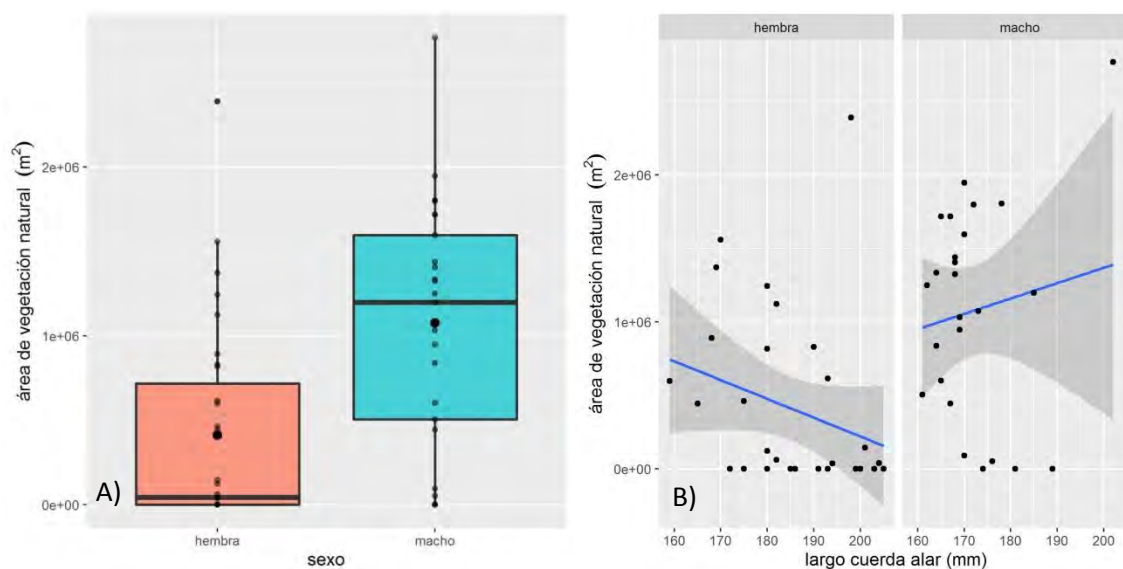
**Figura 29.** Índice de condición física en hembras de *F. sparverius* capturadas durante las temporadas de otoño e invierno en las temporadas post-reproductivas en 2018-2019 y 2019-2020, en Baja California Sur, México.

Aunque se encontró interacción entre sexo y temporada, los machos no mostraron diferencias en su condición física entre temporadas (ANOVA,  $F = 0.004$ ,  $P = 0.94$ ), ni tampoco entre años (ANOVA,  $F = 2.2$ ,  $P = 0.15$ ) (Fig. 30).



**Figura 30.** Índice de condición física en machos de *F. sparverius* capturados durante las temporadas de otoño e invierno en las temporadas post-reproductivas en 2018-2019 y 2019-2020, en Baja California Sur, México.

El 42.8% de los individuos encontrados y capturados se encontraron en la zona agrícola, el 26.7% dentro de los parches y en el borde de los parches el 30.3%. El 19.3% de las hembras capturadas se encontraron en los parches de vegetación nativa, mientras que las hembras encontradas y capturadas en la zona de borde (parche y agrícola) fueron el 9.6%, y por último la gran mayoría (70.9%) en la zona exclusivamente agrícola. El 36% de los machos fueron encontrados y capturados en los parches de zonas de vegetación nativa, el 56% en el borde (parche y agrícola) y el 8% en zonas agrícolas. Esto se refleja en la mayor y significativa proporción de área de vegetación nativa que incluyen las circunferencias de 1 km en los sitios de captura de los machos respecto a las hembras (ANOVA,  $F = 13.9$ ,  $P < 0.001$ ; Fig. 31 A). El tamaño de la cuerda alar no evidenció una relación lineal significativa con el área de vegetación nativa para los machos ni tampoco para las hembras (GLM, machos:  $t = 0.2$ ,  $P = 0.78$ ; hembras:  $t = -1.5$ ,  $P = 0.14$ , Fig. 31 B).

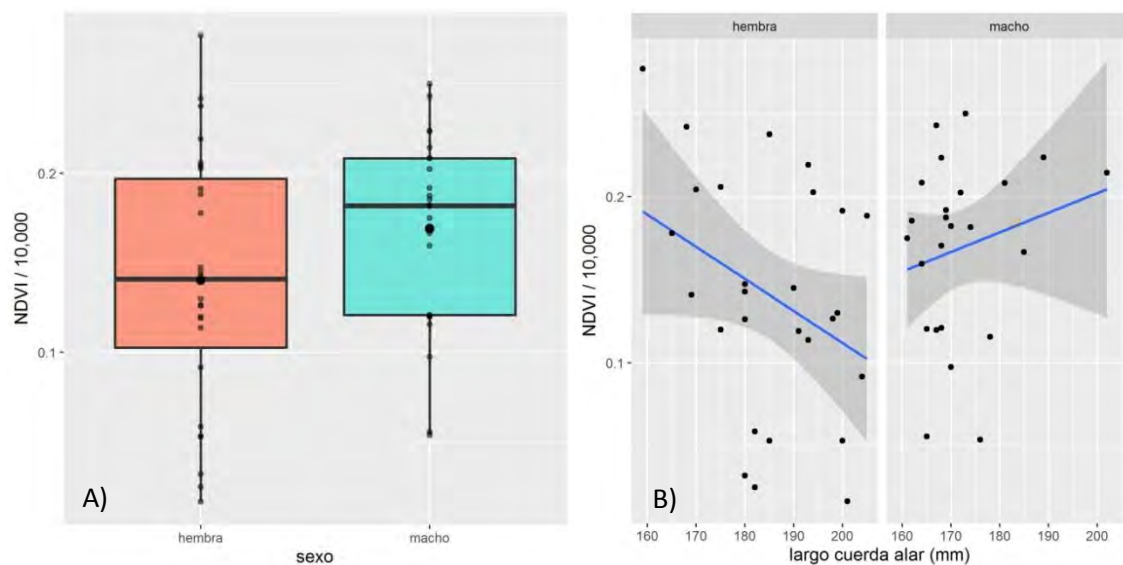


**Figura 31.** A) Área de vegetación nativa incluida en los buffer de 1 km de radio en las circunferencias de captura en función del sexo. B) Modelo lineal del largo de cuerda alar en función del área de vegetación nativa para cada sexo, en individuos de *F. sparverius* capturados durante las temporadas post-reproductivas 2018-2019 y 2019-2020 en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

En cuanto a los valores de productividad primaria reflejado por los valores de NDVI registrados en los buffer circulares, los valores obtenidos no mostraron diferencias significativas entre sexos (ANOVA,  $F = 2.6$ ,  $P = 0.11$ ) (Fig. 32 A). En cuanto al largo de cuerda alar, los machos no evidenciaron relación significativa con los valores de NDVI (GLM,  $t = 0.6$ ,  $P = 0.52$ ), pero cabe

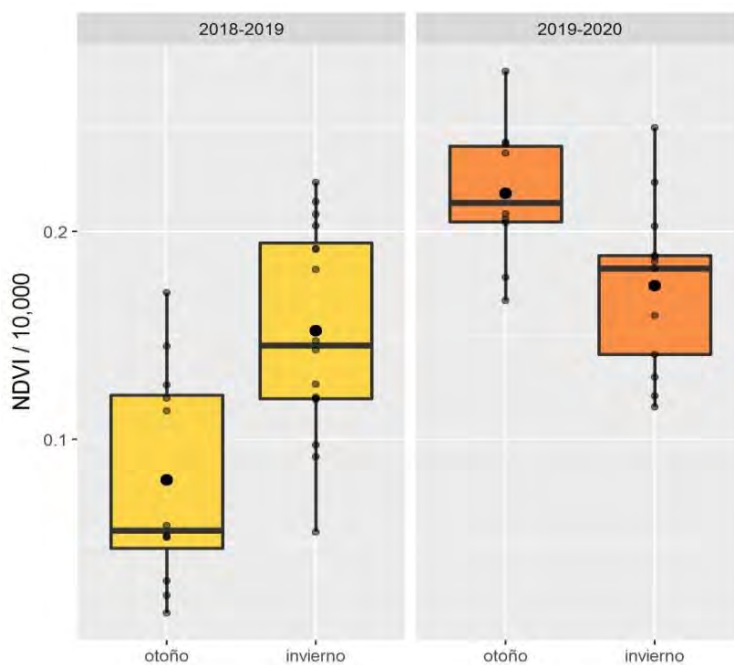


mencionar que las hembras reflejaron una relación marginalmente significativa (GLM,  $t = -1.8$ ,  $P = 0.07$ ), siendo las hembras más pequeñas (locales probablemente) las que ocuparon áreas de mayor productividad (Fig. 32 B).



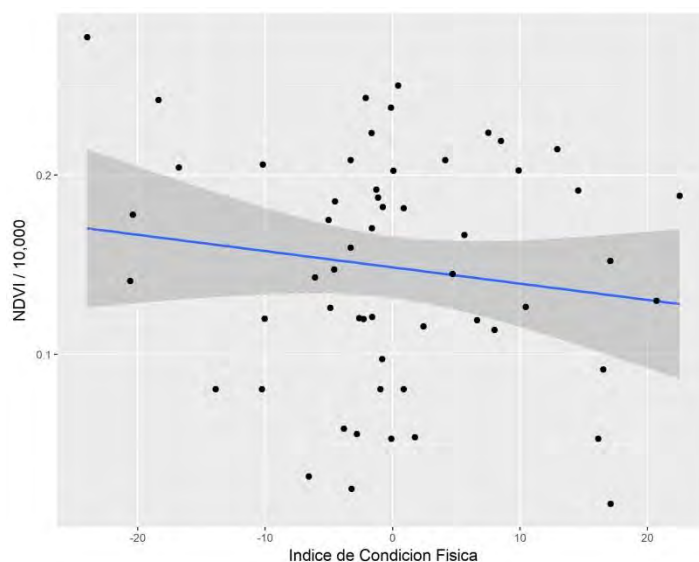
**Figura 32.** A) Valores de NDVI en los buffer de 1 km de radio en las circunferencias de captura en función del sexo. B) Modelo lineal del NDVI en función del área de vegetación nativa para cada sexo, en individuos de *F. sparverius* capturados durante las temporadas post-reproductivas 2018-2019 y 2019-2020 en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

En cuanto a los valores de NDVI los resultados muestran que hay una variación entre años (más que nada por las diferencias entre los otoños de ambos años) y entre temporada (otoño e invierno), existiendo una interacción entre las dos variables categóricas (ANOVA,  $F = 20.2$ ,  $P < 0.001$ ) (Fig. 33).



**Figura 33.** Valores de NDVI obtenidos de los buffer de 1 km de radio en las circunferencias de captura de *F. sparverius* relacionado a la temporada (otoño e invierno) y los años de muestreo (2018-2019 y 2019-2020) en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

No existió una correlación entre los valores de NDVI y la condición física (ANOVA,  $t = 0.9$ ,  $P = 0.33$ , Fig. 34), aunque la significativa baja en la condición física de las hembras el segundo año de muestreo podría estar relacionada a las excepcionales lluvias y sus consecuencias sobre el paisaje en el otoño del año 2019-2020, bien reflejado en los valores de NDVI.



**Figura 34.** Valores de NDVI obtenidos de los buffer de 1 km de radio en las circunferencias de captura relacionado al Índice de Condición Física de los individuos de *F. sparverius* en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

#### 7.4. Ocurrencia de ectoparásitos

Sobre el total de los individuos capturados (N=56) el 23.2% presentaron al menos un ectoparásito. En total se colectaron 13 ectoparásitos, distribuidos en 14.2% piojos (Orden Phthiraptera), 7.1% hipobóscidos (Orden Diptera) y 1.7% cimícidos (Orden Hemiptera). No se registraron (bajo inspección ocular y de microscopio) ácaros en los individuos capturados de la primer temporada 2018/2019 (n = 33), y la segunda temporada 2019/2020 (por inspección ocular, n = 23).

En cuanto a los piojos, se identificaron tres taxones distribuidos en dos subórdenes y tres familias. Suborden Ischnocera: Philopteridae (*Degeeriella carruthi* (168)), y suborden Amblycera (Menoponidae: *Colpocephalum subzerafae* (90) y Laemobothriidae: *Laemobothrion* sp. (169)), las cuales representan los primeros registros para para esta especie de ave rapaz en México (Fig. 35 y 36).



**Figura 35.** *Colpocephalum subzerafae* hembra, piojo encontrado sobre *F. sparverius* en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.



**Figura 36.** *Laemobothrion* sp. macho encontrado sobre *F. sparverius* en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

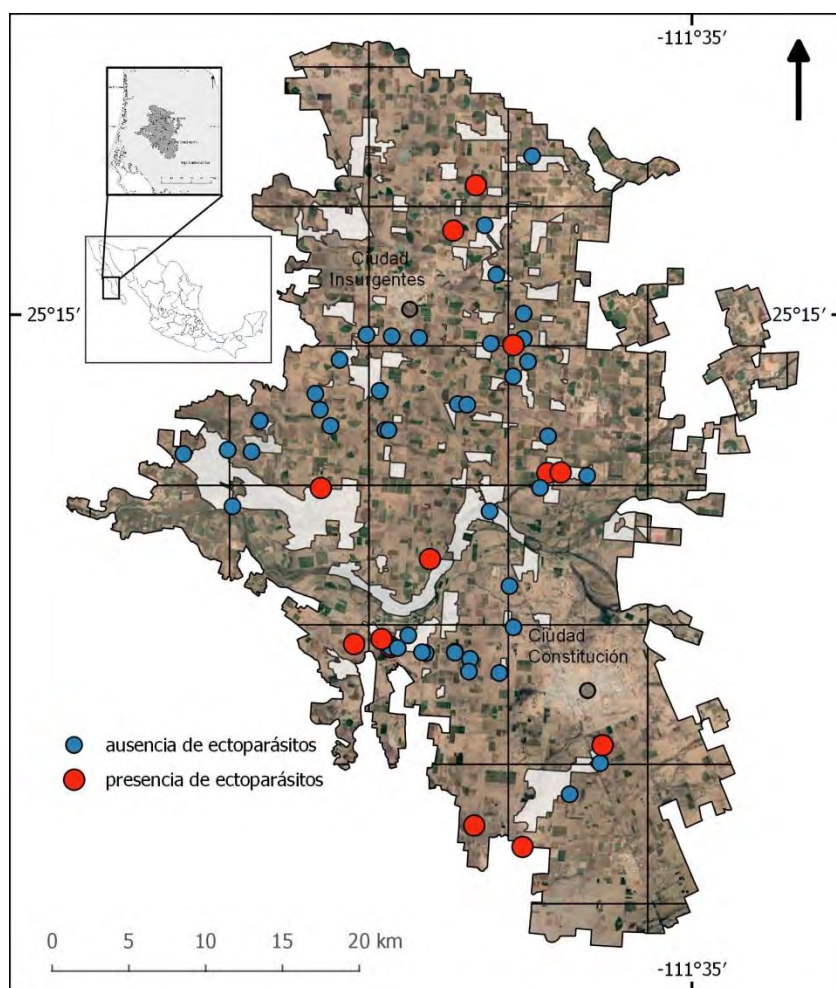
Adicionalmente se recolectaron sobre *F. sparverius* cuatro hemípteros pertenecientes a la familia *Cimicidae* sp. (Fig. 37).

En referencia a los dípteros hematófagos, todos los individuos encontrados fueron determinados como *Icosta americana* especie incluida en la familia Hippoboscidae.



**Figura 37.** Cimicidae gen. sp. encontrado sobre *F. sparverius* en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

En cuanto al análisis espacial, se puede ver que la presencia en general de ectoparásitos no presentan ningún patrón de agregación, estando presente en el 64.7% de los cuadrats donde fueron capturados los cernícalos (Fig. 38).

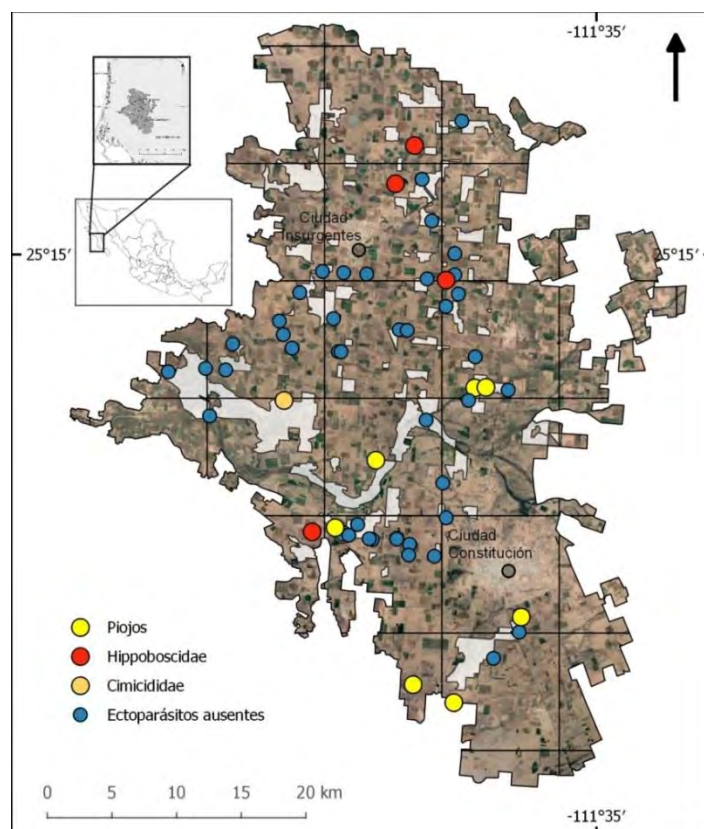


**Figura 38.** Localización de los individuos capturados de *F. sparverius* (N = 56), nótese en rojo los individuos que presentaron algún tipo de ectoparásito durante las temporadas post-reproductivas 2018-2019 y 2019-2020 en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

El índice de proximidad entre individuos parasitados muestra un patrón de tipo aleatorio en la localización de los mismos (IVP = 0.98; Z = -0.09), con un valor promedio de distancia entre individuos parasitados de 3.6 km. Si discriminamos estas distancias por taxón, en el caso de los piojos muestra valores similares que representan una disposición aleatoria de los individuos parasitados (IVP = 0.93; Z = -0.34), con un valor de distancia promedio de 2.9 km. Respecto a las moscas hematófagas, estas mostraron una localización dispersa en la matriz (IVP = 2.04; Z = 4.01), con una distancia promedio de 8.4 km.

En cuanto a los piojos y chinches, el 87.5% de los individuos que presentaron estos ectoparásitos fueron capturados en los parches de vegetación nativa, sin embargo el 12.5%

restante fueron capturados en el borde a menos de 50 metros de los parches. En contraste, los individuos que presentaron moscas hipoboscidas fueron capturados el 100% en zonas de cultivo (Fig. 39). Esto último, es evidenciado por las diferencias entre las áreas de vegetación nativa promedio (incluidas en la circunferencia adyacente del punto de captura), ya que los hipoboscidos se encontraron en individuos capturados en zonas de muy baja cobertura de vegetación ( $0.019 \text{ km}^2$ ); mientras que los piojos, mayormente del orden Phthiraptera, se recolectaron en individuos de áreas con altas coberturas de vegetación nativa ( $1.28 \text{ km}^2$ ). Esto es reflejado por el modelo que mejor ajuste presentó para las prevalencias, que incluyó para las moscas hematófagas las variables temporada ( $Z = -0.06$ ) y el área de vegetación nativa en los alrededores ( $-0.8$ ) (GLM Binomial,  $AIC = 20.7$ ;  $D^2 = 48\%$ ). Para el caso de los piojos, las variables incluidas para el mejor ajuste fueron la temporada ( $Z = -1.8$ ) y el largo de cuerda alar ( $Z = -1.9$ ) (GLM Binomial,  $AIC = 41.1$ ;  $D^2 = 23.5\%$ ).



**Figura 39.** Localización de los individuos capturados de *F. sparverius* ( $N = 56$ ), según el tipo de ectoparásito presente o su ausencia durante las temporadas post-reproductivas 2018-2019 y 2019-2020 en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

En cuanto a la temporalidad, es clara la fuerte estacionalidad de la prevalencia de los ectoparásitos encontrados en *F. spaverius*. La gran mayoría de los individuos que presentaron ectoparásitos (92.3%) estuvieron presentes en la temporada invernal, un solo caso fue registrado durante el otoño.

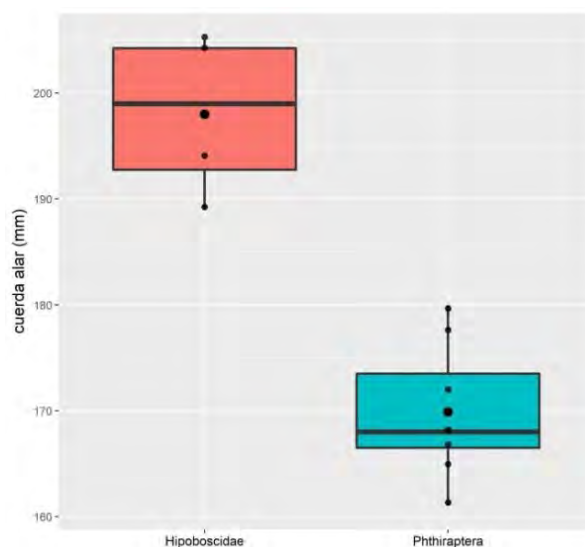
En cuanto a las intensidades, la mayor intensidad fue evidenciada por el orden Phthiraptera durante el invierno del primer año de muestreo, mientras los dípteros solo presentaron un solo espécimen por individuo (Tabla 7).

**Tabla 7.** Prevalencia anual (PA), prevalencia por temporada (P) e intensidad media (IM) de los diferentes órdenes encontrados en individuos de *F. spaverius* capturados en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. (n = número de individuos infectados)

	año	temporada	PA	P	n	IM (rango)
<b>Phthiraptera</b>	2018-2019	otoño		0%	0	-
		invierno	6.06%	11.7%	2	11.5 (2 – 21)
	2019-2020	otoño	25%	10%	1	1
		invierno		38.4%	5	1.2 (1 – 3)
<b>Diptera</b>	2018-2019	otoño		0%	0	-
		invierno	9.09%	17.6%	3	1
	2019-2020	otoño		0%	0	-
		invierno	4.1%	7.6%	1	1
<b>Hemiptera</b>	2018-2019	otoño		0%	0	-
		invierno	0%	0%	0	-
	2019-2020	otoño		0%	0	-
		invierno	4.1%	7.6%	1	4

Una de las características morfométricas individuales que se debe remarcar en lo que respecta a los tipos de ectoparásitos encontrados, fue el largo de cuerda alar (un buen indicador del tamaño corporal). Los individuos de mayor porte fueron los que presentaron hipobóscidos, en contraste a los individuos de menor tamaño que evidenciaron diversidad de piojos (Fig. 40; Mann-Whitney test,  $W = 32$ ,  $P = 0.00836$ ).

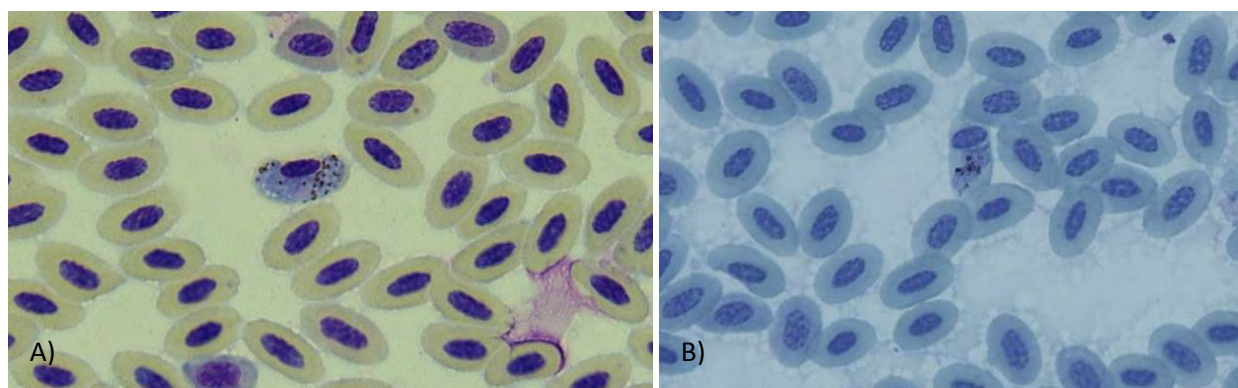




**Figura 40.** Largo de cuerda alar de los individuos capturados que presentaron dos de los tipos de ectoparásitos más prevalentes durante las temporadas post-reproductivas 2018-2019 y 2019-2020 en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

### 7.5. Ocurrencia de hemoparásitos

De los 54 frotis analizados, 24 de ellos fueron pertenecientes a machos y 30 pertenecientes a hembras. Una gran parte de los individuos ( $N = 22$ ; 40.7%) presentaron hemosporidios en los frotis sanguíneos, siendo la diferencia en la prevalencia entre años marginalmente significativa (GLM,  $Z = -1.7$ ,  $p = 0.07$ ), presentando menores prevalencias el segundo año (Tabla 8), y sin diferencias significativas entre temporadas otoño-invierno (GLM,  $Z = 0.9$ ,  $p = 0.36$ ). Aunque no se encontró interacción entre año y temporada, cabe destacar las bajas prevalencias encontradas en el otoño del 2019-2020 a comparación de las demás temporadas de muestreo en ambos años (Tabla 9). Las prevalencias de hemosporidios fueron similares en machos como en hembras (GLM,  $Z = -0.6$ ,  $p = 0.49$ ). La mayoría de los casos fueron visualmente identificados como gametocitos de *Haemoproteus* spp. (96.3%; Fig. 41 A), y el resto como *Plasmodium* spp. (3.7%; Fig. 41 B).



**Figura 41.** A) Gametocito intra-citoplasmático de *Haemoproteus* spp. y B) *Plasmodium* spp. en frotis de *F. sparverius* durante la temporada post-reproductiva en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

La carga de hemosporidios fue de 12.3 cada 10 mil eritrocitos, siendo similares entre las temporadas de otoño e invierno (GLM,  $Z = 0.2$ ,  $p = 0.77$ ), aunque fueron significativamente diferentes entre años, siendo menores el segundo año de muestreo (GLM,  $Z = -2.6$ ,  $p < 0.01$ ). Las cargas de hemosporidios fueron levemente mayores en las hembras (14.2 / 10 mil; rango 0 – 96.9; DS 23.1) que en los machos (10.4 / 10 mil; rango 0 – 50.2; DS 15.6) aunque las mismas no fueron significativas (GLM,  $Z = -1.08$ ,  $p = 0.27$ ). Para los cernícalos infectados, la carga de hemosporidios fue de 30.3 cada 10 mil eritrocitos (rango 6 – 96.9; DS 21.4), siendo similar en la temporada post-reproductiva inmediata (32.9 / 10,000) que en la temporada invernal al final de la misma (28.4 / 10,000).

**Tabla 8.** Prevalencia anual (PA), prevalencia por temporada (P) y carga de hemosporidios en frotis sanguíneos de *F. sparverius* en individuos capturados en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

año	temporada	n	PA	P	carga
2018-2019	otoño	16	50.0%	50.0%	17.6 (0 – 52.4)
	invierno	16		50.0%	17.2(0 – 96.9)
2019-2020	otoño	9	31.8%	11.1%	1.7 (0 – 14.9)
	invierno	13		46.2%	7.4 (0 – 31.7)
<b>total</b>		54	42.6%	42.6%	12.4 (0 – 96.9)

El modelo con mejor ajuste para el análisis de prevalencias (familia con distribución de errores tipo binomial), incluyó a la cantidad de depósitos de agua para agricultura ( $Z = 2.4$ ,  $p = 0.01$ ) y la distancia a los bordes de la matriz ( $Z = 2.4$ ;  $p = 0.01$ ) ( $D^2 = 30.5\%$ ) (Tabla 9).

**Tabla 9.** Selección de modelos según el Criterio de Selección de Akaike para muestras pequeñas (AICc) para las prevalencias de hemosporidios en frotis sanguíneos del Cernícalo Americano (*F. sparverius*) durante el otoño (2018-2019) e invierno (2019-2020) en Baja California Sur, México. (DA = depósitos de agua, VN = área de vegetación nativa, TI = tamaño del individuo, DC = distancia a la ciudad más cercana, DB = distancia al borde de la matriz y NDVI = Índice de vegetación)

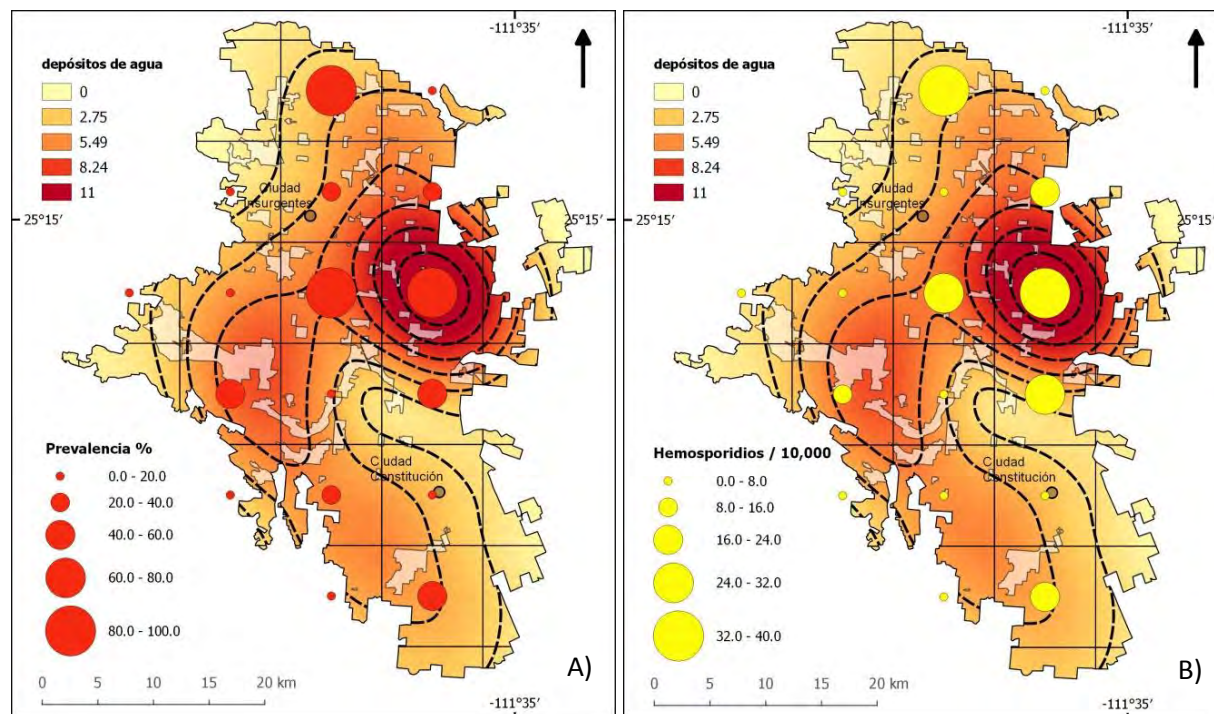
Modelo	g.l.	logLik	AICc	$\Delta$ AICc	peso
1) DA + DB	3	-23.1	55.1	0.00	0.20
2) DA + DB + NDVI	4	-22.8	57.3	0.82	0.13
3) DA + DB + TI	4	-22.9	57.2	1.38	0.10
4) DA + DB + DC + VN	5	-22.1	58.1	1.46	0.09
5) DA + DB + DC + TI	5	-24.8	58.5	2.25	0.06

Mediante GLM binomial negativo utilizado (debido a la sobredispersión de los datos de carga), el modelo que mejor ajustó a las cargas de hemoparásitos incluyó los depósitos de agua para la agricultura ( $Z = 4.7$ ;  $p < 0.001$ ), el área de vegetación nativa ( $Z = -2.4$ ;  $p < 0.05$ ) y la distancia al borde donde comienza la vegetación continua no afectada por la agricultura ( $Z = 3.1$ ;  $p < 0.005$ ) ( $D^2 = 45.4\%$ ) (Tabla 10).

**Tabla 10.** Selección de modelos según el Criterio de Selección de Akaike para muestras pequeñas (AICc) para las cargas de hemosporidios en frotis sanguíneos de *F. sparverius* durante el otoño (2018-2019) e invierno (2019-2020) en Baja California Sur, México. (DA = depósitos de agua, VN = área de vegetación nativa, TI = tamaño del individuo, DC = distancia a la ciudad más cercana, DB = distancia al borde de la matriz y NDVI = Índice de Vegetación)

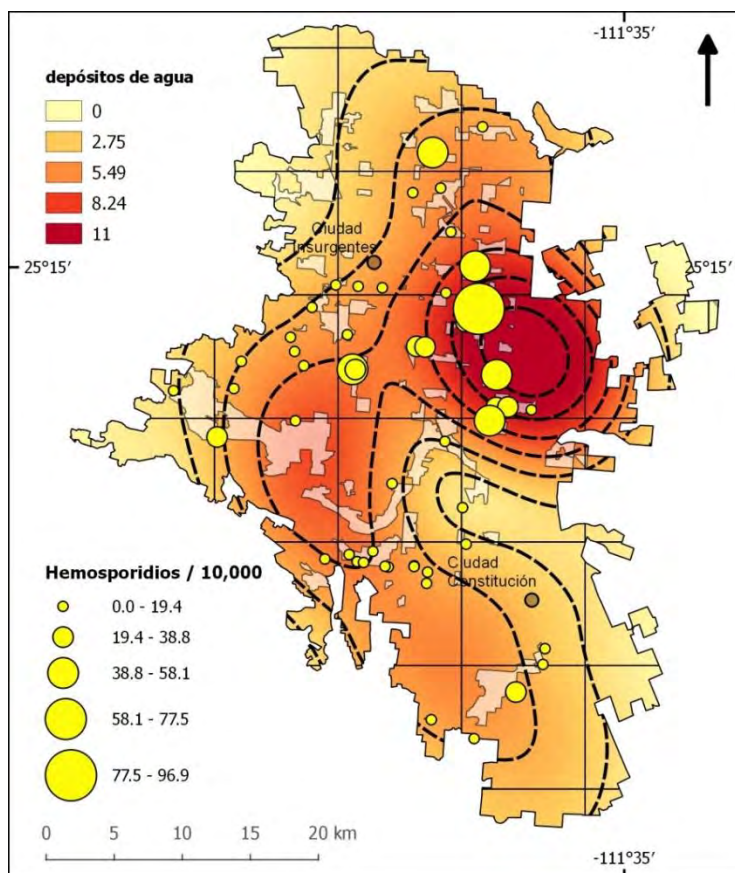
Modelo	g.l.	logLik	AICc	$\Delta$ AICc	peso
1) DA + VN + DB	6	-82.2	78.2	0.00	0.60
2) DA + VN + DB + DC	7	-81.7	79.9	1.68	0.26
3) DA + VN + DB + DC + TI	8	-81.3	81.9	4.38	0.06
4) DA + DC + DB	6	-85.3	84.4	6.16	0.02
5) DA + DC + VN + NDVI	7	-84.7	85.9	7.65	0.01

La abundancia de fuentes de agua para riego en agricultura fueron seleccionadas tanto para las prevalencias como para las cargas, como variable explicativa de importancia en ambos tipos de modelos. Esta relación puede evidenciarse en los mapas de prevalencias por cuadrats en el área de estudio donde las mayores prevalencias (80% y más) son coincidentes con las zonas de mayor densidad de fuentes de agua para riego, entre ambos centros urbanos y dónde los parches de vegetación natural son escasos (Fig. 42 A).



**Figura 42.** A) Prevalencia y B) carga de hemosporidios promedio por cuadrat (círculos rojos y amarillos, A y B respectivamente centrados en cada cuadrat) en *F. sparverius* en frotis sanguíneos durante las temporadas post-reproductivas 2018-2019 y 2019-2020 Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. Densidad de depósitos de agua caracterizada por intensidad de colores (amarillo a rojo, división de intervalos iguales por líneas punteadas).

Los cernícalos capturados en las áreas centrales, donde los depósitos de agua para riego son más numerosas, también presentaron las mayores cargas hemoparasitarias (Fig. 42 B y 43). Como el modelo seleccionado en el análisis la representación espacial evidencia que las aves cerca de los bordes de la matriz y donde la vegetación nativa es más abundante presentan cargas reducidas de hemosporidios en sangre.



**Figura 43.** Cargas de hemosporidios en frotis sanguíneos de *F. sparverius* en geo-posición exacta de captura durante las temporadas post-reproductivas 2018-2019 y 2019-2020 en Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. Densidad de depósitos de agua caracterizada por intensidad de colores (amarillo a rojo, división de intervalos iguales por líneas punteadas).

### 7.6. Malformaciones eritrocitarias

Se encontraron los dos tipos de anomalías (MN+NA) en el 96.2% de los individuos. Los MN se encontraron en el 81.4% de los individuos y las NA en el 98.1% de los individuos. MNs, la constricción simétrica y otras anomalías de los núcleos fueron las anomalías más prevalentes en eritrocitos de los cernícalos capturados (Tabla 11).

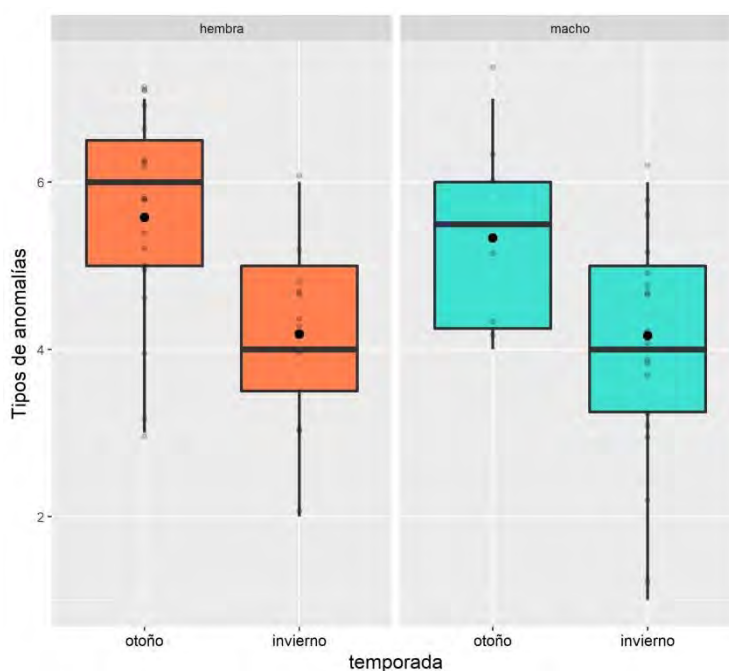
El modelo GLM que mejor ajuste presentó en la variación de los tipos de anomalías por individuo incluyó sólo al factor estacional de temporada (Fig. 44; GLM: AICc = 208.7; temporada:  $Z = -2.2$ , peso = 0.42) (Tabla 12).

**Tabla 11.** Prevalencia de malformaciones nucleares en eritrocitos de *F. sparverius* capturados durante 2018-2019 y 2019-2020 en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. N es el número de aves muestreadas. (S = seccionado, CS = constricción simétrica, CA = constricción asimétrica, D = desplazado, A = arriñonado y OA = otras anomalías)

temporada	NAs						MNs	
	N	S	CS	CA	D	A		OA
otoño	25	80%	76%	92%	68%	68%	92%	84%
invierno	29	58.6%	62%	51.7%	31%	65.5%	75.8%	79.3%
Total	54	68.5%	68.5%	70.3%	48.1%	66.6%	83.3%	81.4%

**Tabla 12.** Modelos seleccionados según el Criterio de Selección de Akaike para muestras pequeñas (AICc) para el tipo de anomalías encontradas en individuos de *F. sparverius* capturados en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. (T = temporada, VN = cobertura vegetación nativa, CA = largo de cuerda alar y CF = condición física)

Modelo	log-likelihood	gl	AICc	$\Delta$ AICc	peso
1) T	-101.1	3	208.8	0.00	0.423
2) T + CA	-100.6	4	210.2	1.46	0.204
3) null	-103.6	2	211.5	2.75	0.107
4) T + CA + VN	-100.3	5	211.9	3.17	0.087
5) T + CA + CF	-100.5	5	212.4	3.68	0.067

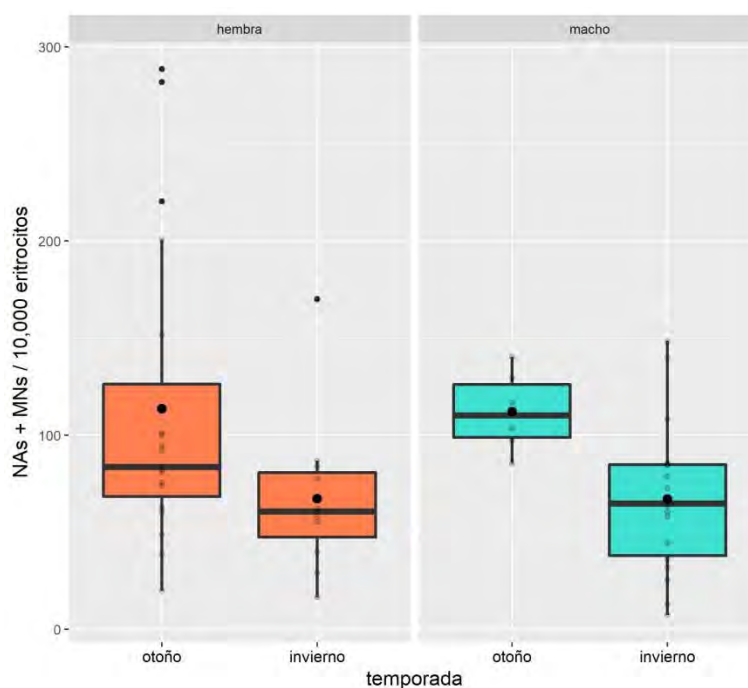


**Figura 44.** Abundancia del tipo de anomalías (riqueza) por temporada según el género en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

En cuanto a la frecuencia de anomalías (NAs + MNs) el modelo que mejor ajustó a la variación de estas frecuencias presentó a las temporadas y el tamaño de cuerda alar como las dos variables más representativas del modelo (Fig. 45; GLM: AICc = 365.5, peso = 0.32; temporada:  $Z = 3.8$ ,  $P < 0.001$ ; cuerda alar:  $Z = -2.3$ ,  $P < 0.05$ ; Tabla 13).

**Tabla 13.** Modelos seleccionados según el Criterio de Selección de Akaike para muestras pequeñas (AICc) para el total de anomalías (MNs+NAs) encontradas en individuos de *F. sparverius* capturados en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. (T = temporada, VN = cobertura vegetación nativa, CA = largo de cuerda alar, G = género, y A = año)

	<b>Modelo</b>	<b>theta</b>	<b>log-likelihood</b>	<b>gl</b>	<b>AICc</b>	<b><math>\Delta</math> AICc</b>	<b>peso</b>
1)	T + CA	4.8	-177.1	5	365.5	0.00	0.323
2)	T + CA + G	5.0	-176.1	6	366.1	0.51	0.163
3)	T + CA + G + A	5.4	-174.9	7	366.3	0.74	0.146
4)	T + CA + VN	5	-176.3	6	366.5	0.91	0.134
5)	T + CA + VN + G	5.1	-175.6	7	367.7	2.10	0.074



**Figura 45.** Número de anomalías totales (NAs + MNs) por temporada según el género en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

El modelo que mejor ajuste presentó respecto a la frecuencia de MNs incluyó a la variable temporada (GLM: AICc = 243.5, peso = 0.20; temporada:  $Z = -1.8$ ,  $P = 0.05$ ; Tabla 14): la frecuencia de MNs fue mayor en el otoño en contraste al invierno (+75.3%), sucediendo lo mismo con los NAs (+73.7%).

**Tabla 14.** Modelos seleccionados según el Criterio de Selección de Akaike para muestras pequeñas (AICc) para el número de MNs encontradas en individuos de *F. sparverius* capturados en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. (T = temporada, VN = cobertura vegetación nativa, CA = largo de cuerda alar, G = género y A = año)

	Modelo	theta	log-likelihood	df	AICc	$\Delta$ AICc	peso
1)	T	1.7	-166.2	4	243.5	0.00	0.206
2)	T + VN	1.8	-165.2	5	243.7	0.18	0.188
3)	T + VN + A	1.9	-168.2	6	244.2	0.74	0.142
4)	null	1.5	-164.7	3	244.7	1.12	0.118
5)	T + CA	1.7	-164.8	5	245.0	1.51	0.097

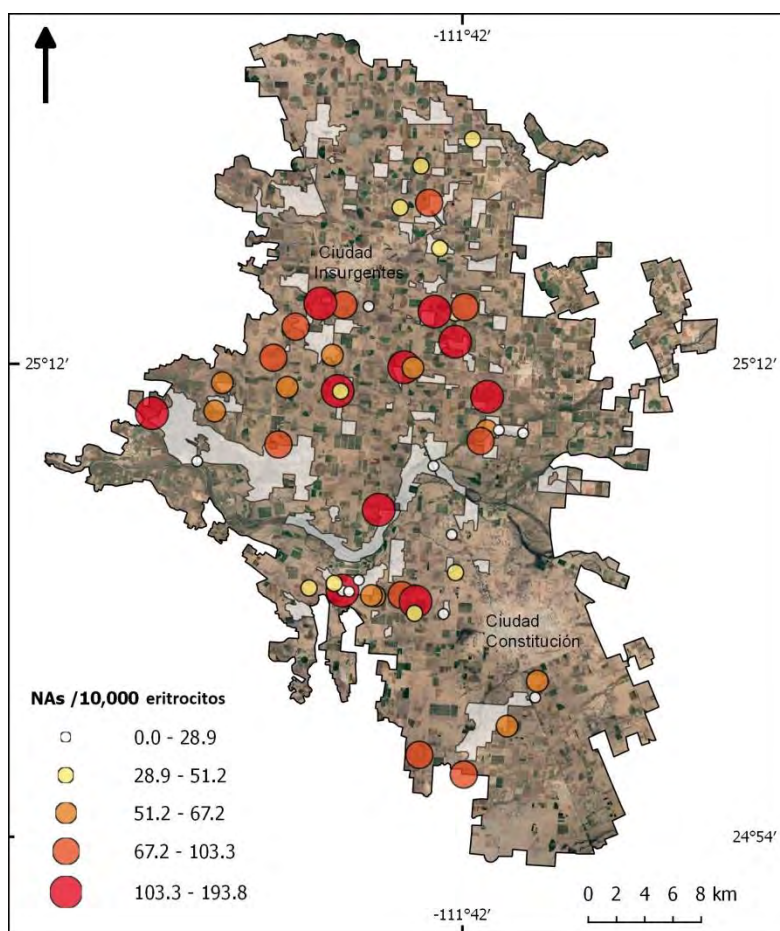
El modelo que mejor ajustó a la frecuencia de las NAs incluyó a la temporada, largo de cuerda alar y la cobertura de vegetación sarcocaulé (Fig. 46 y 47, GLM: AICc = 346.3, peso = 0.262;



temporada:  $Z = -2.9$ ,  $P < 0.005$ ; cuerda alar:  $Z = -3$ ,  $P < 0.005$ ; cobertura de vegetación nativa:  $Z = -2$ ,  $P < 0.05$ ; Tabla 15).

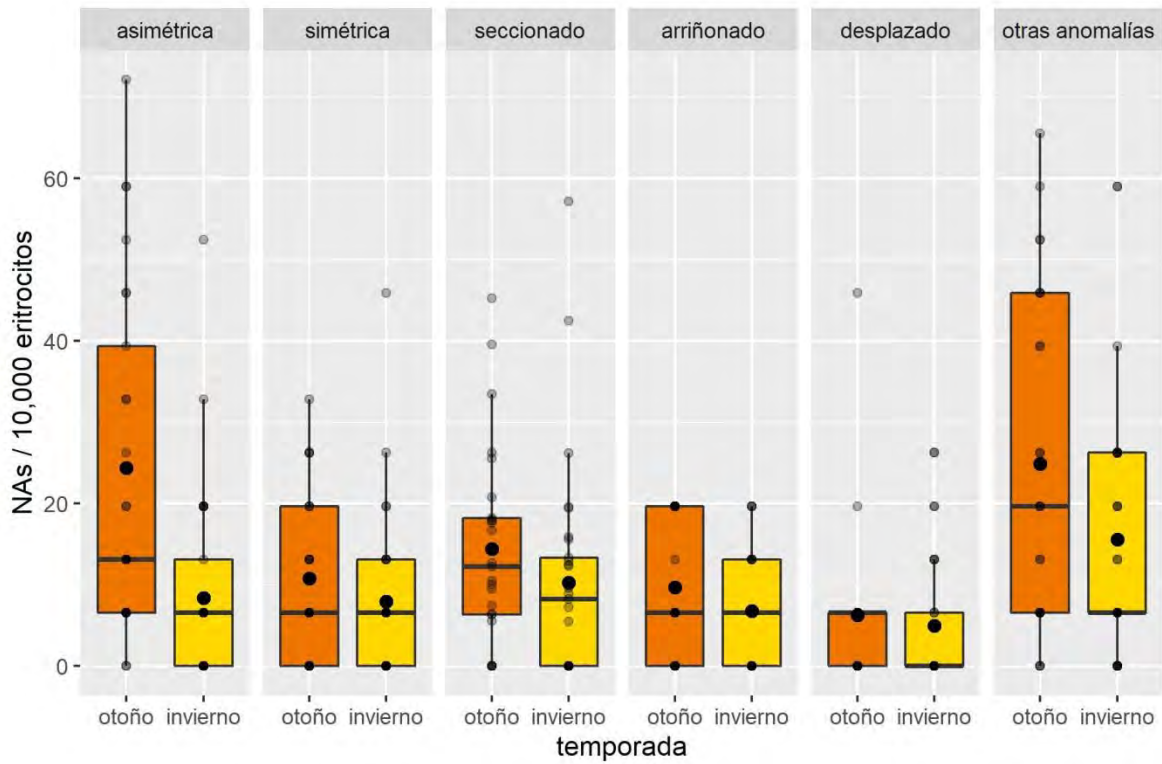
**Tabla 15.** Modelos seleccionados según el Criterio de Selección de Akaike para muestras pequeñas (AICc) para el número de NAs encontradas en individuos de *F. sparverius* capturados en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México. (T = temporada, VN = cobertura vegetación nativa, CA = largo de cuerda alar, G = género, y A = año)

Modelo	theta	log-likelihood	gl	AICc	$\Delta$ AICc	peso
1) T + CA + VN	4.9	-166.2	6	346.3	0.00	0.262
2) T + CA + VN + G	5.1	-165.2	7	346.9	0.62	0.192
3) T + CA	4.5	-168.2	7	347.7	1.46	0.126
4) T + CA + VN + G + A	5.4	-164.7	5	348.7	2.39	0.079
5) T + VN + G * CA	5.2	-164.8	8	348.9	2.59	0.072



**Figura 46.** Número de anomalías (NAs) cada 10,000 eritrocitos en individuos de *F. sparverius* ( $n = 54$ ) en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

Es clara la diferencia de las frecuencias de NAs entre estaciones en los diferentes tipos de anomalías (Fig. 47).



**Figura 47.** Número de anomalías (NAs) discriminada por tipo, por temporada en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

## 8. DISCUSIÓN

### 8.1. Dieta y hábitat de nidificación

En lo que respecta al análisis dietario, este es el primer análisis trófico de la especie *F. sparverius* durante la etapa reproductiva llevado a cabo en la península. La información trófica obtenida refleja un alto consumo de vertebrados, siendo los reptiles el ítem presa que mayor biomasa aportó a la dieta reproductiva del cernícalo, ilustrando a estos como una presa clave en esta zona de Norte América. Los estudios realizados a lo largo de su distribución, salvo en unos pocos casos, muestra a los roedores como el ítem presa de mayor importancia en lo que respecta a la composición de biomasa (Tabla Anexa 2). En América Central en un ambiente de bosque tropical los reptiles también presentaron un mayor valor de biomasa que el resto de los vertebrados en la dieta (36) evidenciando la importancia del hábitat y el clima en la oferta y consumo de presas. En rasgos generales, la dieta de *F. s. peninsularis* evidenció tener similares valores de diversidad respecto a otros estudios realizados en la especie en zonas áridas (Tabla Anexa 2). El índice de equitatividad de Pielou fue menor a los índices calculados para rapaces de similar tamaño que se ubican por encima del 0.5 (165–167), probablemente en función de la menor diversidad de presas que ocurre en ambientes áridos, en contraste con ambientes más húmedos donde puede habitar la especie a lo largo de su distribución. La amplitud de nicho (*Ba*) presentó valores bajos en ambos ambientes, al igual que similares estudios de zonas áridas, a excepción de un estudio realizado al norte de Estados Unidos, el cual fue mucho mayor al resto de los estudios a lo largo de la distribución (Tabla Anexa 2). Las aves y los roedores, aunque en menor proporción, representan una parte importante de la dieta registrada en este estudio. La alta disponibilidad de roedores y aves paseriformes que consumen artrópodos y semillas es esperable en un ambiente agrícola. Sin embargo cabe destacar, que la presa más frecuente encontrada en los regurgitados corresponde al orden Orthoptera, especies muy abundantes que son consumidas por la especie (170), y que pueden ser consideradas como plagas para las actividades agrícolas en México y otras partes del mundo (171–173). El incremento de las densidades de algunas rapaces en zonas agrícolas, por las fuentes predecibles de alimento, puede reducir la abundancia de especies plagas en diferentes tipos de agro-ecosistemas, como es el caso de ciertas rapaces que pueden regular las poblaciones de roedores (174–176),

proveyendo en muchos casos de forma imperceptible servicios ecosistémicos en áreas rurales (177).

En cuanto a la abundante presencia de los reptiles en los regurgitados, es probable que exista una relación importante entre la oferta de esta presa y el hábitat de nidificación de presente en las cercanías. El reptil más encontrado en los regurgitados, *S. zosteromus*, es en concordancia el reptil más abundante en los parches en zonas con suelo desnudo rodeado por vegetación nativa (178), esperando por presas que circulen en las cercanías para ser emboscadas (179). Esta característica puede hacer de estos reptiles una presa ideal según las características predatorias del Cernícalo Americano, como también las aves paseriformes (insectívoras o granívoras) encontradas en los regurgitados, que generalmente encuentran refugio, migran y se conectan a través de los parches de vegetación nativa en ambientes fragmentados (180).

Las similitudes estadísticas encontradas en la dieta entre el hábitat fragmentado y el hábitat de vegetación continua revela la utilización de los parches de vegetación nativa, donde la especie puede encontrar presas relacionadas al ambiente nativo. A esto se agrega que los sitios de nidificación se encontraron todos dentro de los parches de vegetación nativa, revelando esto la dependencia de la sub-especie *F. s. peninsularis* por las áreas de vegetación nativa remanentes en la matriz durante la reproducción. Es probable que la especie esté consumiendo presas más referidas a su historia natural, relacionadas al árido matorral sarcocaule todavía presente en los parches remanentes y utilice en menor medida zonas de cultivo para buscar sus presas. Similares resultados han obtenido estudios en ambientes sub-tropicales en la sub-especie *F. sparverius paulus*, donde en suelos arenosos de escasa cobertura vegetal, hay un consumo significativo de lacertilios más que nada en el caso de los machos (33). Sin embargo, la presencia de los nidos encontrados, en nuestro caso mayoritariamente en la zona de bordes de los parches, evidencia una dependencia también de la zona de transición, que puede estar reflejada por las diferencias encontradas en la mayor frecuencia de aves y menor frecuencia de serpientes encontradas en la zona fragmentada a diferencia de la zona natural continua. Aunque estas zonas de bordes utilizada para nidificar, reflejan zonas (aunque clareadas para la actividad agrícola) que no presentan cultivos activos, con valores de NDVI significativamente más bajos en las circunferencia más cercana al nido (0.5 km) que las circunferencias más

grandes. Estas áreas de bordes sin matorral, donde las tierras no son utilizadas para el cultivo permiten tener visibilidad y acceso a presas de la zona de transición, pudiendo presentar una morfología espacial similar a planicies que la especie naturalmente explota. Parece existir un equilibrio en la estructura del paisaje, relacionado a la dieta de la subespecie que habita la península. Aunque es claro que en los alrededores próximos de los sitios de nidificación (0.5 km) prevalece la composición de vegetación nativa, es posible que exista un umbral en la cobertura vegetal, a partir del cual permita a la especie reproducirse y mantenerse en el sitio, aprovechando el ambiente natural el cual ha acompañado a la subespecie durante su historia de vida evolutiva. Estudios dietarios llevados a cabo con isótopos estables, mostraron que la alimentación de pollos de pequeñas rapaces está más relacionada a presas de origen de ambientes naturales (181). Relacionado a esto, una vez que los pollos salen de los nidos, se mantienen en las proximidades al menos 28 días mientras aún inexpertos aprenden a cazar a sus presas (182), evidenciando la importancia del ambiente próximo de vegetación nativa en nuestro sitio de estudio que brinda protección a los pollos contra los depredadores y alimento relacionado a su historia evolutiva.

## **8.2. Uso de hábitat reproductivo y post-reproductivo**

Teniendo en cuenta los análisis de los sitios de nidificación y de abundancia obtenida mediante el análisis de transectas durante la reproducción, la sub-especie residente del noroeste mexicano *F. s. peninsularis*, parece estar fuertemente arraigada al matorral sarcocaulé en función de su historia evolutiva. El análisis de hábitat efectuado muestra una equilibrada densidad entre machos y hembras en los parches de vegetación nativa durante la reproducción, y una baja presencia de individuos en las transectas que recorren mayormente los cultivos agrícolas. Estos muestreos que informan sobre la densidad de los individuos de la sub-especie, reflejan la utilización del cardonal no sólo como un simple artefacto que posibilita la nidificación, sino que también evidencia la actividad de forrajeo dentro de los parches, aunque la zona de bordes también sea utilizada por la especie. Por otro lado, una vez que la temporada otoñal comienza, la utilización del ambiente agrícola se potencia y el incremento más pronunciado sucede en este ambiente probablemente a causa de la llegada de los cernícalos migratorios (octubre-noviembre) pertenecientes a la sub-especie *F. s. sparverius*. Aunque cabe destacar, que existe un incremento de las densidades en ambos ambientes y la densidad más

alta aún se encuentra en el ambiente natural. La preponderancia de parejas ocupando las áreas de parche de vegetación natural durante la post-reproducción sugiere que la zona de parches es la de mayor utilización por parte de ambos sexos también fuera de la temporada reproductiva. Algunos estudios hacen hincapié en la segregación de hábitat por géneros, en donde las hembras tienen un papel preponderante por su mayor tamaño defendiendo territorios de mayor calidad (31), sin embargo otros estudios concluyen la inexistencia de este dominio invernal al registrar a los machos con comportamientos iguales o más territoriales y agresivos que las hembras (30). Este último estudio, llevado a cabo también en un ambiente sub-tropical (30), demuestra que los territorios “de mejor calidad” son dominados por individuos en su orden de llegada al área de invernada y no por su mayor tamaño. En este sentido, si las áreas meramente agrícolas fueran las mejor valoradas, los individuos locales en el Valle Santo Domingo deberían ocupar las áreas de mayor cobertura agrícola luego de la reproducción y a lo largo de la temporada invernal, y esto claramente no sucede. No sólo los muestreos sobre las transectas muestran una preponderante actividad de las parejas en los parches, sino que también la mayoría de los ataques realizados a la trampa de captura Bal-Chatri dentro de los parches (mayormente en el último año) fueron llevados a cabo por estas parejas de pequeño porte y no por individuos solitarios más grandes. Otros estudios, llevados a cabo en climas fríos durante el período de formación de parejas, registraron que los individuos, especialmente los machos que ocupan ciertos territorios invernales, no se mueven a la llegada de nuevos individuos migratorios a pesar de su menor tamaño (183). También en la última temporada post-reproductiva en el Valle de Santo Domingo, han sido vistas las parejas defendiendo agresivamente territorios ante otras especies de rapaces y manteniendo cópulas durante el mes de Diciembre. La presencia y actividad de estas parejas durante la temporada post-reproductiva y la cohesión de las mismas en estos ambientes, deja en evidencia la importancia de estos parches de vegetación nativa a lo largo del año. El incremento de individuos en los ambientes con vegetación nativa durante la post-reproducción, evidencia que estos ambientes dentro de matrices agrícolas pueden estar subestimados en su valor en lo que se refiere a la supervivencia invernal. Como mencionamos anteriormente, en una zona fragmentada estos parches pueden ser vitales para la supervivencia y alimentación una vez que los pollos dejan el nido, ya que los reclutas inexpertos mejoran las habilidades de vuelo para la caza y hacen uso de la abundancia

de sitios para percharse (182). Estos escasos parches pueden proveer estas condiciones en el área, teniendo en cuenta la reducida distancia de dispersión (mayormente entre los 0 y 8 km) que ha sido registrada en la especie (184) puede explicar el incremento de la abundancia de la especie en los parches de vegetación nativa durante la post-reproducción.

Por otro lado, en el ambiente puramente agrícola, como se dijo anteriormente, el incremento diferencial de la densidad es el más pronunciado, más que nada dirigido por el incremento de las hembras. Las diferencias en los tamaños de las hembras capturadas en el presente estudio que ocupan el ambiente agrícola durante la post-reproducción, sugieren que podrían ser en gran parte de origen migratorio. Se conocen diferentes reportes donde se refiere a una migración diferencial por género en rapaces a diferentes áreas de Estados Unidos y México, migrando los machos a regiones más cercanas del área reproductiva y las hembras extendiendo su recorrido migratorio (185), esto podría explicar el incremento en la densidad de hembras en la zona durante la post-reproducción. Gran cantidad de hembras son detectadas en el tendido eléctrico que recorren los caminos rurales, usando los postes del mismo para percharse a descansar o utilizarlo como punto de avistamiento para la caza. Estas líneas de postes puede posicionar a la especie en lugares de mayor productividad, sin embargo este ambiente puede generalmente presentar un gran disturbio ya sea por el tránsito vehicular como también por la presencia de otras rapaces que utilizan estas áreas. Estos postes son también ocupados mayormente por el Aguililla Cola Roja (*Buteo jamaicensis*), aunque también puede encontrarse al Caracara (*Caracara cheriway*) y en menor frecuencia al Halcón Peregrino (*Falco peregrinus*).

### **8.3. Condición física y tamaño corporal**

Al evaluar las medidas morfométricas, las diferencias intra-sexos fueron evidentemente menores en los machos que en las hembras, evidenciando la presencia mayormente de hembras migratorias durante la temporada post-reproductiva, probablemente provenientes de USA y Canadá. Estudios en *F. sparverius* y otras rapaces han registrado zonas de migración diferencial referente a los sexos en otras zonas de Norte América (185). La diferencia en el pesaje de las hembras, a pesar de poder estar influenciada por una beneficiosa condición física, es claramente un indicador de que se capturaron individuos migratorios, aunque no se descarta que algunos de los machos también lo sean.

Una de las hipótesis que se refiere al uso de los machos de zonas más cerradas de vegetación, propone que este uso diferencial se da como resultado del mayor éxito de un modelo físico de menor porte, que beneficia la caza y supervivencia al brindar mayor maniobrabilidad de vuelo en estos ambientes (26). Es claro que los machos hacen un uso diferenciado de los parches por su alta frecuencia de ocurrencia en los mismos, probablemente explotando los recursos alimenticios relacionados a la comunidad de vegetación nativa que aún reside en los mismos. Esto nos lleva a rechazar la idea de que los machos son segregados a ambientes desfavorables (31,33) por las hembras, ya que estos ocupan áreas de similares valores de NDVI, y sin duda valores iguales o más altos que las hembras de mayor porte probablemente migratorias. Probablemente, los requerimientos energéticos de los machos van de la mano con una historia evolutiva estrechamente relacionada a la mayor cobertura (26,32), ésta proporcionada por el nativo matorral sarcocaulé presente en los parches remanentes de la matriz agrícola. Aunque la especie obtenga provecho de explotar las zonas de bordes entre la matriz y los parches nativos, probablemente sean los machos los individuos que mayormente ocupan y cazan a lo largo del año en el área de vegetación natural, más afines a las zonas donde abundan los reptiles, ya sea por las capacidades predatorias particulares de los machos y la historia natural de la sub-especie *F. s. peninsularis* asociada al matorral sarcocaulé. Teniendo en cuenta los valores obtenidos en el NDVI en las zonas de captura, es claro que la segregación tanto por sexo como por tamaño es claramente rechazada, en línea con los resultados obtenidos por otros autores en el cual determinaron que los individuos ocupan los lugares de mayor calidad por cuestiones relacionadas a su efectividad de predación según las propias características y el orden de llegada al sitio (26). En este sentido, las hembras más pequeñas (residentes) fueron encontradas en zonas donde la productividad primaria (NDVI) era significativamente mayor respecto a las hembras de mayor tamaño llegadas en los meses de septiembre octubre. También se puede ver que las hembras más pequeñas presentan una tendencia a ocupar zonas de mayor cobertura vegetal nativa que las más grandes, aunque en menor proporción que los machos. Esto último refleja cierta dependencia de las hembras al matorral sarcocaulé por sus características evolutivas asociadas al mismo, a diferencia de la sub-especie migratoria que explota las zonas no utilizadas por los locales en el núcleo de la zona agrícola donde el matorral ha sido arrasado en grandes proporciones.



A partir de las mediciones morfométricas también podemos mencionar que los resultados obtenidos acerca de la condición física, refleja que la condición en ambos sexos se encuentran dentro de los valores esperados de una población saludable. Sin embargo, los valores de condición física de las hembras en el comienzo de la temporada post-reproductiva reflejan una salida de la temporada reproductiva con un desgaste importante aunque esperable, y probablemente sumado al esfuerzo reproductivo se debería agregar la influencia del desgaste a consecuencia del esfuerzo migratorio en las hembras provenientes del norte. En este sentido, también es de destacar la pobre condición física de las hembras especialmente en la temporada de otoño de 2019-2020, la cual a estas causas (esfuerzo reproductivo y migración), podría agregarse las torrenciales lluvias caídas durante el final del verano que pudieron modificar la fisonomía habitual del paisaje en el cual la especie (mayormente la sub-especie residente) está evolutivamente adaptada a sobrevivir. No parece casualidad que especialmente las hembras, presenten esta disminución en su condición física en esa temporada en la que la vegetación cubrió todo espacio abierto (que normalmente está desprovisto de vegetación) a lo largo de toda la matriz agrícola. El cambio en las características del paisaje se ve reflejado en los valores de NDVI obtenidos durante ese otoño (Fig. 39), los cuales superaron de forma marcada los valores de los años anteriores y los valores invernales, presentando una anomalía mensual superior al 150% en agosto, y superior al 175% en octubre y noviembre. Esto podría haber provocado un incremento en la oferta de refugio para las presas de *F. sparverius*, en zonas donde generalmente las hembras forrajean libre de vegetación a diferencia de los machos, los cuales como se ha dicho anteriormente prefieren lugares de vegetación más cerrada. Sheffield et al. (2001) pusieron a prueba la preferencia de *F. sparverius* de las áreas de forrajeo durante la post-reproducción según la altura de la vegetación y la disponibilidad de perchas, los autores encontraron que los individuos prefirieron de forma significativa las áreas de vegetación con escasa altura (5 cm vs 20 cm) y buena oferta de perchas, las cuales además presentaron un mayor éxito de captura de roedores. Otros autores mencionan que cernícalos de talla y requerimientos dietarios similares como *Falco tinnunculus* tienen la capacidad de detectar visualmente las marcas de orina y materia fecal de las presas (186), así el incremento y la densidad de la vegetación podría interponer la detectabilidad de las presas en *F. sparverius* (187). Sumado a esto, el incremento de la biomasa de las presas seguramente no se ha dado de

forma inmediata luego de las lluvias, presentando un retardo en el aumento poblacional de roedores que se reproducen a lo largo del año, y obviamente de aves estacionales que reproducen sólo al llegar la primavera. A diferencia de las hembras, los machos diseñados por selección para forrajear en ambientes de mayor cobertura vegetal no presentaron una disminución significativa en su condición física durante el otoño de 2019-2020.

#### **8.4. Abundancia y carga de ectoparásitos**

Lo mencionado anteriormente, parece tener su espejo en las prevalencias de ectoparásitos encontradas en los cernícalos, en los cuales es evidente una ocurrencia diferencial de los tipos de ectoparásitos según el ambiente ocupado. En el caso de las moscas hematófagas *Icosta americana*, primer registro para *F. sparverius* en México, todos los individuos parasitados por las mismas fueron individuos de mayor porte encontrados en ambientes puramente agrícolas con baja cobertura de vegetación nativa en sus alrededores próximos. En cuanto a los ectoparásitos relacionados a los piojos (Phthiraptera), los tres taxones encontrados *D. carruthi*, *C. subzerafae* y *Laemobothrion* sp. representan los primeros registros en México. Cabe destacar que todos los cernícalos parasitados por estos piojos fueron capturados en zonas de vegetación nativa, en su gran mayoría machos de pequeño porte. Estas ocurrencias sugieren un uso diferencial de hábitat según el origen de los individuos ya sean residentes o migratorios, probablemente relacionado al lugar de descanso que utilicen por las noches. En cuanto a los Cimicidae, este grupo tampoco ha sido registrado en *F. sparverius* en Norte América, siendo este ectoparásito muy poco frecuente y ocasional en la especie teniendo en cuenta la baja prevalencia encontrada en el área de estudio. Relacionado a la condición física y la presencia de ectoparásitos, estos últimos no parecen reflejar un perjuicio de magnitud en la condición de los individuos, probablemente a consecuencia de las bajas cargas encontradas y que además la mayor parte de los ectoparásitos encontrados pertenecen al grupo de los malófagos o piojos masticadores los cuales no se alimentan de sangre siendo ectoparásitos menos perjudiciales que otros grupos. Sin embargo, aunque no se hayan detectado perjuicios directos en el presente estudio se debe aclarar que las moscas hematófagas provocan pérdidas de sangre (188) y son vectores potenciales de diversas enfermedades como el Virus del Oeste del Nilo (189). Las prevalencias muestran un alto grado de estacionalidad, incrementándose durante los muestreos de invierno. Esta estacionalidad de las prevalencias parece tener correlación

mayormente con cuestiones relacionadas al clima y los ciclos de vida de los ectoparásitos en el área. En muestreos pasados llevados a cabo por otros investigadores no se encontraron moscas hematófagas en cernícalos capturados durante el otoño en la península (76) al igual que en el presente estudio. Sin embargo, el incremento encontrado a finales de febrero sugiere que la infección y desarrollo se produce a lo largo del invierno. Teniendo en cuenta las temperaturas ambientales, estudios realizados en aves silvestres de California encontraron el incremento de las prevalencias de estos parásitos hematófagos en momentos en que las temperaturas promedio se encuentran en los 20°C promedio (88), coincidentes con las temperaturas promedio en los meses de enero y febrero en nuestro sitio de estudio. Otros autores, concluyeron que el desarrollo y la dinámica de infección depende mayormente del clima y no de cuestiones relacionadas a la densidad-dependencia (190). Probablemente, las prevalencias de piojos sean coincidentes con estos patrones climáticos atados a los ciclos vitales de los ectoparásitos, aunque en un diferente tipo de ambiente. Estos últimos parecen estar más relacionados con ambientes de vegetación nativa, y algún proceso de contagio relacionado a comportamientos dentro de ambientes naturales a diferencia de las moscas hematófagas encontradas en individuos en zonas de cultivo. Es de destacar que la misma comunidad parasitaria de piojos fue registrada en Sud América en la zona centro-sur de Chile (92), la lejanía y la coincidencia de estos ectoparásitos refleja la alta especificidad de la comunidad de este tipo de ectoparásitos en las especies hospedadas.

### **8.5. Abundancia y prevalencia de hemoparásitos**

En estrecha relación con los ectoparásitos, los hemoparásitos pueden presentar variaciones en las prevalencias y cargas en las poblaciones de rapaces; algunos estudios evidencian la afección en casi toda la población y otros estudios con prevalencias casi nulas (191,192). En California cernícalos de origen migratorio presentaron una prevalencia de hemosporidios del 50% (14), en otras regiones de Norte América, Falconiformes han presentado prevalencias no mayores al 33% de *Haemoproteus* sp. (193). En *F. sparverius* del norte de México durante la temporada post-reproductiva, la prevalencia de hemosporidios fue registrada en similares magnitudes (32.2%) (103). En contraste en nuestro estudio, la prevalencia estuvo encima el primer año en el orden del 50%, y las cargas fueron más de 3 órdenes de magnitud mayores (17.5/10,000 eritrocitos) en ese mismo año. Vectores conocidos de hemoparásitos (especialmente de

*Haemoproteus* spp. y *Plasmodium* spp.) han sido registrados en la península de Baja California, entre ellos moscas hematófagas de la familia Hippoboscidae (95,194) y los dípteros *Culicoides* spp. (173,195). Las moscas hipoboscidas han sido encontradas abundantemente en algunas aves del área de estudio (78), sin embargo en los cernícalos capturados en el presente estudio las prevalencias son escasas ( $n = 4$ ), y sólo la mitad de ellas han sido coincidentes con la presencia de hemosporidios en los individuos (2 de 24), evidenciando que esta mosca es un actor minoritario en el proceso de infección de los hemosporidios en el área de estudio. También se debe destacar que no se encontró variación estacional en las prevalencias y/o cargas de los hemoparásitos, a diferencia de la marcada estacionalidad encontrada en la presencia de la mosca hematófaga. Resultados similares fueron encontrados en la Codorniz Californiana (*Callipepla californica*), ya que la infección de *Haemoproteus* sp. por hippoboscidos fue descartada, definiendo a los dípteros *Culicoides* spp. como el principal vector del hemosporidio en esta especie en California (196). Estos resultados sugieren que los vectores de hemosporidios en zonas áridas y templadas-subtropicales pueden estar mayormente relacionados a artrópodos dependientes de las condiciones de las actividades rurales. Los modelos que mejor ajustaron las prevalencias y las cargas de hemosporidios evidencian la importancia del manejo del agua en la agricultura para llevar a cabo su ciclo de vida. Los vectores dípteros como los culicoides requieren de la humedad para el desarrollo y evolución de sus huevos, larvas (4 fases) y pupas (197,198). El desarrollo de las larvas no sólo es favorable en depósitos de agua, también puede ser favorable en campos de irrigación para agricultura, ya sea en suelos donde se riega, como también donde se puede acumular defectuosamente en el manejo y traslado del agua (105). Los depósitos de agua artificiales y naturales pueden ser micro-hábitats favorables para la reproducción de dípteros, que potenciado por condiciones climáticas puede favorecer la reproducción. El clima del sur de la península puede brindar condiciones benignas para este tipo de vectores, siendo las temperaturas promedio a lo largo del año no menores a los 17°C, condiciones que son favorables para todos los estadios de desarrollo y la supervivencia de adultos de *Culicoides* (199). Sin embargo, las lluvias torrenciales pueden crear condiciones desfavorables para este tipo de vectores, ya que disminuye los bordes de baja pendiente e incrementa las pendientes pronunciadas, como también incrementa la vegetación en los bordes donde el agua se acumula, disminuyendo la abundancia e

imposibilitando el desarrollo larvario (105). Al evaluar las prevalencias estacionales (Tabla 1), es evidente que el otoño del segundo año de muestreo (2019-2020) muestra valores anómalos por debajo de las demás temporadas; aunque ambos años presentaron lluvias, las precipitaciones torrenciales excedieron los rangos normales durante el final de verano y comienzos del otoño de 2019. Sin duda estas lluvias afectaron la disponibilidad de micro-hábitats para el desarrollo de los vectores de hemosporidios. Esto último, se corresponde con los altos valores de NDVI por encima de 0.2 unidades promedio registrados en el otoño de 2019 (Fig. 39), momento en el cual se registró un crecimiento exuberante de la vegetación, que sobrepasó lo normalmente esperado en un hábitat predominantemente desértico.

Como se dijo anteriormente, la intensificación en el uso del agua para irrigación de los cultivos en ambientes secos y de altas temperaturas, incrementan la abundancia de estadios inmaduros y adultos de *Culicoides* en zonas agropecuarias (105). Entre los factores de importancia seleccionados en el modelo de mejor ajuste, la abundancia de depósitos de agua mostró una relación espacial con las prevalencias y las cargas de hemosporidios. En contraste, los individuos capturados en zonas donde la vegetación nativa es abundante manifestaron menores prevalencias y cargas a comparación de aquellos capturados en zonas donde las áreas agrícolas son mayoritarias. Las zonas representativas del matorral desértico por su aridez, disminuyen por sus condiciones la abundancia de vectores relacionados a los hemoparásitos que dependen de la humedad, presentando estas áreas condiciones más saludables para los cernícalos por la disminución en el acecho de los vectores de hemosporidios. Relacionado a esto último, esta es la causa por la que el modelo seleccionado incluye la variable de distancia a los bordes de la matriz como predictora de las prevalencias y las cargas de hemosporidios, disminuyendo estas a medida que los cernícalos fueron capturados cercanos a las zonas de vegetación nativa continua.

A diferencia de los ectoparásitos, las características individuales de los cernícalos como el género, el tamaño y la condición física, no parecen tener efecto sobre la afección por parte de los hemoparásitos y sus vectores, siendo las variables de orden geográfico las más representativas de las prevalencias y cargas de hemosporidios. Teniendo en cuenta la información espacial, los resultados evidencian una agregación de casos mayoritariamente en la

zona central de la matriz agrícola. La idea de que los individuos provenientes del norte pueden ser los que distribuyen los hemosporidios desde sus zonas reproductivas podría descartarse, ya que si esto ocurriese las infecciones prevalecerían a lo largo de la matriz y eso no está ocurriendo. También, si este fuera el caso, se podría pensar que las prevalencias podrían ser bajas en el comienzo de la temporada post-reproductiva cuando los cernícalos migratorios están recién arribados, e incrementarse por contagio al final de la temporada reproductiva. La concentración de casos en las zonas centrales de la matriz y sin variación estacional entre otoño e invierno, evidencia una fuente y distribución local y una regulación regional de la abundancia de los hemosporidios, aunque sí es posible que exista una dispersión de esta infección a través de los individuos migratorios cuando vuelvan a sus zonas reproductivas al final de la temporada de otoño-invierno.

#### **8.6. Malformaciones eritrocitarias**

Otra afección que podría tener efecto sobre la condición física y la supervivencia de los cernícalos en el área, es la utilización de pesticidas en los cultivos de la zona. Los registros de genotoxicidad en rapaces son escasos, y en la especie sólo existe un registro de individuos en cautividad en la zona central de México que presentó valores marcadamente más bajos que los encontrados en nuestro estudio. Estudios sobre contaminantes en zonas rurales y urbanas han detectado altas tasas de genotoxicidad reflejada por evidentes malformaciones de los núcleos de los eritrocitos en diferentes especies de aves alrededor del mundo (18,162,200–202). Estas prevalencias y cargas encontradas en estos estudios en algunos casos fueron similares a las registradas en el presente trabajo. En el caso de los MNs los valores en paseriformes no superan los 10 MN/10,000 en zonas donde la contaminación es importante (18,162,200), y en rapaces como *Athene cunicularia* (10 MN/10,000), *Caracara plancus* (24.1 MN/10,000) y *F. peregrinus* (25 MN/10,000) se incrementan los valores en zonas contaminadas hasta niveles similares a los obtenidos en el otoño en el presente estudio (201,203). Estas frecuencias obtenidas en diferentes niveles de la cadena trófica reflejan la probable biomagnificación resultante a lo largo de los diferentes niveles que se maximiza en depredadores tope. En el área de estudio, las concentraciones encontradas de OC (organoclorados) en sangre de paseriformes insectívoros y consumidores de semillas han sido de importancia y en algunos casos marcaron un record a nivel global (121,122). En el caso de *F. sparverius*, se encontraron concentraciones sub-letales

de gran variedad de OCs en sangre en el sitio de estudio durante 2007 (122). Gran parte de estos OCs son utilizados para los controles de plagas de los cultivos, entre ellos ortópteros, muy abundantes en los cultivos de la zona fragmentada, y la presa más frecuente en la dieta de *F. sparverius*. Cuando estos insectos incrementan sus densidades en los cultivos, estos son fumigados durante los estadios de ninfa y adulto durante el fin del verano y comienzos del otoño (171,204). Estos plaguicidas pueden ser bioacumulados y magnificados a lo largo de la cadena trófica cuando incumben a vertebrados como roedores, paseriformes y reptiles, todos presentes en la dieta de *F. sparverius*. Es por esto último, que estos contaminantes pueden ser adquiridos por la especie de forma indirecta mediante la cadena trófica, o directamente por exposición al ambiente.

Nuestro análisis también revela cierta estacionalidad en la frecuencia de anomalías en los núcleos de eritrocitos, siendo más altos en la mayor parte de los casos durante el otoño, fluctuaciones en estos daños encontrados en paseriformes han sido relacionadas a la exposición a contaminantes (205). El periodo en que los eritrocitos de las aves son funcionales se encuentra entre 28 y 45 días (163). A diferencia del periodo de vida de los eritrocitos en reptiles y mamíferos que son más extensos (206,207), las aves presentan mejores condiciones para ser un eficiente biomonitor por su capacidad de reflejar más inmediatamente la exposición a contaminantes.

Otro resultado que reveló nuestro análisis mediante la comparación de modelos es la inclusión de la cantidad de área de vegetación nativa como predictor de la frecuencia de NAs, más frecuentes en zonas donde la vegetación nativa remanente ha sido reducida para la utilización agrícola. Otra variable incluida como predictora reflejó al tamaño corporal como trascendente en las frecuencias de estas anomalías, siendo mayormente frecuentes en individuos de menor tamaño, siendo estos altamente probable individuos residentes, lo cual es esperable por estar mayormente expuestos a lo largo del verano y parte del otoño momento en el cual las aves migratorias de mayor porte todavía no han arribado. De todas formas, la presencia de estas anomalías no manifiestan tener una relación directa con un deterioro de la condición física de los individuos en la especie. Es por esto último que consideramos que la especie podría ser un buen biomonitor de genotoxicidad, ya que además de esta condición, presenta características

ecológicas ideales por ser considerado un depredador tope, con una dieta generalista y un rango de forrajeo reducido.



## 9. CONCLUSIONES

- La especie muestra una dieta generalista estrechamente relacionada al hábitat natural desértico, evidenciada por el gran aporte a la composición dietaria del grupo de los reptiles, abundantes y característicos del matorral sarcocaulé. Por otro lado, la alta frecuencia de ortópteros encontrados en la dieta reproductiva muestra también el forrajeo probablemente en zonas de borde actuando como un potencial regulador de plagas de la zona agrícola del Valle de Santo Domingo.
- Los parches remanentes de vegetación nativa según los datos obtenidos en las ocurrencias de nidos e individuos, son fundamentales para la reproducción de la sub-especie *F. s. peninsularis* que habita el valle agrícola. La evidente utilización de estos parches, también durante la post-reproducción, refleja la importancia en la conservación de estos parches para este depredador tope.
- Teniendo en cuenta los sitios donde las aves fueron capturadas y su morfometría, es clara la diferenciación en la utilización del hábitat durante la etapa no-reproductiva entre individuos según el tamaño de los mismos, sugiriendo una potencial diferencia en la utilización entre individuos residentes y migratorios. La zona agrícola, ausente de vegetación nativa y más disturbada, es mayormente ocupada por hembras migratorias de mayor porte. En contraste, podemos considerar que los parches de vegetación nativa son más intensamente utilizados por machos residentes, y que las hembras locales se encuentran utilizando mayoritariamente los parches y la zona agrícola colindante. No es evidente una segregación de hábitat por expulsión ante la llegada de los individuos de mayor porte (presumiblemente migratorios).
- La gran proporción de hembras de gran tamaño capturadas durante la post-reproducción, sugiere una migración diferencial en esta zona de la península de Baja California según el género, como sugieren algunos autores en ciertas áreas de invernada.
- La condición física de los individuos en la temporada no-reproductiva presenta diferencias estacionales que divergen entre sexos. Durante las fechas correspondientes a la llegada de los cernícalos migratorios a finales del verano, la condición física de las hembras evidenció estar por debajo de los niveles de condición normal, probablemente en respuesta al esfuerzo reproductivo y al desgaste que puede ocurrir en los individuos luego de la migración. La condición física promedio por debajo de los niveles registrados durante el año 2019, en

concordancia con excepcionales precipitaciones monzónicas (septiembre-octubre) que incrementaron notablemente la vegetación (reflejado en los altos valores de NDVI), reflejan una condición adversa en la característica del paisaje que pudo afectar la normal alimentación de las hembras. Por otro lado, los machos no presentaron variaciones en la condición física a lo largo de la etapa no reproductiva, encontrándose dentro de los niveles esperados. En contraste, las hembras incrementaron significativamente su condición física al final de la invernada, preparándose para el comienzo de la temporada reproductiva, y en el caso de las migratorias para regresar a sus áreas de primavera-verano en Estados Unidos y Canadá.

- Se encontraron las especies de piojos *D. carruthi*, *C. subzerafae* aún no registradas en México. *Laemobothrium* sp. también es el primer caso encontrado en la especie en el país, como también la chinche de la familia Cimicidae gen. sp y la mosca hematófaga *Icosta americana*. Los ectoparásitos presentaron escasas prevalencias y cargas, evidenciaron tener una transmisión local y estar regulada sus prevalencias por condiciones climáticas locales relacionadas al ciclo de vida. También reflejaron la utilización diferencial del hábitat y la oferta del tipo de ectoparásitos de los diferentes ambientes. En este sentido, las moscas hematófagas encontradas indican su mayor abundancia en ambientes relacionados a la actividad agrícola, más disturbados por el hombre donde los parches de vegetación nativa son escasos y reducidos, mientras que los piojos están relacionados a ambientes menos disturbados y más relacionados al matorral sarcocaulé. Esto demuestra que los cernícalos que utilizan áreas con paisajes modificados considerablemente por la agricultura, pueden ser afectados por ectoparásitos mayormente perjudiciales que pueden transmitir diversas enfermedades, en contraste con ectoparásitos más benignos encontrados en ambientes naturales. Es altamente probable que la zona actúe como una fuente de moscas hematófagas, y se propague esta parasitosis mediante los individuos migratorios a las regiones reproductivas de Estados Unidos y Canadá en los meses de febrero y marzo.
- Los hemoparásitos encontrados evidenciaron que sus prevalencias y cargas poseen una fuerte dependencia de cuestiones geo-espaciales del área fragmentada. Los individuos asociados a la zona centro-oeste donde la utilización de agua para riego y la densidad de estanques de agua para el mismo propósito es abundante, presentaron mayores

prevalencias y cargas. Los individuos asociados a terrenos que permanecen con mayor aridez a lo largo del año tienen menor probabilidad de estar infectados por hemosporidios. Se descarta la presencia de hemosporidios relacionada a la presencia de moscas hematófagas como probables vectores, los resultados sugieren a los *Culicoides* sp. como probables vectores de estos hemosporidios ya sea por la información estacional obtenida, como por la geo-espacial.

- Las anomalías en eritrocitos presentes en altas frecuencias en la especie sugieren una alta exposición de los cernícalos a contaminantes relacionados a la actividad agrícola. Los cernícalos residentes que utilizan áreas mayormente expuestas a zonas de cultivos durante el otoño son los individuos más afectados por la genotoxicidad. La diversidad de malformaciones, sugiere diversidad de agrotóxicos presentes en el área de estudio como fue encontrado en análisis de sangre con anterioridad. Por las diferentes características fisiológicas y ecológicas de la especie se sugiere la utilización de la misma como biomonitor de genotoxicidad a lo largo de su distribución.

## 10. LITERATURA CITADA

1. Carrete M, Grande JM, Tella JL, Sánchez-Zapata JA, Donázar JA, Díaz-Delgado R, et al. Habitat, human pressure, and social behavior: Partialling out factors affecting large-scale territory extinction in an endangered vulture. *Biol Con.* 2007;136(1):143–154.
2. Fahrig L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu Rev Ecol Evol Syst.* noviembre de 2003;34(1):487-515.
3. Rodríguez-Estrella R, Donázar JA, Hiraldo F. Raptors as indicators of environmental change in the scrub habitat of Baja California Sur, Mexico. *Cons Biol.* 1998;12(4):921–925.
4. Zurita GA, Bellocq MI. Pérdida y fragmentación de la selva Paranaense: efectos sobre las aves rapaces diurnas. *El hornero.* 2007;22(2):141–147.
5. Sanderson EW, Jaiteh M, Levy MA, Redford KH, Wannebo AV, Woolmer G. The Human Footprint and the Last of the Wild. *BioScience.* 2002;52(10):891.
6. Pereira HM, Leadley PW, Proença V, Alkemade R, Scharlemann JPW, Fernandez-Manjarrés JF, et al. Scenarios for Global Biodiversity in the 21st Century. *Science.* 10 de diciembre de 2010;330(6010):1496-501.
7. Power ME, Tilman D, Estes JA, Menge BA, Bond WJ, Mills LS, et al. Challenges in the quest for keystones. *BioScience.* septiembre de 1996;46(8):609-20.
8. Sergio F, Caro T, Brown D, Clucas B, Hunter J, Ketchum J, et al. Top predators as conservation tools: Ecological rationale, assumptions, and efficacy. *Annu Rev Ecol Evol Syst.* diciembre de 2008;39(1):1-19.
9. Filloy J, Bellocq MI. Patterns of bird abundance along the agricultural gradient of the Pampean region. *Agriculture, ecosystems and environment.* 2007;120(2-4):291–298.
10. Gates JE, Gysel LW. Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology.* 1978;59(5):871–883.
11. Battin J. When good animals love bad habitats: ecological traps and the conservation of animal populations: ecological traps. *Cons Biol.* diciembre de 2004;18(6):1482-91.
12. Höfle U, Gortázar C, Ortiz J-A, Knispel B, Kaleta EF. Outbreak of trichomoniasis in a woodpigeon (*Columba palumbus*) wintering roost. *Eur Jour Wild Res.* 2004;50(2):73–77.
13. Clayton DH, Walther BA. Influence of host ecology and morphology on the diversity of Neotropical bird lice. *Oikos* 94. 2001.

14. Ishak HD, Loiseau C, Hull AC, Sehgal RNM. Prevalence of Blood Parasites in Migrating and Wintering California Hawks. *J Raptor Res.* septiembre de 2010;44(3):215-23.
15. Dhondt AA, Dhondt KV, Hawley DM, Jennelle CS. Experimental evidence for transmission of *Mycoplasma gallisepticum* in house finches by fomites. *Av Path.* 2007;36(3):205–208.
16. Blus LJ. DDT, DDD and DDE in birds, p. 49–71. 1996;
17. Mineau P, Whiteside M. Pesticide acute toxicity is a better correlate of US grassland bird declines than agricultural intensification. *PLoS one.* 2013;8(2):e57457.
18. Baesse CQ, de Magalhães Tolentino VC, da Silva AM, de Andrade Silva A, Ferreira GÂ, Paniago LPM, et al. Micronucleus as biomarker of genotoxicity in birds from Brazilian Cerrado. *Ecotoxicol Environ Saf.* 2015;115:223–228.
19. Quirós L, Ruiz X, Sanpera C, Jover L, Pina B. Analysis of micronucleated erythrocytes in heron nestlings from reference and impacted sites in the Ebro basin (NE Spain). *Environ Pollut.* 2008;155(1):81–87.
20. Valko M, Izakovic M, Mazur M, Rhodes CJ, Telser J. Role of oxygen radicals in DNA damage and cancer incidence. *Mol Cell Biochem.* 2004;266(1-2):37–56.
21. Fenech M. Cytokinesis-block micronucleus cytome assay. *Nature protocols.* 2007;2(5):1084.
22. Yauk CL, Quinn JS. Multilocus DNA fingerprinting reveals high rate of heritable genetic mutation in herring gulls nesting in an industrialized urban site. *Proceedings of the National Academy of Sciences.* 1996;93(22):12137–12141.
23. Farmer CJ, Smith JP. Migration Monitoring Indicates Widespread Declines of American Kestrels (*Falco sparverius*) in North America. *J Raptor Res.* diciembre de 2009;43(4):263-73.
24. Nemeth N, Gould D, Bowen R, Komar N. Natural and experimental West Nile virus infection in five raptor species. *J Wild Dis.* 2006;42(1):1–13.
25. Smallwood JA, Causey MF, Mossop DH, Klucsarits JR, Robertson B, Robertson S, et al. Why are American Kestrel (*Falco sparverius*) Populations Declining in North America? Evidence from Nest-Box Programs. *J Raptor Res.* diciembre de 2009;43(4):274-82.
26. Meyer RL, Balgooyen TG. A study and implications of habitat separation by sex of wintering American kestrels. *The Ancestral Kestrel.* 1987;107.
27. Arnold TW. Geographic variation in sex ratios of wintering American Kestrels *Falco sparverius*. *Ornis Scandinavica.* 1991;20–26.

28. Mills GS. American Kestrel sex ratios and habitat separation. *The Auk*. 1976;93(4):740–748.
29. Smallwood JA. Sexual segregation by habitat in American Kestrels wintering in southcentral Florida: vegetative structure and responses to differential prey availability. *The Condor*. 1987;89(4):842–849.
30. Smallwood JA. The journal of raptor research. *J Raptor Res*. 1988;22(3):77–80.
31. Ardia DR. Energetic consequences of sex-related habitat segregation in wintering American kestrels (*Falco sparverius*). *Canadian journal of zoology*. 2002;80(3):516–523.
32. Koplín JR. Differential habitat use by sexes of American Kestrels wintering in northern California. *Raptor Res*. 1973;7:39–42.
33. Bohall-Wood P, Collopy MW. Foraging behavior of southeastern American kestrels in relation to habitat use. *The ancestral kestrel Raptor Res Rep*. 1987;6:58–65.
34. Smallwood JA, Bird DM. American Kestrel: *Falco sparverius*. *Birds of North America*; 2002.
35. Brown L, Amadon D. *Eagles, hawks and falcons of the world*. 1968;
36. Cruz A. Food and foraging ecology of the American Kestrel in Jamaica. *The Condor*. 1976;78(3):409–412.
37. Liébana MS, Santillán MÁ, Cicchino AC, Sarasola JH, Martínez P, Cabezas S, et al. Ectoparasites in free-ranging American Kestrels in Argentina: implications for the transmission of viral diseases. *J Raptor Res*. 2011;45(4):335–341.
38. IUCN. *The IUCN red list of threatened species*. Version 2020–1. IUCN Gland, CH, and Cambridge, UK; 2020.
39. McClure CJW, Schulwitz SE, Van Buskirk R, Pauli BP, Heath JA. Commentary: Research Recommendations for Understanding the Decline of American Kestrels (*Falco sparverius*) Across Much of North America. *J Raptor Res*. diciembre de 2017;51(4):455-64.
40. Ely TE, Briggs CW, Hawks SE, Kaltenecker GS, Evans DL, Nicoletti FJ, et al. Morphological changes in American kestrels (*Falco sparverius*) at continental migration sites. *Global Ecology and Conservation*. julio de 2018;15:e00400.
41. Layne JN, Smith DR. Size comparison of resident and wintering American kestrels in South-Central Florida (Comparaciones en el Tamaño de Individuos de Poblaciones Residentes e Invernales de *Falco sparverius* en la Parte Sur-central de Florida). *J Field Orn*. 1992;256–263.

42. Miller KE, Smallwood JA. Breeding-site fidelity of Southeastern American Kestrels (*Falco sparverius paulus*). *Journal of Raptor Research*. 2009;43(4):369–371.
43. Yáñez JL, Núñez H, Schlatter RP, Jaksić FM. Diet and weight of American Kestrels in central Chile. *The Auk*. 1980;97(3):629–631.
44. Sarasola JH, Santillan MA, Galmes MA. Food habits and foraging ecology of American Kestrels in the semiarid forests of central Argentina. *J Raptor Res*. 2003;37(3):236–243.
45. Roest AI. A contribution to the natural history of sparrow hawk, *Falco sparverius*. 1954;
46. Rowley JS. Notes on some birds of Lower California, Mexico. *The Condor*. 1935;37(3):163–168.
47. Moore RT, Bond RM. Notes on *Falco sparverius* in Mexico. *The Condor*. 1946;48(5):242–244.
48. Banks RC. Birds of the Belvedere Expedition to the Gulf of California. En San Diego Society of Natural History; 1963.
49. Smith JP, Farmer CJ, Hoffman SW, Lott CA, Goodrich LJ, Simon J, et al. Trends in Autumn Counts of Migratory Raptors Around the Gulf of Mexico, 1995–2005. :27.
50. Marti CD, Steenhof K, Kochert MN, Marks JS. Community trophic structure: the roles of diet, body size, and activity time in vertebrate predators. *Oikos*. 1993;6–18.
51. Jaksić FM. Inadequacy of activity time as a niche difference: the case of diurnal and nocturnal raptors. *Oecologia*. febrero de 1982;52(2):171-5.
52. Bartholomew GA, Cade TJ. The body temperature of the American Kestrel, *Falco sparverius*. *The Wilson Bulletin*. 1957;69(2):149–154.
53. Rudolph SG. Foraging strategies of American Kestrels during breeding. *Ecology*. 1982;63(5):1268–1276.
54. Jaksic FM, Carothers JH. Ecological, Morphological, and Bioenergetic Correlates of Hunting Mode in Hawks and Owls. *Ornis Scandinavica*. octubre de 1985;16(3):165.
55. Bildstein KL, Collopy MW. Hunting behavior of Eurasian (*Falco tinnunculus*) and American Kestrels (*F. sparverius*): a review. *The ancestral kestrel Raptor Res Rep*. 1987;6:66–88.
56. Schulwitz SE, Spurling DP, Davis TS, McClure CJ. Webcams as an untapped opportunity to conduct citizen science: Six years of the American Kestrel Partnership's KestrelCam. *Global Ecology and Conservation*. 2018;15:e00434.

57. Dawson RD, Bortolotti GR. Experimental evidence for food limitation and sex-specific strategies of American kestrels (*Falco sparverius*) provisioning offspring. *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 2002;52(1):43–52.
58. Hoffman ML, Collopy MW, Bird DM, Bowman R. Distribution and nesting ecology of the American Kestrel (*Falco sparverius paulus*) near Archer, Florida. *The Ancestral Kestrel Raptor Research Report*. 1987;6:47–57.
59. Fischer J, Lindenmayer DB. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global ecology and biogeography*. 2007;16(3):265–280.
60. Cade TJ, Digby RD. *The falcons of the world*. HarperCollins; 1982.
61. Bortolotti GR. Effect of nest-box size on nest-site preference and reproduction in American Kestrels. *J Raptor Res*. 1994;28(3):127–133.
62. Bowman R, Bird DM. Behavioral strategies of American kestrels during mate replacement. *Behavioral Ecology and Sociobiology*. 1987;20(2):129–135.
63. Gessaman JA, Haggas L. Energetics of the American kestrel in northern Utah. *Ancestral kestrel* Edited by DM Bird and R Bowman Raptor Research Foundation and MacDonald Raptor Research Centre of McGill University, Saint Anne de Bellevue, Que. 1987;137–144.
64. Ardia DR, Bildstein KL. Sex-related differences in habitat selection in wintering American kestrels, *Falco sparverius*. *Animal Behaviour*. 1997;53(6):1305–1311.
65. Gorney E, Tov YY. Molt during spring migration: a comparison of four species of raptors. *J Field Orn*. 2001;72(1):96–105.
66. Costantini D, Casagrande S, De Filippis S, Brambilla G, Fanfani A, Tagliavini J, et al. Correlates of oxidative stress in wild kestrel nestlings (*Falco tinnunculus*). *Journal of Comparative Physiology B*. 2006;176(4):329–337.
67. Young GR, Dawson A, Newton I, Walker L. The timing of gonadal development and moult in three raptors with different breeding seasons: effects of gender, age and body condition. *Ibis*. 2009;151(4):654–666.
68. Bortolotti GR, Wiebe KL. Incubation behaviour and hatching patterns in the American kestrel *Falco sparverius*. *Ornis Scandinavica*. 1993;41–47.
69. Dawson RD, Bortolotti GR. Are avian hematocrits indicative of condition? American kestrels as a model. *The Journal of wildlife management*. 1997;1297–1306.
70. Sockman KW, Schwabl H. Plasma corticosterone in nestling American kestrels: effects of age, handling stress, yolk androgens, and body condition. *General and comparative endocrinology*. 2001;122(2):205–212.



71. Ardia DR, Bildstein KL. Sex-related differences in habitat use in wintering American Kestrels. *The Auk*. 2001;118(3):746–750.
72. Anderson DJ, Budde C, Apanius V, Gomez JEM, Bird DM, Weathers WW. Prey size influences female competitive dominance in nestling American kestrels (*Falco sparverius*). *Ecology*. 1993;74(2):367–376.
73. Koplín JR, Collopy MW, Bammann AR, Levenson H. Energetics of two wintering raptors. *The Auk*. 1980;97(4):795–806.
74. Marra PP, Holberton RL. Corticosterone levels as indicators of habitat quality: effects of habitat segregation in a migratory bird during the non-breeding season. *Oecologia*. 1998;116(1-2):284–292.
75. Masman D, Daan S, Beldhuis HJ. Ecological energetics of the kestrel: daily energy expenditure throughout the year based on time-energy budget, food intake and doubly labeled water methods. *Ardea*. 1988;76(6).
76. Tella JL, Rodríguez-Estrella R, Blanco G. Louse flies on birds of Baja California.
77. Bolaños-García R, Rodríguez-Estrella R, Guzmán-Cornejo C. Ectoparasites associated with a Great Horned Owl nesting (Aves: Strigidae) population in fragmented landscape of Baja California peninsula, Mexico. *Acta Zoológica Mexicana (NS)*. 2018;34(1):1–15.
78. Rodríguez-Estrella R, Rivera-Rodríguez LB. High prevalence of louse flies on osprey nestlings in a Baja California colony. *J Raptor Res*. 9 de mayo de 2019;53(2):142.
79. Weisbrod AR, Johnson RC. Lyme disease and migrating birds in the Saint Croix River Valley. *Applied and Environmental Microbiology*. 1989;55(8):1921-4.
80. Vandegrift K, Kapoor A. The ecology of new constituents of the Tick virome and their relevance to public health. *Viruses*. 11 de junio de 2019;11.
81. Ostfeld RS, Cepeda OM, Hazler KR, Miller MC. Ecology of lyme disease: habitat associations of Ticks (*Ixodes scapularis*) In a Rural Landscape. *Ecological Applications*. 1995;5(2):353-61.
82. Medica DL, Clauser R, Bildstein K. Prevalence of west nile virus antibodies in a breeding population of American Kestrels (*Falco sparverius*) in Pennsylvania. *Journal of Wildlife Diseases*. julio de 2007;43(3):538-41.
83. Dubé MC, Bird DM, Dibernardo A, Lindsay LR, Charest H. Prevalence of West Nile Virus in wild American Kestrels (*Falco sparverius*) of Southern Quebec, Canada. *J Wild Dis*. abril de 2010;46(2):603-7.

84. Peterson A, Vieglais D, Andreasen J. Migratory Birds Modeled as Critical Transport Agents for West Nile Virus in North America. *Vector borne and zoonotic diseases* (Larchmont, NY). 1 de febrero de 2003;3:27-37.
85. Scott JD, Foley JE, Young MR, Durden LA. First report of a blacklegged tick, *Ixodes scapularis* Say (Acari: Ixodidae), parasitizing a raptor in Canada. *Systematic and Applied Acarology*. 2017;22(2):208–216.
86. Mueller JF. *An Annotated Bibliography of Pathology in Invertebrates Other than Insects*. JSTOR; 1969.
87. Maloney PJ, Bennett GF, Bird DM, Lewis DJ. *Haemoproteus tinnunculus* in the American Kestrel (*Falco sparverius*). *J Wild Dis*. 1984;20(1):57–58.
88. McClure HE. The occurrence of hippoboscids on some species of birds in southern California. *Journal of Field Ornithology*. 1984;55(2):230–240.
89. Dawson RD, Bortolotti GR. Ecology of parasitism of nestling American kestrels by *Carnus hemapterus* (Diptera: Carnidae). *Canadian Journal of Zoology*. 1997;75(12):2021–2026.
90. Tendeiro J. Studies on Colpocephalum (Mallophaga, Menoponidae) parasites of falconiformes. Series: Zoologia. 1988;
91. Price RD, Hellenthal RA, Palma RL. World checklist of chewing lice with host associations and keys to families and genera. The chewing lice: world checklist and biological overview Illinois Natural History Survey Special Publication. 2003;24:1–448.
92. González-Acuña D, Cicchino S, Ardiles M. Parasites of the American Kestrel (*Falco sparverius*) in South-Central Chile. *J Raptor Res*. 45(2):188–193.
93. Santillán M, Carpintero DL, Galmes MA, Sarasola J. Presence of cimicid bugs (Hemiptera: Cimicidae) on a Crowned Eagle (*Harpohaliaetus coronatus*) nestling. *Journal of Raptor Research*. 2009;43(3):255–256.
94. de Oliveira J, Santos T, Vaughan C, Santiago H. External parasites of raptors (Falconiformes and Strigiformes): identification in an ex situ population from Mexico. *Revista de Biología Tropical*. 2011;59(3):1257–1264.
95. Valkiūnas G, Sehgal RN, Iezhova TA, Smith TB. Further observations on the blood parasites of birds in Uganda. *Journal of wildlife diseases*. 2005;41(3):580–587.
96. Lüdtkke B, Moser I, Santiago-Alarcon D, Fischer M, Kalko EKV, Schaefer HM, et al. Associations of forest type, parasitism and body condition of two European passerines, *Fringilla coelebs* and *Sylvia atricapilla*. *PLoS One* [Internet]. 5 de diciembre de 2013;8(12). Disponible en: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3855328/>

97. Dawson RD, Bortolotti GR. Prevalence and intensity of hematozoan infections in a population of American kestrels. 1999;77:9.
98. Walther E, Valkiūnas G, Wommack EA, Bowie RCK, Iezhova TA, Sehgal RNM. Description and molecular characterization of a new Leucocytozoon parasite (Haemosporida: Leucocytozoidae), *Leucocytozoon californicus* sp. nov., found in American kestrels (*Falco sparverius sparverius*). Parasitol Res. 1 de mayo de 2016;115(5):1853-62.
99. Apanius V, Kirkpatrick CE. Preliminary report of *Haemoproteus tinnunculi* Infection in a breeding population of American Kestrels (*Falco sparverius*). J Wild Dis. enero de 1988;24(1):150-3.
100. Kirkpatrick CE, Lauer DM. Hematozoa of raptors from Southern New Jersey and adjacent areas. J Wild Dis. enero de 1985;21(1):1-6.
101. Castellucci SP, Oplinger SB, Klucsarits JR. Hematology and detection of hemoparasites in the American kestrel (*Falco sparverius*) during summer nesting period. Journal of the Pennsylvania Academy of Science. 1998;29-31.
102. Santos T, de Oliveira JB, Vaughan C, Santiago H. Health of an ex situ population of raptors (Falconiformes and Strigiformes) in Mexico: diagnosis of internal parasites. Revista de Biología Tropical. 2011;59:1265-1274.
103. Tinajero R. Haemosporidian infection of the American Kestrel in the southern Chihuahua Desert, Mexico: relationship with land use. J Orn. julio de 2019;v. 160(3):699-710.
104. Santiago-Alarcon D, Havelka P, Schaefer HM, Segelbacher G. Bloodmeal analysis reveals avian Plasmodium infections and broad host preferences of *Culicoides* (Diptera: Ceratopogonidae) vectors. PLoS One. 2012;7(2):e31098.
105. Mayo CE, Osborne CJ, Mullens BA, Gerry AC, Gardner IA, Reisen WK, et al. Seasonal Variation and impact of waste-water lagoons as larval habitat on the population dynamics of *Culicoides sonorensis* (Diptera: Ceratopogonidae) at two dairy farms in Northern California. Braga ÉM, editor. PLoS ONE. 21 de febrero de 2014;9(2):e89633.
106. Erram D. Characterization of the larval habitat of *Culicoides sonorensis* (Diptera: Ceratopogonidae) with emphasis on the significance of animal manure and the associated bacterial community [PhD Thesis]. Kansas State University; 2016.
107. Mellor PS, Boorman J, Baylis M. Culicoides biting midges: their role as arbovirus vectors. Annual Review of Entomology. 2000;45(1):307-40.
108. Petersen FT, Meier R, Kutty SN, Wiegmann BM. The phylogeny and evolution of host choice in the Hippoboscoidea (Diptera) as reconstructed using four molecular markers. Molecular Phylogenetics and Evolution. octubre de 2007;45(1):111-22.

109. De Mas E, Benzal J, Merino S, Valera F, Palacios MJ, Cuervo JJ, et al. Erythrocytic abnormalities in three Antarctic penguin species along the Antarctic Peninsula: biomonitoring of genomic damage. *Polar Biology*. 2015;38(7):1067–1074.
110. Fenech M. The in vitro micronucleus technique. *Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis*. 2000;455(1-2):81–95.
111. Schmid W. The micronucleus test for cytogenetic analysis. En: *Chemical mutagens*. Springer; 1976. p. 31–53.
112. Skarphedinsdottir H, Hallgrímsson GT, Hansson T, Hägerroth P-AAake, Liewenborg B, Tjärnlund U, et al. Genotoxicity in Herring gulls (*Larus argentatus*) in Sweden and Iceland. *Mutation Research/Genetic Toxicology and Environmental Mutagenesis*. 2010;702(1):24–31.
113. Oudi A, Chokri MA, Hammouda A, Chaabane R, Badraoui R, Besnard A, et al. Physiological impacts of pollution exposure in seabird's progeny nesting in a Mediterranean contaminated area. *Marine Pollution Bulletin*. 2019;142:196–205.
114. Fox GA. Wildlife as sentinels of human health effects in the Great Lakes–St. Lawrence basin. *Environmental Health Perspectives*. 2001;109(suppl 6):853–861.
115. Bosch B, Gorla N, Aiassa D. Micronucleus test in post metamorphic *Odontophrynus cordobae* and *Rhinella arenarum* (Amphibia: Anura) for environmental monitoring. *Journal of Toxicology and Environmental Health Sciences*. 2011;3(6):155–163.
116. Heddle JA, Cimino MC, Hayashi M, Romagna F, Shelby MD, Tucker JD, et al. Micronuclei as an index of cytogenetic damage: past, present, and future. *Environmental and Molecular Mutagenesis*. 1991;18(4):277–291.
117. de Faria DBG, Montalvão MF, de Souza JM, de Oliveira Mendes B, Malafaia G, de Lima Rodrigues AS. Analysis of various effects of abamectin on erythrocyte morphology in Japanese quails (*Coturnix japonica*). *Environmental Science and Pollution Research*. 2018;25(3):2450–2456.
118. Soeteman-Hernández LG, Johnson GE, Slob W. Estimating the carcinogenic potency of chemicals from the in vivo micronucleus test. *Mutagenesis*. 2016;31(3):347–358.
119. de Souza JM, Montalvao MF, da Silva AR, de Lima Rodrigues AS, Malafaia G. A pioneering study on cytotoxicity in Australian parakeets (*Melopsittacus undulates*) exposed to tannery effluent. *Chemosphere*. 2017;175:521–533.
120. Salas BV, Duran EIG, Wiener MS. Impact of pesticides use on human health in Mexico: a review. *Reviews on environmental health*. 2000;15(4):399–412.

121. Jimenez B, Rodríguez-Estrella R, Merino R, Gomez G, Rivera L, González MJ, et al. Results and evaluation of the first study of organochlorine contaminants (PCDDs, PCDFs, PCBs and DDTs), heavy metals and metalloids in birds from Baja California, México. *Environl Pollut.* 2005;133(1):139–146.
122. Rivera-Rodríguez LB, Rodríguez-Estrella R, Ellington JJ, Evans JJ. Quantification of low levels of organochlorine pesticides using small volumes ( $\leq 100 \mu\text{l}$ ) of plasma of wild birds through gas chromatography negative chemical ionization mass spectrometry. *Environ Pollut.* 2007;148(2):654–662.
123. Rivera-Rodríguez LB, Rodríguez-Estrella R. Incidence of organochlorine pesticides and the health condition of nestling ospreys (*Pandion haliaetus*) at Laguna San Ignacio, a pristine area of Baja California Sur, Mexico. *Ecotoxicology.* 2011;20(1):29–38.
124. Violante EZ, García EA, Ojinaga LC, Heusser WD, Von-Glascoe C, Aguilera JCL, et al. Daño genético y exposición a plaguicidas en trabajadores agrícolas del Valle de San Quintín, Baja California, México. *Revista de Salud Ambiental.* 2012;12(2):93–101.
125. Camarena LO, Martínez CV, Arellano EG. Occupational risks and health: perceptions of indigenous female agricultural workers in Northwestern Mexico. *Salud colectiva.* 2013;9(2):247–256.
126. Castañeda-Yslas IJ, Arellano-García ME, García-Zarate MA, Ruíz-Ruíz B, Zavala-Cerna MG, Torres-Bugarín O. Biomonitoring with micronuclei test in buccal cells of female farmers and children exposed to pesticides of Maneadero Agricultural Valley, Baja California, Mexico. *Journal of Toxicology.* 2016;2016.
127. Garcia Hernandez J, Leyva Morales JB, Martinez Rodriguez IE, Hernandez Ochoa MI, Madrid MI, Rojas Garcia AE, et al. Estado actual de la investigación sobre plaguicidas en México. CONACYT. 2018;
128. Jayaraj R, Megha P, Sreedev P. Organochlorine pesticides, their toxic effects on living organisms and their fate in the environment. *Interdisciplinary toxicology.* 2016;9(3-4):90–100.
129. Rzedowski J. Vegetación de México. Primera edición digital. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad, México. 2006;
130. Schlatter R, Torres-Mura JC, Muñoz-Pedreros A, Ruiz J, Pavez E, Vargas A, et al. Capítulo 1. Generalidades.
131. Clarke KR. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Austral Ecol.* marzo de 1993;18(1):117–43.
132. Buckland ST, Elston DA. Empirical models for the spatial distribution of wildlife. *Journal of Applied Ecology.* 1993;478–495.

133. Bowman R. Size dimorphism in mated pairs of American Kestrels. *The Wilson Bulletin*. 1987;99(3):465–467.
134. Stevenson RD, Woods Jr WA. Condition indices for conservation: new uses for evolving tools. *Integrative and comparative biology*. 2006;46(6):1169–1190.
135. Peig J, Green AJ. The paradigm of body condition: a critical reappraisal of current methods based on mass and length. *Functional Ecology*. 2010;24(6):1323–1332.
136. Jones RE, Petrell RJ, Pauly D. Using modified length–weight relationships to assess the condition of fish. *Aquacultural engineering*. 1999;20(4):261–276.
137. Garrow JS, Webster J. Quetelet’s index ( $W/H^2$ ) as a measure of fatness. *International Journal of Obesity*. 1985;9(2):147–153.
138. Brown ME. Assessing body condition in birds. En: *Current ornithology*. Springer; 1996. p. 67–135.
139. Freeman S, Jackson WM. Univariate metrics are not adequate to measure avian body size. *The Auk*. 1990;107(1):69–74.
140. Wiebe KL, Bortolotti GR. Energetic efficiency of reproduction: the benefits of asynchronous hatching for American kestrels. *Journal of Animal Ecology*. 1994;551–560.
141. Wiebe KL, Bortolotti GR. Food supply and hatching spans of birds: energy constraints or facultative manipulation. *Ecology*. 1994;75(3):813–823.
142. Leonart J, Salat J, Torres GJ. Removing allometric effects of body size in morphological analysis. *J theor Biol*. 2000;205:85–93.
143. Peig J, Green AJ. New perspectives for estimating body condition from mass/length data: the scaled mass index as an alternative method. *Oikos*. 2009;118(12):1883–1891.
144. Ardia DR. Super size me: an experimental test of the factors affecting lipid content and the ability of residual body mass to predict lipid stores in nestling European Starlings. *Functional Ecology*. 2005;414–420.
145. Dawson RD, Bortolotti GR. Effects of hematozoan parasites on condition and return rates of American kestrels. *The Auk*. 2000;117(2):373–380.
146. Bortolotti GR, Tella JL, Forero MG, Dawson RD, Negro JJ. Genetics, local environment and health as factors influencing plasma carotenoids in wild American kestrels (*Falco sparverius*). *Proceedings of the Royal Society of London Series B: Biological Sciences*. 2000;267(1451):1433–1438.
147. Conway CJ, Eddleman WR, Simpson KL. Evaluation of lipid indices of the wood thrush. *The Condor*. 1994;96(3):783–790.

148. Green AJ. Mass/length residuals: measures of body condition or generators of spurious results? *Ecology*. 2001;82(5):1473–1483.
149. Smith DG, Wilson CR, Frost HH. The biology of the American Kestrel in central Utah. *The Southwestern Naturalist*. 1972;73–83.
150. Bowman R, Bird DM. Ecological correlates of mate replacement in the American Kestrel. *The Condor*. 1986;88(4):440–445.
151. Clayton DH, Drown DM. Critical evaluation of five methods for quantifying chewing lice (Insecta: Phthiraptera). *Journal of Parasitology*. 2001;87(6):1291–1300.
152. Clayton DH, Walther BA. Collection and quantification of arthropod parasites of birds. *Host-parasite evolution: general principles and avian models* Oxford University Press, Oxford. 1997;419–440.
153. Guzmán-Cornejo C, García-Prieto L, Rivas G, Mendoza-Garfias B, Osorio-Sarabia D, Montiel-Parra G. *Manual de prácticas de metazoarios parásitos de vertebrados*. Las Prensas de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, México, DF. 2012;
154. Wood DM. Hippoboscidae (louse flies). *Manual of central American Diptera*. 2010;2:1241–1248.
155. Santos Murgas A, Lopez Chong OG, Miller MJ. Hippoboscidae (Insecta: Diptera) ectoparasitos en aves de Panama, claves de identificacion, hospederos y distribucion. *Scientia*. 2014;
156. Bush SE, Villa SM, Boves TJ, Brewer D, Belthoff JR. Influence of bill and foot morphology on the ectoparasites of Barn Owls. *Journal of Parasitology*. 2012;98(2):256–261.
157. Anselin L, Syabri I, Kho Y. *GeoDa : An Introduction to Spatial Data Analysis*. *Geographical Analysis*. 2006;38(1):5-22.
158. Bird DM, Bildstein KL. *Raptor research and management techniques*. Hancock House. British Columbia. 2007;
159. O'Dell JP, Robbins LW. Hematozoa of Wood Ducks (*Aix Sponsa*) in Missouri. *J Wild Dis*. enero de 1994;30(1):36-9.
160. OROURKE M, MJ O, EC L, DW S. Observations on some *Culidoidea variipennis* (Diptera: Ceratopogonidae) larval habitats in areas of Bluetongue virus outbreaks in California. 1983;
161. Akaike H. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. En: *Selected papers of Hirotugu Akaike*. Springer; 1998. p. 199–213.

162. Baesse CQ, de Magalhães Tolentino VC, Morelli S, Melo C. Effect of urbanization on the micronucleus frequency in birds from forest fragments. *Ecotoxicology and Environmental Safety*. 2019;171:631–637.
163. Rodnan GP, Ebaugh Jr FG, Fox MS, Chambers DM. The life span of the red blood cell and the red blood cell volume in the chicken, pigeon and duck as estimated by the use of  $\text{Na}_2\text{Cr}_{51}\text{O}_4$ : with observations on red cell turnover rate in the mammal, bird and reptile. *Blood*. 1957;12(4):355–366.
164. Crawley MJ. *GLIM for ecologists*. 1993.
165. Rodriguez-Estrella R. Nesting sites and feeding habits of the Burrowing Owl in the biosphere reserve of Mapimi, Mexico. *Journal of Raptor Research Report*. 1997;9:99–106.
166. York MM, Rosenberg DK, Sturm KK. Diet and food-niche breadth of Burrowing Owls (*Athene cunicularia*) in the Imperial Valley, California. :9.
167. Valdez-Gómez HE, Holroyd GL, Trefry HE, Contreras-Balderas AJ. Do the winter diets of sympatric Burrowing Owl and Short-eared Owl overlap in west-central Mexico. En: *Proceedings of the Fourth International Partners in Flight Conference: Tundra to Tropics* McAllen, TX, USA. 2009. p. 96–101.
168. Emerson KC. New North American Mallophaga. *Journal of the Kansas Entomological Society*. 1953;26(4):132–136.
169. Linnaeus C. *Systema naturae*. Vol. 1. Stockholm Laurentii Salvii; 1758.
170. Collopy MW, Koplín JR. Diet, capture success, and mode of hunting by female American Kestrels in winter. *The Condor*. 1983;85(3):369–371.
171. Lockwood JA. Environmental issues involved in biological control of rangeland grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) with exotic agents. *Environmental Entomology*. 1993;22(3):503–518.
172. Carruthers RI, Onsager JA. Perspective on the use of exotic natural enemies for biological control of pest grasshoppers (Orthoptera: Acrididae). *Environmental Entomology*. 1993;22(5):885–903.
173. Huerta H, Castrejón AMR, William L. Grogan J, Ibáñez-Bernal S. 0211. New records of biting midges of the genus *Culicoides Latreille* from Mexico (Diptera: Ceratopogonidae). *Insecta Mundi*. 29 de febrero de 2012;1-20.
174. Korpimäki E, Norrdahl K. Avian predation on mustelids in Europe 2: impact on small mustelid and Microtine dynamics: a hypothesis. *Oikos*. 1989;273–276.



175. Korpimäki E, Norrdahl K. Experimental reduction of predators reverses the crash phase of small-rodent cycles. *Ecology*. 1998;79(7):2448–2455.
176. Kay BJ, Twigg LE, Korn TJ, Nicol HI. The use of artificial perches to increase predation on House mice (*Mus domesticus*) by raptors. *Wildlife research*. 1994;21(1):95–105.
177. Jedlicka JA, Greenberg R, Letourneau DK. Avian conservation practices strengthen ecosystem services in California vineyards. *PLoS One*. 2011;6(11):e27347.
178. López-Avendaño, T. Efectos de la fragmentación sobre especies relevantes de reptiles del desierto de BCS [MSc Tesis]. [La Paz, Baja California Sur, México.]: CIBNOR; 2012.
179. Burghardt GM, Rand AS. Iguanas of the world: their behavior, ecology, and conservation. Noyes Publications; 1982.
180. Karp DS, Mendenhall CD, Sandí RF, Chaumont N, Ehrlich PR, Hadly EA, et al. Forest bolsters bird abundance, pest control and coffee yield. *Ecology letters*. 2013;16(11):1339–1347.
181. McVey KJ. Trophic ecology of Burrowing Owls in natural and agricultural habitats and an analysis of predator communities using stable isotopes of carbon and nitrogen. 2011;
182. Varland DE, Klaas EE, Loughin TM. Use of habitat and perches, causes of mortality and time until dispersal in post-fledging American Kestrels (Uso de Habitat y Perchas, Causas de Mortalidad y Lapso Hasta que se Dispersan Individuos Post-Volantones de *Falco sparverius*). *Journal of Field Ornithology*. 1993;169–178.
183. Bortolotti GR, Iko WM. Non-random pairing in American kestrels: mate choice versus intra-sexual competition. *Animal Behaviour*. 1992;44(5):811–821.
184. Miller KE, Smallwood JA. Natal dispersal and philopatry of southeastern American Kestrels in Florida. *The Wilson Bulletin*. 1997;226–232.
185. Bildstein KL. Raptor migration. En: *Birds of Prey*. Springer; 2018. p. 123–138.
186. Viitala J, Korpimäki E, Palokangas P, Koivula M. Attraction of kestrels to vole scent marks visible in ultraviolet light. *Nature*. 1995;373(6513):425–427.
187. Sheffield LM, Crait JR, Edge WD, Wang G. Response of American kestrels and gray-tailed voles to vegetation height and supplemental perches. *Canadian Journal of Zoology*. 2001;79(3):380–385.
188. Jones CG. Heavy hippoboscid infestations on buzzards. Vol. 78, *British Birds*. British birds ltd 93 high street, Biggleswade, Beds, England; 1985. 592–592 p.

189. Farajollahi A, Crans WJ, Nickerson D, Bryant P, Wolf B, Glaser A, et al. Detection of West Nile virus RNA from the louse fly *Icosta americana* (Diptera: Hippoboscidae). *Journal of the American Mosquito control association*. 2005;21(4):474–476.
190. Young KE, Franklin AB, Ward JP. Infestation of Northern spotted owls by hippoboscids (Diptera) flies in northwestern California. *J Wild Dis*. 1993;29(2):278–283.
191. Svobodová M, Weidinger K, Peške L, Volf P, Votýpka J, Voříšek P. Trypanosomes and haemosporidia in the Buzzard (*Buteo buteo*) and Sparrowhawk (*Accipiter nisus*): factors affecting the prevalence of parasites. *Parasitology research*. 2015;114(2):551–560.
192. Pornpanom P, Chagas CRF, Lertwatcharasarakul P, Kasorndorkbua C, Valkiūnas G, Salakij C. Molecular prevalence and phylogenetic relationship of *Haemoproteus* and *Plasmodium* parasites of owls in Thailand: Data from a rehabilitation centre. *International Journal for Parasitology: Parasites and Wildlife*. 2019;9:248–257.
193. Forrester DJ, Telford Jr SR, Foster GW, Bennett GF. Blood parasites of raptors in Florida. *J Raptor Res*. 1994;28:226–231.
194. Garvin MC, Greiner EC. Ecology of *Culicoides* (diptera: ceratopogonidae) in southcentral Florida and experimental *Culicoides* vectors of the avian hematozoan *Haemoproteus danilewskyi* kruse. *Journal of Wildlife Diseases*. enero de 2003;39(1):170-8.
195. Gerry AC, Mullens BA. Seasonal abundance and survivorship of *Culicoides sonorensis* (Diptera: Ceratopogonidae) at a southern California dairy, with reference to potential bluetongue virus transmission and persistence. 1 de septiembre de 2000;37(5):675-88.
196. Mullens BA, Cardona CJ, McClellan L, Szijj CE, Owen JP. *Culicoides bottimeri* as a vector of *Haemoproteus lophortyx* to quail in California, USA. *Veterinary Parasitology*. 31 de agosto de 2006;140(1):35-43.
197. Jones RH. Observations on the larval habitats of some North American species of *Culicoides* (Diptera: Ceratopogonidae). *Annals of the Entomological Society of America*. 1961;54(5):702–710.
198. Kettle DS. Biology and bionomics of bloodsucking ceratopogonids. *Annual Review of Entomology*. 1977;22(1):33–51.
199. McDermott EG, Mayo CE, Mullens BA. Low temperature tolerance of *Culicoides sonorensis* (Diptera: Ceratopogonidae) eggs, larvae, and pupae from temperate and subtropical climates. *Journal of Medical Entomology*. 8 de diciembre de 2016;54(2):264-74.

200. Souto HN, de Campos Júnior EO, Campos CF, Rodrigues TS, Pereira BB, Morelli S. Biomonitoring birds: the use of a micronuclei test as a tool to assess environmental pollutants on coffee farms in southeast Brazil. *Environ Sci Pollut Res*. 2018;25(24):24084–24092.
201. Stocker J. O impacto da contaminação aeroportuária em aves de rapina. 2019;
202. de Andrade Vieira JE, de Oliveira Ferreira R, dos Reis Sampaio DM, da Costa Araújo AP, Malafaia G. An insight on the mutagenicity and cytotoxicity of zinc oxide nanoparticles in *Gallus gallus domesticus* (Phasianidae). *Chemosphere*. 2019;231:10–19.
203. Martínez-Haro M, Balderas-Plata MA, Pereda-Solís ME, Arellano-Aguilar O, Hernández-Millán CL, Mundo-Hernández V, et al. Anthropogenic influence on blood biomarkers of stress and genotoxicity of the Burrowing owl (*Athene cunicularia*). *J Biodivers Endanger Species*. 2017;5(3):196–199.
204. Huerta AJ, Espinoza F, Téllez-Jurado A, Maqueda-Gálvez AP, Arana-Cuenca A. Control biológico del chapulín en México. *BioTecnología*. 2014;18:28–49.
205. Suárez-Rodríguez M, Montero-Montoya RD, Macías Garcia C. Anthropogenic nest materials may increase breeding costs for urban birds. *Frontiers in Ecology and Evolution*. 2017;5:4.
206. Sypek J, Borysenko M, Rowley AF, Ratcliffe NA. Vertebrate blood cells. Rowley, AF, Ratcliffe, NA, Eds. 1988;211–256.
207. Aldrich KJ, Saunders DK, Sievert LM, Sievert G. Comparison of erythrocyte osmotic fragility among amphibians, reptiles, birds and mammals. *Transactions of the Kansas Academy of Science*. 2006;109(3):149–158.
208. Martínez Sarmiento CA. Comparación de la ecología trófica del Búho cornudo (*Bubo virginianus*) en una zona natural y una fragmentada del matorral desértico en Baja California Sur. 2015;
209. Murphy MT. Life history variability in North American breeding tyrant flycatchers: phylogeny, size or ecology? *Oikos*. 1989;3–14.
210. Lackey JA. *Chaetodipus spinatus*. *Mammalian species*. 1991;(385):1–4.
211. Hall ER. 1981. The mammals of North America. John Wiley and Sons, New York, 2nd ed, I: xv. 1983;1(600):90.
212. Álvarez-Castañeda ST, Cárdenas N, Méndez L. Analysis of mammal remains from Owl pellets (*Tyto alba*), in a suburban area in Baja California. *Journal of arid environments*. 2004;59(1):59–69.

213. Verwajen D, Damme RV. Wide home ranges for widely foraging lizards. *Zoology*. enero de 2008;111(1):37-47.
214. Bealor MT, O'Neil Krekorian C. Chemosensory response of Desert iguanas (*Dipsosaurus dorsalis*) to skin lipids from a Lizard-eating snake (*Lampropeltis getula californiae*). *Ethology*. 2006;112(5):503–509.
215. Grajales-Tam KM, Rodríguez-Estrella R, Cancino Hernández J. Dieta estacional del coyote *Canis latrans* durante el periodo 1996-1997 en el desierto de Vizcaíno, Baja California Sur, México. *Acta zoológica mexicana*. 2003;(89):17–28.
216. Hiraldo F, Delibes M, Bustamante J, Estrella RR. Overlap in the diets of diurnal raptors breeding at the Michilia Biosphere Reserve, Durango, Mexico. 1991;
217. Pozo-Zamora GM, Aguirre J, Brito M. J. Dieta del Cernícalo Americano (*Falco sparverius* Linnaeus, 1758) en dos hábitats interandinos del norte de Ecuador. *Rev peru biol*. 21 de julio de 2017;24(2):145.
218. Figueroa Rojas RA, Corales Stappung ES. Summer diet comparison between the American Kestrel (*Falco sparverius*) and Aplomado Falcon (*Falco femoralis*) in an agricultural area of Araucanía, southern Chile. *El Hornero*. 2004;19(02):053–060.

## **11. ANEXOS**

### **11.1. Recomendaciones**

Se recomienda la conservación de los parches de vegetación nativa remanentes en la zona, dando prioridad a la persistencia y cuidado de los parches que promueven la conexión de la vida silvestre, los cuales siguen reduciéndose actualmente. Esto no sólo permitirá la conservación de vida silvestre, sino también permitirá mantener especies que pueden ser de utilidad para el agro-sistema por brindar servicios ecosistémicos como por ejemplo el control de plagas, siendo las rapaces especies clave en esta función. Esto también mantendrá áreas donde esta fauna tenga una menor exposición a vectores de importancia sanitaria que prevalecen en zonas de actividad agrícola. En este sentido, la oferta de depósitos de agua artificiales en zonas desérticas rurales que permiten la reproducción de diferentes vectores hematófagos transmisores de enfermedades infecciosas, debe ser regulado y se recomienda el desarme de las estructuras abandonadas de las zonas centrales del valle agrícola en las que pueden ser utilizados como criaderos por los diversos vectores mayormente dípteros.

En lo que se refiere al uso de pesticidas, se extienden las recomendaciones realizadas luego de las publicaciones y otros trabajos hechos en el sitio de estudio y a lo largo de la península sobre el uso inapropiado de agroquímicos (121–127). También se recomienda utilizar a la especie como biomonitor de contaminación a lo largo de la península en diferentes períodos del año a través de la utilización del conteo de anomalías en los eritrocitos, siendo una especie abundante, con cualidades de depredador tope que incluye en la dieta presas de diferentes niveles del espectro trófico. Esto podría realizarse cada 5 años para monitorear si los niveles de contaminación se reducen como sería esperable si la ley referente a la utilización de agroquímicos se cumple en los próximos años.

## 11.2. Tablas Anexas

**Tabla Anexa 1.** Peso promedio de presa utilizados para el cálculo del Tamaño Medio de Presa (TMP) de cada categoría encontradas en egagrópilas de *F. s. peninsularis* recogidas en los diferentes sitios de nidificación en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

ESPECIES/CLASE	AUTOR	peso promedio de presa
<b>Artrópodos</b>		
Arácnida	Martínez-Sarmiento 2015 (208)	0.5 g
Coleóptera	Martínez-Sarmiento 2015 (208)	0.5 g
Dermáptera	determinado en laboratorio	1 g
Hymenoptera	determinado en laboratorio	0.1 g
Ortóptera	determinado en laboratorio	1 g
Scorpiones	Martínez-Sarmiento 2015 (208)	2 g
<b>Aves</b>		
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	Murphy 1989 (209)	13.8 g
Aves no identificadas	determinado en laboratorio	30 g
<b>Mamíferos</b>		
<i>Chaetodipus</i> sp.	Lackey 1991 (210)	14.8 g
<i>Dipodomys</i> sp.	Hall 1981(211)	59 g
Roedores no identificados	determinado en laboratorio	20 g
<i>Peromyscus</i> sp.	Álvarez y Cortés–Calva 2004 (212)	16 g
<b>Reptiles</b>		
<i>Aspidoscelis hyperythra</i>	Verwaijen y Damme 2008 (213)	5.5 g
<i>Crotalus</i> spp.	determinado en laboratorio	60 g
<i>Dipsosaurus dorsalis</i>	Bealor y O'Neil Krekorian 2006 (214)	63 g
<i>Phrynosoma coronatum</i>	Grajales–Tam et al. 2003 (215)	36 g
<i>Sceloporus zosteromus</i>	Grajales–Tam et al. 2003 (215)	67 g
Culebras	determinado en laboratorio	60 g

**Tabla Anexa 2.** Trabajos de dieta realizados en *F. sparverius* según su autor (bibliografía entre paréntesis) a lo largo de su distribución que incluyen Biomasa Porcentual (B%, entre paréntesis taxón que más aportó a la composición); también se especifican datos cuando se dispone del Índice de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ), Índice de equitatividad de Pielou ( $J'$ ) e Índice estandarizado de Levin ( $B_A$ ).

	<b>Autor</b>	<b>Localización</b>	<b>tipo de ambiente</b>	<b>B%</b>	<b><math>H'</math></b>	<b><math>J'</math></b>	<b><math>B_A</math></b>
	Marti <i>et al.</i> , 1993*(50)	42°50' EUA	pastizal	94.9 (roedores)			1.92
	Smith <i>et al.</i> , 1972*(149)	40°10' EUA	pastizal	96 (roedores)			
	Collopy y Koplín 1983*(170)	40°07' EUA	pastizal	60.7–81.5 (roedores–anuros)			
	Este estudio*	25°10' Méx	matorral	95.7*–93.5 (lacertilios)	2.1*–1.7	0.3*–0.2	0.27*–0.13
	Hiraldo <i>et al.</i> , 1991* (216)	23°27' Méx	bosque- pastizal	84 (roedores)			
<b><i>Falco sparverius</i></b>	Cruz 1976(36)	18°04' Jam	bosque tropical	90.8 (lacertilios)			
	Pozo–Zamora <i>et al.</i> , 2017(217)	-0°7'–19' Ecu	monte	56.4→ 90 (roedores)	1.7–2		0.20–0.27
	Sarasola <i>et al.</i> , 2003*(44)	-36°55' Arg	bosque xerófilo	68.1 (roedores)			0.2
	Rojas y Corales- Stappung 2004*(218)	-38°14' Chi	bosque húmedo	98 (aves)			
	Santillán <i>et al.</i> , 2009*(93)	-47°47–66' Arg	monte-estepa	90.2–99.6 (roedores)			0.1–0.4

\* incluye actividades agrícolas en el área reproductiva

**Tabla Anexa 3.** Ubicación de los nidos de *F. s. peninsularis* y el área de vegetación nativa incluida en cada circunferencia de diferente tamaño de radio (0.5, 1 y 2 km) en el Valle de Santo Domingo, Baja California Sur, México.

<i>F. sparverius</i>						
Lat N / Long O	0.5 km		1 km		2 km	
25.2178°; 111.7637°	nido 1	0.0379	nido 1	0.0379	nido 1	0.0379
25.1449°; 111.7299°	nido 2	0.6835	nido 1	0.0097	nido 1	0.5903
25.1631°; 111.7762°	nido 3	0.3463	nido 2	0.5415	nido 2	0.8244
25.1693°; 111.7855°	nido 4	0.4209	nido 2	0.0650	nido 2	2.2227
25.2051°; 111.8013°	nido 5	0.4571	nido 2	1.8317	nido 2	4.1153
25.2308°; 111.7200°	nido 6	0.4213	nido 3	0.0168	nido 3	0.4317
25.2039°; 111.7898°	nido 7	0.4174	nido 3	1.0118	nido 3	1.0924
			nido 4	0.8161	nido 4	0.4317
			nido 4	0.4317	nido 4	1.0924
			nido 5	1.5715	nido 5	4.2752
			nido 6	1.0573	nido 6	0.0573
			nido 7	1.1839	nido 6	0.0473
					nido 6	0.4147
					nido 6	1.1162
					nido 6	0.4147
					nido 6	0.0628
					nido 6	0.0159
					nido 7	0.1965
					nido 7	0.2832
					nido 7	3.4065
<b>Área (km<sup>2</sup>) parche natural promedio</b>		0.3978 (0.19)		0.7146 (0.63)		1.0565 (1.35)
<b>Área parche natural por nido %</b>		50.6% (24.3)		38.9% (22.6)		24.02% (17.9)