

---

# DEPREDACIÓN DE NIDOS ARTIFICIALES EN CERCAS VIVAS DE UN SISTEMA AGRO-URBANO EN HIDALGO, MÉXICO

---

Elizabeth Cervantes-Cornihs, Iriana Zuria e Ignacio Castellanos

## RESUMEN

En muchos agroecosistemas de América Latina las cercas vivas representan un hábitat importante para muchas especies de aves; sin embargo, aún no se conocen cuáles son las características de las cercas vivas y del paisaje circundante que influyen sobre la depredación de nidos en estas estructuras. Utilizando nidos artificiales, se estudió la depredación en 20 cercas vivas de un sistema agro-urbano del centro de México. Los datos de depredación de nidos se relacionaron con varia-

bles del hábitat a dos escalas espaciales, local y del paisaje. De los 200 nidos colocados 80 fueron depredados, y no se encontró ninguna relación significativa entre la depredación total y las variables a escala local. A escala del paisaje se observó que la depredación total aumentó en cercas vivas localizadas cerca de áreas cubiertas con vegetación nativa. Se encontró también que los principales depredadores fueron aves, seguidas de carnívoros y roedores.

## ARTIFICIAL NEST PREDATION IN HEDGEROWS OF AN AGRO-URBAN SYSTEM IN HIDALGO, MEXICO

Elizabeth Cervantes-Cornihs, Iriana Zuria and Ignacio Castellanos

## SUMMARY

In many agro-ecosystems of Latin America, hedgerows are an important habitat for numerous bird species. However, the hedgerow characteristics and those of the surrounding landscape affecting nest predation in these structures are not known. Using artificial nests, predation was studied in 20 hedgerows located in an agro-urban system in central Mexico. Predation data was related with habitat variables at two spatial scales, local and

landscape. Out of a total of 200 artificial nests put in place, 80 nests were predated and no significant relationship was found between total predation and local scale variables. At the landscape scale, total predation increased in hedgerows located near remnants of native vegetation. It was also found that birds were the main predators in this landscape, followed by carnivores and rodents.

---

## Introducción

La depredación de nidos de aves es considerada como uno de los factores principales que afectan la densidad poblacional, la ecología reproductiva, las historias de vida y la estructura de muchas comunidades de aves (Angeltam, 1986; Martín 1988, 1993, 1995; Buler y Hamilton, 2000; Jokimäki y Huhta, 2000; Zanette, 2002; Borgmann y Rodewald, 2004). Recientemente,

la modificación y destrucción acelerada del hábitat nativo, como consecuencia de la urbanización y la expansión de las zonas agrícolas, ha provocado cambios en los índices de depredación que enfrentan muchas poblaciones de aves (Wilcove, 1985; Bayne y Hobson, 1997; Jokimäki y Huhta, 2000; Zanette, 2002). Algunos estudios han mostrado que durante las últimas décadas muchos depredadores de aves han expandido su distribución hasta ambientes agrícolas, urbanos y semi-urbanos,

provocando un incremento en la depredación de nidos en estas zonas y ocasionando decrementos en las poblaciones de algunas especies de aves (Hannon y Cotterill, 1998; Ortega *et al.*, 1998; Jokimäki y Huhta, 2000). Esta expansión de depredadores a zonas modificadas por el hombre tiene diferentes causas, como es por ejemplo la alta disponibilidad de alimento en estos ambientes (productos agrícolas, desechos, alimento para mascotas, mascotas y aves de corral) que atrae a ciertos

depredadores. Se sabe también que los hábitats lineales que se encuentran en el borde de las zonas agrícolas y semi-urbanas pueden funcionar como trampas ecológicas; es decir, tienen atributos específicos que atraen a las aves que anidan, pero al mismo tiempo atraen a sus depredadores, observándose altos índices de depredación de nidos (Gates y Gysel, 1978; Hannon y Cotterill, 1998). A pesar de que se ha encontrado que un gran número de poblaciones de aves ha desaparecido en

---

## PALABRAS CLAVE / Agricultura / Aves / Escala del Paisaje / Escala Local / Trampa Ecológica /

Recibido: 20/02/2009. Modificado: 5/10/2009. Aceptado: 19/10/2009.

**Elizabeth Cervantes-Cornihs.** Bióloga, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo (UAEH), México. Estudiante de Maestría en Ciencias en Biodiversidad y Conservación UAEH, México.

**Iriana Zuria Jordan.** Bióloga, Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). M.C. en Ecología Marina, Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada (CICESE), Baja California, México. Doctorado en Ecolo-

gía, University of Maryland, EEUU. Profesora-Investigadora, UAEH, México. Dirección: Centro de Investigaciones Biológicas, UAEH, Apartado Postal 69-1, Plaza Juárez. Pachuca, Hidalgo, México, C.P. 42001. e-mail: izuria@uaeh.edu.mx

**Ignacio Castellanos.** Biólogo y M.C. en Ecología y Ciencias Ambientales, UNAM, México. Doctorado en Entomología, University of Maryland, EEUU. Profesor-Investigador UAEH, México.

# DEPREDAÇÃO DE NINHOS ARTIFICIAIS EM CERCAS VIVAS DE UM SISTEMA AGROURBANO EM HIDALGO, MÉXICO

Elizabeth Cervantes-Cornihs, Iriana Zuria e Ignacio Castellanos

## RESUMO

Em muitos agroecossistemas da América Latina as cercas vivas representam um habitat importante para muitas espécies de aves; no entanto, ainda não se conhecem quais são as características das cercas vivas e da paisagem circundante que influem sobre a depredação de ninhos nestas estruturas. Utilizando ninhos artificiais, foi estudada a depredação em 20 cercas vivas de um sistema agro-urbano no centro do México. Os dados de depredação de ninhos foram relacionados com variáveis do ha-

bitat a duas escalas espaciais, local e da paisagem. Dos 200 ninhos colocados somente 80 foram depredados, e não se encontrou nenhuma relação significativa entre a depredação total e as variáveis a escala local. Na escala da paisagem foi observado que a depredação total aumentou em cercas vivas localizadas perto de áreas cobertas com vegetação nativa. Encontrou-se também que os principais depredadores foram aves, seguidas de carnívoros e roedores.

muchas regiones, sobre todo en hábitats modificados por el hombre, existen pocos estudios que analicen los efectos que tiene la depredación sobre las poblaciones de aves en relación a la expansión y la presencia humana (Ortega *et al.*, 1998; Haskell *et al.*, 2001).

Una gran parte del campo en países en vías de desarrollo consiste en sistemas agro-urbanos, compuestos por cultivos, cercas vivas, casas, caminos y pequeños remanentes de vegetación nativa. En estos sistemas, las cercas vivas son estructuras muy abundantes que consisten en hileras de vegetación que separan campos agrícolas o áreas abiertas en los agroecosistemas (Burel, 1996). Son llamados también rompevientos, bordes o terrazas, dependiendo de su estructura y función (Zuria y Gates, 2006). Las cercas vivas tienen una importante función en el medio ambiente, ya que ayudan a prevenir el movimiento del suelo ocasionado por las corrientes de agua, pueden influir en el ciclo de los nutrientes y el agua, además de ser reservorios para muchas especies de flora y fauna silvestre. En México son muy utilizados por aves migratorias y residentes, y se ha observado que a mayor densidad de cercas vivas en el paisaje, a distintas escalas espaciales, se incrementa la riqueza y la abun-

dancia de aves (Zuria, 2003). Además, la estructura de las cercas vivas, así como la densidad y su arreglo espacial en el paisaje, pueden afectar los patrones de depredación de nidos (Hinsley y Bellamy, 2000; Willson *et al.*, 2001; Zuria *et al.*, 2007). Por ejemplo, los índices de depredación de nidos artificiales fueron mayores en cercas vivas estructuralmente complejas que en cercas vivas simples en un paisaje agrícola en el estado de Guanajuato, México, debido posiblemente a la mayor diversidad de depredadores presentes en hábitats complejos (Zuria *et al.*, 2007). Sin embargo, en México y muchos otros países, todavía no se conoce cómo las características del paisaje circundante pueden afectar la depredación de

nidos, en general y por tipo de depredador. En general, se esperaría que depredadores visuales como las aves depredaran un mayor número de nidos en sitios abiertos y con menor cobertura vegetal (Ratti y Reese, 1988), mientras que los carnívoros depredaran principalmente nidos en zonas con mayor cobertura de vegetación, la cual les provee refugio y mayores oportunidades para buscar alimento (Zuria *et al.*, 2007).

En el centro de México, así como en muchas otras regiones de América Latina, los hábitats nativos han sido reemplazados por sistemas agrícolas y urbanos, lo cual sin duda ha provocado cambios en la diversidad de especies de aves y en las interacciones entre las aves y sus depreda-

dores. Existen escasos trabajos a nivel mundial que analicen estos cambios, por lo cual el objetivo general de este trabajo fue conocer los patrones de depredación de nidos artificiales en cercas vivas localizadas en un sistema agro-urbano del estado de Hidalgo, México, para contribuir al conocimiento de las interacciones entre las aves y sus depredadores, así como su relación con la estructura de la vegetación (escala local) y el arreglo de los elementos del paisaje (escala del paisaje) en sistemas modificados por el hombre. Se analizó también la depredación de nidos colocados sobre el suelo y elevados (sobre la vegetación), así como la depredación por diferentes depredadores considerando ambas escalas espaciales.

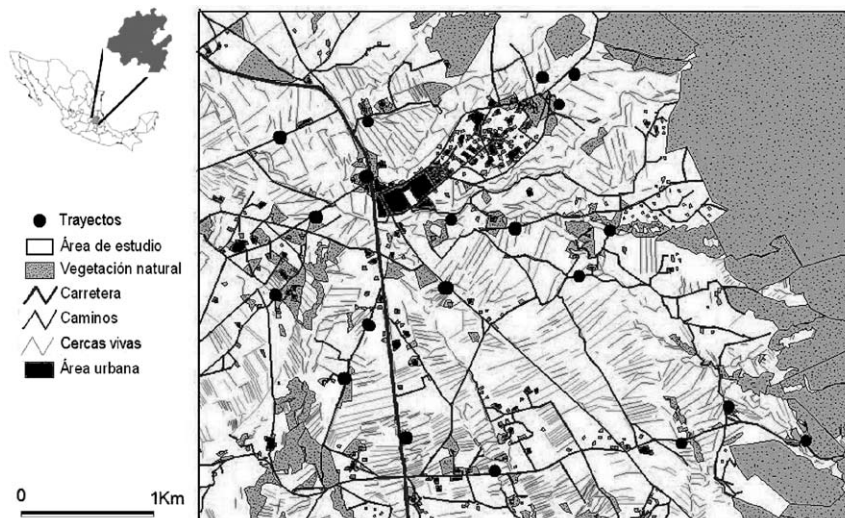


Figura 1. Ubicación del municipio de El Arenal en el estado de Hidalgo y paisaje agrícola donde se realizó el estudio. Los puntos indican la localización de los 20 trayectos ubicados en las cercas vivas seleccionadas. El área urbana representa a la comunidad de San José Tepenené.

## Materiales y Métodos

### Área de estudio

El estudio se llevó a cabo en un paisaje agro-urbano cercano a la comunidad de San José Tepenené, en el Municipio de El Arenal, Hidalgo, en el centro de México, entre 20°15' y 20°08'N y entre 98°48' y 98°56'O, con una altitud media de 2040msnm (Figura 1). El clima local es templado-frío, con una temperatura media anual de 16°C y una precipitación total anual de 650mm. El periodo

de lluvias se presenta de junio a septiembre. La principal actividad económica es la agricultura de temporal, que ocupa el 34,12% de la superficie del municipio, y presenta como cultivos principales el maíz, trigo, cebada, frijol y alfalfa (INEGI, 2002).

El paisaje estudiado se delimitó dentro de un área rectangular con una superficie total de 1822ha y estuvo conformado por pequeños asentamientos humanos y remanentes de vegetación nativa (matorral xerófilo) en una matriz de campos agrícolas rodeados de cercas vivas con casas dispersas y caminos de terracería. Las especies dominantes de árboles y arbustos en las cercas vivas de la zona son los magueyes (*Agave* spp.), principalmente *Agave salmiana*, así como nopales (*Opuntia* spp.), mezquites (*Prosopis* spp.), cardón (*Cylindropuntia imbricata*), huizache (*Acacia farnesiana*), y pirul (*Schinus molle*), que es un árbol introducido y abundante en las cercas vivas estudiadas (Zuria y Cervantes-Cornihns, 2008).

Para describir con mayor detalle el paisaje seleccionado, se utilizó un sistema de información geográfica (ArcView 3.2, ESRI) y las ortofotografías digitales del área de estudio (F14d81a y F14d81b), en donde se digitalizaron todas las cercas vivas encontradas (arboladas y no arboladas), así como el área cubierta por zona urbana o edificaciones, los caminos y las áreas cubiertas por vegetación nativa. Estos datos fueron verificados en campo mediante recorridos en el paisaje agro-urbano seleccionado para actualizar la información de las ortofotografías.

#### *Medición de variables a escala local y del paisaje*

Durante mayo 2005, época que coincide con la temporada reproductiva de muchas aves en la zona, se seleccionaron al azar 20 cercas vivas que cumplieran con la condición de estar constituidas por tres estratos: arbóreo, arbustivo y

herbáceo. La distancia mínima entre las cercas vivas seleccionadas fue de 200m para tratar de asegurar independencia (Arnold, 1983). En cada cerca viva se localizó un trayecto de 100m y se midieron distintas variables a dos escalas espaciales, la escala local y la escala del paisaje (Zuria, 2003).

A escala local se midió cada 10m, sobre el trayecto de 100m, las siguientes variables: ancho y alto de la cerca viva, altura del estrato herbáceo, y número y altura de árboles. Se calculó también el volumen de la cerca viva multiplicando el ancho por el alto (Zuria, 2003).

A escala del paisaje se midió, desde el punto medio de cada trayecto, la distancia a la terracería y carretera más cercana, la distancia a la construcción más cercana y la distancia al fragmento con vegetación nativa más cercano. Para analizar el efecto de esas variables a escala del paisaje sobre la depredación se construyeron también buffers de 100m (área total  $\sim 5,1 \times 10^4 \text{m}^2$ ) y de 200m (área total  $\sim 16,2 \times 10^4 \text{m}^2$ ) alrededor de cada una de las 20 cercas vivas seleccionadas, para así obtener las siguientes variables dentro de cada buffer: número de edificaciones, longitud total de caminos, longitud total de cercas vivas con y sin árboles, área total cubierta por superficie de uso agrícola, superficie total cubierta por casas o edificaciones, y superficie total cubierta con vegetación nativa. Se eligieron estos dos tamaños de buffer debido a que han sido útiles en otros trabajos que han analizado el efecto del paisaje circundante sobre poblaciones de aves (Pearson, 1993).

#### *Colocación de nidos artificiales e identificación del tipo de depredador*

En cada uno de los 20 trayectos de 100m se colocaron 10 nidos artificiales durante los primeros días de mayo 2005. La distancia mínima en-

tre los nidos fue de 10m, tratando de mantener la misma densidad de nidos por cerca viva. Se colocaron alternadamente un nido sobre el suelo, entre la vegetación, y uno sobre un árbol o arbusto a 1-2m por encima del suelo, para simular los dos tipos principales de anidación de las aves (Reitsma y Whelan, 2000; Zuria, 2003) y de algunas especies que anidan en la zona (*Pipilo fuscus* y *Toxostoma curvirostre*). Los nidos artificiales consistieron en nidos de paja del tipo usado por los avicultores. Los nidos fueron teñidos con colorante para textiles color castaño claro y se dejaron a la intemperie varios días antes de su colocación para eliminar cualquier olor producido durante el proceso. En cada nido se colocó un huevo de codorniz (*Coturnix japonica*) y un huevo de plastilina no tóxica (Nour *et al.*, 1993; Bayne y Hobson, 1997). Los huevos de plastilina se elaboraron tratando de imitar lo más posible la apariencia de los huevos de codorniz, considerando sus dimensiones y coloración, para lo cual se utilizó pintura vinílica no tóxica. Se eligieron huevos de codorniz porque son los huevos de ave más pequeños que pueden adquirirse de manera comercial en México. Los huevos de plastilina fueron utilizados para poder identificar al tipo de depredador y, al mismo tiempo, para poder registrar la depredación por depredadores pequeños que son físicamente incapaces de depredar los huevos de codorniz (Reitsma *et al.*, 1990; Roper, 1992; Haskell, 1995; DeGraaf *et al.*, 1999; Maier y DeGraaf, 2000; Rangen *et al.*, 2000). Los roedores pequeños son depredadores importantes en sistemas agrícolas (Zuria *et al.*, 2007) y estos animales

característico de humanos que pudiera ser percibido por algunos depredadores (Major y Kendal, 1996).

Los nidos artificiales permanecieron en las cercas vivas durante siete días (Danielson *et al.*, 1997; Willson *et al.*, 2001; Zuria *et al.*, 2007). Se eligió este periodo de tiempo porque es uno de los más frecuentemente utilizados en experimentos de depredación de nidos artificiales, lo cual permite hacer comparaciones con otros trabajos, y además porque se ha demostrado que en periodos mayores a siete días los huevos de codorniz se descomponen, alterando el olor del nido (Gottfried y Thompson, 1978). Transcurrido ese lapso se revisaron los nidos, se contó el número de nidos depredados por trayecto, y se colectaron todos los huevos de codorniz y restos de cascarón que fueron encontrados. Se consideró como nido depredado cualquiera de los siguientes casos: que el nido hubiera desaparecido por completo, que el nido hubiera sido desplazado a otro sitio, que uno o ambos huevos hubieran desaparecido, o que uno o ambos huevos tuvieran marcas de dientes o picos. Para cada trayecto se calculó el porcentaje de depredación. Para identificar al tipo de depredador implicado se analizaron las marcas de dientes y picos formados en la plastilina y, cuando fue necesario, se compararon con impresiones de dientes de mamíferos de la colección de cráneos del Centro de Investigaciones Biológicas de la Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Los depredadores se clasificaron en las siguientes categorías: ave, carnívoro, roedor y desconocido (Nour *et al.*, 1993; Zuria *et al.*, 2007).

#### *Análisis estadísticos*

Las variables a escala local se analizaron de manera independiente de las variables a escala del paisaje para evitar el error de mezclar diferentes escalas espaciales dentro del mismo análisis (Wiens, 1989;

TABLA I  
 MODELOS ESTADÍSTICAMENTE SIGNIFICATIVOS OBTENIDOS DE LOS ANÁLISIS DE REGRESIÓN MÚLTIPLE ENTRE LA DEPREDACIÓN DE NIDOS Y LAS VARIABLES A ESCALA LOCAL Y DEL PAISAJE, EN 20 CERCAS VIVAS EN EL MUNICIPIO DE EL ARENAL, HIDALGO

| Variable de respuesta<br>y  | Parámetros estimados y variables del modelo de regresión**<br>$\alpha + \beta_1x_1$<br>$\alpha + \beta_1x_1 + \beta_2x_2$                | R <sup>2</sup> | p      |
|-----------------------------|--|----------------|--------|
| Depredación total           | 0,7535-0,0002 Distancia a la vegetación nativa -0,0003 Longitud total de cercas vivas arboladas en un buffer de 100m                     | 0,3007         | 0,0439 |
| Depredación por aves*       | 0,6308-0,0077 Volumen de la cerca viva   | 0,2496         | 0,0249 |
| Depredación por aves        | 0,3676 + 0,0012 Longitud total de cercas vivas no arboladas en un buffer de 100 m - 0,0031 Distancia al camino de terracería más cercano | 0,4511         | 0,0061 |
| Depredación por carnívoros* | 0,0173 + 0,0085 Volumen de la cerca viva   | 0,4108         | 0,0023 |
| Depredación por roedores*   | 0,0951- 0,0001 Distancia al fragmento de vegetación nativa más cercano + 0,0020 Distancia al camino de terracería más cercano            | 0,3885         | 0,0153 |

\*Variables que fueron transformadas con el arcoseno de la raíz cuadrada del dato.

\*\*El modelo general de regresión lineal múltiple es  $y = \alpha + \beta_1x_1 + \beta_2x_2 + \beta_3x_3 + \dots + \text{error}$ .

Morrison *et al.*, 1998; Zuria, 2003). De igual manera las variables obtenidas de los buffers de 100m se analizaron de manera independiente de las obtenidas de los de 200m.

Se compararon las medias de los porcentajes de depredación entre los nidos colocados sobre el suelo y los nidos elevados utilizando un análisis de varianza de una vía. De la misma forma se compararon las medias de los porcentajes de depredación entre los tipos de depredador y en caso de que hubiera diferencias significativas se utilizó la prueba de Tukey. Para analizar la relación entre la proporción de nidos depredados y las variables independientes se utilizó análisis de regresión lineal múltiple (Kleinbaum *et al.*, 1998) para identificar el subconjunto de variables independientes que explicaban una proporción importante de la variación en los porcentajes de depredación. Los análisis se hicieron para la depredación total (nidos colocados en el suelo y elevados) y para la depredación total por tipo de depredador. Los modelos finales fueron construidos utilizando la técnica de eliminación de variables por pasos (*stepwise*; Kleinbaum *et al.*, 1998). Para evitar el problema de multicolineari-

dad, se construyeron matrices de correlación para identificar las variables independientes correlacionadas, con lo cual se evitó incluir variables correlacionadas dentro del mismo modelo, e igualmente se analizaron los residuales de los modelos finales para verificar que los datos cumplieran con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas (Kleinbaum *et al.*, 1998). En caso de que no se cumplieran los supuestos, los datos de porcentaje de depredación se transformaron utilizando el arcoseno de la raíz cuadrada del dato (Sokal y Rohlf, 1995). Todos los análisis se efectuaron utilizando el paquete estadístico SAS (versión 6.0, SAS Institute Inc. 1999). Se reportan medias  $\pm$  error estándar.

## Resultados

### Descripción del paisaje agro-urbano y las cercas vivas

En el área estudiada de 1822ha se encontró un promedio de 61,9m lineales de cercas vivas por ha, aunque en algunas zonas la densidad llegó a ser mucho mayor (hasta 166m·ha<sup>-1</sup>). Las

edificaciones ocuparon el 2% del área total y se encontró un total de 76538m de caminos (terracerías y carreteras), es decir, un promedio de 42m·ha<sup>-1</sup>. En el área de estudio la superficie cubierta por vegetación nativa fue del 27%, mientras que la superficie agrícola fue del 70%. Las cercas vivas analizadas midieron 5,25  $\pm$  0,46m de ancho y 4,59  $\pm$  0,46m de altura en promedio, y presentaron un estrato herbáceo de 0,34m de altura promedio. Se observaron en promedio 36,5 árboles y arbustos por cada 100m de cerca viva.

Para las variables medidas dentro de los buffers de 100 y 200m se encontró que la mayor parte del área del buffer estuvo ocupada por tierra de uso agrícola (60% en prome-

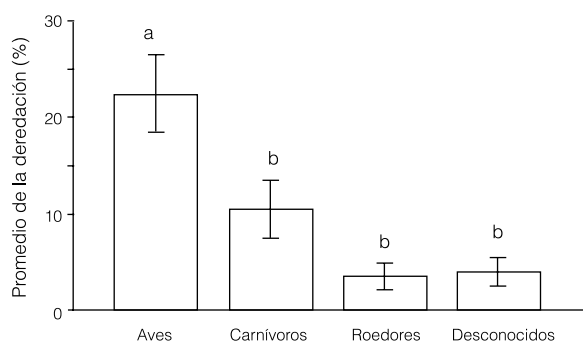


Figura 2. Promedio del porcentaje de depredación total de nidos artificiales por tipo de depredador en 20 cercas vivas del municipio de El Arenal, Hidalgo. Letras diferentes sobre las barras indican diferencias significativas ( $F=10,61$ ;  $p<0,0001$ ).

dio), seguida por vegetación nativa (12%) y finalmente por casas o edificaciones (1,5%).

### Patrones de depredación de nidos artificiales

**Depredación total.** De los 200 nidos artificiales colocados, 80 (40%) fueron depredados, observándose mayor depredación en los nidos elevados (25  $\pm$  3%) que en aquellos colocados sobre el suelo (15  $\pm$  3%) ( $F= 5,43$ ;  $p= 0,0252$ ).

No se encontró ninguna relación significativa entre el porcentaje total de depredación y las variables de las cercas vivas a escala local. Sin embargo, a escala de paisaje se encontró que la depredación total disminuye significativamente a medida que aumenta la distancia al fragmento de vegetación nativa, y disminuye también a medida que aumenta la longitud total de cercas vivas en los buffers de 100m (Tabla I). Es decir, se observó mayor depredación de nidos artificiales en cercas vivas cercanas a los parches de vegetación nativa, así como en cercas vivas localizadas en zonas del paisaje agro-urbano que presentaron una baja densidad de cercas vivas arboladas. No se observaron relaciones significativas para las variables obtenidas en los buffers de 200m.

**Depredación por tipo de depredador.** En general, los principales depredadores en el paisaje agro-urbano estudiado fueron las aves ( $F= 10,61$ ;  $p<0,0001$ ). Los carnívoros fueron también depredadores importantes; sin embargo, no se encontraron diferencias significativas entre el promedio de los porcentajes de depredación por carnívoros, roedores y desconocidos (Figura 2). No fue posible determinar el tipo de depredador en ocho de los 80 nidos que fueron depredados,

debido a que el nido y/o huevos desaparecieron, lo cual no permitió identificar al tipo de depredador.

El mayor porcentaje de depredación de los nidos elevados fue ocasionado por aves, seguido por carnívoros y finalmente por roedores. Para los nidos colocados sobre el suelo, los carnívoros fueron los depredadores principales, seguidos por las aves y finalmente por los roedores (Figura 3).

En cuanto a la depredación por aves se observó que a escala local la depredación total (nidos elevados y nidos colocados sobre el suelo) estuvo inversamente relacionada con el volumen de la cerca viva (Tabla I); es decir, se observó mayor depredación por aves en cercas vivas más angostas y de menor altura. A escala del paisaje se encontró que la depredación por aves aumentó con la longitud de cercas vivas no arboladas en buffers de 100m y disminuyó con la distancia a la terracería (Tabla I). Por ejemplo, se observó mayor depredación por aves en cercas vivas localizadas en áreas del paisaje agro-urbano que presentaron más cercas sin árboles (áreas abiertas) y que se encontraran cerca de caminos de terracería.

Al analizar los datos de depredación por carnívoros se encontró que a escala local la depredación total aumentó conforme se incrementó el volumen de la cerca viva (Tabla I); es decir, se observó mayor depredación en cercas vivas más anchas y altas. A escala del paisaje no se encontró ninguna relación significativa entre la depredación y las variables analizadas.

Para la depredación por roedores no se encontró ninguna relación significativa a escala local. A escala del paisaje la depredación total aumentó a medida que aumentó la distancia al camino de terracería más cercano y disminuyó con la distancia al fragmento de vegetación nativa más cercano

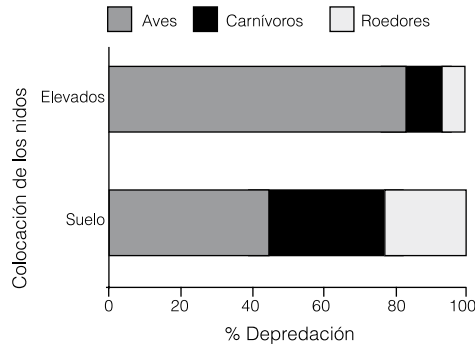


Figura 3. Porcentajes de depredación por tipo de depredador para nidos artificiales colocados sobre el suelo y elevados en 20 cercas vivas del municipio de El Arenal, Hidalgo.

(Tabla I). En otras palabras, la depredación por roedores fue mayor en cercas vivas cercanas a los parches de vegetación nativa, y también fue mayor en cercas vivas que se encontraron lejos de los caminos de terracería. En general para todos los tipos de depredadores, ninguna de las variables determinadas en los buffers de 200m fue significativa.

## Discusión

### Paisaje agro-urbano y cercas vivas

En la zona de estudio las cercas vivas con árboles y arbustos tuvieron una densidad alta, de 61,9m·ha<sup>-1</sup> en promedio. Este dato es comparable con otros paisajes agrícolas presentes en México; por ejemplo, Zuria y Gates (2006) reportan una densidad de 80m·ha<sup>-1</sup> de cercas vivas para ciertas regiones de un paisaje agrícola en el estado de Guanajuato. Estas altas densidades también son comparables con paisajes agrícolas de Inglaterra, donde se han reportado densidades de cercas vivas que van desde 57,1 hasta 89,6m·ha<sup>-1</sup> en zonas agrícolas y pastizales (Pollard *et al.*, 1974; Helps, 1994). La densidad y diversidad de cercas vivas en una región dada pueden ser muy importantes, porque estas estructuras funcionan como hábitats para muchas especies de flora y fauna silvestre (Sparks *et al.*, 1996; Marshall y Moonen, 2002). Se ha su-

gerido que una densidad de cercas vivas entre 60 y 80m·ha<sup>-1</sup> es recomendable para mantener una alta diversidad de aves (Lack, 1992). Debido a la alta densidad de cercas vivas en El Arenal, a su potencial como refugio de flora y fauna silvestre, y a los servicios que proporcionan a los agricultores, resulta necesario protegerlas y concientizar a la población de su importancia para evitar que desaparezcan.

### Patrones de depredación

La depredación en el paisaje agro-urbano de El Arenal fue de menos del 50% del total de nidos colocados, similar a lo encontrado por otros autores que han estudiado los patrones de depredación en ambientes fragmentados (Nour *et al.*, 1993) y en sistemas agrícolas (Zuria *et al.*, 2007) utilizando los mismos tiempos de exposición a los empleados en este estudio. Otros autores han encontrado índices de depredación total mayores; Zanette y Jenkins (2000) observaron un 84% de depredación total cuando estudiaron la depredación de nidos artificiales en fragmentos de bosque en una matriz agrícola en Australia, aunque el tiempo de exposición fue mayor (12 días) al utilizado en este trabajo, lo cual hace difícil la comparación. De cualquier manera, las diferencias en los índices totales de depredación en diferentes paisajes pueden deberse a diversos factores, tales como la estructura y disposición de los elementos del paisaje (Gibbs, 1991), la comunidad de depredadores presentes (Picman, 1988; Ratti y Reese, 1988), y la disponibilidad de recursos.

En el paisaje agro-urbano de El Arenal, los nidos artificiales elevados, colocados sobre árboles o arbustos, presentaron un mayor porcentaje de depredación que aquellos colocados sobre el suelo, en concordancia con otros estudios sobre depredación de nidos

artificiales (Yahner y Scott, 1988; Yahner *et al.*, 1989; Santos y Telleria, 1991; Rudnicki y Hunter, 1993; Reitsma y Whelan, 2000; Zuria *et al.*, 2007). En general, los nidos colocados sobre el suelo están cubiertos por vegetación más densa y se encuentran menos expuestos que los elevados, por lo que son más difíciles de localizar por los depredadores. En este trabajo los principales depredadores de nidos elevados fueron las aves, que pueden localizar más fácilmente este tipo de nido al volar sobre las cercas vivas o perchar en árboles (Bayne y Hobson, 1997; Zuria *et al.*, 2007). Los nidos colocados sobre el suelo fueron depredados principalmente por mamíferos (carnívoros y roedores), quienes pasan la mayor parte del tiempo buscando alimento a nivel del suelo (Bayne y Hobson, 1997; Hannon y Cotterill, 1998; Zuria *et al.*, 2007), aunque también pueden depredar nidos localizados en árboles o arbustos (Graves *et al.*, 1988).

A escala local no se encontró ninguna relación entre la depredación total y las variables analizadas. Esto pudo deberse en parte a que las 20 cercas vivas seleccionadas fueron bastante semejantes entre sí en cuanto a su complejidad estructural; es decir, todas tuvieron tres estratos (herbáceo, arbustivo y arbóreo). Por otro lado, la depredación total incluyó a todos los depredadores juntos, quienes exhibieron índices de depredación diferenciados; la depredación por aves fue menor en cercas vivas más grandes, mientras que la de carnívoros fue mayor en éstas, lo cual pudo ocasionar que los efectos se neutralizaran.

A escala del paisaje se observó que la depredación total aumentó en zonas cercanas a las áreas cubiertas con vegetación nativa. Estas áreas podrían estar funcionando como refugios para muchos depredadores de nidos (Gering y Blair, 1999; Zuria *et al.*, 2007). Sin embargo, también se ha observado lo contrario,

mayores índices de depredación en zonas más urbanizadas (Beissinger y Osborne, 1982; Jokimäki y Huhta, 2000; Thorington y Bowman, 2003). Las diferencias en patrones de depredación en diferentes áreas pueden deberse, como se mencionó, a factores tales como la estructura y disposición de elementos del paisaje (Gibbs, 1991), la identidad y la composición de la comunidad de depredadores (Picman, 1988; Ratti y Reese, 1988), y la disponibilidad de recursos para los depredadores, que puede estar relacionada con los tiempos de cosecha y las prácticas agrícolas.

Al analizar los patrones por tipo de depredador se observó que las aves fueron los principales depredadores en el paisaje agro-urbano de El Arenal, patrón que se ha encontrado en otros paisajes fragmentados (Nour *et al.*, 1993; Danielson *et al.*, 1997; Zanette y Jenkins, 2000), así como en paisajes urbanizados (Danielson *et al.*, 1997; Thorington y Bowman, 2003). También se ha visto que los paisajes con muchas cercas vivas, como es el caso de El Arenal, poseen una alta abundancia de aves (Zuria, 2003). A escala local, la depredación por aves estuvo inversamente relacionada con el volumen de las cercas vivas y el número de árboles y arbustos; es decir, las aves al parecer prefieren realizar sus actividades de forrajeo y depredación en cercas vivas más pequeñas y con menor volumen de vegetación, por ser depredadores visuales (Ratti y Reese, 1988) y en estos sitios pueden localizar mejor su alimento. A escala del paisaje, las aves parecen elegir áreas con menor densidad de vegetación para forrajear y áreas cercanas a los caminos de terracería, generalmente relacionados con áreas abiertas. A pesar de que no se identificó a las especies de aves depredadoras de nidos en la zona, es probable que especies como el zanate mexicano (*Quiscalus mexicanus*) y otros tordos pudieran ser responsables de gran parte de

la depredación. Estas aves son abundantes en áreas abiertas, se alimentan en zonas agrícolas, utilizan los árboles de las cercas vivas para perchar y son comunes en el área de estudio. Otra especie que pudiera haber destruido algunos de los nidos artificiales es la matraca del desierto (*Camphylorhynchus bruneicapillus*), que fuera observada frecuentemente anidando y forrajando en la mayoría de las cercas vivas estudiadas, y que se ha reportado como una especie que destruye nidos (Stuart y Simons, 1990).

Para carnívoros se encontró que, a escala local, la depredación estuvo directamente relacionada con el incremento del volumen de la cerca viva. Cercas vivas más grandes y densas podrían favorecer las actividades de forrajeo de los carnívoros, debido a que los hábitats complejos les sirven de protección y refugio cuando se desplazan y se alimentan (Yahner y Cypher, 1987; Zuria *et al.*, 2007).

En el paisaje agro-urbano de El Arenal los porcentajes más bajos de depredación fueron ocasionados por roedores. Otros autores han encontrado patrones opuestos, al observar que los roedores pueden ser los depredadores más importantes de huevos pequeños en bosques fragmentados y áreas urbanas (Nupp y Swihart, 1996; DeGraaf *et al.*, 1999; Haskell *et al.*, 2001). Aun cuando no se estudió la abundancia de roedores en la zona, es posible que los roedores pequeños sean escasos, ya que son depredados por numerosos carnívoros en la zona, entre ellos perros y gatos. Los roedores podrían estar utilizando los fragmentos de vegetación nativa como refugio, ya que se observó que la depredación por roedores fue mayor en zonas cercanas a parches de vegetación nativa, evitando los caminos de terracería que muchos depredadores medianos utilizan como corredores.

En este trabajo no se analizaron los patrones de abundancia y distribución de depredadores y no existen estudios previos para la zona. Sería conveniente conocer cuáles son las especies de depredadores presentes, así como su distribución y abundancia, para entender mejor los patrones observados. Es necesario también estudiar la biología reproductiva de las aves que anidan en las cercas vivas, ya que éstas pueden ser importantes para muchas especies, pero al mismo tiempo podrían estar funcionando como trampas ecológicas (Gates y Gysel, 1978; Zuria *et al.*, 2007). Tales estudios permitirían desarrollar estrategias de manejo y conservación para un gran número de aves cuyos hábitats nativos están siendo sustituidos por zonas agrícolas. Los estudios de depredación de nidos deben considerar las variables del hábitat a escala local, así como las variables de urbanización en el paisaje adyacente, pues ambas influyen en los patrones de depredación.

#### AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen el apoyo económico brindado por el Programa de Mejoramiento del Profesorado, Secretaría de Educación Pública, México (proyecto "Caracterización de los bordes agrícolas y su avifauna en agroecosistemas del estado de Hidalgo", PROMEP/103.5/06/1759), así como el apoyo de FOMIX-CONACYT (proyecto "Diversidad Biológica del Estado de Hidalgo", claves 43761 y 95828, segunda fase).

#### REFERENCIAS

Angelstam P (1986) Predation on ground-nesting birds nest in relation to predator densities and habitat edge. *Oikos* 47: 365-373.

Arnold GW (1983) The influence of ditch and hedgerow structure, length of hedgerows, and area of woodland and garden on bird numbers on farmland. *J. Appl. Ecol.* 20: 731-750.

Bayne J, Hobson KA (1997) Comparing the effects of landscape fragmentation by forestry and agriculture on predation of artificial nests. *Cons. Biol.* 11: 1418-1429.

Beissinger SR, Osborne DR (1982) Effects urbanization on avian community organization. *Condor* 84: 75-83.

Borgmann KL, Rodewald AD (2004) Nest predation in an urbanizing landscape: the role of exotic shrubs. *Ecol. Applic.* 14: 1756-1765.

Buler JJ, Hamilton RB (2000) Predation of natural and artificial nests in a southern pine forest. *Auk* 117: 739-747.

Burel F (1996) Hedgerows and their role in agricultural landscapes. *Crit. Rev. Plant Sci.* 15: 169-190.

Danielson WR, DeGraaf RM, Fuller TK (1997) Rural and suburban forest edges: effect on egg predators and nest predation rates. *Landscape Urban Plann.* 38: 25-36.

DeGraaf RM, Miller TJ, Fuller TK (1999) Predation of small eggs in artificial nests: of nest position, edge, and potential predator abundance in extensive forest. *Wilson Bull.* 111: 236-242.

Gates JE, Gysel LW (1978) Avian nest dispersion and fledging success in field-forest ecotones. *Ecology* 59: 871-883.

Gering JC, Blair RB (1999) Predation on artificial bird nests along an urban gradient: predatory risk or relaxation in urban environments? *Ecography* 22: 532-541.

Gibbs JP (1991) Avian nest predation in tropical wet forest: an experimental study. *Oikos* 60: 155-161.

Gottfried BM, Thompson CF (1978) Experimental analysis of nest predation in an old-field habitat. *Auk* 95: 304-312.

Graves S, Maldonado J, Wolff JO (1988) Use of ground and arboreal microhabitats by *Peromyscus leucopus* and *Peromyscus maniculatus*. *Can. J. Zool.* 66: 277-278.

Hannon SJ, Cotterill SE (1998) Nest predation in aspen woodlots in an agricultural area in Alberta: the enemy from within. *Auk* 115: 16-25.

Haskell DG (1995) Forest fragmentation and nest predation: are experiments with Japanese quail eggs misleading. *Auk* 112: 767-770.

Haskell DG, Knupp AM, Schneider MC (2001) Nest predator abundance and urbanization. En Marzluff JM, Bowman R, Donnelly R (Eds.) *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Kluwer. Nueva York, EEUU. pp. 243-258.

Helps MB (1994) Field margins-an agricultural perspective. En Boatman ND (Ed.) *Field*

- Hinsley SA, Bellamy PE (2000) *Margins: Integrating Agriculture and Conservation*. BCPC Monograph N° 58, British Crop Protection Council. Farnham, RU. pp.21-30.
- Hinsley SA, Bellamy PE (2000) The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: a review. *J. Env. Manag.* 60: 33-49.
- INEGI (2002) *Cuaderno Estadístico Municipal. Municipio El Arenal, Hidalgo*. INEGI. México, 139.
- Jokimäki J, Huhta E (2000) Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. *Condor* 102: 838-847.
- Kleinbaum DG, Kupper LL, Muller KE, Nizam A (1998) *Applied Regression Analysis and Multivariable Methods*. 3ª ed. Duxbury. Nueva York, EEUU. 798 pp.
- Lack P (1992) *Birds on Lowland Farms*. Her Majesty's Stationery Office. Londres, RU. 140 pp.
- Maier TJ, DeGraaf RM (2000) Predation on Japanese quail vs. house sparrow eggs in artificial nests: small eggs reveal small predators. *Condor* 102: 325-332.
- Major RE, Kendal CE (1996) The contribution of artificial nest experiments to understanding avian reproductive success: a review of methods and conclusions. *Ibis* 138: 298-307.
- Marshall EJP, Moonen AC (2002) Field margins in northern Europe: Their functions and interactions with agriculture. *Agric. Ecosyst. Env.* 89: 5-21.
- Martin TE (1988) On the advantage of being different: nest predation and the coexistence of bird species. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 85: 2196-2199.
- Martin TE (1993) Nest predation and nest sites. New perspectives on old patterns. *BioScience* 43: 523-532.
- Martin TE (1995) Avian life history evolution in relation to nest sites, nest predation, and food. *Ecol. Monogr.* 65: 101-127.
- Morrison ML, Marcot BG, Mannan RW (1998) *Wildlife-habitat Relationships: Concepts and Applications*. 2ª ed. University of Wisconsin Press. Madison, WI, EEUU. 435 pp.
- Nour N, Matthysen E, Dhondt AA (1993) Artificial nest predation and habitat fragmentation: different trends in bird and mammal predators. *Ecography* 16: 111-116.
- Nupp TE, Swihart RK (1996) Effect of forest patch area on population attributes of white-footed mice (*Peromyscus leucopus*) in fragmented landscapes. *Can. J. Zool.* 74: 467-472.
- Ortega CP, Ortega JC, Rapp CA, Backensto SA (1998) Validating the use of artificial nests in predation experiments. *J. Wildlife Manag.* 62: 925-932.
- Pearson SM (1993) The spatial extent and relative influence of landscape-level factors on wintering bird populations. *Landscape Ecol.* 8: 3-18.
- Picman J (1988) Experimental study of predation on eggs of ground-nesting birds: effects of habitat and nest distribution. *Condor* 90: 124-131.
- Pollard E, Hooper MD, Moore NW (1974) *Hedges*. Taplinger. Nueva York, EEUU. 256 pp.
- Rangen SA, Clark RG, Hobson KA (2000) Visual and olfactory attributes of artificial nests. *Auk* 117: 136-146.
- Ratti JT, Reese KR (1988) Preliminary test of the ecological trap hypothesis. *J. Wildlife Manag.* 52: 484-491.
- Reitsma LR, Whelan CJ (2000) Does vertical partitioning of nest sites decrease nest predation? *Auk* 117: 409-415.
- Reitsma LR, Holmes RT, Sherry TW (1990) Effects of removal of red squirrels, *Tamiasciurus hudsonicus*, and eastern chipmunks, *Tamias striatus*, on nest predation in a northern hardwood forest: an artificial nest experiment. *Oikos* 57: 375-380.
- Roper JJ (1992) Nest predation experiments with quail eggs: too much to swallow? *Oikos* 65: 528-530.
- Rudnicki TC, Hunter ML (1993) Avian nest predation in clearcuts, forests, and edges in a forest-dominated landscape. *J. Wildlife Manag.* 57: 358-364.
- Santos T, Telleria JL (1991) Effects of leafing and position on nest predation in a Mediterranean fragmented forest. *Wilson Bull.* 103: 676-682.
- Sokal RR, Rohlf J (1995) *Biometry: The Principles and Practice of Statistics in Biological Research*. 3ª ed. Freeman. Nueva York, EEUU. 887 pp.
- Sparks TH, Parish T, Hinsley SA (1996) Breeding birds in field boundaries in an agricultural landscape. *Agric. Ecosyst. Env.* 60: 1-8.
- Stuart SL, Simons LH (1990) Experimental studies of nest-destroying behavior by cactus wrens. *Condor* 92: 855-860.
- Thorington KK, Bowman R (2003) Predation rate on artificial nests increases with human housing density in suburban habitats. *Ecography* 26: 188-196.
- Wiens JA (1989) *The Ecology of Bird Communities*. Vol. 2. *Processes and Variations*. Cambridge University Press. Cambridge, RU. 316 pp.
- Wilcove DS (1985) Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66: 1211-1214.
- Willson MF, Morrison JL, Sieving KE, De Santo TL, Santisteban L, Díaz I (2001) Patterns of predation risk and survival of bird nests in a Chilean agricultural landscape. *Cons. Biol.* 15: 447-456.
- Yahner RH, Cypher BL (1987) Effects of nest location on depredation of artificial arboreal nests. *J. Wildlife Manag.* 51: 178-181.
- Yahner RH, Scott DP (1988) Effects of forest fragmentation on depredation of artificial nests. *J. Wildlife Manag.* 52: 158-161.
- Yahner RH, Morrell TE, Rachael JS (1989) Effects of edge contrast on depredation of artificial avian nests. *J. Wildlife Manag.* 53: 1135-1138.
- Zanette L (2002) What do artificial nests tell us about nest predation? *Biol. Cons.* 103: 323-329.
- Zanette L, Jenkins B (2000) Nesting success and nest predators in forest fragments: a study using real and artificial nests. *Auk* 117: 445-454.
- Zuria I (2003) *Birds and Field Margins in an Agricultural Landscape of Guanajuato, Mexico*. Tesis. University of Maryland. College Park, MD, EEUU. 159 pp.
- Zuria I, Cervantes-Cornihis E (2008) Bordes agrícolas en Hidalgo. *Herreriana* 4: 1-3.
- Zuria I, Gates JE (2006) Vegetated field margins in México: Their history, structure and function and management. *Human Ecol.* 34: 53-77.
- Zuria I, Gates JE, Castellanos I (2007) Artificial nest predation in hedgerows and scrub forest in a human-dominated landscape of central Mexico. *Acta Oecol.* 31: 158-167.