



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Centro de Investigaciones en
Ecosistemas

**EFFECTOS DE LAS DEMANDAS
AMBIENTALES DE UNA ZONA URBANA
SOBRE LAS COMUNIDADES DE AVES
TERRESTRES QUE HABITAN EN ELLA Y EN
SU ÁREA DE INFLUENCIA**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

**MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)**

P R E S E N T A

IAN MACGREGOR FORS

DIRECTOR DE LA TESIS: DR. JORGE ERNESTO SCHONDUBE FRIEDEWOLD

MORELIA, MICHOACÁN

FEBRERO, 2008



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.


Ing. Leopoldo Silva Gutiérrez
Director General de Administración Escolar, UNAM
Presente

Me permito informar a usted que en la reunión ordinaria del Comité Académico del Posgrado en Ciencias Biológicas, celebrada el día 10 de Septiembre de 2007, acordó poner a su consideración el siguiente jurado para el examen de grado de Maestría en Ciencias Biológicas (Biología Ambiental) del alumno **IAN MACGREGOR FORS** con número de cuenta **506021408** con la tesis titulada: "**Efectos de las demandas ambientales de una zona urbana sobre las comunidades de aves terrestres que habitan en ella y en su área de influencia**", realizada bajo la dirección del **DR. JORGE ERNESTO SCHONDUBE FRIEDEWOLD**.

Presidente: Dr. Adolfo Gerardo Navarro Sigüenza
Vocal: Dra. Katherine Renton
Secretario: Dr. Jorge Ernesto Schondube Friedewold
Suplente: Dr. Roberto Antonio Lindig Cisneros
Suplente: Dra. Sofía Solórzano Lujano

Sin dudar de su atención, me es grato enviarle un cordial saludo.

Atentamente
"POR MI RAZA HABLARA EL ESPIRITU"
Cd. Universitaria, D.F. a 17 de Diciembre de 2007.


Dr. Juan Núñez Farfán
Coordinador del Programa

c.c.p. Expediente del interesado.

RECONOCIMIENTOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por haberme otorgado una beca de Maestría (registro de becario 203142). A la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), que a través del Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica (proyecto IN228007) y del Macroproyecto “Manejo de Ecosistemas y Desarrollo Humano” (SDEI-PTID-02) financió este proyecto en su totalidad.

Al Dr. Jorge Ernesto Schondube Friedewold por haberme instruido y guiado a lo largo de la maestría y por impulsarme a generar nuevas ideas. A la Dra. Sofía Solórzano Lujano y al Dr. Adolfo Gerardo Navarro Sigüenza por sus invaluable comentarios y sugerencias al proyecto a lo largo del proceso de la maestría.

AGRADECIMIENTOS

A Alicia Sevilla por su incondicional apoyo moral, laboral y sentimental desde el día que comenzamos con la mudanza a Morelia, hasta el día de la presentación de este documento. A mis padres Gloria Ma. Fors Ferro y Carlos D. MacGregor Schrik por su confianza y aliento. A mi hermano Glenn MacGregor Fors por su hospitalidad y constante preocupación con respecto a la maestría. A mi padrino José Fors por su incesante apoyo durante mi posgrado. A los doctores Roberto Lindig y Katherine Renton por la acertada revisión de esta tesis. Al Dr. Erick de la Barrera por sus ilimitadas consultas académico-científicas. A Lorena Morales por el trabajo logístico y de campo, sin el cual este trabajo no hubiera sido posible. A todos los compañeros del Laboratorio de Ecología Funcional, quienes en algún momento participaron en este proyecto: Carlos A. Chávez Zichinelli, Javier Quesada Lara, Jorge Ayala Berdón, Karla Tapia Medina, Mónica Flores López. A Roberto Sayago Lorenzana, María Dolores Rodríguez Guzmán y Lilia Jiménez Solís por su desinteresado apoyo administrativo. A Ximena García Orth, Whaleeha Abril Gudiño González, Alejandra González Gutiérrez y demás compañeros del CIEco por su amistad y constante apoyo.

Grandma y Tato, este trabajo es para ustedes.

CONTENIDO

Capítulo I – <i>Introducción</i>	1
Capítulo II – <i>From forest to cities: Effects of urbanization on subtropical mountain bird communities</i>	
Abstract	6
Resumen	7
Introduction	8
Methods	10
Results	14
Discussion	16
Acknowledgements	21
Literature cited	21
Tables	24
Figures	28
Appendixes	31
Capítulo III – <i>Exotic vs. native species: Effects of the House Sparrow on a neotropical bird community</i>	
Abstract	34
Introduction	35
Methods	36
Results	37
Discussion	39
Acknowledgements	41
Literature cited	41
Tables	45
Figures	46
Anexo I – <i>Note on the distribution of the Grey-crowned Yellowthroat (Geothlypis poliocephala): geographic-altitudinal range extension and suburban habitat use</i>	
Abstract	48
Introduction	49
Methods	49
Results	50
Discussion	50
Acknowledgements	51
References	51
Conclusiones	53

Resumen

La urbanización sustituye los hábitats naturales con elementos artificiales, conformando un componente de pérdida de biodiversidad. Para entender cómo la urbanización afecta la diversidad de aves: (1) comparé las comunidades de aves de la ciudad de Morelia y de bosques nativos cercanos a la ciudad; y (2) evalué el efecto que tiene la presencia de una especie exótica agresiva sobre una comunidad de aves en el área peri-urbana de Morelia. La comparación de las comunidades de aves de la ciudad y de bosques nativos muestran que: (1) la riqueza de aves se reduce con la urbanización, mientras que su abundancia aumenta; (2) la riqueza de especies es positivamente afectada por el componente vegetal y negativamente afectada por la actividad humana; (3) la abundancia de aves es afectada positivamente por la intensidad de urbanización; y (4) el componente socioeconómico juega un papel importante en la diversidad de las comunidades de aves urbanas. La evaluación del efecto que tiene el gorrión común sobre las comunidades de aves nativas mostró que: (1) la estructura de las comunidades es alterada por la presencia del gorrión, siendo menos equitativas las comunidades de aves en áreas invadidas por el gorrión; y (2) la riqueza de especies nativas es significativamente menor en áreas invadidas por el gorrión, mientras que la abundancia total es significativamente menor en áreas no invadidas. Así, los resultados de este trabajo demuestran que la urbanización conforma una actividad humana que afecta negativamente a las comunidades de aves nativas, tanto por el cambio de estructura de hábitat que representa, como por el efecto que tienen las especies exóticas que favorece.

Abstract

Urbanization substitutes natural habitats with artificial components, representing a threat to biodiversity. In order to comprehend how urbanization affects bird communities: (1) I compared bird communities from the city of Morelia and native forests located near the city; and (2) evaluated the effect that House Sparrow have on native bird communities in peri-urban Morelia. The comparison between urban and forest bird communities showed that: (1) bird richness decreases with urbanization, while bird abundances increase with it; (2) species richness is positively related to vegetation and negatively related to human activity; (3) bird abundance is positively related to urbanization intensity; and (4) socioeconomics do play an important role on urban bird communities. The evaluation of the effect that House Sparrows have on native bird communities suggest that: (1) bird community structure is altered by the presence of the sparrow, exhibiting higher dominance in House Sparrow invaded sites; and (2) native species richness decreases significantly in House Sparrow invaded sites, while bird abundance increase. Thus, results from this study show that urbanization is a human activity that negatively affects native bird communities by changing habitat structure and due to the effect that urban exploiter species have on native ones.

CAPITULO I

INTRODUCCIÓN

La destrucción de los hábitats naturales dada por las actividades antropogénicas es la principal causa de extinción de especies (Dawson *et al.* 1987, Main *et al.* 1999, Menon *et al.* 2001). Los paisajes dominados por el hombre ocupan una extensa y creciente proporción del área del planeta, la cual contiene una porción sustancial de la biodiversidad global (Pimientel *et al.* 1992, Vitousek *et al.* 1997). Dentro de los paisajes modificados por el hombre, las ciudades conforman sistemas con altas demandas de recursos naturales que generan presiones ambientales directas e indirectas dentro de ellas e incluso en sitios lejanos a ellas (Light 2003). Aunado a lo anterior, la centralización de las fuentes de trabajo en zonas urbanas ha generado un crecimiento poblacional dentro de estas, de tal modo que en la actualidad más del 50% de la población mundial vive en ciudades (Wheaton 2001, Turner 2003).

El crecimiento de las ciudades no solo se da a nivel poblacional, sino que también incluye una expansión territorial, conocida como proceso de urbanización. Este proceso sustituye o fragmenta a los hábitats naturales y agrícolas que la rodean (Light 2003, Rickman y Connor 2003). Así, los procesos de crecimiento urbano acelerado representan una nueva amenaza para la biodiversidad (Clergeau *et al.* 2001). La urbanización genera múltiples daños en el ambiente (Coxhead 2003), entre los que destacan la demanda de recursos naturales y la contaminación del aire, suelo y agua (Yaukey 1996). Debido a la permanencia de los sistemas urbanos y a la gran diferencia estructural que exhiben en relación con los sistemas naturales preexistentes, la fragmentación y destrucción de los ecosistemas naturales representa el mayor efecto que tienen las ciudades sobre la vida silvestre (Marzluff y Ewing 2001).

Dados los procesos de expansión acelerada de los asentamientos humanos y la modificación de hábitats naturales, la comprensión de la forma en la que la urbanización

afecta a la dinámica de las comunidades de vida silvestre es crucial para reducir el efecto negativo que tienen las ciudades sobre la naturaleza (Grimm *et al.* 2000, Chace y Walsh 2006). De tal forma, la información obtenida a partir de estudios de ecología en ciudades y zonas suburbanas puede generar conocimientos útiles para la planeación y manejo urbano (Gavareski 1976, Clergeau *et al.* 1998, Jokimäki y Huhta 2000). Ciertamente, las investigaciones de ecología urbana se encuentran en una etapa en la que existen más preguntas que respuestas (Collins *et al.* 2000). Por ello, el reto para los ecólogos urbanos reside en la descripción de los ecosistemas urbanos y en la medición de los atributos que se generan de la interacción entre los sistemas naturales y las características de los socio-sistemas (Bowman y Marzluff 2001).

Los ecólogos urbanos han utilizado al grupo de las aves como modelo ecológico para describir el efecto que tiene la urbanización sobre la vida silvestre por tres motivos principales. Primero, las aves son un grupo altamente diverso y taxonómicamente estable (Fisher y Peterson 1988, Navarro y Benítez 1995, Howell y Webb 2000, Navarro y Sánchez-González 2003). Segundo, representan organismos conspicuos visual y auditivamente, lo que facilita su detección (Konishi *et al.* 1989, Blair 1999, Turner 2003). Tercero, exhiben capacidad para desplazarse entre sitios, lo que les permite responder rápidamente a perturbaciones en sus hábitats (Fisher y Peterson 1988, Blair 1999).

Estudios recientes sugieren descensos en las poblaciones de múltiples especies de aves terrestres en el continente americano (Ralph *et al.* 1996). Se han planteado hipótesis de que estas reducciones poblacionales son una respuesta a la destrucción de hábitats que utilizan para anidar e invernar y a los efectos de borde generados por cambios en el uso del suelo (Ralph *et al.* 1996). Esto sugiere que alteraciones ambientales como las generadas por el desarrollo urbano deben tener consecuencias importantes sobre las comunidades de aves que habitan o utilizan estacionalmente áreas bajo presiones de urbanización. De hecho, existe un

acervo inmenso y creciente de estudios que describen la respuesta de las aves con el proceso de urbanización (Marzluff *et al.* 2001, Chace y Walsh 2006). Desafortunadamente, la comprensión de las dinámicas y los efectos que tiene la urbanización sobre la vida silvestre que habita dentro de las ciudades y en sus áreas de influencia (i.e. preferentemente delimitada por una cuenca hidrológica; McGinnis 1999) es rudimentaria (Collins *et al.* 2000, Marzluff *et al.* 2001, Morley y Karr 2002, Chace y Walsh 2006).

Así, este trabajo explora los efectos que tiene una ciudad mexicana de tamaño mediano (Morelia, Michoacán) sobre las comunidades de aves que viven en ella y en su área de influencia. Para ello, realicé un muestreo de aves a lo largo y ancho de la ciudad con el fin de analizar la diversidad (riqueza y abundancia), estructura y composición de las comunidades de aves bajo diferentes escenarios de urbanización. Además, estudié el efecto que tiene una especie exótica invasora (gorrión común–*Passer domesticus*) sobre las comunidades de aves peri-urbanas de la ciudad de Morelia.

Con base en lo anterior esperaba encontrar tres patrones generales. Primero, que el área urbana exhibiera comunidades de aves con menor riqueza, mayor abundancia y mayor dominancia que las comunidades de aves de los hábitats nativos. Segundo, que el componente vegetal exhibiera una estrecha relación con los valores de diversidad y estructura de las comunidades de aves que habitan dentro de la ciudad. Tercero, que el gorrión común también constituyera un factor importante de cambio en los valores de diversidad, estructura y composición de las comunidades de aves nativas.

Este trabajo forma parte de un proyecto interdisciplinario (Macroproyecto UNAM: Manejo de Ecosistemas y Desarrollo Humano) que tiene como objetivo comprender la relación existente entre el desarrollo, el bienestar social dentro de una ciudad y las dinámicas ecológicas de una cuenca hidrológica. Así, en una aproximación independiente de esta tesis y en conjunto con los resultados obtenidos de las investigaciones del resto de las disciplinas

participantes, se pretende generar un modelo para el manejo de los sistemas urbanos a partir del estudio de las presiones que ejercen las ciudades en crecimiento sobre la biodiversidad que habita en ellas y sus áreas de influencia.

LITERATURA CITADA

- Blair, R.B. 1999. Birds and butterflies along an urban gradient: Surrogate taxa for assessing biodiversity? *Ecological Applications* 9, 164-170.
- Bowman, R. y Marzluff, J.M. 2001. Integrating avian ecology into emerging paradigms in urban ecology. In: Marzluff, J.M., Bowman, R. y Donnelly, R. (Ed), *Avian conservation and ecology in an urbanizing world*. Boston, MA.: Kluwer Academic. 569-578 p.
- Chace, J.F. y Walsh, J.J. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* 74, 46-69.
- Clergeau, P., Jokimäki, J. y Savard, J.P.L. 2001. Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *Journal of Applied Ecology* 38, 1122-1134.
- Clergeau, P., Savard, J.P.L., Mennechez, G. y Falardeau, G. 1998. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: A comparative study between two cities on different continents. *Condor* 100, 413-425.
- Collins, J.P., Kinzig, A., Grimm, N.B., Fagan, W.F., Hope, D., Wu, J. y Borer, E.T. 2000. A new urban ecology. *American Scientist* 88, 416-425.
- Coxhead, I. 2003. Development and environment in Asia. *Asian-Pacific Economic Literature* 17, 22-54.
- Dawson, W.R., Ligon, J.D., Murphy, J.R., Myers, J.P., Simberloff, D. y Verner, J. 1987. Report of the scientific advisory panel on the Spotted Owl. *Condor* 89, 205-229.
- Fisher, J. y Peterson, R.T. 1988. *World of birds*. New York, USA.: Crescent Books. 191 p.
- Gavareski, C.A. 1976. Relation of park size and vegetation to urban bird populations in Seattle, Washington. *Condor* 78, 375-382.
- Grimm, N.B., Grove, J.M., Pickett, S.T.A. y Redman, C.L. 2000. Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *Bioscience* 50, 571-584.
- Howell, S.N.G. y Webb, S. 1995. *A guide to the birds of Mexico and Northern Central America*. Oxford: Oxford University Press. 1010 p.
- Jokimäki, J. y Huhta, E. 2000. Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. *Condor* 102, 838-847.
- Konishi, M., Emlen, S.T., Ricklefs, R.E. y Wingfield, J.C. 1989. Contributions of bird studies to biology. *Science* 246, 465-472.
- Light, A. 2003. Urban ecological citizenship. *Journal of Social Philosophy* 34, 44-63.
- Main, M.B., Roka, F.M. y Noss, R.F. 1999. Evaluating costs of conservation. *Conservation Biology* 13, 1262-1272.
- Marzluff, J.M., Bowman, R. y Donnelly, R. 2001. A historical perspective on urban bird research: Trends, terms, and approaches. In: Marzluff, J.M., Bowman, R. y Donnelly, R. (Ed), *Avian conservation and ecology in an urbanizing world*. Boston, MA.: Kluwer Academic. 1-17 p.
- Marzluff, J.M. y Ewing, K. 2001. Restoration of fragmented landscapes for the conservation of birds: A general framework and specific recommendations for urbanizing landscapes. *Restoration Ecology* 9, 280-292.

- McGinnis, M.V. 1999. Making the watershed connection. *Policy Studies Journal* 27, 497-501.
- Menon, S., Pontius JR, R.G., Rose, J., Khan, M.L. y Bawa, K.S. 2001. Identifying conservation-priority areas in the tropics: A land-use change modeling approach. *Conservation Biology* 15, 501-512.
- Morley, S.A. y Karr, J.R. 2002. Assessing and restoring the health of urban streams in the Puget Sound Basin. *Conservation Biology* 16, 1498-1509.
- Navarro, A. y Benítez, H. 1995. El domino del aire. México, D.F.: Fondo de Cultura Económica. 211 p.
- Navarro, A. y Sánchez-González, L.A. 2003. La diversidad de las aves. In: Gómez de Silva, H. y Oliveras de Ita, A. (Ed), *Conservación de aves: Experiencias en México*. México, D.F.: CIPAMEX. 24-69 p.
- Pimientel, D., Stachow, U., Takacs, D.A., Brubaker, H.W., Dumars, A.R., Meany, J.J., Oniel, J.A.S., Onsi, D.E. y Corzilius, D.B. 1992. Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *Bioscience* 42, 354-363.
- Ralph, C.J., Geupel, G.R., Pyle, P., Martin, T.E., DeSante, D.F. y Milá, B. 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Albany: U.S. Department of Agriculture. 44 p.
- Rickman, J.K. y Connor, E.F. 2003. The effect of urbanization on the quality of remnant habitats for leaf-mining Lepidoptera on *Quercus agrifolia*. *Ecography* 26, 777-787.
- Turner, W.R. 2003. Citywide biological monitoring as a tool for ecology and conservation in urban landscapes: The case of the Tucson Bird Count. *Landscape and Urban Planning* 65, 149-166.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J. y Melillo, J.M. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* 277, 494-499.
- Wheaton, W.C. 2001. Commuting, Ricardian rent and housing appreciation in cities with dispersed employment and mixed land-use. Meeting of the Asian Real Estate Society. Tokyo. 27 p.
- Yaukey, P.H. 1996. Patterns of avian population density, habitat use, and flocking behavior in urban and rural habitats during winter. *Professional Geographer* 48, 70-81.

CAPÍTULO III

EXOTIC VS. NATIVE SPECIES: EFFECTS OF THE HOUSE SPARROW ON A NEOTROPICAL BIRD COMMUNITY

Abstract

Invasions by exotic species often cause major changes in native biotic communities. The House Sparrow, an aggressive dietary generalist, is a good model to study the effect that human-caused avian introductions have on the native biota. To examine the effect of the House Sparrow on native bird communities we studied 20 sites: 10 non-invaded areas and 10 recently (≤ 5 years) invaded areas. Our results show differences in bird community structure, species richness and bird abundances among invaded and non-invaded areas. Invaded communities were dominated by the House Sparrow, experiencing a decrease in species richness and an increase on bird abundances. House Sparrows had a significant negative effect on the number of insectivore bird species, but did not affect the number of granivore species. However, all granivore species of a smaller size than the House Sparrow exhibited decreased abundance at the invaded sites. This is the first study to demonstrate that House Sparrow invasions can reduce bird diversity and generate simpler communities dominated by a few species at a very short time-scale.

Introduction

Introduction of exotic species by humans represents a significant component of global change (Zaret & Paine 1973; Vitousek et al. 1997; Smith & Knapp 2001). Successful invasions of exotic species often cause major changes to native ecosystems (Wilson and Belcher 1989; Hawkes et al. 2005; Gritti et al. 2006). Exotic species can affect native biota at different ecological levels, modifying species population dynamics, community structure or even ecosystems level processes (Kalinowski 1975; Gowaty 1984; Fritts & Rodda 1998). Humans have frequently introduced bird species into new areas (i.e. House Sparrow, Rock Pigeon, Starling), yet our knowledge of their ecological effects on native systems is limited (Chace and Walsh 2006).

The House Sparrow (*Passer domesticus*) is an ideal system to study human-caused invasion by bird species, as the introduction and subsequent spread of this species has been well documented. The sparrow, native to Europe and North Africa, was introduced to America in 1850 from England and Germany (Baker 1995; Bull & Farrand 1997). Despite being introduced to a single location (Brooklyn, New York), the House Sparrow has broadened its distributional range within urban and suburban areas along the continent. This species' current distribution extends from central Canada to southern Argentina (Sibley 2001; Narosky & Yzurieta 2003).

The success of the House Sparrow as an invasive species has been attributed to three of its natural-history traits: 1) it is an aggressive species that attacks birds of similar, or smaller size at feeding sites, and actively destroys nests of other species (McGillivray 1980; Gowaty 1984; Kimball 1997); 2) it is a dietary generalist, feeding on grain, insects, fruit and even human litter (Gavett & Wakeley 1986; Kimball 1997); and

3) the species presents colonial–communal nesting strategies that allow it to increase its abundance at an accelerated rate once it has invaded a new locality (Kalinowski 1975; McGillivray 1980; Gowaty 1984). It has been reported that the House Sparrow negatively affects some North American native species such as the House Finch–*Carpodacus mexicanus* (Kalinowski 1975) and Eastern Bluebird–*Sialia sialis* (Gowaty 1984). Nevertheless, our comprehension of the effects that this species has on native bird communities is still rudimentary. The aim of this study is to describe the effects that House Sparrows have on the structure, diversity and function of a neotropical bird community, and to understand the relative time scale at which these changes can occur.

Methods

Study area and field methods

We conducted our study in the city of Morelia, the capital of the state of Michoacán, located in western Mexico. As House Sparrows are associated with human settlements, we focused on the periurban belt of this rapidly growing city, where we sampled 20 sites. Ten sites, located within the city's perimeter (periurban area), were invaded by the House Sparrow in the last five years. This invasion was the result of House Sparrows using periurban habitats affected by Morelia's latest expansion (López et al. 2001). The other ten sites, which have not yet been invaded by the House Sparrow, were located 2 to 2.5 km away from the latter. All of our sampling areas are plantations dominated by trees of the genus *Eucalyptus* with the same herb ($t_{18} = 0.11$, $P = 0.92$), shrub ($t_{18} = 0.10$, $P = 0.91$) and tree ($t_{18} = 0.91$, $P = 0.37$) coverage. Within each of our sampling sites we carried out a 10 min unlimited distance radius point count (Ralph et al.

1996). Sampling was conducted from 07:00 to 11:00 hours in the month of September 2006.

Data analysis

Avian community structure in invaded and non-invaded areas was analyzed using species rank/abundance plots (Magurran 2004). We compared the regression lines of the rank/abundance plots using a homogeneity of slopes test. We used a rarefaction analysis approach (accumulated computed abundance/accumulated computed richness; Magurran 2004; Moreno 2001) to compare bird diversity among sites (EstimateS platform; Colwell 2005). This analysis calculates the expected number of species for each sample, allowing the comparison of different communities' species richness at the same computed abundance. In order to allow comparisons with other studies we also report Fisher's α diversity index values ($\alpha \pm SD$). To compare species turnover between both areas we calculated a sensible β diversity index (β_{sim} ; Lennon et al. 2001) as recommended by Koleff et al. (2003). To compare trophic guild diversity between areas we also used a rarefaction approach. We focused this analysis on granivore and insectivore species because the House Sparrow has been reported to feed mostly on grains and insects (Gavett & Wakeley 1986).

Results

The homogeneity of slopes test demonstrated that the community structure of invaded and non-invaded areas was different ($F_{1,45} = 5.07$, $P = 0.029$). All invaded sites presented communities that were dominated by the House Sparrow (Fig. 1). The

difference between the most abundant species at these sites (House Sparrow), and the next ranked species was of 20 individuals. House Sparrows represented more than half of the total bird abundance at invaded sites ($51.6 \pm 17.4 \%$; Table 1). Bird communities exhibited greater evenness at non-invaded sites (Fig. 1). The highest difference between the most abundant species at these sites (Lesser Goldfinch–*Carduelis psaltria*), and the next ranked species was of five individuals.

Community diversity also differed between invaded and non-invaded areas (Fig. 2). Bird species richness was significantly higher at non-invaded sites (27 computed species at 110 individuals; Fisher's $\alpha = 14.51 \pm 4.98$), than at invaded sites (17 computed species at 110 individuals; Fisher's $\alpha = 5.56 \pm 1.13$). Bird abundances were higher at invaded sites (155 computed individuals at 19 species), than at non-invaded sites (44 computed individuals at 19 species). Species turnover between invaded and non-invaded areas was low ($\beta_{sim} = 0.2$). Of the 33 recorded bird species, 16 were shared by both areas, 4 were exclusive to invaded sites, and 13 were exclusive to non-invaded sites (Table 1).

Insectivore and granivore trophic guild diversity differed between invaded and non-invaded areas (Fig. 3). Insectivore species richness was significantly higher at non-invaded sites (12 computed species at 41 individuals; Fisher's $\alpha = 5.52 \pm 1.80$), than at invaded sites (6 computed species at 41 individuals; Fisher's $\alpha = 1.94 \pm 0.50$). Insectivore abundances were higher at invaded sites (117 computed individuals at 8 species), than at non-invaded sites (22 computed individuals at 8 species). Granivore species richness did not differ between invaded and non-invaded areas (HS+ Fisher's $\alpha = 1.52 \pm 0.42$; HS– Fisher's $\alpha = 2.62 \pm 0.83$). Granivore abundances were higher at

invaded sites (118 computed individuals at 6 species), than at non-invaded sites (22 computed individuals at 6 species).

Discussion

The House Sparrow had a dramatic effect on the diversity of the communities we studied. Community invasion by the House Sparrow was associated with a decrease in species richness (31% less species) and an increase in bird abundances (29% more individuals). This is a common pattern along urban areas, where total bird abundance is mainly comprised of a few, often exotic, urban exploiter species (Blair 1996; White et al. 2005; Chace & Walsh 2006). The increase in bird abundance we recorded at our study site was the result of a high number of House Sparrow individuals. In fact, the House Sparrow has consistently been found to be one of the dominant species of urban avifaunas all over the world (Emlen 1974; Gavareski 1976; Cupul–Magaña 1996; Clergeau et al. 1998; White et al. 2005).

It has been hypothesized that the success of this species as an invader of urban habitats is related to its aggressiveness (Kalinowski 1975; Gowaty 1984). At our study sites we observed House Sparrows attacking other species at feeding sites (i.e. Lesser Goldfinch, White–collared Seedeater–*Sporophila torqueola*). Similar aggressive interactions between the House Sparrow and local species have also been reported for other sites in North America (Kalinowski 1975; Grussing 1980; Gowaty 1984). We believe that the aggressive behavior of the House Sparrow could partially explain the changes that native bird communities experienced at invaded sites.

At the trophic guild level, we expected House Sparrows to affect mainly the granivore guild, because this species uses grain as a main food resource (Gavett & Wakeley 1986; Robinson et al. 2005). Instead, we found that it was the number of insectivore species which decreased significantly as a consequence of the House Sparrow invasion. This could be the result of two non-exclusive factors: 1) House Sparrows tend to consume a larger number of insects in cities than in rural areas of the New World (Gavett & Wakeley 1986), and 2) house sparrows can be aggressively displacing insectivores. House Sparrows have been reported to kill and displace several native insectivore species from their nesting sites (i.e. Eastern Bluebirds, Tree Swallows and House Wrens; Gowaty 1984; Grussing 1980). Although the effect of the House Sparrow on the granivore trophic guild species richness was not significant, a high proportion of the granivore species shared by invaded and non-invaded areas decreased their abundances at invaded sites (Table 1). In fact, all granivores smaller than the House Sparrow decreased their abundances at invaded areas for at least 60%. Of the species larger than the House Sparrow, only the House Finch and the Inca Dove decreased their abundances.

Our results show a significant decrease of bird species richness in native bird communities after only a few years of being invaded by the House Sparrow. This pattern in which exotic species affect the species richness of their own taxa has been reported for other animal groups including insects (Blair 1999), fish (Olden & Poff 2004), reptiles and mammals (Wright 1987). In general, if the exotic invading species is reproductively successful and uses resources important for the native species, local diversity decreases (Scott & Helfman 2001; Marzluff 2005). Our study indicates that in the case of the

House Sparrow, changes can occur rapidly, in a period of five years or less. Due to the accelerated rate of habitat transformation by urbanization and agricultural activities in Latin America (Rojas 2004), we can expect invasions by House Sparrows to have a dramatic effect on Neotropical bird communities in the near future.

Though the House Sparrow has expanded its numbers and distribution range across the American continent, populations in European are declining. Robinson et al. (2005) have related these declines to the industrialization of agricultural activities that no longer permit the House Sparrow to exploit agricultural remainders as food, and the fact that European cities have become cleaner in the last few years, also reducing the availability of litter as a food resource. If these hypotheses are correct we could take advantage of them in order to reduce House Sparrow populations in America. Thus, it could be possible to attenuate the effects of the House Sparrow in the New World by maintaining cleaner cities and improving agricultural seed and grain storage.

Acknowledgments

We thank Carlos A. Chávez-Zichinelli, Mónica Vianey Orduña and Nubia Medina for helping with fieldwork. Research funds were granted to J.E.S. by the Universidad Nacional Autónoma de México (SDEI-PTID-02) through the Megaproyecto: Manejo de Ecosistemas y Desarrollo Humano, and PAPIIT Project (IN228007). I.M-F. thanks CONACyT for a Master's Degree scholarship (203142). J.Q. was supported by a Grant for Foreign Researchers from the Secretaría de Relaciones Exteriores de México.

Literature cited

Baker, M. 1995. Environmental Component of Latitudinal Clutch-size Variation in House Sparrows (*Passer domesticus*). *Auk* 112: 249-252.

- Blair, R.B. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecol. Appl.* 6: 506–519.
- Blair, R.B. 1999. Birds and butterflies along an urban gradient: surrogate taxa for assessing biodiversity. *Ecological Applications* 9: 164–170.
- Bull, J., and J. Farrand. 1997. *National Audubon Society Field Guide to North American Birds – Eastern Region*. Alfred A. Knopf, New York.
- Chace, J.F., and J.J. Walsh. 2006. Urban effects on native avifauna : a review. *Landsc. Urban Plann.* 74: 46–69.
- Clergeau, P., J.L. Savard, G. Mennechez, and G. Falardeau. 1998. Bird abundance and diversity along an urban–rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *Condor* 100: 413–425.
- Colwell, R.K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Available from <http://purl.oclc.org/estimates> (accessed February 2007).
- Cupul–Magaña, F.G. 1996. Incidencia de avifauna en un parque urbano de Los Mochis, Sonora, México. *Ciencia ergo sum* 3: 193–200.
- Emlen, J.T. 1974. An urban bird community in Tucson, Arizona: derivation, structure, regulation. *Condor* 76:184–197.
- Fritts, T.H., and G.H. Rodda. 1998. The role of introduced species in the degradation of Island Ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 113–140.
- Gavareski, C.A. 1976. Relation of park size and vegetation to urban bird populations in Seattle, Washington. *Condor* 78: 375–382.
- Gavett, A.P., and J.S. Wakeley. 1986. Diets of House Sparrows in urban and rural habitats. *Wilson Bulletin* 98: 137–144.
- Gowaty, P.A. 1984. House Sparrows kill Eastern Bluebirds. *Journal of Field Ornithology* 55: 378–380.
- Gritti, E.S., B. Smith, and M.T. Sykes. 2006. Vulnerability of Mediterranean Basin ecosystems to climate change and invasion by exotic plant species. *Journal of Biogeography* 33: 145–157.
- Grussing, D. 1980. *How to control House Sparrows*. Roseville Publ. House, Minesotta, US.
- Hawkes, C.V., I.F. Wren, D.J. Herman, and M.K. Firestone. 2005. Plant invasion alters nitrogen cycling by modifying the soil nitrifying community. *Ecology Letters* 8: 976–985.
- Kalinoski, R. 1975. Intra– and Interspecific aggression in House Finches and House Sparrows. *Condor* 77:375–384.
- Kimball, R.T. 1997. Male morphology and nest–site quality in House Sparrows. *Wilson Bulletin* 109: 711–719.
- Koleff, P., K.J. Gaston, and J.J. Lennon. 2003. Measuring beta diversity for presence–absence data. *Journal of Animal Ecology* 72: 367–382.
- Lennon, J.J., P. Koleff, J.J.D. Greenwood, and K.J. Gaston. 2001. The geographic structure of British bird distributions: diversity, spatial turnover and scale. *Journal of Animal Ecology* 70: 966–979.
- López, E., G. Bocco, M. Mendoza, and E. Duhau. 2001. Predicting land–cover and land–use change in the urban fringe: A case in Morelia city, Mexico. *Landscape and Urban Planning* 55:271–285.

- Magurran, A.E. 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing. Oxford.
- Marzluff, J.M. 2005. Island biogeography for an urbanizing world: how extinction and colonization may determine biological diversity in human-dominated landscapes. *Urban Ecosystems* 8: 157–177.
- McGillivray, W.B. 1980. Communal Nesting in the House Sparrow. *Journal of Field Ornithology* 51: 371–372.
- Moreno, C.E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T – Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, Spain.
- Naroski, T., and D. Yzurieta. 2003. *Guía para la identificación de la Aves de Argentina y Uruguay*. Vázquez Manzini Editores, Argentina.
- Olden, J.D., and L. Poff. 2004. Ecological processes driving biota homogenization: testing a mechanistic model using fish faunas. *Ecology* 85: 1867–1875.
- Ralph, C.J., G.R. Geupel, P. Pyle, T.E. Martin, D.F. DeSante, and B. Milá. 1996. *Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres*. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-159. Pacific Southwest Research Station, Forest Service, U. S. Department of Agriculture. Albany, CA, USA.
- Robinson, R.A., G.M. Siriwardena, and H.Q.P. Crick. 2005. Size and trends of the House Sparrow *Passer domesticus* population in Great Britain. *Ibis* 147: 552–562.
- Rojas, E. 2004. Los desafíos de un continente urbano – La acción del BID en desarrollo urbano. División de Programas Sociales, Departamento de Desarrollo Sostenible, Banco Internacional de Desarrollo, Washington, D.C.
- Scott, M.C., and G.S. Helfman. 2001. Native invasions, homogenization, and the mismeasure of integrity of fish assemblages. *Fisheries* 26: 6–15.
- Sibley, D.A. 2001. *The Sibley Guide to Birds*. Alfred A. Knopf, New York.
- Smith, M.D., and A.K. Knapp. 2001. Size of local species pool determines invasibility of a C4-dominated grassland. *Oikos* 92: 55–61.
- Vitousek, P.M., C.M. D'Antonio, L.L. Loope, M. Rejmánek, and R. Westbrooks. 1997. Introduced species: A significant component of Human-caused Global Change. *New Zealand J. Ecol.* 21: 1–16.
- White, J.G., M.J. Antos, J.A. Fitzsimons, and G.C. Palmer. 2005. Non-uniform bird assemblages in urban environments: the influence of streetscape vegetation. *Landscape and Urban Planning* 71: 123–135.
- Wilson, S.D., and J.W. Belcher. 1989. Plant and Bird Communities of Native Prairie and Introduced Eurasian Vegetation in Manitoba, Canada. *Conservation Biology* 3: 39–44.
- Wright, D.H. 1987. Estimating human effects on global extinction. *International Journal of Biometeorology* 31: 293–299.
- Zaret, T.M., and R.T. Paine. 1973. Species Introduction in a Tropical Lake. *Science* 182: 449–455.

Table 1. Bird species recorded at House Sparrow invaded (HS+) and non-invaded (HS-) areas.

Scientific name	Trophic guild ¹	Abundance	
		HS+	HS-
<i>Passer domesticus</i>	O	97	0
<i>Melanerpes aurifrons</i>	O	2	5
<i>Contopus pertinax</i>	I	2	4
<i>Contopus sordidulus</i>	I	0	1
<i>Empidonax affinis</i>	I	0	1
<i>Pyrocephalus rubinus</i>	I	4	1
<i>Tyrannus vociferans</i>	I	7	0
<i>Hirundo rustica</i>	I	3	0
<i>Psaltiriparus minimus</i>	I	3	0
<i>Campylorhynchus gularis</i>	I	3	6
<i>Catherpes mexicanus</i>	I	7	2
<i>Thryomanes bewickii</i>	I	1	3
<i>Troglodytes aedon</i>	I	1	4
<i>Polioptila caerulea</i>	I	1	10
<i>Sialia sialis</i>	I	2	2
<i>Vermivora celata</i>	I	0	3
<i>Vermivora ruficapilla</i>	I	0	1
<i>Dendroica coronata</i>	I	0	6
<i>Dendroica nigrescens</i>	I	0	3
<i>Wilsonia pusilla</i>	I	0	1
<i>Piranga flava</i>	I	0	1
<i>Columbina inca</i>	G	2	4
<i>Leptotila verreauxi</i>	G	0	1
<i>Sporophila torqueola</i>	G	5	6
<i>Pipilo fuscus</i>	G	9	4
<i>Spizella passerina</i>	G	0	11
<i>Passerina caerulea</i>	G	2	2
<i>Carpodacus mexicanus</i>	G	10	13
<i>Carduelis psaltria</i>	G	8	20
<i>Ptilogonys cinereus</i>	F	0	2
<i>Cyananthus latirostris</i>	N	3	3
<i>Amazilia beryllina</i>	N	0	1
<i>Amazilia violiceps</i>	N	0	1

¹Trophic guilds: O = omnivore; I = insectivore; G = granivore; F = frugivore; N = nectarivore.

Figure 1. Structure of bird communities shown by rank/ abundance plots for House Sparrow invaded (HS+) and non-invaded (HS-) communities. Bird communities of invaded areas were highly dominated by the House Sparrow. The sparrow's presence lowers species richness and changes the species abundance order.

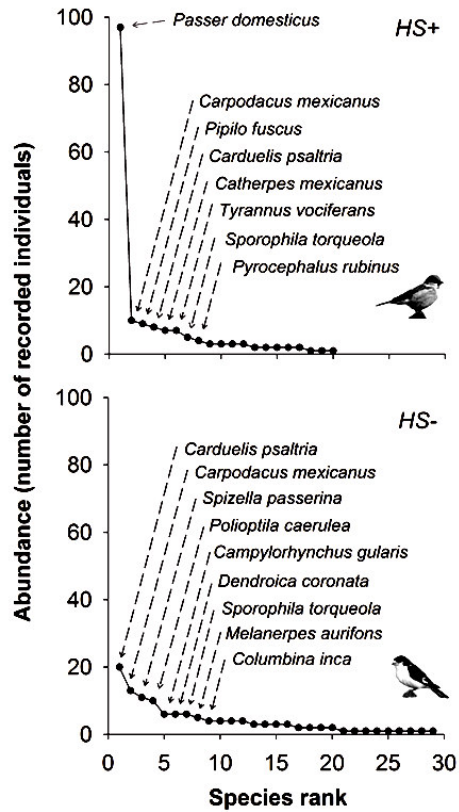


Figure 2. Differences in the diversity of bird communities among House Sparrow invaded (HS+) and non-invaded (HS-) areas. HS+ areas showed lower species richness than HS- areas, while total bird abundances were higher at HS+ areas due to the large number of House Sparrows present in them. Solid lines represent mean accumulated species (computed) while dashed lines correspond to their 95% confidence intervals.

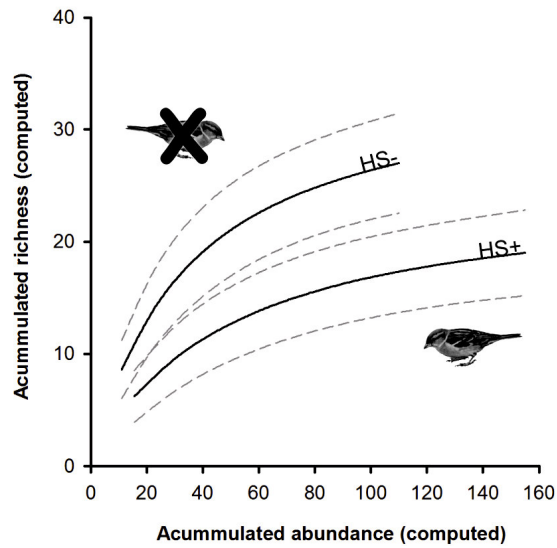
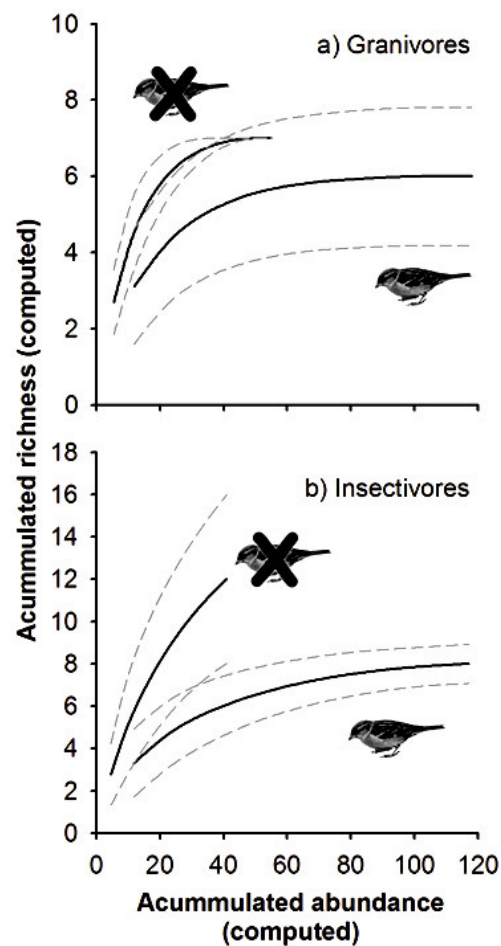


Figure 3. Trophic guild diversity for House Sparrow invaded (HS+) and non-invaded (HS-) areas for a) granivores, and b) insectivores. Granivore species richness was similar at both HS+ and HS- areas, while their abundances were higher in HS+ areas. Insectivore species richness was higher in HS- areas, while their abundances were higher in HS+ areas. Solid lines represent mean accumulated species (computed) while dashed lines correspond to their 95% confidence intervals.



ANEXO I

NOTE ON THE DISTRIBUTION OF THE GREY-CROWNED YELLOWTHROAT (*GEOTHYLPIS POLIOCEPHALA*): GEOGRAPHIC- ALTITUDINAL RANGE EXTENSION AND SUBURBAN HABITAT USE

Abstract

This note reports the first record of the Grey-crowned Yellowthroat (*Geothlypis poliocephala*) in the Transversal Neovolcanic Axis biogeographic region (Mexico), within the suburbs of Morelia city. Sites where this parulid was sighted or captured are located 427.5 ± 23.5 m als higher than its described altitudinal range. This altitudinal expansion of the species' range could result from the effects of global climate change, or the generation of available suburban habitat through urbanization processes. Thus, our records suggest that this yellowthroat species can behave as a suburban adaptable species when conditions are favorable.

Keywords: altitudinal range, geographic range, *Geothlypis poliocephala*, Grey-crowned Yellowthroat, Mexico, Morelia, suburb.

Introduction

The Grey-crowned Yellowthroat (*Geothlypis poliocephala* Baird 1865) is a tropical parulid distributed from central Mexico to western Panama (Edwards 1998, Howell & Webb 1995). The distribution range for this species in Mexico comprises the lowlands of both the Pacific and Atlantic coasts (south from the 24th parallel), the Balsas drainage, and the Yucatan peninsula, within a 0—1500 m asl altitudinal range (Howell & Webb 1995). Habitats used by this species include tall-grass fields, thickets, and weedy-hedgerows (Edwards 1998, Howell & Webb 1995). However, little attention has been paid to the presence of this species in urban areas, mainly due to the biologist's focus on pristine ecosystems (Marzluff *et al.* 2001, Melles 2005). This phenomenon may bias the distribution range of many species that occur in urban systems.

Methods

As part of a citywide bird study of the Morelia urban area in Michoacan State, western Mexico, we used two survey methods: unlimited radius point-counts, and mist-netting (Ralph *et al.* 1996). This citywide survey comprises 204 point counts, and 8 mist net locations, where industrial, commercial, residential, cemetery, and park areas are well represented. Point-counts and mist-net captures were carried out in the summer (June–July) and winter (December) of 2006, from 07:00 to 11:00 h. In both survey methods, we identified Gray-crowned Yellowthroat using six field marks, which together are unique to this species: upperparts olive, underparts yellow, pinkish beak, gray head, black lores, and white eye crescents (interrupted eye ring).

Results

We recorded Grey-crowned Yellowthroats at two locations. First, we sighted two individuals at the eastern city limit (19°38'57'' N, 101°07'19'' W; 1904 m asl), on July 31. Habitat structure at this site comprises industrial buildings (50 m north), a railroad (40 m north), a two-way highway (15 m south), interspersed with scattered, secondary growth bushes, where Yellowthroats were recorded. Second, we captured one individual at the southwestern city limit (19°38'57'' N, 10°12'26'' W; 1951 m asl), on December 17. Habitat structure at this site comprises mainly of *Eucaliptus* (Myrtaceae) plantations with scattered bushes, and some university buildings surrounding the area (55 m from the net).

Discussion

The described distribution range for the Grey-crowned Yellowthroat does not include the central Transversal Neovolcanic Axis biographic region, in which Morelia city is located. The described altitudinal range for the species only includes altitudes below 1500 m als. Our recordings are 427.5 m asl (± 23.5 m als) higher than the altitudinal range described for this species. This elevation increase could be due to two complementary processes. Firstly, the species may present an upward expansion of its distribution range as a result of temperature increases associated with global climate change (Walther et al. 2002), from which Morelia is not excluded ($\approx 1^\circ\text{C}$ increase in the last 50 years; CNA 2007a, b). In fact, this phenomenon has already been reported for both mammals and landbirds, which may widen their altitudinal distribution by up to 800 m, from lowlands to mountain areas (Craig Moritz *pers. comm.*; Pounds et al. 1999).

Secondly, urbanization could also promote a distribution shift by the Grey-crowned Yellowthroat by creating new exploitable habitats. Urbanization processes generate shrubby-grassy areas surrounding settlements. These habitats are favored by the yellowthroats at lower elevations. Our records suggest that the distribution of Grey-crowned Yellowthroat is not restricted by the elevation component up to 1951 m asl, since the species can be found in human-altered habitats that recall the habitats it uses at lower elevations. Our recordings of the Grey-crowned Yellowthroat within the suburban area of a middle-size city ($\approx 1'000,000$ inhabitants) suggest that this species can behave as a suburban adaptable species (based on Blair's classes of birds; Blair 1996).

Acknowledgments

Research funds were granted by Megaproyecto UNAM – Manejo de Ecosistemas y Desarrollo Humano. CONACyT for Masters Scholarship to IM-F (No. 203142), and Grant for Foreign Researchers-2006 to JQ from Secretaría de Relaciones Exteriores de México.

References

- Blair, R.B. 1996. Land Use and Avian Species Diversity Along an Urban Gradient. *Ecological Applications* 6: 506-519.
- (CNA) Comisión Nacional del Agua. 2007a. Normales climáticas por estado: Temperatura media mensual (°C) (Promedio 1951-1980). <<http://smn.cna.gob.mx>>.
- (CNA) Comisión Nacional del Agua. 2007b. Normales climáticas por estado: Temperatura media mensual (°C) (Promedio 1971-2000). <<http://www.smn.cna.gob.mx/productos/normales/estacion/mich/NORMAL16080.TXT>>.
- Edwards, E.P. 1998. *The birds of Mexico and Adjacent Areas – Belize, Guatemala, and El Salvador*. University of Texas Press, Austin, Texas, USA.

- Howell, S.N.G. & Webb S. 1995. A guide to the birds of Mexico and Northern Central America. Oxford University Press. *Oxford, USA*.
- Marzluff, J.M., Bowman, R. & Donnelly, R. 2001. A Historical Perspective On urban bird research: trends, terms, and approaches. Pp. 1-17 in J.M Marzluff, R. Bowman, and R. Donnelly (eds). Avian conservation in an urbanizing world. Kluwer Academic Publ., New York, NY.
- Melles, S.J. 2005. Urban Bird Diversity as an Indicator of Human Social Diversity and Economic Inequality in Vancouver, British Columbia. *Urban Habitats* 3: 25-48.
- Pounds, J.A., Fogden, M.P.L. & Campbell, J.H. 1999. Biological responses to climate change on a tropical mountain. *Nature* 398: 611-615.
- Ralph, C.J., Geupel, G.R., Pyle P., Martin T.E., DeSante D.F. & Milá, B. 1996. Manual de métodos de campo para el monitoreo de aves terrestres. Gen. Tech. Rep. PSW-GRT-159. Albany, CA: Pacific Southwestern Research Station, Forest Service, U.S. Department of Agriculture.
- Walther, G.R., Post, E., Convey, P., Menzel, A., Parmesan, C., Beebee, T.J.C., Fromentin, J.M., Hoehg-Guldberg, O. & Bairlein, F. 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416: 389-395.

CONCLUSIONES

Este estudio evaluó el efecto que tienen la urbanización y la presencia de especies exóticas sobre las comunidades de aves que habitan en ciudades. El análisis del efecto que tiene la urbanización sobre las comunidades de aves se llevó a cabo desde dos perspectivas, considerando a la urbanización como: (1) agente de cambio de uso de suelo, y (2) un tipo de hábitat. El estudio del efecto que tienen las especies exóticas sobre las comunidades de aves se basó en la evaluación de la diversidad, estructura y composición de las comunidades de aves en sitios con hábitats muy similares, en los que la diferencia esencial era la presencia del gorrión común (*Passer domesticus*).

Los resultados de este trabajo muestran que la sustitución de hábitats naturales por asentamientos urbanos tiene un efecto negativo sobre las comunidades de aves (ver Capítulo II). La riqueza de especies disminuye significativamente cuando los hábitats naturales son sustituidos por asentamientos humanos, mientras que la abundancia de aves incrementa debido a los números poblacionales de unas cuantas especies adaptadas a explotar los recursos existentes en áreas urbanizadas. Este patrón es similar a lo que se ha observado para gradientes de urbanización en Europa y los Estados Unidos de Norteamérica, donde altos niveles de urbanización han sido relacionados con comunidades de aves pobres y dominadas por unas cuantas especies. Los resultados de este trabajo muestran que este patrón de diversidad está relacionado con tres factores principales: (1) el cambio de la estructura del hábitat, (2) el aumento de la actividad humana, y (3) la presencia de especies exóticas.

Dentro de la ciudad de Morelia, aún en los sitios más urbanizados, la diversidad de aves mostró relación con ciertos atributos del hábitat urbano (ver Capítulo II). La riqueza de especies mostró una relación positiva con la cobertura foliar arbórea. Este fenómeno responde a: (1) la importancia que tiene el componente arbóreo en la conformación de la estructura vegetal de los hábitats, y (2) la cantidad de nichos ecológicos que contienen los sitios arbolados en comparación con áreas totalmente urbanizadas. Disímil a la riqueza de especies, la abundancia de aves mostró una relación positiva con la altura máxima de las edificaciones y con la altura del estrato herbáceo. Lo anterior puede ser explicado por dos fenómenos: (1) áreas con edificios altos son utilizados por una gran cantidad de individuos de paloma doméstica (*Columba livia*) y gorrión común (*Passer domesticus*), especies que se ven beneficiadas por la altura y complejidad de las construcciones dentro de la ciudad; y (2) áreas con pastos altos en Morelia corresponden generalmente a lotes baldíos que no reciben ningún tipo de manejo, por lo que se asemejan a pequeños parches de pastizal o matorral, donde se congregan tanto especies exóticas como nativas.

Los resultados de este trabajo muestran que la actividad humana afecta negativamente la riqueza de aves. Lo anterior puede ser resultado de la relación que existe entre la actividad humana y factores que afectan negativamente la presencia de especies de aves (i.e. altos niveles de ruido, alta densidad humana). Ninguna de las características socioeconómicas evaluadas en este trabajo exhibió relación estadística con los valores de la diversidad de aves. Sin embargo, la riqueza de especies exhibió un patrón espacial de relación con respecto al nivel económico.

Otro factor que exhibió relación con la diversidad de las aves que habitan en áreas urbanas fue la presencia del gorrión común, una especie exótica e invasora (Ver Capítulo III). Las comunidades de aves que habitan en sitios invadidos recientemente por el gorrión común muestran grandes diferencias en relación con sitios no invadidos. Los sitios invadidos por el gorrión exhibieron una menor riqueza de especies que las áreas no invadidas. Sin embargo, la abundancia total de aves aumentó dramáticamente debido a la gran abundancia del gorrión común. El cambio en la diversidad, estructura y composición de las comunidades de aves en áreas invadidas por el gorrión parece ser el resultado de tres características de la historia de vida del gorrión: (1) es una especie agresiva que pelea activamente por sitios de anidación y alimento; (2) tiene una dieta generalista que le permite alimentarse tanto de insectos como de granos, fruta y basura humana; y (3) utiliza estrategias de reproducción eficientes (nidos comunales) que le permiten incrementar rápidamente sus números poblacionales. Así, el patrón de reducción de la riqueza de especies y el incremento en las abundancias de aves en zonas urbanas no es debido solamente al cambio de la estructura de hábitat y a la actividad humana (ver Capítulo II), sino que también es resultado del efecto negativo que tienen las especies exóticas e invasoras, como lo es el gorrión común.

Por último, el registro de la mascarita pico-grueso (*Geothlypis poliocephala*) en el área peri-urbana de la ciudad de Morelia muestra que algunas especies de aves locales pueden aprovecharse de las condiciones y recursos asociados al crecimiento de las ciudades. El registro de esta especie en los suburbios de la ciudad de Morelia, fuera del área de distribución geográfica y altitudinal propuesta para la especie, permite catalogarla como una especie adaptable a ambientes urbanos (ver Anexo I). Este registro puede ser

explicado por dos fenómenos principales. (1) La especie pudo haber expandido su ámbito altitudinal debido al incremento en la temperatura que se ha registrado en la zona de la ciudad de Morelia en los últimos 50 años (ver Anexo I). Este cambio en la temperatura media de la ciudad puede ser una de las causas por las cuales un gran número de especies de tierras bajas habitan en la ciudad y zonas adyacentes a ella. (2) El proceso de urbanización genera hábitats similares a pastizales y matorrales en la periferia de las manchas urbanas, los cuales son favorables para la mascarita pico-grueso. De este modo el proceso de urbanización puede favorecer a especies que utilicen estados sucesionales tempranos de la vegetación por medio de crear hábitos propicios dentro del cinturón peri-urbano.