



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO

INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA
CENTRO DE INVESTIGACIONES BIOLÓGICAS

VARIABILIDAD DE HÁBITATS EN LA CIUDAD DE PACHUCA Y SU EFECTO
EN LA DIVERSIDAD, DISTRIBUCIÓN Y COMPORTAMIENTOS DE AVES QUE
VISITAN LAS FLORES DE *AGAVE SALMIANA*

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE
DOCTORA EN CIENCIAS
(BIODIVERSIDAD Y CONSERVACIÓN)

PRESENTA

LAURA GÓMEZ AÍZA

DIRECTORA DE TESIS: DRA. IRIANA L. ZURIA JORDAN



UNIVERSIDAD AUTÓNOMA DEL ESTADO DE HIDALGO
INSTITUTO DE CIENCIAS BÁSICAS E INGENIERÍA
 Área Académica de Biología
 Doctorado en Ciencias en Biodiversidad y Conservación

M. EN A. JULIO CESAR LEINES MEDÉCIGO
DIRECTOR DE ADMINISTRACIÓN ESCOLAR
P R E S E N T E

Por este conducto le comunico que, después de revisar el trabajo titulado **"Variabilidad de hábitats en la ciudad de Pachuca y su efecto en la diversidad, distribución y comportamientos de aves que visitan las flores de Agave salmiana"** que presenta la alumna del Doctorado en Ciencias en Biodiversidad y Conservación, **M. en C. Laura Gómez Aíza**, el Comité Revisor de tesis ha decidido autorizar la impresión del mismo, hechas las correcciones que fueron acordadas.

A continuación se anotan las firmas de conformidad de los integrantes del Comité Revisor.

PRESIDENTE: Dra. Claudia Elizabeth Moreno Ortega
SECRETARIO: Dra. Nuri Trigo Boix
VOCAL: Dra. Iriana Leticia Zuria Jordan
SUPLENTE: Dr. Ignacio E. Castellanos Sturemark

Sin otro particular, reitero a Usted la seguridad de mi atenta consideración.

ATENTAMENTE,
"AMOR, ORDEN Y PROGRESO"
 Mineral de la Reforma, Hgo., a 17 de Junio del 2013.

DR. ORLANDO ÁVILA POZOS
 Director I.C.B.I.



BIENES SOCIALES RESPONSABLE

Centro de Investigaciones Biológicas,
 Carretera Pachuca - Tlahueyungo km. 4.5, Ciudad del Conocimiento,
 Colonia Carbozetas, Mineral de la Reforma, Hidalgo, México, C.P. 42184
 Tel. +52 771 7 17 20 00 exts. 6662 y 6674
 Dra. Iriana L. Zuria Jordán: iriana@yahoo.com



Agradecimientos

Mi más profundo agradecimiento a mi familia, amigos y toda aquella persona que de manera solidaria e incondicional apoyó este proceso. Mi gratitud a Iriana Zuria, Nuri Trigo, Claudia Moreno e Ignacio Castellanos por sus comentarios y múltiples revisiones a este texto. También le doy las gracias al CONACyT por la beca que me otorgó. A ti, estimado lector, te agradezco que consultes esta tesis y espero que encuentre elementos suficientes que estimulen tu curiosidad por ecosistemas urbanos. Y ahora te dejo con algunas frases que me encontré en el camino. ...

“Vieja ciudad de hierro, de cemento y de gente sin descanso, si algún día tu historia tiene algún remanso, dejarías de ser ciudad”

Rodrigo González, 1983

*“We shape our buildings, and afterwards
our buildings shape us”
Churchill, 1943*

*“... any statistic on an urban population is, at best, just an approximation of reality.”
Cohen, 2004*

In urban ecosystems, the “... bird diversity mirrors land use and socioeconomic patterns...”

*Strohbach, Hasse y Kabisch,
2009*

*Stay on the streets of this town and
they will be carving you up alright
Bruce Springsteen, 1984*

ÍNDICE

RESUMEN GENERAL	3
INTRODUCCIÓN GENERAL	5
LITERATURA CITADA.....	10
CAPÍTULO 1. CARACTERIZACIÓN DE LOS PAISAJES ECOLÓGICO-SOCIALES DE LA CIUDAD DE PACHUCA, HIDALGO, MÉXICO	14
RESUMEN	14
INTRODUCCIÓN	14
MATERIALES Y MÉTODOS.....	16
RESULTADOS.....	22
DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES	36
LITERATURA CITADA.....	44
CAPÍTULO 2. DIVERSIDAD, COMPORTAMIENTO Y DISTRIBUCIÓN DE AVES VISITANTES A INFLORESCENCIAS DE <i>ÁGAVE SALMIANA</i> EN LOS DISTINTOS HÁBITATS DE LA CIUDAD DE PACHUCA	50
RESUMEN	50
INTRODUCCIÓN	50
MATERIALES Y MÉTODOS.....	53
RESULTADOS.....	59
DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES	69
LITERATURA CITADA.....	75
CAPÍTULO 3. DOMINANCIA, SEGREGACIÓN ESPACIAL Y USO DE RECURSOS COMO RESPUESTA A LA URBANIZACIÓN: EL CASO DE DOS COLIBRÍES EN LA CIUDAD DE PACHUCA, HIDALGO.....	82
RESUMEN	82
INTRODUCCIÓN	82
MATERIALES Y MÉTODOS.....	85
DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES	91
LITERATURA CITADA.....	95
CAPÍTULO 4. REGISTROS DEL ESTORNINO PINTO (<i>STURNUS VULGARIS</i>) EN LA CIUDAD DE PACHUCA, HIDALGO Y EVIDENCIAS DE ACTIVIDAD REPRODUCTIVA (ARTÍCULO PUBLICADO EN HUTZIL)	100
DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES FINALES.....	105
LITERATURA CITADA.....	109

RESUMEN GENERAL

En las ciudades existe una gran heterogeneidad de hábitats de diversas calidades. Las formas y tiempos en que las especies se adaptan y van conquistando esos hábitats son poco conocidos, pero esta información es muy importante para establecer estrategias de conservación de la biodiversidad y de los procesos ecológicos en esos ecosistemas. Las relaciones entre los factores que definen a los hábitats urbanos y los organismos, la distribución espacial, y las interacciones entre las especies pudieran servir de indicadores de esos procesos, pero en general son desconocidas. En esta investigación se muestra cómo las variaciones en los factores que definen los hábitats de la ciudad de Pachuca determinan hasta cierto punto la presencia, la diversidad, la distribución y el comportamiento de las aves que usan las inflorescencias de *Agave salmiana*.

Se caracterizaron los hábitats (paisajes ecológico-sociales) de la ciudad usando las coberturas de suelo y algunas variables sociodemográficas (Capítulo 1). En este análisis se demostró que la ciudad de Pachuca tiene una proporción de vegetación alta, equiparable a la proporción ocupada por la superficie impermeable, aunque no está distribuida de manera homogénea en la ciudad y está fuertemente compuesta por terrenos baldíos, clasificados como “reserva urbana” es decir zonas que eventualmente serán usadas para el crecimiento de la ciudad. También se encontró que, aunque la estructura urbana fue durante mucho tiempo mono-céntrica, en las últimas tres décadas se ha ido transformando en poli-céntrica, lo que tiene consecuencias en muchos ámbitos pero de manera particular en el paisaje y en los procesos ecológicos de la ciudad. Se detectaron 27 paisajes ecológico-sociales (hábitats estructurales); la mayor heterogeneidad se encontró en las zonas de reciente construcción pero la diferencia entre ellos no fue evidente; por su parte los paisajes de las zonas más antiguas tuvieron fuertes contrastes con los de las zonas de construcción reciente.

Paralelamente se investigaron algunas respuestas de las aves a las diferencias en los hábitats (paisajes ecológico-sociales y otras variables locales del hábitat) de la ciudad de Pachuca. Se definieron como puntos de observación 38 inflorescencias de *Agave salmiana* repartidas en distintas zonas de la ciudad y se registraron las especies que llegaron a cada inflorescencia durante cuatro horas y también las actividades que realizó cada individuo visitante. Esos datos sirvieron para comparar –en función de las variaciones de los hábitats- la riqueza (de especies, gremios, comportamientos), la diversidad conductual (riqueza equitatividad y divergencia conductuales), la distribución y la composición de especies de los ensambles de aves a lo largo de la ciudad (Capítulo 2). Los datos también se usaron para hacer un estudio comparativo entre las respuestas de dos especies residentes de la ciudad y del mismo gremio trófico (Capítulo 3) y analizar el establecimiento de una especie que se ha catalogado como exótica invasora (Capítulo 4). Se encontró que en total 34 especies visitaron las flores de *A. salmiana*, en general el ensamble está dominado por pocas especies (básicamente *Cynanthus latirostris*, *Eugenes fulgens*, ambas nectarívoras y *Carpodacus mexicanus* que es granívora) y con muchas especies que son raras. Aproximadamente la mitad de las visitas estuvieron relacionadas con el consumo de néctar. La riqueza de especies no tuvo un patrón de variación consistente al

ser analizada con las variaciones en los paisajes ecológico-sociales, sin embargo al trabajar con las variables de dichos paisajes de manera separada se encontró que, en general, la riqueza de especies aumenta en las zonas con mayor porcentaje de vegetación, disminuye en zonas densamente pobladas y en donde la edad de las construcciones es más antigua; de manera semejante la riqueza de nectarívoras fue el único gremio que siguió esos mismos patrones, tanto a nivel de paisajes ecológico-sociales como a nivel de variables locales; asimismo, la riqueza de comportamientos disminuyó en las zonas densamente pobladas. La diversidad conductual se correlacionó de manera débil con las variaciones en los hábitats, a nivel local: la riqueza conductual disminuyó con el tráfico vehicular y la divergencia conductual aumentó con el porcentaje de superficie impermeable. Se observó también la formación de cuatro ensambles de especies de aves visitantes a las inflorescencias de *A. salmiana* y son coherentes con las variaciones en los hábitats urbanos, tanto a nivel de paisajes ecológico-sociales como al analizarlos con variables locales; estos cuatro ensambles se identificaron según su afinidad a las zonas con mayor o menor urbanización.

Se hizo un análisis más fino para averiguar las relaciones particulares entre las variaciones de los hábitats de Pachuca (a nivel de paisaje ecológico-social y de variaciones locales) con las respuestas de *C. latirostris* y *E. fulgens*, que fueron las dos especies nectarívoras que presentaron mayor número de visitas a las inflorescencias de *A. salmiana*. En este acercamiento se encontró que existe segregación espacial entre ambas especies, siendo *E. fulgens* la especie que ocupa los espacios con menor urbanización y *C. latirostris* aquellas zonas con mayor urbanización. Ambas especies visitan las inflorescencias principalmente para consumo de néctar, pero *E. fulgens* frecuentemente realiza actividades relacionadas con interacciones, principalmente defensa territorial y la reproducción y sus actividades son muy afectadas por las diversas variaciones en los factores que definen los hábitats de la ciudad, en comparación con lo que se encontró para *C. latirostris*. Estos resultados sugieren que *C. latirostris* es una especie mejor adaptada a las condiciones urbanas en comparación con *E. fulgen*.

Al hacer otro acercamiento a las respuestas de una especie exótica invasora, catalogada como peligrosa por representar riesgos para la biodiversidad nativa, para las actividades agrícolas y la salud humana, se encontró que *Sturnus vulgaris* es una especie que ha ido conquistando los hábitats de la ciudad de Pachuca, de tal manera que, dadas las evidencias reproductivas (adultos con plumaje reproductivo, actividades de cortejo e individuos juveniles en la inflorescencia) se puede suponer que esta especie se ha establecido en la ciudad.

La información generada en esta investigación puede servir de base para elaborar planes de manejo y conservación de la avifauna en la ciudad de Pachuca.

INTRODUCCIÓN GENERAL

Desde mediados del siglo XX comenzó a nivel mundial un intenso proceso de crecimiento urbano, incentivado principalmente por cambios tecnológicos, demográficos, políticos y económicos, y esto aparentemente continuará en el mediano plazo (Adams, 1992; Bolund y Hunhammar, 1999; McIntyre y Knowles-Yáñez, 2000; Marzluff, 2001; Borgtröm *et al.*, 2006; Shoshat *et al.*, 2006). En general la tasa de conversión del suelo a un uso urbano es mayor que la tasa de crecimiento poblacional (Loss *et al.*, 2009). En otras palabras las ciudades aumentan en número y tamaño, y la demanda de suelo para el desarrollo de iniciativas comerciales, industriales, de servicios o habitacionales seguirá creciendo incluso en caso de que la población humana disminuya (Cohen, 2004; Sudhira *et al.*, 2004). Aunque en la actualidad aproximadamente el 3% de la superficie terrestre ha sido ocupada por ciudades, este porcentaje representa una pequeña fracción del total de la superficie que se ha modificado para la obtención de recursos (de construcción y mantenimiento) y para ser depositaria de los desechos generados por los aproximadamente 7,000 millones de humanos que habitamos en el planeta (Rees y Wackernagel, 1996; Vitouseck *et al.*, 1997; Miller y Small, 2003; UN, 2007).

El establecimiento de las ciudades en un sitio implica el remplazo de los ecosistemas originales por estructuras “más duraderas”, cemento y concreto principalmente, y esto tiene como consecuencia transformaciones radicales en la diversidad de especies y de procesos ecológicos (McIntyre y Knowles-Yáñez, 2000; Alberti *et al.*, 2001; Green y Baker, 2003; Luniak, 2004; Larsen *et al.*, 2005; Straford y Robinson, 2005). Algunas investigaciones en las ciudades han encontrado predominancia de especies de flora y fauna introducidas, extinción local de especies, cambios en la productividad primaria y secundaria y modificaciones en las interacciones inter e intraespecíficas, así como procesos severos de fragmentación, degradación y pérdida de los hábitats, limitación espacial para el desarrollo de funciones ecológicas, aparición de fenómenos micro y macroclimáticos y contaminación ambiental (Rebel, 1994; McIntyre y Knowles-Yáñez, 2000, Miller y Small, 2003; Faeth *et al.*, 2005; Borgtröm *et al.*, 2006; Chiari

et al., 2010). Esto ha tenido como resultado, al menos en el corto plazo y a escala de ciudad, una reducción en la diversidad alfa (riqueza de especies) de la mayoría de los grupos taxonómicos y una dominancia de pocas especies que se adaptan al contexto urbano (Cam *et al.*, 2000; Clergeau *et al.*, 2001; Marzluff, 2001; Green y Baker, 2003; Shoshat *et al.*, 2004). Algunos autores consideran que la urbanización provoca daños irreversibles con mínimas posibilidades para la recuperación de las funciones ecológicas (Larsen *et al.*, 2005; Markovchick-Nicholls *et al.*, 2008). Sin embargo, también se ha demostrado que distintas áreas de las ciudades, en particular las áreas verdes, pueden ser importantes para la conservación de la biodiversidad (Goddard *et al.*, 2010) y de funciones ecológicas (Adams, 1994; Bolund y Hunhammar, 1999). Incluso se ha sugerido que “reverdeciendo”, es decir sembrando vegetación en las calles, camellones, gloriets, terrenos baldíos, traspatios, muros, techos, etc., se puede lograr una conectividad adecuada entre estas zonas (Rudd *et al.*, 2002; Oberndorfer *et al.*, 2007), lo que es clave en el manejo y conservación de la biodiversidad y de las funciones ecológicas en estos ecosistemas.

En general se sabe que en las ciudades existe una alta heterogeneidad de hábitats de diversas calidades; los distintos tamaños y acomodos de elementos urbanos, rurales y parches de vegetación –introducida o nativa (Adams, 1992; Borgström *et al.*, 2006) definen las distintas distribuciones espaciales de las coberturas de suelo. Del mismo modo las diferentes perturbaciones espacio-temporales, la contaminación del aire, agua, suelo y el ruido (Borgström *et al.*, 2006; Partecke *et al.*, 2006; Slabbekoorn y Ripmeester, 2008) contribuyen a aumentar la heterogeneidad en la calidad de los hábitats. En estas condiciones, las especies requieren de cierta “plasticidad” (término llamado “synurbanization” en inglés) para poder colonizar los nuevos nichos ecológicos (McDonnell *et al.*, 1997; Luniak, 2004; Chace y Walsh, 2006). Las investigaciones que documentan las formas y tiempos en que las especies se adaptan y van conquistando los distintos hábitats de las ciudades son escasas para la mayoría de los grupos biológicos (pero ver Markovchick-Nicholls *et al.*, 2008) no obstante esta información puede apoyar, o en su caso refutar, las ideas existentes sobre la biodiversidad y los procesos ecológicos en los ecosistemas urbanos, de ahí la importancia de impulsar su estudio.

Por su parte, para desarrollar estrategias adecuadas de conservación de la biodiversidad y el manejo sustentable de los ecosistemas –naturales o antropizados- se necesita documentar la distribución espacial de las especies (Rodríguez *et al.*, 2007). Uno de los objetivos principales de la ecología es entender cuáles son los factores que determinan la distribución, abundancia e interacciones de los organismos (Guisan y Thuiller, 2005). Algunos de los modelos de distribución de especies se basan en las relaciones cuantitativas entre las especies y su hábitat, entendido éste como el conjunto de recursos y condiciones ambientales que delimitan la presencia, sobrevivencia y reproducción de una población (definición funcional) y no sólo el conjunto de categorías fisionómicamente distintas de la comunidad vegetal –definición estructural (Gaillard *et al.*, 2010). La selección del hábitat por parte de los organismos es un proceso complejo, multi-escala, plagado de respuestas conductuales y de elecciones individuales (Gaillard *et al.*, 2010). Johnson (1980) sugirió que los individuos de una especie de fauna realizan la selección del hábitat en cuatro niveles (se enumeran del más fino al más grueso): la elección de un sitio o recurso dentro del parche, la selección de un parche dentro del ámbito hogareño (ambos estudiados a través de la teoría del forrajeo óptimo y del modelo de distribución libre), la elección del ámbito hogareño (documentada a través de estudios de dinámica poblacional) y la selección del intervalo de distribución (investigado a través de modelos de disponibilidad del hábitat). En los dos primeros niveles el individuo busca lograr un mejor “desempeño o rendimiento”; a su vez, el establecimiento de varios individuos en el sitio repercute en mejoras en la sobrevivencia y reproducción a nivel poblacional; después de un intervalo grande el tiempo – tiempo evolutivo- se consolidan las relaciones especie-ambiente y se define el nicho ecológico de la especie (Gaillard *et al.*, 2010). Entonces, la distribución de una especie sería el resultado de cada decisión óptima tomada individualmente y por tanto la micro y la macro-distribución de las poblaciones estarían fuertemente determinadas por las decisiones individuales (Tregenza, 1995). En el modelo ideal de distribución libre (IFD por sus siglas en inglés) se idealiza al animal como “omnipresente”, es decir que puede estar en cualquier lado y moverse sin restricciones o costos en términos de tiempo o energía entre los parches con recursos (Tregenza, 1995). Según este modelo, los organismos seguirían la misma

distribución que los recursos, sin embargo en realidad es más limitada posiblemente a consecuencia de las interacciones competitivas, asimetrías competitivas y los tiempos de viaje que tendrían que invertir al moverse entre los sitios (Kennedy y Gray, 1993), pero también debido a los obstáculos que las variaciones entre los hábitats pudieran imponer (como por ejemplo la dinámica de perturbaciones).

En este proyecto se buscó describir los hábitats de un ecosistema urbano y entender si las variaciones entre los factores que los describen pueden explicar las diferencias en la diversidad, composición y comportamiento de las aves cuando hacen uso de un recurso particular. El estudio se realizó en Pachuca, una ciudad media del Valle de México, de clima semi-árido cuya comunidad vegetal dominante fue el matorral xerófilo (rosentófilo, crasicale y micrófilo); actualmente se encuentran algunos fragmentos remanentes de estos tipos de vegetación, intercalados entre sitios con construcciones y espacios abiertos. A lo largo de la ciudad se pueden observar individuos típicos del matorral rosentófilo de México, como *Agave salmiana*, *A. lechuguilla* y *Yucca filifera*. Se ha sugerido que el proceso de reproducción sexual de muchas especies del género *Agave* es clave para la conservación de la biodiversidad, en tanto que genera recursos que atraen a una gran riqueza de fauna (revisión de literatura en Gómez Aíza, 2008), en particular las inflorescencias de *A. salmiana* actúan como polo de atracción de avifauna (Martínez del Río y Eguiarte, 1989; Estrella 2005, 2008; Gómez Aíza y Zuria, 2010). En la ciudad de Pachuca *A. salmiana* florece en momentos de escasez de recursos, a finales de la época de secas (febrero a julio, Gómez Aíza y Zuria, 2010) y su producción de néctar es, en general, muy abundante: 40 flores estaminadas y/o pistiladas producen en promedio un volumen de 50.8 $\mu\text{l/hr}$ (Martínez del Río y Eguiarte, 1987) y si a eso sumamos que normalmente cada individuo en estado de floración tiene al menos cuatro umbelas cada una con 40 flores o más en el mismo estado fenológico (obs. pers.), entonces en una inflorescencia se estaría produciendo aproximadamente 203 $\mu\text{l/hr}$ de néctar. Aunque la producción de néctar en el género *Agave* puede variar por diversas razones, entre las cuales destacan las condiciones particulares de cada individuo, la historia de estrés hídrico o el ambiente circundante (Arizaga *et al.*, 2000), en momentos de escasez de recursos alimenticios tanto las aves nectarívoras

estrictas -familias Trochilidae, Meliphagidae y Nectariniidae- como las nectarívoras ocasionales u oportunistas –familias Icteridae, Thraupidae, Fringillidae, Psittacidae (Symes *et al.*, 2008), Picidae, Troglodytidae, Mimidae y Sturnidae (Gómez Aíza y Zuria, 2010)- consumen el néctar de las plantas que están en floración (Nicholson y Fleming, 2003; Valido *et al.*, 2004) y de esta manera obtienen alimento fácilmente digerible, agua y energía (Cecere *et al.*, 2011). En el Valle de México se han documentado 54 especies de aves que visitan las flores de *A. salmiana* (listado de esas especies en el Anexo de esta sección), 38 de las cuales se han observado en la ciudad de Pachuca (Gómez Aíza y Zuria, 2010). Dado lo anterior, en esta investigación se asume que las inflorescencias de *A. salmiana* ubicadas en distintos sitios de una ciudad pueden servir como recurso de “libre” acceso para las aves, en tanto que su movilidad aérea les permite sortear las barreras físicas que la ciudad impone, y por lo tanto la ausencia de especies de aves en distintas inflorescencias estaría fuertemente determinada por factores que describen los hábitats.

Como meta, este trabajo consideró encontrar cómo las variaciones en los factores que definen los hábitats de una ciudad pudieran estar determinando la presencia, diversidad, distribución y comportamiento de las aves que usan un recurso (en este caso las inflorescencias de *Agave salmiana*). Se hizo el acercamiento a nivel de toda la comunidad de aves visitantes y también se particularizó a nivel de tres especies. Inicialmente se describen los hábitats de la ciudad de Pachuca (en adelante serán nombrados “paisajes ecológico-sociales de Pachuca”) a través de una caracterización espacial de las coberturas de suelo y de variables sociodemográficas en las áreas geoestadísticas básicas (AGEB) delimitadas por el Instituto Nacional de Geografía y Estadística (Capítulo 1). De manera paralela, se garantizó la presencia de inflorescencias de *A. salmiana* en algunos sitios de la ciudad a través del trasplante de 12 ejemplares (se verificó que este procedimiento no fuera la causa de las variaciones en la respuesta de las aves, pero estos datos no se presentan) y se sumaron otras 26 inflorescencias encontradas en distintos puntos de la ciudad. Se siguió un protocolo de observación en todas las inflorescencias y se analizaron algunas respuestas de las aves (diversidad, distribución y comportamiento) en relación con los paisajes ecológico-sociales y con variables estimadas a nivel local (Capítulo 2). También se compararon las

respuestas de dos especies generalistas del mismo gremio trófico (familia Trochilidae) a las distintas condiciones que presentan los hábitats de la ciudad de Pachuca (Capítulo 3) y se presentan evidencias del establecimiento en la ciudad de una especie exótica invasora (*Sturnus vulgaris*, Sturnidae; Capítulo 4). Al final de este trabajo se presenta una discusión general sobre las condiciones de las ciudades y las posibles respuestas de los organismos que cohabitan en ellas.

LITERATURA CITADA

- Adams, L.W. 1994. Urban wildlife habitats: a landscape perspective. Edit. University of Minnesota. EUA. 186 pp.
- Alberti, M., E. Botsford y A. Cohen. 2001. Quantifying the urban gradient: linking urban planning and ecology. En: Marzluff, J.M., R. Bowman y R. Donnelly (eds). Avian ecology and conservation in an urbanizing world. Kluwer Academic Publishers, Boston, EUA. pp. 89-116.
- Arizaga, S., E. Ezcurra, E. Peters, F. Ramírez de Arellano y E. Vega. 2000. Pollination ecology of *Agave macoacantha* (Agavaceae) in a Mexican tropical desert. I. Floral biology and pollination mechanisms. American Journal of botany **87**:2004-1010.
- Bolund, P. y S. Hunhammar. 1999. Analysis: ecosystem services in urban areas. Ecological Economics **29**:293-301.
- Borgström, S. T., T. Elmqvist, P. Angelstam y C. Alfsen-Norodom. 2006. Scale mismatches of urban landscapes. Ecology and Society **11**:16.
- Cam, E., J.D. Nichols, J.R. Sauer, J.E. Hines y C.H. Flather. 2000. Relative species richness and community completeness: bird and urbanization in the Mid-Atlantic States. Ecological Applications **10**:1196-1210.
- Cecere J. G., F. Spina, S. Jenni-Eiermann y L. Boitani. 2011. Nectar: an energy dink used by European songbirds during spring migration. Journal of Ornithology **152**:923-931.
- Clergeau, P., J. Jokimäki y J.L.P. Savard. 2001. Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? Journal of Applied Ecology **38**:1122-1134.
- Cohen, B. 2004. Urban growth in developing countries: a review of current trends and a caution regarding existing forecasts. World Development **32**:23-51.
- Chace, J.F. y J.J. Walsh. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. Landscape and Urban Planning **74**:46-69.
- Chiari, C., M. Dinetti, C. Licciardello, G. Licitra y M. Pautasso. 2010. Urbanization and the more-individuals hypothesis. Journal of Animal Ecology **79**:366-371.
- Estrella, R. J. P. 2005. Biología de la polinización de *Agave salmiana* Otto & Salm-Dick en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, México. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias UNAM, México.
- Estrella, R. J. P. 2008. Efecto de la explotación humana en la biología de la polinización de *Agave salmiana* y *Agave potatorum* en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán. Tesis de Maestría, Instituto de Ecología UNAM, México.
- Faeth, S. H., P.S. Warren, E. Shochat y W.A. Merussich. 2005. Trophic dynamics in urban communities. BioScience **55**:399-407.

- Gaillard J. M., Hebblewhite, M., Loison, A., Fuller, M., Powell, R., Basille, M., & Van Moorter, B. 2010. Habitat–performance relationships: finding the right metric at a given spatial scale. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 365: 2255-2265.
- Green, D. M. y M. G. Baker. 2003. Urbanization impacts on habitat and bird communities in a Sonoran desert ecosystem. *Landscape and Urban Planning* **63**:225-239.
- Goddard, M. A., A. J. Dougill y T. G. Benton. 2010. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology and Evolution* **25**:90-98.
- Gómez Aiza, L. e I. Zuria. 2010. Aves visitantes a las flores del maguey (*Agave salmiana*) en una zona urbana del centro de México. *Ornitología Neotropical* **21**:17-30.
- Guisan, A. y W. Thuiller. 2005. Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters* **8**:993-1009.
- Johnson, D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluation resource preference. *Ecology* **61**:65-71.
- Kennedy A. y R. D. Gray. 1993. Can ecological theory predict the distribution of foraging animals? A critical analysis of experiments on the ideal free distribution. *Oikos* **68**:158-166.
- Larsen, T.H., N.M. Williams y C. Kremen. 2005. Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. *Ecology Letters* **8**:538-547.
- Loss, S. R., M. O. Ruiz y J.D. Brawn. 2009. Relationships between avian diversity, neighborhood age, income, and environmental characteristics of an urban landscape. *Biological Conservation* **142**:2578-2585.
- Luniak, M. 2004. Synurbanization-adaptation of animal wildlife to urban development. En: Shaw, W.W., L.K. Harris y V. Larry (eds): *Proceedings 4th International Urban Wildlife Symposium on Urban Wildlife Conservation*. School of Natural Resources, Collage of Agriculture and Life Sciences, University of Arizona. Tucson. pp. 50-53.
- Markovchick-Nicholl, L., H.M. Regan, D.H. Deutschman, A. Widyanata, B. Martin, L. Noreke y Y. Ann Hunt. 2008. Relationships between human disturbance and wildlife land use in urban habitat fragments. *Conservation Biology* **22**:99-109.
- Martínez del Río, C. y Eguiarte L. 1987. Bird visitation to *Agave salmiana*: comparisons among hummingbirds and perching birds. *Condor* **89**:357-363.
- Marzluff, J.M. 2001. Worldwide urbanization and its effects on birds. En: Marzluff, J.M., R. Bowman y R. Donnelly (eds). *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. Kluwer Academic Publishers, Boston, EUA. pp. 19-47.
- McDonnell, M.J., S.T.A. Pickett, P. Groffman, P. Bohlen, R.V. Pouyat, W.C. Zipperer, R.W. Parmelee, M.M. Carreiro y K. Medley. 1997. Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. *Urban Ecosystems* **1**:31-36.
- McIntyre, N.E. y K. Knowles-Yáñez. 2000. Urban ecology as an interdisciplinary field: differences in the use of “urban” between the social and natural sciences. *Urban Ecosystems* **4**:5-24.
- Miller, R. B. y C. Small. 2003. Cities from space: potential applications of remote sensing in urban environmental research and policy. *Environmental Science & Policy* **6**:129-137.

- Nicolson, S. W. y P. A. Fleming, 2003. Nectar as food for birds: the physiological consequences of drinking dilute sugar solutions. *Plant Systematics and Evolution*, **238**:139-153.
- Oberndorfer, E., J. Lundholm, B. Bass, R. R. Coffman, H. Doshi, N. Dunnett y B. Rowe. 2007. Green roofs as urban ecosystems: ecological structures, functions, and services. *Bioscience* **57**:823-833.
- Partecke, J., I. Schwabl y E. Gwinner. 2006. Stress and the city: urbanization and its effects on the stress physiology in European blackbirds. *Ecology* **87**:1945-1952.
- Rodríguez, J. P., L. Brotons, J. Bustamante y J. Seoane. 2007. The application of predictive modelling of species distribution to biodiversity conservation. *Diversity and Distribution* **13**:243-251.
- Rebele, F. 1994. Urban ecology and special features of urban ecosystems. *Global Ecology and Biogeography Letters* **4**:173-187.
- Rees, W. y M. Wackernagel. 1996. Urban ecological footprints: why cities cannot be sustainable and why they are a key to sustainability. *Environment Impact Assess Review* **16**:223-248.
- Rudd, H., J. Vala y V. Schaefer. 2002. Importance of backyard habitat in a comprehensive biodiversity conservation strategy: a connectivity analysis of urban green spaces. *Restoration Ecology* **10**:368-375.
- Tregenza, T. 1995. Building on the ideal free distribution. *Advances in Ecological Research* **26**:253-302.
- Shochat, E., S. B. Lerman, M. Katti y D. B. Lewis. 2004. Linking optimal foraging behavior to bird community structure in an urban-desert landscape: field experiments with artificial food patches. *The American Naturalist* **164**:232-243.
- Slabbekoorn, H. y E. A. P. Ripmeester. 2008. Birdsong and anthropogenic noise: implications and applications for conservation. *Molecular Ecology* **17**:72-83.
- Straford, J. A. y W. D. Robinson. 2005. Distribution of Neotropical migratory bird species across an urbanizing landscape. *Urban Ecosystems* **8**:59-77.
- Sudhira, H. S., T.V. Ramachandra y K. S. Jagadish. 2004. Urban sprawl: metrics, dynamics and modelling using GIS. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* **5**:29-39.
- Symes, C. T., S. W. Nicolson y A. E. McKechnie. 2008. Response of avian nectarivores to the flowering of *Aloe marlothii*: a nectar oasis during dry South African winters. *Journal of Ornithology* **149**: 13-22.
- UN. 2007. Urban population, development and the environment 2007. United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Population Division.
- Valido, A., Y. L. Dupont y J. M. Olesen. 2004. Bird-flower interactions in the Macaronesian islands. *Journal of Biogeography* **31**:1945-1953.
- Vitousek, P. M., H. A. Mooney, J. Lubchenco y J. M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* **25**:494-499.

Anexo 1.1. Avifauna visitante de las flores de <i>Agave salmiana</i> Otto & Salm documentada en distintas fuentes (Nombres actualizados y ordenados de acuerdo a la AOU)					
Familia	Especie	Martínez del Río y Eguiarte (1987)	Estrella (2005) (2008)		Gómez-Aíza y Zuria (2010)
Columbidae	<i>Zenaida asiatica</i>		✓	✓	
	<i>Columbina inca</i> *			✓	✓
	<i>Columbina passerina</i>			✓	
Trochilidae	<i>Cynanthus latirostis</i> *		✓	✓	✓
	<i>Hylocharis leucotis</i>	✓			✓
	<i>Amazilia beryllina</i>	✓			
	<i>Amazilia violiceps</i> *	✓	✓	✓	
	<i>Lampornis clemenciae</i>	✓			✓
	<i>Eugenes fulgens</i>	✓			✓
	<i>Calothorax lucifer</i>			✓	✓
	<i>Archilochus colubris</i>				✓
	<i>Selasphorus platycercus</i>				✓
	Picidae	<i>Melanerpes hypopolius</i>		✓	✓
<i>Melanerpes aurifrons</i> *					✓
<i>Picooides scalaris</i>				✓	✓
<i>Colaptes auratus</i>		✓			
Tyrannidae	<i>Empidonax flavescens</i>			✓	
	<i>Empidonax sp</i>				✓
	<i>Tyrannus vociferans</i> *				✓
Laniidae	<i>Lanius ludovicianus</i> *				✓
Troglodytidae	<i>Campylorhynchus jocosus</i>		✓	✓	
	<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>				✓
	<i>Thryomanes bewickii</i> *				✓
Regulidae	<i>Regulus calendula</i> *				✓
Sylviidae	<i>Polioptila caerulea</i> *				✓
Turdidae	<i>Especie n.i.</i>				✓
Mimidae	<i>Mimus polyglottos</i> *				✓
	<i>Toxostoma curvirostre</i> *	✓		✓	✓
	<i>Melanotis caerulescens</i>	✓			
Sturnidae	<i>Sturnus vulgaris</i>				✓
Ptilonotidae	<i>Phainopepla nitens</i>			✓	
Parulidae	<i>Oreothlypis celata</i> *				✓
	<i>Setophaga coronata</i>				✓
Emberizidae	<i>Diglossa baritula</i>	✓			
	<i>Melospiza fusca</i> *				✓
	<i>Peucaea mystacalis</i>			✓	
	<i>Spizella atrogularis</i>				✓
Cardinalidae	<i>Piranga ludoviciana</i>		✓	✓	
	<i>Pheucticus chrysopheplus</i>			✓	
	<i>Pheucticus melanocephalus</i>		✓	✓	✓
Icteridae	<i>Agelaius phoeniceus</i>				✓
	<i>Quiscalus mexicanus</i> *				✓
	<i>Molothrus aeneus</i> *				✓
	<i>Molothrus ater</i>				✓
	<i>Molothrus oryzivorus</i>			✓	
	<i>Icterus wagleri</i>		✓	✓	✓
	<i>Icterus spurius</i>				✓
	<i>Icterus pustulatus</i> *		✓	✓	
	<i>Icterus bullockii</i> *				✓
	<i>Icterus galbula abeillei</i>	✓			✓
<i>Icterus parisorum</i>	✓		✓	✓	
Fringillidae	<i>Carpodacus mexicanus</i> *		✓	✓	✓
	<i>Spinus psaltria</i> *				✓
Passeridae	<i>Passer domesticus</i> *				✓

* especie observada en hábitats urbanos y suburbanos (MacGregor Fors, 2005)

CAPÍTULO 1.

CARACTERIZACIÓN DE LOS PAISAJES ECOLÓGICO-SOCIALES DE LA CIUDAD DE PACHUCA, HIDALGO, MÉXICO

RESUMEN

En este capítulo se caracterizaron los paisajes ecológico-sociales (hábitats estructurales) de la ciudad de Pachuca. Se realizó un análisis espacial utilizando como base las áreas geoestadísticas básicas (AGEB) definidas por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) y se integraron aspectos de coberturas de suelo e información socio-demográfica. Las coberturas de suelo (vegetación, superficie impermeable, suelo desnudo y agua) se obtuvieron a partir de la clasificación de una imagen de satélite (IKONOS-2) de la zona, siguiendo el método de análisis por objetos (OBIA en inglés) y se calcularon la extensión y el porcentaje de cada cobertura para cada AGEB. En el caso de la vegetación, se hizo una sub-clasificación para distinguir entre áreas verdes, terrenos baldíos, cultivos y vegetación remanente y también se calculó su extensión y porcentaje en cada AGEB. Se recopiló información de tres variables socio-demográficas para cada AGEB: edad dominante de las construcciones, densidad poblacional y densidad de personas que trabajaban en actividades económicas (DPTAE). Con la finalidad de reducir el número de variables se analizó la colinealidad entre ellas a través de análisis de correlación de Spearman y en algunos casos particulares se revisaron las relaciones con análisis de regresión lineal (simple o múltiple según fuera el caso). Para conocer la respuesta de las variables a los distintos períodos constructivos se elaboraron análisis de varianza (pruebas Kruskal-Wallis y pruebas *a posteriori* de Dunn) entre grupos de edad de las construcciones. Asimismo, dada la dispersión de datos que presentaron las variables restantes (porcentaje de suelo desnudo, porcentaje de vegetación, densidad poblacional DPTAE) se decidió categorizarlas. Los porcentajes de coberturas se agruparon en cuatro categorías y las densidades se sumaron y resumieron en tres categorías de "intensidad de uso". De acuerdo con los resultados, hasta mediados de los 70's la ciudad de Pachuca seguía una estructura mono-céntrica y posteriormente, dado el fuerte crecimiento urbano, se ha ido transformando a una ciudad poli-céntrica con al menos tres nodos de desarrollo importantes. Hasta 2005 la ciudad contaba con una gran cantidad de vegetación (casi 50% de las coberturas de suelo de la ciudad), distribuida de manera heterogénea y dividida principalmente en terrenos baldíos y cultivos. Se obtuvieron 27 paisajes ecológico-sociales formando 133 fragmentos, la mayoría de las veces dispersos entre sí; seis de ellos estuvieron dominados por superficie impermeable (menos del 25% del área con vegetación), ocho presentaban un porcentaje de vegetación un poco mayor (entre 25% y 50%), nueve con gran cantidad de vegetación (mayor al 75%) y cuatro con un considerable porcentaje de suelo desnudo (mayor al 30%). El 78% de estos paisajes se ubicó en las AGEBs construidas a partir de 1980, es decir la mayor heterogeneidad de paisajes se encontraba en las áreas de construcción "reciente". Por su parte, el 15% de los paisajes de la ciudad se localizaba en las AGEBs con construcciones más antiguas (anteriores a 1980) y estos paisajes contrastaron con los encontrados en las AGEBs sin construcciones (en total el 7%).

PALABRAS CLAVE: AGEB, sensores remotos, OBIA, edad dominante de las construcciones, Censo poblacional 2005, Censo económico 2004, vegetación, superficie impermeable, suelo desnudo, áreas verdes, terreno baldío, cultivos, vegetación remanente, ciudad sustentable.

INTRODUCCIÓN

El estudio de los ecosistemas urbanos ha tomado gran interés debido, entre otras cosas, a que más de la mitad de la población humana habita en ellos y se piensa que en un futuro esta proporción será mayor. Los habitantes y sus actividades son la principal fuerza de cambio y los impactos que provocan en y alrededor de los ecosistemas son difíciles de revertir. Aunque las ciudades ocupan un bajo porcentaje de la superficie, existe gran preocupación debido a que consumen el

40% de la productividad primaria terrestre y 35% de la marina, y los residuos que producen han impactado prácticamente a todo el planeta (Vitouseck *et al.*, 1997). A pesar de esto una planeación urbana inter y trans-disciplinaria, un manejo diferencial efectivo y la participación activa y consciente de la población, pueden hacer que las ciudades sean sitios con gran biodiversidad, con funciones y servicios ambientales “sanos” y en donde la calidad de vida sea alta (Campell, 1996; Niemelä, 1999; Zhou, 2006; Doxani *et al.*, 2008), de tal manera que se podría transitar a un modelo urbano más sustentable (Rees y Wackernagel, 1996). Sin embargo, para lograr esto se requiere de un profundo conocimiento de su funcionamiento. En el caso de México tal conocimiento no existe en prácticamente ninguna de sus ciudades.

Las ciudades son sistemas complejos multifactoriales que muestran propiedades emergentes y presentan una gran heterogeneidad paisajística (White *et al.*, 2005; Borgtröm *et al.*, 2006; Zhou, 2006). Aparentemente el intervalo de tiempo transcurrido desde que se realizó el cambio de uso de suelo incide en la estructura, en la función y en los procesos de los ecosistemas urbanos, pero sólo después de un intervalo grande de tiempo sus propiedades y funciones convergen y presentan una identidad propia, tanto al interior de la ciudad como entre las distintas ciudades, independientemente de su génesis o del sitio donde se localizan (Bone *et al.*, 2012). Sin embargo, aún falta mucho por conocer acerca de estos ecosistemas y es importante advertir que en ellos confluyen las dimensiones ecológica y social, y que ambas deben ser integradas en el análisis espacial para poder lograr un mejor entendimiento (Jacobsen y Büyüsalih, 2008; Zipper *et al.*, 2011).

El análisis espacial de las coberturas de suelo (distintos estados bio-físicos que cubren una superficie determinada: Guanaes Rego, 2003) de las ciudades puede ayudar a diferenciar el área de interés en unidades paisajísticas estructuradas (Antrop, 2000). En la actualidad las imágenes de satélite de alta resolución y las fotografías aéreas son de gran ayuda para obtener esta información de manera continua y accesible (Qian *et al.*, 2007). Por su parte, la edad de sus edificaciones genera una idea del tiempo en que se realizó el cambio de uso de suelo y hace referencia a distintos indicadores poblacionales (e.g. la composición poblacional

por edades y la idiosincrasia: Álvarez de la Torre, 2011), por tanto puede ser un reflejo de los procesos sociales del pasado y contemporáneos (Longley y Mesev, 2001). Asimismo, los indicadores socio-económicos pueden ayudar a comprender la dinámica social que se desarrolla en las distintas áreas de una ciudad (Masev, 1998). La vinculación entre los rasgos ecológicos y sociales puede servir para inferir otros aspectos importantes de los ecosistemas urbanos; por ejemplo se pueden establecer de manera precisa los distintos usos de suelo en una ciudad al relacionar la densidad poblacional con el porcentaje de superficie impermeable (Lu y Weng, 2006). Igualmente, las variaciones en los valores de algunos factores pueden servir para explicar los cambios en otros; así, el análisis de información socio-económica y de los cambios en estilos de vida han servido para explicar las diferencias en la composición y estructura de la vegetación de las áreas verdes urbanas (Boone *et al.*, 2010). Entonces, la integración de las coberturas de suelo con las variables sociales es útil para caracterizar las distintas zonas de la ciudad y obtener las “firmas de sus paisajes” (es decir, para describir los atributos locales que reflejan estructuras ecológico-sociales –hábitats estructurales- específicas: Zipper *et al.*, 2011). Como es de notar, esto puede ser una herramienta muy valiosa para la planeación urbana, sin embargo, son muy pocos los reportes de ciudades que cuentan con esto.

En este capítulo se planteó como meta describir los paisajes ecológico-sociales (hábitats estructurales) de la ciudad de Pachuca, Hidalgo, a partir de integrar información de las coberturas de suelo y socio-demográfica en unidades espaciales. Se detalla la información de ocho coberturas de suelo (superficie impermeable, suelo desnudo, agua y vegetación, y los distintos tipos de ésta: áreas verdes, terrenos baldíos, cultivos, vegetación remanente) de manera global para la ciudad y de forma particular para las unidades espaciales de análisis, así como su distribución espacial y sus relaciones con algunas variables socio-demográficas. Los resultados se discuten en términos estructura urbana y sustentabilidad.

MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de estudio. La ciudad de Pachuca está ubicada entre 19° 50' y 20° 10' de latitud norte, y 98° 41' y 98° 57' de longitud oeste (Figura 1.1) a una altitud

promedio de 2600 msnm (INEGI, 1993; Fleming, 1999). Es una ciudad con geometría (contorno) aproximadamente oval y orientación noreste, con alrededor de 10.8 km de ancho y 15.3 km de largo (cálculo realizado usando una imagen de satélite IKONOS-2, 2004, ArcGis®). Su morfología es muy variable: si nos fijamos sólo en el uso de suelo, las zonas habitacionales son dominantes; si observamos las formas estructurales, lo predominante son las lineales aunque en algunos lugares dominan las radiales; en cuanto a su sistema vial, existen áreas, principalmente las de construcción reciente, con estructura cuadriculada (o damero) y también zonas (básicamente el centro y las áreas más antiguas de la ciudad) cuya estructura es irregular o heterogénea (estas observaciones fueron realizadas siguiendo a Castro Lozano y Vargas Cuervo, 2009). En el año de 1999 la ciudad presentaba usos de suelo dominados por viviendas como se muestra a continuación (Fleming, 1999):

Área ocupada (%)	Uso de suelo
75.3	Viviendas
15.6	Uso mixto, equipamiento urbano, bodegas e industrias, áreas de comercio departamental
6.1	Vialidades
1.6	Jales (residuos de minas)
1.4	Zonas de reserva ecológica

así como una proporción alta de terrenos baldíos (Fleming, 1999). En esta ciudad semi-árida del Valle de México existen pequeños fragmentos de vegetación remanente compuesta básicamente de matorral xerófilo y otras áreas verdes con vegetación colonizadora nativa o con especies exóticas introducidas (Fleming, 1999). Como muchas ciudades del mundo, se encuentra en crecimiento acelerado debido a diversos factores, entre los que destacan la tasa de natalidad, su cercanía a ciudades expulsoras (del D.F., y los estados de México, Veracruz, Puebla y Querétaro principalmente), el programa gubernamental de promoción competitiva de viviendas y los actuales estilos de vida, que en conjunto generaron un incremento del 25% en la superficie urbana en cuatro años, del 2000 al 2004 (Gómez Aíza, 2008). El gobierno municipal de Pachuca proyectó un crecimiento urbano sostenido a mediano plazo, del 2006 al 2024 (Municipio de Pachuca de Soto, Hidalgo, 2006; Bautista Ramírez *et al.*, 2007), y en este proceso se ha ido consolidando la zona metropolitana, actualmente compuesta por siete municipios conurbados (SEDESOL *et al.*, 2004). En 2000 la población total de la zona

metropolitana era de aproximadamente 375 mil personas (SEDESOL *et al.*, 2004) pero aumentó a 512 mil personas en 2010 (INEGI, 2011). De la misma manera, en 1990 la densidad poblacional metropolitana era de 2.34 hab/ha (SEDESOL *et al.*, 2004) pero aumentó a 3.65 hab/ha en el 2005 (INEGI, 2008a). Asimismo, el promedio de ocupantes por vivienda disminuyó de 4.87 a 2.97 en cinco años, del 2000 al 2005 (Bautista Ramírez *et al.*, 2007). Todo esto indica que aunque la tasa de natalidad se reduzca, la demanda de viviendas y urbanización en modalidad dispersa seguirá aumentando en Pachuca.

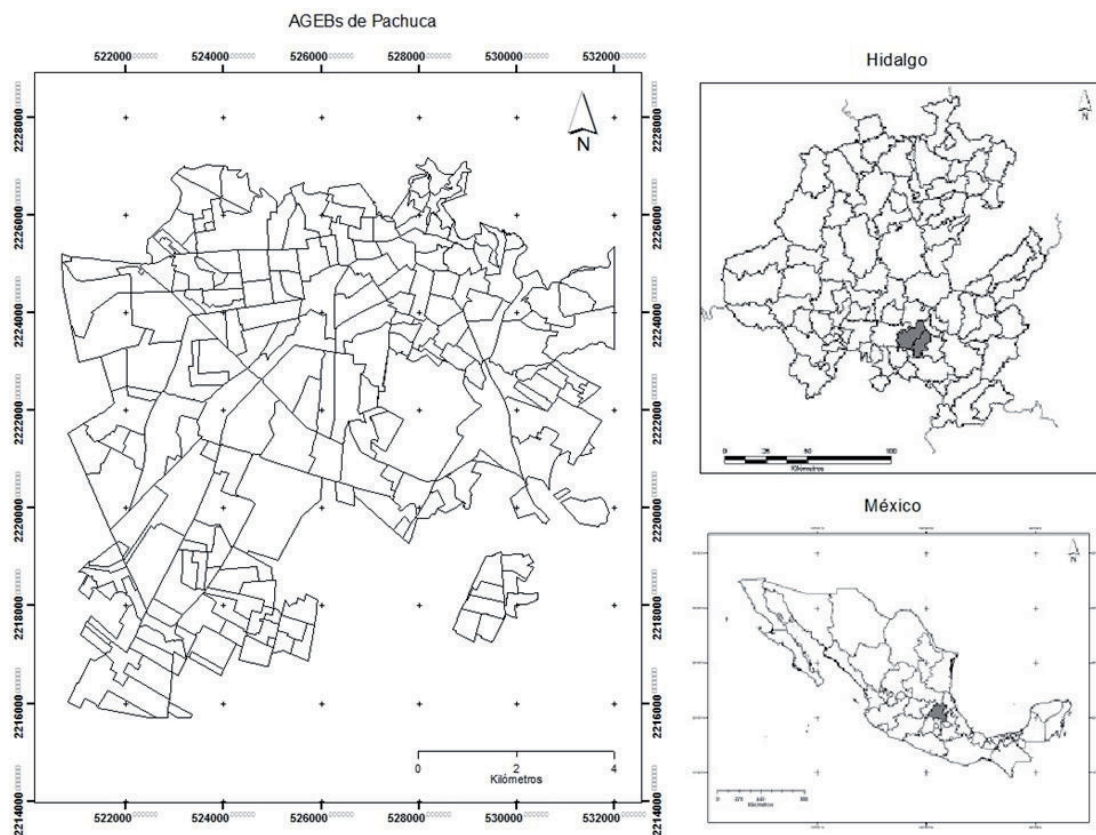


Figura 1.1. Mapa de la ciudad de Pachuca dividida en AGEBS, su ubicación en el contexto nacional y estatal.

Caracterización de los paisajes de Pachuca. A través de la clasificación de una imagen de satélite IKONOS-2, tomada el 13 de noviembre de 2004, procesada por Space Imagery para generar una imagen pan-sharpened (PAN/MSI) con resolución espacial de un metro, se obtuvieron las principales coberturas de suelo que caracterizan a las ciudades (superficie impermeable, vegetación, suelo

desnudo y agua: Ridd, 1995; Weeks, 2003; Rashed *et al.*, 2005). Se siguió un sistema de clasificación basado en objetos (OBIA, eCognition 8.0 Trimble). De acuerdo con esta metodología, primero se genera una capa de “objetos” (polígonos) realizando varias “segmentaciones multiespectrales jerarquizadas”, lo que se logra al variar los parámetros de escala (scale), forma (shape) y compactamiento (compactness). En el caso de este trabajo se exploraron tres valores del parámetro de escala: 15, 30 y 50, y se mantuvieron constantes los otros dos parámetros (forma=0.5 y compactamiento=0.7). Se eligió la capa vectorial originada con el valor de 30, ya que los “objetos” se aproximaron más a los observados en la realidad. A partir de esa capa se elaboró la clasificación de la imagen (eCognition 8.0, Trimble). El ajuste de esta clasificación se verificó con el índice Kappa (estadístico que indica qué tanto la clasificación obtenida es mejor que una clasificación efectuada al azar: Renaud *et al.*, 2007). Para ello se eligieron al azar 632 píxeles (ArcGis 9.0, ESRI) y se registraron sus coberturas de suelo, tanto las obtenidas en la clasificación como las observadas en campo; con estos datos se elaboró la matriz de confusión y se calculó el índice Kappa. Asimismo, se procedió a realizar una sub-clasificación (clasificación jerarquizada: eCognition 8.0, Trimble) para separar la vegetación en cuatro tipos: áreas verdes (zonas creadas y manejadas para uso recreativo, sembradas con vegetación exótica), cultivos (áreas manejadas para producción de alimento; podían encontrarse sembradas o en barbecho), terrenos baldíos (sitios que fueron modificados en el proceso de urbanización, pero que fueron abandonados y se establecieron especies colonizadoras, muchas de ellas nativas) y vegetación remanente (compuesta principalmente por matorral xerófito). Para esta sub-clasificación también se eligieron al azar 391 píxeles, se elaboró la matriz de confusión como se explicó arriba y se calculó el índice Kappa.

De manera paralela se digitalizaron las AGEBs (“área geoestadística básica”, definición en: <http://mapserver.inegi.gob.mx/geografia/espanol/prodysew/cartocen/cartocen.cfm?c=334> consultado el 30 de septiembre de 2009) establecidas por INEGI para Pachuca en 2005 (INEGI 2007; Figura 1.1). La ciudad estaba formada por 229 AGEBs pero en este trabajo se descartaron 16 debido a que la imagen IKONOS-2 no cubría completamente estos sitios y por lo tanto no se tuvo la información de coberturas de suelo en ellas. La superficie total analizada fue de 77.8 km² (cálculo realizado

con ArcGis®), y los tamaños de las AGEBS fluctuaron entre 0.0138 km² y 3.6475 km². Se calcularon tanto las áreas como los porcentajes de las coberturas de suelo, en general y para cada AGEB (ArcGis®).

Por otra parte, se estableció la edad de las construcciones a partir de los cortes históricos del crecimiento urbano elaborados por el Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI); para el caso de Pachuca, los cortes pertenecieron a los años 1944, 1979 y 1997 (INEGI, 2000) y en este trabajo se añadió el 2004, cuyas construcciones fueron derivadas del análisis de la imagen de satélite IKONOS-2. Entonces las edades de las construcciones fueron las siguientes:

- “69 años o más” (edad mayor o igual a 69 años, periodo de construcción anterior a 1944),
- “34 años” (edad entre 34 y 68 años, período de construcción 1945-1979),
- “20 años” (edad entre 20 y 33 años, periodo de construcción 1980-1997),
- “9 años” (edad entre 9 y 19 años, periodo de construcción 1998-2004),
- “sin construcciones” (no existen construcciones en el 2004).

En general las AGEBS tuvieron construcciones de distintas edades, pero para fines de este trabajo se buscó definir la edad dominante (en adelante será nombrada simplemente como “edad”). Para ello se determinó la extensión de la superficie impermeable en cada corte histórico y en cada AGEB; el periodo que resultó con mayor superficie impermeable fue el elegido como edad de la AGEB. Por ejemplo, si la superficie impermeable fue mayor en el corte de 1979 entonces esa AGEB se etiquetó como “34 años” o si la mayor parte de la AGEB se encontraba sin construcciones hasta el año 2004 se nombró como “sin construcciones”.

Por su parte, a pesar de contar con el Censo de Población y Vivienda 2010 (INEGI, 2011), se usaron los datos poblacionales sincrónicos con la imagen de satélite. Por tanto se trabajó con los datos del Conteo de Población 2005 (INEGI, 2007) para calcular la densidad poblacional (hab/km²) de cada AGEB. Así mismo, se calculó la densidad de personas que trabajaban en actividades económicas (pers_econ/km², en adelante será nombrada como “DPTAE”), usando los datos del Censo Económico 2004 (INEGI, 2008b). Este censo reporta el número de

personas empleadas en las diferentes actividades económicas (comercio, manufactura, servicios y minería) para cada AGEB. Según esos datos, más del 80% de las personas trabajaban en comercio o en servicios, por ello se decidió usar el valor total de personas ocupadas en actividades económicas sin distinguir la actividad y se dividió entre el área total de la AGEB correspondiente. Cabe señalar que para la zona metropolitana de Pachuca sólo 161 AGEBs contaban con esta información.

Para verificar las relaciones entre todas las variables mencionadas se elaboraron gráficas de dispersión de datos (no se presentan). En caso de observar tendencias se realizaron pruebas de correlación de Spearman –los datos se comportan de manera no paramétrica-, y se mencionan cuando $|r_s| \geq 0.50$ y $p \leq 0.005$ (SigmaStat 3.5). Para algunas de las relaciones se obtuvieron modelos matemáticos a través de regresión lineal simple o múltiple (SigmaStat 3.5). De acuerdo con los resultados obtenidos en esta sección, se descartaron algunas de las variables que fueron colineales. Por otro lado, se agruparon las AGEBs en los cinco grupos de edad (“sin construcciones”, “9 años”, “20 años”, “34 años” y “69 años o más”) y se realizaron análisis de varianza no paramétricos (pruebas Kruskal-Wallis, SigmaStat 3.5) para saber si existen diferencias significativas entre ellos, tanto en los porcentajes de cada una de las coberturas de suelo (superficie impermeable, suelo desnudo, vegetación, áreas verdes, vegetación remanente, terrenos baldíos y cultivos), como en la densidad poblacional y la DPTAE. En caso de obtener diferencias entre los grupos ($p < 0.001$), se realizaron pruebas *a posteriori* (prueba de Dunn, SigmaStat 3.5) para distinguir los grupos diferentes.

A partir de los resultados, se buscó caracterizar los paisajes ecológico-sociales (o hábitats) de Pachuca. Cabe señalar que con las variables usadas prácticamente cada AGEB presentaba un paisaje diferente: como es sabido, dependiendo de los niveles de agregación cada unidad paisajística puede ser única, es decir ocurre una sola vez (Antrop, 2000). Entonces se siguió un procedimiento de agrupación y categorización de las variables. Dos de las variables elegidas presentaron una alta variabilidad de datos y en consecuencia generaban atomización de los paisajes. Por tanto se redujo esa variabilidad formando tres o cuatro categorías

para cada variable. Así, los porcentajes de coberturas de suelo se clasificaron en cuatro categorías: “A” vegetación menor a 24.9%, “B” vegetación entre 25% y 49.9%, “C” vegetación mayor o igual a 50% y “D” porcentaje de suelo desnudo mayor a 30%. Por su parte, las densidades de población y de personas que trabajaban en actividades económicas se sumaron para obtener una medida de “intensidad de uso” para la cual se establecieron tres categorías: “baja” (0-2499 pers/km²), “media” (2500-9999 pers/km²) y “alta” (10000 o más pers/km²). Para describir los paisajes ecológico-sociales, las variables se jerarquizaron comenzando con el porcentaje de coberturas, continuando con el tipo de vegetación dominante y al final por la intensidad de uso. Se revisó la pertenencia de las AGEBS a cada una de las categorías de cada variable y se generó la base de datos de los paisajes ecológico-sociales. Igualmente se determinó el área total de cada paisaje y el número de fragmentos que lo componían. Finalmente se describe cómo están formados los paisajes de Pachuca en 2005.

RESULTADOS

Dimensión ecológica: las coberturas de suelo de Pachuca. La distribución espacial de las cuatro coberturas de suelo de Pachuca (vegetación, superficie impermeable, suelo desnudo y agua) muestra de manera gruesa un fragmento dominado por superficie impermeable en el centro de la imagen, que está rodeado por otro de vegetación, y se observan también diversos parches pequeños y dispersos de suelo desnudo y de agua (Figura 1.2). De la misma manera se puede notar que la vegetación de la parte norte y los dos fragmentos al centro y suroeste están compuestos por vegetación remanente; al sur y al este en los límites de la ciudad dominan los cultivos; e igualmente dispersas en la ciudad se observan zonas con áreas verdes y terrenos baldíos (Figura 1.3).

Es importante señalar que en los procesos de clasificación, tanto en el de cuatro coberturas como en el de la sub-clasificación de la vegetación, existieron algunos casos de error en la designación de las coberturas. En el primer caso, la vegetación fue algunas veces confundida con la superficie impermeable y con el

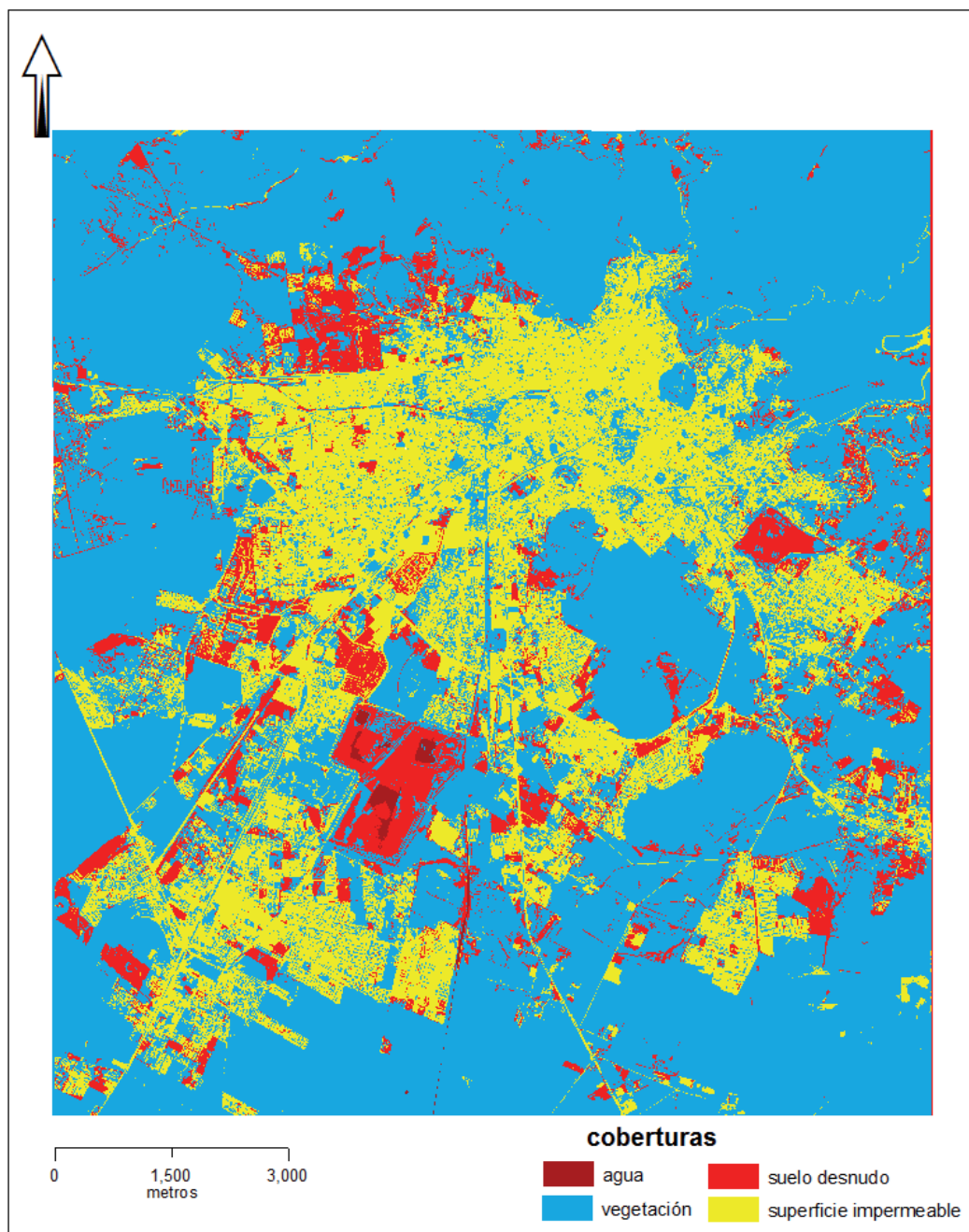


Figura 1.2. Mapa de distribución de las coberturas de suelo (superficie impermeable, vegetación, suelo desnudo y agua) de Pachuca, basado en la clasificación de la imagen de satélite IKONOS-2 de la ciudad de Pachuca, tomada en noviembre de 2004 siguiendo un procedimiento basado en objetos (OBIA, eCognition Timber).

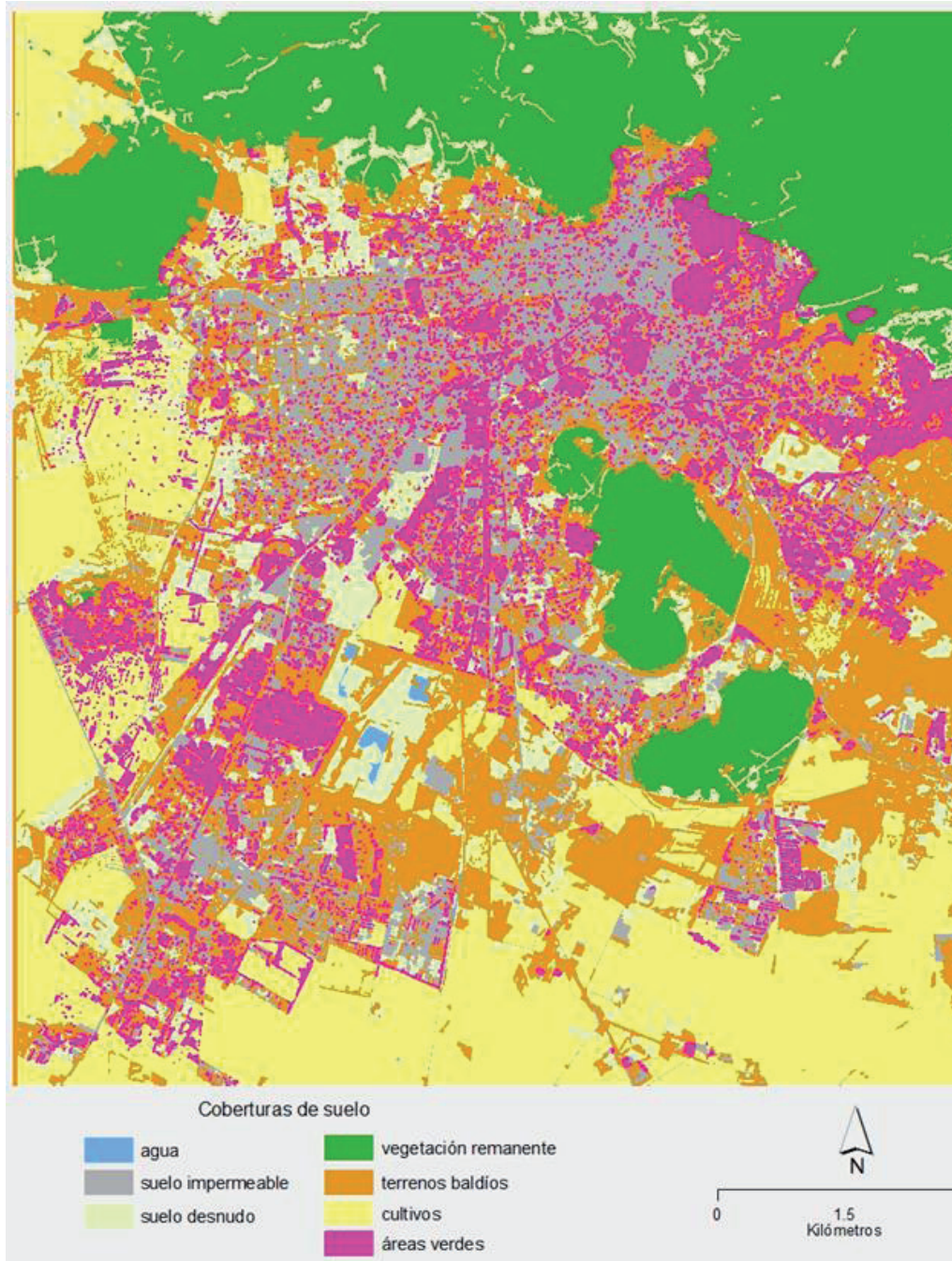


Figura 1.3. Mapa de distribución de los tipos de vegetación (áreas verdes, cultivos, terrenos baldíos y vegetación remanente) de Pachuca, basado en la clasificación de la imagen de satélite IKONOS-2 de la ciudad de Pachuca, tomada en noviembre de 2004 siguiendo un procedimiento basado en objetos (OBIA, eCognition Timber).

suelo desnudo; también la superficie impermeable fue confundida con el suelo desnudo, y en algunas ocasiones el agua fue confundida con las tres coberturas (Tabla 1.1a). A pesar de esto, el valor del índice Kappa (0.74) indica que esta clasificación es mejor que una realizada al azar y tiene una precisión “buena” según las categorías propuestas por Landis y Koch (1977, citado en Renaud *et al.*, 2007).

Tabla 1.1. Matrices de confusión de las clasificaciones de la imagen IKONOS-2 siguiendo un procedimiento de análisis basado en objetos (OBIA, siglas en inglés): a) matriz con los datos de la clasificación de cuatro coberturas (vegetación, superficie impermeable, suelo desnudo y agua); b) matriz de la clasificación con sub-clases de vegetación. Los valores de cada celda indican el número de píxeles analizados en cada clase (o sub-clase). Los resaltados en negritas son los que representan la mayor confusión entre las coberturas. Al final se indica el valor del índice Kappa (que mide el ajuste de la clasificación y lo observado en la realidad) para cada matriz, su intervalo de confianza y su error estándar.									
a) Cuatro coberturas		Clasificación				Total			
		V	A	SD	SI				
Coberturas de suelo en campo	Vegetación (V)	250	0	12	24	286			
	Agua (A)	2	17	1	1	21			
	Suelo desnudo (SD)	6	0	63	7	76			
	Superficie impermeable (SI)	37	0	13	199	249			
	Total	295	17	89	231	632			
<i>índice Kappa = 0.74</i> <i>0.95 intervalo de confianza (límite inferior: 0.694, límite superior: 0.759)</i> <i>Error estándar = 0.0231</i>									
b) Tipos de vegetación		Clasificación							Total
		AV	C	TB	VR	A	SD	SI	
Coberturas de suelo en campo	Áreas verdes (AV)	42	1	15	0	0	0	8	66
	Cultivos (C)	0	13	3	0	0	5	4	25
	Terrenos baldíos (TB)	6	2	29	0	0	2	11	50
	Vegetación remanente (VR)	0	4	3	32	0	5	1	45
	Agua (A)	0	1	0	0	7	1	1	10
	Suelo desnudo (SD)	1	0	5	0	0	33	7	46
	Superficie impermeable (SI)	14	6	17	0	0	13	99	149
	Total	63	27	72	32	7	59	131	391
<i>índice Kappa = 0.56</i> <i>0.95 intervalo de confianza (límite inferior: 0.499, límite superior: 0.619)</i> <i>Error estándar = 0.0305</i>									

En el caso de la sub-clasificación de la vegetación, se encontró un patrón de confusión más complicado (Tabla 1.1b). Al analizar sólo los tipos de vegetación (el resto de coberturas tuvieron más o menos los mismos patrones mencionados) destaca que en casos los cultivos fueron confundidos con suelo desnudo, con superficie impermeable y en menor medida con terrenos baldíos; los terrenos baldíos fueron confundidos principalmente con superficie impermeable y en menor

medida con áreas verdes y con suelo desnudo; las áreas verdes fueron confundidas con superficie impermeable y terrenos baldíos; la vegetación remanente fue confunda con suelo desnudo. A pesar de esto, el valor del índice Kappa (0.56) indica que esta clasificación es mejor que una clasificación realizada al azar y tiene una precisión “moderada” según las categorías propuestas por Landis y Koch (1977 citado en: Renaud *et al.*, 2007).

Estos resultados sugieren que ambas clasificaciones son una aproximación adecuada para explorar las coberturas de suelo tanto a nivel de toda la ciudad como a nivel de las AGEBs. En el caso de la imagen completa, la cobertura dominante fue vegetación (65.4%), seguida por superficie impermeable (24.6%), suelo desnudo (9.8%) y finalmente agua (0.2%; Tabla 1.2). Al analizar sólo el área de las AGEBs, la vegetación “perdió” la mayor superficie (58.8 km²; Tabla 1.2) y como consecuencia la dominancia de las coberturas cambió: la vegetación y la superficie impermeable se volvieron co-dominantes (45.4% y 41.7% respectivamente), seguidas muy lejanamente por el suelo desnudo (12.6%) y el agua (0.3%; Tabla 1.2). Como puede apreciarse, el área ocupada por la cobertura de agua fue muy limitada y por tanto se descartó de los análisis siguientes.

Tabla 1.2. Coberturas de suelo de Pachuca obtenidas a partir de la clasificación de la imagen IKONOS-2. Se muestra el área (y porcentaje en paréntesis) de cada cobertura de suelo en toda la imagen de satélite y el área (y porcentaje en paréntesis) de cada cobertura de suelo en las AGEBs. En la última columna se observa el área “perdida” por cada cobertura cuando se cambia la escala analizada (del total de la imagen a la superficie de las AGEBs, para mayor referencia ver texto)			
Clasificación	Área que ocupa cada cobertura en la imagen de satélite	Área que ocupa cada cobertura en el área de las AGEBs	Área “perdida” al cambiar el análisis del área total de la imagen al área de AGEB
Agua	0.3 km ² (0.2%)	0.2 km ² (0.3%)	0.1 km ²
Suelo impermeable	35.3 km ² (24.6%)	32.5 km ² (41.7%)	2.9 km ²
Suelo desnudo	14.1 km ² (9.8%)	9.8 km ² (12.6%)	4.3 km ²
Vegetación	94.1 km ² (65.4%)	35.3 km ² (45.4%)	58.8 km ²

Por su parte, en 2005 las AGEBs estudiadas albergaban a 320,304 habitantes (INEGI, 2007) y en la misma época la vegetación ocupaba 35.3 km² de su área (Tabla 1.2). Entonces en ese tiempo cada habitante “disponía” de aproximadamente 110 m² de vegetación (este valor resulta de dividir el área de vegetación entre el total de la población). Sin embargo es de notar que la

vegetación no estaba distribuida de manera homogénea en todas las AGEBs: la mayoría (poco menos del 60%) tuvieron más de la mitad de su área ocupada con superficie impermeable, mientras que un menor número (inferior al 30%) tuvieron la mitad o más de su superficie ocupada con vegetación, además de que unas pocas (5.6%) tuvieron más del 30% de su área cubierta por suelo desnudo (Tabla 1.3). Las AGEBs con mayor porcentaje de vegetación (>50%) se encontraban en los bordes de la ciudad mientras aquellas con menor porcentaje se encontraban en el interior y las que tuvieron más de 30% de suelo desnudo estaban de manera dispersa en distintos puntos de la ciudad (Figura 1.4).

Tabla 1.3. Agrupaciones por porcentajes de cobertura de suelo y AGEBs pertenecientes a ellos.				
% vegetación	% superficie impermeable	% suelo desnudo	AGEBs	
			Total	%
0-24.9	75-100	0-10	57	37.6
	50-74.9	0-25	23	
	25-49.9	40-100	5	2.3
25-49.9	50-74.9	0-25	43	28.2
	25-49.9	0-30	17	
	0-24.9	30-65	7	3.3
50-74.9	25-49.9	0-15	22	17.8
	0-24.9	0-30	16	
75-100	0-24.9	0-15	23	10.8

En cuanto a los tipos de vegetación dentro de las AGEBs, los terrenos baldíos fueron dominantes (37.8%), seguidos de cultivos (27.1%), áreas verdes (21.6%) y por último vegetación remanente (13.5%). Haciendo un cálculo similar al comentado en el párrafo anterior, en general en 2005 cada habitante “disponía” de aproximadamente 42 m² de terreno baldío, 30 m² de cultivo, 23 m² de área verde y 15 m² de vegetación remanente. Sin embargo, el acceso a estos tipos de vegetación fue dispar pues su distribución varió entre AGEBs: aquellas con áreas verdes como vegetación predominante se encontraban formando un parche grande en la zona centro-norte de la ciudad y unas pocas de forma aislada en diversos puntos de la ciudad; rodeando a éstas frecuentemente se ubicaban las dominadas por terrenos baldíos, las cuales a su vez estaban bordeadas por AGEBs cuya vegetación estaba dominada por cultivos y las AGEBs con predominio de vegetación remanente se localizaron formando fragmentos aislados en el centro y noreste de la ciudad (Figura 1.4).

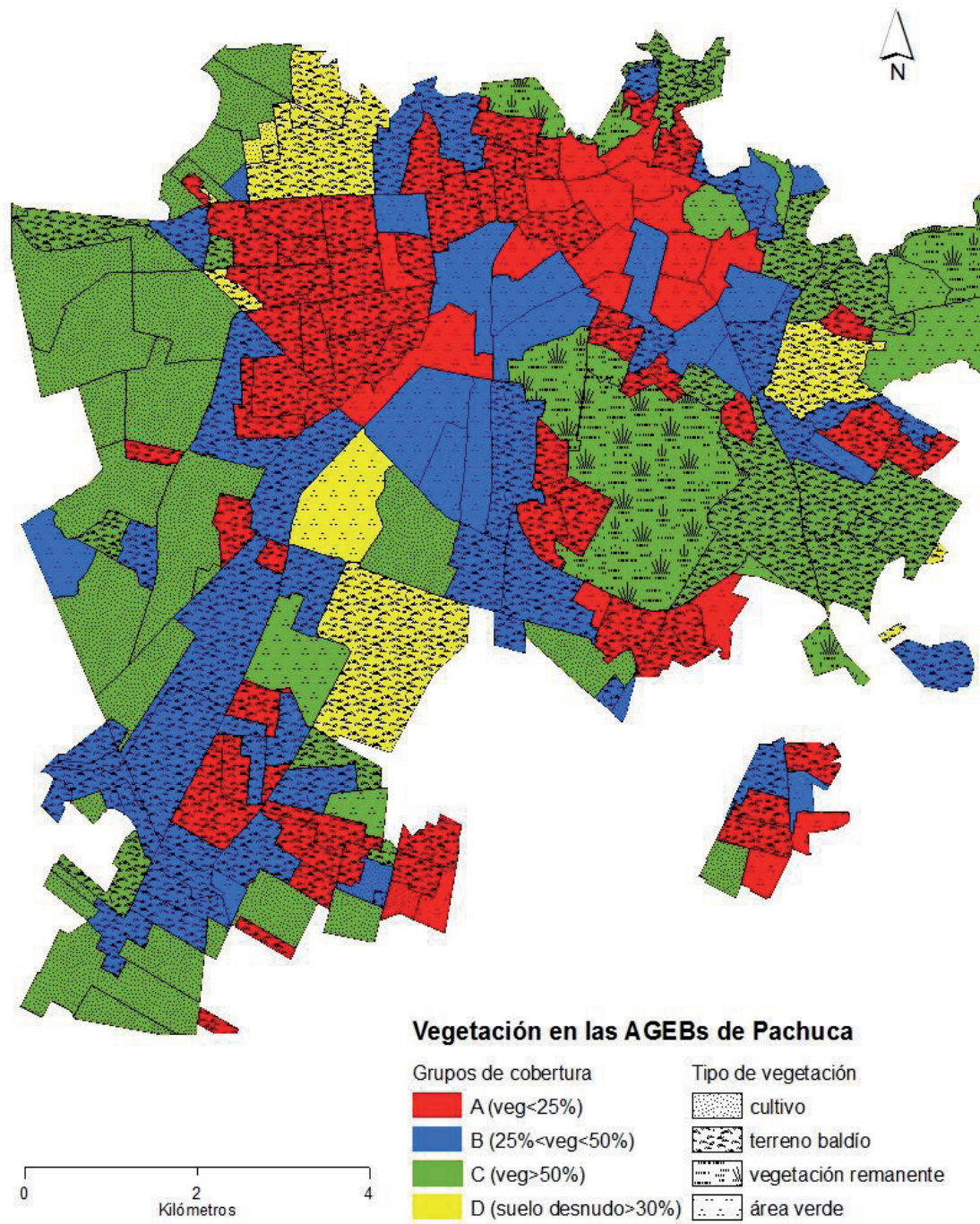


Figura 1.4. Mapa de grupos de coberturas (determinado por sus porcentajes de ocurrencia) y tipos de vegetación dominantes en las AGEBS de Pachuca.

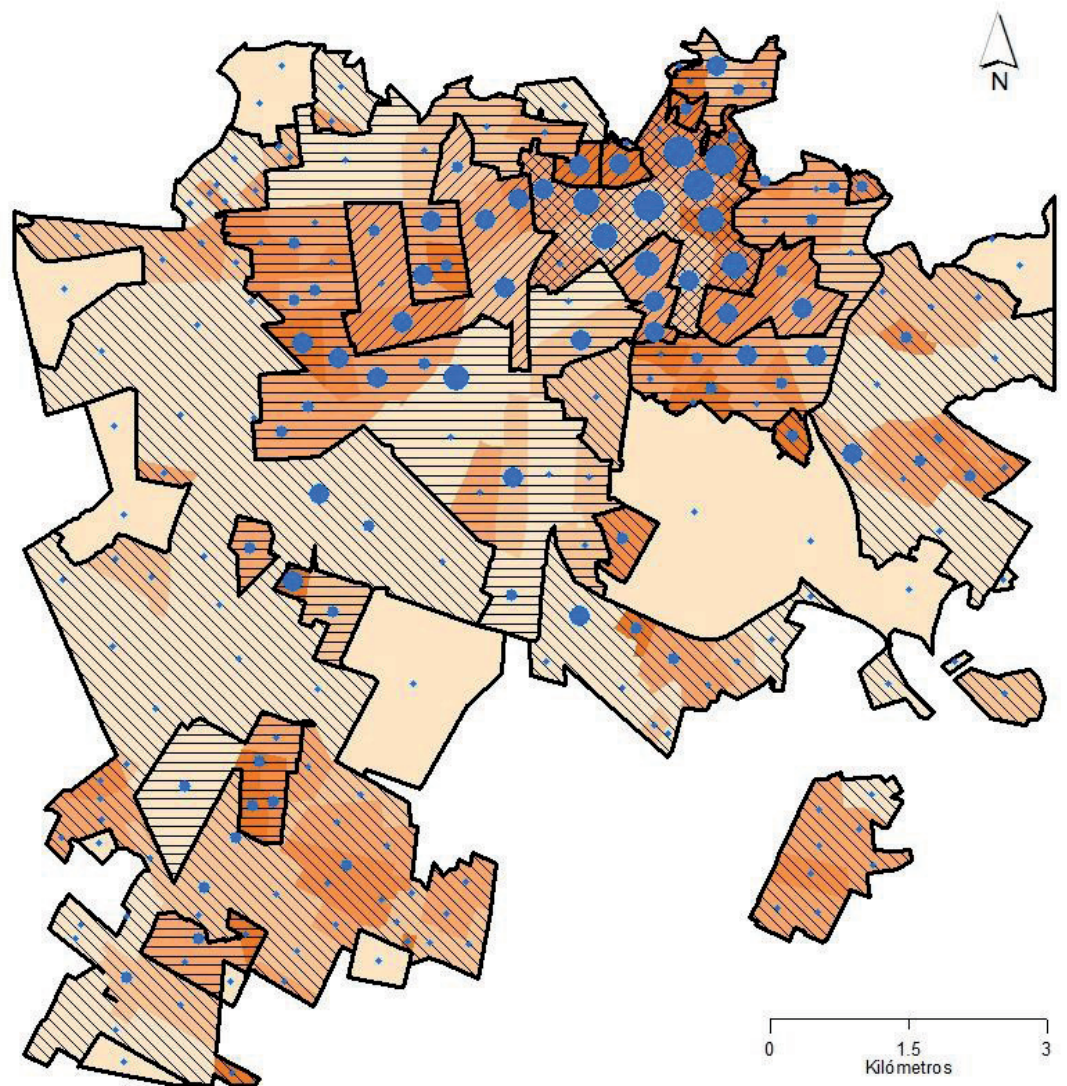
En cuanto a las relaciones entre las variables de coberturas se obtuvo que el porcentaje de superficie impermeable presentó relaciones inversas tanto con el porcentaje de vegetación ($r_s=-0.88$, $p=0.000$) como con el de suelo desnudo ($r_s=-0.51$, $p=0.000$). Al aplicar un modelo de regresión múltiple, se encontró que el porcentaje de superficie impermeable (**SI**) podía ser calculado a partir de una combinación lineal de los porcentajes de vegetación (**V**; $p=0.001$) y de suelo desnudo (**SD**, $p=0.001$):

$$\mathbf{SI} = 100.1 - 0.99*\mathbf{V} - 1.0*\mathbf{SD} \quad \text{Ecuación 1}$$

($r^2=0.99$; $p=0.000$). Cabe señalar que los porcentajes de vegetación y suelo desnudo fueron independientes entre sí, al igual que los porcentajes de los distintos tipos de vegetación.

Dimensión social: edad, densidad poblacional y DPTAE de Pachuca. En cuanto a la edad dominante de las construcciones, 6.1% de las AGEBs pertenecieron al grupo “69 años o más”, 7.5% pertenecieron al grupo de “34 años”, 28.2% al de “20 años”, 50.7% al de “9 años” y 7.5% al grupo “sin construcciones”. Estos datos indican que la mayoría de las AGEBs cambiaron su cobertura de suelo “recientemente” (a partir de la década de los años 80), y en ellas se ha presentado el mayor crecimiento urbano, marcadamente del centro hacia el sur, hacia el suroeste, en menor medida hacia el este y el oeste y prácticamente nulo hacia el norte (Figura 1.5). A su vez, la densidad poblacional por AGEB tuvo una variación de 0 a 31,563.8 hab/km² y su distribución de frecuencias seguía una curva exponencial negativa (es decir la mayoría de las AGEBs tuvieron densidades pequeñas y hubo muy pocas con altas densidades). La mayor concentración de personas por unidad de área se localizaba básicamente en las AGEBs de la zona centro, aunque también existían AGEBs densamente pobladas en el oeste y en el sur de la ciudad (Figura 1.5). Por su parte, la DPTAE tuvo una variación de 0 a 7243.9 pers_econ/km² y, al igual que la densidad poblacional, su distribución de frecuencias siguió a una curva exponencial negativa. La mayor DPTAE se localizó en las AGEBs de la zona centro pero también en algunas AGEBs del sur (ver Figura 1.5).

El análisis de correlación entre las variables sociales evidenció que al aumentar la edad de las construcciones aumentaba la densidad poblacional ($r_s=0.54$, $p=0.000$)



Variables socio-demográficas



Figura 1.5. Mapa de la distribución espacial de la edad de las construcciones, la densidad poblacional y la densidad de personas que trabajaban en actividades económicas en las AGEBS de Pachuca. Datos de 2004-2005. La densidad poblacional está expresada en habitantes por km^2 ; DPTAE es la densidad de personas que trabajaban en actividades económicas y está expresada en personas que trabajaban en actividades económicas por km^2 .

pero la dispersión de datos fue alta por lo que no se logró ajustar un modelo matemático. A su vez, la DPTAE resultó estar relacionada positiva y linealmente con la edad (**T**):

$$\mathbf{DPTAE = 56.6 * T - 247.77} \quad \text{Ecuación 2}$$

($r^2=0.54$; $p=0.000$).

Integrando dimensiones ecológica y social. Las relaciones entre las variables ecológicas y sociales mostraron algunos patrones importantes. En particular el porcentaje de superficie impermeable en general fue más grande en las AGEBS con mayor densidad poblacional ($r_s=0.79$, $p=0.000$), con mayor DPTAE ($r_s=0.66$, $p=0.000$) y con mayor edad ($r_s=0.61$, $p=0.000$). A su vez, los porcentajes de vegetación tuvieron un comportamiento inverso con la densidad poblacional ($r_s=-0.67$, $p=0.000$) y con la DPTAE ($r_s=-0.57$, $p=0.000$), y aunque su relación con la edad no fue significativa, un tipo de vegetación (cultivo) sí presentó reducción en su porcentaje al aumentar la edad ($r_s=-0.51$, $p=0.000$). El porcentaje de suelo desnudo y el resto de tipos de vegetación no tuvieron relaciones significativas con las variables sociales.

Por su parte, el análisis de varianza (Kruskal-Wallis) entre los grupos de edad reveló que existían diferencias significativas (en todos los casos $p<0.001$ y 4 grados de libertad) en los porcentajes de vegetación ($H=54.895$), de superficie impermeable ($H=82.331$), de suelo desnudo ($H=53.296$), de cultivos ($H=55.611$), de áreas verdes ($H=45.317$) y de terrenos baldíos ($H=33.115$), así como en la densidad poblacional ($H=68.897$) y en la DEPTAE ($H=74.618$). En general las tendencias muestran que al aumentar la edad también aumentaban el porcentaje de superficie impermeable, la densidad poblacional y la DPTAE, a la par que disminuían los porcentajes de vegetación y de cultivos, y en el caso de los porcentajes de suelo desnudo, de áreas verdes y de terrenos baldíos primero aumentaban y después disminuían (Figura 1.6). Según las pruebas *a posteriori* (test de Dunn) los grupos “69 años o más” y “34 años” respondió de la misma manera a todas las variables (Figura 1.6) por lo tanto se considerarán como un solo grupo (“34 años o más”) en análisis posteriores.

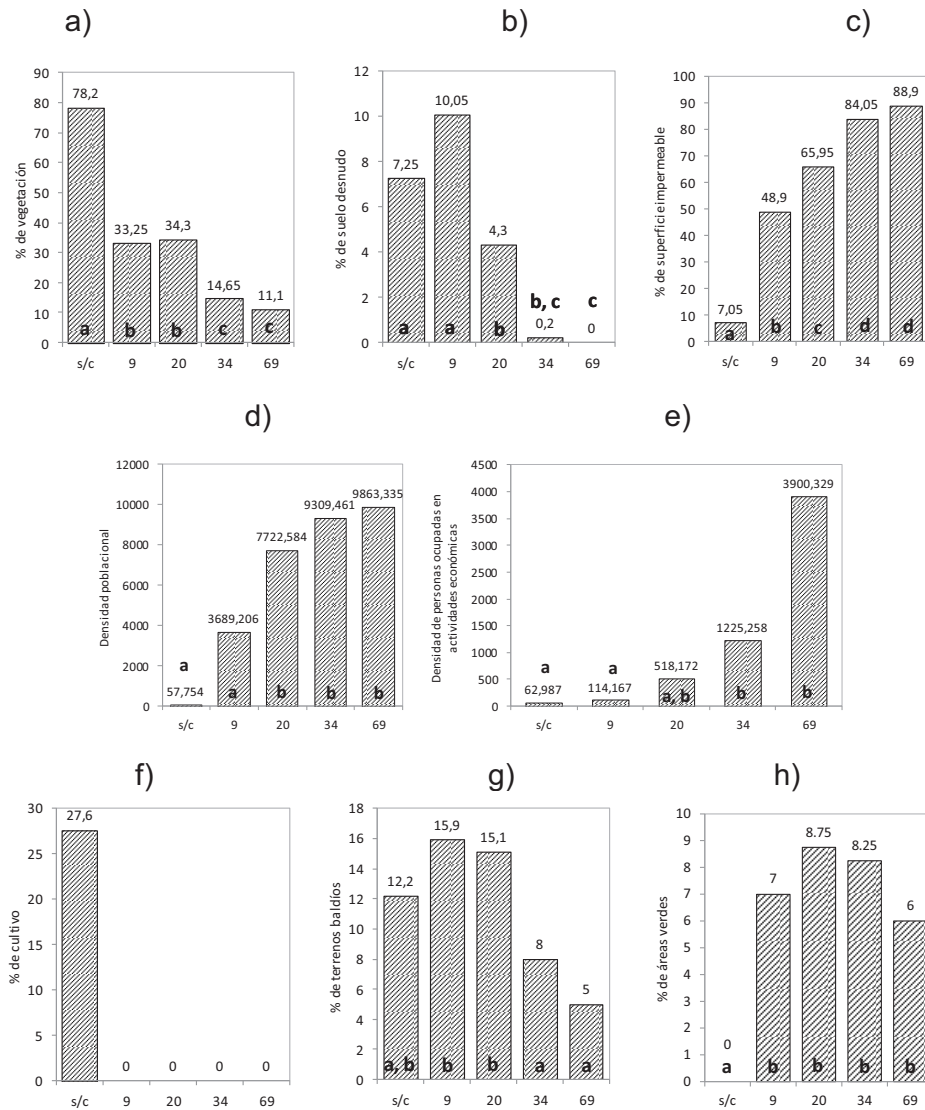


Figura 1.6. Gráficas en donde se observan las medianas de distintas variables para cada grupo de edad de las construcciones de las AGEBS de Pachuca. En el eje de las X se ubican los grupos de edad; s/c es el grupo “sin construcciones”. Las variables analizadas son a) porcentaje de vegetación, b) porcentaje de suelo desnudo, c) porcentaje de superficie impermeable, d) densidad poblacional, e) densidad de personas que trabajan en actividades económicas, f) porcentaje de cultivos, g) porcentaje de terrenos baldíos y g) porcentaje de áreas verdes. Las letras dentro de las barras indican las diferencias significativas entre los grupos, de acuerdo a los resultados de las pruebas de Dunn.

Paisajes ecológico-sociales (hábitats estructurales) de Pachuca. El porcentaje de superficie impermeable se descartó de los siguientes análisis debido a que presentó una relación muy fuerte con los porcentajes de vegetación y de suelo desnudo, y además tuvo correlaciones significativas con todas las variables sociales. Por su parte, los porcentajes de vegetación (**V**) y de suelo desnudo (**SD**)

presentaron una alta dispersión de datos, y para disminuir esa variabilidad se categorizaron en cuatro grupos con base en la información de la Tabla 1.3. La categoría “A” ($V < 25\%$) tuvo mayor cantidad de AGEBS, en total 79, seguida de “B” ($25\% < V < 50\%$) y “C” ($V > 25\%$) que tuvieron cada una 61 AGEBS y por último “D” ($SD > 30\%$) con 12 AGEBS. A su vez, dada la fuerte relación entre la edad de las construcciones y la DPTAE, y también por los resultados de los análisis de varianza, se decidió descartar la edad en la caracterización de los paisajes ecológico-sociales de Pachuca, aunque después se retoma para algunos análisis y reflexiones. Para reducir el número de variables y la dispersión de datos y evitar la atomización de los paisajes, se decidió sumar la densidad poblacional con la DPTAE formando la variable “intensidad de uso” y se agrupó en tres categorías. La categoría “media” (2500-9999 pers/km²) fue la que presentó mayor número de AGEBS, en total 100, seguida por “baja” (0-2499 pers/km²) con 57 AGEBS y la categoría “alta” (10000 o más pers/km²) con 56 AGEBS. Los paisajes ecológico-sociales de Pachuca se obtuvieron jerarquizando las variables y ubicando las AGEBS de acuerdo a su pertenencia en cada categoría de cada variable; se inició con las coberturas de suelo, después la intensidad de uso y por último los tipos de vegetación. Según esta metodología, en 2005 Pachuca presentaba 27 paisajes ecológico-sociales (hábitats estructurales) formados por 133 fragmentos o parches (Tabla 1.4), la mayoría de las ocasiones dispersos entre sí (Figura 1.7). Seis paisajes estaban dominados por superficie impermeable (categoría A de las coberturas de suelo, es decir menos del 25% de vegetación) y podían tener dos tipos de vegetación: áreas verdes o terrenos baldíos y las tres categorías de intensidad de uso (Tabla 1.4). Por su parte, ocho paisajes estaban dominados por superficie impermeable pero el porcentaje de vegetación comenzó a ser más importante (categoría B); la mayoría de ellos tuvieron áreas verdes y terrenos baldíos, y en unos cuantos cultivos, y se encontraron los tres tipos de intensidad de uso (Tabla 1.4). Asimismo, nueve paisajes estuvieron dominados por vegetación (categoría C) y presentaron los cuatro tipos de vegetación y las tres intensidades de uso; mientras que cuatro paisajes estuvieron dominados por suelo desnudo (categoría D) y en ellos se encontraron los cuatro tipos de vegetación y sólo dos grupos de intensidad, baja o media (Tabla 1.4). Por otro lado, al analizar el número de paisajes en cada grupo de edad se puede observar que el grupo de “9 años” presentó prácticamente todos los paisajes, 26 en total,

mientras que fueron 13 paisajes en “20 años”, seis paisajes en “34 años y más” y cuatro paisajes en “sin construcciones” (Tabla 1.4).

Tabla 1.4. Paisajes ecológico-sociales de Pachuca, su pertenencia a cada grupo de edad y el número de AGEBs que los forman. Las letras en la columna de “% cobertura” representan a las categorías: **A**: vegetación < 24.9%, **B**: 25% < vegetación < 49.9%, **C**: vegetación > 50% y **D**: suelo desnudo > 30%. Los tipos de vegetación son **AV** áreas verdes, **C** cultivos, **TB** terrenos baldíos, **VR** vegetación remanente. La intensidad de uso tiene las siguientes categorías: **Baja**: 0-2499 pers/km², **Media** 2500-9999 pers/km², **Alta**: más de 10000 pers/km².

Paisajes ecológico-sociales (hábitats de Pachuca)					
Dimensión ecológica		Dimensión social	Número de fragmentos	Edad	Número de AGEBs
% Cobertura	Tipo de vegetación	Intensidad de uso			
A	AV	Alta	2	9	1
				34	9
		Media	7	9	3
				20	2
				34	3
				9	1
	TB	Alta	16	9	11
				20	15
				34	8
		Media	17	9	14
			20	8	
			34	5	
		Baja	1	9	1
B	AV	Alta	3	9	1
				20	2
		Media	8	9	2
				20	5
				34	3
				9	1
	C	Media	2	20	3
		Baja	3	9	1
	TB	Media	2	9	2
				9	1
		Alta	6	9	2
				20	6
Media		14	9	19	
			20	7	
		Baja	2	9	4
				20	2
C	AV	Media	4	9	2
				20	2
		Baja	3	9	3
	C	Media	4	9	4
				9	15
		Baja	9	s/c	9
	TB	Media	10	9	8
				20	5
		Baja	2	9	2
				s/c	2
	VR	Alta	1	34	1
		Media	2	9	1
			20	2	
			9	2	
Baja		4	s/c	3	
D	AV	Baja	1	9	1
	C	Media	1	9	1
	TB	Media	3	9	3
				9	3
				20	1
				s/c	3

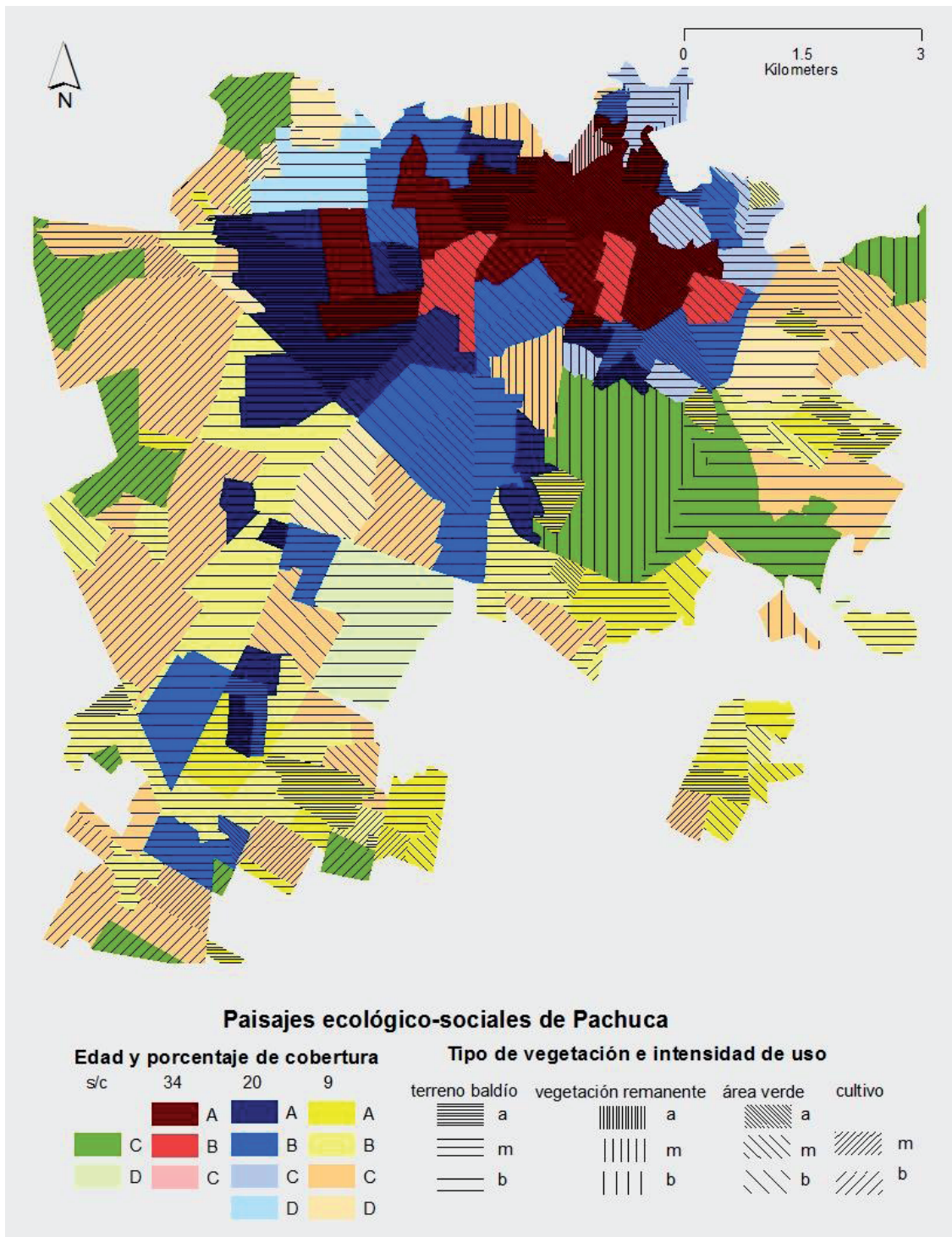


Figura 1.7. Mapa de la distribución de los paisajes ecológico-sociales de Pachuca. En este mapa se integran los porcentajes de cobertura de suelo, los tipos de vegetación dominante, las categorías de densidad total de personas y los grupos de edad de las construcciones. . Las letras asociadas a “porcentaje de cobertura” representan a las categorías **A**: vegetación < 24.9%, **B**: 25%< vegetación < 49.9%, **C**: vegetación > 50% y **D**: suelo desnudo > 30%. Las letras asociadas a la intensidad de uso significan **a**: más de 10000 pers/km², **m**: 2500-9999 pers/km² y **b**: 0-2499 pers/km² (para mayor referencia ver texto).

Es de notar también que los paisajes en donde hubo dominio de vegetación remanente tuvieron invariablemente 50% o más de vegetación (categoría C), en general con intensidad de uso menor a 10000 pers/km² (excepto en la AGEB del grupo de “34 o más” años, Tabla 1.4) y, aunque la edad de las construcciones no fue limitante para encontrar este tipo de vegetación, su proporción disminuyó al aumentar la edad, así como también al aumentar la intensidad de uso (Tabla 1.5).

Tabla 1.5. Variaciones en los porcentajes de AGEBs que estuvieron dominadas por los distintos tipos de vegetación en relación con las categorías de edad dominante de las construcciones, coberturas de suelo e intensidad de uso.

Tipo de vegetación	Variables y sus categorías										
	Edad dominante de las construcciones				Coberturas de suelo				Intensidad de uso		
	s/c	9	20	34+	A	B	C	D	baja	media	alta
Áreas verdes	0	13	23	52	23	28	11	8	15	21	23
Cultivos	53	22	0	0	0	5	46	8	44	7	0
Terrenos baldíos	29	63	74	45	77	67	28	84	32	69	75
Vegetación remanente	18	2	3	3	0	0	15	0	9	3	2

En el caso de los paisajes dominados por terrenos baldíos, fueron encontrados en todos los grupos de cobertura y de intensidad de uso, así como de edad (Tabla 1.4), sin embargo la proporción de AGEBs dominadas por este tipo de vegetación aumentó con la edad, con la intensidad de uso y con el porcentaje de suelo desnudo pero disminuyó en los paisajes con mayor porcentaje de vegetación (Tabla 1.5). Por su parte, los paisajes dominados por los cultivos se localizaron sólo en las zonas construidas después de 1998 (grupos “9 años” y “sin construcciones”), con intensidad de uso menor a 10000 pers/km² y con porcentaje de vegetación mayor a 25% (Tablas 1.4 y 1.5). Por último, las AGEBs dominadas por áreas verdes, fueron encontradas en las cuatro categorías de coberturas de suelo, en las tres categorías de intensidad de uso y en casi todos los grupos de edad excepto en “sin construcciones” (Tablas 1.4 y 1.5); sin embargo, la proporción de AGEBs dominadas por este tipo de vegetación aumentó con la edad y con la intensidad de uso y disminuyó al incrementarse el porcentaje de vegetación o de suelo desnudo (Tabla 1.5).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Clasificaciones de la imagen de satélite. El método de análisis de imágenes basado en objetos (OBIA) ha sido usado para realizar la clasificación de imágenes de satélite de zonas urbanas con buenos resultados (índice Kappa > 0.8). Muchos

de los estudios han buscado extraer sólo un rasgo de la ciudad, ya sea la red de caminos y calles (Couloigner y Ranchin, 2000; Haverkamp, 2002; Mena y Malpica, 2005), edificaciones (Jin y Davis, 2005; Durieux *et al.*, 2008) o áreas verdes (Hájek, 2006; Mathieu *et al.*, 2007a; Mathieu *et al.*, 2007b; Pham *et al.*, 2011). Para realizar la segmentación, la mayoría de los autores han usado otras capas de información geo-referenciada, como capas vectoriales de calles y manzanas, de uso de suelo, etc. y las emplearon como “molde de corte” (cookie-clip) que orienta el proceso (como se sugiere en el manual del usuario del software) y de esta manera obtuvieron objetos prácticamente idénticos a los de la realidad. En el caso de este trabajo sólo se tenía la imagen IKONOS-2 y los objetos obtenidos en la segmentación no siempre reflejaron a sus correspondientes en la realidad. En un cálculo burdo, el error promedio que presentaron esos objetos fue menor a 8% (Gómez Aíza no publicado) y esto pudo provocar que la precisión de las clasificaciones fuera menor a la esperada.

Por su parte, los patrones de confusión obtenidos en la clasificación de cuatro coberturas coinciden con lo que se ha reportado en las clasificaciones de otras ciudades y se ha argumentado que los errores al determinar la superficie impermeable pueden deberse a la variabilidad en las reflectancias de los materiales de construcción (Sawaya *et al.*, 2003), de tal manera que hay algunos materiales con reflectancia muy alta, similar a la del suelo desnudo, o muy baja como algunos tipos de vegetación y el agua. Cabe señalar también que las áreas verdes cubiertas por pasto y algunos árboles tenían una reflectancia alta, similar a la del suelo desnudo y a la de algunos tipos de superficie impermeable, y esto pudo deberse a que comúnmente son regados y fertilizados, por tanto tienen mayor “verdor” y el satélite registra este hecho.

Es importante mencionar que la utilidad de las clasificaciones que aquí se obtuvieron estará en función de los objetivos que se persigan; en algunos casos será necesario buscar mayor precisión y exactitud, por ejemplo si se requiere para realizar diseños de ingeniería y catastro a nivel local. Sin embargo, los valores de los índices Kappa indican que ambas clasificaciones son suficientemente adecuadas para representar de manera general las coberturas de la ciudad de

Pachuca, como se requería para cumplir uno de los requerimientos de este capítulo.

Pachuca, ¿hacia una mayor sustentabilidad? De acuerdo con los resultados, en 2004 la ciudad de Pachuca tenía una alta proporción de vegetación (45%), similar a la de la superficie impermeable (42%). Otras ciudades con porcentajes de vegetación mayor a 30% son Los Ángeles, Minneapolis, Tucson, Chicago, Nueva Orleans (Nowak *et al.* 1996), Nueva York (Rosenzweig, *et al.*, 2009) y Salt Lake City (Akbari y Shea Rose, 2001) en Estados Unidos, Estocolmo en Suecia (Bolund y Hunhammar, 1999), La Habana en Cuba (Madaleno, 2001) y Nagpur en India (Chaturvedi *et al.*, 2012), por mencionar algunas. Diversas investigaciones en ambientes urbanos han demostrado que la existencia de vegetación -y su extensión- tiene múltiples beneficios ecológicos, económicos, sociales (Adams, 1992; Bolund y Hunhammar, 1999; Borgström *et al.*, 2006; Shoshat *et al.*, 2006; Gaston *et al.*, 2010; Baldwin, 2011; Dunn y Heneghan, 2011; Lundholm, 2011; Quigley, 2011; Romero *et al.*, 2010; Parlow, 2011), de tal manera que se impacta positivamente en el bienestar de la población y son por lo tanto un impulso para la sustentabilidad urbana (Cheisura, 2004). Tanto la Organización Mundial de la Salud (OMS) como la Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación (FAO) han sugerido que las ciudades deben tener un mínimo de 9 m² de áreas verdes por habitante (Kuchelmeister, 1998) y que se debe garantizar la existencia de áreas verdes a no más de 15 minutos a pie desde cualquier punto de la ciudad (Sorensen *et al.*, 1998). Fue grato saber que en el periodo de estudio Pachuca tenía un valor mucho mayor de vegetación por habitante (110 m²/hab) al establecido por OMS-FAO, aunque también fue evidente que las zonas con vegetación no necesariamente estaban a menos de 15 minutos caminando desde cualquier punto de la ciudad. Después de analizar detalladamente los datos, se deduce que estos resultados distan mucho de ser resultado de un plan de urbanización debidamente estructurado y que es más probable que sean consecuencia de la reciente expansión urbana. Uno de los efectos de este crecimiento se ve reflejado en que la mayor parte de la vegetación de la ciudad estaba dominada por terrenos baldíos, lo que coincide con lo estimado por Fleming (1999) para Pachuca, y con lo señalado por Fausto y Rábago, (2001) acerca de que los lotes baldíos son comunes en las ciudades contemporáneas en

crecimiento. Es necesario considerar que en México estos terrenos se clasifican como “reserva” urbana –es decir, eventualmente serán usados para el crecimiento de la ciudad (<http://www.diputados.gob.mx/LeyesBiblio/pdf/133.pdf> Ley de Asentamientos Humanos, consultada el 21 de abril de 2012); además, su dinámica suele ser compleja y hacia ellos se genera una serie de expectativas pero también de incertidumbre. Así, se ha documentado que, dependiendo de su tamaño y la estructura de su vegetación, brindan una oportunidad única como hábitats para el resguardo de la biodiversidad (Strauss y Biedermann, 2006; Meffert y Dzioc, 2012; Robinson y Lundholm, 2012), pero esto depende de los estados sucesionales de la vegetación y por lo tanto de su temporalidad (Kattwinkel *et al.*, 2011). También en ellos se desarrollan problemáticas sociales difíciles de controlar; existe la idea de que son lugares “desaprovechados y sin vigilancia” y comúnmente son depositarios de residuos, entre los que sobresalen el cascajo y la basura (Ceballos Ibarra, 1997), generando así perturbaciones en los procesos ecológicos y sociales; además han sido sitios comunes para los asentamientos irregulares, clásicamente marginados y con una fuerte segregación económica y racial (Oechmichen, 2010), y al mismo tiempo son áreas de fuerte “especulación inmobiliaria” (Fausto y Rábago, 2002).

Lo anterior se aplica, en mayor o menor medida, a los otros tipos de vegetación de la ciudad de Pachuca, sumándose además otras problemáticas particulares. Por ejemplo, existe una fuerte presión sobre las zonas de cultivo para que se realice el cambio de uso de suelo, sea por parte de los fraccionadores que quieren comprar esos terrenos a precios simbólicos, o sea por parte del gobierno que amenaza con su expropiación para crecimiento urbano. Por su parte, del total de la superficie cubierta con vegetación remanente, menos del 20% se encuentra bajo un esquema de protección (el llamado Parque Ecológico Cubitos, PEC <http://coedeh.hidalgo.gob.mx/index.php?option=content&task=view&id=82>, día de consulta 6 de febrero de 2013) y el resto se encuentra básicamente bajo el régimen de propiedad privada, cuyos dueños pueden optar por realizar el cambio de uso de suelo en cualquier momento. Por último, aproximadamente 90% de la superficie ocupada por las áreas verdes es propiedad privada (cálculo basado en los resultados obtenidos y en la información contenida en el Plan Municipal de Desarrollo 2012-2016, <http://184.154.16.107/transparencia/4.html> fecha de

consulta 19 de marzo 2013), lo que por un lado indica que los dueños pueden decidir cambiar el uso de suelo en el momento que ellos consideren y por el otro que estas áreas no están disponibles para ser disfrutada por el resto de la población.

También cabe señalar que, aunque se cuenta con diversos instrumentos de planeación territorial regional y municipal (Ordenamiento Ecológico de la Región Valle-Pachuca-Tizayuca, Plan Municipal de Desarrollo 2012-2016, entre otros), la escala con la que están hechos o la generalidad de sus conceptos tienen poco efecto a nivel local y por lo tanto no se proyectan ni se norman los usos de suelo a esta escala. Como consecuencia las áreas con vegetación en la ciudad de Pachuca y su disponibilidad no se encuentra debidamente regulada y por lo tanto su destino dependerá de decisiones político-económicas. Para evitar que dichas decisiones respondan a intereses particulares se sugiere impulsar un ordenamiento local participativo, que recabe información acerca del estado actual de la ciudad y en donde se proyecte su desarrollo con una visión de sustentabilidad urbana, de tal manera que se reglamente el aprovechamiento, fomento y mantenimiento de las zonas con vegetación, con la finalidad de establecer, como menciona Wu (2008), patrones espaciales que promuevan la funcionalidad ecológica, social y económica, aspectos fundamentales para consolidar una ciudad sustentable, además del impulsar estrategias de disminución de consumo de energía y de gases de efecto invernadero, eficiencia en el transporte, tratamiento óptimo de desechos, distribución eficiente del agua y su saneamiento, mejoramiento de la calidad del aire y gobernanza medioambiental (mayor referencia en: http://www.siemens.com/press/pool/de/events/corporate/2010-11-lam/Study-Latin-American-GreenCityindex_spain.pdf consulta realizada el 24 de marzo de 2013).

De las relaciones entre coberturas de suelo. En la literatura comúnmente se menciona que la construcción de infraestructura urbana conlleva la modificación drástica de los ecosistemas (Rees and Wackernagel, 1996; Vitouseck *et al.*, 1997; Miller and Small, 2003; Cohen, 2004; Larsen *et al.*, 2005, Pauleit and Breuste 2011). Coincidiendo con esta idea se obtuvo una relación inversa entre el porcentaje de superficie impermeable y el porcentaje de vegetación en la ciudad de Pachuca. Otros ecosistemas urbanos en donde se ha reportado una relación

similar son la zona metropolitana de Minnesota (Bauer *et al.*, 2004) y la región urbana de Colonia-Bonn (Braun y Herold, 2004). En el caso de Pachuca, el suelo desnudo también resultó estar inversamente relacionado con la superficie impermeable, y esto puede deberse a que la ciudad empezó a crecer de manera importante a partir de 1980 (como se mostró en los resultados), bajo un proyecto de gran expansión urbana, lo que acarrea gastos de inversión muy fuertes y difícilmente sostenibles, más aún si se trata de uno de los estados más pobres de la República. Entonces, es muy probable que durante ese esfuerzo la capacidad constructiva se viera limitada, y como resultado se abandonaron varios de los terrenos que fueron “limpiados” y tratados con una capa de “tepetate” (material que se usa para dar mayor compactación y estabilidad al suelo sobre el que se cimentan las construcciones: Salazar Martínez, com. pers.). De esta manera quedaron diversos espacios con suelo desnudo y con baja capacidad de recuperación ecológica debida a la fuerte modificación estructural del suelo. Asimismo, se debe recordar que en una época la ciudad de Pachuca albergaba actividad minera que generó diversos productos de desecho (jales), colocados en zonas que en su momento eran “las afueras” de la ciudad, pero que actualmente forman parte de ella. Los jales son espacios básicamente de suelo desnudo y, dependiendo de la mineralogía de los yacimientos explotados, contienen restos de metales y minerales en distintas concentraciones que les hacen ambientalmente peligrosos (Mendoza-Amézquita *et al.*, 2006; Romero *et al.*, 2008) y que muchas veces impiden el establecimiento de una comunidad vegetal. Existen intentos de remediación de estos suelos a través de la búsqueda de especies tolerantes que se puedan establecer (Bleeker *et al.*, 2002). En los jales del sur de Pachuca se observaron algunos sitios con escasa vegetación, y se detectó la presencia de individuos poco desarrollados de pino salado, *Tamarix* sp., género cuya distribución original es euroasiática y africana, y varias de sus especies han sido catalogadas como peligrosas por ser invasoras (http://www.conabio.gob.mx/invasoras/index.php/Especies_invasoras_-_Plantas fecha de consulta 6 de mayo 2013). Los jales de Pachuca ocupan aproximadamente 4.5 km² de la ciudad (cálculo realizado en ArcGis®), pero una fracción de los ubicados en el sur han sido usados para establecer una zona residencial y es posible que en el futuro ese sea el destino del resto de los jales y de los sitios con suelo desnudo de la ciudad.

Relaciones entre dimensión ecológica y dimensión social. Por otra parte, la relación entre la superficie impermeable con la densidad poblacional y con la densidad de personas que trabajan en actividades económicas pudiera considerarse incluso intuitiva. En algunas ciudades se ha calculado la superficie impermeable a partir de la densidad poblacional (ejemplo Azar *et al.*, 2013) o también se han generado modelos matemáticos a partir de una de ellas para describir el comportamiento de la otra (Mallick y Rahman, 2012), pero sin que previamente se establezca el tipo de relación que existe entre ambas. En el caso de la ciudad de Pachuca, aunque se encontró una correlación positiva entre esas variables, la dispersión de los datos impidió obtener modelos matemáticos adecuados que representaran esas relaciones. Esta dispersión de datos puede tener su raíz en la discontinuidad de la distribución poblacional en las ciudades debida a diversos aspectos económicos, y que es característica de las urbes modernas (Brueckner, 1986). Algunos investigadores han solucionado este hecho “jerarquizando” o “categorizando” a la superficie impermeable en distintos usos de suelo (residencial, vivienda de interés social, vivienda popular, comercial, etc.) y a partir de ellos obtienen modelos adecuados para representar la relación entre esas variables. Por ejemplo, en la ciudad de Indiana se encontró un modelo lineal con buen ajuste entre la superficie impermeable y la densidad poblacional de las zonas residenciales (Lu *et al.*, 2006); asimismo, en la ciudad de Nueva Jersey se obtuvo una clara relación (logarítmica) entre la densidad poblacional y los distintos usos de suelo (Stanjowski, 1972).

De manera complementaria se observó que, según los análisis de correlación y de varianza, la superficie impermeable, la densidad poblacional y la DPTAE tenían, en general, mayores valores en las zonas más antiguas de la ciudad. En las ciudades medias de México se ha reportado una correlación positiva entre la edad de las construcciones y la densidad poblacional (Álvarez de la Torre, 2011), y esto tiene consecuencias en la estructura de la ciudad: se concentra la población y las actividades económicas (comercio, servicios, recreativas y culturales) en un área, comúnmente la más vieja de la ciudad ubicada en la zona centro (Anas *et al.*, 1998), y se generan anillos concéntricos en los que esas variables van disminuyendo de manera lineal o casi lineal; una ciudad con estas

características es llamada mono-céntrica. Según los resultados Pachuca pudiera ser considerada una ciudad con estructura mono-céntrica, sin embargo es importante mencionar que también se observaron algunas AGEBs de construcción reciente, fuera del centro de la ciudad, que estaban densamente pobladas y con actividad económica importante. En algunas ciudades europeas y norteamericanas se ha observado este patrón (Newling, 1978 citado por: Álvarez de la Torre, 2011) en donde la estructura urbana está cambiando a una estructura poli-céntrica: se crean “nodos” de población, vivienda y empleo en distintos puntos de la ciudad (no necesariamente en el centro), lo que a su vez genera cambios en los procesos constructivos y tecnológicos, en el desarrollo económico, en los estilos de vida, en el desarrollo, dinámica y conectividad social, en la cultura, en el paisaje y en los procesos ecológicos de las ciudades (Anas *et al.*, 1998; Heikkila *et al.*, 1989; Alberti, 2005; Escolano y Ortiz, 2005; Garrocho y Campos, 2007; Gallo Rivera *et al.*, 2010; Gonzales de Olarte y del Pozo Segura, 2012). Considerando esto y observando el valor relativamente bajo del coeficiente de determinación del modelo lineal (edad vs DPTAE), la dispersión de los datos de densidad poblacional y la fragmentación espacial de algunos grupos de edad, se puede pensar que a partir del boom de crecimiento de los 80's, la estructura de Pachuca está evolucionado hacia un modelo poli-céntrico, con el centro como sitio de alta densidad poblacional y actividad económica, y al menos otros dos nodos importantes de densidad poblacional y de actividad económica en el sur y el sureste. Cabe señalar que las ciudades poli-céntricas imprimen un nuevo reto a las investigaciones que pretenden estudiar el gradiente urbano.

Paisajes ecológico-sociales (hábitats estructurales) de Pachuca. Se sabe que los impactos de las actividades humanas traspasan los límites entre los hábitats (Vitousek *et al.*, 1997), y en el caso particular de las ciudades generan diferencias entre parches de un mismo hábitat, lo cual causa mayor heterogeneidad (Andersson, 2006). En el caso de Pachuca se pudo notar este hecho, en el sentido de que cuando se analizaron sólo las combinaciones de las coberturas de suelo (categorías A, B, C y D, junto con los tipos de vegetación, primeras dos columnas de la Tabla 1.4) en las AGEBs se percibieron 14 paisajes, pero al añadir indicadores de actividades humanas, es decir las categorías de intensidad de uso y la edad de las construcciones, los paisajes aumentan casi al doble (27 paisajes)

en el primer caso y a más del triple (49 paisajes) cuando se suma la edad (tercera y quinta columna de la Tabla 1.4). Llama la atención que al analizar los paisajes a partir de la edad, se observan dos grupos contrastantes: uno con edad de construcción anterior a 1979 (grupo “34 años o más”) y el otro con edad de construcción después de 2004 (grupo “sin construcciones”). La mayoría de las AGEBs del grupo “34 años y más” tuvieron paisajes con 50% o menos de vegetación, con intensidad de uso mayor a 2500 pers/km² y dominados básicamente por áreas verdes y terrenos baldíos, mientras que los paisajes de las AGEBs del grupo “sin construcciones” tuvieron en general 50% o más de vegetación (o suelo desnudo), intensidad de uso menor a 2500 pers/km² y estuvieron dominados principalmente por cultivos (Tabla 1.4). Por su parte, las AGEBs construidas entre 1998 y 2004 presentaron la mayor heterogeneidad paisajística y la mayoría de los paisajes obtenidos (³/₄) se localizaba en las AGEBs construidas entre 1980 y 2004; los hábitats en ambos periodos resultaron ser graduaciones de paisajes intermedios.

La utilidad de la descripción de estos paisajes para explicar las variaciones en la biodiversidad aún no ha sido probada y es necesario realizar proyectos para evaluar si esta forma de entender la ciudad explica los patrones y procesos en el ecosistema urbano de Pachuca. Como hipótesis se podría plantear que en los paisajes contrastantes, la riqueza de especies cambiará drásticamente.

LITERATURA CITADA

- Adams, L.W. 1994. Urban wildlife habitats: a landscape perspective. University of Minnesota. Minnesota, U.S.A.
- Akbari, H. y L. Shea Rose. 2001. Characterizing the fabric of the urban environment: a case study if Salt Lake City, Utha. Report U.S. Environmental Protection Agency, Department of Energy, U.S.A. 51 pp.
- Alberti, M. 2005. The effects if urban patterns on ecosystem function. *International Regional Science Review* **28**:168-192.
- Anas, A., R. Arnott y K. A. Small. 1998. Urban spatial structure. *Journal of Economic Literature* **36**:1426-1464.
- Andersson, E. 2006. Urban landscapes and sustainable cities. *Ecology and Society* **11**:34.
- Antrop, M. 2000. Background concepts for integrated landscape analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **77**:17-28.
- Álvarez de la Torre, G. 2011. Estructura y temporalidad urbana de las ciudades intermedias en México. *Frontera Norte* **23**: 91-124.

- Azar, D., R. Engstrom, J. Graesser y J. Comentez. 2013. Generation of fine-scale population layers using multi-resolution satellite imagery and geospatial data. *Remote Sensing Environment* **130**:219-232.
- Baldwin, A.H. 2011. Plant communities of urban wetlands: patterns and controlling processes. En: Niemelä, J. (ed.) *Urban Ecology*. Oxford University Press. USA. pp. 77-84.
- Bauer, A. E., N. J. Heinert, J. K. Doyle y F. Yuan. 2004. Impervious surface mapping and change monitoring using Landsat remote sensing. ASPRS annual conference proceedings, May 23-28, Denver Colorado. Bethesda, MD, American Society for Photogrammetry and Remote Sensing.
- Bautista Ramírez, V.A., V.D. Ramírez Jiménez y M.R. Palomares Reséndiz. 2007. Cuaderno estadístico de la zona metropolitana de Pachuca. Instituto Municipal de Investigación y Planeación, Pachuca, México.
- Bleeker, P. M., A. G. L. Assunção, P. M. Teiga, T. de Koe, J. A. C. Verkleij. 2002. Revegetation of the acidic, As contaminated jales mine spoil tips using a combination of spoil amendments and tolerant grasses. *Science of the Total Environment* **300**:1-13.
- Bolund, P. y S. Hunhammar. 1999. Analysis: ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics* **29**: 293–301.
- Borgström, S.T., Elmqvist, T., Angelstam, P. y Alfsen-Norodom, C. 2006. Scale mismatches of urban landscapes. *Ecology and Society* **11**:16.
- Boone, C., M.L. Cadenasso, J. Morgan Grove, K. Schwarz and G.L. Buckley. 2010. Landscape, vegetation characteristics, and group identity in an urban and suburban watershed: why the 60s matter. *Urban Ecosystems* **13**:255-271.
- Braun, M., & Herold, M. 2004 (February). Mapping imperviousness using NDVI and linear spectral unmixing of ASTER data in the Cologne-Bonn region (Germany). En *Remote Sensing International Society for Optics and Photonics*. 274-284 pp.
- Brueckner J.K. 1986. A switching regression analysis of urban population density. *Journal of Urban Economics* **19**:174-189.
- Campbell, S. 1996. Green cities, growing cities, just cities? Urban planning and the contradictions of sustainable development. *Journal of the American Planning Association* **62**:296-312.
- Castro Lozano, V. y G. Vargas Cuervo. 2009. Guía de clasificación morfológica de zonas urbanas a partir de sensores remotos. *Aracne Revista Electrónica de recursos en Internet sobre Geografía y Ciencias Sociales*. Universidad de Barcelona no. 120.
- Ceballos Ibarra, W. 1997. Enverdecimiento urbano en Chile. En: Krishnamurthy, L. y J. Rente Nascimento (eds). *Áreas verdes urbanas en Latinoamérica y el Caribe, Memorias del seminario internacional*. Banco Interamericano de Desarrollo. México. pp. 231-251.
- Cohen, B. 2004. Urban growth in developing countries: a review of current trends and a caution regarding existing forecasts. *World Development*, **32**:23–51.
- Couloigner, I. y Ranchin, T. 2000. Mapping of urban areas: a multiresolution modeling approach for semi-automatic extraction of street. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing*, **66**:867–874.
- Chaturvedi, A. R. Kamble, N.G. Patli y A. Chaturvedi. 2012. City-forest relationship in Nagpur: one of the greenest cities of India. *Urban Forestry & Urban Greening* en prensa.
- Chiesura, A. 2004. The role of urban parks for the sustainable city. *Landscape and Urban Planning* **68**:129-138.

- Doxani, G., S. Siachalou y M. Tsakiri-Strati. 2008. An object-oriented approach to urban land covers change detection. *The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Science* Vol. XXXVII part B7. Beijing 2008. pp. 1655-1660.
- Dunn, C.P. y L. Heneghan. 2011. Composition and diversity of urban vegetation. En: Niemelä, J. (ed.) *Urban Ecology*. Oxford University Press. U.S.A.
- Durieux, L., Lagabrielle, E. y Nelson, A. 2008. A method for monitoring building construction in urban sprawl areas using object-based analysis of Spot 5 images and existing GIS data. *Journal of Photogrammetry and Remote Sensing*, **63**:399–408.
- Escolano, S. y J. Ortiz. 2005. La formación de un modelo policéntrico de la actividad comercial en el Gran Santiago (Chile). *Revista de Geografía Norte Grande* **34**:53-64.
- Fausto, A. y J. Rábago. 2002. ¿Vacíos urbanos o vacíos de poder metropolitano? *Boletín CF+S* **21**: el pasado es un país extraño.
- Fleming, G. 1999. Plan de desarrollo regional de la zona metropolitana de Pachuca. SEDESOL-Gobierno del Estado de Hidalgo. México.
- Gallo Rivera, M.T., R. Garrido Yserte y M. Vibar Águila. 2010. Cambios territoriales en la comunidad de Madrid: policentrismo y dispersión. *EUER* **36**:5-26.
- Garrocho C. y J. Campos. 2007. Dinámica de la estructura policéntrica del empleo terciario en el área metropolitana de Toluca, 1994-2004. *Papeles de Población* **52**:110-135.
- Gaston, K.J., Z.G. Davies y J.L. Edmondson. 2010. Urban environments and ecosystem functions. En: Gaston K.J. (ed.) 2010. *Urban Ecology*. Cambridge University Press. UK. pp. 35-52.
- Gómez Aíza, L. 2008. Reproducción sexual de *Agave salmiana* y *Yucca filifera* (Agavaceae) en Pachuca: atracción de avifauna y producción de semillas y su relación con la heterogeneidad del paisaje. Tesis de Maestría, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México.
- González de Olarte, E. y J. M. del Pozo Segura. 2012. Lima, una ciudad policéntrica. Un análisis a partir de la localización del empleo. *Investigaciones Regionales* **23**:29-52
- Guañes Rego, L.F. 2003. Automatic land-cover classification derived from high-resolution IKONOS satellite image in the urban Atlantic forest in Rio de Janeiro, Brasil by means of an objects-oriented approach. Tesis de Doctorado, Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Albert-Ludwig Freiburg i. Breisgau, Alemania.
- Hájek F. 2006. Object analysis of IKONOS XS and pan-sharpened imagery in comparison for purpose of tree species estimation. First International Conference on Object-based Image Analysis (OBIA, Australia). Commission 4. International Society for Photogrammetry and Remote Sensing.
- Haverkamp, D. 2002. Extracting straight road structure in urban environments using IKONOS satellite imagery. *Optical Engineering* **41**:2104–2110.
- Heikkilä, E., P. Gordon, J. I. Kim, R. B. Peiser, H. W. Richardson y D. Dale-Johnson. 1989. What happened to the CBD-distance gradient? Land values in a policentric city. *Environment and Planning A*, **21**:221-232.
- INEGI. 1993. Cuaderno estadístico municipal, Pachuca de Soto Hidalgo. INEGI, Aguascalientes, México.
- INEGI. 2000. Ciudades capitales: una visión histórico-urbana, disco compacto. INEGI, Aguascalientes, México.

- INEGI. 2007. IRIS-SINCE, II Censo de Población y Vivienda, 2005, disco compacto. INEGI, Aguascalientes, México.
- INEGI. 2008a. Densidad de población, versión en línea: <http://cuentame.inegi.gob.mx/impresion/poblacion/densidad.asp>
- INEGI. 2008b. Proyecto Censos Económicos 2004, disco compacto. INEGI, Aguascalientes, México.
- INEGI. 2011. Censo de Población y Vivienda 2010. INEGI, México.
- Jacobsen K. y G. Büyüksalih. 2008. Topographic mapping from space: EARSeL Workshop "Remote Sensing for Developing Countries in Conjunction with GISDECO 08". Istanbul.
- Jin, X. y Davis, C.H. 2005. Automated building extraction from high-resolution satellite imagery in urban areas using structural, contextual, and spectral information. *EURASIP Journal on Applied Signal Processing* **14**:2196–2206.
- Kattwinkel, M., R. Biedermann y M. Kleyer. 2011. Temporary conservation for urban biodiversity. *Biological Conservation* **144**:2335-2343.
- Kuchelmeister, G. 1998. Urban Forestry: Present Situation and Prospects in the Asia and Pacific region, FAO Asia-Pacific Forestry Sector Outlook Study. FAO Reporte de trabajo No: APFSOS/WP/44, Organización de Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, Roma.
- Larsen, T.H., N.M. Williams y C. Kremen. 2005. Extinction order and altered community structure rapidly disrupt ecosystem functioning. *Ecology Letters*, **8**:538–547.
- Longley, P.A. y V. Mesev. 2001. Measuring urban morphology using remotely-sensed imagery. En: Donnay, Jean-Paul, Mike J. Barnsley y Paul A. Longley. 2001. *Remote sensing and urban analysis*. Taylor and Francis Inc. Great Britain.
- Lu, D. y Q. Weng. 2006. Use of impervious surface in urban land-use classification. *Remote Sensing of Environment* **102**:146-160.
- Lu, D., Q. Weng y G. Li. 2006. Residential population estimation using a remote sensing derived impervious surface. *International Journal of Remote Sensing* **27**:3553-3570.
- Lundholm, J. 2011. Vegetation of urban hard surfaces. En: Niemelä, J. (ed.) *Urban Ecology*. Oxford University Press. USA. pp. 93-102.
- Madaleno, I. M. 2001. Cities of the future: urban agriculture in the third millennium. *Food Nutrition and Agriculture* **29**:14-21.
- Mallick, J. y A. Rahman. 2012. Impact of population density on the surface temperature and micro-climate of Delhi. *Current Science* **102**:1708-1713.
- Masev, Victor. 1998. The use of census data in urban image classification. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* **5**:431-438.
- Mathieu, R., Freeman, C. y Aryal, J. 2007a. Mapping private gardens in urban areas using object-oriented techniques and very high-resolution satellite imagery. *Landscape and Urban Planning* **20**:179–192.
- Mathieu, R., Aryal, J. y Chong, A.K. 2007b. Object-based classification of IKONOS imagery for mapping large-scale vegetation communities in urban areas. *Sensor*, **7**:2860–2880.
- Meffert, P. J. y F. Dziock. 2012. What determines occurrence of threatened bird species on urban wastelands? *Biological Conservation* **153**:87-96.
- Mena, J.B. y Malpica, J.A. 2005. An automatic method for road extraction in rural and semi-urban areas starting from high resolution satellite imagery. *Pattern Recognition Letters* **26**:1201-1220

- Mendoza-Amézquita, E., M. A. Armienta-Hernández, C. Ayora, A. Soler y E. Ramos-Ramírez. 2006. Potencial lixiviación de elementos traza en jales de las minas La Asunción y Las Torres, en el Distrito Minero de Guanajuato, México. *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas* **23**:75-83.
- Miller, R.B. y C. Small. 2003. Cities from space: potential applications of remote sensing in urban environmental research and policy. *Environmental Science & Policy*, **6**:129-137.
- Municipio de Pachuca de Soto, Hidalgo. 2006. Plan Municipal de Desarrollo 2006-2009. H. Ayuntamiento de Pachuca de Soto, Hidalgo. México.
- Niemelä, 1999. Ecology and urban planning. *Biodiversity and Conservation* **8**:119-131.
- Nowak, D.J., R.A. Rowntree, E. G. McPherson, S. M. Sisinni, E. R. Kerkmann, J.C. Stevens. 1996. Measuring and analyzing urban tree cover. *Landscape and Urban Planning* **36**: 49-57.
- Oechmichen, C. 2010. Espacio urbano y segregación étnica en la ciudad de México. *VillaLibre, cuadernos de estudios sociales urbanos* **6**:61-75.
- Parlow, E. 2011. Urban Climate. En: *Urban Ecology*, Niemelä, J. (Ed.). Oxford University Press. U.S.A., pp.31-44
- Pauleit, S. and J.H., Breuste. 2011. Land-use and surface-cover as urban ecological indicators. En: *Urban Ecology*, Niemelä, J. (Ed.). Oxford University Press. U.S.A. pp. 19-30.
- Pham, T.T.H., Aparicio, P., Séguin A.M. y Gagnion, M. 2011. Mapping the greenscape and environmental equity in Montreal: an application of remote sensing and GIS. *Mapping Environmental Issues in the City* **1**:30-48.
- Qian J., Q. Zhou y Q. Hou. 2007. Comparison of pixel-based and object-oriented classification methods for extracting build-up areas in arid zone. *ISPRS Workshop on Updating Geo-spatial Databases with imagery & the 5th ISPRS Workshop on DMGISs, Urumchi, Xingjiang, China*.
- Quingley, M.F. 2011. Potemkin gardens: biodiversity in small designed landscapes. En: Niemelä, J. (ed.) *Urban Ecology*. Oxford University Press. U.S.A. pp. 85-92.
- Rashed, T., J.R. Weeks, D. Stow y D. Fugate. 2005. Measuring temporal composition of urban morphology through spectral mixture analysis: toward a soft approach to change analysis in crowded cities. *International Journal of Remote Sensing* **26**:699-718.
- Renaud, M., J. Aryal y A.K. Chong. 2007. Object-based classification of IKONOS imagery for mapping large-scale vegetation communities in urban areas. *Sensor* **7**:2860-2880.
- Rees, W. y M.Wackernagel. 1996. Urban ecological footprints: why cities cannot be sustainable and why they are a key to sustainability. *Environmental Impact Assessment Review*, **16**:223-248.
- Ridd, M.K. 1995. Exploring a V-I-S (vegetation-impervious surface-soil) model for urban ecosystem analysis through remote sensing: comparative anatomy for cities. *International Journal of Remote Sensing* **16**:2165-2185.
- Robinson, S. L. y J. T. Lunholm. 2012. Ecosystem services provided by urban spontaneous vegetation. *Urban Ecosystems* **15**:545-557.
- Romero, F. M., A. A. Armienta, M. E. Gutiérrez y G. Villaseñor. 2008. Factores geológicos y climáticos que determinan la peligrosidad y el impacto ambiental de jales mineros. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* **24**: 43-54.

- Romero, H., M. Salgado y P. Smith. 2010. Cambios climáticos y climas urbanos: relaciones entre zonas termales y condiciones socioeconómicas de la población de Santiago de Chile. *Revista INVI* **70**:151-179.
- Rosenzweig, C., W.D. Solecki, L. Parshall, B. Lynn, J. Cox, R. Goldberg, S. Hodges, S. Gaffin, R.B. Slosberg, P. Savio, F. Dunstan y M. Watson. 2009. Mitigating New York City's heat island: integrating stakeholder perspectives and scientific information. *American Meteorological Society*, **90**:1297-1312.
- Sawaya, K.E., L.G. Olmanson, N.J. Heinert, P.L. Brezonik y E. Bauer. 2003. Extending satellite remote sensing to local scales: land and water resource monitoring using high-resolution imagery. *Remote Sensing of Environment* **88**:144-156.
- SEDESOL, CONAPO e INEGI. 2004. Delimitación de las zonas metropolitanas de México. SEDESOL-CONAPO-INEGI. México.
- Shoshat, E., P.S. Warren, S.H. Faeth, N.E. McIntyre y D. Hope. 2006. From patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution* **21**:186-192.
- Sorensen, A., V. Barzetti, K. Keipi y J. Williams. 1998. Manejo de áreas verdes urbanas. Documento de buenas prácticas, Departamento de Desarrollo Sostenible del Banco Interamericano de Desarrollo. Washington, D.C. U.S.A. 64 pp.
- Stankowski, S. J. 1972. Population density as an indirect indicator of urban and suburban land-surface modifications. *US Geological Survey Professional Paper*, vol. 800. U.S.A. pp. 219-224
- Strauss, B. y R. Biedermann. 2006. Urban brownfields as temporary habitats: driving forces for the diversity of phytophagous insects. *Ecogeography* **29**:928-940.
- Vitousek, P.M., H.A. Mooney, J. Lubchenco y J.M. Melillo. 1997. Human domination of Earth's ecosystems. *Science* **25**:494-499.
- Weeks, J. 2003. Using remote sensing and geographic information system to identify the underlying properties of urban environments. En: Champion, T. y H. Graeme (Eds.) *New forms of urbanization beyond the urban-rural dichotomy*. Ashgate Publishing Co. UK. pp. 323-343.
- White, J.G., Antos, M.J., Fitzsimons, J.A. y Palmer, G.C. 2005. Non-uniform bird assemblages in urban environments: the influence of streetscape vegetation. *Landscape and Urban Planning* **71**:123-135.
- Wu, J. 2008. Making the case for landscape ecology an effective approach to urban sustainability. *Landscape Journal* **27**:41-50.
- Zhou G. 2006. Detecting the socioeconomic conditions of urban neighborhoods through wavelet analysis of remotely sensed imagery. Tesis Doctoral, Louisiana State University and Agricultural and Mechanical College. U.S.A.
- Zipperer, W.C., W.C. Morse and C. Johnson Gaither. 2012. Linking social and ecological systems. En: Niemelä, J. (Ed.). *Urban Ecology*. Oxford University Press, USA. pp. 298-308.

CAPÍTULO 2.

DIVERSIDAD, COMPORTAMIENTO Y DISTRIBUCIÓN DE AVES VISITANTES A INFLORESCENCIAS DE *AGAVE SALMIANA* EN LOS DISTINTOS HÁBITATS DE LA CIUDAD DE PACHUCA

RESUMEN

En este capítulo se buscó describir patrones de la comunidad de aves que visitan las flores de *Agave salmiana* y explicar las variaciones en su riqueza (de especies, gremios y comportamientos) diversidad conductual (como caso particular de la riqueza funcional, en donde se analizaron riqueza, equitatividad y divergencia conductuales), distribución de especies y composición ensambles, en función de algunas variables que caracterizan los hábitats de la ciudad de Pachuca en dos escalas espaciales. Se llevó a cabo un muestreo en dos años (2009 y 2010) para documentar las aves que visitaron diversas inflorescencias de *A. salmiana* ubicadas en distintos puntos de la ciudad. Se registró cada una de las especies, su gremio y su estatus de residencia y las actividades que realizaban. Se determinaron los paisajes ecológico-sociales en donde se localizaban las inflorescencias (Capítulo 1), las coberturas de suelo particulares que las rodeaban en un radio de 100 m, así como los promedios de tráfico vehicular y el ruido que existieron en los momentos del muestreo. Se observaron 34 especies de aves visitantes, 20 residentes y 14 migratorias; 11 omnívoras, 10 granívoras, seis insectívoras, cinco nectarívoras, una frugívora y una carnívora. Se llegó a más del 70% de completitud del inventario. En general el ensamble de aves que visitan las flores de *A. salmiana* presentó un patrón de inequitatividad (es decir, algunas visitan muy seguido las inflorescencias mientras que otras son raras) en la ciudad; dos de las especies dominantes fueron nectarívoras y una granívora, todas ellas aves residentes. También en general la mayor proporción de visitas fue realizada para consumo de néctar y en menor proporción se realizaron vocalizaciones, actividades de descanso y de defensa territorial. Por otro lado, al analizar la riqueza de especies en función de los paisajes ecológico-sociales se observaron patrones cuando se revisaron los valores máximos de riqueza. También se encontró correlación de la riqueza de especies, en particular la riqueza de nectarívoras, con las variables que componen los paisajes ecológico-sociales. Sólo la riqueza de aves nectarívoras respondió a los factores locales del hábitat, en particular disminuyó con el porcentaje de superficie impermeable. Igualmente se encontró una correlación débil negativa entre la riqueza conductual y el promedio de tráfico vehicular y una débil positiva entre la divergencia conductual y el porcentaje de superficie impermeable. Por su parte, se realizaron análisis de correspondencia canónica (CCA) usando las variables de los paisajes ecológico-sociales y las variables locales (cobertura de suelo en un radio de 100 m, promedios de ruido y tráfico vehicular) y se encontró que las aves visitantes a las flores de *A. salmiana* forman cuatro ensambles de especies dependiendo de las variables usadas. Esos grupos se pueden catalogar como urbanistas potenciales, convencionales, estables o completos (según las categorías de Nocedal, 1987). Un resultado importante fue que algunas especies se mantienen en la misma categoría independientemente de la escala de análisis, son especies fundamentalmente residentes, granívoras o insectívoras, mientras que otras especies cambian de categoría con la escala de análisis, son principalmente migratorias y omnívoras. Los resultados de este capítulo podrían servir como insumos para desarrollar modelos de distribución de aves en el ambiente urbano y como fundamento para elaborar planes de conservación y manejo de fauna en la ciudad.

PALABRAS CLAVE: riqueza de especies, riqueza de gremios, riqueza de comportamientos, diversidad conductual, especies urbanistas, escalas espaciales, estatus de residencia, coberturas de suelo, tráfico vehicular, ruido

INTRODUCCIÓN

La historia natural de las aves ha sido ampliamente documentada y es bien conocida su sensibilidad a las variaciones del hábitat y a las perturbaciones antrópicas (Wiens, 1989; Savard *et al.*, 2000; Slabbekoorn y Ripmeester, 2008), posiblemente por ello ha sido uno de los grupo biológicos más investigados en los

ecosistemas urbanos (Gangé y Fahrig, 2011). Algunos resultados de esos estudios han mostrado que existen especies que pueden colonizar y explotar exitosamente esos ambientes (Evans *et al.*, 2009a; Sol *et al.*, 2013). Éstas se han diferenciado de aquellas que toleran pero que no se establecen en las ciudades y también de aquellas que no pueden habitar ahí (especies urbano-explotadoras urbano-adaptables y urbano-evitadoras respectivamente: Blair, 1996). Comúnmente las aves urbano-explotadoras (también “synanthropic species” en inglés) son especies generalistas, sedentarias, muchas de ellas adaptadas a ambientes rocosos, en general anidan en lugares altos, son dependientes de los recursos que genera el humano (McKinney, 2002; Croci *et al.*, 2008), usualmente son especies exóticas pero también pueden ser especies nativas y presentan alta abundancia en los sitios “más urbanizados” (Conole, 2011). Las especies urbano-tolerantes son en general especies de borde que se encuentran en las áreas suburbanas, forrajean típicamente a nivel del suelo o en el aire, en general son omnívoras y granívoras, y muchas de ellas anidan en cavidades (McKinney, 2002). Las especies urbano-evitadoras son sensibles a las perturbaciones del hábitat y a la presencia del humano y sus mascotas, en general son especialistas, muchas de ellas son insectívoras que se alimentan en los árboles, pueden ser migratorias neotropicales y/o anidadoras a nivel de suelo (McKinney, 2002); también se ha mencionado que invierten gran parte de su energía en la reproducción, lo que parece ir en detrimento de su adaptación a los ecosistemas urbanos (Croci *et al.*, 2008).

La capacidad de conquista de las zonas más urbanizadas depende de la plasticidad y adaptación que cada especie desarrolla a las condiciones novedosas (Luniak, 2004). Se sabe que las especies con esa plasticidad exhiben comportamientos “osados” ante ambientes o situaciones desconocidas –neofilia (Atwell *et al.*, 2012), ya sea explorando nuevos tipos de alimentos (Toledo y Moreira, 2008; Sol *et al.*, 2011), “ajustando” sus comportamientos (Fernández-Juricic *et al.*, 2005; Fernández-Juricic y Tran, 2007; Valcarcel y Fernández Juricic, 2009), o los niveles de estrés a las diversas perturbaciones, con su consecuente adecuación fisiológica (Partacke *et al.*, 2006). La capacidad de exploración de los ambientes nuevos es especie-específica, pero también parecen existir variaciones a nivel individual, lo que ha sido reportado como “síndromes de comportamiento”

entre las poblaciones (Evans *et al.*, 2010). Estos temas han sido poco explorados en las ciudades de México.

Por otro lado, en diversas ciudades del mundo incluyendo algunas de México, se ha documentado que la urbanización (que podría ser medida a través de las variaciones en los factores que definen los hábitats urbanos) genera cambios en la distribución y abundancia de las familias, de los gremios y de las proporciones en los estatus de residencia de las aves (Lim y Sodhi, 2004; MacGregor-Fors, 2008; MacGregor-Fors *et al.*, 2010; Reis *et al.*, 2012), a lo que se suman variaciones en las proporciones de los distintos grupos funcionales (Ortega-Álvarez y MacGregor-Fors, 2009; Leveau, 2013). El estudio de la diversidad funcional -grado de diferencias funcionales entre las especies que afectan la integridad de los procesos ecológicos y de la dinámica del ecosistema (mayor información y mediciones en Mason *et al.*, 2005 y Villéger *et al.*, 2008) ha demostrado ser muy útil para documentar los atributos que ayudan a los organismos a adecuarse a las distintas condiciones del medio (Díaz y Cabido, 2001). En particular los estudios de la diversidad de los rasgos asociados al comportamiento han mostrado que existen modificaciones de conducta entre poblaciones relacionadas con las variaciones geográficas (Foster, 1999) y en las condiciones ambientales (Dingemanse y Wolf, 2013), pero esto no ha sido explorado en los ecosistemas urbanos.

Por su parte, se ha documentado que la riqueza y abundancia de las aves en las ciudades cambian en función de la calidad y configuración de los hábitats disponibles (Hohtola, 1978; Beissinger y Osborne, 1982; Clergeau *et al.*, 2001; Green y Baker, 2003; Melles *et al.*, 2003; White *et al.*, 2005; Sandström *et al.*, 2006; Donnelly y Marzluff, 2006; Evans *et al.*, 2009b), de factores paisajísticos (Jokimäki y Kaisanlahti-Jokimäki, 2003; Chamberlain *et al.*, 2004; Faggi y Perepelizin, 2006; Carbó Ramírez, 2008; Carbó-Ramírez y Zuria, 2011; Gómez Aíza y Zuria, 2010), de la presencia, cantidad y de disponibilidad de recursos (Munyenyembe *et al.*, 1989; González Oreja *et al.*, 2007; Schochat *et al.*, 2004; Pineda-López, *et al.*, 2010), de la depredación (López-Flores *et al.*, 2009), de las preferencias particulares de cada especie (Jokimäki, 1999), o bien de factores relacionados con la dinámica citadina, como la edad de las construcciones, la

densidad poblacional, el estatus económico de las personas, el desempleo, la educación, la cultura o la etnicidad (Masev, 1998; Longley y Mesev, 2001; Lepczyk *et al.*, 2004; Kinzing *et al.*, 2005; Melles, 2005; Loss *et al.*, 2009; Strohbach *et al.*, 2009). Estos resultados son relevantes porque explican de manera general cómo se estructura la comunidad de aves en las zonas urbanas. Sin embargo, en las ciudades de México aún se requiere documentar las variaciones en la riqueza de aves en función de variables sociodemográficas y el tipo de relaciones que se establecen entre la urbanización y las comunidades de aves. Esto es importante porque brinda las bases para generar los modelos de distribución de las especies en las ciudades.

Este capítulo se investigó las relaciones en dos escalas espaciales de algunos factores que definen a los hábitats de la ciudad de Pachuca con algunas respuestas de la comunidad de aves. Para ello se elaboró un inventario de especies de aves visitantes a las inflorescencias de *Agave salmiana*, se revisó la completitud del mismo y se hicieron algunas inferencias generales acerca de la estructura del ensamble que se forma. Las preguntas a contestar en éste capítulo fueron cómo y a qué escala (ya fuera a nivel de paisajes ecológico-sociales - Capítulo 1-, o a nivel local con coberturas de suelo, el tráfico vehicular y ruido) los factores que definen los hábitat urbanos afectan a la riqueza –de gremios, de especies y de actividades-, la “diversidad conductual” (como un ejemplo particular de diversidad funcional) y la distribución de las especies de aves que visitan las flores de *Agave salmiana*. Los resultados se discuten de manera general en términos de completitud del inventario, patrones de dominancia de la comunidad y actividades generales que se realizan las aves en las inflorescencias de *A. salmiana*. También se resaltan los resultados de las relaciones de las riquezas analizadas con los factores que definen los hábitats urbanos, así como la consistencia o inconsistencia de la distribución de las especies en función de las escalas espaciales que definen los hábitats urbanos de Pachuca.

MATERIALES Y MÉTODOS

El muestreo de aves. Durante dos años (2009 y 2010) se geo-referenciaron (GPS60 GARMIN) 38 individuos de *Agave salmiana* en proceso de floración. Aunque existen diversos individuos de esta especie en la ciudad, los sitios del

muestreo se limitaron a aquellos en donde los individuos presentaran inflorescencia. La distribución espacial de los sitios de muestreo puede ser consultada en la Figura 2.1. Cabe señalar que fue necesario trasplantar 12 individuos con inflorescencia para tener una mayor heterogeneidad de hábitats (se llevó a cabo una investigación preliminar para determinar si el trasplante afectaba las visitas de las aves y se encontró que no afectaba). El muestreo se realizó de marzo a julio –tiempo de floración de esta especie (Gómez Aíza y Zuria 2010); las observaciones se llevaron a cabo durante dos horas continuas, de 8:00 a 10:00 a.m. (una hora después del amanecer, tiempo de verano). Cada agave se observó por duplicado dejando un intervalo de al menos 10 días entre una y otra observación, por tanto se tuvieron registros por cuatro horas para cada inflorescencia. Para ser muestreadas, las inflorescencias debían tener al menos cuatro panículas con flores estaminadas (presencia de estambres) y/o pistiladas (presencia de pistilos) (estados fenológicos 2.4 a 3.3 de Arizaga *et al.*, 2000), período de mayor producción de néctar. Siguiendo a Gómez Aíza y Zuria (2010) las observaciones fueron realizadas a una distancia de al menos 7 metros de los individuos de *A. salmiana*.

Se identificaron todas las especies de aves que llegaron a las inflorescencias (guías: Howell y Webb, 1995; Sibley, 2001; Howell, 2002; National Geographic, 2006) usando binoculares 8x42. Se determinó el gremio trófico (nectarívoro, insectívoro, granívoro, frugívoro, omnívoro o carnívoro) y el estatus de residencia (residente o migratorio) de cada especie (Zuria com. pers.), así como la(s) actividad(es) realizada(s) por cada individuo durante el tiempo de visita. Las actividades se definieron de la siguiente manera: forrajeo (especificando el tipo de alimento que consumen, ya fuera néctar, polen, insectos u otro recurso), percha y observación (el individuo descansa o examina la inflorescencia al estar posando en alguna parte de ella), acicalamiento (el individuo hace movimientos con el pico o las patas sobre su cuerpo o se limpia el pico frotándolo con alguna parte de la inflorescencia), vocalización (el individuo emite sonidos al llegar, durante o al irse de la inflorescencia), revoloteo (el individuo vuela alrededor de la inflorescencia pero no la toca), demostración de cortejo o comunicación no vocal (interacciones entre dos individuos de la misma especie, ya fuera a través de contacto físico o

visual, pero distintas a la defensa del territorio) y defensa territorial (un individuo ataca a otro(s) individuo(s) de la misma u otra especie).

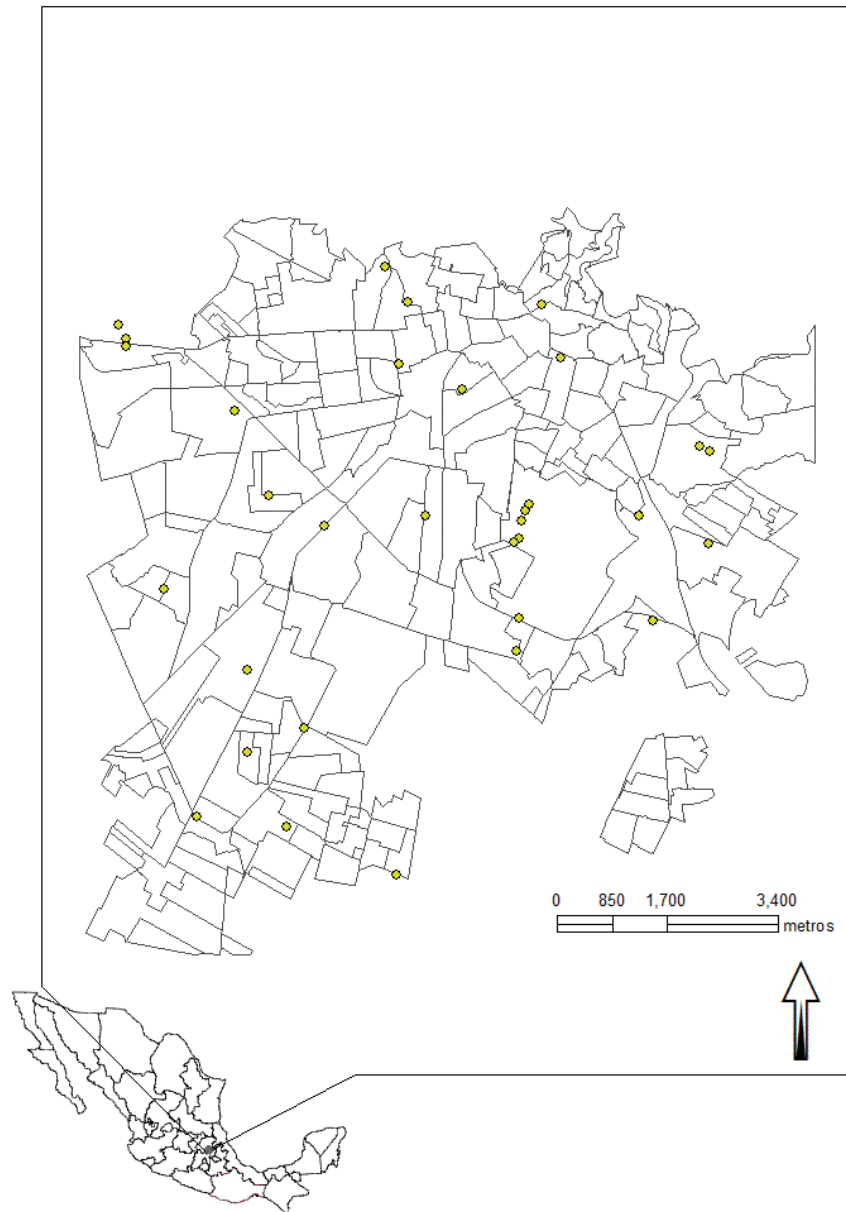


Figura 2.1. Ciudad de Pachuca en donde se observan sus AGEBs y la distribución de los puntos de muestreo

Factores que caracterizan a los hábitats urbanos. Los factores que se usaron para definir los hábitats urbanos se midieron en dos escalas espaciales. La primera fue la escala de los paisajes ecológico-sociales (Capítulo 1). En cuanto a la escala

local, se establecieron las coberturas de suelo que rodeaban a cada agave en un radio de 100 m (siguiendo a Gómez Aíza, 2008); se usaron las clasificaciones de la imagen de satélite IKONOS-2 obtenidas en el Capítulo 1 (superficie impermeable, suelo desnudo, vegetación; áreas verdes, vegetación remanente, cultivos y terrenos baldíos) y se verificaron en campo; en caso de que no hubiera correspondencia entre ambas (clasificación y campo), se procedió a su corrección (ArcGis®). Se determinó el porcentaje del área ocupada por cada cobertura y para cada círculo. De manera simultánea al muestreo, se realizó el conteo de los vehículos que transitaban en la calle más cercana (a una distancia no mayor de 50 metros): en caso de que la calle tuviera poco tránsito, se registró el momento en el que pasó el vehículo; si la calle presentaba más tránsito, se realizaron cuatro conteos de 1, 5 ó 10 minutos (dependiendo de la afluencia vehicular) cada media hora (8:00, 8:30, 9:00, y 9:30) y se calculó su valor promedio (coches/minuto) en cada sitio de muestreo. Igualmente se midieron los niveles de ruido alrededor de cada agave: en 2009 se usó un sonómetro EXTECH INSTRUMENT 407732 realizando la lectura cada media hora y en 2010 un sonómetro datalogger CEM DT-8851, cuyas lecturas se registraron cada 0.5 segundos; ambos aparatos se colocaron a medio metro de distancia del suelo; se calcularon los valores promedio del ruido para cada agave observado.

Análisis de datos. Con la finalidad de medir qué tan adecuado o completo fue el muestreo, se evaluó el inventario de aves visitantes a las flores de *A. salmiana*, obtenido durante los dos años del muestreo, a través del cálculo de su “porcentaje de completitud”. Para ello se realizaron varias estimaciones de la riqueza; siguiendo a Gómez Aíza (2008) se usaron datos de incidencia (presencia o ausencia) y, para prevenir los sesgos que provocan la presencia de pocas especies, se calcularon los estimadores Chao2, Jackknife1 y Jackknife2 (Moreno, 2001; EstimateS 8.2: Colwell, 2006). La riqueza total observada en los dos años de muestreo se dividió entre cada uno de los estimadores y cada uno de los resultados se multiplicaron por 100, obteniendo así los porcentajes de completitud del muestreo. Cabe señalar que el tamaño de muestra para estas evaluaciones fue el mismo, dado que se usaron los mismos datos trabajados de manera independiente para cada estimador.

Por su parte, para examinar la estructura general del ensamble de aves visitantes a las flores de *A. salmiana* en la ciudad de Pachuca, en términos de equitatividad o dominancia, se calculó el porcentaje de visitas de cada especie obtenido durante los dos años de muestreo y se hizo un análisis comparativo general. Asimismo, se analizaron las variaciones en dicha estructura a lo largo del tiempo, comparando los porcentajes de visitas totales de las especies que mayor número de visitas tuvieron en cuatro años de observación: 2006, 2007 (Gómez Aíza, 2008, no publicados), 2009 y 2010. Por otro lado, como una estimación del uso que las aves dan a las inflorescencias de *A. salmiana*, se calculó el porcentaje general de cada actividad realizada. Para determinar la riqueza de actividades en cada inflorescencia se contabilizó el número total de actividades independientemente de las especies que las realizaron.

Por otro lado las relaciones de la riqueza de especies con las variables que caracterizaron a los paisajes ecológico-sociales se revisaron graficando en el eje de las ordenadas la riqueza de especies y en el eje de las abscisas las variables que definieron a los paisajes (categorías de coberturas de suelo, tipo de vegetación e intensidad de uso) de manera agrupada pero sin perder su identidad (es decir, el eje X representó los niveles jerárquicos de los paisajes). Las relaciones entre las variables de los hábitats urbanos (paisaje ecológico-social, coberturas locales, promedios de tráfico vehicular y de ruido) con la riqueza de gremios, de especies y de actividades se exploraron a través de gráficas de dispersión de datos. Para tener la respuesta particular de la riqueza –especies, gremios, actividades- a las distintas variables que conforman los paisajes ecológico-sociales, se graficaron una a una cada variable del hábitat en el eje de las abscisas y en el eje de las ordenadas se fueron colocando una a una la riqueza de especies, de gremios y de actividades. Este mismo procedimiento se siguió para las coberturas locales y los promedios de tráfico vehicular y ruido. En caso de que se percibiera alguna tendencia en los datos se procedió a realizar análisis de correlación de Spearman –en general el comportamiento de las variables no cumple con la condición de normalidad (SigmaStat 3.5); los resultados se mencionan cuando $|r_s| > 0.5$ y $p < 0.05$.

Por su parte, la “diversidad conductual” se examinó considerando que las actividades realizadas por las aves al visitar las flores de *A. salmiana* podían actuar como los “rasgos funcionales”. Se siguió la metodología para medir la diversidad funcional (Mason *et al.*, 2005; Villéger *et al.*, 2008), usando el paquete FD (Laliberté y Legendre, 2010) del programa R (R development Core Team, 2010), pues este software permite la inclusión de cualquier tipo y cantidad de rasgos. De manera similar a como se construye la matriz de especies-rasgos, se generó la matriz de especies-actividades (columnas con actividades, renglones con especies); también se elaboró la matriz de sitios-especies (columnas con especies, renglones con los sitios de muestreo). Con ambas matrices se calcularon la “riqueza conductual” -usando el algoritmo de “riqueza funcional F_{ric} ”, la “equitatividad conductual” -usando el algoritmo de equitatividad funcional F_{eve} - y la “divergencia conductual” -usando el algoritmo de la divergencia funcional F_{div} . Para cada sitio de muestreo se obtuvo un valor de cada índice. Los valores de F_{ric} representan la cantidad de espacio funcional (en este caso espacio conductual) que es ocupado por la comunidad y sus valores pueden fluctuar desde 0.1 hasta N ; F_{eve} describe la equitatividad en la distribución de las abundancias en el espacio funcional (en este caso espacio conductual) –o la regularidad con que el espacio funcional (conductual) es ocupado por las especies- y sus valores pueden ir de cero (mínima equitatividad) a uno (máxima equitatividad); F_{div} representa cómo la abundancia se dispersa lo largo del eje de rasgos funcionales (en este caso rasgos conductuales) –o la distancia promedio de cada especie al centroide de todas las especies de la comunidad; los valores pueden ir de cero cuando las especies más abundantes están cerca del centro de gravedad en relación con las especies raras y se aproxima a uno cuando las especies más abundantes están muy distanciadas del centro de gravedad en relación con las especies raras (Villéger *et al.*, 2008). La relación entre las variables de los hábitats y estos índices se analizó a través de gráficas de dispersión, colocando el eje de las ordenadas a cada uno de estos índices, y en el eje de las abscisas una a una las variables del hábitat (paisajes ecológico-sociales, coberturas locales, promedios de tráfico y de ruido). En caso de observar alguna tendencia, se examinaron las relaciones con análisis de correlación (de Pearson o de Spearman, de acuerdo a la normalidad de los datos, SigmaStat 3.5) y se mencionan los resultados cuando $|r_s| > 0.45$ y $p < 0.05$.

La distribución de las especies de aves que visitan las flores de *A. salmiana* y su relación con factores que definen los hábitats urbanos se exploró a través de análisis de correspondencia canónica, CCA (Canoco 4.0 para Windows: ter Braak y Šmilauer, 1998). El CCA es una técnica que, por un lado incorpora las respuestas unimodales de las especies a las variables ambientales, y por el otro reduce el número de las variables ambientales de acuerdo a combinaciones lineales que logran la máxima separación en la distribución de las especies en el espacio de ordenación (ter Braak 1986, Palmer 1993). Para este trabajo, los análisis se hicieron de manera independiente para los paisajes ecológico-sociales y para los variables de los hábitats a nivel local (coberturas de suelo, ruido y tráfico), con la finalidad de comparar las distribuciones en función de las escalas espaciales. El análisis de los paisajes ecológico-sociales se realizó separando cada una de sus variables (grupos de coberturas, tipos de vegetación, intensidad de uso y se incluyó la edad de las construcciones) para que cada una actuara como una “variable ambiental”; dado que los grupos de cobertura de suelo y los tipos de vegetación son variables categóricas, se convirtieron en numéricas de la siguiente manera: a la categoría **A** se le dio el número 1, a la categoría **B** el 2, a la categoría **D** el 3 y a la categoría **C** el 4; al tipo de vegetación “áreas verdes” se le dio el número 1, al “terreno baldío” el 2 y a “vegetación remanente” el 3 (no hubo paisajes dominados por cultivos en el muestreo). Para la intensidad de uso se utilizaron los valores numéricos que cada sitio tuvo, esto es los valores provenientes de la suma entre la densidad poblacional y la densidad de personas que trabajaban en actividades económicas (ver Capítulo 1). En el caso de las variables a escala local, inicialmente se usaron todas (porcentajes de suelo desnudo, superficie impermeable, vegetación, áreas verdes, terreno baldío, vegetación remanente, promedios de tráfico vehicular y ruido), pero en el proceso del CCA resultó que los porcentajes de vegetación, de suelo desnudo, de terrenos baldíos y de áreas verdes eran redundantes por lo que se eliminaron y se realizó de nuevo el CCA con el resto de las variables.

RESULTADOS

Generales. Se realizaron 152 horas de observación en total en los dos años (2009 y 2010) y se observaron 4447 visitas de aves pertenecientes a 15 familias y

34 especies, 20 de ellas residentes y 14 migratorias, 11 omnívoras, 10 granívoras, seis insectívoras, cinco nectarívoras, una frugívora y una carnívora (Tabla 2.1). Se registraron seis especies que no habían sido observadas como visitantes a las inflorescencias de *A. salmiana* en Pachuca (Tabla 2.1, marcadas en negritas).

Tabla 2.1. Listado de familias, especies y número de visitas de las aves que visitaron a las flores de *Agave salmiana* en la Ciudad de Pachuca durante las observaciones realizadas en dos años (2009 y 2010). Se señala su estatus de residencia (R residente, M migratorio) y, su gremio trófico (g=granívoro, i=insectívoro, n= nectarívoro, c=carnívoro, o=omnívoro). La última columna representa la clave de las especies usadas en el análisis de correspondencia canónica (CCA). El arreglo de las especies y la nomenclatura siguen a la AOU 1998, 2009. En negritas las especies que no se habían registrado como visitantes a las flores del maguey en Pachuca.

Familia	Especie	Número de visitas	Estatus de residencia	Gremio trófico	Clave de especie
Columbidae	<i>Columbina inca</i>	7	R	g	colinc
Trochilidae	<i>Cyanthus latirostris</i>	1293	R	n	cynlat
	<i>Lampornis clemenciae</i>	2	M	n	lamcle
	<i>Eugenes fulgens</i>	571	R	n	eugful
	<i>Calothorax lucifer</i>	191	M	n	calluc
	<i>Archilochus colubris</i>	6	M	n	arcolu
	Colibrí (no identificado)	37	-	n	-
Picidae	<i>Melanerpes aurifrons</i>	5	R	i	melaur
	<i>Picoides scalaris</i>	51	R	i	picsca
Tyrannidae	<i>Pyrocephalus rubinus</i>	2	R	i	pyrubi
Laniidae	<i>Lanius ludovicianus</i>	9	R	c	lanlud
Troglodytidae	<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>	11	R	o	cambru
	<i>Thryomanes bewickii</i>	1	R	i	thrbew
Turdidae	<i>Turdus rufopalliatus</i>	3	M	f	turuf
Mimidae	<i>Mimus polyglottos</i>	1	M	o	mimpol
	<i>Toxostoma curvirostre</i>	46	R	o	toxcur
Sturnidae	<i>Sturnus vulgaris</i>	408	R	o	stuvul
Parulidae	<i>Oreothlypis celata</i>	22	M	i	orecel
	<i>Setophaga coronata</i>	15	M	i	sector
Emberizidae	<i>Melospiza fusca</i>	14	R	g	melfus
	<i>Spizella atrogularis</i>	11	R	g	spiatr
Cardinalinae	<i>Piranga ludoviciana</i>	1	M	g	pirnud
	<i>Passerina caerulea</i>	2	¿M?	g	pascae
	<i>Passerina cyanea</i>	2	¿R?	g	pasicy
Icteridae	<i>Quiscalus mexicanus</i>	16	R	g	quimex
	<i>Molothrus aeneus</i>	28	R	g	molaen
	<i>Icterus wagleri</i>	103	R	o	ictwag
	<i>Icterus spurius</i>	279	M	o	ictspu
	<i>Icterus cuculatus</i>	1	M	o	ictcuc
	<i>Icterus bullockii</i>	131	M	o	ictbul
	<i>Icterus galbula</i>	7	M	o	ictgal
	<i>Icterus parisorum</i>	60	R	o	ictpar
	<i>Icterus</i> sp (varias especies)	42	-	o	-
Fringillidae	<i>Carpodacus mexicanus</i>	1033	R	g	carmex
	<i>Spinus psaltria</i>	3	R	g	spipsa
Passeridae	<i>Passer domesticus</i>	33	R	g	pasdom

De acuerdo con los estimadores obtenidos, la riqueza de aves que visitan las inflorescencias de *A. salmiana* puede fluctuar entre 41, 44 y 47 especies (Chao2, Jackknife1 y Jackknife2 respectivamente; intervalo de confianza en todos los casos $IC=95\%$); por tanto la completitud de este muestreo varió entre 72%, 77.3% y 83%, o dicho de otro modo, aún faltarían por determinar de siete a 13 especies de aves que visitan las flores de *A. salmiana* en Pachuca. A su vez, alrededor del 60% de las visitas la realizaron tres especies residentes (dos nectarívoras y una granívora): *Cyananthus latirostris*, *Eugenes fulgens* y *Carpodacus mexicanus* (Tablas 2.1 y 2.2). Asimismo, 11 especies (ocho residentes y tres migratorias; seis omnívoras, tres nectarívoras, una insectívora y una granívora) explican el 80% de las visitas a las flores de manera consistente durante cuatro años de observación (Tabla 2.2; datos de 2006 y 2007 tomados de Gómez Aíza, 2008, no publicados).

Tabla 2.2. Especies de aves que realizaron más del 80% de las visitas a las flores de *Agave salmiana* en diferentes años en la Ciudad de Pachuca, Hidalgo. Los datos que se presentan son los porcentajes de visitas que realizaron cada una de ellas en los años correspondientes y están ordenadas de acuerdo al porcentaje de dominancia del 2009. Los datos del 2006 y 2007 fueron tomados de Gómez-Aíza, 2008 (no publicados).

Especie	2006	2007	2009	2010
<i>Cyananthus latirostris</i>	8.5	35	25.8	36.2
<i>Carpodacus mexicanus</i>	23.8	19.5	24.0	21.6
<i>Eugenes fulgens</i>	17.2	14.5	14.8	8.6
<i>Icterus spurius</i>	0.9	1.1	8.1	2.3
<i>Sturnus vulgaris</i>	3.6	0	6.3	15.4
<i>Calothorax lucifer</i>	1.4	5.9	4.3	4.3
<i>Icterus bullockii</i>	2.4	3.4	3.0	2.9
<i>Icterus wagleri</i>	13.5	3.1	2.5	2.0
<i>Icterus parisorum</i>	3.8	3.0	1.6	0.7
<i>Toxostoma curvirostre</i>	6.0	0	1.4	0.2
<i>Picooides scalaris</i>	4.0	1.5	1.0	1.4

Por su parte, se registraron en total 6215 actividades en las inflorescencias; el 48.9% estuvo relacionado con actividades de forrajeo, principalmente de néctar (46.4%). El resto de las actividades (51.1%) fueron variadas, mayormente de vocalización (17.6%), seguidas de percha y observación (14.5%), defensa territorial (9.0%) y el restante 5.5% se distribuyó entre actividades de acicalamiento, revoloteo y demostración de cortejo o comunicación no verbal. La actividad más común a la mayoría de las especies fue de “percha y observación” (94% de las especies la realizaron, con excepción de *Lampornis clemenciae* y *Pyrocephalus rubinus*), seguida por el consumo de néctar (61.8% de las especies), las vocalizaciones (61.8% de las especies) y la defensa territorial

(47.1% de las especies) (Tabla 2.3). El consumo de otros recursos, como polen, insectos u otro, fue poco atractivo para la mayoría de las especies (sólo 17.7% de ellas consumieron polen o insectos y 26.5% consumieron otros recursos) (Tabla 2.3). Las actividades de revoloteo, acicalamiento y demostración de cortejo o comunicación no verbal fueron realizadas por el 38.2%, 32.4% y 29.4% de las aves visitantes a las flores de *A. salmiana* (Tabla 2.3).

Tabla 2.3. Actividades realizadas por cada especie de ave al visitar las inflorescencias *Agave salmiana* en Pachuca (observaciones 2009, 2010). Claves: LN= liba néctar, CP=consume polen, CF=consumo de alguna sustancia de la flor (no néctar, no polen), CI= consume insecto, PO=percha y observa, V=emite vocalización, DT=defensa de territorio, R=revoloteo, A=acicala, DC=demostración de cortejo o comunicación no verbal;

Especie	Forrajeo				Otras actividades					
	LN	CP	CF	CI	PO	V	DT	R	A	DC
<i>Columbina inca</i>					✓				✓	
<i>Cyananthus latirostris</i>	✓		✓		✓	✓	✓	✓		✓
<i>Lampornis clemenciae</i>	✓									
<i>Eugenes fulgens</i>	✓				✓	✓	✓			
<i>Calothorax lucifer</i>	✓				✓	✓	✓	✓		✓
<i>Archilochus colubris</i>	✓				✓			✓		
<i>Melanerpes aurifrons</i>					✓	✓	✓			
<i>Picoides scalaris</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓		
<i>Pyrocephalus rubinus</i>										✓
<i>Lanius ludovicianus</i>					✓					
<i>Campylorhynchus brunneicapillus</i>	✓				✓	✓				
<i>Thryomanes bewickii</i>					✓	✓				
<i>Turdus rufopalliatus</i>	✓		✓		✓					
<i>Mimus polyglottos</i>					✓					
<i>Toxostoma curvirostre</i>	✓	✓	✓		✓	✓	✓		✓	
<i>Sturnus vulgaris</i>	✓	✓			✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Oreothlypis celata</i>	✓		✓	✓	✓					
<i>Setophaga coronata</i>			✓	✓	✓	✓	✓	✓		
<i>Melospiza fusca</i>					✓	✓			✓	✓
<i>Spizella atrogularis</i>	✓		✓	✓	✓		✓			
<i>Piranga ludoviciana</i>					✓					
<i>Passerina caerulea</i>				✓	✓	✓				
<i>Passerina cyanea</i>					✓					
<i>Quiscalus mexicanus</i>	✓				✓	✓	✓		✓	
<i>Molothrus aeneus</i>	✓				✓	✓			✓	
<i>Icterus wagleri</i>	✓				✓	✓	✓	✓	✓	
<i>Icterus spurius</i>	✓				✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Icterus cuculatus</i>					✓					
<i>Icterus bullockii</i>	✓				✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Icterus galbula</i>	✓				✓	✓	✓			
<i>Icterus parisorum</i>	✓	✓			✓	✓	✓	✓		✓
<i>Carpodacus mexicanus</i>	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓	✓
<i>Spinus psaltria</i>	✓				✓					
<i>Passer domesticus</i>		✓	✓		✓	✓		✓	✓	✓

Hábitats urbanos, riqueza de especies, gremios y comportamientos y “diversidad conductual”. Las inflorescencias muestreadas se distribuyeron en 13 paisajes ecológico-sociales. En general no se encontró un patrón de variación en la riqueza de especies en función de ellos. Sin embargo al analizar la riqueza por “secciones ordenadas” de paisajes, y teniendo en mente que el tamaño de muestra para cada paisaje varió (de uno a ocho), se pueden observar algunas tendencias: aquellos paisajes dominados por superficie impermeable (categoría A de las coberturas de suelo, es decir menos del 25% de vegetación) tuvieron en general la menor riqueza de especies; en este grupo de paisajes la riqueza fue más alta en las zonas cuya vegetación dominante fue áreas verdes en comparación con las áreas dominadas por terrenos baldíos (Figura 2.2). En los paisajes con mayor proporción

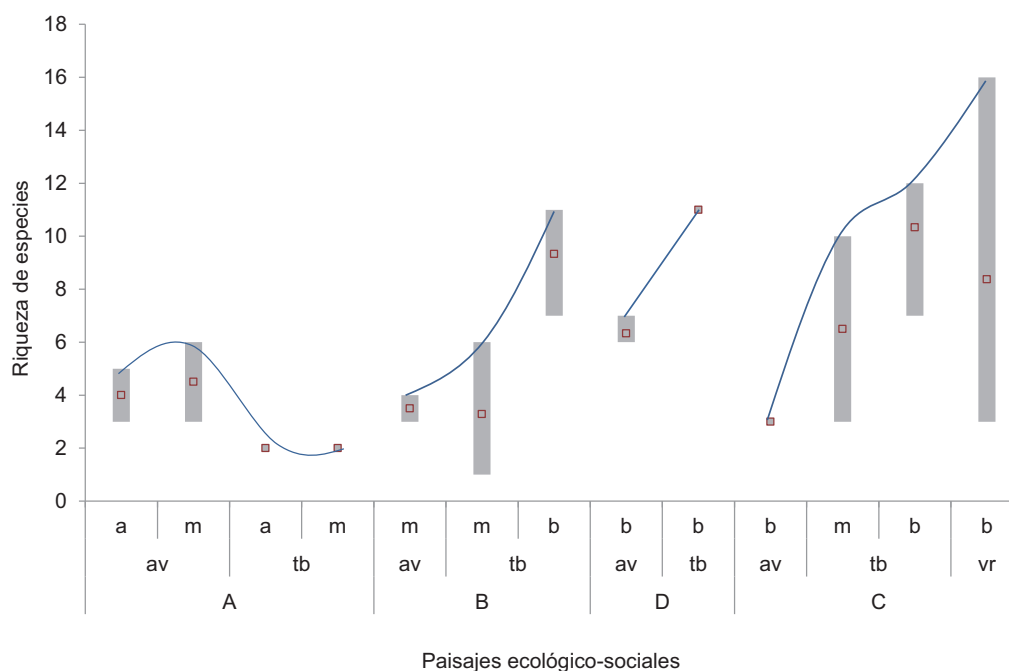


Figura 2.2. Variación de la riqueza de aves visitantes a las flores de *Agave salmiana* en función de los paisajes ecológico-sociales de Pachuca. El eje horizontal representa las variables que componen a los paisajes (Capítulo 1) de manera desagregada: las letras en mayúscula representan las categorías de cobertura; A es el grupo con porcentaje de vegetación menor a 25% (o porcentaje de superficie impermeable mayor a 75%), B es el grupo cuyo porcentaje de vegetación estaba entre 25% y 75%, C es el grupo en donde el porcentaje de vegetación representó más del 75% y D es el grupo con porcentaje de suelo desnudo mayor a 30%. En el segundo nivel las letras minúsculas representan los tipos de vegetación dominante: av son áreas verdes, tb son terrenos baldíos y vr vegetación remanente. El tercer nivel lo representan las categorías de intensidad de uso: a es alta, m media y b baja. Las barras representan el intervalo de riqueza obtenido en cada paisaje y los cuadrados dentro de ellas son los valores promedios de riqueza. En caso de que sólo una inflorescencia se hubiera localizado en un paisaje, se observa como el cuadrado-punto. El número de muestreos en cada paisaje varió de uno a ocho; en la gráfica de izquierda a derecha los tamaños de muestra para cada uno fueron 2, 2, 1, 1, 2, 7, 3, 3, 1, 1, 4, 3 y 8. Las líneas muestran la tendencia de los valores máximos de riqueza.

de vegetación (categoría B, C y D de las coberturas de suelo) la riqueza de aves aumentó, pero en estos grupos la riqueza fue menor en las inflorescencias localizadas en AGEBs dominadas por áreas verdes, aumentó en los terrenos baldíos y tuvo su pico máximo en las AGEBs dominadas por vegetación remanente (Figura 2.2).

Al analizar la correlación entre la riqueza de especies con cada una de las variables que conformaron los paisajes de manera separada -se consideró también la edad dominante de las construcciones- se notó que, en general, la riqueza de especies aumentaba en los paisajes con mayor porcentaje de vegetación ($r_s=0.507$, $p<0.001$), pero sufría reducciones con el aumento en la intensidad de uso ($r_s=-0.606$, $p<0.001$) y con la edad de las construcciones ($r_s=-0.51$, $p<0.001$). En el caso de la riqueza de gremios, la riqueza de nectarívoros fue la única que tuvo relaciones significativas con esas variables: aumentó con los incrementos en los porcentajes de vegetación ($r_s=0.658$, $p<0.000$), en particular con el aumento de vegetación remanente ($r_s=0.683$, $p<0.000$), pero disminuyó con en la intensidad de uso ($r_s=-0.535$, $p<0.000$) y con la edad de las construcciones ($r_s=-0.63$, $p<0.000$). Por su parte, la riqueza de comportamientos disminuyó con los aumentos en la intensidad de uso ($r_s=-0.566$, $p<0.000$).

Para la escala local, aunque la riqueza de especies no se relacionó significativamente con ninguna de las variables exploradas, la riqueza de nectarívoros disminuyó con el aumento en el porcentaje de superficie impermeable ($r_s=-0.7102$, $p<0.000$), aumentó con el porcentaje de vegetación ($r_s=0.692$, $p<0.000$), en particular de vegetación remanente ($r_s =0.633$, $p<0.000$). Por su parte, no presentaron relaciones significativas la riqueza de ningún otro gremio y la de comportamientos con las variables de urbanización definidas a esta escala.

El índice de riqueza conductual varió de 0.87 a 61.13 (distribución de frecuencias aproximadamente normal), el de equitatividad conductual de 0.18 a 0.99 (distribución de frecuencias normal) y el de divergencia conductual de 0.18 a 0.96 (distribución de frecuencias exponencial). En cuatro inflorescencias no se pudieron calcular esos índices debido a que sólo llegó una especie en cada caso. En cuanto a su relación con la urbanización, sólo se encontró una correlación

débil y negativa de la riqueza conductual con el promedio de tráfico vehicular ($r_s=-0.496$, $p=0.003$) y también una correlación débil y positiva entre la divergencia conductual y el porcentaje de superficie impermeable ($r_s=0.457$, $p=0.006$).

Distribución de las especies en función de factores de los hábitats urbanos. A partir de las variables de paisajes ecológico-sociales se encontraron cuatro grupos de especies distribuidas de manera característica en el espacio de ordenación (Figura 2.3). El primer eje de ordenación representó básicamente a los tipos de vegetación (eigenvalor=-0.7032) y a la edad de las construcciones (eigenvalor=0.4548), mientras que el segundo eje estuvo representado mayormente por los grupos de coberturas de suelo (eigenvalor=-0.5563), por la intensidad de uso (eigenvalor=0.5359) y en menor medida por la edad (eigenvalor=0.4599). El porcentaje acumulado de varianza fue de 85.8% y la inercia total fue de 2.7. Los cuatro grupos de especies responden de manera diferente a las variables de los paisajes ecológico-sociales (Figura 2.3). El Grupo 1, se ubicó en el cuadrante inferior izquierdo del espacio de ordenación y son especies que prefieren las zonas con porcentajes altos de vegetación, principalmente vegetación remanente, y se alejan de zonas con las construcciones más antiguas o en donde se congrega la gente (intensidad de uso alta); se incluyen tanto especies residentes como migratorias; se les podría clasificar como especies urbano-avoidoras, o también como “urbanistas potenciales” siguiendo las categorías de Nosedal (1987) (“... especies que sólo se registraron en sitios localizados en los límites de la ciudad y ocasionalmente, en algunos lugares dentro de ella”). Grupo 2, también ubicadas en el cuadrante inferior izquierdo del espacio de ordenación, son especies que se distribuyen en zonas con porcentaje de vegetación alto, pero que pudieran encontrarse en cualquier tipo de vegetación (áreas verdes, terrenos baldíos, vegetación remanente); pueden tolerar mayores niveles de intensidad de uso y de edad de las construcciones en comparación con las especies del Grupo 1; son básicamente migratorias y podrían ser consideradas como urbano-adaptables “tempranas” o como “urbanistas convencionales” (“se encuentran con relativa frecuencia en algunos sitios del interior de la ciudad ... representados por áreas verdes ...”: Nosedal, 1987). El Grupo 3, ubicado en el cuadrante inferior derecho está formado por especies que toleran ambientes con bajo porcentaje de

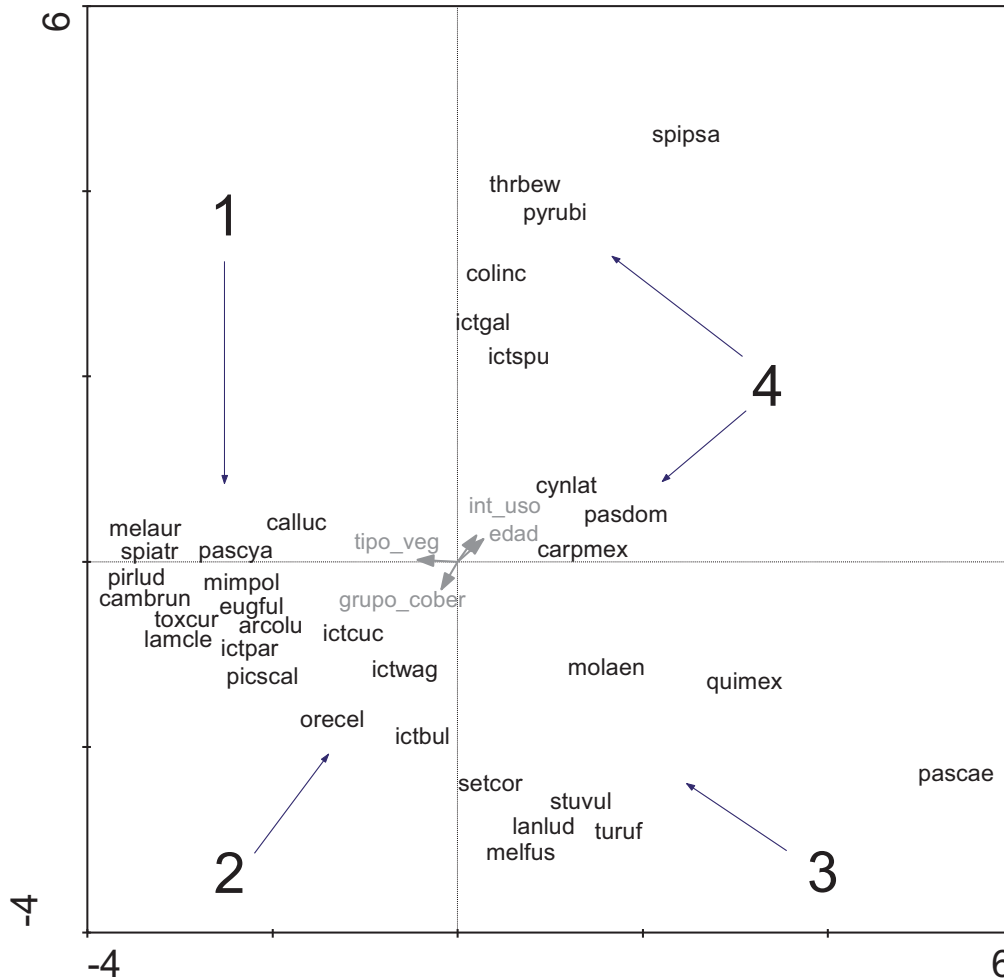


Figura 2.3. Diagrama de ordenación proveniente de los análisis de correspondencia canónica (CCA) aplicado a la escala de paisaje ecológico-social. Se observa la distribución de las especies de aves que visitan las inflorescencias de *Agave salmiana*. Los factores de inflación de las variables fueron: grupo de cobertura (2.7276) tipo de vegetación (2.1589), intensidad de uso (3.2187) edad (5.6074). Los eigenvalores de los dos primeros ejes fueron 0.316 y 0.153; el porcentaje acumulado de varianza que se explica con los dos ejes es de 57.8% el primero y 85.8% el acumulado con el segundo; la inercia total fue de 2.7. Las flechas representan a las variables de los paisajes ecológico-sociales y su tamaño indica que no hubo gran variación en sus valores (recordar que la mayoría estaban representadas por categorías). Las abreviaciones de los nombres de las especies se pueden consultar en la última columna de la Tabla 2.1. Las abreviaciones de las variables ambientales son grupo_cober el grupo de coberturas de suelo, tipo_veg los tipos de vegetación, int_uso los valores de la intensidad de uso y edad la edad dominante de las construcciones (ver texto y Capítulo 1 para mayor referencia). Los números que se colocaron en el diagrama representan a los grupos de especies de acuerdo a su afinidad con la urbanización: el 1 asociado a las especies “urbanistas potenciales”, el 2 a las especies “urbanistas convencionales”, el 3 a las especies “urbanistas estables” y el 4 a las especies “urbanistas completos” de acuerdo a las categorías de Nocedal (1987).

vegetación; son especies preferentemente residentes aunque también puede haber algunas migratorias; estas especies podrían considerarse como urbano-adaptables “avanzadas”, o “urbanistas estables” (“... se presentan con bastante

frecuencia... [en la ciudad] excepto en los sitios de mayor urbanización y con ausencia casi total de áreas arboladas”: Nocedal, 1987). El Grupo 4, ubicado en el cuadrante superior derecho del espacio de ordenación está conformado por especies que toleran niveles altos de intensidad de uso, y pueden estar en sitios con construcciones antiguas, o en sitios con bajos porcentajes de vegetación, la cual puede estar constituida por áreas verdes; son especies básicamente residentes aunque también hay dos migratorias en el grupo; estas especies pueden ser catalogadas como urbano-explotadoras, o en las categorías de Nocedal (1987), como “urbanistas completos” (“... son especies introducidas ... o especies muy identificadas con áreas urbanas y suburbanas que se multiplicaron como consecuencia del gran aumento de la población humana, así como de su actividad modificadora del hábitat natural ...”).

Por su parte, la distribución de las especies en términos de las coberturas locales, de los promedios de tráfico vehicular y de ruido, siguió un patrón similar al anterior en el espacio de ordenación del CCA (Figura 2.4). El primer eje de ordenación en este análisis estuvo representado por el porcentaje de vegetación remanente (eigenvalor=0.9270), en menor medida por el ruido promedio (eigenvalor=-0.6803) y por el porcentaje de superficie impermeable (eigenvalor=-0.6366), mientras que el segundo eje estuvo representado por el promedio de tráfico vehicular (eigenvalor=0.7169). El porcentaje acumulado de varianza explicado por los dos primeros ejes fue de 85.9% y la inercia total fue de 2.7. Los conjuntos de especies que se formaron en este CCA son similares a los formados usando las variables de los paisajes ecológico-sociales, pero con algunas pequeñas diferencias. El Conjunto 1, ubicado el cuadrante inferior derecho del espacio de ordenación, está formado por especies que prefieren las zonas con vegetación remanente, con bajos niveles de ruido y de tráfico vehicular y porcentaje bajo de superficie impermeable; pueden ser especies migratorias o residentes; son un subconjunto de las especies del Grupo 1 obtenido en el CCA de paisajes ecológico-sociales; se pueden clasificar como especies urbano-avoidadoras o urbanistas potenciales. El Conjunto 2, ubicado entre los cuadrantes inferior y superior derechos del espacio de ordenación, son el subconjunto restante del Grupo 1 obtenido en el CCA de paisajes ecológico-sociales; en este caso pueden ser especies migratorias o residentes, que toleran áreas con menor cantidad de vegetación, ya fuera de

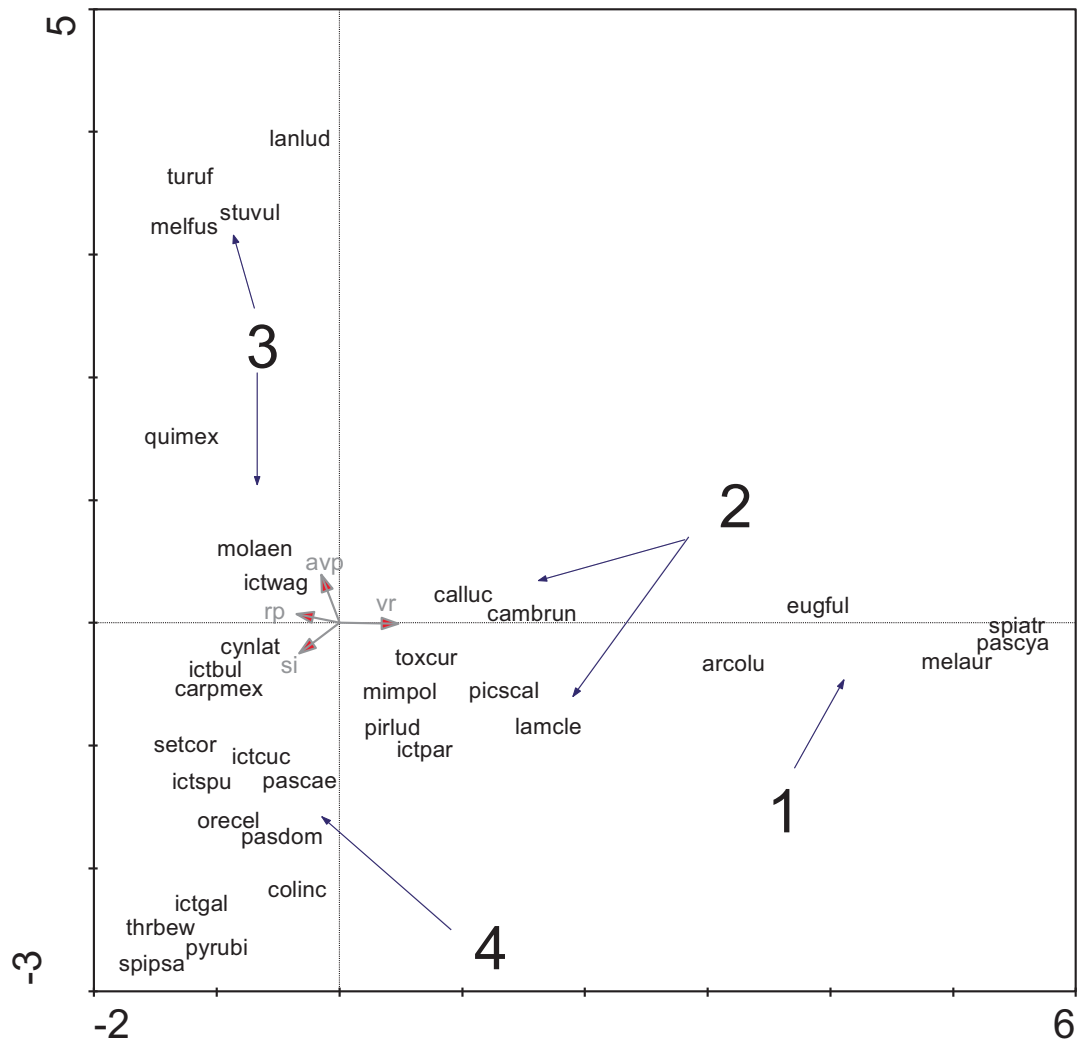


Figura 2.4. Diagrama de ordenación proveniente de los análisis de correspondencia canónica en donde se observa la distribución de las especies de aves que visitan las inflorescencias de *Agave salmiana* en relación las variables locales (coberturas de suelo, tráfico y ruido) de urbanización. Los factores de inflación fueron los siguientes: superficie impermeable (2.3846), vegetación remanente (1.7905), aforo promedio (1.5576) y ruido promedio (2.7665). Los eigenvalores de los dos primeros ejes fueron: 0.565 y 0.278; el porcentaje acumulado de varianza que se explica con los dos ejes fue de 57.6% el primero y 85.9% el acumulado con el segundo; la inercia total es de 2.7. El tamaño de las flechas que representan a las variables locales indica que no existió gran variación en sus valores. Las abreviaciones en los nombres de las especies se pueden consultar en la última columna de la Tabla 2.1. Las abreviaciones de las variables ambientales son si porcentaje de superficie impermeable, vr porcentaje de vegetación remanente, avp aforo vehicular promedio y rp ruido promedio (para mayor información consultar el texto). Los números que se colocaron en el diagrama representan a los grupos de especies de acuerdo a su afinidad con la urbanización: el 1 se asocia con las especies “urbanistas potenciales”, el 2 con las especies “urbanistas convencionales”, el 3 con las especies “urbanistas estables” y el 4 con las especies “urbanistas completos” de acuerdo a las categorías de Nocedal (1987).

terrenos baldíos, áreas verdes o vegetación remanente; toleran niveles de ruido y tráfico moderados; estas especies se pueden clasificar como urbano-adaptables o “urbanistas convencionales”. El Conjunto 3 (prácticamente idéntico al Grupo 3 de

paisajes ecológico-sociales), ubicado en el cuadrante superior izquierdo, conformado por especies básicamente residentes que toleran niveles de ruido y tráfico vehicular altos, pueden estar en áreas verdes o terrenos baldíos; se pueden clasificar como especies urbano-adaptables avanzadas o “urbanistas estables”. El Conjunto 4, ubicado en el cuadrante inferior izquierdo, está formado por especies mayoritariamente residentes aunque también puede haber migratorias; son especies que toleran una baja proporción de vegetación, pueden estar en zonas con niveles altos de ruido y tráfico vehicular; estas especies se pueden clasificar como urbano-explotadoras o “urbanistas completos”.

Al comparar los resultados de las dos escalas espaciales (es decir paisajes ecológico-sociales y variables locales) se observa que hay especies que permanecen en la misma agrupación aunque la escala cambie y hay especies que “cambian” de agrupación al pasar de una escala a otra (Tabla 2.4). La mayoría de las especies (21) permanecen de manera consistente en el mismo grupo o ensamble; de ellas, la mayoría son residentes (17 residentes y 4 migratorias). El resto de especies (13) pertenecen a un grupo cuando se analizan con las variables del paisaje y de manera característica cambian a otro grupo más tolerante a las condiciones urbanas (sea el inmediato posterior o el siguiente) cuando se analizan usando las variables locales; la mayoría son migratorias (4 residentes y 9 migratorias) (Tablas 2.1 y 2.4). Es interesante notar también que hay una alta proporción de granívoras e insectívoras entre las especies que no cambian de grupo y una alta proporción de omnívoros entre las especies que sí cambian de grupo; la proporción de nectarívoros es similar entre las especies que cambian y las que no cambian de grupo (Tablas 2.1 y 2.4).

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Generales. Las inflorescencias de *A. salmiana* son un polo de atracción de avifauna, tanto en ambientes naturales como en algunas ciudades del Valle de México y hasta ahora se habían documentado 54 especies de aves que visitan sus flores (Martínez del Río y Eguiarte, 1987; Estrella, 2005; Estrella, 2008; Gómez-Aíza y Zuria, 2010). Con este muestreo se suman seis especies más, es

decir se llega a 60 especies de aves que visitan las flores de *A. salmiana* en el Valle de México.

Tabla 2.4. Resumen de las agrupaciones de especies obtenidas a partir de los CCAs en función de las escalas espaciales trabajadas (paisaje ecológico-sociales y variables locales). Las categorías que se mencionan son las usadas por Nocedal (1987; consultar el texto para su definición) En la primera parte se muestran las especies agrupadas que resultaron tener las mismas categorías tanto para los paisajes ecológico-sociales como para las variables locales. Es decir, su agrupación fue consistente en dos escalas espaciales. La segunda parte muestra las especies que en una escala se situaron en una agrupación y al cambiar la escala también cambió su agrupación; se muestran los movimientos a partir de la escala de paisaje ecológico-social y su cambio cuando se usan las variables locales.

	Especies urbanistas			
	Potenciales	Convencionales	Estables	Completas
Consistencia entre escalas (paisaje-local)	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Eugenes fulgens</i> • <i>Archilochus colubris</i> • <i>Melanerpes aurifrons</i> • <i>Spizella atrogularis</i> • <i>Passerina cyanea</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Picoides scalaris</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Lanius ludovicianus</i> • <i>Turdus rufopalliatu</i> • <i>Sturnus vulgaris</i> • <i>Melozona fusca</i> • <i>Quiscalus mexicanus</i> • <i>Molothrus aeneus</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Columbina inca</i> • <i>Cyananthus latirostris</i> • <i>Pyrocephalus rubinus</i> • <i>Thryomanes bewickii</i> • <i>Icterus spurius</i> • <i>Icterus galbula</i> • <i>Carpodacus mexicanus</i> • <i>Spinus psaltria</i> • <i>Passer domesticus</i>
Inconsistencia entre escalas (paisaje-local)	De potenciales a convencionales	De convencionales a estables	De convencionales a completos	De estables a completas
	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Lampornis clemenciae</i> • <i>Calothorax lucifer</i> • <i>Campylorhynchus brunneicapillus</i> • <i>Mimus polyglottos</i> • <i>Toxostoma curvirostre</i> • <i>Piranga ludoviciana</i> • <i>Icterus parisorum</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Icterus wagleri</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Oreothlypis celata</i> • <i>Icterus cuculatus</i> • <i>Icterus bullockii</i> 	<ul style="list-style-type: none"> • <i>Setophaga coronata</i> • <i>Passerina caerulea</i>

En el caso de Pachuca, el total de aves visitantes documentadas aumenta a 44 especies, 38 previamente reportadas (Gómez Aíza y Zuria, 2010) más los seis registros nuevos. Según los valores de los estimadores, con este muestreo junto con el realizado por Gómez Aíza y Zuria (2010) se estaría llegado a completar el inventario de especies que forman el ensamble de aves que visitan las flores de *A. salmiana* en Pachuca: se supera el número de especies estimado con Chao2, se alcanza el estimado con Jackknife1 y faltarían tres especies para llegar al valor obtenido por Jackknife2.

En el caso del presente muestreo, la completitud del inventario está entre 72% y 83%. Comparando las especies observadas por Gómez Aíza y Zuria (2010;

Anexo de la introducción) con las de este muestreo (Tabla 2.1 última columna), encontramos que nueve –principalmente migratorias- no fueron registradas en este muestreo (*Hylocharis leucotis*, *Selasphorus platycercus*, *Empidonax* sp., *Tyrannus vociferans*, *Regulus calendula*, *Polioptila caerulea*, *Pheucticus melanocephalus*, *Agelaius phoeniceus* y *Molothrus ater*) y pudieran ser algunas de las especies que los indicadores señalan como faltantes. Asimismo, en algunos momentos durante las observaciones se vio a *Hylocharis leucotis*, *Tyrannus vociferans*, *Zenaida macroura* e *Hirundo rustica* en otras inflorescencias. Las dos últimas especies no habían sido registradas como visitantes a las flores de *A. salmiana* (con ellas se llegaría a 46 especies que forman el ensamble en Pachuca). Por su parte Gómez Aíza y Zuria (2010), en un muestreo análogo y en la misma ciudad, obtuvieron valores más altos para los mismos estimadores (Chao2=48, Jacknife1=51 y Jacknife2=55). Estas diferencias pueden deberse a las variaciones temporales en la riqueza de especies provocadas por causas naturales o antropogénicas (Magurran y Dornelas, 2010). Las series de tiempo en donde se analizan los cambios en la biodiversidad son incipientes y en las ciudades no existen, pero Dornelas *et al.* (2013) han advertido que se debe buscar si las variaciones provienen de cambios históricos, sistemáticos o de procesos, o si se trata de errores generados por las diferencias entre las comparabilidad de los muestreos que pueden ser usados en estos tipos de análisis.

Por su parte, de manera consistente en cuatro años se encontró que más del 80% de las visitas a las flores de *A. salmiana* lo realizaron sólo 11 especies (principalmente residentes aunque tres son migratorias: una nectarívora y dos omnívoras; Tabla 2.3). Estos datos refuerzan la idea de que existe un patrón de inequitatividad en este ensamble (Gómez-Aíza y Zuria, 2010), es decir unas pocas aves visitan abundantemente las flores de *A. salmiana* y muchas especies las visitan de manera ocasional -varias de ellas especies migratorias. También se debe considerar que el ensamble que aquí se discute es el que se forma de las 8:00 a las 10:00 am, y es necesario señalar que puede haber variaciones en las proporciones del número de visitas y en las especies dominantes cuando se obtienen datos en otros horarios; por ejemplo Martínez del Río y Eguiarte (1987) encontraron que *Icterus galbula abeillei* fue la especie con más visitas

(aproximadamente el 60%) en un sitio que observaron en la mañana y en la tarde, mientras que en el otro sitio con observaciones matutinas *Eugenes fulgens* fue la especie con mayor número de visitas (40%) coincidiendo con lo obtenido en este muestreo.

Por su parte, la actividad que más se repitió fue la de forrajeo, principalmente de néctar, realizada tanto por nectarívoros como por el resto de los gremios tróficos. También se observó el consumo de recursos distintos al néctar por parte de especies con diversos hábitos alimenticios—por ejemplo colibríes consumiendo polen o insectos- y esto pudo deberse a que la época de muestreo coincide con la época reproductiva de algunas especies; en esos momentos tanto los organismos adultos como los polluelos requieren de suplementos proteicos que pueden provenir de diversas fuentes alimenticias, no necesariamente las que consumen de manera habitual (Adam y Des Lauries, 1998). Por su parte, las vocalizaciones y después la “percha y observación” fueron las siguientes actividades más comunes en las inflorescencias. Las vocalizaciones están relacionadas con la atracción de parejas (Eriksson y Wallin, 1986), la reproducción, defensa territorial y comunicación (inter e intra-sexual: Ritchison, 1995) o la defensa de recursos (Clarkson, 2007); a su vez, estas funciones están relacionadas con los distintos tipos de vocalizaciones que cada especie puede desarrollar (ejemplo: McDonald, 2001), pero esto no ha sido reportado en los ecosistemas urbanos y por tanto señala nuevos horizontes de investigación. Asimismo, la actividad de “percha y observación” la realizaron prácticamente todas las especies, lo que indica que las inflorescencias funcionaron adecuadamente como lugares de descanso; la importancia de los sitios de descanso ha sido resaltada por su valor en la recuperación de la vegetación y sucesión ecológica en tanto que atrae a especies que pueden ser dispersoras de semillas (McClanhan y Wolfe, 1993; Shiels y Walker, 2003). Pero esto tampoco ha sido explorado en las zonas abiertas de los ecosistemas urbanos.

Riqueza -de especies, gremios y comportamientos- “diversidad conductual” y distribución de especies bajo distintas condiciones de hábitats urbanos: análisis en dos escalas espaciales. A nivel regional o en un gradiente de urbanización, los aumentos en los niveles de urbanización provocan la homogenización de la biota,

en tanto que disminuye el número de especies (McKinney, 2006); así, la comunidad de aves reduce su riqueza y unas pocas especies se vuelven muy dominantes (Chance y Walsh, 2006; Anderies *et al.*, 2007) y su diversidad funcional disminuye (Devictor *et al.*, 2007). Más específicamente existen variaciones dependiendo del gremio trófico al que pertenecen las aves: en algunos casos se ha encontrado que el número de especies de nectarívoras, insectívoras y su diversidad funcional disminuye, a diferencia de las omnívoras que no parecen ser afectadas por la urbanización (White *et al.*, 2005; Litteral y Wu, 2012; Pauw y Louw, 2012). Los resultados de este muestreo concuerdan en general con esos patrones: a nivel de paisajes ecológico-sociales, las variaciones en la riqueza de aves visitantes a las flores de *A. salmiana*, así como la riqueza de aves nectarívoras, aumentaron en las inflorescencias ubicadas en zonas con mayor porcentaje de vegetación y disminuyeron en las zonas con intensidad de uso alta o que llevan más tiempo construidas (en general ambas variables toman sus mayores valores en el centro de la ciudad en donde la cobertura dominante es la superficie impermeable, Capítulo 1). En el caso de la riqueza de comportamientos, también presentó correlación negativa con la intensidad de uso, es decir el número de comportamientos realizados en las inflorescencias situadas en áreas densamente pobladas (ya sean habitacionales y/o con fuertes actividades económicas) disminuyó en comparación con los sitios menos densos.

Al cambiar a la escala a nivel local (coberturas de suelo, tráfico vehicular o ruido), no se obtuvieron patrones de correlación con la riqueza de especies, en contraste con los resultados de otras investigaciones en donde se menciona que los factores locales de las ciudades determinan la riqueza de aves (Evans *et al.*, 2009b; Reis *et al.*, 2012; Luck *et al.*, 2013). Sin embargo, es de resaltar que la riqueza de aves nectarívoras sí presentó correlaciones con factores locales: negativa con el porcentaje de superficie impermeable y positiva con los porcentajes de vegetación y vegetación remanente. Esto pudiera deberse a la presencia de plantas con flor en las zonas con mayor porcentaje de vegetación, lo cual puede funcionar como polo de atracción de diversas especies de aves (dicho sea de paso, en algunas ciudades las zonas ricas en plantas con flores se relacionan con el poder adquisitivo de la gente: Luck *et al.*, 2013). Asimismo, el índice de riqueza conductual se correlacionó negativamente con el tráfico

vehicular (es decir, en general el espacio conductual ocupado por los ensambles disminuye al aumentar el número de autos que transitan por la zona) y la divergencia conductual aumentó con el porcentaje de superficie impermeable (es decir, al aumentar la superficie impermeable se hizo mayor la distancia entre las especies más abundantes y las más raras, en cuanto a conducta se refiere). Éste es el primer reporte que relaciona diversos factores que definen los hábitats urbanos con la “diversidad conductual” de aves, pero de alguna manera coinciden con lo que se ha encontrado para la diversidad funcional en distintos ambientes: se han reportado cambios en la diversidad funcional –en general disminución de riqueza funcional y aumento en divergencia funcional- en relación con la urbanización (Pavao-Zuckerman y Coleman, 2007), con el uso de suelo y los distintos tipos de ecosistemas (Flynn *et al.*, 2009; Mayfield *et al.*, 2010; Barragan *et al.*, 2011) y con los diferentes niveles de degradación del hábitat o perturbaciones (respectivamente: Villéger *et al.*, 2010; Pakeman, 2011). Varios de estos estudios sugieren que las condiciones del hábitat actúan como un “filtro” para los rasgos funcionales, y por tanto la diversidad funcional puede servir como indicador de los procesos de ensamblaje de comunidades y del funcionamiento de los ecosistemas.

Los factores que podrían estar determinando la riqueza general de aves, son multi-escala (Mitchell *et al.*, 2006): las aves pueden elegir su hábitat en diferentes escalas espaciales –y temporales- dependiendo de sus necesidades (Hostetler y Holling, 2000); para muchas de ellas los requerimientos de hábitat (los recursos que necesitan para las diferentes actividades que realizan) pueden implicar áreas pequeñas y para otras pueden ser áreas muy grandes (McCaffery y Mannan, 2012). Sin embargo son, tanto los recursos existentes a escala local como los encontrados a escala de paisaje, los que terminan la distribución y la estructura de las comunidades de aves en las zonas urbanas (Melles *et al.*, 2003). En este capítulo se revisaron diversas variables que definen los hábitats urbanos a dos escalas espaciales (paisajes ecológico-sociales y condiciones a nivel local) y su influencia en la estructuración de los ensambles de aves que visitan las flores de *A. salmiana* en Pachuca. En los análisis de correspondencia canónica se encontró que una gran parte de las especies mantienen de manera consistente su preferencia de hábitat cuando se analizan ambas escalas y son especies

básicamente residentes –sedentarias, en gran medida con hábitos granívoros e insectívoros; mientras que otras especies muestran preferencias de hábitat distintas cuando cambia la escala de análisis y son en gran medida especies migratorias y omnívoras (Tabla 2.4). Se ha sugerido que las especies residentes tienen ventajas en los ecosistemas urbanos sobre las migratorias en tanto que pueden presentar mayor número de poblaciones en parches de hábitat más pequeños, pueden estar más acostumbradas a las perturbaciones locales, pueden elegir sitios de anidación antes de la llegada de las migratorias y por tanto sus periodos reproductivos son menos afectados (Husté y Boulinier, 2007). Sin embargo, los resultados de este muestreo sugieren que las especies migratorias pueden presentar mayor plasticidad en sus preferencias de hábitat, posiblemente debido a que están habituadas, dado su trayecto, a moverse en distintos ambientes. Además se ha sugerido que en las zonas urbanas el desarrollo de la vegetación y de organismos invertebrados son influidos por el efecto “isla de calor”, adelantando y alargando los estados fenológicos -por ejemplo la floración-, lo que puede favorecer el arribo de diversas especies de aves migratorias a las diversas zonas urbanas en donde se presentan esos recursos (Tryjanowski *et al.*, 2013). Lo anterior puede explicar por qué a nivel local estas especies toleran los sitios con niveles de urbanización más altos, aunque a nivel de paisaje pudieran estar prefiriendo zonas de menor urbanización.

La información generada en este capítulo permite un acercamiento para entender las relaciones que existen entre los factores que definen los hábitats en una ciudad y la dinámica de un grupo de especies de aves que aprovechan un recurso. Más aún, en los resultados se pudo entrever que existen respuestas particulares de cada especie a las distintas condiciones de los hábitats, pero es necesario realizar un mayor acercamiento para analizar de manera puntual cuales son los factores que limitan o fomentan su presencia.

LITERATURA CITADA

- Adam, M. D. y J. R. Des Lauries. 1998. Observations of hummingbirds ingesting mineral-rich compounds. *Journal of Field Ornithology* **69**:257-261.
- Anderies, J. M., M. Katti y E. Schchat. Living in the city: resource availability, predation, and bird population dynamics in urban areas. *Journal of Theoretical Biology* **247**:36-49.

- Atwell, J. W., G. C. Cardoso, D. J. Wjittaker, S. Campbell-Nelson, K. W. Robertson y E. D. Ketterson. 2012. Boldness behavior and stress physiology in a novel urban environment suggest rapid correlated evolutionary adaptation. *Behavioral Ecology* **23**:960-969.
- Arizaga, S., E. Ezcurra, E. Peters, F. Ramírez de Arellano y E. Vega. 2000. Pollination ecology of *Agave macoacantha* (Agavaceae) in a Mexican tropical desert. I. Floral biology and pollination mechanisms. *American Journal of botany* **87**:2004-1010.
- Barragán F., C. E. Moreno, F. Escobar, G. Halffter y D. Navarrete. 2011. Negative Impacts of Human Land Use on Dung Beetle Functional Diversity. *PLoS ONE* **6**: e17976.
- Beissiger, S. R. y D. R. Osborne. 1982. Effects of urbanization on avian community organization. *The Condor* **84**:75-83.
- Blair, R. B. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications* **6**: 506-519.
- Carbó Ramírez, P. 2008. Estructura y composición de la avifauna y su interacción con un ambiente urbano en la ciudad de Pachuca, Hidalgo. Tesis de Maestría, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca, México.
- Carbó-Ramírez, P. e I. Zuria. 2011. The value of small urban greenspaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning* **100**:213-222.
- Clarkson, C. E. 2007. Food supplementation territory establishment, and song in the prothonotary warbler. *The Wilson Journal of Ornithology* **119**:342-349.
- Clergeau, P., J. Jokimäki y J. P. L. Savard. 2001. Are urban bird communities influence by the bird diversity of adjacent landscapes? *Journal of Applied Ecology* **38**:1122-1134.
- Colwell, R. K. 2006. EstimateS 8.0 User's guide. University of Connecticut, Storrs. USA, 41 pp.
- Conole, L. E. 2011. Diverse responses of exotic birds to urbanization. *Brazilian Natureza & Conservação* **9**:99-104.
- Croci, S., A. Butet y P. Clergeau. 2008. Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits? *The Condor* **110**:223-240.
- Chamberlain, D. E., A. R. Cannon y M. P. Toms. 2004. Associations of garden birds with gradients in garden habitat and local hábitat. *Ecography* **27**:589-600.
- Chance, J. F. y J. J. Walsh. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* **74**:46-69.
- Devictor, V., R. Julliard, D. Couvet, A. Lee, y F. Jiguet. 2007. Functional homogenization effect of urbanization on bird communities. *Conservation Biology*, **21**:741-751.
- Díaz S. y M. Cabido. 2001. Vive la difference: plant functional diversity matters to ecosystem process. *Trends in Ecology and Evolution* **16**:646-655.
- Dingemanse, N. J. y M. Wolf. 2013. Between-individual differences in behavioural plasticity within populations: causes and consequences. *Animal Behaviour* **85**:1031-1039.
- Donnelly, R. y J. M. Marzluff. 2006. Relative importance of habitat quality, structure and spatial pattern to birds in urbanizing environments. *Urban Ecosystems* **9**:99-117.
- Dornelas, M., A. E. Magurran, S. T. Buckland, A. Chao, R. L. Chazdon, R. K. Colwell, T. Curtis, K. J. Gaston, N. J. Gotelli, M. A. Kosnik, B. McGill, J. L. McCune, H. Morlon, P. J. Mumby, L. Øvreas, A. Studeny y M. Vellend. 2013.

- Quantifying temporal change in biodiversity: challenges and opportunities. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Science* **280**:1750.
- Eriksson D. y L. Wallin. 1986. Male bird song attracts females –a field experiment. *Behavioral Ecology and Sociobiology* **19**:297-299.
- Estrella, R. J. P. 2005. Biología de la polinización de *Agave salmiana* Otto & Salm-Dick en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, México. Tesis de licenciatura, Facultad de Ciencias UNAM, México.
- Estrella, R. J. P. 2008. Efecto de la explotación humana en la biología de la polinización de *Agave salmiana* y *Agave potatorum* en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán. Tesis de Maestría, Instituto de Ecología UNAM, México.
- Evans, K. L., K. J. Gaston, S. P. Sharp, A. McGowan y B. J. Hatchwell. 2009a. The effect of urbanisation (*sic*) on avian morphology and altitudinal gradients in body size. *Oikos* **118**:251-259.
- Evans, K. L., S. E. Newson y K. J. Gaston. 2009b. Habitat influences on urban avian assemblages. *IBIS International Journal of Avian Science* **151**:19-39.
- Evans J. K. Boudreau y J. Hyman. 2010. Behavioural syndromes in urban and rural populations of song sparrows. *Ethology: International Journal of Behavioural Biology* **116**:588-595.
- Faggi, A. y P. V. Perepelizin. 2006. Riqueza de aves a lo largo de un gradient de urbanización en la ciudad de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales* **8**:289-297.
- Fernández-Juricic, E. y E. Tran. 2007. Changes in vigilance and foraging behavior with light intensity and their effects on food intake and predator detection in house finches. *Animal Behaviour* **74**:1381-1390.
- Fernández-Juricic, E., R. Poston, K. De Collibus, T. Morgan, B. Bastain, C. Matin, K. Jones y R. Treminio. 2005. Microhabitat selection and singing behavior patterns of male house finches (*Carpodacus mexicanus*) in urban parks in a heavily urbanized landscape in the western U.S. *Urban Habitats* **3**:49-69.
- Foster, S. A. 1999. The geography of behavior: an evolutionary perspective. *Trends in Ecology and Evolution* **14**:190-195.
- Flynn, D. F. B., M. Gogol-Prokurat, T. Nogeire, N. Molinari, B. Trautman Riches, B. B. Lin, N. Simpson, M. M. Mayfield y F. DeClerck. 2009. Loss of functional diversity under land use intensification across multiple taxa. *Ecology Letters* **12**:22-33.
- Gagné, S. A. y L. Fahrig. 2011. Do birds and beetles show similar responses to urbanization? *Ecological Applications* **21**:2297-2312.
- Green, D. M. y M. G. Baker. 2003. Urbanization impacts in habitat and bird communities in a Sonoran desert ecosystem. *Landscape and Urban Planning* **63**:225-239.
- Gómez Aíza, L. 2008. Reproducción sexual de *Agave salmiana* y *Yucca filifera* (Agavaceae) en Pachuca: atracción de avifauna y producción de semillas y su relación con la heterogeneidad del paisaje. Tesis de Maestría, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, México.
- Gómez Aíza, L. e I. Zuria. 2010. Aves visitantes a las flores del maguey (*Agave salmiana*) en una zona urbana del centro de México. *Ornitología Neotropical* **21**:17-30.
- González Oreja, J. A., C. Bonache Regidor, D. Buzo Franco, A. A. de la Fuente Díaz Ordaz y L. Hernández Santín. 2007. Caracterización ecológica de la avifauna de los parques urbanos de la ciudad de Puebla (México). *Ardeola* **54**:53-67.

- Hohtola, E. 1978. Differential changes in bird community structure with urbanization: a study in central Finland. *Ornis Scandinavica* **9**:94-100.
- Hostetler M, y C. S. Holling. 2000. Detecting the Scales at which birds respond to structure in urban landscapes. *Urban Ecosystems* **4**:25–54
- Howell, S. N. G. 2002. Hummingbirds of North America. The photographic guide. Princeton University Press. España.
- Howell, S. N. G. y S. Webb. 1995. A guide to the birds of Mexico and northern Central America. Oxford University Press, Oxford. U.S.A.
- Husté A. y T. Boulinier. 2007. Determinants of local extinction and turnover rates in urban bird communities. *Ecological Applications* **17**:168-180.
- Jokimäki, J. 1999. Occurrence of breeding bird species in urban parks: effects of park structure and broad-scale variables. *Urban Ecosystem* **3**:21-34.
- Jokimäki, J. y M. L. Kaisanlahti- Jokimäki. 2003. Spatial similarity of urban bird communities: a multi-scale approach. *Journal of Biogeography* **30**:1183-1193.
- Kinzing, A.P., P. Warren, C. Martin, D. Hope y M. Katii. 2005. The effects of human socioeconomic status and cultural characteristics on urban patterns of biodiversity. *Ecology and Society* **10**:23.
- Laliberté E y P. Legendre. 2010 A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* **91**: 299-305.
- Lepczyk, C.A., A.G. Merting y J. Liu. 2004. Assessing landowner activities related to birds across rural to rural landscapes. *Environmental Management* **33**:110-125.
- Leveau, L. M. 2013. Birds traits in urban-rural gradients: how many functional groups are there? *Journal of Ornithology* **1-8**.
- Lim, H. Ch. Y N. S. Sodhi. 2004. Responses of avian guilds to urbanization in a tropical city. *Landscape and Urban Planning* **66**:199-215.
- Litteral J. y J. Wu. 2012. Urban landscape matrix affects avian diversity in remnant vegetation fragments: evidence form the Phoenix metropolitan region, USA. *Urban Ecosystem* **15**:939-959.
- Longley, P.A. y V. Mesev. 2001. Measuring urban morphology using remotely-sensed imagery. En: Donnay, Jean-Paul, Mike J. Barnsley y Paul A. Longley. 2001. Remote sensing and urban analysis. Taylor and Francis Inc. Great Britain.
- López-Flores, V., I. MacGregor-Fors y J. E. Schondube. 2009. Artificial nest predations along a Neotropical urban gradient. *Landscape and Urban Planning*. **92**:90-95.
- Loss, S.R., M.O. Ruiz y J.D. Brawn. 2009. Relationships between avian diversity, neighborhood age, income, and environmental characteristics of an urban landscape. *Biological Conservation* **142**:2578-2585.
- Luck, G. W., L. T. Smallbone y K. J. Sheffield. 2013. Environmental and socio-economic factors related to urban bird communities. *Austral Ecology* **38**:111-120.
- Luniak, M. 2004. Synurbanization-adaptation of animal wildlife to urban development. En: Shaw, W.W., L.K. Harris y V. Larry (Eds): Proceedings 4th International Urban Wildlife Symposium on Urban Wildlife Conservation; School of Natural Resources, Collage of Agriculture and Life Sciences, University of Arizona. Tucson. U.S.A. 50-53 pp.
- MacGregor Fors, I. 2005. Listado ornitológico del Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara, Jalisco, México: un espacio suburbano. *Huitzil* **6**(1):1-6.
- MacGregor Fors, I. 2008. Relation between habitat attributes and bird richness in a western Mexico suburb. *Landscape and Urban Planning* **84**:92-98.

- MacGregor-Fors, I., L. Morales-Pérez y J. E. Schondube. 2010. Migrating to the city: responses of neotropical migrant bird communities to urbanization. *The Condor* **112**:711-717.
- Magurran, A. E. y M. Dornelas. 2013. Biological diversity in a changing world. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Science* **365**:3593-3597.
- Mason, N. W. H., D. Mouillot, W. G. Lee y J. Baston Wilson. 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* **111**:112-118.
- Martínez del Río, C. y Eguiarte L. 1987. Bird visitation to *Agave salmiana*: comparisons among hummingbirds and perching birds. *Condor* **89**:357-363.
- Masev, Victor. 1998. The use of census data in urban image classification. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* **5**:431-438.
- Mayfield, M. M., S. P. Bonser, J. W. Morgan, I. Aubin, S. McNamara y P. A. Vesk. 2010. What does species richness tell us about functional trait diversity? Predictions and evidence for responses of species and functional trait diversity to land-use change. *Global Ecology and Biogeography* **19**:423-431.
- McDonald, P. G. 2001. The function of vocalisations and aggressive behavior used by male Rufous Whistlers, *Pachycephala rufiventris*. *Journal of Birdlife Australia* **101**:65-72.
- McCaffery, R. E. y R. W. Mannan. 2012. How scale influences birds' responses to habitat in urban residential areas. *Landscape and Urban Planning* **105**:274-280.
- McClanhan T. R. y R. W. Wolfe. 1993. Accelerating forest succession in a fragmented landscape: the role of birds and perches. *Conservation Biology* **7**:279-288.
- McKinney, M. L. 2002. Urbanization, biodiversity and conservation. *BioScience* **52**: 883-890.
- McKinney, M. L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* **127**:247-260.
- 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.
- Melles, S., S. M. Gleen y K. Martin. 2003. Urban bird diversity and landscape complexity: species environment associations along a multi-scale habitat gradient. *Conservation Ecology* **7**:5
- Mitchell M. S., S. H. Rutzmoser, T. B. Wigley, C. Loehle, J. A. Gerwin, P. D. Keyser, R. A. Lancia, R. Perry, C. J. Reynolds, R. E. Thill, R. Weih, D. White y P. B. Wood. 2006. Relationships between avian richness and landscape structure at multiple scales using multiple landscapes. *Forest Ecology and Management* **221**:155-169
- Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. CYTED-UNESCO-SEA. España
- Muyenbembe F., J. Harris, J. Hone y H. Nix. 1989. Determinants of bird populations in an urban area. *Australian Journal of Ecology* **14**:549-557.
- National Geographic. 1999. Field guide to the birds of North America. 3ª edición. National Geographic Society. USA, 480 pp.
- Nocedal, J. 1987. Las comunidades de pájaros y su relación con la urbanización en la ciudad de México. En: Rapoport E. H. e I. R. López-Moreno (Eds). Aportes a la ecología urbana de la ciudad de México. Edit. MAB-Limusa. pp. 73-109.
- Ortega-Álvarez, R. e I. MacGregor-Fors. 2009. Living in the big city: effects of urban land-use on bird community structure, diversity, and composition. *Landscape and Urban Planning* **90**:189-195.

- Pakeman, R. J. 2011. Functional diversity indices reveal the impacts of land use intensification plant community assembly. *Journal of Ecology* **99**:1143-1151.
- Palmer, M.W. 1993. Putting things in even better order: the advantages of canonical correspondence analysis. *Ecology* **74**:2215-2230.
- Partecke, J., I. Schwabl y E. Gwinner. 2006. Stress and the city: urbanization and its effects on the stress physiology in European blackbirds. *Ecology* **87**:1945-1952.
- Pauw A. y K. Louw. 2012. Urbanization drivers a reduction in functional diversity in a guild of nectar-feeding birds. *Ecology and Society* **17**:27.
- Pavao-Zuckerman M. A. y D. C. Coleman. 2007. Urbanization alters the functional composition, but not taxonomic diversity, of the soil nematode community. *Applied Soil Ecology* **35**:329-339.
- Pineda-López, R., N. Febvre y M. Martínez. 2010. Importancia de proteger pequeñas áreas periurbanas por su riqueza avifaunística: el caso de Mompaní, Querétaro, México. *Huitzil* **11**:69-80.
- R Development Core Team. 2010. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Viena, Austria.
- Reis, E., G. M. López-Iborra y R. Torres Pinheiro. 2012. Changes in bird species richness through different levels of urbanization: implications for biodiversity conservation and garden design in Central Brazil. *Landscape and Urban Planning* **107**:31-42.
- Ritchison, G. 1995. Characteristics, use and possible functions of the perch songs and chatter calls of male common yellowthroats. *The Condor* **97**:27-38.
- Sandström, U. G., P. Angelstam y G. Mikusinki. 2006. Ecological diversity of birds in relation to the structure of urban green space. *Landscape and Urban Planning* **77**:39-53.
- Savard, J.P.L., Clergeau, P. y Mennechez, G. 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* **48**:131-142.
- Shiels A. B. y L. R. Walker. 2003. Bird perches increase forest seeds on Puerto Rican Landslides. *Restoration Ecology* **11**:457-465.
- Shoshat, E., P. S. Warren, S. H. Faeth, N. E. McIntyre y D. Hope. 2006. Form patterns to emerging processes in mechanistic urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution* **21**:186-192.
- Sibley, D. A. 2001. *The Sibley guide to birds*. National Audubon Society, New York, USA.
- Slabbekoorn, H. y E.A.P. Ripmeester. 2008. Birdsong and anthropogenic noise: implications and applications for conservation. *Molecular Ecology* **17**:72-83.
- Sol D., A. S. Griffin, I. Bartomeus y H. Boyce. 2011. Exploring or avoiding novel food resources? The Novelty Conflict in an Invasive Bird. *PLoS ONE* **6**: e19535.
- Sol, D., O. Lapedra y C. González-Lagos. 2013. Behavioural adjustments for a life in the city. *Animal Behaviour*, en prensa.
- Strohbach, M.W., D. Hasse y N. Kabisch. 2009. Birds and the city: urban biodiversity, land use, and socioeconomics. *Ecology and Society* **14**:31.
- Ter Braak, C.J.F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* **67**:1167-1179.
- Ter Braak, C.J.F. y P. Šmilauer. 1998. CANOCO Reference manual and user's guide to Canoco for Windows: Software for *Canonical Community Ordination* (version 4). Micro Computer Power, Ithaca, New York. U.S.A.
- Toledo, M.C.B. y D.M. Moreira. 2008. Analysis of the feeding habits of the swallow-tailed hummingbird, *Eupetomena macroura* (Gmelin, 1788) in an urban park in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **68**:419-428.

- Tryjanowski P., T. H. Sparks, S. Kuzniak, P. Czechowski y L.Jerzak. 2013. Bird migration advances more strongly in urban environments. *PloSone* **8**:e63482
- Valcarcel, A. y E. Fernández-Juricic. 2009. Antipredator strategies of house finches: are urban habitats safe spots from predators even when humans are around? *Behavioral Ecology and Sociobiology* **63**:673-685.
- Villéger, S., N. W. H. Mason y D. Mouillot. 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* **89**:2290-2301.
- Villéger, S., J. Ramos Miranda, D. Flores Fernández y D. Mouillot. 2010. Contrasting changes in taxonomic vs. functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. *Ecological Applications* **20**:1512-1522.
- White, J. G., M. J. Antos, J. A. Fitzsimins y G. C. Palmer. 2005. Non-uniform bird assemblages in urban environments: the influence of streetscape vegetation. *Landscape and Urban Planning* **71**:123-135.
- Wiens, J. A. 1989. *The ecology of bird communities*. Vols. 1 y 2. Cambridge University Press, Cambridge, Reino Unido.

CAPÍTULO 3.

DOMINANCIA, SEGREGACIÓN ESPACIAL Y USO DE RECURSOS COMO RESPUESTA A LA URBANIZACIÓN: EL CASO DE DOS COLIBRÍES EN LA CIUDAD DE PACHUCA, HIDALGO

RESUMEN

Las ciudades son ambientes heterogéneos y por tanto pueden presentar condiciones contrastantes en espacios reducidos. De ahí que las especies se enfrentan a una serie de hábitats de distintas calidades que pueden fomentar o limitar su presencia a nivel local y generar cierta estructura en su distribución. En este capítulo se comparan las respuestas de dos colibríes a distintas condiciones de hábitat en la ciudad de Pachuca: *Cynanthus latirostris* y *Eugenes fulgens* (Trochilidae). En particular se exploraron las relaciones entre la urbanización (medida a través de distintos factores) y algunas de las respuestas que presentan los colibríes al visitar las inflorescencias de *Agave salmiana*. Para cada agave se determinaron los paisajes ecológico-sociales (Capítulo 1), las coberturas de suelo, el tráfico vehicular y los niveles de ruido que los rodeaban (Capítulo 2) y la distancia al fragmento de vegetación remanente más cercano a las inflorescencias. Como variables de respuesta se midieron el número de visitas (indicador de abundancia), la dominancia y las actividades que realizaron ambos colibríes al visitar las flores. En ningún caso el número de visitas se relacionó de manera significativa con las variables de urbanización, sin embargo se encontró que existe segregación espacial entre ambas especies. *E. fulgens* ocupó los sitios ubicados a una distancia al fragmento de vegetación remanente más cercano igual o menor a 250 m y con porcentaje de superficie impermeable menor a 20%. Por su parte, *C. latirostris* dominó en el resto de los sitios. También se encontró que, aunque ambas especies tienen una intensidad de uso similar sobre las inflorescencias, *C. latirostris* realiza la mayoría de sus visitas para forrajeo, mientras que *E. fulgens* además realiza una gran proporción de actividades relacionadas con la defensa territorial y reproducción. Asimismo, las actividades de *E. fulgens* fueron, en general, afectadas negativamente por las variables de urbanización y positivamente en sitios donde hubo mayor proporción de vegetación. Se discuten los resultados en términos de tasa de asimilación de néctar, variaciones de conducta, dominancia y segregación espacial.

PALABRAS CLAVE: coberturas de suelo, superficie impermeable, vegetación, ruido, tráfico vehicular, distancia a fragmentos de vegetación nativa, especies urbano-adaptables, *Agave salmiana*, *Cynanthus latirostris*, *Eugenes fulgens*

INTRODUCCIÓN

En general las comunidades de aves de los ecosistemas urbanos muestran patrones de dominancia –inequitatividad (es decir que algunas especies presentan una abundancia muy alta en comparación con la del resto de las especies) muy marcados (Beissinger, 1982; Marzluff 2001; McKinney, 2006; White *et al.*, 2005). Sin embargo, cuando se analizan estas comunidades a una escala espacial más fina, se observa que la heterogeneidad de los hábitats provoca variaciones locales en la composición, abundancia-dominancia y distribución de las especies y, dependiendo de las condiciones de los sitios, se generan distintos ensambles de especies (Capítulo 2), pero esto ha sido poco documentado en los ecosistemas urbanos de México.

Las especies que pueden habitar en las ciudades tienen flexibilidad ecológica, demográfica, morfológica, fisiológica, de comportamiento y/o de comunicación, lo cual les permite ser exitosas en estos sitios (McDonnell, *et al.*, 1997; Luniak, 2004; Chace y Walsh, 2006). Son muy variadas las investigaciones en donde se documentan las formas en que algunas especies se adecuan a las condiciones urbanas (Frid y Dill, 2002; Partecke *et al.*, 2004; Fernández-Juricic *et al.*, 2005; Partecke *et al.*, 2006a; Partecke *et al.*, 2006b; Partecke y Gwinwe, 2007; Tsurim *et al.*, 2008; Heiss *et al.*, 2009; Peterman y Ryan, 2009; Valcarcel y Fernández-Juricic, 2009; Partan *et al.*, 2010; Wisner, 2011). Los resultados de esos estudios muestran que no existen patrones generales de respuesta, sino que son específicas para cada especie. Estas respuestas pueden traer como consecuencia segregación espacial (Fernández-Juricic, 2001), es decir separación en el espacio de dos o más especies a consecuencia de las variaciones en los distintos factores que definen los hábitats, sin embargo esto ha sido poco explorado en el ambiente urbano.

Por otro lado, en general las áreas verdes urbanas son espacios con gran diversidad de plantas con flor –sean nativas o no nativas (Chamberlain *et al.*, 2004; Faggiy Perepelizin, 2006) y por lo tanto son sitios con abundantes recursos que ofrecen néctar (French *et al.*, 2005), de los cuales dependen los colibríes (Baltosser, 1989). Coincidiendo con ello, se ha mostrado que existe una gran riqueza de colibríes en las áreas verdes urbanas y se han descrito las interacciones planta-colibrí en algunas de ellas (*e.g.*: Baza Mendoça y Dos Anjos, 2005; Calviño-Cancela, 2006; Toledo y Moreira, 2008). Aunque esta información es muy valiosa, no aporta datos para poder entender los factores que causan los patrones de dominancia y segregación espacial, o las variaciones en la conducta entre las distintas especies de colibríes que habitan las ciudades.

En este capítulo se analizan dos especies de colibríes, *Cyananthus latirostris* y *Eugenes fulgens* (Trochilidae), ambos residentes de la ciudad de Pachuca, (Zuria *et al.*, 2009). Estas especies tienen un amplio intervalo de distribución en México y al sur de Estados Unidos, tanto en ambientes naturales como en ciudades (Martínez del Río y Eguiarte, 1987; Turner, 2003; MacGregor, 2005; Rodríguez Ruiz, 2007; Abad Ibarra *et al.*, 2008; Bachi, 2008; Ramírez-Albores, 2008;

Jiménez Moreno y Mendoza Cuamatzi, 2010; MacGregor, 2010; San José *et al.*, 2010; Pineda *et al.*, 2010; MacGregor-Fors y Ortega-Álvarez, 2011; Pablo-López y Díaz-Porras, 2011). Son generalistas e interactúan con muchas especies de plantas (Martínez García, 2006; Ortiz-Pulido *et al.*, 2012), en particular con diversas especies de agaves, como *Agave marmorata* (Ornelas *et al.*, 2002), *A. lechuguilla* (Silva-Montellano y Eguiarte, 2003), *A. valenciana* (Magaña *et al.*, 2008) y *A. salmiana* (Martínez del Río y Eguiarte, 1987; Estrella, 2005; Estrella, 2008; Gómez Aiza y Zuria, 2010). Junto con *Carpodacus mexicanus* realizan aproximadamente el 60% de las visitas a las flores de *Agave salmiana* (Capítulo 2). Aunque sus tamaños son contrastantes (*C. latirostris* es muy pequeño y *E. fulgens* es de los colibríes más grandes) y gran parte de su historia natural no ha sido documentada, se cree que ambos colibríes presentan similitudes en su dieta (néctar y artrópodos pequeños), en su estructura social (solitarios la mayor parte del tiempo), en su comportamiento reproductivo (polígamo), en el tamaño de la puesta (dos a tres huevos), así como en la construcción del nido, incubación y cuidado parental (Powers, 1996; Powers y Wethington 1999). Estas características se mencionan aquí porque han sido usadas para explicar la capacidad de algunas especies de aves para habitar el ecosistema urbano (Kark *et al.*, 2007; Croci *et al.*, 2008). De acuerdo con dichas características podría esperarse que ambas especies tuvieran las mismas oportunidades de habitar en el ecosistema urbano, sin embargo en los resultados del Capítulo 2 (Figuras 2.3 y 2.4, Tabla 2.4) es evidente que ocupan sitios contrastantes en la ciudad de Pachuca, tanto a escala de paisajes ecológico-sociales como a nivel local.

Este capítulo tuvo la finalidad de analizar la distribución espacial y las variaciones en el comportamiento de *Cynanthus latirostris* y *Eugenes fulgens* en función de los diversos factores que determinan los hábitats urbanos de Pachuca a nivel local. Para ello se determinó el número de visitas (abundancia), dominancia y actividades realizadas por *C. latirostris* y *E. fulgens* al visitar las inflorescencias de *A. salmiana* ubicadas en distintos puntos de la ciudad de Pachuca, y se relacionaron con los porcentajes de coberturas de suelo alrededor de los agaves, la distancia de éstos al fragmento de vegetación remanente más cercano, el tráfico vehicular y el ruido. Se discuten los resultados en términos de la tasa de

asimilación de néctar, variaciones de conducta, dominancia y segregación espacial.

MATERIALES Y MÉTODOS

Muestreo de colibríes. La información para realizar los análisis se extrajo de la base de datos de aves visitantes a las inflorescencias de *A. salmiana* obtenida en el Capítulo 2. Durante dos años (2009 y 2010), de marzo a julio, se observaron 38 inflorescencias de *A. salmiana* ubicadas en distintos puntos de la ciudad de Pachuca (Capítulo 1, Figura 2.1). Las observaciones se realizaron de las 8:00 a las 10:00 am (horario de verano, una hora después de la salida del sol), eligiendo los momentos en que existieran al menos cuatro panículas con flores estaminadas o pistiladas. Cada inflorescencia se observó en dos días distintos, a una distancia de al menos 7 m y durante dos horas cada día. De la base de datos se extrajo el número de visitas (indicador de abundancia) de *C. latirostris* (N_{Cynlat}) y *E. fulgens* (N_{Eugful}) para cada agave. Para comparar la intensidad de visitas de ambas especies se calculó la tasa promedio de visitas (N_{Cynlat}/hr y N_{Eugful}/hr) dividiendo el total de visitas de cada especie ($N_{i(total)}$) entre el tiempo total de observación (t_i); cabe mencionar que sólo se consideraron los datos de las inflorescencias en donde hubo presencia de la especie en cuestión. Para tener un estimado del tiempo promedio que tardaría un individuo en regresar a la inflorescencia, se calculó, de manera independiente para cada especie, el valor inverso (1/tasa promedio de visitas) y se expresó en minutos (60 min= 1 hr).

El número de visitas también sirvió para evaluar el grado de dominancia (D) de las especies en cada sitio de muestreo (j), siguiendo ecuación 1:

$$D_j = \frac{N_{j(Eugful)} - N_{j(Cynlat)}}{N_{j(Total)}} \quad \text{Ecuación 1}$$

De acuerdo con esta expresión, D sería positivo en los sitios dominados por *E. fulgens* y negativo en los dominados por *C. latirostris*.

Además se obtuvo información sobre las actividades realizadas por cada visitante; las actividades de los colibríes se definieron de la siguiente manera: *i) forrajeo de néctar*: el visitante introduce el pico en la flor y liba néctar; *ii) vocalización*: el

visitante emite sonidos ya sea al llegar, durante su estancia o al irse de la inflorescencia; *iii) interacciones agresivas*: el visitante “ataca” a otro individuo (de la misma o de otra especie), y le persigue; *iv) revoloteo*: el visitante observa y/o realiza vuelos alrededor de la inflorescencia pero no tiene contacto con ella ni con otro organismo; y *v) percha*: el visitante se posa en alguna rama de la inflorescencia y se queda ahí durante más de un segundo. Se contabilizó el total de actividades realizadas por cada especie (A_i) y se calculó la tasa general de actividades dividiendo el número total de actividades entre el tiempo total de observación para cada especie (es decir A_{Cynlat}/hr ; A_{Eugful}/hr). Además, se contabilizó el número de veces que cada especie realizó cada una de las actividades descritas. Para obtener información característica de la forma en que cada especie de colibrí usa las inflorescencias, se calculó el porcentaje general (usando todos los datos) de cada actividad realizada por cada especie. En el caso de forrajeo, además se calculó la tasa promedio de consumo de néctar para cada especie, dividiendo el total de veces que fueron observadas consumiendo néctar entre el tiempo de observación.

Mediciones de la urbanización. Se determinó el porcentaje de coberturas de suelo (superficie impermeable, vegetación, suelo desnudo) en un círculo de 100 m de radio con centro en cada individuo de *A. salmiana*; la metodología para obtener las coberturas de suelo dentro del círculo se explica en el Capítulo 2. Asimismo, se midió la distancia (en metros) de cada inflorescencia al fragmento más cercano de vegetación nativa -matorral xerofito- a través del análisis de la imagen de satélite IKONOS-2 y las mediciones se realizaron en ArcGis 9.0. También se extrajo la información de tráfico vehicular de la calle más cercana (automóviles/minuto) y de niveles de ruido en la zona (dB) de la base de datos generada en el Capítulo 2 y se calcularon los valores máximo, mínimo y promedio de estas variables.

Con la finalidad de descartar variables colineales, se revisaron las correlaciones (Spearman, SigmaStat 3.5) entre las variables de perturbación (tráfico y ruido) y entre estas variables y las coberturas de suelo. Se encontró colinealidad entre el aforo vehicular promedio y el aforo vehicular máximo ($r_s=0.99$, $p=0.000$), el aforo vehicular promedio y el aforo vehicular mínimo ($r_s=0.97$, $p=0.000$), el aforo

vehicular máximo y el aforo vehicular mínimo ($r_s=0.96$, $p=0.000$), el ruido promedio y los aforos promedio ($r_s=0.61$, $p=0.000$) y máximo ($r_s=0.62$, $p=0.000$), el ruido promedio y el ruido mínimo ($r_s=0.73$, $P=0.000$). En los análisis siguientes se decidió usar los niveles mínimos de aforo vehicular y de ruido como variables subrogadas, debido a que estos valores proporcionan una idea de las condiciones habituales de perturbación de cada sitio y describen cierto patrón de urbanización: los sitios con mayor urbanización tienen valores mínimos más altos en comparación con aquellos con menor urbanización. Entonces para los análisis siguientes se usaron los porcentajes de suelo desnudo, de superficie impermeable, de vegetación, la distancia al fragmento de vegetación más cercano, el aforo vehicular mínimo, el ruido máximo y el ruido mínimo.

Urbanización y colibríes en Pachuca. Para explorar las respuestas de los colibríes a las distintas condiciones de urbanización se consideraron de manera independiente para cada especie la presencia, el número de visitas, la dominancia y las actividades realizadas en cada una de las inflorescencias. Se elaboraron gráficas de dispersión de datos, colocando en el eje de las abscisas cada una de las medidas de urbanización y en el eje de las ordenadas cada una de las variables de respuesta de las especies (no se presentan). En caso de observar tendencias en los datos se buscó ajustar una función matemática (SigmaStat 3.5) que representara de manera adecuada ($r^2 \geq 0.5$, $p \leq 0.001$) el comportamiento observado. En el caso de que la dispersión provocara un ajuste "pobre" ($r^2 < 0.5$), se realizó un análisis de correlación de Spearman –los datos no siguen una distribución normal- y se reportan aquellas correlaciones significativas ($|r_s| \geq 0.50$, $p \leq 0.01$).

RESULTADOS

Generales. En todas las inflorescencias observadas se registró la visita de algún colibrí; en 37 de ellas (97%) hubo al menos una visita de *C. latirostris* y en 17 (45.9%) ocurrió al menos una visita de *E. fulgens*. En 152 horas de observación se registraron 1864 visitas, las de *C. latirostris* ($N_{Cynlat(tot)}=1293$) casi duplicaron a las de *E. fulgens* ($N_{Eugful(tot)}=571$), sin embargo, la tasa de visitas de ambas especies fue muy similar: 8.7 visitas_{Cynlat}/hr y 8.4 visitas_{Eugful}/hr). Al calcular el tiempo promedio que tardaría un individuo de cada especie en volver a la

inflorescencia encontramos que un individuo de *C. latirostris* tardaría 6.9 min y uno de *E. fulgens* tardaría 7.1 min.

En total se registraron 2890 actividades; las realizadas por *C. latirostris* (1912) casi duplican a las realizadas por *E. fulgens* (978). Sin embargo, al calcular la tasa de actividades de cada especie se encontró que *E. fulgens* realizó mayor número de actividades por unidad de tiempo (14.4 actividades de *Eugful*/hr) en comparación con las realizadas por *C. latirostris* (12.9 actividades de *Cynlat*/hr). Por otro lado, la proporción de cada tipo de actividad varió según la especie. Así, la actividad más observada de *C. latirostris* fue el forrajeo (57.5%) y en menor medida las vocalizaciones (15.3%), interacciones agresivas (10.3%), percha (8.7%) y revoloteo (8.2%). En el caso de *E. fulgens*, el forrajeo también fue la actividad más registrada (39.1%), sin embargo se observaron de manera frecuente las vocalizaciones (30.3%), interacciones agresivas (17.6%) y en menor medida revoloteo (6.8%) y percha (6.2%). Por su parte, 85.1% de las visitas de *C. latirostris* estuvieron relacionadas con el consumo de néctar, mientras que 66.9% de las visitas de *E. fulgens* tuvieron el mismo fin, de ahí que la tasa de visitas para consumo de néctar de *C. latirostris* fuese mayor (7.4 forrajeo_{*Cynlat*}/hr) que la de *E. fulgens* (3.9 forrajeo_{*Eugful*}/hr). De acuerdo a esto, *C. latirostris* tardaría 8.1 minutos en volver a consumir néctar mientras que *E. fulgens* tardaría 15.4 minutos.

Relaciones entre las variables de urbanización y las visitas de colibríes. Aunque el número de visitas de *C. latirostris* (N_{Cynlat}) no se relacionó con las variables de urbanización, las visitas de *E. fulgens* (N_{Eugful}) disminuyeron exponencialmente con el incremento en el porcentaje de superficie impermeable (**SI**);

$$N_{Efulg} = 69.8e^{-(SI/6.4)} \quad \text{Ecuación 2}$$

$r^2=0.70$, $\chi^2=290.69$, $p\leq 0.01$ y con el aumento en la distancia al fragmento de vegetación remanente (**Fv**) más cercano

$$N_{Efulg} = 65.5e^{-(Fv/138.8)} \quad \text{Ecuación 3}$$

$$r^2=0.60, \chi^2=381.89, p\leq 0.01$$

Al analizar los patrones de dominancia entre ambas especies y su relación con los factores de urbanización se encontró que conforme aumentan la distancia al fragmento de vegetación más cercano y el porcentaje de superficie impermeable, *C. latirostris* se vuelve dominante y *E. fulgens* se vuelve rara, y viceversa, y esto genera patrones de segregación espacial entre ambas especies (Figura 3.1). Los valores umbrales que determinan la dominancia de uno u otro colibrí fueron 250 m de distancia al fragmento de vegetación remanente más cercano y 20% de superficie impermeable; es decir, *C. latirostris* fue la especie dominante cuando dichas variables presentaron valores más altos y en caso contrario, *E. fulgens* lo fue (Figura 3.1, comparación entre círculos y triángulos).

Relaciones entre las variables de urbanización y las actividades de colibríes. Se obtuvieron distintos resultados de la relación entre cada actividad y las variables de urbanización dependiendo de la especie de colibrí. Así, mientras que el forrajeo realizado por *C. latirostris* no fue afectado de manera significativa, el realizado por *E. fulgens* disminuyó de manera exponencial al aumentar el

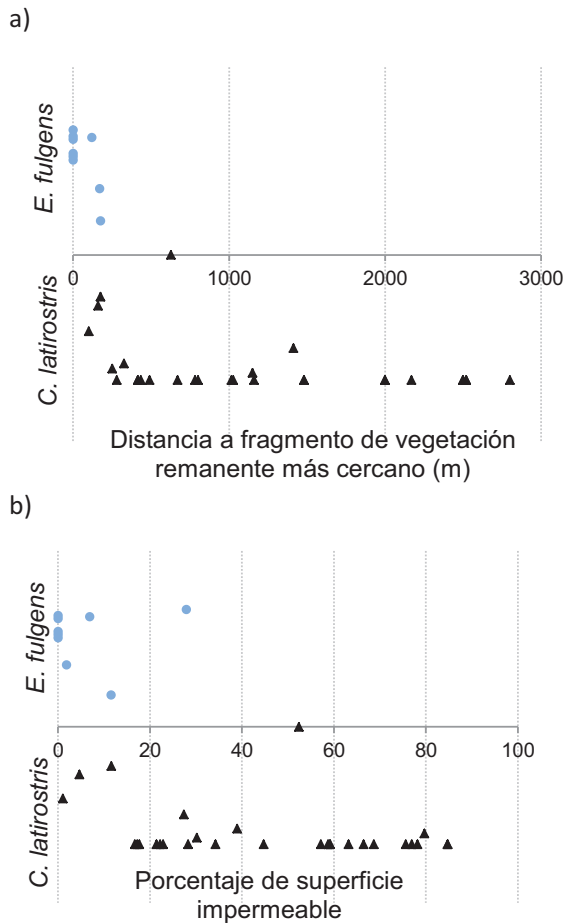


Figura 3.1. Patrones de dominancia en las visitas a las flores de *Agave salmiana* por parte de *Cyanthus latirostris* y *Eugenes fulgens* dependiendo de a) la distancia al fragmento de vegetación más cercano y b) el porcentaje de superficie impermeable. En el eje de las Y están graficados los valores que resultaron de aplicar la Ecuación 1 ($D_j = \frac{N_{j(Eugful)} - N_{j(Cynlat)}}{N_{j(Total)}}$) en cada uno de los sitios de muestreo. Cada punto representa la proporción del número de visitas de cada especie (círculo para *E. fulgens*, triángulo para *C. latirostris*) en cada sitio de muestreo, o dicho de otra manera, la dominancia o rareza de cada especie.

porcentaje de superficie impermeable (**SI**)

$$\text{Forrajeo}_{Efulg} = 41.6e^{-(SI/11.9)} \quad \text{Ecuación 4}$$

$$r^2=0.50, \chi^2=303.71, p\leq 0.01$$

y fue significativamente menor al aumentar la distancia entre las inflorescencias y el fragmento de vegetación más cercano, el aforo vehicular mínimo y el ruido mínimo (Tabla 3.1). Tanto las vocalizaciones de *C. latirostris* como las de *E. fulgens* fueron menos frecuentes al aumentar el ruido mínimo (Tabla 3.1), pero las del segundo también fueron afectadas negativamente por el aumento en el porcentaje de superficie impermeable, en la distancia al fragmento de vegetación más cercano y en el aforo vehicular mínimo (Tabla 3.1). En contraparte, se encontró que las vocalizaciones de *E. fulgens* se vieron favorecidas de manera exponencial al aumentar el porcentaje de vegetación (**V**) que rodea a las inflorescencias

$$\text{Vocalizaciones}_{Efulg} = 0.099e^{(V/16.15)} \quad \text{Ecuación 5}$$

$$r^2=0.51, \chi^2=248.17, p\leq 0.01$$

Asimismo, aunque las interacciones agresivas de *C. latirostris* no resultaron afectadas, las de *E. fulgens* aumentaron de forma exponencial con el aumento en el porcentaje de vegetación (**V**)

$$\text{Int. Agres.}_{Efulg} = 0.008e^{(V/11.96)} \quad \text{Ecuación 6}$$

$$r^2=0.59, \chi^2=91.16, p\leq 0.01$$

pero disminuyeron también de manera exponencial con el aumento en el aforo vehicular mínimo (**AV**)

$$\text{Int. Agres.}_{Efulg} = 41.6e^{-(AV/0.032)} \quad \text{Ecuación 7}$$

$$r^2=0.54, \chi^2=103.05, p\leq 0.01$$

y también disminuyeron al aumentar el porcentaje de superficie impermeable y la distancia al fragmento de vegetación remanente más cercano (Tabla 3.1). Por su parte, el revoloteo de *C. latirostris* tampoco resultó afectado, pero el de *E. fulgens* aumentó de manera exponencial con el aumento en el porcentaje de vegetación (**V**)

$$\text{Revoloteo}_{Efulg} = 0.0011e^{(V/10.57)}$$

Ecuación 8

$$r^2=0.72, \chi^2=9.86, p\leq 0.01$$

y disminuyó sensiblemente al aumentar el porcentaje de superficie impermeable, la distancia al fragmento de vegetación más cercano y el aforo vehicular (Tabla 3.1). Por último, la actividad de descanso (percha) de *E. fulgens* disminuyó con el aumento del porcentaje de superficie impermeable y con la distancia al fragmento de vegetación remanente más cercano (Tabla 3.1), mientras que la de *C. latirostris* no se relacionó significativamente con ninguna variable.

Tabla 3.1. Correlaciones entre las actividades realizadas por los colibríes y las variables de urbanización. *C.l* = *Cyanthus latirostris*, *E.f* = *Eugenes fulgens*. Los valores numéricos corresponden al coeficiente de correlación de Spearman (r_s) y la significancia está representada de la siguiente manera: * $p \leq 0.05$, ** $p \leq 0.01$, *** $p \leq 0.001$. n.s. no significativo.

Variable de urbanización	Forrajeo		Vocalización		Interacciones agresivas		Revoloteo		Percha	
	<i>C.l</i>	<i>E.f</i>	<i>C.l</i>	<i>E.f</i>	<i>C.l</i>	<i>E.f</i>	<i>C.l</i>	<i>E.f</i>	<i>C.l</i>	<i>E.f</i>
Porcentaje de superficie impermeable	n.s	Ecuación 4	n.s	-0.78 ***	n.s	-0.74 ***	n.s	-0.70 **	n.s	-0.65 **
Distancia al fragmento de vegetación más cercano	n.s	-0.61 **	n.s	-0.63 **	n.s	-0.56 *	n.s	-0.58 *	n.s	-0.53 **
Aforo vehicular mínimo	n.s	-0.75 ***	n.s	-0.55 *	n.s	Ecuación 7	n.s	-0.63 **	n.s	n.s
Ruido mínimo	n.s	-0.63 **	-0.52 ***	-0.56 ***	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s	n.s

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Generales: consumo de néctar y actividades. En el muestreo todas las inflorescencias tuvieron visitas de colibríes, lo que indica que, aún con sus posibles variaciones en la producción de néctar (Arizaga *et al.*, 2000), ésta no actuó como un factor que limitara la presencia de especies de este grupo. Esto es lógico si se entiende que los requerimientos de néctar de los colibríes oscilan entre 30 y 40 $\mu\text{l}/\text{día}$ (Nicolson, 2007) y la producción de ése líquido en las inflorescencias de *A. salmiana* es de aproximadamente 203 $\mu\text{l}/\text{hr}$ de néctar (Introducción General).

Los valores de las tasas generales de visitas fueron prácticamente iguales para *Cynanthus latirostris* y *Eugenes fulgens* (8.7 visitas_{Cynlat}/hr y 8.4 visitas_{Eugful}/hr), por lo tanto, se puede suponer que la intensidad con la que usan las inflorescencias es similar, aunque su uso específico fue distinto. Cabe señalar que los tamaños de ambas especies son contrastantes y eso pudiera ser una de las explicaciones de porqué *C. latirostris* utilizó las inflorescencias principalmente para forrajeo (consumo de néctar) y *E. fulgens* además las usó para procesos relacionados con defensa territorial o reproducción (54.7% de sus visitas fueron realizadas para emitir vocalizaciones, tener interacciones agresivas o revolotear). Los valores obtenidos en la tasa de forrajeo mostraron que el consumo de néctar de *C. latirostris* fue aproximadamente el doble en comparación con el de *E. fulgens*. Cabe señalar que los patrones específicos de consumo de néctar tienen su expresión a nivel fisiológico en la tasa de hidrólisis del azúcar y su asimilación (Karasov *et al.*, 1986; McWhorter y Martínez del Río, 2000). Aunque la velocidad de asimilación del néctar no es necesariamente constante (ejemplo de *Selasphorus rufus* y *Calype anna* en Karasov *et al.*, 1986) y además los distintos compuesto de azúcar se asimilan en diferentes tiempos (ver ejemplo de *S. platycercus* en McWhorter y Martínez del Río, 2000), en general este proceso impone a los individuos un límite temporal para el consumo de néctar. A reserva de ser verificado formalmente, se puede sugerir que las estimaciones de tasa de consumo de néctar y tiempo que tardaría cada especie en volver para consumo de néctar propuestas en este capítulo podrían funcionar como indicadores de esos procesos fisiológicos. Todo lo anterior concuerda con lo reportado para *C. latirostris*, en cuanto a que gasta un poco más de la mitad (54%) de su tiempo en el forrajeo y poco menos (36%) en descanso (Powers y Wethington 1999), y también con lo descrito para *E. fulgens*, quien invierte una fracción pequeña (de 7% a 9%) de su tiempo de vigilia en el forrajeo y la mayor parte para descanso y defensa territorial (aproximadamente 90%; Powers, 1996).

Calidad de hábitats y urbanización como factores que producen patrones de dominancia, cambios en la conducta y segregación espacial de los colibríes. En las ciudades la alta heterogeneidad paisajística genera una gran variedad de hábitats de distinta calidad (White *et al.*, 2005; Borgtröm *et al.*, 2006). La calidad del hábitat juega un papel fundamental como factor que determina la presencia,

abundancia (Hirzel y Le Lay, 2008) y comportamiento (Bennett *et al.*, 2013) de las especies. Existe una estrecha relación entre los modelos de calidad del hábitat y la teoría de nicho (Hirzel y Le Lay, 2008), por tanto se puede inferir que la calidad del hábitat es especie-dependiente, es decir un sitio con buena calidad de hábitat para una especie puede no serlo para otra. En este capítulo se aportaron datos para demostrar esta conjetura en los ecosistemas urbanos: la presencia, abundancia y comportamientos de *E. fulgens* estuvieron determinados en gran medida por los valores de porcentaje de superficie impermeable, vegetación, distancia a fragmento de vegetación, tráfico y ruido. En contraste, *C. latirostris* no mostró ninguna afectación o preferencia debidas a esos mismas variables.

De acuerdo a estos resultados se podría suponer que *C. latirostris* es una especie con plasticidad ecológica y de comportamiento que le permite tolerar las diversas condiciones de los hábitats urbanos en la búsqueda de recursos alimenticios. Cabe señalar que la capacidad de explotar las oportunidades ecológicas que provee la urbanización es lo que hace que las especies (nativas o no nativas) puedan conquistar los diversos hábitats de las ciudades (Sol *et al.*, 2012). Algunos estudios sugieren que otras aves, principalmente Passeriformes, se han logrado adecuar tanto fisiológica como conductualmente, y también modificando aspectos de comunicación para poder habitar en zonas urbanas (Blumstein *et al.*, 2005; Fernández-Juricic *et al.*, 2005; Calviño-Cancela, 2006; Fernández-Juricic y Tran, 2007; Toledo y Moreira, 2008; Valcarcel y Fernández-Juricic, 2009).

Por su parte, de acuerdo con los resultados, la presencia de *E. fulgens* disminuye rápidamente cuando aumentan el porcentaje de superficie impermeable y la distancia al fragmento de vegetación remanente más cercano, pero además fue dominante en las inflorescencias que se situaron a una distancia menor a 250 m del fragmento de vegetación remanente más cercano y en donde hubiera 20% o menos de superficie impermeable. Como pudo apreciarse en la Figura 3.1, estos sitios también tuvieron visitas de *C. latirostris*, sin embargo no pudo ser la especie dominante probablemente debido a que *E. fulgens* defendió eficientemente esas inflorescencias, generándose así partición en el espacio urbano. De acuerdo con los resultados, las actividades de *E. fulgens* -en particular las interacciones agresivas y otros comportamientos que pueden estar asociados a la defensa

territorial y reproducción (vocalizaciones y revoloteo)- disminuyeron al alejarse de los sitios menos urbanizados. Estas modificaciones en la conducta de defensa territorial por cambios en la calidad del hábitat ya han sido documentadas para algunos colibríes (*Calypte anna*, *Archilochus alexandri*: Ewald y Bransfield, 1987). Asimismo, la estabilidad y el tamaño de los territorios de los colibríes dependen de diversos factores, entre los que destacan la cantidad del néctar, la distribución y periodo de floración y la riqueza de fuentes alternativas de alimento (Lyon, 1976). Los resultados de este trabajo sugieren que la riqueza de fuentes alternativas de alimento es el factor que mejor explica la presencia de territorios de *E. fulgens*, ya que se ubican en los sitios donde existe mayor porcentaje de vegetación. Se ha documentado que los colibríes responden de distinta manera a esas variaciones en la disponibilidad de alimento: desde reacciones de aversión y rechazo a los sitios con esas condiciones hasta reacciones de indiferencia (ejemplos: *Selasphorus platycercus* e *Hylocharis leucotis* respectivamente: Gómez Rosas *et al.*, 2013) y esto pudiera estar ocurriendo en el caso de *E. fulgens* (aversión) y *C. latirostris* (indiferencia) en la ciudad de Pachuca. También se ha documentado que estas reacciones se pueden dar a nivel de individuos de una misma especie, debido a las variaciones de “personalidad” o de adecuación a los sitios (ejemplo de *Passer domesticus* en Bókony *et al.*, 2012). Posiblemente por ello se pudieron observar individuos de *E. fulgens* en sitios con mayor urbanización (Figura 3.1). Sin embargo, en general se puede considerar que *E. fulgens* es una especie con mediana o baja tolerancia a las diversas situaciones que presenta la ciudad. Se ha señalado que este tipo de especies se encuentran más tiempo en estado de alerta y estrés cuando se enfrentan a niveles altos de ruido, tráfico vehicular y densidad de peatones (O’Neal Campbell, 2006); estos factores también pueden producir problemas de comunicación entre los individuos (Slabbekoorn y Ripmeester, 2008), con efectos negativos en la reproducción (Fernández-Juiricic, 2001; Ríos-Chelén, 2009) y en el establecimiento de territorios (Brumm, 2004; Parris y Schneider, 2009), o incluso hay casos en donde se observa la ausencia de especies debido a su intolerancia al humano y a los objetos en movimiento (Carrete y Tella, 2011). Estos datos coinciden con lo observado para *E. fulgens* en este trabajo.

Entonces, la distribución de *E. fulgens* en la ciudad de Pachuca parece estar segregada a los sitios con mayor proporción de vegetación, y/o a sitios muy cercanos a fragmentos de vegetación, mientras que el resto del espacio urbano es ocupado por individuos de *C. latirostris*. Se ha documentado para colibríes que al existir la partición del espacio según la calidad del hábitat, se facilita la coexistencia de distintas especies, potencialmente competidoras por el recurso, y entonces hay la “monopolización” de una especie en áreas ricas –en términos de calidad de hábitat- y de otra especie en áreas pobres (Ewald y Bransfield, 1987). De acuerdo con los resultados, en la ciudad de Pachuca existe segregación espacial entre *E. fulgens* y *C. latirostris*, siendo que la primera utiliza los recursos que existen en los sitios con menor urbanización y la segunda aquellos existentes en lugares más urbanizados.

LITERATURA CITADA

- Abad Ibarra, C., M. F. Navarro Abad y A. G. Navarro Sigüenza. 2008. El colibrí pico largo (*Heliomaster constantii*) en el Distrito Federal. Huitzil **9**:4-5.
- Arizaga, S., E. Ezcurra, E. Peters, F. Ramírez de Arellano y E. Vega. 2000. Pollination ecology of *Agave macoacantha* (Agavaceae) in a Mexican tropical desert. I. Floral biology and pollination mechanisms. American Journal of botany **87**:2004-1010.
- Bachi, A. 2008. Applying community ecology to manipulate and conserve hummingbird diversity in urban habitats. Tesis Doctorado, ProQuest LLC, University of Arizona. USA, Arizona.
- Baltosser, W. H. 1989. Nectar availability and habitat selection by hummingbirds in Guadalupe Canyon. Wilson bulletin **101**:559-578.
- Baza Mendonça, L. y L. Dos Anjos. 2005. Beija-flores (Aves, Trochilidae) e seus recursos florais em uma área urbana do Sul do Brasil. Revista Brasileira de Zoologia **22**: 51-59.
- Beissinger, S. R. y D. R. Osborne. 1982. Effects of urbanization on avian community organization. The Condor **84**:75-83.
- Bennett, V. A., V. A. J. Doerr, E. D. Doerr, A. D. Manning, D. B. Lindenmayer y H. Yoon. 2013. Habitat selection and behavior of a reintroduced Passerine: linking experimental restoration, behavior and habitat ecology. PLoS One **8**:e54539.
- Blumstien, D.T., E. Fernandez-Juricic, P.A. Zollner y S.C. Garity. 2005. Inter-specific variation in avian responses to human disturbance. Journal Of Applied Ecology **42**:943-953.
- Bókony, V., A. Kulcsár, Z. Tóth y A. Liker. 2012. Personality traits and behavioral syndromes in differently urbanized populations of house sparrows (*Passer domesticus*). PlosOne **7**:e36639.
- Borgström, S.T., Elmqvist, T., Angelstam, P. y Alfsen-Norodom, C. 2006. Scale mismatches of urban landscapes. Ecology and Society **11**:16.
- Brumm, H. 2004. The impact of environmental noise on song amplitude in a territorial bird. Journal of Animal Ecology **73**:434-440.

- Calviño-Cancela, M. 2006. Time-activity budgets and behaviour of the *Amazilia* hummingbird, *Amazilia amazilia* (Apodiformes: Trochilidae) in an urban environment. *Revista de Biología Tropical* **54**:873-878.
- Carrete M. y J.L. Tella. 2011. Inter-individual variability in fear of humans and relative brain size of the species are related to contemporary urban invasion in birds. *PLoS ONE* **6**:e18859.
- Croci, S. A. Butet y P. Clergeau. 2008. Does urbanization filter birds on the basis of their biological traits? *The Condor* **110**:223-240.
- Chamberlain, D. E., A. R. Cannon, y M. P. Toms. 2004. Associations of garden birds with gradients in garden habitat and local habitat. *Ecography* **27**:589-600.
- Chace, J.F. y J.J. Walsh. 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning* **74**:46-69.
- Estrella, R. J. P. 2005. Biología de la polinización de *Agave salmiana* Otto & Salm-Dick en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán, México. Tesis Licenciatura, Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- Estrella, R. J. P. 2008. Efecto de la explotación humana en la biología de la polinización de *Agave salmiana* y *Agave potatorum* en el Valle de Tehuacán-Cuicatlán. Tesis Maestría, Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. México, D.F.
- Ewald, P. W. y R. J. Bransfield. 1987. Territory quality and territorial behavior in two sympatric species of hummingbirds. *Behavioral Ecology and Sociobiology* **20**:285-293.
- Faggi, A. y P. V. Perepelizin. 2006. Riqueza de aves a lo largo de un gradiente de urbanización en la ciudad de Buenos Aires. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales (n.s.)* **8**:289-297.
- Fernández-Juricic, E. 2001. Avian spatial segregation at edges and interiors of urban parks in Madrid, Spain. *Biodiversity and Conservation* **10**:1303-1316.
- Fernández-Juricic, E., R. Poston, K. De Collibus, T. Morgan, B. Bastain, C. Matin, K. Jones y R. Treminio. 2005. Microhabitat selection and singing behavior patterns of male house finches (*Carpodacus mexicanus*) in urban parks in a heavily urbanized landscape in the western U.S. *Urban Habitats* **3**:49-69.
- Fernández-Juricic, E. y E. Tran. 2007. Changes in vigilance and foraging behavior with light intensity and their effects on food intake and predator detection in house finches. *Animal Behaviour* **74**:1381-1390.
- Fleming, G. 1999. Plan de desarrollo regional de la zona metropolitana de Pachuca. Secretaría de Desarrollo Social y Gobierno del Estado de Hidalgo. México. P.?
- Frid, A. y L. M. Dill. 2002. Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology* **6**:11.
- French, K., R. Major y K. Hely. 2005. Use of native and exotic garden plants by suburban nectarivorous birds. *Biological Conservation* **121**:545-559.
- Gómez Aíza L. y I. Zuria. 2010. Aves visitantes a las flores del agave (*Agave salmiana*) en una zona urbana del centro de México. *Ornitología Neotropical* **21**:17-30.
- Gómez Rosas, L., R. Ortiz-Pulido y C. Lara. 2013. Sensibilidad al riesgo durante el forrajeo en los colibríes *Hylocharis leucotis* y *Selasphorus platycercus*. *Huitzil* **14**:7-16.
- Heiss, R. S., A. B. Clark y K.J. McGowan. 2009. Growth and nutritional state of American crow nestlings vary between urban and rural habitats. *Ecological Applications* **19**:829-839.

- Hirzel A. H. y G. Le Lay. 2008. Habitat suitability modelling and niche theory. *Journal of Applied Ecology* **45**:1372-1381.
- Jiménez Moreno F. J. y R. Mendoza Cuamatzi. 2010. Aves urbanas en ciudad universitaria de la BUAP, *Elementos* **79**:23-27.
- Karasov, W. H., D. Duong, J. M. Diamond y E. L. Carpenter. 1986. Food passage and intestinal nutrient absorption in hummingbirds. *The Auk* **103**:453-464.
- Kark, S., A. Iwaniuk, A. Schalintzek y E. Banker. 2007. Living in the city: can anyone become an 'urban exploiter'? *Journal of Biogeography* **34**:638-651.
- Luniak, M. 2004. Synurbanization-adaptation of animal wildlife to urban development. *In: Proceedings 4th International Urban Wildlife Symposium on Urban Wildlife Conservation*, W.W., Shaw, L. K. Harris and V. Larry (eds). School of Natural Resources, College of Agriculture and Life Sciences, University of Arizona. Tucson. p. 50-53.
- Lyon, D. L. 1976. A montane hummingbird territorial system in Oaxaca. *The Wilson Bulletin* **88**:280-298.
- MacGregor, I. 2005. Listado ornitológico del Centro Universitario de Ciencias Biológicas y Agropecuarias, Universidad de Guadalajara, Jalisco, México: un espacio suburbano. *Huitzil* **6**:1-6.
- MacGregor-Fors, I. 2010. How to measure the urban-wildland ecotone: redefining "peri-urban" areas. *Ecological Research* **25**:883-887.
- MacGregor-Fors, I. y R. Ortega-Álvarez. 2011. Fading from the forest: bird community shifts related to urban park-specific and landscape traits. *Urban Forestry & Urban Greening* **10**:239-246.
- Magaña K. C., A. Vázquez-García, J. G. González Gallegos y O. Reyna Bustos. 2008. Visitantes florales en *Agave valenciana* Cházaro & A. Vázquez (Agavaceae) en Mascota, Jalisco, México. *Scientia-CUCBA* **10**:1-6.
- Martínez García, V. 2006. Interacciones colibrí-planta en tres tipos de vegetación de la reserva de la biosfera Barranca de Meztitlán, Hidalgo, México. Tesis Licenciatura, Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. México, Pachuca.
- Martínez del Río, C. y L. E. Eguiarte. 1987. Bird visitation to *Agave salmiana*: comparisons among hummingbirds and perching birds. *The Condor* **89**:357-363.
- Marzluff, J. 2001. Worldwide urbanization and its effects on birds. En: Marzluff, J., R. Bowman y R. Donnelly (eds). *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. Kluwer Academic Publishers, Massachusetts, USA. pp. 19-48.
- McDonnell, M.J., S.T.A. Pickett, P. Groffman, P. Bohlen, R.V. Pouyat, W.C. Zipperer, R. W. Parmelee, M. M. Carreiro y K. Medley. 1997. Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. *Urban Ecosystems* **1**:31-36.
- McKinney, M. L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* **127**:247-260.
- McWhorter, T.J. y C. Martínez del Río. 2000. Does gut function limit hummingbird food intake? *Physiological and Biochemical Zoology* **73**:313-324.
- Microcal™ 1991. Origin R versión 6. 1991-1999 Microsoft Software Inc.
- Nicolson, S. W. 2007. Nectar consumers. En: *Nectaries and Nectar* S. W. Nicolson, M. Nepi and E. Pacini (eds), Springer, Netherlands. pp. 289-342.
- O'Neal Campbell, M. 2009. Urban parks as shared spaces? The utility of alert distances as indicator of avian tolerance of human in Starlings, Scotland. *Area* **38**:301-311.
- Ornelas, J. F., M. Ordano, A. Hernández, J. C. López, L. Mendoza y Y. Perroni. 2002. Nectar oasis produced by *Agave marmorata* Roezl. (Agavaceae) lead to

- spatial and temporal segregation among nectarivores in the Tehuacán Valley, México. *Journal of Arid Environments* **52**:37-51.
- Ortíz-Pulido, R., S. A. Díaz, O. I. Valle-Díaz y A. D. Fisher. 2012. Hummingbirds and the plants they visit in the Tehuacán-Cuicatlán Biosphere Reserve, Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* **83**:152-163.
- Pablo-López, R. E. y D. F. Díaz-Porras. 2001. Los campus universitarios como refugio de aves: el caso de la Universidad Autónoma Benito Juárez de Oaxaca (UABJO), Oaxaca, México. *El Canto del Cenzontle* **2**:48-63.
- Parris K. M. y A. Schneider. 2009. Impacts of traffic noise and traffic volume on birds of roadside habitats. *Ecology and Society* **14**:29.
- Partan S. R., A. G. Fulmer, M. A. M. Gounard y J. E. Redmond. 2010. Multimodal alarm behavior in urban and rural gray squirrels studied by means of observation and a mechanical robot. *Current Zoology* **56**:313-326.
- Partecke, J., T. Van't Hof y E. Gwinner. 2004. Differences in the timing of reproduction between urban and forest European blackbirds (*Turdus merula*): result of phenotypic flexibility or genetic differences? *Proceedings of the Royal Society London Biological Sciences* **152**:1995-2001.
- Partecke, J., I. Schwabl y E. Gwinner. 2006a. Stress and the city: urbanization and its effects on the stress physiology in European blackbirds. *Ecology* **87**:1945-1952.
- Partecke, J., E. Gwinner y S. Bensch. 2006b. Is urbanization of European blackbirds (*Turdus merula*) associated with genetic differentiation? *Journal of Ornithology* **147**:549-552.
- Partecke, J. y E. Gwinner. 2007. Increased sedentariness in European blackbirds following urbanization: a consequence of local adaptation? *Ecology* **88**:882-890.
- Peterman A. E. y T. J. Ryan. 2009. Basking behavior of emydid turtles (*Chysemys picata*, *Graptemys geographica*, and *Trachemys scripta*) in an urban landscape. *Northeastern Naturalist* **16**:629-636.
- Pineda, R., N. Febvre y M. Martínez. 2010. Importancia de proteger pequeñas áreas periurbanas por su riqueza avifaunística: el caso de Mompaní, Querétaro, México. *Huitzil* **11**:69-80.
- Powers, D. R. 1996. Magnificent hummingbird (*Eugenes fulgens*), the Birds of North America Online. Edit. A. Poole. Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; retrieved from the Birds of North America Online: <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/221>
- Powers, D. R. y S. M. Wethington. 1999. Broad-billed Hummingbird (*Cynanthus latirostris*), the Birds of North America Online. Edit. A. Poole. Ithaca: Cornell Lab of Ornithology; retrieved from the Birds of North America Online: <http://bna.birds.cornell.edu/bna/species/430>
- Ramírez-Albores, J. E. 2008. Comunidad de aves de la Facultad de Estudios Superiores Zaragoza campus II, UNAM, Ciudad de México. *Huitzil* **9**:12-19.
- Ríos-Chelén, A. A. 2009. Bird song: the interplay between urban noise and sexual selection. *Oecologia Brasiliensis* **13**:153-164.
- Rodríguez Ruiz, E. R. 2007. Estudio preliminar de la ornitofauna en el Instituto Tecnológico de Cd. Victoria Tamaulipas, México. *TecnolNTELECTO, Órgano de Divulgación Científica ITCV* **4**:63-37.
- Silva-Montellano, A. y L.E. Eguiarte. 2003. Geographic patterns in the reproductive ecology of *Agave lechuguilla* (Agavaceae) in the Chihuahuan desert. I. Floral characteristics, visitors, and fecundity. *American Journal of Botany* **90**:377-387.
- Slabbekoorn, H. y E. A. P. Ripmeester. 2008. Birdsong and anthropogenic noise: implications and applications for conservation. *Molecular Ecology* **17**:72-83.

- Sol, D., I. Bartomeus, A. S. Griffin. 2012. The paradox of invasion in birds: competitive superiority or ecological opportunism. *Oecologia* **169**:553-564.
- Toledo, M. C. B. y D. M. Moreira. 2008. Analysis of the feeding habits of the swallow-tailed hummingbird, *Aupetomena macroura* (Gmelin, 1788), in an urban park in southeastern Brazil. *Brazilian Journal of Biology* **68**:419-426.
- Tsurim, I., Z. Abramski y B. P. Kotler. 2008. Foraging behavior of urban birds: are human commensals less sensitive to predation risk than their nonurban counterparts? *The Condor* **110**:772-776.
- 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.
- Valcarcel, A. y E. Fernández-Juricic. 2009. Antipredator strategies of house finches: are urban habitats safe spots from predators even when humans are around? *Behavioral Ecology and Sociobiology* **63**:673-685.
- Wisner E. M. 2011. The consequence of anthropogenic disturbance on communication and the operation of sexual selection in the eastern bluebird (*Sialia sialis*). Tesis Doctoral, Syracuse University. New York, U.S.A.
- Wither J. G., M. J. Antos, J. A. Fitzsimons y G. C. Palmer. 2005. Non-uniform bird assemblages in urban environments: the influence of streetscape vegetation. *Landscape and Urban Planning* **71**:123-135.
- Zuria, I., J., Bravo Cadena y H. Caballero Quiroz. 2009 *Guía de aves del Parque Ecológico Cubitos, Pachuca, Hidalgo*. Hermen. México. 28 pp.



Registros del estornino pinto (*Sturnus vulgaris*) en la ciudad de Pachuca, Hidalgo y evidencias de actividad reproductiva.

Laura Gómez Aíza e Iriana Zuria.*

Laboratorio de Interacciones Biológicas, Centro de Investigaciones Biológicas, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Apartado Postal 69-1, Plaza Juárez, Pachuca, Hidalgo, 42001, México. Correo electrónico: galaus2001@yahoo.com, *izuria@uaeh.edu.mx.

Resumen

Reportamos avistamientos recientes del estornino pinto (*Sturnus vulgaris*), una especie de ave invasora, en la ciudad de Pachuca, Hidalgo. Durante 340 horas de observación a las flores del maguey pulquero, *Agave salmiana*, realizadas en cuatro años (2006, 2007, 2009 y 2010), registramos 502 visitas del estornino pinto. El número de visitas se incrementó en los últimos dos años y en el 2010 observamos conductas de cortejo y registramos visitas de individuos juveniles. Esta información sugiere que el estornino pinto se está estableciendo en la ciudad.

Palabras clave: especies invasoras, ecología urbana, especies urbano-adaptables, aves que anidan en cavidades.

Records of the European Starling (*Sturnus vulgaris*) in the city of Pachuca, Hidalgo, and evidence of reproductive activities.

Abstract

We report recent sightings of the European Starling (*Sturnus vulgaris*), an invasive bird, in the city of Pachuca, Hidalgo. In 340 hours of observation on the flowers of the maguey pulquero, *Agave salmiana*, during four years (2006, 2007, 2009, 2010), we registered 502 visits of the European Starling. The number of visits increased in the last two years, and in 2010 we observed courtship behavior and visits of juveniles. Our data suggest that the species is establishing in the city.

Keywords: invasive species, urban ecology, urban-adaptor species, cavity-nesting birds.

HUITZIL (2012) 13(2):146-150

El estornino pinto (*Sturnus vulgaris*) posee una estrategia de dispersión muy efectiva; su establecimiento en sitios diferentes a su distribución original ha sido exitosa y actualmente es considerada como una de las especies de aves invasoras más peligrosas a nivel mundial (Kahane 1988, Craig y Feare 1999, Lowe *et al.* 2000, Savard *et al.* 2000). En esta nota reportamos avistamientos de la especie en distintas zonas de la ciudad de Pachuca, Hidalgo, durante el periodo 2006-2010, y destacamos las evidencias de actividad reproductiva en el área.

El éxito del estornino pinto se debe, en parte, a su plasticidad y capacidad de adaptación. Por ejemplo, presenta una amplia tolerancia a variaciones de temperatura y concentraciones de plomo (Grue *et al.* 1986). Además, es una especie omnívora que puede consumir néctar, frutas, semillas e invertebrados; incluso se ha documentado que en las ciudades puede ingerir alimentos de origen antropogénico (Mennechez y Clergeau 2001). El estornino pinto es un anidador secundario; anida en cavidades ya construidas y puede utilizar hoyos en los troncos, techos, muros u otras cavidades en estructuras urbanas (Melles *et al.* 2003). Se

ha reportado que el estornino pinto selecciona, como material para la construcción del nido, algunas especies de plantas con altas concentraciones de compuestos volátiles que inhiben la presencia de artrópodos y bacterias (Clark y Russell 1985). Esta especie presenta de una a tres puestas durante el periodo reproductivo y en cada una puede poner de cuatro a seis huevos (Kahane 1988, Craig y Feare 1999, Gómez de Silva *et al.* 2005). Además, compete por sitios de anidación y alimento con las especies residentes, es sumamente agresiva e incluso se ha reportado que destruye huevos y mata pollos de otras aves, de tal forma que puede desplazar a especies nativas de América, como pájaros carpinteros (*e.g.*, *Picoides* spp., *Melanerpes* spp.) o el pinzón mexicano (*Carpodacus mexicanus*; Gómez de Silva *et al.* 2005), así como algunos pericos nativos de Australia (*Platycercus* spp., *Psephotus haematonotu*; Pell y Tidemann 1997). Todas estas características hacen del estornino pinto una especie muy exitosa en los ambientes antropizados, en particular en las ciudades (Savard *et al.* 2000, Jiménez y Mendoza 2010), y por lo tanto se considera una especie urbano-adaptable (*sensu* Blair 1996).

El estornino pinto es originario de Eurasia y norte de África y ha sido introducido en diferentes partes del mundo (Kessel 1957, Gómez de Silva *et al.* 2005). Los primeros registros en México datan de 1968 para el Valle de México (Gómez de Silva *et al.* 2005). En la actualidad se han acumulado registros en Baja California, Baja California Sur, Sonora, Sinaloa, Chihuahua, Coahuila, Nuevo León, Tamaulipas, Zacatecas, San Luis Potosí, Campeche, DF, Aguascalientes, Veracruz, Puebla, Yucatán, Quintana Roo (AverAves 2012, Avibase 2012) y Querétaro (Pineda-López y Malagamba-Rubio 2011). Recientemente fue considerada como una especie introducida en el estado de Hidalgo (Martínez-Morales *et al.* 2007), donde se registró por primera vez en Ixmiquilpan en 2005 (Gómez de Silva *et al.* 2005). Entre los años 2008 y 2011 fue reportada en distintas áreas verdes de la ciudad de Pachuca (Carbó-Ramírez 2008, Zuria *et al.* 2009, Gómez-Aíza y Zuria 2010, Carbó-Ramírez y Zuria 2011, Carbó-Ramírez *et al.* 2011) y en el 2010 se reportó como ocasional y rara para la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztitlán (Ortiz-Pulido *et al.* 2010). Sin embargo, hasta el momento no ha sido documentado si la especie presenta poblaciones reproductivas en la entidad.

La presente nota se deriva de una investigación en donde se estudió la avifauna visitante a las flores del maguey pulquero (*Agave salmiana*) en la ciudad de Pachuca (Gómez-Aíza y Zuria 2010, Gómez-Aíza datos no publicados). Durante los meses de marzo a julio de los años 2006, 2007, 2009 y 2010 observamos 85 inflorescencias de maguey situadas en distintas zonas de la ciudad. El número de inflorescencias observadas por año fue de 24 en 2006, 18 en 2007, 21 en 2009 y 22 en 2010. En algunos casos, el paisaje circundante a las inflorescencias observadas estuvo dominado por suelo impermeable (construcciones, avenidas), en otros casos por vegetación secundaria (terrenos baldíos) o por remanentes de vegetación nativa (matorral xerófilo). Cada inflorescencia se observó durante dos horas continuas, de las 08:00 a las 10:00 h (horario de verano), a una distancia de 7 m con binoculares 8x42 (Gómez Aíza y Zuria 2010). Los muestreos los realizamos por duplicado en cada inflorescencia, buscando dejar un intervalo de al menos diez días entre ambos muestreos. Registramos el número de veces que el estornino pinto visitó las flores del maguey y determinamos si los individuos eran adultos o juveniles por medio de las características de color del plumaje y del pico. Los adultos reproductivos presentan pico amarillo, plumaje negruzco con tonos morado-verdosos iridiscentes en espalda y vientre, mientras que los adultos no reproductivos tienen el pico café y las tonalidades morado-verdes son menos notorias. Los juveniles son de color café-grisáceo algunas veces con puntos blancuzcos

en las alas y el pico es café obscuro (Weber 1979, Gómez de Silva *et al.* 2005).

En 340 h de observación registramos 502 visitas del estornino pinto a las flores del maguey (Figura 1). El número de visitas registradas durante las cuatro horas de observación en cada inflorescencia fue muy variable, de 0 a 178 visitas. Del total de visitas, 473 (94.2%) fueron realizadas por adultos reproductivos y las 29 restantes (5.8%) fueron realizadas por individuos juveniles; no observamos adultos no reproductivos. El número de visitas del estornino pinto también varió entre los diferentes años de observación: en 2006 registramos el 12% de las visitas, en 2007 no registramos la especie, en 2009 registramos el 44.0% de las visitas y en 2010 el 43.8% (Figura 2). Sólo en 2010 observamos juveniles que en total representaron el 15.2% de las visitas de ese año (Figura 2). El 71.9% de las visitas estuvieron relacionadas con consumo de néctar. En todos los casos de forrajeo de néctar, los estorninos ubicados encima de las flores introdujeron el pico en la flor y agitaron la cabeza; en diversas ocasiones repitieron el mismo comportamiento en otras flores. Al terminar de forrajear, se desplazaron a una panícula del mismo maguey en donde sacudieron la cabeza, se acicalaron y en algunas ocasiones emitieron vocalizaciones. En 2010, observamos interacciones entre dos estorninos que incluyeron acercamientos, toques con los picos y vocalizaciones, conductas que pueden interpretarse como de cortejo.

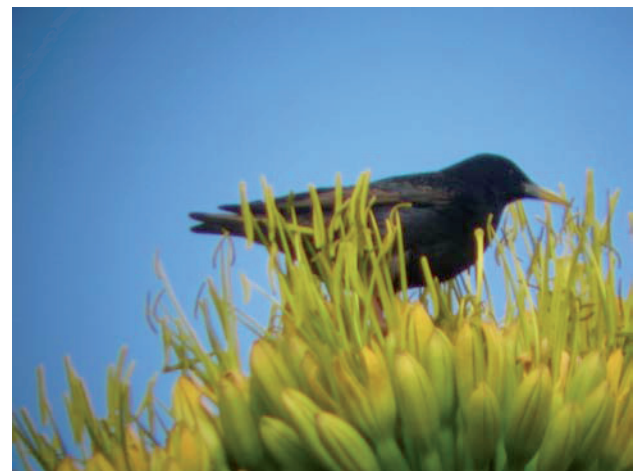


Figura 1. Estornino pinto (*Sturnus vulgaris*) adulto con plumaje reproductivo sobre una inflorescencia de maguey pulquero (*Agave salmiana*) en la ciudad de Pachuca, Hidalgo (foto: L. Gómez Aíza).

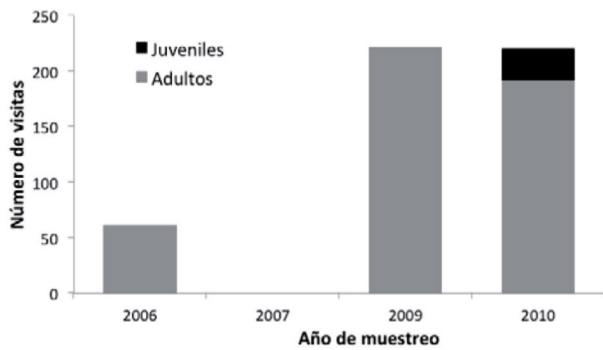


Figura 2. Variaciones en el número de visitas del estornino pinto (*Sturnus vulgaris*) a las flores del maguey pulquero (*Agave salmiana*) ubicados en diversas zonas de la ciudad de Pachuca. Reportamos los resultados de cuatro años de observación 2006, 2007, 2009 y 2010 en los meses de marzo a julio. La gráfica muestra la proporción de individuos adultos y juveniles para cada año.

El 14 de abril de 2009, encontramos una pareja de adultos con plumaje reproductivo ocupando una cavidad del carpintero mexicano, *Picoides scalaris* (Zuria datos no publicados). La cavidad estaba construida en un escape seco de maguey dentro del Parque Ecológico Cubitos en la ciudad de Pachuca (Acosta-Pérez 2012). Al cabo de una semana, los individuos abandonaron la cavidad por causas desconocidas. También hemos observado, de manera incidental, eventos en donde estorninos pintos, ya sea solos o en pareja, entran en cavidades existentes en la ciudad; por ejemplo, aquellas formadas en los semáforos.

Los datos que aquí presentamos sugieren que el estornino pinto pudiera estar estableciéndose, posiblemente de manera exitosa, en la ciudad de Pachuca. El incremento anual en el número de registros, la presencia de individuos reproductivos, las observaciones de ocupación de cavidades y la presencia de juveniles en 2010 podrían indicar que la especie ya se está reproduciendo en Pachuca. De manera paralela, se ha advertido la venta de individuos juveniles en algunos mercados de la región (e.g., en Omitlán, Martínez-Morales com. pers.), lo que por un lado refuerza la idea de que la especie se está reproduciendo en la zona y por el otro, que esta actividad podría estar favoreciendo su dispersión en el estado. Esta especie ha sido catalogada como una especie urbano-adaptable y se ha establecido con éxito en diferentes ciudades del mundo, entre las que se encuentran algunas dentro de su rango de distribución original como Madrid (Fernández-Juricic 2002), diversas ciudades de Italia (Fraissinet y Dinetti 2007) y en Rennes, Francia (Clergeau *et al.* 1998), pero también en zonas urbanas fuera de su rango de distribución original como en ciudades de Norteamérica (Wing 1943, Clergeau *et al.* 1998) y Sudamérica (Peris *et al.* 2005).

Es difícil conocer el impacto que el estornino pinto puede tener sobre las poblaciones de aves nativas del centro de México; sin embargo, en otros sitios de Norteamérica llega a ser un competidor agresivo y puede desplazar a otras especies de aves que anidan en cavidades (Weitzel 1988) al forzar a algunas especies, como pájaros carpinteros, a anidar tardíamente (Koenig 2003) o incluso, puede provocar la ausencia de anidamiento de especies nativas (Weitzel 1988). Además, puede actuar como diseminador de ectoparásitos hacia la avifauna nativa (Boyd 1951), lo que puede reducir el éxito reproductivo y la sobrevivencia de estas aves. También se ha reportado que el estornino pinto tiene la capacidad de alimentarse de frutos que no necesariamente le son familiares (Lafleur *et al.* 2007), lo que muestra, por un lado, su plasticidad alimenticia y por el otro, la posibilidad de convertirse en dispersor de plantas exóticas (Lafleur *et al.* 2009). Por lo tanto, la presencia del estornino pinto fuera de su distribución original podría provocar la disminución, e incluso la extinción, de algunas poblaciones de aves nativas. En México todavía no hay estudios formales en donde se documenten las interacciones que establece el estornino pinto con aves nativas, ni sobre la velocidad a la que se dispersa, la cual podría ser muy alta. Por ejemplo, Ferrer *et al.* (1991) reportaron una tasa de dispersión de 3.6 km/año en la Península Ibérica. El conocer que la especie se está estableciendo en algún lugar (como se demuestra en esta nota para la ciudad de Pachuca) pueden incentivar investigaciones que clarifiquen estos aspectos.

En ocasiones, resulta necesario desarrollar estrategias de control y prácticas de manejo para el estornino pinto debido al impacto negativo que ocasiona en las actividades productivas y en las ciudades. Por ejemplo, puede provocar daños considerables en zonas agrícolas, tanto en los cultivos de granos como en los frutales (White *et al.* 1985, Linz *et al.* 2007). También se ha asociado con las pérdidas de alimento en los comederos de ganado (Basser *et al.* 1967) y de aves de corral (Royall *et al.* 1967) provocando pérdidas económicas cuantiosas. Además, y aunque aún faltan estudios que lo comprueben, el estornino pinto se ha relacionado con la epidemiología de algunas enfermedades del ganado y de las aves de corral, muchas de ellas transmisibles al hombre (salmonelosis, infecciones por *Escherichia coli*, entre otras) y por lo tanto, con impacto negativo en la salud animal y humana (Linz *et al.* 2007, Carlson *et al.* 2011, Williams *et al.* 2011). Por último, el estornino pinto causa daños en la infraestructura urbana y en las aeronaves (Linz *et al.* 2007), lo que también produce pérdidas económicas e incrementa el riesgo de desastres. Debido a lo anterior, es importante evaluar si son necesarias acciones de manejo o control de las poblaciones de estornino pinto en diversas localidades de México.

Agradecimientos

L. Gómez Aíza agradece al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) por la beca de doctorado otorgada. Asimismo, agradecemos el apoyo brindado por FOMIX-CONACYT, mediante el proyecto FOMIX-Hgo-

2008-01-95828 con título “Diversidad Biológica del Estado de Hidalgo (Segunda Fase)”. Agradecemos también los comentarios de J. L. Rangel Salazar, M. González Jaramillo y A. Anzures Dadda.

Literatura citada

- Acosta-Pérez, V.J.O. 2012. Caracterización de las cavidades del carpintero mexicano (*Picoides scalaris*) en dos localidades con matorral xerófilo del estado de Hidalgo. Tesis de licenciatura, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Pachuca, Hidalgo, México.
- aVerAves (en línea). 2012. Base de datos. <averaves.org/> (consultado 15 de mayo de 2012).
- Avibase (en línea). 2012. Base de datos. <avibase.bsc-eoc.org/> (consultado 14 mayo de 2012).
- Basser, J.F., W.C. Royall Jr. y J.W. Degrazio. 1967. Baiting starlings with DRC-1339 at a cattle feedlot. *Journal of Wildlife Management* 31:48-51.
- Blair, R.B. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications* 6:506-519.
- Boyd, E.M. 1951. A survey of parasitism of the starling *Sturnus vulgaris* L. in North America. *Journal of Parasitology* 37:56-84.
- Carlson, J.C., A.B. Franklin, D.R. Hyatt, S.E. Pettit y G.M. Linz. 2011. The role of starlings in the spread of *Salmonella* within concentrated animal feeding operations. *Journal of Applied Ecology* 48:479-486.
- Carbó-Ramírez, P. 2008. Estructura y composición de la avifauna y su interacción con un ambiente urbano en la ciudad de Pachuca, Hidalgo. Tesis de maestría, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo. Pachuca, Hidalgo, México.
- Carbó-Ramírez, P. e I. Zuria. 2011. The value of small urban green spaces for birds in a Mexican city. *Landscape and Urban Planning* 100:213-222.
- Carbó-Ramírez, P., I. Zuria y M.P. Romero-González. 2011. Riqueza, abundancia y dinámica espacio-temporal de la comunidad de aves de Ciudad Universitaria, Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo, Pachuca, México. *El Canto del Centzontle* 2:29-47.
- Clark, L. y J. Russell Mason. 1985. Use of nest material as insecticidal and anti-pathogenic agents by European starling. *Oecologia* 2:169-176.
- Clergeau, P., J.-P.L. Savard, G. Mennechez y 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.
- Craig, A. y C. Feare. 1999. *The Starling*. Princeton University Press. New Jersey, EUA.
- Fernández-Juricic, E. 2002. Can human disturbance promote nestedness? A case study with breeding birds in urban habitat fragments. *Oecologia* 131:269-278.
- Ferrer, X., A. Motis y S. Peris. 1991. Changes in the breeding range of starlings in the Iberian Peninsula during the last 30 years: competition as a limiting factor. *Journal of Biogeography* 18:631-636.
- Fraissinet, M. y M. Dinetti. 2007. Urban ornithological atlases in Italy. *Bird Census News* 20:58-69.
- Gómez-Aíza, L. e I. Zuria. 2010. Aves visitantes a las flores del maguey (*Agave salmiana*) en una zona urbana del centro de México. *Ornitología Neotropical* 21:17-30.
- Gómez de Silva, H., A. Oliveras de Ita y R.A. Medellín (en línea). 2005. *Sturnus vulgaris vulgaris*. Vertebrados superiores exóticos en México: diversidad, distribución y efectos potenciales. Instituto de Ecología, Universidad Nacional Autónoma de México. Bases de datos SNIB-CONABIO. Proyecto U020. México, DF. <www.conabio.gob.mx/conocimiento/exoticas/fic_haexoticas/Sturnusvulgarisvulgaris00.pdf> (consultado 18 de mayo de 2012).
- Grue, C.E., D.J. Hoffman, E.N. Beyer y L.P. Franson. 1986. Lead concentrations and reproductive succession in European starlings *Sturnus vulgaris* nesting within highway roadside verges. *Environmental Pollution Series A Ecological and Biological* 42:157-182.
- Kahane, D. 1988. The invasion of California by the European starling (*Sturnus vulgaris*). Tesis de maestría, University of California. Santa Barbara, California, EUA.
- Kessel, B. 1957. A study of the breeding biology of the European Staling (*Sturnus vulgaris* L.) in North America. *The American Midland Naturalist* 58:257-331.
- Koenig, W.D. 2003. European starlings and their effect on native cavity-nesting birds. *Conservation Biology* 17:1134-1140.

- Jiménez Moreno, F.J. y R. Mendoza Cuamatzi. 2010. Aves urbanas en ciudad universitaria de la BUAP. *Elementos* 79:23-27.
- Lafleur, N.E., M.A. Rubega y C.S. Elphick. 2007. Invasive fruits, novel foods, and choice: an investigation of European Starling and American Robin frugivory. *The Wilson Journal of Ornithology* 119:429-438.
- Lafleur, N.E., M.A. Rubega y J. Parent. 2009. Does frugivory by European Starling (*Sturnus vulgaris*) facilitate germination in invasive plants? *Journal of the Torrey Botanical Society* 136:332-341.
- Linz, G.M., H.J. Homan, S.M. Gaukler, L.B. Penry y W.J. Bleier. 2007. European starlings: a review of an invasive species with far-reaching impacts. Pp. 378-386. *In*: G.W. Witmer, W.C. Pitt y K.A. Fagerstone (eds.). *Proceedings of an international symposium on managing vertebrate invasive species: 7-9 August*. Fort Collins, Colorado, EUA.
- Lowe, S., M. Browne y S. Boudjelas. 2000. 100 of the world's worst invasive alien species. IUCN/SSC Invasive Species Specialist Group. Auckland, Nueva Zelanda.
- Martínez-Morales, M.A., R. Ortiz-Pulido, B. de la Barreda, I.L. Zuria, J. Bravo-Cadena y J. Valencia-Herveth. 2007. Hidalgo. Pp. 49-95. *In*: R. Ortiz-Pulido, A. Navarro-Sigüenza, H. Gómez de Silva, O. Rojas-Soto y T.A. Peterson (eds.). *Avifaunas estatales de México*. CIPAMEX. Pachuca, Hidalgo, México.
- Melles, S., S. Glenn y K. Martin (en línea). 2003. Urban bird diversity and landscape complexity: species-environment associations along a multiscale habitat gradient. *Conservation Ecology* 7:5 <www.consecol.org/vol7/iss1/art5> (consultado 22 abril de 2012).
- Mennechez, G. y P. Clergeau. 2001. Settlement of breeding European starlings in urban areas: importance of lawns vs. anthropogenic wastes. Pp. 275-287. *In*: J.M. Marzluff, R. Bowman y R. Donnelly (eds.). *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. Kluwer Academic Publishers. Norwell, Massachusetts, EUA.
- Ortiz-Pulido, R., J. Bravo-Cadena, V. Martínez-García, D. Reyes, M.E. Mendiola-González, G. Sánchez y M. Sánchez. 2010. Avifauna de la Reserva de la Biosfera Barranca de Metztlán, Hidalgo, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 81:373-391.
- Pell, A.S. y C.R. Tidemann. 1997. The impact of two exotic hollow-nesting birds on two native parrots in Savannah and Woodland in Eastern Australia. *Biological Conservation* 79:145-153.
- Peris, S., G. Soave, A. Camperi, C. Darrieu y R. Aramburu. 2005. Range expansion of the European Starling *Sturnus vulgaris* in Argentina. *Ardeola* 52:359-364.
- Pineda-López, R. y A. Malagamba Rubio. 2011. Nuevos registros de aves exóticas en la ciudad de Querétaro, México. *HUITZIL* 12:22-27.
- Royall, Jr., W.C., T.J. DeCino y J.F. Besser. 1967. Reduction of a starling population at a turkey farm. *Poultry Science* 46:1494-1495.
- Savard, J.-P.L., P. Clergeau y G. Mennechez. 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* 48:131-142.
- Weber, W.J. 1979. *Health hazards from pigeons, starlings and English sparrows*. Thomson Publications. New York, EUA.
- Weitzel, N.H. 1988. Nest-site competition between European Starling and native breeding birds in northwestern Nevada. *Condor* 90:515-517.
- White, S.B., R.A. Dolbeer y T.A. Bookhout. 1985. Ecology, bioenergetics and agricultural impacts of a winter-roosting population of blackbirds and starlings. *Wildlife Monographs* 93:3-42.
- Williams, M.L., D.L. Pearl y J.T. LeJeune. 2011. Multiple-locus variable-nucleotide tandem repeat subtype analysis implicates European starlings as biological vectors for *Escherichia coli* O157:H7 in Ohio, USA. *Journal of Applied Microbiology* 111:982-988.
- Wing, L. 1943. Spread of the starling and European sparrow. *Auk* 60:74-87.
- Zuria, I., J. Bravo-Cadena y H. Caballero-Quiroz. 2009. *Guía de aves del Parque Ecológico Cubitos*, Pachuca, Hidalgo. UAEH. Pachuca, Hidalgo, México.

Recibido: 25 de mayo de 2012; Revisión aceptada: 11 de septiembre de 2012.
 Editor asociado: José Luis Rangel Salazar.

DISCUSIÓN GENERAL

Las ciudades son sistemas espacialmente heterogéneos y dinámicos, con fuertes interacciones entre los procesos naturales y los humanos, (Cadenasso y Pickett, 2008; Bahrami *et al.*, 2012). El estudio de estos ecosistemas se puede realizar a partir de distintas metodologías como dinámica de parches, biogeografía de islas, gradiente urbano-rural, entre otras (Szlavec, 2011). El gradiente urbano-rural ha sido uno de los marcos conceptuales más usados debido a que se establecen sitios contrastes -lo más y lo menos urbanizado, y a partir de ahí se miden las variables de interés (McDonnell *et al.*, 1993). Al integrar la información de coberturas de suelo con la socio-demográfica, en el Capítulo 1 se obtuvieron 27 paisajes ecológico-sociales (hábitats estructurales) y de estos paisajes se diferenciaron fuertemente aquellos con construcciones de 34 o más años edad en comparación con los que no presentaban construcciones, formando así los extremos del gradiente urbano en Pachuca. Sin embargo el resto de paisajes formaban un tipo gradación que los hizo difícilmente catalogables en el gradiente o como “más” o “menos” urbanizados. Esto pudo deberse a que la forma constructiva de las ciudades contemporáneas no siguen de forma lineal un gradiente urbano-rural, como se asume para este tipo de marco conceptual (Alberti *et al.*, 2001) sino poli-transectos originados por la complejidad de los multi-centros, así como redes sofisticadas de transporte y de infraestructura de comunicaciones (Pickett *et al.*, 2011). Este tipo de ciudades provocan variaciones no lineales tanto en la estructura de las ciudades, como en las respuestas de muchas de las variables de interés, como la biodiversidad.

En general los factores que influyen en las respuestas de las especies son múltiples, y esto es particularmente cierto en los ecosistemas urbanos. Se sabe por ejemplo que la riqueza de especies se relaciona con el uso de suelo y la infraestructura (Trammell y Bassett, 2012), con los tipos de edificaciones (Klem Jr *et al.*, 2009), con la presencia y extensión de los cuerpos de agua (Schneider y Griesser, 2009; Trammell *et al.*, 2011), con los “bosques urbanos” –vegetación arbórea (Hedblom y Söderström, 2010), con las áreas verdes (Vallejo Jr *et al.*, 2009) y con la “infraestructura verde” (Hostetler *et al.*, 2011), entre otros (en la introducción del Capítulo 2 se mencionan más). Sin embargo, cada factor explica

sólo una parte de las variaciones, como se observó en los resultados del Capítulo 2, lo que sugiere una acción sinérgica más que individual. Posiblemente por ello no se pudieron establecer relaciones uno a uno entre las variables de los hábitats urbanos (en las dos escalas espaciales) con la riqueza (especies, gremios o comportamientos) o con la diversidad conductual de las aves que visitaron las flores de *A. salmiana*. Sin embargo los análisis de correlación coinciden con la mayoría de los reportes de riqueza de especies en las ciudades en donde se menciona la disminución en la riqueza de especies ante el aumento de la urbanización. La hipótesis de heterogeneidad del hábitat es uno de los pilares de la ecología y asume que los hábitats que son estructuralmente complejos proveen de más nichos y de elementos para explotar los recursos y por lo tanto se incrementa la biodiversidad (Bazzaz, 1975). Sin embargo, dependiendo de las especies, de la diversidad estructural de la vegetación y de la escala espacial, la riqueza de especies puede disminuir con el incremento en la heterogeneidad de hábitats (Sullivan y Sullivan, 2001), debido probablemente a los fenómenos de fragmentación y efectos de borde, que a su vez generan “rupturas” en algunos procesos biológicos (Saunders *et al.*, 1991). Esto podría estar explicando la disminución de la riqueza de especies en los ecosistemas urbanos, que son sumamente heterogéneos. Los resultados del Capítulo 2 sugieren que tanto la densidad poblacional como la edad de las construcciones pueden estar causando fenómenos de fragmentación pues actuaron en detrimento de la riqueza de especies, de nectarívoras y de comportamientos.

Por su parte, se ha sugerido que las condiciones locales –micro-hábitats- funcionan como filtros de especies (atributos, rasgos, etc.), causando agrupamientos de especies (atributos, rasgos, etc.), mientras que otras reglas de ensamblaje –como la competencia- provoca la dispersión y segregación de los mismos (Belmaker y Jetz, 2013). Las hipótesis anteriores son apoyadas con los resultados de los agrupamientos obtenidos en los CCAs del Capítulo 2, y con los resultados de dominancia y segregación entre especies obtenidos en el Capítulo 3. Fue interesante notar que usando dos conjuntos de factores que definían a los distintos hábitats de la ciudad (por un lado los paisajes ecológico-sociales, por el otro las condiciones locales) se evidenciaron cuatro ensambles de especies, que coinciden con las categorías propuestas por Nosedal (1987). También

concuerdan con las agrupaciones propuestas por Blair (1996) y que actualmente son nombradas en prácticamente todos los trabajos de especies en ambientes urbanos, pero este autor sólo considera tres grupos: urbano-explotadores, urbano-adaptables y urbano-evitadores. En los resultados del Capítulo 2 se pudo notar que las especies urbano-adaptables se pueden dividir en dos subgrupos, uno que parece estar entrando con más fuerza a los hábitats más urbanizados, y otro que se repliega hacia las zonas menos urbanizadas. Por su parte, el “filtrado” de especies estuvo a cargo de los porcentajes de coberturas de suelo y de tipos de vegetación, de la edad dominante de las construcciones y de la intensidad de uso (densidades poblacional y de personas que trabajaban en actividades económicas), y por otro lado los ensambles fueron explicados por los porcentajes de superficie impermeable y de vegetación remanente, y por los promedios de tráfico vehicular y ruido. Al comparar las agrupaciones de las especies en las dos escalas trabajadas, fue notorio que existen ensambles que son consistentes al cambiar la escala (especies básicamente residentes, granívoras e insectívoras) y ensambles que cambian de categoría, mostrando los niveles de selección del hábitat sugeridos por Johnson (1980). Y esto se corroboró también con los resultados de los Capítulos 3 y 4, así como la certeza de que en los ecosistemas urbanos, al igual que en los naturales, la selección del hábitat es un proceso complejo y jerárquico que involucra respuestas de comportamiento y elección, en donde la disponibilidad de recursos está representado por su posibilidad de uso inmediato y la competencia por el recurso puede generar que algunas especies (individuos, gremios, rasgos) sean desplazadas a hábitats de menor calidad en términos de recursos para su desarrollo óptimo, pero en donde hay disponibilidad inmediata de ellos (Gaillard *et al.*, 2010).

CONCLUSIONES FINALES

1. La ciudad de Pachuca es una ciudad media en pleno crecimiento. Aunque su estructura urbana está pasando a ser poli-céntrica, la distribución de las coberturas de suelo aún sigue un patrón mono-céntrico: al interior de la ciudad domina la superficie impermeable y en los bordes de la ciudad la vegetación comienza a ser más importante. Todavía es una ciudad con un gran porcentaje de vegetación, aunque es probable que esto cambie rápidamente a menos que se impulse un ordenamiento ecológico local. Existen dos grupos de paisajes

ecológico-sociales (hábitats estructurales) que son contrastantes y que se ubican, por un lado en las zonas más viejas y por el otro en las que no han sido construidas; sin embargo la mayor heterogeneidad de esos paisajes se encuentra en las áreas de reciente construcción y las diferencias entre ellos no siempre puede dar una idea clara de cuál está más o menos urbanizado.

2. Las especies de aves que forman el ensamble de visitantes a las inflorescencias de *Agave salmiana* responden a las características de los hábitats existentes en la ciudad; sin embargo, estas respuestas no son propias y coherentes del ensamble –como unidad, sino que son individuales y en ocasiones contrastantes: es decir, cada especie mantiene su identidad y sus respuestas a las distintas condiciones. Por ello no se logró encontrar relaciones uno a uno entre la riqueza (de especies, de gremios, de comportamientos) y los factores con los que se describieron los hábitats, aunque si se establecieron tendencias generales que coinciden con lo que se ha reportado en la literatura. Más importante fue encontrar que algunas especies coinciden en sus respuestas y forman subgrupos de especies (en el caso de esta investigación, cuatro subgrupos) con características similares en cuanto a su “tolerancia” a las distintas condiciones de los hábitats de la ciudad.

3. Las respuestas particulares de cada especie a las distintas condiciones de los hábitats urbanos pueden generar patrones de dominancia y segregación espacial. Se observó el caso de *Cyananthus latirostris* y *Eugenes fulgens* al hacer uso de las inflorescencias de *A. salmiana*. Los mecanismos subyacentes que determinan si una especie puede conquistar o no los distintos hábitats urbanos no son claros; sin embargo, en este ejercicio algunos resultados podrían estar indicando claves para poder entenderlo; en particular para *E. fulgens* la mayoría de los factores que se usaron para definir los hábitats afectarían de una u otra forma la mayoría de sus actividades, en especial aquellas relacionadas con la reproducción y la defensa territorial. Posiblemente no poder realizar sus procesos conductuales de una manera óptima en ciertos sitios, pudiera estar siendo la razón de que no hace uso de las inflorescencias en ciertos lugares. El caso contrario sucede con *C. latirostris*, cuyas actividades no se vieron afectadas por ningún factor.

4. Otras especies se adaptan rápidamente a las condiciones que los distintos hábitats ofrecen, de tal manera que pueden establecer poblaciones viables. Es el caso de *Sturnus vulgaris*, especie que ha demostrado tener gran plasticidad a situaciones contrastantes y una capacidad alta de adaptación a las condiciones urbanas en general, y en la ciudad de Pachuca en particular, de tal manera que se ha considerado por algunos expertos como una especie exótica invasora muy peligrosa.

LITERATURA CITADA

- Alberti, M., K. Botsford y A. Cohen. 2001. Quantifying the urban gradient: linking urban planning and ecology. En: Marzluff, J. M., R. Bowman, R. McGowan y R. Donnelly. *Avian Ecology and Conservation in an Urbanizing World*. Kluwer, New York. U.S.A. pp. 89-115.
- Bahrami, B., E. Salehi, H. Jafari y H. Irani Behbahani. 2012. The necessity of dynamic based model for urban ecological landscape planning and design. *International Journal on Thechnical and Physical Problems of Engineering (IJTPE)* **12**:83-88.
- Bazzaz, F. A. 1975. Plant species diversity in old-field successional ecosystems in southern Illinois. *Ecology* **56**:485-488.
- Belmaker, J. y W. Jetz. 2013. Spatial scaling of functional structure in bird and mammal assemblages. *The American Naturalist* **181**:464-478.
- Blair, R. B. 1996. Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications* **6**:506-519.
- Cadenasso, M. L. y S. T. A. Pickett. 2008. Urban principles for ecological landscape design and management: scientific fundamentals. *Cities and the Environment* **1**:1-16.
- Gaillard, J. M., Hebblewhite, M., Loison, A., Fuller, M., Powell, R., Basille, M., & Van Moorter, B. 2010. Habitat–performance relationships: finding the right metric at a given spatial scale. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* **365**: 2255-2265.
- Hedblom, M. y B. Södeström. 2010. Landscape effects on birds in urban woodlands: an analysis of 34 Swedish cities. *Journal of Biogeography* **37**:1302-1316.
- Hostetler, M., W. Allen y C. Meurk. 2011. Conserving urban biodiversity? Creating green infrastructure is only the first step. *Landscape and Urban Planning* **100**:369-371.
- Johnson, D. H. 1980. The comparison of usage and availability measurements for evaluation resource preference. *Ecology* **61**:65-71.
- Klem Jr., D., C. J. Farmer, N. Delacretaz, Y. Gelb y P. Saenger. 2009. Architectural and landscape risk factors associated with bird-glass collisions in an urban environment. *The Wilson Journal of Ornithology* **121**:121-134.
- McDonnell, M. J., S. T. A. Pickett y R. V. Pouyat. 1993. The application of the ecological gradient paradigm to the study of urban effects. En: McDonnell, M. J., S. T. A. Pickett y G. E. Likens. *Humans as components of ecosystems*. Springer. New York. U.S.A. pp.175-189.

- Nocedal, J. 1987. Las comunidades de pájaros y su relación con la urbanización en la ciudad de México. En: Rapoport E. H. e I. R. López-Moreno (Eds). Aportes a la ecología urbana de la ciudad de México. MAB-Limusa. pp. 73-109.
- Pickett, S. T. A., M. I. Cadenasso, J. M. Grove, C. G. Goone, P. M. Groffman, E. Irwin, S. S. Kaushal, V. Marshall, B. P. McGrath, C. H. Nilom, R. V. Pouyat, K. Szlavecz, A. Troy y P. Warren. 2011. Urban ecological systems: scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management* **92**:331-362.
- Trammell, E. J., P. J. Weisberg y S. Bassett. 2011. Avian response to urbanization in the arid riparian context of Reno, USA. *Landscape and Urban Planning* **102**:93-101.
- Trammell, E. J. y S. Bassett. 2012. Impact of urban structure on avian diversity along the Truckee River, USA. *Urban Ecosystems* **15**:993-1013.
- Saunders, D. A., R. J. Hobbs y C. R. Margules. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology* **5**:18-32.
- Scheider, N. A. y M. Griesser. 2009. Influence and value of different water regimes on avian species richness in arid inland Australia. *Biodiversity and Conservation* **18**:457-471.
- Sullivan, T. P. y D. S. Sullivan. 2001. Influence of variable retention harvest on forest ecosystems. II Diversity and population dynamics of small mammals. *Journal of Applied Ecology* **10**:1367-1383.
- Szlavec, K., P. Warren y S. T. A. Pickett. 2011. Biodiversity on the urban landscape. *Human Population Ecological Studies* **1650**:75-101.
- Vallejo Jr, B. M., A. B. Aloy y P. S. Ong. 2009. The distribution, abundance and diversity of birds in Manila's last greenspaces. *Landscape and Urban Planning* **89**:75-85.