



# UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

INSTITUTO DE INVESTIGACIÓN EN ECOSISTEMAS Y SUSTENTABILIDAD

MODELOS DE OCUPACIÓN PARA EL MANEJO Y RESTAURACIÓN DE HÁBITAT DE  
ESPECIES DE IMPORTANCIA BIOCULTURAL EN TZINTZUNTZAN, MICHOACÁN

TESIS

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

DOCTORA EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

PRESENTA:

MARINA BARAJAS ARROYO

TUTOR PRINCIPAL DE TESIS: DR. ROBERTO A. LINDIG CISNEROS, Instituto de  
Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM.

MIEMBROS DEL COMITÉ TUTOR: DR. JORGE E. SCHONDUBE FRIEDEWOLD,  
Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, UNAM. DR. IAN  
MACGREGOR FORS, Instituto de Ecología, INECOL.

MORELIA, MICHOACÁN, MARZO 2020.



Universidad Nacional  
Autónoma de México



**UNAM – Dirección General de Bibliotecas**  
**Tesis Digitales**  
**Restricciones de uso**

**DERECHOS RESERVADOS ©**  
**PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL**

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

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

# Índice

Capítulo I.- Modelación del Uso del Espacio por Especies Animales: Modelos de Ocupación.....	3
Capítulo 2: Uso de Hábitat por Aves: Teoría y Métodos.....	15
Capítulo 3. Biocultural restoration of hummingbird habitat within an archaeological site: patch size effects.....	37
Capítulo 4. Uso y ocupación del espacio por colibríes en un área de importancia biocultural, consecuencias para la restauración ecológica.....	49
Capítulo 5.- Cambio climático, Colibríes y la Identidad Cultural en la Cuenca del Lago de Pátzcuaro.	71
Capítulo 6. Propuestas de manejo y restauración en Tzintzuntzan.....	83
Punzo-Díaz, J. L. (2014). Guión del Museo de sitio de Tzintzuntzan. INAH Michoacán.....	91

## **Capítulo I.- Modelación del Uso del Espacio por Especies Animales: Modelos de Ocupación**

Para la elaboración de éste capítulo se llevo a cabo la revisión bibliográfica de 102 manuscritos relacionados con los modelos de ocupación. De los cuales 43 son estudios sobre aves, 15 sobre mamíferos, 9 de anfibios y 8 más sobre otras especies. La gran mayoría de los estudios se han realizado en el extranjero. La finalidad de este artículo es determinar cuales han sido los avances y aplicación de los modelos de ocupación, así como determinar claramente su metodología. Hasta donde una búsqueda bibliográfica permite llegar, este es el primer trabajo en utilizar los modelos de ocupación para estudiar el uso de recursos por colibríes. De acuerdo los resultados obtenidos, el método es prometedor para su estudio. Este trabajo pretende contribuir al uso de los modelos de ocupación para el estudio de la naturaleza, mediante la revisión de los aspectos teóricos.

La distribución espacial y abundancia de las especies animales y vegetales ha sido por mucho tiempo un tema central en ecología (Broms et al. 2014, Nichols et al. 2007); gran parte de la investigación se ha enfocado en entender los factores que determinan la distribución de las especies en el tiempo y espacio (Mordecai et al. 2011, Coggins et al. 2014, Joseph et al. 2016), la mayoría de las veces a través de la modelación. En épocas recientes se han desarrollado modelos más eficientes para algunas aplicaciones alrededor del concepto de ocupación.

En este sentido, la proporción de sitios ocupados por las especies se ha convertido en un concepto de interés creciente en ecología y biología de la conservación, debido a que la ocupación depende de la densidad y distribución espacial de las especies (He et al. 2002, Holt et al. 2002, Gu & Swihart 2003, Kendall et al. 2009). El concepto de ocupación es frecuentemente utilizado para modelar las relaciones de uso de hábitat, así como para entender la distribución y tendencias de las especies ya que provee estimaciones no sesgadas de la variación que ocurre en las poblaciones en el tiempo y el espacio (Guillera-Arroita et al. 2010, Webb et al. 2014). También ha resultado útil para el monitoreo de especies de fauna silvestre, ya que los datos de ocupación de sitios en un paisaje permiten obtener una estimación del estado actual y el cambio de las especies, por ello representan una alternativa de monitoreo fácil y menos costosa en cuanto a tiempo y recursos para monitorear simultáneamente varias especies (O'Connell et al. 2006).

La ocupación es definida como la proporción de sitios del área de estudio donde la especie objetivo está presente (He et al. 2002, MacKenzie et al. 2002, 2006, MacKenzie y Bailey 2004, Kery et al. 2010, Riddle et al. 2010, Shake et al. 2012, Gimenez et al. 2014, Gillera-Arroita et al. 2011, Santika et al. 2014), es decir, la probabilidad de que un sitio determinado esté ocupado por la especie (i.e. está presente en el sitio) durante un periodo de tiempo específico (MacKenzie et al. 2002, Bailey et al. 2014, Goodwing y Shriver 2014).

En este capítulo se recopiló la información existente acerca de los modelos de ocupación hasta el año 2018. Con a finalidad de establecer los aspectos esenciales del método, de manera que facilite su aplicación al estudio del uso del paisaje por colibríes. Para ello se realizó una revisión que muestra el avance que se ha hecho en este campo, donde se incluyen los artículos que utilizan como método principal los modelos de ocupación o que describen aspectos teóricos del método. Esta revisión representa una contribución al estudio de los colibríes y al monitoreo de especies en general, ya que en nuestro país son muy pocos los estudios que se han realizado utilizando modelos de ocupación.

### Elementos básicos de los modelos de ocupación

Los modelos de ocupación se enfocan en la inferencia acerca de la distribución de los individuos en el espacio (Hines et al. 2010). Los principales elementos de los modelos son la ocupación y la detección. La ocupación es una variable definida como la proporción de área ocupada por especies o porción de sitios en el paisaje donde las especies están presentes, o la probabilidad de que un sitio elegido al azar en el área de interés esté ocupado por al menos un individuo de la especie en cuestión (MacKenzie et al. 2002, MacKenzie et al. 2003, MacKenzie et al. 2006). La detección se refiere al hecho de que las especies no siempre son detectadas en los sitios por una variedad de razones; entre ellas la proximidad al observador, comportamiento críptico o camuflaje, o especies con alta movilidad a las cuales resulta difícil y caro monitorear. Sin embargo, el hecho de que las especies no siempre sean detectadas, esto no significa que estén realmente ausentes, simplemente no fueron registradas al momento del muestreo. A esto se le denomina como “falsas ausencias”. Las cuales pueden ser fuente de errores en el análisis.

Para minimizar el posible efecto efecto de las falsas ausencias, los modelos de ocupación se basan en realizar múltiples visitas a los sitios en un periodo relativamente corto de tiempo (temporada) (Ver

cuadro 1), para obtener la información necesaria que permita estimar la probabilidad de detección y separar probabilísticamente la verdadera ausencia de presencia y no detección, de otra manera sería imposible discernir entre ausencias falsas y verdaderas. Entonces, después de un número determinado de visitas, si la especie no ha sido detectada, se puede asumir que está ausente del sitio (Tyre et al. 2001, MacKenzie et al. 2002, 2006, MacKenzie y Royle 2005, Royle et al. 2006, Hines et al. 2010, Fiske y Chandler 2011, Wels et al. 2013, Webb et al. 2014).

En sitios donde las especies son comunes se recomienda muestrear pocos sitios más intensivamente, tres veces como mínimo a cada sitio, en cambio para especies raras es más eficiente muestrear más sitios menos intensivamente (MacKenzie y Royle 2005). Las observaciones son generadas por una combinación de dos elementos. El primero es la ocupación real, que es un proceso de estado que determina la abundancia o la presencia de especies en cada sitio. Y el segundo, es el proceso de detección, en el cual se toma en cuenta el proceso de observación y es definido como la probabilidad de detectar una especie durante la visita a un sitio, dado que ocupa ese sitio (MacKenzie et al. 2002, Webb et al. 2014).

La estimación de la ocupación solo requiere datos sobre la detección o no detección de una especie (Nicholson y Van Manen 2009). Por lo que los en los sitios muestreos se toman historias de detección que consisten en datos detecciones (1) y no detecciones (0) de las especies en los muestreos  $k$  en donde los sitios  $i$  son registrados como historia de detección ( $h_i$ ). Estos conteos de sitios ocupados son usados para calcular la proporción de sitios ocupados entre todos los sitios visitados, y esta proporción constituye la estimación de ocupación (MacKenzie et al. 2006).

Los modelos pueden incorporar datos de una o varias temporadas, así como de una o varias especies. Los modelos de ocupación de multi-temporadas asumen que la población es abierta entre temporadas o que los sitios que fueron ocupados previamente pueden “desocuparse”, y los sitios que previamente estaban desocupados pueden ocuparse entre temporadas. En el marco de los modelos de ocupación las estimaciones asociadas a este proceso se refieren a la probabilidad de extinción local (i.e. abandono de sitios) y probabilidad de colonización (i.e. ocupación de sitios). Los modelos de múltiples temporadas consideran los cambios en la dinámica de ocupación como un proceso de Markov de primer orden. Así mismo, cuando los modelos incluyen varias especies también se asume que los sitios están cerrados a

cambios en el estado de ocupación con respecto a otras especies (MacKenzie et al. 2006), como se especifica en el Cuadro 2.

<b>Cuadro 1.- Definiciones básicas en los modelos de ocupación</b>	
Sitio:	Representa las unidades de muestreo de la población o el área de interés. Pueden ocurrir naturalmente como estanques o remanentes de bosque, o ser definidos arbitrariamente en el paisajes. Y la escala espacial del sitio intenta establecer la ausencia o presencia de las especies. De manera que la primera consideración para establecer los sitios es la escala espacial a la que las observaciones tendrán sentido para el objetivo de la investigación.
Temporada:	Un periodo de tiempo lo suficientemente largo para que las especies se encuentren siempre presentes o ausentes de los sitios. Es decir, que los sitios están cerrados a cambios en la ocupación o que los cambios ocurren aleatoriamente.
Visitas repetidas:	Pueden ser llevadas a cabo visitando múltiples veces un sitio, con una observación en cada visita. O múltiples observaciones en una visita, separándolas con el suficiente tiempo para que puedan ser consideradas como independientes. O también pueden ser realizadas por varios observadores durante una visita.

<b>Cuadro 2.-Supuestos de los modelos de ocupación</b>	
1.-	El estado de ocupación de los sitios no cambia durante el tiempo del muestreo. Los modelos de ocupación restringen la colecta de datos para el análisis en un periodo de cierre, en el cual se asume que los sitios están ocupados o desocupados (MacKenzie et al. 2002, 2006). Las especies suelen moverse aleatoriamente dentro y fuera de las unidades de muestreo, por lo que, los parámetros de ocupación pueden ser interpretados como la proporción de sitios usados por las especies objetivo durante el periodo en el cual se asume el cierre de las poblaciones (MacKenzie et al. 2006). Esto permite estimar la verdadera ocupación de cada sitio sin sesgos.
2.-	La probabilidad de ocupación es la misma para todos los sitios; todos los parámetros son constantes entre los sitios a cualquier tiempo y cualquier heterogeneidad está relacionada con las covariables (MacKenzie et al. 2006).
3.-	La probabilidad de ocupación y detección es la misma entre todos los sitios; la observación y cualquier heterogeneidad estará relacionada con las características del sitio (covariables).
4.-	Las historias de detección en cada ubicación son independientes (i.e. la detectabilidad cambia de un sitio a otro) (MacKenzie et al. 2002).
5.-	Las especies focales nunca son detectadas de manera errónea en los sitios cuando están ausentes. Para asegurarse de esto se utilizan métodos apropiados para detectar las especies objetivo,

mismos que pueden ser visuales, auditivos o indirectos, para confirmar que por lo menos una especie está presente en el sitio (MacKenzie et al. 2006).
--

## Alcances de los Modelos de Ocupación

La estimación e interpretación de los patrones de ocupación son el elemento principal de muchas preguntas en ecología y conservación (Rota et al. 2009) ya que explican la distribución espacial de los individuos dentro de una comunidad (Rivera-Rivera et al. 2012). Sin embargo, observar a todos los individuos de una población en su hábitat durante los muestreos es prácticamente imposible, por lo que, los modelos de ocupación representan un gran paso para el logro de uno de los principales objetivos en ecología (Carrillo-Rubio et al. 2013).

Los modelos de ocupación proporcionan un alto grado inferencia sobre los potenciales cambios en el estado de las poblaciones en grandes áreas (MacKenzie et al. 2005, Nicholson y Van Manen 2009), por lo que modelar la probabilidad de ocupación se han convertido en una herramienta que permite entender las dinámicas de ocurrencia de las especies en el tiempo y espacio (Johnson et al. 2013). Una de las principales aportaciones de los modelos de ocupación es que permiten la estimación directa de la ocupación aun cuando la probabilidad de detección de una especie es muy baja (MacKenzie et al. 2003), y también cuando se trata de especies con alta movilidad, raras o crípticas que pueden ser difíciles y caras de monitoriar (Webb et al. 2014). Además, proveen un marco flexible que permite incorporar información de covariables ambientales como las condiciones de hábitat y variables climáticas, que hacen posible estimar de manera confiable la proporción de sitios ocupados por las especies, tomando en cuenta explícitamente los errores de observación, así como de observaciones faltantes en los análisis (MacKenzie et al. 2002, 2003, Santika et al. 2014). Por ello han sido ampliamente utilizados en una variedad de investigaciones para responder preguntas ecológicas relacionadas con el rango geográfico, dinámicas metapoblacionales, relaciones de hábitat, selección de recursos e interacciones entre especies (O'Connell y Bailey 2011).

## Utilidad de los modelos de ocupación



El grado de ocupación de las especies en el paisaje es una de las principales variables de interés en el manejo de fauna, principalmente a la hora de evaluar el impacto de las acciones aplicadas, es comúnmente la variable central en programas de monitoreo a largo plazo y estrategias de conservación (MacKenzie et al. 2002, Bailey et al. 2007, Rivera-Rivera et al. 2012). Los modelos de ocupación han sido utilizados para promover planes de conservación y podrían resultar útiles para elaborar estrategias y planes de restauración, debido a que proveen una manera efectiva de monitorear los cambios en la distribución de las especies a través del tiempo y espacio en ocasiones en las que las especies no pueden ser detectadas con certeza (Nichols et al. 2008). Por otra parte, los datos de presencia y ausencia utilizados para calcular la ocupación son fáciles de coleccionar y a mucho menor costo comparados con la información necesaria para estimar abundancia o densidad, e incluso pueden ser coleccionados por observadores voluntarios (Gu y Swihart 2003, MacKenzie y Nichols 2004, Van Strien et al. 2013, Santika et al. 2014). Por lo que el cálculo de la ocupación permite la obtención rápida de información sobre el estado de la biodiversidad a nivel paisajístico, incluso en ambientes degradados o altamente fluctuantes (Carrillo-Rubio et al. 2013).

Desde que los modelos de ocupación fueron presentados por MacKenzie en el año 2002, han sido desarrollados en diferentes formas, como la estimación de la ocupación para múltiples temporadas (MacKenzie et al. 2003), múltiples especies (MacKenzie, Bailey et al. 2014), así como estudios que consideran la heterogeneidad a la hora de calcular la detección (Royle 2006).

La aplicación de modelos de ocupación ha proporcionado información útil para comprender mejor los aspectos que podrían influenciar los patrones de ocupación de las especies en la naturaleza; como las relaciones de competencia interespecífica (Cashwell y Cohen 1993, Carrete et al. 2005) que pueden llevar a la exclusión de hábitat (Olson et al. 2005). Las relaciones entre abundancia y ocupación (Gaston et al. 2000, Holt et al. 2002, Riddle et al. 2010). Factores como la escala y los métodos de detección (Nichols et al. 2008), así como la influencia del tipo de vegetación (Henneman y Andersen 2009), y el área de los parches muestreados en la probabilidad de ocupación de los mismos (Shake et al. 2012). Así mismo han sido de gran utilidad para evaluar aspectos de calidad ambiental (Berlow 2013), manejo y conservación (DeWan et al. 2009); como los efectos de la pérdida de hábitat y fragmentación (Villard et al. 1999, Ruiz-Gutierrez et al. 2010).

## Limitaciones de los modelos de ocupación

Los modelos de ocupación, como todos los métodos para monitorear especies, presentan ciertas limitantes, en este caso relacionadas con la detección de las especies en los sitios seleccionados, ya que siempre estará influenciado por las características específicas de los sitios, como la cercanía a cuerpos de agua y la cobertura vegetal, debido principalmente a factores relacionados con la detección, la cual se encuentra condicionada por el tipo de vegetación presente en los sitios (i.e. las especies serán detectadas de manera diferente en un bosque maduro abierto que en un bosque joven más cerrado), y por las condiciones climáticas durante la observación; como la temperatura, disponibilidad de luz de día o eventos de lluvia (MacKenzie et al. 2006), así como factores de comportamiento de las especies, estacionalidad, densidad, ambiente local, diseño de muestreo, entre otros. Principalmente en situaciones donde el tamaño de la población es pequeño, los individuos son difíciles de muestrear o el esfuerzo de muestreo es limitado (Gu & Swihart 2003). Todo esto contribuye a que la detección no sea constante en tiempo y espacio a la hora de coleccionar los datos.

### Literatura citada

- Bailey, L. Hines, J.E. Nichols, J.D. y Mackenzie, D.I. (2007), Sampling Design Trade-Offs in Occupancy Studies with Imperfect Detection: Examples and Software, *Ecological Applications*, Vol. 17(1), pp. 281–290.
- Bailey, L.L. MacKenzie, D.I. y Nichols, J.D. (2014) Advances and applications of occupancy models, *Methods in Ecology and Evolution*, Vol. 5, pp.1269–1279.
- Berlow, E.L. Knapp, R.A. Ostoja, S.M. Williams, R.J. McKenny, H. Matchett, J.R. Guo, Q. Fellers, G.M. Kleeman, P. Brooks, M.L. Joppa, L. (2013) A Network Extension of Species Occupancy Models in a Patchy Environment Applied to the Yosemite Toad (*Anaxyrus canorus*). *PLoS ONE*, Vol.8(8). pp. E72200.
- Broms, K.M. Hooten, M.B. y Fitzpatrick Y. M. (2016) Model selection and assessment for multi-species occupancy models, *Ecology*, Vol. 97(7), pp. 1759–1770.
- Broms, K.M. Hooten, M.B. y Fitzpatrick, Y. M. (2014) Model selection and assessment for multi-species occupancy models, *Ecological Applications*, Vol. 24(2), pp. 363-374.

Carrete, M. Sánchez-Zapata, J.A. Calvo, J.F. Lande, R. (2005) Demography and Habitat Availability in Territorial Occupancy of Two Competing Species, *Oikos*, Vol. 108, No. 1 , pp. 125-136.

Carrillo-Rubio, E. Kéry M. Morreale, S.J. Sullivan, P.J. Gardner, B. Cooch, E.G. Lassoie, J.P. (2013) Use of Multispecies Occupancy Models to Evaluate the Response of Bird Communities to Forest Degradation Associated with Logging, *Conservation Biology*, Volume 28(4), pp.1034–1044.

Cashwell H. y J.E. Cohen (1993) Local and Regional regulation of species-area relations: A patch occupancy model, *Woods Hole Oceanographic Institution* 7641, pp. 99-107.

Coggins, L.G. J. Bacheler, N.M. Gwinn, D.C. (2014) Occupancy Models for Monitoring Marine Fish: A Bayesian Hierarchical Approach to Model Imperfect Detection with a Novel Gear Combination. *PLoS ONE* 9(9): e108302.

De Wan A.A., Sullivan P.J., Lembo A.J., Smith C.R., Maerz J.C., Lassoie J.P., Richmond M.E. (2009) Using occupancy models of forest breeding birds to prioritize conservation planning, *Biological Conservation*, Vol. 142, pp. 982–991.

Fiske, I.J. y Chandler, R.B. (2011) Unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance, *Journal of Statistical Software*, Vol. 43 (10).

Giménez, O. Blanc, L. Besnard, A. Pradel, R. Doherty, P.F.J. (2014) Fitting occupancy models with E-SURGE: hidden Markov modelling of presence–absence data, *Methods in Ecology and Evolution* , Vol. 5, 592–597.

Goodwing, S.W. y Shriver, W.G. (2011) Effects of Traffic Noise on Occupancy Patterns of Forest Birds, *Conservation Biology*, Vol. 25 (2), pp. 406-411.

Guillera-Arroita, G. Ridout, M.S. y Morgan, B.J.T. (2010) Design of occupancy studies with imperfect detection, *Methods in Ecology and Evolution*, Vol. 1, pp. 131–139.

Guillera-Arroita, G. Lahoz-Monfort, J.J. MacKenzie, D.I. Wintle, B.A. McCarthy, M.A. (2014) Ignoring Imperfect Detection in Biological Surveys Is Dangerous: A Response to ‘Fitting and Interpreting Occupancy Models’. *PLoS ONE* Vol. 9(7), e99571.

Gu, W. y Swihart, R.K. (2003). Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife–habitat models. *Biological Conservation*, Vol 116, 195–203.

He, F. Gaston, J.K. y Wu J. (2002) On species occupancy-abundance models, *Écoscience* Vol. 9 (1). pp.119-126.

- Henneman, C. y Andersen, D.E. (2009) Occupancy Models of Nesting-Season Habitat Associations of Red-Shouldered Hawks in Central Minnesota, *The Journal of Wildlife Management*, Vol. 73 (8) , pp. 1316-1324.
- Hines, J.E. Nichols, J.D. Royle, J.A. MacKenzie, D.I. Gopalaswamy, A.M. Kumar N.S. Karanth K.U. (2010). Tigers on trails: occupancy modeling for cluster sampling, *Ecological Applications*, Vol. 20(5), pp. 1456–1466.
- Holt, A.R. Gaston, K.J. y He, F. (2002) Occupancy-abundance relationships and spatial distribution: A review, *Basic and Applied Ecology* Vol. 3, pp. 1–13.
- Johnson, D.S. Conn, P.B. Hooten, M.B. Ray, J.C. y Pond, B.A. (2013) Spatial occupancy models for large data sets, *Ecology*, 94(4), pp. 801–808.
- Joseph M.B. Preston D.L. y Johnson P.T. (2016) Integrating occupancy models and structural equation models to understand species occurrence, *Ecology*. Vol. 97(3). pp.765–775.
- Kendall, W.L. y White, G.C. (2009) A cautionary note on substituting spatial subunits for repeated temporal sampling in studies of site occupancy, *Journal of Applied Ecology* Vol. 46, pp. 1182–1188.
- Kendall, W.L. Hines, J.E. Nichols, J. D. y Campbell-Grant E.H. (2013) Relaxing the closure assumption in occupancy models: staggered arrival and departure times, *Ecology*, Vol. 94(3), pp. 610-617.
- Kéry, M. y Royle, J.A. (2008) Hierarchical Bayes estimation of species richness and occupancy in spatially replicated surveys, *Journal of Applied Ecology*, Vol. 45, pp. 589–598.
- Kéry, M. Gardner, B. y Monnerat, C. (2010) Generalized Site Occupancy Models Allowing for False Positive and False Negative Errors, *Conservation Biology*, Vol. 24 (5) , pp. 1388-1397.
- Kéry, M. Royle, J.A. Schmid, H. Schaub, M. Volet, B. Hafliger G. Zbinden, N. (2010) Site-Occupancy Distribution Modeling to Correct Population-Trend Estimates Derived from Opportunistic Observations, *Conservation Biology*, Vol. 24 (5), pp. 1388-1397.
- Kéry, M. Gardner, B. y Monnerat, C. (2010) Predicting species distributions from checklist data using site-occupancy models, *Journal of Biogeography*, Vol. 37, pp. 1851–1862.
- MacKenzie, D.I. Nichols, J.D. Lachman, G.B. Droege, S. Royle, J.A. y Langtimm, C.A. (2002) Estimating Site Occupancy Rates When Detection Probabilities Are Less Than One *Ecology*, Vol. 83 (8), pp. 2248-2255.

- MacKenzie, D.I. y Bailey, L.L. (2003), Assessing the Fit of Site-Occupancy Models, American Statistical Association and the International Biometric Society Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics, Vol. 9 (3), pp. 300–318.
- MacKenzie D.I., Nichols J.D., Hines J.E., Knutson M.G., Franklin, A.B. (2003) Estimating Site Occupancy, Colonization, and Local Extinction When a Species Is Detected Imperfectly, *Ecology*, Vol. 84 (8), pp. 2200-2207.
- Mackenzie, D. I. & Royle, J. A. (2005). Designing occupancy studies: General advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42 (6). pp. 1105–1114.
- MacKenzie, D. I. Nichols, J. D. Royle, J. A. Pollock, K. H. Bailey, L. L. y Hines. J.E. (2006). Occupancy Estimation and Modeling. Occupancy Estimation and Modeling 1ª Ed. Elsevier. USA.
- Mordecai R.S., Mattsson B.J., Tzilkowski C.J., Cooper R.J. (2011) Addressing challenges when studying mobile or episodic species: hierarchical Bayes estimation of occupancy and use, *Journal of Applied Ecology* , Vol. 48, pp. 56–66.
- Nichols, J.D. Bailey, L.L. O’Connell, A. F. Talancy, N.W. Campbell-Grant, E. H. Gilbert, A.T. Annand, E.M. Husband T.P. Hines J.E. (2008) Multi-scale occupancy estimation and modelling using multiple detection methods, *Journal of Applied Ecology* , Vol. 45, pp. 1321–1329.
- Nichols, J.D. Hines, J.E. Mackenzie, D.I. Seamans, M.E. y Gutiérrez, R.J. (2007) Occupancy Estimation and Modeling with Multiple States and State Uncertainty, *Ecology*, Vol. 88(6), pp. 1395-1400.
- Nicholson, J.M. y Van Manen, F.T. (2009) Using occupancy models to determine mammalian responses to landscape changes, *Integrative Zoology*; Vol. 4, pp. 232–239.
- O’Connell, A.F. Talancy, N.W. Bailey, L.L. Sauer, J.R. Cook, R. y Gilbert, A.T. (2006) Estimating Site Occupancy and Detection Probability Parameters for Meso- and Large Mammals in a coastal ecosystem, *The Journal of Wildlife Management*, Vol. 70, No. 6 , pp. 1625-1633.
- O’Connell, A.F. y Bailey, L.L. (2011) Chapter 11: Inference for Occupancy and Occupancy Dynamics En. Allan F. O’Connell, K. Ullas Karanth, James D. Nichols (Eds.). Camera Traps in Animal Ecology, Pp. 191-203 Springer. Estados Unidos.
- Olson G.S. Anthony R.G. Forsman E.D. Ackers S.H. Loschl P.J. Reid J.A. Dugger K.M. Glenn E.M. y Ripple W.J. (2005) Modeling of Site Occupancy Dynamics for Northern Spotted Owls, with Emphasis on the Effects of Barred Owls, *Journal of Wildlife Management* Vol. 69 (3), pp. 918-932.

- Riddle, J.D. Rua, S. Mordecai, K. H. Pollock, T. R. S. (2010) Effects of Prior Detections on Estimates of Detection Probability, Abundance, and Occupancy, *The Auk* Vol. 127(1), pp. 94–99.
- Rivera-Rivera, E. Enríquez, P.L. Flamenco-Sandoval, A. y Rangel-Salazar, J.L. (2012) Ocupación y abundancia de aves rapaces nocturnas (Strigidae) en la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote, Chiapas, México, *Revista Mexicana de Biodiversidad*, Vol. 83, pp. 742-752.
- Rota, C.T. Fletcher, R.J. Dorazio, R.M. y Betts, M.G. (2009) Occupancy estimation and the closure assumption, *Journal of Applied Ecology*, Vol.46, pp.1173–1181.
- Royle, J.A. (2006) Site Occupancy Models with Heterogeneous Detection Probabilities, *Biometrics*, Vol. 62 (1), pp. 97-102.
- Royle, J.A. y Link, W.A. (2006) Generalized Site Occupancy Models Allowing for False Positive and False Negative Errors, *Ecology*, 87(4), pp. 835-841.
- Royle A.J. y Kéry M. (2007) A Bayesian State-space Formulation of Dynamic Occupancy Models, *Ecology*, Vol. 88(7), pp. 1813-1823.
- Ruiz-Gutiérrez, V. Zipkin, E.F. y Dhondt, A. A. (2010) Occupancy dynamics in a tropical bird community: unexpectedly high forest use by birds classified as non-forest species, *Journal of Applied Ecology*, Vol. 47, pp. 621–630.
- Rush, S.A. Soehren, E.C. Woodrey, M.S. Graydon, C.L. y Cooper, R.J. (2009) Occupancy of Select Marsh Birds Within Northern Gulf of Mexico Tidal Marsh: Current Estimates and Projected Change, *WETLANDS*, Vol. 29 (3), pp. 798–808.
- Santika, T. McAlpine, C.A. Lunney, D. Wilson, K.A. y Rhodes, J.R. (2014) Modelling species distributional shifts across broad spatial extents by linking dynamic occupancy models with public-based surveys, *Diversity and Distributions*, pp.1–11.
- Shake, C.S. Moorman, C.E. Riddle, J.D. y Burchell, M.R. (2012) Influence of Patch Size and Shape on Occupancy by Shrubland Birds, *The Condor*, Vol. 114 (2), pp. 268-278.
- Villard M.A., Trzcinski M.K., y Merriam G. (1999) Fragmentation Effects on Forest Birds: Relative Influence of Woodland Cover and Configuration on Landscape Occupancy, *Conservation Biology*, Vol. 13 (4) , pp. 774-783.
- Van Strien, A.J. Van Swaay, C.A.M. y Termaat, T. (2013) Opportunistic citizen science data of animal species produce reliable estimates of distribution trends if analysed with occupancy models, *Journal of Applied Ecology*, Vol. 50, pp. 1450–1458.

Webb, T.J. Noble, D. y Freckleton, R.P. (2007) Abundance–occupancy dynamics in a human dominated environment: linking interspecific and intraspecific trends in British farmland and woodland birds, *Journal of Animal Ecology* Vol. 76, pp. 123–134.

Webb, M.H. Wotherspoon, S. Stojanovic, D. Heinsohn, R. Cunningham, R. Bell, P. y Terauds, A. (2014) Location matters: Using spatially explicit occupancy models to predict the distribution of the highly mobile, endangered swift parrot, *Biological Conservation*, Vol. 176, pp. 99–108.

Welsh, A.H. Lindenmayer, D.B. Donnelly, C.F. (2013) Fitting and Interpreting Occupancy Models. *PLoS ONE* Vol. 8(1): e52015.

Zipkin, E.F. Campbell-Grant, E.H. y Fagan, W.F. (2012) Evaluating the predictive abilities of community occupancy models using AUC while accounting for imperfect detection, *Ecological Applications*, Vol. 22(7), pp. 1962-1972.

## Capítulo 2: Uso de Hábitat por Aves: Teoría y Métodos

### El concepto de hábitat en ecología

El hábitat que puede ser definido como el “lugar de condiciones apropiadas para que viva un organismo, especie o comunidad animal o vegetal” (RAE 2005), es uno de los conceptos más importantes y también de los controvertidos en ecología. Debido a que, a pesar de que este concepto fue definido por primera vez hace más de XX años, aún no existe una definición universalmente aceptada del mismo, lo que ha llevado a que su interpretación y aplicación muchas veces sea incorrecta o ambigua (Hall et al. 1997).

En una búsqueda por unificar el concepto, éste ha sido discutido una y otra vez por varios autores que han tratado de establecer una definición general que pueda ser aplicada en los estudios de ecología. En 1959 Udvardy (2018), realizó una revisión bibliográfica analizando el uso del concepto de hábitat, y encontró que en la mayoría de las publicaciones era utilizado erróneamente y que, además, era confundido o fusionado con otros conceptos como nicho y biotopo. En 1993 Block y Brenan retomaron la discusión en torno al concepto de hábitat, esta vez desde el punto de vista ornitológico, donde lo definieron como el “lugar donde las aves y otros animales se encuentran, bajo la influencia de los factores abióticos y bióticos que determinan su distribución y abundancia”. En 1999 Krausman propuso utilizar una terminología estándar definiendo hábitat como: “Los recursos y condiciones presentes en un área que necesita un organismo para sobrevivir”. Esta definición no fue adoptada con éxito y, lo que podemos considerar como el paradigma de hábitat fue retomado nuevamente en 2001 por Jones y en 2004 por Armstrong, quienes mediante la revisión de artículos que abordaban el estudio del hábitat, encontraron que el concepto estaban siendo mal empleado en gran parte de los manuscritos. Ambos autores propusieron establecer definiciones operativas para limitar la mala interpretación del concepto en los estudios de hábitat.

Sin embargo, esto no ocurrió y en 2011 Delfin-Alfonso et al., en un nuevo intento por unificar el concepto, define hábitat como “el espacio que posee los elementos físicos y biológicos necesarios para el establecimiento y reproducción de una especie”.



Actualmente aún no existe un consenso en cuanto a la definición de hábitat y ésta continúa siendo modificada por diferentes autores, esto promueve la confusión en cuanto a su aplicación en estudios de ecología (Amstrong 2004). Ante la falta de consistencia en las definiciones, este escrito, por estar enfocado al gremio de las aves, estará basado en el concepto de hábitat propuesto por Block y Brennan (1993).

## **Métodos para el estudio del uso de hábitat por aves**

Una de las principales líneas de investigación en ecología es el estudio de las interacciones de los organismos con su entorno (Delfín-Alfonso et al. 2014). Así mismo, en ecología de aves el uso de hábitat es uno de los temas principales de estudio (Mitchell y Lindström 2005). Analizar la selección y uso del hábitat permite entender los factores ambientales que determinan los patrones de vida de las aves, reconocer los requerimientos biológicos que influyen en la selección de hábitat de las especies, identificar elementos ambientales relacionados con la abundancia de las especies y predecir la distribución espacial de los organismos (Block y Brennan 1993).

Debido a que existe una estrecha relación entre los patrones uso de hábitat de las aves y las características ambientales que cubren los requerimientos específicos de cada especie, la información del uso del hábitat también puede resultar útil para identificar sitios que pueden ser vulnerables a los efectos de la perturbación y predecir riesgos potenciales de estas alteraciones del hábitat en las poblaciones de aves con la finalidad de definir áreas de importancia para conservación, donde se puedan establecer estrategias de manejo, conservación y en su caso restauración del hábitat (Guisan y Zimmermann 2000).

El uso del hábitat suele ser variable en tiempo y espacio por estar sujeto a cambios entre temporadas y años, además de esta influenciado por la calidad, cantidad y ubicación de los recursos disponibles, principalmente el alimento. Estos cambios en la disponibilidad de recursos ejercen una influencia en la selección de hábitat de las aves (Block et al. 1987), al estudiar esta distribución de las especies en el ambiente podemos saber si el hábitat que ocupan está cubriendo sus requerimientos (Block y Brennan 1993, Arthur, 1996, Meyer et al. 2010). Los principales métodos para el estudio del hábitat de aves se han descrito por Ralph et al. (1995) y Buckland (2006) y se describen a continuación.

Uno de los métodos más ampliamente utilizados para muestrear poblaciones y comunidades de aves son los puntos de conteo. Los datos que proporciona este método pueden ser analizados a través de diversos procedimientos matemáticos que se han codificado en con muchos programas computacionales para evaluar hipótesis sobre las relaciones de las aves con el hábitat. El método de puntos de conteo consiste en seleccionar sitios que pueden estar ubicados al azar, sistemáticamente, o a lo largo de trayectos dentro del área de estudio. Los muestreos deben ser independientes, para evitar la pseudoreplicación debe existir una distancia de entre de 150 y 250m entre los puntos. El número de sitios de observación adecuado para caracterizar la comunidad de aves en determinada área depende del sitio de estudio, la especie focal, el número, capacidad de dispersión de las aves y la probabilidad de detección. Sin embargo, se debe tener un número adecuado de sitios para incrementar el poder estadístico del esfuerzo de muestreo.

El tiempo de observación en cada punto debe ser de 5min si el tiempo de desplazamiento entre puntos es menor a 15 minutos, y de 10 minutos si el tiempo de desplazamiento es mayor a 15 minutos. Se establece una distancia de observación estándar que suele ser de 50m en sitios de bosque. Sin embargo, si la vegetación del hábitat es muy densa, se puede utilizar una distancia de 25m.

Existen dos tipos de puntos de conteo, los de radio definido y los de radio indefinido. Los puntos de radio definido deben cumplir los siguientes supuestos:

- 1.- Todas las aves alrededor de 50m del observador son detectables.
- 2.- El observador no atrae o repele a las aves.
- 3.- Las aves no se mueven dentro o fuera del círculo de conteo durante el periodo de observación.

En el caso de los puntos de radio indefinido, no se establece una distancia límite de observación, sin embargo es necesario que los puntos se encuentren bien ubicados al interior del hábitat, de manera que las aves que se encuentran fuera del hábitat no sean registradas. En el caso de que el estudio incluya también los bordes los puntos pueden ubicarse a libertad.

Algunas aspectos para la aplicación de este método:

- Los conteos deben iniciar inmediatamente al llegar al punto de conteo.

- Si un ave se encuentra adyacente a los 50m del punto de observación cuando el observador llega o se va del sitio, el ave debe ser contada como si estuviera en el punto de conteo si el observador considera que no fue vista durante el tiempo de observación, aunque deberá ser registrada aparte.
- Si un ave emite un canto desconocido debe ser grabada para una confirmación posterior.
- No se deben usar dispositivos para atraer aves, excepto para grupos especializados de aves.
- Se debe registrar la latitud y longitud en cada sitio en los primeros 10 segundos.
- Utilizar una grabadora para registrar los datos puede ayudar a minimizar el tiempo que el observador pasa mirando la hoja de papel mientras registra, esto maximiza el tiempo de observación de las aves.

### **Puntos de conteo en transectos**

En este método los puntos de conteo son ubicados sobre un transecto y la ubicación de las aves debe ser estimada con base en su ubicación cuando es detectada por primera vez.

El observador permanece en el punto de conteo por 5 minutos, pero puede ubicar a las aves con más precisión al terminar el tiempo de observación, para obtener mejores estimaciones de la distancia de aves que no pueden ser vistas o las que su ubicación no es obvia por su canto.

Los supuestos del método de puntos de conteo en transectos son:

1. Las aves en el punto son detectadas con certeza
2. Las aves son detectadas en su ubicación inicial
3. Las medidas de la distancia entre el observador y el ave son exactas.

### **Transectos en franjas**

En éste método el observador registra las aves detectadas mientras camina a través de un área en línea recta. El transecto está dividido en intervalos y el observador debe cubrir cada uno en un tiempo determinado, por ejemplo 100 m en 10 minutos. Este método resulta útil en hábitats abiertos, donde el observador puede concentrarse en observar las aves sin tener que prestar atención a dónde pisa.

Supuestos del método:

1. Las aves en la línea de observación son detectadas con certeza.

2. Las aves son detectadas en su ubicación inicial.
3. Las medidas de las distancias perpendiculares de las aves a la línea son exactas.

### **Redes de niebla**

Las redes de niebla proporcionan información sobre el grado de dispersión existente entre hábitats y la supervivencia individual entre temporadas. Lo cual puede ser un indicador de que el hábitat está cumpliendo con los requerimientos de reproducción y supervivencia de las aves a largo plazo. El método consiste en colocar redes para capturar e identificar las aves que se están estudiando. La mejor ubicación para colocarlas es en los límites entre dos tipos de hábitat. Las redes deben abrirse durante los 15 minutos siguientes a la hora oficial del amanecer local y operarse durante un mínimo de 4 horas al día. Se deben revisar cada 45 minutos o menos si la actividad de las aves es alta para registrar a las especies que cayeron en la red.

### **Búsqueda de nidos**

Proporciona un porcentaje del éxito reproductivo de las aves en hábitats específicos. Permite identificar las características del hábitat relacionadas con el éxito en el anidamiento de las especies. Es necesario establecer parcelas de búsqueda, cuyo número y tamaño dependerá de los objetivos del estudio, el tipo de hábitat, y la densidad de aves. Se recomienda establecer dos parcelas por persona, las cuales deberán ser visitadas en días alternos durante toda la temporada reproductiva por un mismo observador. Para encontrar un número suficiente de nidos por especie en general es necesario establecer ocho parcelas de 40 a 50 ha en el área de estudio.

Para encontrar la mayor cantidad de nidos es necesario localizar y seguir a la hembra cuando transporta material en el pico para la elaboración del nido. Una vez identificada, el observador debe colocarse a una distancia de unos 15m, de ser posible detrás de vegetación para evitar asustar a la hembra. Después de verificar la ubicación del nido, éste no debe ser visitado en cuatro días para evitar la deserción de la hembra. Los datos generales como fecha y hora, la especie del ave, actividad del adulto y contenido del nido deberán ser registrados en cada visita.

### **Búsqueda Intensiva**

En este método se establecen en el sitio de estudio tres parcelas, las cuales deben ser de fácil acceso y el tamaño es variable dependiendo del tipo de vegetación; 3ha cada una la vegetación es de bosque, 10 ha o más en hábitats más abiertos y en bosques tropicales densos se pueden utilizar parcelas de 1 o 2 ha. Las parcelas son recorridas por completo en busca de aves.

Se recorre cada parcela por completo durante 20 minutos en busca de aves. Registrando todas las aves observadas o escuchadas en el área. Cuando los cantos o llamados no resultan familiares es posible buscar al ave e identificarla visualmente si es necesario. Por lo que éste método aumenta la probabilidad de detección de aquellas especies particularmente silenciosas o que no suelen mostrarse con frecuencia.

### **Muestreo acústico**

La grabación de sonidos es comúnmente utilizada para complementar algunos de los métodos anteriores. Se puede utilizar también junto con la técnica de playback para atraer aves que suelen ser difíciles de observar, de manera que puedan ser identificadas visualmente por el observador. Es un método recomendable para sitios que presentan alta riqueza de especies. Éste y los demás métodos mencionados deben ser complementados con una caracterización del tipo de vegetación en el área de estudio con la finalidad de identificar las relaciones de las especies con el tipo de hábitat.

Existen métodos para modelar la distribución espacial de las especies que pueden ser útiles para el estudio del uso del hábitat a nivel de paisaje, como los modelos de ocupación. De los cuales hablaremos a continuación.

### **Modelos de ocupación**

La proporción de sitios ocupados por las especies se ha convertido en un concepto de interés creciente en ecología y biología de la conservación, debido a que la ocupación depende de la densidad y distribución espacial de las especies (He, et al. 2002, Kendall y White 2009). La ocupación es definida como la proporción de sitios del área de estudio donde la especie objetivo está presente (Bradshaw et al. 2014, He et al. 2002, Kéry, et al. 2010, Giménez, et al. 2014, Guillera-Aroita, 2014, MacKenzie et al. 2002, 2005, MacKenzie y Bailey, 2004, Riddle et al. 2010), es decir, la probabilidad de que un sitio

determinado esté ocupado por la especie (i.e. está presente en el sitio) durante un periodo de tiempo específico (MacKenzie et al. 2002, Bailey et al. 2014, Goodwing y Shriver 2011) El concepto de ocupación es frecuentemente utilizado para modelar las relaciones de uso de hábitat, así como para entender la distribución y tendencias de las especies ya que provee estimaciones no sesgadas de la variación que ocurre en las poblaciones en el tiempo y el espacio (Guillera-Arroita et al. 2014, Webb et al. 2014). También han resultado útiles para el monitoreo de fauna silvestre, ya que los datos de ocupación de sitios en un paisaje permiten obtener una estimación del estado actual y el cambio de las especies, por lo que representan una alternativa de monitoreo fácil y menos costosa en cuanto a tiempo y recursos que permite monitorear simultáneamente varias especies a escala de paisaje (O’Connell et al. 2006).

Los modelos de ocupación se enfocan en la inferencia acerca de la distribución de los individuos en el espacio (Hines et al. 2010). Los principales elementos de los modelos son la ocupación y la detección. La ocupación es una variable definida como la proporción de área ocupada por especies o porción de sitios en el paisaje donde las especies están presentes, o la probabilidad de que un sitio elegido al azar en el área de interés esté ocupado por al menos un individuo de la especie en cuestión (MacKenzie et al. 2002, 2003, 2006). La detección se refiere al hecho de que las especies no siempre son detectadas en los sitios por una variedad de razones; entre ellas la proximidad al observador, comportamiento críptico o camuflaje, o especies con alta movilidad a las cuales resulta difícil y caro monitorear. Sin embargo, el hecho de que las especies no siempre sean detectadas no significa que estén realmente ausentes, simplemente no fueron registradas al momento del muestreo. A esto se le denomina como “falsas ausencias”. Los modelos de ocupación se basan en realizar múltiples visitas a los sitios en un periodo relativamente corto de tiempo (temporada), para obtener la información necesaria que permita estimar la probabilidad de detección y separar probabilísticamente la verdadera ausencia de presencia y no detección, de otra manera sería imposible discernir entre ausencias falsas y verdaderas. Entonces, después de un número determinado de visitas al sitio, si la especie no ha sido detectada, se puede asumir que realmente está ausente (Tyre et al. 2001, MacKenzie et al. 2002, 2006, MacKenzie y Royle 2005, Royle 2006, Hines et al. 2010, Fiske y Chdler 2011, Welsh et al. 2013, Webb et al. 2014).

En sitios donde las especies son comunes se recomienda muestrear pocos sitios más intensivamente, tres veces como mínimo a cada sitio, en cambio para especies raras es más eficiente muestrear más

sitios menos intensivamente (MacKenzie y Royle 2005). La estimación de la ocupación solo requiere datos sobre la detección (1) o no detección (0) de una especie (Cuadro 1) (Nicholson y VanManen 2009), que son registrados como historia de detección. Los datos obtenidos en los conteos son usados para calcular la proporción de sitios ocupados entre todos los sitios visitados, y esta proporción constituye la estimación de ocupación (MacKenzie et al. 2006) Los datos obtenidos en los conteos pueden ser analizados con diversos paquetes de Software entre los que destaca Unmarked, que corre en la plataforma R (He et al. 2002, Kendall y White 2004).

Los modelos pueden incorporar datos de una o varias temporadas, así como de una o varias especies. Los modelos de ocupación de multi-temporadas asumen que la población es abierta entre temporadas o que los sitios que fueron ocupados previamente pueden “desocuparse”, y los sitios que previamente estaban desocupados pueden ocuparse entre temporadas. En el marco de los modelos de ocupación las estimaciones asociadas a este proceso se refieren a la probabilidad de extinción local (i.e. abandono de sitios) y probabilidad de colonización (MacKenzie et al. 2006)

### **Cómo calcular la ocupación**

Para estimar los parámetros de ocupación se toma una muestra de M sitios y se registra la respuesta binaria  $Y_{ij}$  de detección de especies ( $Y=1$ ) o no detección ( $Y=0$ ) durante  $j=i, \dots, J_i$  visitas al  $i$  sitio durante una temporada (MacKenzie et al. 2002) (Cuadro 2).

Un elemento clave de la ocurrencia de las especies en los muestreos es que las falsas ausencias son posibles, de manera que las especies no son detectadas ( $Y_{ij}=0$ ) incluso cuando están presentes ( $Z_i=1$ ). El segundo elemento es la probabilidad de detección  $p$  (probabilidad de detectar una especie que está presente en el sitio).

Para evitar el sesgo de las falsas ausencias, las replicas del muestreo (i.e.  $J>1$ ), proveen información acerca de la tasa de detección separadas de la tasa de ocupación.

Las variables relacionadas a la ocupación son modeladas como:

$$\text{Logit}(\psi_i) = x_i T \beta_i$$

Donde:

$x_i$  es un vector de covariables de nivel de sitio y  $\beta$  es un vector del efecto correspondiente de los parámetros.

La probabilidad de detección puede ser modelada con:

$$\text{Logit}(p_{ij}) = v_{ij}T(\alpha)_i$$

Donde  $v_{ij}$  es un vector de covariables de nivel de observación y  $\alpha$  es un vector del efecto correspondiente de los parámetros.

Además los modelos permiten incorporar estimaciones del efecto de las covariables (Mijalhevic et al. 2015) que pueden ser: características del hábitat como densidad de la vegetación, día, fecha, velocidad del viento, entre otros factores que pueden afectar la probabilidad de detección (Fiske y Chadler 2010).

Cuadro 2. Parámetros generales del modelo de ocupación (MacKenzie et al. 2003):	
$\psi_{i1} =$	Probabilidad de que la unidad $i$ esté ocupada por la especie focal durante la primera temporada.
$p_{ijt} =$	La probabilidad de detectar las especies en una unidad ocupada $i$ durante la visita independiente $j$ del sitio durante la temporada $t$ .
$\epsilon_{it} =$	La probabilidad de que una unidad ocupada $i$ en la temporada $t$ se convierta en desocupada en la temporada $t+1$ (extinción local).
$\gamma_{it} =$	La probabilidad de que una unidad desocupada $i$ en la temporada $t$ esté ocupada por la especie focal en la temporada $t+1$ (colonización).

Los modelos de ocupación proporcionan un alto grado inferencia sobre los potenciales cambios en el estado de las poblaciones en grandes áreas (MacKenzie et al. 2002). por lo que modelar la probabilidad de ocupación se han convertido en una herramienta que permite entender las dinámicas de ocurrencia de las especies en el tiempo y espacio (MacKenzie y Royle 2005, Nicholson y Van Manen 2009). Una de las principales aportaciones de los modelos de ocupación es que permiten la estimación directa de la ocupación aun cuando la probabilidad de detección de una especie es muy baja (Johnson et al. 2013). y también cuando se trata de especies con alta movilidad, raras o crípticas que pueden ser difíciles y caras



de monitorear (MacKenzie et al. 2003). Además, proveen un marco flexible que permite incorporar información de covariables ambientales como las condiciones de hábitat y variables climáticas, que hacen posible estimar de manera confiable la proporción de sitios ocupados por las especies, tomando en cuenta explícitamente los errores de observación, así como de observaciones faltantes en los análisis (Webb et al. 2014). Por ello han sido ampliamente utilizados en una variedad de investigaciones para responder preguntas ecológicas relacionadas con el rango geográfico, dinámicas metapoblacionales, relaciones de hábitat, selección de recursos e interacciones entre especies (MacKenzie et al. 2002, 2003, Santika et al. 2014).

Estos modelos han sido utilizados para promover planes de conservación y podrían resultar útiles para elaborar estrategias y planes de restauración, debido a que proveen una manera efectiva de monitorear los cambios en la distribución de las especies a través del tiempo y espacio a nivel paisajístico, incluso en ambientes degradados o altamente fluctuantes y en ocasiones en las que las especies no pueden ser detectadas con certeza (O'Connell y Bailey 2011).

### **Restauración de hábitat para aves**

Desde sus inicios la restauración se ha enfocado en los componentes vegetales del ecosistema como principal medio para recobrar las características de los sitios perturbados (Nichols et al. 2008, Carrillo-Rubio et al. 2014). No obstante, en las últimas décadas la fauna ha cobrado importancia en el desarrollo de investigación y en la aplicación de la restauración ecológica (Young 2000). Fundamentalmente para evaluar la efectividad de los procesos de restauración a largo plazo. En este sentido, las aves han tenido preferencia como especies focales en estudios de restauración debido a que contribuyen a procesos clave para la recuperación de la vegetación de los sitios, como la dispersión de semillas y la polinización (Majer 2009, López-Barrera et al. 2017) Además, por sus características, las aves pueden ser monitoreadas en grandes áreas a bajo costo y se puede recopilar información para varias especies en muchos tipos de hábitats (Young 2000, Trama 2005, Acevedo 2007, Lindell 2008, MacGregor-Fors et al. 2010, Morrison y Lindell 2011, Sekercioglu 2011). Algunos estudios han documentado los efectos que tienen los procesos de restauración en las comunidades de aves como el incremento en la diversidad de las comunidades que se produce al proveer sitios adicionales de anidamiento y forrajeo para especies tanto nativas como migratorias (Majer 2009, Gaines et al. 2007 Munro et al. 2011). Sin

embargo, en México son escasos y poco documentados los esfuerzos para la restauración de hábitat para aves (Barajas-Arroyo 2016). Lo anterior a pesar de que, del total de especies de aves registradas en nuestro país, aproximadamente el 33% se encuentran en alguna categoría de riesgo (Navarro-Sigüenza y Coro-Arizmendi, 2014), debido principalmente a la pérdida y fragmentación del hábitat causado por la urbanización y expansión agrícola (García et al. 2007, Hadley y Betts 2009).

## **Restauración de hábitat para colibríes en el contexto biocultural**

Los colibríes son un grupo de aves nectarívoras endémicas del continente americano que funcionan como importantes polinizadores de una gran variedad de plantas nativas (García et al. 2007, Hadley y Betts 2009). Sus hábitos de forrajeo responden a la floración y fenología de las plantas de las que se alimentan, por lo que pueden ser sensibles a la pérdida o fragmentación de hábitat (Brown y Kodrick 2011, Arizmendi et al. 2016). Se sabe que su abundancia, distribución y diversidad ya se han visto negativamente afectadas por disturbios antropogénicos como la urbanización y expansión agrícola (Ortíz-Pulido y Vargas-Liciona 2008, ,Ortíz-Pulido y Lara-Rodríguez 2012, Sierra-Morales et al. 2016). De las 58 especies de colibríes presentes en nuestro país (Arizmendi y Berlanga 2014), veinte se encuentran clasificadas en alguna categoría de riesgo en la Norma Oficial Mexicana-059 (SEMARNAT 2010). Sin embargo, la abundancia y diversidad de especies de colibríes en paisajes altamente manejados ha sido poco estudiado y la conservación de los colibríes ha recibido poca atención (Sierra-Morales et al. 2016). Lo que ha limitado la restauración de su hábitat, ya que no hay trabajos en los que se haya restaurado el hábitat de un determinado grupo de aves (Bonfil et al. 2014).

Aunque por su alta movilidad los colibríes pueden llegar a resistir mejor los efectos del disturbio que otros grupos de aves. Los cambios en la disponibilidad y configuración del hábitat pueden llegar a producir una homogeneización de las comunidades de colibríes, mediante el reemplazo de individuos especialistas por generalistas (Hadley et al. 2018). Esto puede estar ocurriendo en Tzintzuntzan, Michoacán, un sitio en donde la fragmentación del paisaje ha llevado a la disminución en la diversidad de especies de colibríes muy probablemente por la disminución en la disponibilidad de recursos, sobre todo para especies territoriales. En este sitio se encuentran menos especies de colibríes de las que potencialmente podrían habitarlo, lo que a su vez podría tener grandes implicaciones para la reproducción de las plantas que son polinizadas por estas aves, ya que las especies generalistas o

rutas pueden no estar cubriendo la polinización de todas las especies de plantas ornitófilas presentes (Garrison y Gass 1999, Hadley et al. 2018)

En paisajes altamente manejados como zonas agrícolas las especies de colibríes tienen que desplazarse grandes distancias para conseguir alimento y se exponen más a los depredadores (Volpe et al. 2014, Hadley y Betts 2009, Hadley et al. 2018). La heterogeneidad espacial de la vegetación es un factor determinante para la estructura y composición de las comunidades de aves (Hamel 2003, Aerts et al. 2008). Un hábitat heterogéneo, puede contener un alto número de especies aunque el sitio no sea muy extenso (Girma et al. 2017). Tomando en cuenta estos factores, es necesario implementar estrategias de restauración que aumenten la riqueza de especies de colibríes en los sitios restaurados, a través del establecimiento de diversas especies vegetales que cumplan con los requerimientos de diferentes especies, como sitios de alimentación, anidación, refugio y percha (Lindenmayer et al. 2010, Gould et al. 2017). Además de restaurar con plantas que florezcan en diferentes periodos para que haya disponibilidad de flores el mayor tiempo posible durante el año (Lindig-Cisneros y Schondube 2015).

Los trabajos de restauración que se realizan en México, se encuentran invariablemente inmersos en la dimensión social, debido a que cerca del 90% del territorio nacional es propiedad privada y aproximadamente la mitad son ejidos (López-Barrera et al. 2017). Por lo que la restauración ecológica se enfrenta al reto de satisfacer tanto los objetivos ecológicos como los sociales. Ante esta necesidad surge la restauración biocultural; que contempla tanto aspectos ecosistémicos como culturales, y permite plantear estrategias de restauración acorde con los requerimientos de hábitat de las especies y con las características de los distintos tipos de uso de suelo de paisajes heterogéneos. Como en el caso de Tzintzuntzan, Michoacán. Municipio que fue la última gran capital del señorío Tarasco. Cuyo nombre es una onomatopeya que imita el sonido que hacen los colibríes, en purépecha Ts'intsuntsani que significa "lugar de los colibríes" (Barajas-Arroyo 2016). Actualmente es un sitio culturalmente importante donde habitan varias especies de colibríes que forman parte de la cultura del sitio. Además de su importancia ecológica como polinizadores, los colibríes poseen una conexión especial con la cultura debido a sus colores llamativos y su belleza, por lo que han llegado a ser considerados como especies bioculturales. Una especie biocultural se define como aquella que poseen un valor ecológico, económico y cultural, un significado espiritual y simbólico que perdura por generaciones hasta la

actualidad (Amo-Rodríguez et al. 2003, Nabham et al. 2010) Y que, sin embargo, se enfrentan a la pérdida de hábitat por causas antropogénicas.

Integrar los factores ecológicos y los sociales es fundamental para asegurar el éxito de la restauración de hábitat para los colibríes a largo plazo. Debido a que la restauración ecológica depende del apoyo y participación de los miembros de las comunidades donde se realiza la restauración. Restaurar hábitat en un sitio donde además existe patrimonio arqueológico como Tzintzuntzan implica retos para la restauración ecológica, debido a que los objetivos de la restauración podrían entrar en conflicto con la conservación de este patrimonio. Esto abre un marco diferente de acción para la restauración biocultural (Greenlaw et al. 2009, Amo-Rodríguez et al. 2013, Barajas-Arroyo 2016).

El siguiente mapa nos muestra la micro cuenca del municipio de Tzintzuntzan (Fig. 1). En gris se encuentra marcada el área de influencia de los restos arqueológicos que se encuentran en el sitio, los polígonos amarillos son sitios de exploración arqueológica prioritarios y los polígonos en rojo son sitios de exploración arqueológica de segundo orden. Los puntos de monitoreo de ocupación de colibríes están marcados en negro, 24 de los cuales se encuentran dentro del área de influencia del patrimonio arqueológico. En estos sitios se priorizarán estrategias de restauración que cumplan con los requerimientos de hábitat de los colibríes, y que a su vez no resulten perjudiciales para los restos arqueológicos que se encuentran en el área. Como el establecimiento de plantas con raíces poco profundas que no dañen los restos que se puedan encontrar enterrados.

Muchos de los sitios prioritarios se encuentran en zona agrícola (polígonos amarillos), lo que para un sitio en donde la mancha urbana crece rápidamente, conservar el uso de suelo con agricultura es la mejor opción para la conservación del patrimonio arqueológico ya que la actividad es siempre superficial. En estos sitios las estrategias de restauración incluirían promover el uso de cercos vivos con especies florales como los colorines (*Erithrhyta coralloides*), que actualmente ya son utilizados por los agricultores y podrían servir como corredores biológicos para los colibríes al conectar los sitios agrícolas con el bosque. Junto con especies como *Loescelia mexicana* una especie nativa que atrae gran cantidad de colibríes. O nopales (*Opuntia sp.*), los cuales se ha observado que son fuente de alimento para los colibríes en el sitio, y además podrían ser de beneficio para el consumo local de los habitantes.

Las estrategias de restauración serán afinadas para cada tipo de vegetación cuando se cuente con la información completa acerca del uso del paisaje que hacen las especies de colibríes en Tzintzuntzan.

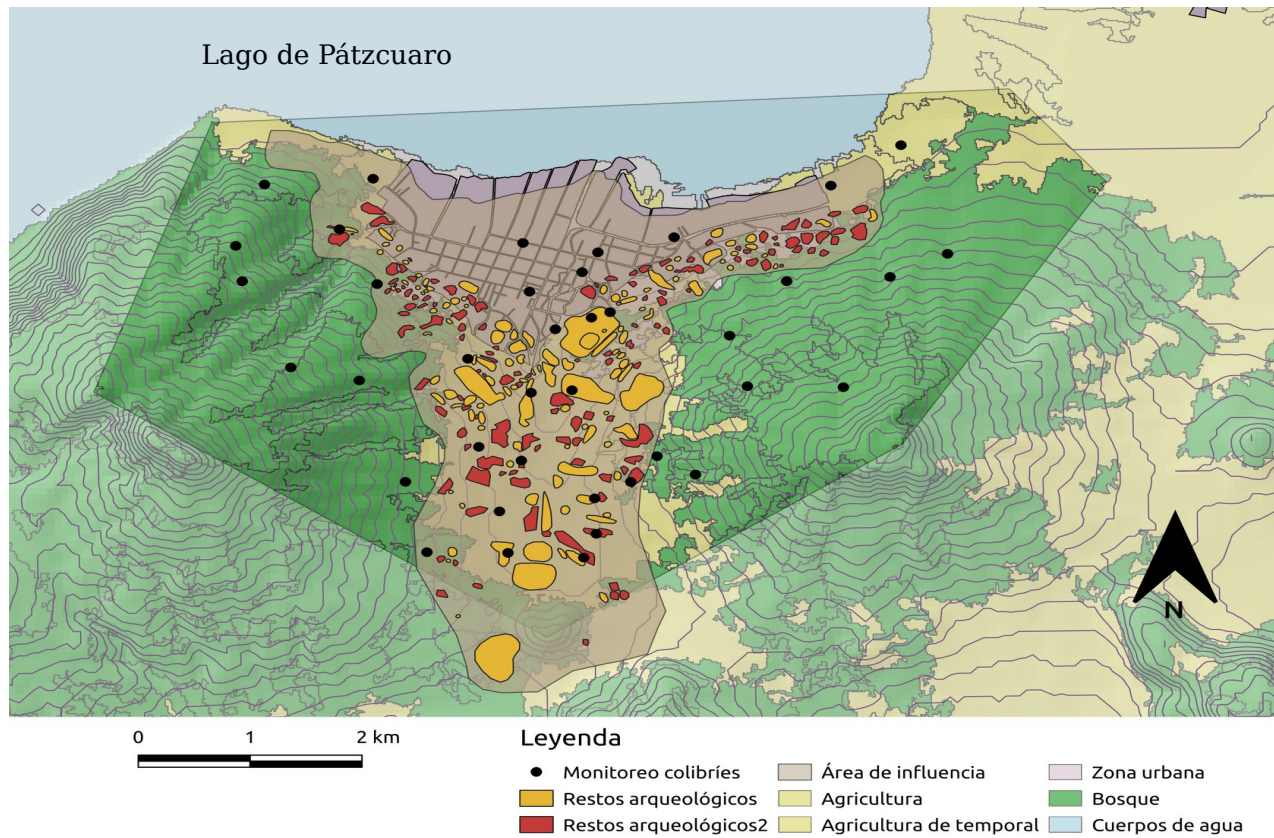


Figura 1. Zona de estudio en Tzintzuntzan. En negro los puntos de monitoreo de colibríes. En amarillo los principales sitios de exploración de restos arqueológicos.

## Literatura citada

- Acevedo, M.A. (2007) Bird feeding behavior as a measure of restoration success in a Caribbean forest wetland. *Ornitologica Neotropical* 18, 305–310.
- Aerts, R. Lerouge, F. November, E. Lens, L. Hermy, M. Muys, B. (2008) Land rehabilitation and the conservation of birds in a degraded Afromontane landscape in northern Ethiopia. *Biodiversity and Conservation* 17, 53–69.
- Amo-Rodríguez, S., Ramos-Prado, J. M., & Romero, E. H. (2003). *La conservación comunitaria, la restauración, los recursos bioculturales y el diálogo de saberes. Un nuevo-viejo camino hacia la recuperación con dignidad del agro mexicano*. En: Congreso Internacional sobre Conservación Comunitaria en Latinoamérica: Innovaciones en la Investigación y en la Práctica. (pp. 1–10). COMBIOSERVE: Veracruz.
- Amo-Rodríguez, S., Ramos-Prado, J. M., Hipólito-Romero, E., & Hernández-Ramírez, A. M. (2013). El manejo de recursos bioculturales: una propuesta para mantener y enriquecer el patrimonio natural y social de los pueblos indígenas. In A. Conde Flores (Ed.), *Naturaleza-Sociedad. Reflexiones desde la complejidad*. (pp. 509–525). México: CIISDER.
- Arizmendi, M. del C. and Berlanga, H. (2014) *Colibríes de México y Norte América*, CONABIO.
- Arizmendi, M.C. Berlanga H. Rodríguez-Flores, C. Vargas-Canales, V. Montes-Leyva, L. Lira. R. (2016) Hummingbird Conservation in Mexico: The Natural Protected Areas System. *Natural Areas Journal* 36, 366–376.
- Armstrong, D.P. (2004) Integrating the metapopulation and habitat paradigms for understanding broad-scale declines of species. *Conservation Biology* 19, 1402–1410.
- Arthur, S.M. Manly, B.F.G. McDonald, L.L. y Garner, G.W. (1996) Assessing Habitat Selection when Availability Changes. *Ecological Society of America* 77, 215–227.
- Bailey, L.L. MacKenzie, D.I. Nichols, J.D.(2014) Advances and applications of occupancy models. *Methods in Ecology and Evolution* 5, 1269–1279.
- Barajas Arroyo, M. (2016) , Tesis de maestría: Forrajeo de Colibríes en Manchones de *Salvia fulgens* con Distintas Densidades Florales en una Restauración Biocultural en Tzintzuntzan, Michoacán. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Beyer, H.L. Haydon, D.T. Morales, J.M. Frair, J.L. Hebblewhite, M. Mitchell, M. Matthiopoulos, M (2010) The interpretation of habitat preference metrics under use-availability desians. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 365, pp. 2245–2254.

- Block, W.M. With, K.A. y Morrison, M.L. (1987) On Measuring Bird Habitat: Influence of Observer Variability and Sample Size. *The Condor* 89, 241–251.
- Block, W.M. y Brennan, L.A. (1993) The Habitat Concept in Ornithology. *Current Ornithology* 11, 35–91.
- Bonfil, C. Fernández-Fernández, D. González-Espinosa, F. (2014) Un primer análisis del estado actual de los estudios de restauración ecológica en México A first analysis of the current status of studies on ecological restoration in Mexico. 13.
- Bradshaw, C.J.A. Brook, B.W. Delean, S. Fordham, D.A. Herrando-Pérez, S. Cassey, P. Early, R. Sekercioglu, C.H. Araújo, M.B. (2014) Predictors of contraction and expansion of area of occupancy for British birds. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 281.
- Brown, J.H.C.W.A. y Kodric-brown, A. (2011) Correlates and Consequences of Body Size in Nectar-Feeding Birds. *American Zoologist* 18, 687–700.
- Buckland, S.T. (2006) Point Transect Survey for Songbirds: Robust Metodologies. *The Auk*, 123, 345–357.
- Campbell, D.R. (2008) Pollinator Shifts and the Origin and Loss of Plant Species. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 95, 264–274.
- Carbonell, R. y Tellería, Y.J.L. (1998) Selección y uso del hábitat por cinco poblaciones ibéricas de curruca capirotada (*Sylvia atricapilla*). *Ardeola* 45, 1–10.
- Carrillo-Rubio, E. Kéry, M. Morreale, S.J. Sullivan, P.J. Gardner, B. Cooch, E.G. Lassoie, J.P. (2014) Use of multispecies occupancy models to evaluate the response of bird communities to forest degradation associated with logging. *Conservation Biology* 28, 1034–1044.
- Delfín-Alfonso, C.A. Gallina-Tessaro, S.A. y López-González, S.A. (2011) Capítulo 13. El hábitat: definición, dimensiones y escalas de evaluación para la fauna silvestre. 285-313. En. Gallina, S. & C. López-González (eds). 2011. Manual de técnicas para el estudio de la fauna. Volumen I. Universidad Autónoma de Querétaro-Instituto de Ecología, A. C. Querétaro, México. 377 pp.
- Fahrig, L. (2003) Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 34, 487–515.
- Fiske, I.J. y Chandler, R.B. (2010) Overview of Unmarked: An R Package for the Analysis of Data from Unmarked Animals. *R* DOI: 10.1002/wics.10.
- Fiske, I. and Chandler, R. (2011) **unmarked** : An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software*, 43.
- Gaines, W.L. *et al.* (2007) Short-term response of land birds to Ponderosa pine restoration. *Restoration Ecology* 15, 670–678.

- García, M.J. Clay, R.P. Ríos-Muñoz, C.A. (2007) The importance of birds for conservation in the Neotropical region. *Journal of Ornithology* 148, 321–326.
- Garrison, J.S.E. y Gass, C.L. (1999) Response of a traplining hummingbird to changes in nectar availability. *Behavioral Ecology* 10, 714–725.
- Guillera-Arroita, G. Morgan, B.J.T. , Ridout, M.S. Linkie, M. (2011) Species Occupancy Modeling for Detection Data Collected Along a Transect. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 16, 301–317.
- Guillera-Arroita, G. Lahoz-Monfor, J.J. MacKenzie, D.I. Wintle, B.A. McCarthy, M.A. (2014) Ignoring imperfect detection in biological surveys is dangerous: A response to “fitting and interpreting occupancy models.” *PLoS ONE* 9.
- Giménez, O. Blanc, L. Besnard, A. Pradel, R. Doherty, P.F. Marboutin, E. Choquet, R. (2014) Fitting occupancy models with E-SURGE: Hidden Markov modelling of presence-absence data. *Methods in Ecology and Evolution* 5, 592–597.
- Girma, Z. Mamo, W. Mengesha, G. Verma, A. Asfaw, T. (2017) Seasonal abundance and habitat use of bird species in and around Wondo Genet Forest, south-central Ethiopia. *Ecology and Evolution* 7, 3397–3405.
- Goodwin, S.E. y Shriver, W.G. (2011) Efectos del Ruido de Tráfico sobre los Patrones de Ocupación de Aves de Bosque. *Conservation Biology* 25, 406–411.
- Gould, S.F. and Mackey, B.G. (2015) Site vegetation characteristics are more important than landscape context in determining bird assemblages in revegetation. *Restoration Ecology* 23, 670–680.
- Greenlaw, S. Knowlton, S. Landis, C. Talucci, T. (2009) Biocultural Restoration in an Urban Watershed. En: [http://www.onondagaenvironmentalinstitute.org/Downloads/Biocultural\\_Restoration\\_Project.pdf](http://www.onondagaenvironmentalinstitute.org/Downloads/Biocultural_Restoration_Project.pdf)
- Guisan, A. y Zimmermann, N.E. (2000) Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135, 147–186.
- Guisan, A. y Thuiller, W. (2005) Predicting species distribution: offering more than simple habitat models, *Ecology Letters*, 8, pp. 993–1009.
- Gu, W. and Swihart, R.K. (2004) Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models. *Biological Conservation* 116, 195–203.
- Gutiérrez, A. (2006) Ecología de la interacción entre colibríes (Aves: Trochilidae) y plantas que polinizan en el bosque altoandino de Torca. *Master Thesis Universidad Nacional de Colombia*.
- Guttery, M.R. Ribic, C.A. Sample, D.W. Paulios, A. Trosen, C. Dadisman, J. Schneider, D. Horton, J.A. (2017) Scale-specific habitat relationships influence patch occupancy: defining neighborhoods to



- optimize the effectiveness of landscape-scale grassland bird conservation. *Landscape Ecology* 32, 515–529.
- Hadley, A.S. y Betts, M.G. (2009) Tropical deforestation alters hummingbird movement patterns. *Biology Letters* 5, 207–210.
- Hadley, A.S. Frey, S.J.K. Douglas, R.W. Betts, M.G. (2018) Tropical forest fragmentation limits pollination of a keystone understory herb, *Tropical forest fragmentation limits pollination of a keys*. 95, 2202–2212.
- Hall, L.S. Krausman, P.R. Morrison, M.L. (1997) The Habitat Concept and a Plea for Standard Terminology Linked references are available on JSTOR for this article : The habitat concept and a plea for standard terminology. *Wiley* 25, 173–182.
- He, F. Gaston, J.E. y Wu, J. (2002) On species occupancy-abundance models. *Écoscience* 9, 119–126.
- Hines, J.E. Nichols, J.D. Royle, J.A. MacKenzie, D.I. Gopalaswamy, A.M. Kumar, N.S. Karanth, K.U. (2010) Tigers on trails: Occupancy modeling for cluster sampling. *Ecological Applications* 20, 1456–1466.
- Holt, A.R. y Gaston, K.J. (2003) Interspecific abundance-occupancy relationships of British mammals and birds: Is it possible to explain the residual variation? *Global Ecology and Biogeography* 12, 37–46.
- Jones, J. (2001) Habitat Selection Studies in Avian Ecology: A Critical Review In addition, many nonhabitat-related phenomena influence habitat selection in birds. *Commentary The Auk* 118, 557–562.
- Johnson, D.S. Conn, P.B. Hooten, M.B. Ray, J.C. Pond, B.A. (2013) Spatial occupancy models for large data sets. *Ecology* 94, 801–808.
- Kaiser-Bunbury, C.N. Vázquez, D.P. Stang, M. Ghazoul, J. (2014) Determinants of the microstructure of plant-pollinator networks. *Ecology* 95, 3314–3324.
- Kendall, W.L. y White, G.C. (2009) A cautionary note on substituting spatial subunits for repeated temporal sampling in studies of site occupancy. *Journal of Applied Ecology* 46, 1182–1188.
- Kéry, M. Royle, J.A. Schmid, H. Schaub. M. Volet, B. Häfliger, G. Zbinden, N. (2010) Predicting species distributions from checklist data using site-occupancy models. *Journal of Biogeography* 37, 1851–1862.
- Krausman, P. R. (1999) Some Basic Principles of Habitat Use. In *Grazing Behavior of Livestock and Wildlife* Idaho Fore. (Launchbaugh K.L. et al., eds), pp. 86–90.
- Leibold, M.A. y Geddes, P. (2005) El concepto de nicho en las metacomunidades. *Ecologia Austral* 15, 117–129.
- Lindell, C.A. (2008) The value of animal behavior in evaluations of restoration success. *Restoration Ecology* 16, 197–203.

- Lindenmayer, D.B. Knight, N.J. Crane, M.J. Montage-Drake, R. Michael, D.R. MacGregor, C.I. (2010) What makes an effective restoration planting for woodland birds? *Biological Conservation* 143, 289–301.
- Lindig-Cisneros, R. y Schondube, J.E. (2015) Restauración de hábitat para colibríes en la zona arqueológica de Tzintzuntzan. In *Tzintzuntzan, el lugar de colibríes otra vez* (1st edn) (Brown, B., ed), pp. 20–27, ESTAMPAS.
- López-Barrera, F. Martínez-Garza, C. Ceccon, E. (2017) Ecología de la restauración en México: estado actual y perspectivas. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88, 97–112.
- MacGregor-Fors, I. Blanco-García, A. Lindig-Cisneros, R. (2010) Bird community shifts related to different forest restoration efforts: A case study from a managed habitat matrix in Mexico. *Ecological Engineering* 36, 1492–1496.
- MacKenzie D.I. Nichols J.D. Lachman G.B. Droege S. Royle J.A. y Langtimm C.A. (2002) Estimating Site Occupancy Rates When Detection Probabilities Are Less Than One *Ecology*, Vol. 83 (8), pp. 2248–2255.
- MacKenzie, D.I. y Bailey, L.L. (2003), Assessing the Fit of Site-Occupancy Models, *American Statistical Association and the International Biometric Society Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*, Vol. 9 (3), pp. 300–318.
- MacKenzie D.I. Nichols J.D. Hines J.E. Knutson M.G. Franklin A.B. (2003) Estimating Site Occupancy, Colonization, and Local Extinction When a Species Is Detected Imperfectly, *Ecology*, Vol. 84 (8), pp. 2200–2207.
- MacKenzie, D.I. y Bailey, L.L. (2004) Assessing the fit of site-occupancy models. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics* 9, 300–318.
- Mackenzie, D.I. (2005) Was It There? Dealing With Imperfect Detection for Species Presence / Absence Data. *Wildlife Research* 69, 65–74.
- Mackenzie, D.I. y Royle, J.A. (2005) Designing occupancy studies: General advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology* 42, 1105–1114.
- MacKenzie, D.I. Nichols, J. D. Royle, J. A. Pollock, K. H. Bailey, L. L. Hines, J.E. (2006) Occupancy Estimation and Modeling. *Occupancy Estimation and Modeling*, 1, 213.
- Majer, J.D. (2009) Animals in the restoration process - Progressing the trends. *Restoration Ecology* 17, 315–319.
- Mihaljevic, J.R. Joseph, M.B. Johnson, P.T. (2015) Using multispecies occupancy models to improve the characterization and understanding of metacommunity structure. *Ecology* 96, 1783–1792.

- Miller, J.R. y Cale, P. (2000) Behavioral Mechanisms and Habitat Use by Birds in a Fragmented Agricultural Landscape. *Ecological Applications*, 10, 1732–1748.
- Mitchell, S.C. y Lindström, J. (2005) Nordic Society Oikos How Useful Is the Concept of Habitat? *Wiley on behalf of the Ecological Society of America*, 110, 725–728.
- Martínez, N. (2010) Apuntes sobre modelación de nichos ecológicos. *Laboratorio de Evolución Molecular y Experimental, del Instituto de Ecología de la UNAM*.
- Morrison, E.B. y Lindell, C.A. (2011) Active or Passive Forest Restoration? Assessing Restoration Alternatives with Avian Foraging Behavior. *Restoration Ecology* 19, 170–177.
- Munro, N.T. Fischer, J. Barrett, G. Wood, J. Leavesley, A. Lindenmayer, D.B. (2011). Bird's Response to Revegetation of Different Structure and Floristics—Are “Restoration Plantings” Restoring Bird Communities?. *Restoration Ecology*, 19, 201, 223–235.
- Nabhan, G.P. Walker, D. & Moreno, A. M. (2010) Biocultural and Ecogastronomic Restoration: The Renewing America's Food Traditions Alliance. *Ecological Restoration* 28, 266–279.
- Navarro-Sigüenza, A.G. y Coro-Arizmendi, M. (2014) Biodiversidad de las aves en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85, 476–495.
- Nelson, K.S. Gray, E.M. Evans, J.R. (2011) Ecological Society of America Finding solutions for bird restoration and livestock management: comparing grazing exclusion levels. *Ecological Applications* 21, 547–554.
- Nichols, J.D. Hines J.E., Mackenzie D.I., Seamans M.E. y Gutiérrez R.J. (2008) Assessing ecological responses to environmental change using statistical models. *Journal of Applied Ecology* 45, 1321–1329.
- Nicholson, J.M. y Van Manen, F.T. (2009) Using occupancy models to determine mammalian responses to landscape changes. *Integrative zoology* 4, 232–239.
- O'Connell, A.F. Talancy, N.W., Bailey, L.L., Sauer, J.R., Cook, R. y Gilbert, A.T. (2006) Estimating Site Occupancy and Detection Probability Parameters for Meso- And Large Mammals in a Coastal Ecosystem. *The Journal of Wildlife Management* 70, 1625–1633.
- O'Connell, A. F. y Bailey, L.L. (2011) Chapter 11. Inference for Occupancy and Occupancy Dynamics. In *Camera Traps in Animal Ecology: Methods and Analyses*, (1st edn) (O'Connell, A.F. Nichols, J.D. y Karanth, K. U., ed), pp. 191–205, Springer.
- Ortiz-Pulido, R. y Vargas-Licona, G. (2008) Explorando la relación entre registros de colibríes y abundancia de flores con escalamiento espacio- temporal. *Ornitología Neotropical* 19, 473–483.
- Ortiz-Pulido, R. y Lara Rodríguez, C. (2012) Is energy in nectar a good predictor of hummingbird activity at landscape scale? *Italian Journal of Zoology* 79, 100–104.

- Quiñonez, A.S. y Hernández, F. (2017) Uso de hábitat y estado de conservación de las aves en el humedal El Paraíso, Lima, Perú. *Revista Peruana de Biología* 24, pp.175–186.
- Ralph, C.J. Droege, S. y Sauer, J.M. (1995) Managing and Monitoring Birds Using Point Counts: Standards and Applications, USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-149.
- Rathcke, B.J. y Jules, E.S. (1993) Habitat fragmentation and plant- pollinator interactions. *Current Science* 65, 273–277.
- Real Academia Española (2005) Hábitat. , *Diccionario Panhispánico de Dudas*. [Online]. Available: <http://lema.rae.es/dpd/srv/search?id=InKoqGoMpD6kmJ1HRJ>. [Accessed: 08-Nov-2018]
- Riddle, J.D. Mordecai, R.S. Pollock, K. H. y Simons, T. R. (2010) Effects of Prior Detections on Estimates of Detection Probability, Abundance, and Occupancy. *The Auk* 127, 94–99.
- Royle, J.A. (2006) Site occupancy models with heterogeneous detection probabilities. *Biometrics* 62, 97–102.
- Sack, C. (2015) A Landscape Neo- Baroque : Design as a Cultural Strategy for the Restoration of Urban Ecosystems. *Landscape Journal* 34, 57–78
- Santika, T. MacAlpine, C.A. Lunney, D. Wilson, K.A. Rhodes, J.R. (2014) Modelling species distributional shifts across broad spatial extents by linking dynamic occupancy models with public-based surveys. *Diversity and Distributions* 20, 786–796.
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2010) SEMARNAT. *Modulo de Consulta Temática, Dimensión Ambiental, Residuos Sólidos Urbanos*. En: [http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/%5Cnapproot/dgeia%7B\\_%7Dmce/%5Cnhtml/mce%7B\\_%7Dindex.html%7B#%7D](http://dgeiawf.semarnat.gob.mx:8080/%5Cnapproot/dgeia%7B_%7Dmce/%5Cnhtml/mce%7B_%7Dindex.html%7B#%7D)
- Sekercioglu, C.H. (2011) Functional extinctions of bird pollinators cause plant declines. *Science* 331, 1019–1020.
- Shake, C.S. Moorman, C.E. Riddle, J.D. y Burchell, M.R. (2012). Influence of Patch Size and Shape on Occupancy by Shrubland Birds. *The Condor* 114, 268–278.
- Sierra-Morales, P. Almazán-Núñez, R.C. Beltrán-Sánchez, E. Ríos-Muñoz, C.A. y Coro-Arizmendi, M. (2016). Distribución geográfica y hábitat de la familia Trochillidae ( Aves ) en el estado de Guerrero, México. *Revista de Biología Tropical* 64, 379–392.
- Sjögren-Gulve, P. y Hanski, I. (2000) Oikos Editorial Office Metapopulation Viability Analysis Using Occupancy Models Author ( s ): Per Sjögren-Gulve and Ilkka Hanski Source : *Ecological Bulletins* , No. 48 , The Use of Population Viability Analyses in Conservation Metapopulation. *Ecological Bulletins* 1, 53–71.

- Trama, F.A. (2005) Manejo Activo y Restauración del Humedal Palo Verde : Cambios en las Coberturas de Vegetación y Respuesta de las Aves Acuáticas. *Habitat*
- Tyre, A.J. Possingham, H.P y Lindenmayer, D.B. (2001) Inferring process from pattern: Can territory occupancy provide information about life history parameters? *Ecological Applications* 11, 1722–1737.
- Udvardy, M.F. (2018) Notes on the Ecological Concepts of Habitat , Biotope and Niche Published by : Wiley on behalf of the Ecological Society of America Wiley , Ecological Society of America.
- Volpe, N.L. Hadley, A.S. Robinson, W.D. Betts, M.G. (2014) Functional connectivity experiments reflect routine movement behavior of a tropical hummingbird species. *Wiley on behalf of the Ecological Society*, 24, 2122–2131. *Ecological Society of America* 40, 725–728.
- Webb, M.H. Wotherspoon, S. Stojanovic, D. Heinsohn, R. Cunningham, R. Bell, P. y Terauds, A. (2014) Location matters: Using spatially explicit occupancy models to predict the distribution of the highly mobile, endangered swift parrot. *Biological Conservation* 176, 99–108.
- Welsh, A.H. Lindenmayer, D.B., Donnelly, C.F. (2013) Fitting and Interpreting Occupancy Models. *PLoS ONE*, 8.
- Young, T.P. (2000) Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation* 92, 73–83.

### **Capítulo 3. Biocultural restoration of hummingbird habitat within an archaeological site: patch size effects**

Artículo requisito. Publicado en Ecological Restoration

Barajas-Arroyo M, B. Brown, J.L. Punzo, J.E. Schondube, I. MacGregor-Fors, R. Lindig-Cisneros.

2019. Biocultural Species Enhancement in the Archaeological Site of Tzintzuntzan the “Place of Hummingbirds”. Ecological Restoration 37:192-198.

#### **Abstract**

Ecological restoration within cultural sites is particularly challenging because restoration goals and preservation of cultural values need to be met simultaneously. One alternative is biocultural restoration, that aims to restore the ecological components while preserving, or restoring, the cultural components of the site, and the relationships between them. Biocultural restoration within archaeological protected sites can establish multiple connections among nature and culture, but is difficult because the need to preserve the archaeological remains. In order to restore habitat for hummingbirds within the Archaeological Site of Tzintzuntzan, Michoacán, México, the effect of resource-plant size (*Salvia fulgens*) on hummingbird visitation was studied. Tzintzuntzan is an onomatopoeic word meaning site of hummingbirds, and was the capital of the Tarascan empire at the arrival of the Europeans. Because of landscape degradation and few appropriate plant species within the site, hummingbirds are seldom seen. Patches of potted *Salvia fulgens* plants were temporarily placed within the site to test the feasibility of restoring habitat for hummingbirds. Five hummingbird species were observed, being the most abundant *Cynanthus latirostris*. At least 37 flowers must be present to attract *C. latirostris* to any given patch. Results showed the feasibility of attracting hummingbirds within the archaeological site, and a permanent hummingbird garden was established.

Key words: Avian conservation, biodiversity, bird communities, neotropics, nurse plant, *Lupinus elegans*.

## **Introduction**

Biodiversity is an essential element of cultural identity that relates to a sense of belonging and spirituality (Toledo, Boege, & Barrera-Bassols, 2010). Cosequence of the close relationship between biodiversity and cultural diversity, the latter has been deeply affected in recent decades by ecosystem degradation (Gómez, 1995; Vázquez-Karnstedt, 2011). In megadiverse and multicultural countries, such as Mexico (Toledo, 2015), restoring degraded ecosystems is particularly challenging because in many cases requires a dialog among stakeholders that do not necessarily share the same values (Lindig-Cisneros, 2010), and in others both natural and cultural elements need to be recovered. One alternative to close the gap among stakeholders are biocultural restoration projects. Biocultural restoration considers the interrelationships among cultural and biological diversity and uses simultaneously these to achieve the desired goals (Amo-Rodríguez, 2003; Vázquez-Karnstedt, 2011). One strategy is to focus on native species of cultural relevance, in México, hummingbird species fall within this category since precolumbian times, when these birds were associated with different deities related with warfare and the sun, such as Huitzilopochtli among the Mexicas. Furthermore, hummingbirds are a diverse group in México and play a key ecological role as pollinators (Arizmendi & Berlanga, 2014; Arizmendi et al. 2007; Frick et al., 2014). In some areas in Mexico hummingbirds are emblematic species, being this the case of Tzintzuntzan in the state of Michoacán, in Western Mexico. Tzintzuntzan is an onomatopoeic purepecha word (Ts'intsuntsani) meaning “place of hummingbirds”. At Tzintzuntzan, hummingbirds are rare because of lack of suitable habitat.

The main objective of this work was to determine the feasibility of creating habitat for hummingbirds within the archeological site at Tzintzuntzan by establishing a native species, *Salvia fulgens*. To achieve this objective, it was necessary to determine the floral density that allows for attracting hummingbirds. Restoring habitat within an archeological site is challenging because not only ecological constraints need to be addressed, but conservation needs and regulations on the cultural assets have to be considered, in fact they are more important than any ecological considerations. Therefore, any plantings need to address the very important issue that remains below the soil surface should not be damaged by root systems. Plant species need to have shallow root systems and good tolerance to drought, direct sun light and other environmental constraints. Also, plants need to be safe for visitors, in particular children.

## **Methods**

### *Species selection and propagation*

*Salvia fulgens* was chosen because this native species has a shallow root system (Figure 1), is used by hummingbirds in the region and tolerates harsh conditions. Propagation was carried out in two different stages. The first stage (2014-2015) plants were obtained vegetatively from individuals growing at the Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, of the Morelia Campus of the National Autonomous University of Mexico. Once enough plants were produced, to individuals were planted in a 200 liter container filled with a 1:1:1 mix of perlite, peat moss and local soil, for a total of 9 containers. Before the flowering season started (September), the containers were transported to the archeological site and placed as described below. The use of containers allowed to test the usefulness of this species without posing a risk to any remains within the site. Because vegetative propagation was not as efficient as expected, more plants were produced from seed for a second field season (2015-2016). A total of 150 seeds, without any pregerminative treatment, were germinated in trays filled with the growing mix already described. When plants were 15 cm tall or more, they were



transplanted to pots (20 litter) and four months later the tallest plants were used to plant 12 containers as already described. With these additional containers a total of 20 were used for the second field season. Nectar sugar concentration of the flowers, and important factor related with hummingbird use of floral resources (Wolf 1976) was measured with a refractometer.



Figura 1. Sistema radicular de *Salvia fulgens*.

### *Hummingbird observation*

Hummingbird activity was recorded following a modified version of the undefined radius counting method (Buckland, 2006; Ralph, Sauer, & Droege, 1995). The modification consisted en doubling the observation time from 15 to 30 minutes to increase the probability of observing bird activity. There were to field season one in 2015 and the other in 2016 during the flowering season of *Salvia fulgens* (October to March). For the first field season, four control sites were established within patches of natural vegetation containing one of the following species: *Erithryna coraloides*, *Leonotis nepetifolia* o *Loescelia mexicana*. Four *S. fulgens* patches were placed within the archeological site, each consisting on two containers. For the second field season, the observations were done on five *S. fulgens* patches consisting on four containers each, and only one control site was observed outside the archaeological site. For all hummingbird visits it was recorded the type of activity: eating, perching or confrontation with other individuals. Because to confrontation events were observed only feeding and perching were analyzed. Response variables were standarized to events/h. Explanatory variables were: number of

flowers, month and season (2014-2015 or 2015-2016). Statistical analyses were done with generalized linear models (Crawley 2007). Because of the distribution of the residuals, the parameters for the glm were the Poisson distribution and log link function. All analyses were done with R (R Development Core Team 2016).

### *Permanent hummingbird garden planting*

At the end of the second field season, a permanent hummingbird garden was established with the plants in an area within the archeological site. Hummingbird observation were made in this garden during the 2016-2017 flowering season. The area for the garden was chosen because no archeological remains were detected through ground penetrating radar, and also because of its location, far from other remains. Also, the location of the garden helps to limit visitor impact on an area where buried human remains are known to be present (Castro-Leal, 1986) serving a dual purpose of providing habitat for hummingbirds and protecting archaeological remains.

## **Results**

*Salvia* flowers had on average 29% sucrose (sucrose weight/total weight of solution), providing a good quality resource for hummingbirds. In the area, four resident hummingbird species were observed: *Saucerottia beryllina*, *Leucolia violiceps*, *Cynanthus latirostris*, *Lampornis clemenciae*, as well as one migratory species: *Selasphorus rufus*. From these, only one species visited the experimental *Salvia* patches, *Cynanthus latirostris*. The patches had on average 0.84 visits/hour for both flowering seasons. For visits, regardless of the type of activity, statistical analysis showed no effect of flowering season ( $\chi^2= 0.24$ , g.l. = 1, P = 0.62), but significant effects were detected for month ( $\chi^2= 12.44$ , g.l. = 3, P = 0.006) of the number of flowers per patch was detected (Figure 2;  $\chi^2= 7.82$ , g.l. = 1, P = 0.005).

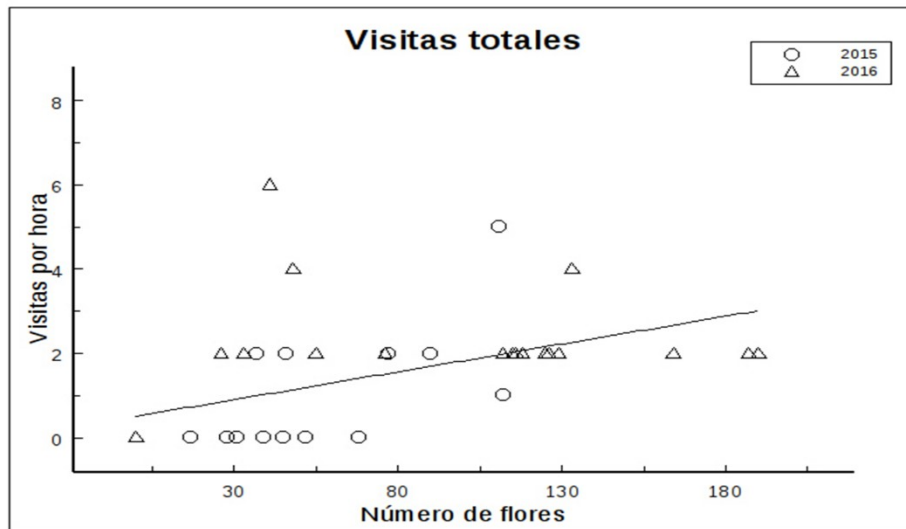


Figura 2. Visitas totales de colibríes a los manchones de salvia.

For feeding, no effect of the flowering season was detected ( $\chi^2 = 0.05$ , g.l. = 1,  $P = 0.82$ ), but differences were detected for monthly variation ( $\chi^2 = 11.04$ , g.l. = 3,  $P = 0.01$ ), and the number of flowers per patch (Figure 3;  $\chi^2 = 7.10$ , g.l. = 1,  $P = 0.008$ ).

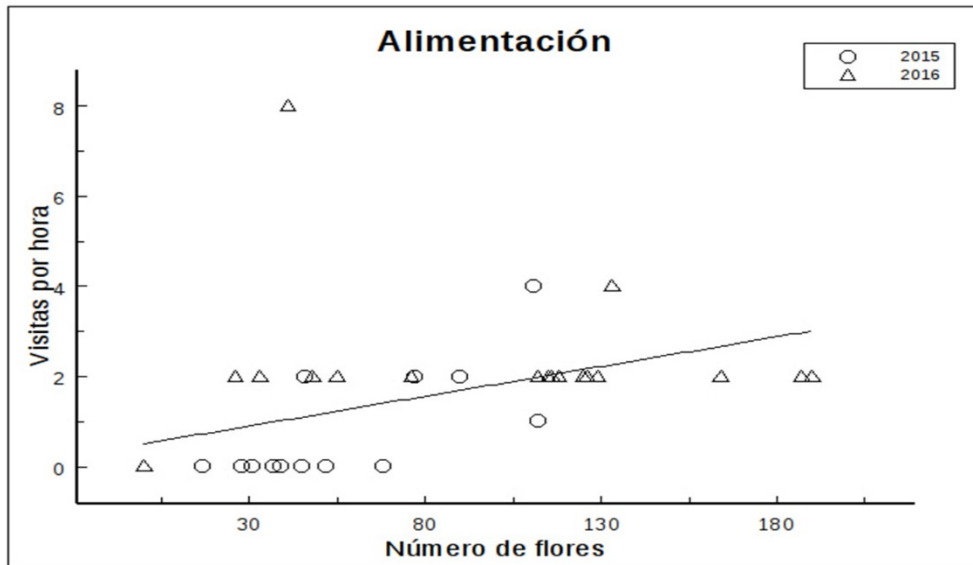


Figura 3. Forrajeo por hora a los parches de Salvia.

For perching activity, season was not significant ( $\chi^2 = 0.01$ , g.l. = 1,  $P = 0.90$ ), monthly variation was significant ( $\chi^2 = 11.6$ , g.l. = 3,  $P = 0.008$ ), and the number of flowers was marginally significant (Figure 4;  $\chi^2 = 3.40$ , g.l. = 1,  $P = 0.06$ ).

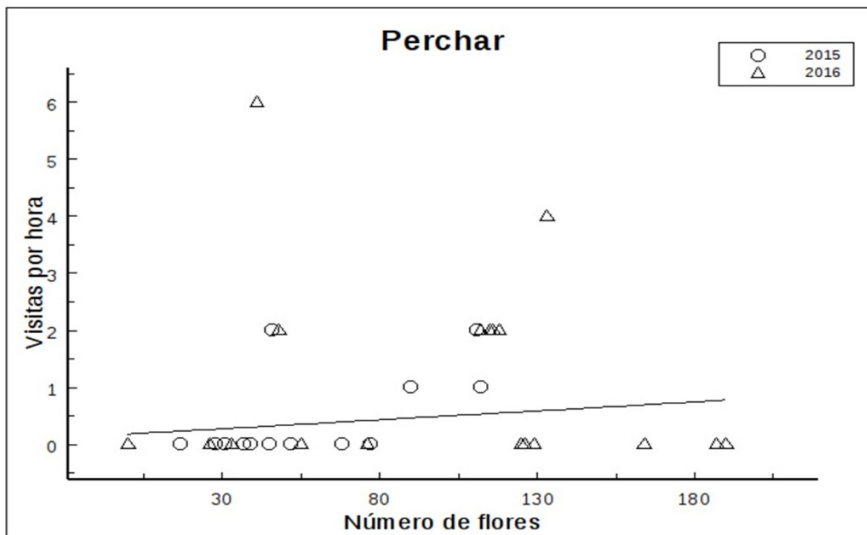


Figura 4. Actividad de percha de los colibríes en los parches de salvia.

### Hummingbird garden

The hummingbird garden (Figure 5) attracted a larger number of individuals than the experimental patches, during all observations periods between five and six individuals were present simultaneously. Two species were recorded, *Amazilia beryllina* y *Cyananthus latirostris*. Individuals of these species showed the whole range of behaviors, feeding, perching and several confrontations.



Figura 5. Jardín para colibríes en la Zona Arqueológica de Tzintzuntzan.

## Discussion

Our results show the feasibility of creating habitat for culturally important species within sites that challenge restoration practice because of ecological and cultural constraints. The selection of suitable species needs to meet requirements to overcome both type of constraints. In our case, *Salvia fulgens* was a good choice for several reasons. First it provides good quality resources for the target species, in our case hummingbirds, mean sugar concentration in our plants (29%) was slightly higher than the concentration found in other species of the same genus, that varies from 20 to 25% (Baker 1975, Bolten 1978, Roberts 1996).

Our results are consistent with the fact that hummingbird activity is related with the size of the resource patches (Jiménez, Negrete-Yankelevich, & Macías-Ordóñez, 2012; Stiles, 1975). This group of birds prefer patches with high floral densities that allow reducing the energetic cost of flying among flowers and therefore increases net energetic gain (Gass & Sutherland, 1985). In our trials, floral density was high enough to attract one hummingbird species to the archaeological site. One interesting fact is that it took the birds the first two months of the first field season to locate the new resource, but for the second season the patches were used since the beginning, explaining the significant effect of monthly variation. It was also possible to determine the minimum number of flowers per patch needed to attract hummingbirds to our site, being 37 flowers.

The experimental patches were able to attract only individuals of one species, *Cynanthus latirostris*. This is a trap liner species usually excluded from good quality patches by territorial species (Ewald & Bransfield, 1987), that usually require patches with at least 300 flowers to establish a territory (Kodric-Brown & Brown, 1978). High floral densities can be achieved by *S. fulgens*, we have recorded single individuals with more than 100 flowers under optimum conditions.

Hummingbird populations in the Tzintzuntzan region are suffering considerable habitat loss, reducing resource availability for resident and migratory species alike. Fewer birds causes that visitors to the archaeological site, and local residents, to have few or no contact with this emblematic group of birds that is part of the local cultural identity. By restoring natural spaces within the framework of biocultural restoration allows for habitat creation and reinforcing cultural identity. By doing so, values of nature and culture are reinforced, particularly in the historical context of archaeological sites. We propose that biocultural restoration should be promoted as a management paradigm of archaeological sites, because together with other means of outreach it is a powerful tool of environmental education that strengthens the identity forming processes of local communities.

## References

- Amo-Rodríguez, S., Ramos-Prado, J. M., & Romero, E. H. (2003). Congreso Internacional sobre Conservación Comunitaria en Latinoamérica: Innovaciones en la Investigación y en la Práctica La conservación comunitaria, la restauración, los recursos bioculturales y el diálogo de saberes. Un nuevo-viejo camino hacia la recuperación con dignidad del agro mexicano. In La conservación comunitaria, la restauración, los recursos bioculturales y el diálogo de saberes. Un nuevo-viejo camino hacia la recuperación con dignidad del agro mexicano (pp. 1–10).
- Arizmendi, M. del C., & Berlanga, H. (2014). *Colibríes de México y Norte América* (CONABIO). México.
- Arizmendi, M. del C., Constanza, M. S., Lourdes, J., Ivonne, F. M., & Edgar, L. S. (2007). Effect of the presence of nectar feeders on the breeding success of *Salvia mexicana* and *Salvia fulgens* in a suburban park near México City. *Biological Conservation*, *136*(1), 155–158.  
<http://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.11.016>
- Buckland, S. T. (2006). *Point Transect survey for songbirds: Robust methodologies*. *The Auk* (Vol. 123).
- Castro-Leal, M. (1986). Tzintzuntzan Capital de los Tarascos. Gobierno del Estado de Michoacán, Morelia.
- Ewald, Paul W. Bransfield, J. R. (1987). Territory quality and territorial behavior in two sympatric species of hummingbirds. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, *20*(4), 285–293.
- Frick, K. M., Ritchie, A. L., & Krauss, S. L. (2014). Field of Dreams: Restitution of Pollinator Services in Restored Bird-Pollinated Plant Populations. *Restoration Ecology*, *22*(6), 832–840.
- Gass, C. L., & Sutherland, G. D. (1985). Specialization by territorial hummingbirds on experimentally enriched patches of flowers: energetic profitability and learning. *Canadian Journal of Zoology*, *63*(9), 2125–2133. <http://doi.org/10.1139/z85-313>

- Gómez, B. C. (1995). Diversidad Biologica Conocimiento Local Y Desarrollo Benito. *Agricultura Y Sociedad*, 77(1), 127–146.
- Jiménez, L., Negrete-Yankelevich, S., & Macías-Ordóñez, R. (2012). Spatial association between floral resources and hummingbird activity in a Mexican tropical montane cloud forest. *Journal of Tropical Ecology*, 28(5), 497–506.
- Kodric-Brown, A., & Brown, J. H. (1978). Influence of Economics , Interspecific Competition , and Sexual Dimorphism on Territoriality of Migrant Rufous Hummingbirds Author ( s ): Astrid Kodric-Brown and James H . Brown Published by : Ecological Society of America INFLUENCE OF ECONOMICS , INTERSP. *Ecology*, 59(2), 285–296.
- Lindig-cisneros, R. (2010). Ecological Restoration in Mexico : Country. *Ecological Restoration*, 28(3), 232–233.
- Ralph, C. J., Sauer, J. R., & Droege, S. (1995). *Monitoring Bird Populations by Point Counts*. USDA Forest Service General Technical Report.
- SER, S. of E. R. (2004). *Principios de SER Internacional sobre la restauración ecológica* (Grupo de t). Tucson.
- Stiles, F. G. (1975). Ecology, flowering phenology and hummingbird pollination of some costa rican heliconia species. *Ecology*, 56(2), 285–301.
- Toledo, V. M., Boege, E., & Barrera-Bassols, N. (2010). The biocultural heritage of Mexico: An overview. *Langscape*, II(6), 6–13.
- Vázquez-Karnstedt, A. P. (2011). *SIGNIFICADO Y APROPIACIÓN DE RECURSOS BIOCULTURALES EN EL MUNICIPIO DE PAPANTLA , VERACRUZ : ESTRATEGIAS EN EL MUNICIPIO DE PAPANTLA , VERACRUZ : ESTRATEGIAS*. Universidad Veracruzana.



## Capítulo 4. Uso y ocupación del espacio por colibríes en un área de importancia biocultural, consecuencias para la restauración ecológica

### Resumen

**Introducción.** Urbanización y expansión agrícola son las principales causas de pérdida de hábitat para aves. De las cuales el grupo de los polinizadores puede ser altamente sensible a los disturbios de hábitat. El presente estudio se enfoca en el grupo de los colibríes, en un sitio donde poseen un papel importante en la cultura y tradición. Para lograr proponer estrategias de recuperación de hábitat de las especies de colibríes se plantea monitorear la preferencia de hábitat de las especies mediante modelos de ocupación. **Objetivos.** Determinar la probabilidad de ocupación, detección, y densidad de colibríes en diferentes tipos de hábitat en un paisaje biocultural. Detectar necesidades de restauración ecológica y manejo en función de los patrones observados. **Métodos.** Se establecieron de forma aleatoria en la micro-cuenca 39 puntos de conteo en los diferentes tipos de uso de suelo, se calculó la densidad de especies y la probabilidad de ocupación y detección utilizando los programas MuMIn y Unmarked en R. También se realizó una interpolación de los registros utilizando Kriging. **Resultados.** Se registraron siete especies de colibríes en el sitio; *C. latirostris* y *S. beryllina* son las más abundantes independientemente del tipo de uso de suelo, utilizan todo el paisaje pero lo hacen de forma diferente de acuerdo con sus hábitos de forrajeo. Especies territoriales como *B. leucotis* evitan espacios abiertos y prefieren el bosque. Las especies en general evitan los sitios en asentamientos humanos. Para algunas especies no fue posible calcular la probabilidad de ocupación debido al escaso número de registros. **Conclusiones.** Los modelos de ocupación y densidad permiten evaluar la distribución espacial de los colibríes a nivel de micro cuenca. En la que las especies de colibríes generalistas son abundantes independientemente del tipo de cobertura. Por su parte las especies territoriales muestran preferencia por el bosque y evitan asentamientos humanos, donde la probabilidad de ocupación y densidad en general es baja. Las especies presentes y la temporada del año determinan la probabilidad de ocupación y detección de las especies.

**Palabras clave:** Colibríes, ocupación, densidad, detección, distribución.

La pérdida y fragmentación del hábitat provocados por disturbios en el paisaje, como la urbanización y expansión agrícola, son las principales causas de los cambios en las comunidades de aves a nivel global (Sjögren-Gulve & Hanski, 2000; García-Moreno et al. 2007; Ortiz-Pulido & Vargas-Licona, 2008; Nelson et al. 2011; Guterry et al. 2016; Kaiser-Bunbury et al. 2017). Los efectos de estos disturbios son la disminución en la riqueza de especies y alteraciones en su distribución y abundancia (Fahrig, 2003; Frick et al. 2014). Estos factores de disturbio afectan su estado actual de conservación; en México aproximadamente el 33% del total de especies de aves registradas se encuentran en alguna categoría de riesgo (Navarro-Sigüenza et al. 2014). Ante esta situación, la restauración ecológica puede ser utilizada como herramienta para mitigar los impactos de la pérdida del hábitat de este grupo.

En las últimas décadas la fauna ha cobrado importancia en el desarrollo de investigación sobre restauración ecológica, aunque fundamentalmente para evaluar la efectividad de los procesos de restauración de la vegetación a largo plazo (Ortega-Álvarez & Lindig-Cisneros, 2012). En este sentido, las aves han tenido preferencia como especies focales, debido a que responden a los cambios de hábitat rápidamente (Brawley et al. 1998; Germaine & Germaine, 2002; Siegel et al. 2005; Renfrew et al. 2006; Gardali et al. 2006; Fletcher et al. 2007; Fink et al. 2009; MacGregor-Fors et al. 2010) y a la vez contribuyen a procesos clave para el funcionamiento de los ecosistemas como la dispersión de semillas y la polinización (Young, 2000; Acevedo, 2007; Lindell, 2008; Morrison et al. 2010; Sekercioglu, 2011). Además, debido a sus características, las aves pueden ser monitoreadas en áreas grandes a bajo costo y se puede recopilar información para varias especies en muchos tipos de hábitat (Gaines et al. 2007; Majer, 2009; Munro et al. 2011). Lo que proporciona información esencial para las actividades de manejo posteriores a la restauración.

Cuando el centro de atención de la restauración es la fauna, la finalidad principal es recrear y mantener las características que proveen recursos claves para la persistencia de las poblaciones. Entre las aves, de gran importancia para la restauración son las especies polinizadoras y dispersoras de semillas pues se sabe que las interacciones planta-polinizador, son una de las relaciones funcionales más importantes que aseguran el éxito de la restauración a largo plazo (Kearns et al. 1998; Dixon 2009; Potts, 2010; Menz, 2011; Cranmer et al. 2012; Kaiser-Bunbury et al. 2017). Sin embargo, éstas relaciones mutualistas no se restablecen por sí solas en comunidades vegetales degradadas, sino hasta que son cubiertos con especies que cumplen con los requerimientos de las especies polinizadoras

mediante la restauración de su hábitat (Cusser & Goodell, 2013), ya que se sabe que la restauración de la vegetación puede aumentar la afluencia de polinizadores y la diversidad de interacciones (Kaiser-Bunbury et al. 2017).

Entre las aves polinizadoras destacan los colibríes, que pueden verse negativamente afectadas por la pérdida de hábitat a causa de disturbios en el paisaje como la urbanización y expansión agrícola (Vargas-Licona 2008; Ortiz-Pulido & Lara-Rodríguez 2012; Sierra-Morales et al. 2016). En México, de las 58 especies de colibríes (Arizmendi & Berlanga, 2014), 20 se encuentran clasificadas en alguna categoría de riesgo en la Norma Oficial Mexicana-059 (SEMARNAT, 2010), lo que nos habla del estado de conservación actual de estas aves.

Los colibríes, además de ser los principales polinizadores de una gran variedad de plantas (Arizmendi & Berlanga, 2014), poseen valores simbólicos importantes para diferentes grupos humanos, tanto en nuestro país como en otras partes del mundo, por lo que han llegado a ser considerados como especies bioculturales; definidas como aquellas que poseen un valor ecológico (i.e. como dispersores de polen), económico (i.e. como especies que pueden atraer el turismo), cultural (i.e. por su representación en las obras de diferentes artesanos y artistas), así como un significado espiritual y simbólico que perdura por generaciones hasta la actualidad (Huitzilopochtli, colibrí zurdo, dios de la guerra en la cultura Azteca) (Nabhan et al. 2010; Amo-Rodríguez et al. 2013).

Un paso fundamental para generar conocimientos sobre el comportamiento y preferencias de hábitat de las especies de colibríes es evaluar su distribución espacial dentro del paisaje, lo que permite generar la información necesaria para desarrollar estrategias que puedan ser implementadas para la restauración de hábitat y para su conservación (Vargas & Rojas-Soto 2007; Richmond et al. 2010; Mota-Vargas & Rojas-Soto, 2012, Rivera-Rivera et al. 2012, Rivera-Ortíz et al. 2013; Sierra-Morales et al. 2016). A pesar de la importancia de los colibríes, son pocos los estudios sobre los patrones espaciales de ocupación de hábitat por colibríes en ecosistemas de afinidad templada en la zona tropical (Lara et al. 2012; Márquez-Luna 2014; Sierra-Morales et al. 2016). Lo que ha limitado la toma de decisiones para la conservación y manejo de su hábitat (Bonfil et al. 2015; Sierra-Morales et al. 2016). Así como la aplicación de medidas de restauración del hábitat para especies vulnerables o amenazadas.

Se sabe que la abundancia de las especies y su distribución en el paisaje están positivamente relacionadas (Brown, 1984; Gaston, 1996; Holt & Gastón, 2003; Freckleton et al. 2005). Las características del paisaje ejercen influencia en la estructura de las comunidades y en su nivel de ocupación en el hábitat (Gutzwiller et al. 2001); la disminución en la abundancia de especies tiende a

reflejarse en una disminución en el número de sitios que ocupan (Gaston et al. 2000). La distribución espacial, abundancia y densidad de las especies animales y vegetales ha sido por mucho tiempo un tema central en ecología (Nichols et al. 2008; Broms et al. 2014); gran parte de la investigación se ha enfocado en entender los factores que determinan la distribución de las especies en el tiempo y espacio (Mordecai et al. 2011; Coggins et al. 2014; Joseph et al. 2016), muchas veces a través de la modelación. En épocas recientes se han desarrollado modelos alrededor del concepto de ocupación. La ocupación depende de la densidad y distribución espacial de las especies (He et al. 2002; Holt et al. 2002; Gu & Swihart, 2003; Kendall et al. 2009). Este concepto es frecuentemente utilizado para modelar las relaciones de uso de hábitat, así como para entender tendencias en la distribución de las especies, ya que provee estimaciones no sesgadas de la variación que ocurre en las poblaciones en el tiempo y el espacio (Guillera-Arroita et al. 2011; Webb et al. 2014). También ha resultado útil para el monitoreo de la presencia de especies de fauna silvestre, ya que los datos de ocupación de sitios en un paisaje permiten obtener una estimación del estado actual y el cambio de las especies a través del tiempo, por ello representan una alternativa de monitoreo fácil y menos costosa (O’Connell et al. 2006). Monitorear la ocupación puede revelar cambios en el estado de las especies en áreas grandes y puede ser apropiado para especies que muestran amplias fluctuaciones poblacionales en periodos cortos de tiempo (MacKenzie et al. 2005), tal es el caso de los colibríes (Baltosser, 1989). Por lo tanto, para identificar las preferencias en el uso de hábitat de los colibríes se eligió utilizar los modelos de ocupación.

Los modelos de ocupación se basan en la probabilidad de que un sitio esté ocupado por una especie y ésta sea detectada en el mismo, y ayudan a evitar los sesgos en los muestreos producidos cuando una especie está presente en el sitio pero no fue detectada en el momento del muestreo (MacKenzie et al. 2002; Mackenzie & Royle, 2005; Guillera-Arroita et al. 2011), lo anterior se logra mediante múltiples visitas a los sitios de muestreo donde se colectan historias de detección, que consisten en registros de presencia (1) y ausencia (0) en cada uno (MacKenzie et al. 2002, 2006; Mackenzie & Royle, 2005; Guillera-Arroita, 2011; Welsh et al. 2013). Los modelos de ocupación y detección se enfocan en la inferencia acerca de la distribución de los individuos en el espacio (Hines et al. 2010). Éstos, en conjunto con la densidad, cuya estimación es un elemento determinante para la conservación de las especies (Órtega-Álvarez et al. 2020), permiten obtener información clave que permitirá obtener una visión sobre el estado actual de las poblaciones de colibríes en el sitio y posteriormente plantear acciones en pro de la conservación de estas especies. Por lo anterior, en este estudio se usaron modelos

de ocupación, complementados con análisis de densidad para obtener información sobre las especies de colibríes presentes en un sitio de importancia biocultural. Los objetivos del presente trabajo son los siguientes: a) determinar la probabilidad de ocupación, detección, así como la densidad de colibríes en diferentes tipos de hábitat en un paisaje de interés biocultural y, b) detectar necesidades de restauración ecológica y manejo en función de los patrones observados.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en el municipio de Tzintzuntzan, Michoacán, un sitio culturalmente importante por su historia de relación con estas aves desde épocas precolombinas donde habitan varias especies de colibríes residentes y migratorias que forman parte de la cultura del sitio, y que actualmente se enfrentan a la pérdida de hábitat por causas antropogénicas. Tzintzuntzan, se localiza en el margen oriente del Lago de Pátzcuaro, en donde se encuentra la zona arqueológica del mismo nombre que fue la capital de imperio Tarasco hasta la llegada de los españoles. Se localiza en la cercanía de las coordenadas 19°38'00" N y 101°35'00" W, a una altura de 2,050 metros sobre el nivel del mar. Limita al Norte con Quiroga; al Este con Morelia y Lagunillas; al Sur con Huiramba y Pátzcuaro; al Oeste con Pátzcuaro y Erongarícuaro. Tiene una superficie de 158.74 Km<sup>2</sup> y una población de 12,414 habitantes (INAFED, 2010).

Se delimitó un polígono en la micro-cuenca, donde se identificaron tres tipos de uso de suelo, (Fig. 2): zonas cubiertas por bosques de pino-encino, sitios agrícolas, y asentamientos humanos. En la figura los círculos negros representan los puntos de muestreo, 39 en total: 8 en los asentamientos humanos, 15 en zona agrícola y 16 en bosque. Con tres repeticiones de muestreo en cada temporada para cada punto.

Se colectaron datos durante dos años, en dos temporadas; invierno y lluvias. La actividad de campo se llevó a cabo desde el amanecer hasta cuatro horas después de acuerdo con la actividad general de las aves. En cada punto se realizaron observaciones con el método de puntos de conteo de radio indefinido con una duración de 10 minutos (Ralp et al. 1995; Royle & Nichols 2003; Buckland, 2006), a partir de las observaciones realizadas, se construyeron historias de detección para las especies, mismas que fueron utilizadas para modelar su ocupación en cada punto de muestreo de acuerdo con MacKenzie et al. (2002, 2006), para todas las especies de colibríes presentes en el sitio, detectadas de manera visual o auditiva.

Los datos obtenidos fueron analizados con el programa R (R Development Core Team 2016) con el paquete Unmarked (Fiske & Chandler 2011) que calcula la probabilidad de ocupación y la detección de especies, dadas por el valor de  $P$ , que va de 0 a 1. Se calculó la ocupación y detección para los diferentes tipos de cobertura, utilizando un modelo de multi-temporadas (MacKenzie et al. 2006), conjuntando las especies presentes en todas las temporadas. Posteriormente se realizaron los mismos análisis, esta vez separando las especies con mayor número de registros y las temporadas. Esto con la finalidad de observar la influencia de la temporada del año en la presencia de las especies.

De manera adicional, se hicieron modelos de interpolación que generan una superficie estimada a partir del conjunto de valores obtenidos en los puntos de muestreo, esto con el fin de representar gráficamente el número de observaciones esperadas en función de las observaciones en cada sitio por medio del paquete gstat (Pebesma, 2004) de R (R Core Team, 2018). Se determinó el mejor ajuste para el semivariograma que coincidió con un modelo esférico y se interpoló por medio de Kriging simple.

Comparamos las densidades de las especies de colibríes entre los usos del suelo (zonas de bosque, sitios agrícolas, asentamientos humanos) y las estaciones (invierno, verano) durante dos años consecutivos (2018-2019). Dado que *S. rufus* es una especie migratoria, únicamente estimamos sus densidades para el invierno. La estimación de la densidad (individuos/hectárea) la realizamos por medio de una aproximación de muestreo de distancias (Buckland et al. 2001), para lo cual medimos la distancia del observador (m) a cada uno de los individuos detectados en los puntos de conteo. Los análisis estadísticos los realizamos con el paquete “unmarked” (Fiske y Chandler 2011), implementado a través del lenguaje de programación estadístico R (R Core Team 2020). En lo particular, empleamos modelos mixtos multinomiales de Poisson (Royle et al. 2004), ya que permiten estimar de forma conjunta la probabilidad de detección de las especies y su densidad (Royle et al. 2004; Fiske y Chandler 2011; Chandler 2020). Para modelar las probabilidades de detección, utilizamos las funciones “half-normal” y “hazard-rate” (Chandler 2020). La densidad la estimamos en función del uso del suelo. La selección de los modelos la realizamos con base en el Criterio de Información de Akaike de segundo orden (AICc), así como en los pesos de Akaike ( $w$ ) asociados a cada modelo (Burnham y Anderson 2002). En caso de no obtener un modelo único claramente más informativo que el resto de los modelos considerados ( $\Delta AICc < 2$ ), ponderamos los valores estimados por todos los modelos de acuerdo con lo sugerido por Burnham y Anderson (2002). Además, excluimos aquellos modelos que presentaron errores estándar demasiado amplios ya que resultan en la estimación de parámetros poco confiables.

## RESULTADOS

Se registraron seis especies residentes de colibríes residentes en el sitio de estudio: *Saucerottia beryllina* (Deppe, 1830), *Leucolia voiliceps* (Gould, 1859), *Cyananthus latirostris* (Swainson, 1827), *Eugenes fulgens* (Swainson, 1827), *Basilinna leucotis* (Vieillot, 1818) y *Lampornis clemenciae* (Lesson 1829); y sólo una especie migratoria de invierno, *Selasphorus rufus* (Gmelin 1788). A continuación se muestran los registros totales de las especie más detectadas (Tabla 1).

Tabla 1. Registros totales de las especies por temporada y tipo de uso de suelo. I= Invierno, V= Verano.

Especie	Bosque				Agrícola				Asentamientos humanos			
	2018 I	2018 V	2019 I	2019 V	2018 I	2018 V	2019 I	2019 V	2018 I	2018 V	2019 I	2019 V
<i>S. beryllina</i>	15	50	5	35	7	33	5	28	0	9	2	15
<i>C. latirostris</i>	42	15	26	8	25	3	25	6	2	6	5	2
<i>S. rufus</i>	15	0	17	0	5	0	13	0	0	0	0	0
<i>B. leucotis</i>	9	5	18	40	0	0	0	2	0	0	0	0

Dado que no hubo suficientes registros, no nos fue posible estimar las densidades para *B. leucotis* y *S. beryllina* en verano 2018 e invierno 2019, respectivamente. La densidad de individuos fue analizada con el uso de suelo en diferentes modelos. Para los cuales la cobertura no tiene ningún efecto para determinar la densidad de individuos en esos sitios. En cambio el tipo de uso de suelo sí influye en la densidad de individuos (valor de Delta menor a 2), para especies como *C. latirostris* y *B. leucotis*, el cual se encuentra principalmente en sitios de bosque. *S. rufus*, que prefiere sitios de borde en bosque y agricultura (Fig. 3). Los modelos de densidad se calcularon también por especies para aquellas con mayor número de registros, las cuales se muestran en la tabla 2.

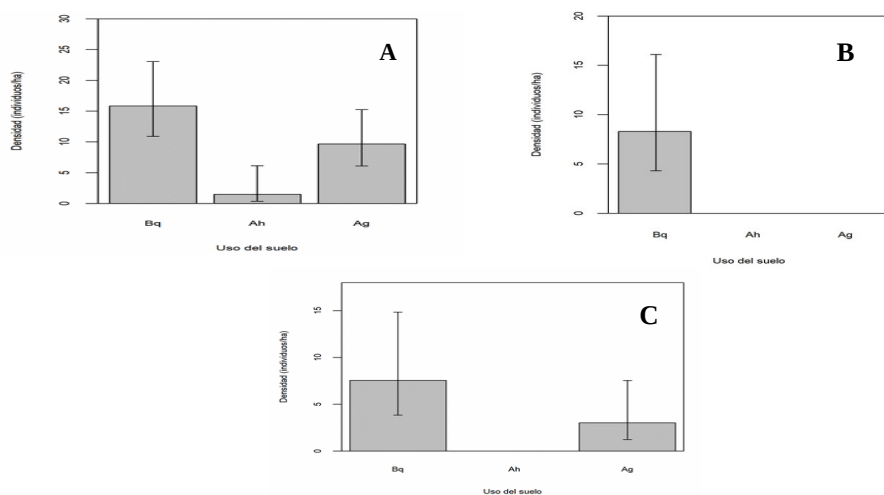


Figura 3. Densidad de individuos por hectárea, en comparación con el uso de suelo. A: *C. latirostris*, B: *B. leucotis*, C: *S. rufus*. Bq= Bosque, Ah= Asentamientos humanos, Ag= Agrícola.

Tabla 2. Densidad de individuos calculada por hectárea y tipo de uso de suelo para las especies con mayor número de registros en cada temporada. I= Invierno, V=Verano.

Densidad Estimada												
	Bosque				Agrícola				Asentamientos humanos			
Especie	2018 I	2018 V	2019 I	2019 V	2018 I	2018 V	2019 I	2019 V	2018 I	2018 V	2019 I	2019 V
<i>S. beryllina</i>	5.2	18.5	--	6.7	3.3	12.8	--	6.6	2.4	7	--	6.6
<i>C. latirostris</i>	15.8	4.3	10.3	6.1	9.6	3.1	7.4	5.3	1.5	4.7	10.9	5.2
<i>S. rufus</i>	7.5	---	5.8	---	3	---	5.4	---	---	---	---	---
<i>B. leucotis</i>	8.4	---	8.2	18.4	---	---	---	---	---	---	---	---

Para ilustrar el uso que hacen del paisaje las especies de colibríes en el sitio de estudio, se realizó una interpolación de los registros de las especies durante las cuatro temporadas utilizando Kriging simple. Cuando se consideran todas las especies (Fig. 4), podemos observar que el mayor número de registros se concentra en los sitios de bosque, en menor proporción en la zona agrícola y asentamientos humanos.



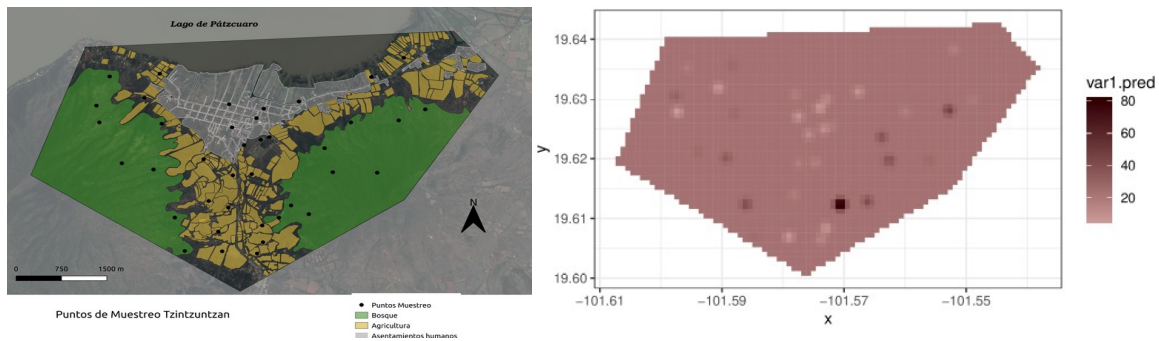


Figura 4. Interpolación de los registros para todas las especies de colibríes en la zona de estudio (Der). Principales tipos de uso de suelo y puntos de muestreo (Izq.).

Se modeló el uso del espacio para las cuatro especies con mayor número de registros (Fig. 5). Podemos observar que hay diferencias en el número de observaciones entre las especies, *C. latirostris* y *S. beryllina*, si bien usan la mayor parte de los sitios, lo hacen de forma diferente de acuerdo con sus hábitos de forrajeo y el tipo de comportamiento que exhiben; *C. latirostris* como forrajero y *S. beryllina* como territorial. Por su parte *B. leucotis* muestra una preferencia por sitios de bosque. Y finalmente, *S. rufus* se observó generalmente en zonas de borde entre bosque y zona agrícola o en claros del bosque.

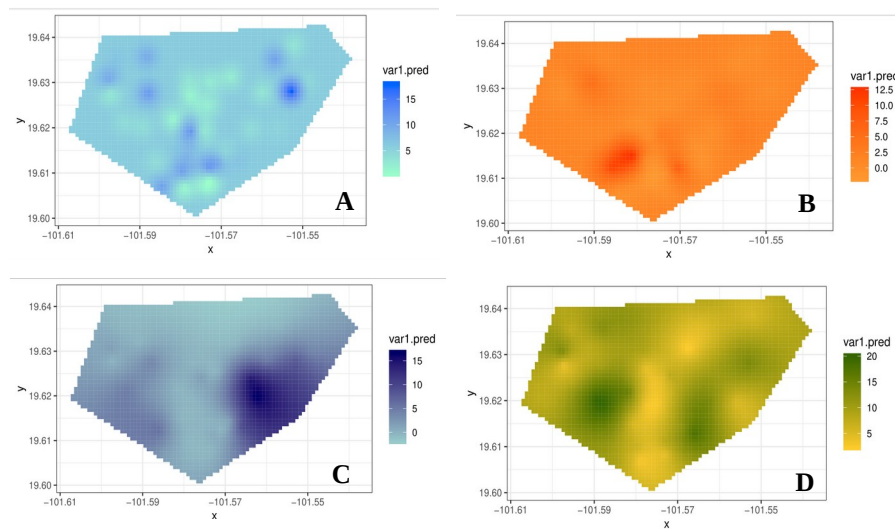


Figura 5. Interpolación de las especies con mayor número de registros. A= *C. latirostris*, B= *S. rufus*, C= *B. leucotis*, D= *S. beryllina*.

Especies como *B. leucotis* presentaron una alta probabilidad de ocupación en sitios de bosque, así mismo, especies como *C. latirostris* y *S. rufus* mostraron una mayor probabilidad de ocupación en este tipo de cobertura. Por otra parte, *S. beryllina* y *L. violiceps* se registraron con más frecuencia en

sitios agrícolas. Finalmente, *L. clemenciae* sólo se observó en sitios ubicados en asentamientos humanos.

En la temporada de invierno (2018), las especies con mayor probabilidad de ocupación y detección fueron: *C. latirostris* (Bosque: Ocupación = 1, Detección = 0.9, Agrícola: Ocupación = 0.9, Detección = 0.6, Asentamientos humanos: Ocupación = 0.9, Detección = 0.3) y *S. beryllina* (Bosque: Ocupación = 1, Detección = 0.9, Agrícola: Ocupación = 0.9, Detección = 0.6, Asentamientos humanos: Ocupación = 0.9, Detección = 0.3). Todas ellas tuvieron mayor probabilidad de ocupación en sitios de bosque, seguidos por agrícola y en menor medida en asentamientos humanos.

Durante la temporada de lluvias 2018, se registraron tres especies de colibríes; *S. beryllina* la cual tuvo el mayor número de registros independientemente del tipo de uso de suelo (Bosque: Ocupación = 0.7, Detección = 0.4, Agrícola: Ocupación = 0.5, Detección = 0.2, Asentamientos humanos: Ocupación = 0.9, Detección = 0.2). La segunda especie con mayor número de registros fue *C. latirostris* (Bosque: Ocupación = 0.7, Detección = 0.7, Agrícola: Ocupación = 0.2, Detección = 0.5, Asentamientos humanos: Ocupación = 0.2, Detección = 0.9). Las otras cuatro especies registradas en temporada de invierno estuvieron ausentes durante este periodo de muestreo.

En la temporada de invierno 2019, la especie con más probabilidad de ocupación y detección en todos los tipos de uso de suelo fue *C. latirostris* (Bosque: Ocupación = 0.9, Detección = 0.5, Agrícola: Ocupación = 0.9, Detección = 0.4, Asentamientos humanos: Ocupación = 0.9, Detección = 0.2). Por su parte *S. rufus* fue una de las especies con mayor probabilidad de ocupación en sitios de bosque (Bosque: Ocupación = 0.6, Detección = 0.4, Agrícola: Ocupación = 0.3, Detección = 0.4, Asentamientos humanos: Ocupación = 0.0001, Detección = 0.005), especie que solo estuvo presente en sitios de bosque y agrícolas.

En la segunda temporada de lluvias (2019), *S. beryllina* continuó como la especie con mayor probabilidad de ocupación y detección (Bosque: Ocupación = 0.9, Detección = 0.7, Agrícola: Ocupación = 0.9, Detección = 0.6, Asentamientos humanos: Ocupación = 0.9, Detección = 0.6). En esta temporada destacó *B. leucotis*, con un número alto de registros en sitios con cobertura de bosque (Bosque: Ocupación = 0.9, Detección = 0.7, Agrícola: Ocupación = 0.6, Detección = 0.3, Asentamientos humanos: Ocupación = 0.08, Detección =  $7 \times 10^{-5}$ ). En esta temporada también se tuvo un nuevo registro, de una especie que no se había detectado en el Tzintzuntzan a pesar de ser residente; *E. fulgens*, la cual se registró en sitios de bosque de encino.

Considerando los dos años de muestreo, destaca que la probabilidad de ocupación y detección totales fue alta en sitios de bosque y agricultura y se mantuvo constante en los dos años. Por otro lado, en los sitios de asentamientos humanos la probabilidad de ocupación es baja, y la detección lo fue aún más. Durante el segundo año de campo se observa una disminución general en la probabilidad general de ocupación y detección en asentamientos humanos en comparación con el primer año de muestreo (tabla 3).

**Tabla 3.** Probabilidades de ocupación (Ocu) y de detección (Det), por temporada para las cuatro especies más abundantes.

		Bosque		Agrícola		Asentamientos	
		Ocu	Det	Ocu	Det	Ocu	Det
Totales	Especies	0.9	0.9	0.8	0.7	0.9	0.3
Invierno 2018	<i>S. beryllina</i>	1	0.9	0.9	0.6	0.0004	0.007
	<i>C. latirostris</i>	0.9	0.8	0.9	0.7	0.9	0.2
Lluvias 2018	<i>S. beryllina</i>	0.7	0.4	0.5	0.2	0.9	0.2
	<i>C. latirostris</i>	0.7	0.7	0.2	0.5	0.2	0.9
Totales		0.9	0.9	0.8	0.7	0.6	0.6
Invierno 2019	<i>C. latirostris</i>	0.9	0.5	0.9	0.4	0.9	0.2
	<i>S. rufus</i>	0.6	0.4	0.3	0.3	0.0001	0.005
Lluvias 2019	<i>S. beryllina</i>	0.9	0.7	0.9	0.6	0.9	0.6
	<i>B. leucotis</i>	0.9	0.6	0.6	0.3	0.08	7E-05

Por su parte *C. latirostris* fue una de las especies con más registros en tres de las temporadas del muestreo.

En época de lluvias la especie con mayor probabilidad de ocupación y detección durante los dos años fue *S. beryllina*, es una especie que muestra un comportamiento tanto territorial como generalista,

ya que se encuentra en todos los sitios independientemente del tipo de uso de suelo, donde establece territorios e incluso puede llegar a ocupar también sitios en los asentamientos humanos.

## DISCUSIÓN

Los resultados de este estudio nos permiten dividir a las especies de colibríes registradas en tres grandes grupos, en primer lugar las que usan todo el paisaje: *S. beryllina* y *C. latirostris*, en segundo lugar las que muestran claras preferencias por determinado tipo de uso de suelo: *B. leucotis* y *S. rufus*, y por último las que son más difícil de observar en el sitio: *L. violiceps*, *E. fulgens* y *L. clemenciae*. Como se puede observar en los mapas de interpolación, cada especie exhibe un tipo de comportamiento, por ejemplo *S. beryllina* es una especie generalista que establece en sitios donde encuentra recursos (Arizmendi y Berlanga 2014). En cambio *C. latirostris* es una especie adaptable urbana que se puede observar forrajeando por todo el paisaje.

En las visitas de campo se pudo observar que *B. leucotis* presenta un comportamiento es más territorial aún que *B. beryllina* a la hora de defender el territorio donde se establece, lo que se ve reflejado en el área que ocupan ambas especies, las cuales son excluyentes. Eso puede ser explicado también por el hecho de que *B. leucotis* se comporta más como una especie evasora urbana ya que al parecer tolera menos el disturbio que *S. beryllina*, la cual puede considerarse como una especie adaptable urbana (Blair y Johnson 2008), ya que se encuentra en prácticamente todo el paisaje. Por su parte *S. rufus* generalmente se encuentra en zonas de borde entre bosque y zona agrícola o en claros del bosque donde encuentra recursos que le son atractivos, como *Loeselia mexicana*, la cual es abundante en época de invierno cuando esta especie está presente, además de otras especies efímeras que le pueden ser útiles a esta especie que puede usar recursos menos predecibles que otras.

Los resultados del presente estudio nos muestran que las especies de colibríes presentes y la temporada del año son determinantes para la probabilidad de ocupación y detección que se obtiene en los diferentes tipos de cobertura. Las especies territoriales como *S. beryllina* determinaran si otras especies de colibríes rutereros o *trapliners* como *C. latirostris* son detectadas en los sitios o no. Por otra parte, la temporada del año fue determinante para la probabilidad de que algunas especies sean detectadas con mayor frecuencia en los distintos tipos de uso de suelo, como el caso de *S. rufus* en invierno y *S.*

*beryllina* en temporada de lluvias. Lo que podría deberse a los cambios en la floración de las especies de las cuales se alimentan o a los requerimientos de hábitat para reproducción, lo que podría incidir en sus patrones de ocupación y detección.

*S. rufus* fue la única especie migratoria registrada durante el estudio. La probabilidad de ocupación para esta especie es mayor en sitios de bosque, lo que parecería discrepar con los hábitos conocidos para esta especie, sin embargo, su presencia se registró en áreas del bosque perturbados donde hay claros en la vegetación e incluso erosión del suelo, así como en zonas de borde entre bosque y agricultura, donde suelen ser abundantes flores de plantas como *Loescelia mexicana*, las cuales representan una fuente importante de recursos para los colibríes durante el invierno. Por otra parte, a pesar de preferir sitios con cierto grado de perturbación, *S. rufus* no se registró en los sitios ubicados en el área de asentamientos humanos.

Por su parte, *S. beryllina*, que es una especie muy territorial y abundante durante todo el año (Arizmendi y Berlanga 2014), presentó una alta probabilidad de ocupación y detección durante todo el muestreo, principalmente en las temporadas de lluvias, en las cuales su presencia era especialmente notoria en todo el sitio de estudio. Y debido a su comportamiento territorial ahuyentaba a otras especies como *C. latirostris*. Esta última es una especie generalista que presentó una alta probabilidad de ocupación independientemente del tipo de cobertura de los sitios. Sin embargo, la probabilidad de detectar a esta especie disminuyó en los sitios ubicados en asentamientos humanos.

Se corroboró que el tipo de uso de suelo tiene un papel importante para la presencia y riqueza de especies de colibríes (González-Moncada 2018). En Tzintuntzan, debido a factores como la presión antropogénica que existe; como la extracción ilegal de madera y la expansión tanto agrícola como urbana, las superficies de bosque no se encuentra en las mejores condiciones. Sin embargo, los sitios muestreados en este tipo de uso de suelo presentaron la más alta probabilidad de ocupación y detección de colibríes. Seguidos por los sitios agrícolas, en los cuales la presencia de los colibríes fue frecuente en las parcelas con cercas vivas hechas con árboles de colorín (*Erythrina coralloides*) y en zonas abiertas donde era frecuente encontrar abundantes flores de especies nativas como *Loescelia mexicana*. Por último, en los asentamientos humanos la probabilidad de ocupación y detección es baja para todas las especies, las cuales son difíciles de detectar, a menos que se encuentre cerca de sitios con flores. Las

cuales son principalmente de muérdago, o flores estacionales como *Leonotis nepetifolia*, donde se logró registrar especies como *S. beryllina* y *C. latirostris*.

Durante la temporada de invierno 2019, en uno de los sitios de asentamientos humanos, se registró una especie que a pesar de ser residente no suele ser común en el sitio, se trata de *L. clemenciae*, la cual fue observada en el sitio de la zona arqueológica de Tzintzuntzan, donde anteriormente se había establecido un jardín para colibríes.

Con base en lo anterior, se pueden proponer medidas de manejo y restauración enfocadas a crear condiciones para la presencia de colibríes en el área de interés. En particular es interesante notar que para casi todas las especies la probabilidad de ocupación suele ser mayor que la de detección. Éste sería un factor importante a considerar, ya que lo que se desea, al ser un sitio biocultural, es que las personas que lo visiten tengan la oportunidad de observar colibríes.

Por ejemplo, en uno de los sitios más emblemáticos que es la zona arqueológica, se podrían propiciar las condiciones que fomenten la ocupación del sitio para mejorar la probabilidad de detección como la presencia de plantas con flores en el sitio. En un estudio previo se creó un jardín para colibríes que brindaba recursos florales para estas aves que logró atraer a especies como *S. beryllina* y *C. latirostris* (Barajas-Arroyo *et al.* 2019), por lo que se sabe que es posible proporcionar espacios de forrajeo para los colibríes incluso en sitios de asentamientos humanos como éste. Lo que se podría replicar aunado a otras acciones de manejo complementarias en los otros tipos de uso de suelo en la zona.

Michoacán es un estado con alto grado de endemismo de aves, sin embargo, no cuenta con suficientes áreas de protección para la biodiversidad nativa. Además de presentar amenazas para la conservación como la alta producción de ganado y grandes superficies de cultivo, así como un alto grado de pobreza, que también podemos observar en Tzintzuntzan, el cual es un municipio con alto grado de marginación (SEDESOL 2014). Este estudio representa un aporte a las acciones de conservación que es necesario llevar a cabo en el sitio, así como una base para futuros estudios. Ya que es a nivel local donde se toman las decisiones, por lo que son importantes los estudios a escalas finas del paisaje, que permitan identificar las zonas donde las acciones de conservación y restauración son necesarias (López-Medellín *et al.* 2011).

## **Conclusiones**

- Los modelos de ocupación y densidad permiten evaluar la distribución espacial de los colibríes a nivel de micro cuenca.
- Las especies de colibríes generalistas son abundantes en la zona independientemente del tipo de cobertura.
- Las especies territoriales tienen mayor probabilidad de ocupación en sitios con cobertura de bosque.
- Los sitios en asentamientos humanos no fueron idóneos para especies migratorias ni para las especies locales en general.
- Existen especies que a pesar de ser residentes no son fácilmente detectadas en la zona.
- Las especies presentes y la temporada del año determinan la probabilidad de ocupación y detección de las especies. Las acciones de manejo que se implementen en el sitio serán determinantes para la prevalencia de las especies de colibríes.

## Literatura citada

- Acevedo, M.A. (2007). Bird Feeding Behavior as a Measure of Restoration Success in a Caribbean Forested Wetland. *Ornitología Neotropical* 18: 305–310.
- Amo-Rodríguez, S. Ramos-Prado, J. M. Hipólito-Romero, E. & Hernández-Ramírez, A. M. (2013). El manejo de recursos bioculturales: una propuesta para mantener y enriquecer el patrimonio natural y social de los pueblos indígenas. Conde Flores, A. (Ed.), *Naturaleza-Sociedad. Reflexiones desde la complejidad* (pp. 509–525). México: CIISDER.
- Arizmendi, M. del C., & Berlanga, H. (2014). Colibríes de México y Norte América (CONABIO). México.
- Baltosser, W.H. (1989). Nectar Availability and Habitat Selection by Hummingbirds in Guadalupe Canyon. *Wilson Bull*, 101(4), 559-578.
- Barajas-Arroyo M, B. Brown, J. L. Punzo, J. E. Schondube, I. MacGregor-Fors, R. Lindig-Cisneros. 2019. *Biocultural Species Enhancement in the Archaeological Site of Tzintzuntzan, the “Place of Hummingbirds”*. *Ecological Restoration* 37: 192-198.
- Barton, K. (2009) Mu-MIn: Multi-model inference. R Package Version 0.12.2/r18. <http://R-Forge.R-project.org/projects/mumin/>
- Bonfil, C. Fernández y Fernández, D. González-Espinoza, M. (2015). Un primer análisis de un estado actual de los estudios de restauración ecológica en México. En B. Brown (Coord.), *Tzintzuntzan, el lugar de colibríes otra vez*. Canadá: ESTAMPAS.
- Brawley, A.H. Warren, R.S. y Askins, R.A. (1998), Bird Use of Restoration and Reference Marshes Within the Barn Island Wildlife Management Area, Stonington, Connecticut, USA. *Environmental Management*, 22. 625-633.
- Broms, K.M. Johnson, D.S. Altwegg R. y Conquest, L.L. (2014). Spatial occupancy models applied to atlas data show Southern Ground Hornbills strongly depend on protected areas. *Ecological Applications*, 24 (2), 363-374.
- Brown, J.H. (1984). On the relationship between abundance and distribution of species. *The American Naturalist*, 124 (2), 255-279.
- Buckland, S.T.(2006). Point Transect Survey for Songbirds: robust methodologies. *The Auk* 123, 345-357.
- Cranmer, L. McCollin, D. y Ollerton, J. (2011). Landscape structure influences pollinator movements and directly affects plant reproductive success. *Oikos*, 121, 562-568.



- Coggins, L.G. Bacheler, N.M. y Gwinn, N.C. (2014). Occupancy Models for Monitoring Marine Fish: A Bayesian Hierarchical Approach to Model Imperfect Detection with a Novel Gear Combination. *PLoS ONE*, 9(9), 1-14.
- Cusser, S. y Goodell, A. (2013). Diversity and Distribution of Floral Resources Influence the Restoration of Plant–Pollinator Networks on a Reclaimed Strip Mine. *Restoration Ecology*, 21 (6), 713–721.
- Dixon, K.W. (2009). Pollination and Restoration, *Science*, 325, 571-572.
- Fahrig, L. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Ecology Evolution and Systematics*, 34(1), pp. 487–515.
- Fink, R.D, Lindell, C.A. Morrison, E.B. Zahawi, R.A. y Holl, C.D. (2009). Patch Size and Tree Species Influence the Number and Duration of Bird Visits in Forest Restoration Plots in Southern Costa Rica, *Restoration Ecology*. Vol. 17, No. 4, pp. 479–486.
- Fiske, I.J. y Chandler, R.B. (2011). unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance, *Journal of Statistical Software, American Statistical Association*, 43(10), 1-23.
- Fletcher, R. Cilimburg, A. y Hutto, R. (2007) Evaluating Habitat Restoration at O’Dell Creek Using Bird Communities: 2006 Report, *Avian Science Center, Division of Biological Sciences, University of Montana*, 1-35.
- Freckleton, R.P. Gill, J.A. Noble, D. Watkinson, A.R. (2005) Large-scale population dynamics, abundance–occupancy relationships and the scaling from local to regional population size, *Journal of Animal Ecology*, 74, pp. 353–364.
- Frick, K. M. Ritchie, A. L. & Krauss, S. L. (2014). Field of Dreams: Restitution of Pollinator Services in Restored Bird-Pollinated Plant Populations. *Restoration Ecology*, 22(6), pp. 832–840.
- Gardali, T. Holmes, A.L. Small, S.L. Nur, N. Geupel, G.R. Golet, G.H. (2006) Abundance Patterns of Landbirds in Restored and Remnant Riparian Forests on the Sacramento River, California, U.S.A. *Restoration Ecology*, Vol. 14, No. 3, pp. 391–403.
- Gaines, W.L. Haggard, M. Lehmkuhl, J.F. Lyons, A.L. y Harrod, R.J. (2007). Short-Term Response of Land Birds to Ponderosa Pine Restoration. *Restoration Ecology*, 15 (4), 670–678.
- García-Moreno, J. Clay, R.P. Ríos-Muñoz, C.A. (2007). The importance of birds for conservation in the Neotropical region. *J Ornithol*, 148(2). 321-326.

- Gaston, K.J. (2000). Abundance-occupancy relationships. *Journal of Applied Ecology*, 37 (1), 39-59.
- Gaston, K.J. (1996). The Multiple Forms of the Interspecific Abundance-Distribution Relationship. *Oikos*, 76 (2), 211-220.
- Gaston, K.J. Blackburn, T.M. Greenwood, J.D. Gregory, R.D. Quinn, R.M. Lawton, J.H. (2000). Abundance-occupancy relationships. *Journal of Applied Ecology*, 37, 39-59.
- Germaine, H.L. y Germaine S.S. (2002). Forest Restoration Treatment Effects on the Nesting Success of Western Bluebirds (*Sialia mexicana*). *Society for Ecological Restoration*. 10(2), 362-367.
- González-Moncada, A. (2018). *Distribución y riqueza espacial de colibríes con relación a coberturas y uso del suelo en la Región Andina*. Tesis. Universidad de la Salle. Bogotá, Colombia.
- Gu, W. y Swihart, R.K. (2004). Absent or undetected? Effects of non-detection of species occurrence on wildlife-habitat models. *Biological Conservation*, 116, 195-203.
- Guillera-Aroita, G. Morgan, B. J. T. Ridout, M. S. & Linkie, M. (2011). Species Occupancy Modeling for Detection Data Collected Along a Transect. *Journal of Agricultural, Biological and Environmental Statistics*, 16 (3), 301-317.
- Guterry, M.R. Ribic, C.A. Sample, D.W. Paulios, A. Trosen, C. Dadisman, J. Schneider, D. Horton, J.A. (2016). Scale-specific habitat relationships influence patch occupancy: defining neighborhoods to optimize the effectiveness of landscape-scale grassland bird conservation. *Landscape Ecology*, 1-15.
- He, F. Gaston, K.J. y Wu, J. (2002). On species occupancy-abundance models. *Écoscience*, 9 (1) : 119-126.
- Hines, J.E. Nichols, J.D. Royle, J.A. MacKenzie, D.I. Gopalaswami, A.M. Samba Cumar, N. Karanth, K.U. Tigers on trails: occupancy modeling for cluster sampling. *Ecological Applications*, 20(5), 1456-1466.
- Holt, A.R. Gastón, A.J. y He, F. (2002). Occupancy-abundance relationships and spatial distribution: A review. *Basic Appl. Ecol.* 3, 1-13.
- Holt, A.R. & Gaston, K.J. (2003). Interspecific abundance-occupancy relationships of British mammals and birds: is it possible to explain the residual variation? *Global Ecology & Biogeography*, 12, 37-46.
- INAFED. (2010). Enciclopedia de Los Municipios y Delegaciones de México. Estado de Michoacán de Ocampo. Recuperado el 23 de mayo de 2018 de: <http://siglo.inafed.gob.mx/enciclopedia/EMM16michoacan/municipios/16100a.html>.

- Jonhson, D.S. Conn, P.B. Hooten, M.B. Ray, J.C. Pond, B.A. (2013). Spatial occupancy models for large data sets. *Ecology*, 94(4), 801–808.
- Joseph, M.B. Preston, D.L. y Jonhson, P.T.J. (2016). Integrating occupancy models and structural equation models to understand species occurrence. *Ecology*. 97(3), 765–775.
- Kaiser, C.N. Mougat, J. Whittington, A. Valentin, T. Gabriel, R. Olesen, JM. y Blüthgen, N. (2017). Ecosystem restoration strengthens pollination network resilience and function. *Nature*, 542, 223-237.
- Kearns, C.A. Iouye, D.W. y Waser, N.M. (1998). Endangered Mutualisms: The Conservation of Plant-Pollinator Interaction. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, 29:83–112.
- Kendall, W.L. y White, G.C. (2009). A cautionary note on substituting spatial subunits for repeated temporal sampling in studies of site occupancy. *Journal of Applied Ecology*, 46, 1182–1188.
- Lara, R. P. Enríquez, P. L. Rangel-Salazar, J. L. Lara, C. & Martínez, I. M. (2012). Abundancia de colibríes y uso de flores en un bosque templado del sureste de México. *Revista de Biología Tropical*. 60 (4), 1621–1630.
- MacGregor-Fors, I. Blanco-García, A. y Lindig-Cisneros, R. (2010). Bird community shifts related to different forest restoration efforts: A case study from a managed habitat matrix in Mexico. *Ecological Engineering*, 36,1492–1496.
- MacKenzie, D. I. Nichols, J. D. Lachman, G. B. Droege, S., Royle, J. A. & Langhtimm, C. A. (2002). Estimating Site Occupancy Rates When Detection Probabilities Are Less Than One. *Ecology*, 83 (8), 2248–2255.
- MacKenzie, D.I. Nichols, J.D. Hines, J.E. Knutson, M.G. y Franklin, A.B. (2003). Estimating Site Occupancy, Colonization, and Local Extinction When a Species Is Detected Imperfectly. *Ecology*, 84, (8), 2200-2207.
- MacKenzie, D. I. Nichols, J. D. Royle, J. A. Pollock, K. H. Bailey, L. L. Hines, (2006). *Occupancy Estimation and Modeling*. *Occupancy Estimation and Modeling* 1ª Ed. Elsevier. USA.
- MacKenzie, D. I. & Royle, J. A. (2005). Designing occupancy studies: General advice and allocating survey effort. *Journal of Applied Ecology*, 42 (6),1105–1114.
- Majer, J.D. (2009). Animals in the Restoration Process—Progressing the Trends. *Restoration Ecology*,17(4), 315–319.
- Márquez-Luna, U. (2014). Efecto de la abundancia floral y la calidad del néctar en la conducta y tamaño de territorio en dos especies de colibríes. Universidad del Estado de Hidalgo.

- Menz, M.H.M. Phillips, R.D. Winfree, R. Kremen, C. Aizen, M.A. Johnson, S.D. Kingsley Dixon, K.W. (2011). Reconnecting plants and pollinators: challenges in the restoration of pollination mutualisms. *Trends in Plant Science*, 16, 4-12.
- Mordecai, R.S. Mattsson, B.J. Tzilcowski, C.J. Cooper, R.J. (2011). Addressing challenges when studying mobile or episodic species: hierarchical Bayes estimation of occupancy and use. *Journal of Applied Ecology*, 48, 56–66.
- Morrison, E.B. Lindell, C.A. Holl, K.D. Zahawi, R.A. Patch size effects on avian foraging behaviour: implications for tropical forest restoration design. *Journal of Applied Ecology*, 47, 130–138.
- Mota-Vargas, C. & Rojas-Soto, O. R. (2012). The importance of defining the geographic distribution of species for conservation: The case of the Bearded Wood-Partridge. *Journal for Nature Conservation*, 20(1), 10–17.
- Munro, N.T. Fischer, J. Barrett, G. Wood, J. Leavesley, A. Lindenmayer, D.B. (2011). Bird's Response to Revegetation of Different Structure and Floristics—Are “Restoration Plantings” Restoring Bird Communities?. *Restoration Ecology*, 19, 201, 223–235.
- Nabhan, G. P. Walker, D. & Moreno, A. M. (2010). Biocultural and Ecogastronomic Restoration: The Renewing America's Food Traditions Alliance. *Ecological Restoration* 28 (3). pp. 266–279.
- Navarro-Sigüenza, A. G., Rendón-Gallardo, M. F., Gordillo-Martínez, A., Townsend, A., & Sánchez-González, H. B. (2014). Biodiversidad de aves en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 85. pp. 476–495.
- Nicholson, J.M. VanManen, F.T. (2009). Using occupancy models to determine mammalian responses to landscape changes. *Integrative Zoology*, 4, 232–239.
- Nelson, K.S. Gray, E.M. Evans, J.R. (2011). Finding solutions for bird restoration and livestock management: comparing grazing exclusion levels. *Ecological Applications*, 21, 547-554.
- Nichols, J. D., Bailey, L. L. Talancy, N. W. Grant, E. H. C. Gilbert, A. T. & Hines, J. E. (2008). Assessing ecological responses to environmental change using statistical models. *Journal of Applied Ecology* 45. pp. 1321–1329.
- Lindell, C.A. (2008). The Value of Animal Behavior in Evaluations of Restoration Success. *Restoration Ecology*, 16, 197–203.
- López-Medellín, X. Navarro-Sigüenza, A. G. y Bocco, G. (2011). Human population, economic activities, and wild bird conservation in Mexico: factors influencing their relationships at two different geopolitical scales. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 82, 1267-1278.

- Ortega-Álvarez, R. Lindig-Cisneros, R. (2012). Feathering the Scene: The Effects of Ecological Restoration on Birds and the Role Birds Play in Evaluating Restoration Outcomes. *Ecological Restoration*, 30 (2), 116-127.
- O’Connell, A.F. Talancy, E.W. Bailey, L.L. Sauer, J.R. Cook, R. Gilbert, A.T. (2006). Estimating Site Occupancy and Detection Probability Parameters for Meso- and Large Mammals in a Coastal Ecosystem. *The Journal of Wildlife Management*, 70, 1625-1633.
- Ortiz-Pulido, R. Vargas-Licona, G. (2008). Explorando La relación entre registros de colibríes y abundancia de flores con escalamiento espacio-temporal. *Ornitología Neotropical*, 19,473–483.
- Partida, R.L. Enríquez, P.L. Rangel-Salazar, J.L. Lara, C. & Martínez, I. M. (2012). Abundancia de colibríes y uso de flores en un bosque templado del sureste de México. *Revista de Biología Tropical*, 60 (4),1621-1630.
- Pebesma, E.J., 2004. Multivariable geostatistics in S: the gstat package. *Computers & Geosciences*, 30: 683-691.
- Potts, S.G. Biesmeijer, J.C. Kremen, C. Neumann, P. Schweiger, O. Kunin, W.E. (2010).Global pollinator declines: trends, impacts and drivers. *Trends in Ecology and Evolution*, 25, 345-351.
- Ralph, C. J. Sauer, J. R. & Droege, S. (1995). Monitoring Bird Populations by Point Counts. *USDA Forest Service General Technical Report*.
- Renfrew, R.B. Jonhson, D.H. Lingle, G.R. Robinson, W.E. (2006). Avian Response to Meadow Restoration in the Central Great Plains. *USGS Northern Prairie Wildlife Research Center*, 236, 313-324.
- Richmond, O. M. W. Hines, J. E., Beissinger, S. R. & Hines, E. (2010). Two-species occupancy models: a new parameterization applied to co-occurrence of secretive rails. *Ecological Applications*, 20(7), 2036–2046.
- Rivera-Ortíz, F. A., Oyama, K., Ríos-Muñoz, C. A., Solórzano, S., Navarro-Sigüenza, A. G., & Del Coro Arizmendi, M. (2013). Habitat characterization and modeling of the potential distribution of the Military Macaw (*Ara militaris*) in Mexico. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 84(4), 1200–1215.
- Rivera-Rivera, E., Enríquez, P. L., Flamenco-Sandoval, A., & Rangel-Salazar, J. L. (2012). Ocupación y abundancia de aves rapaces nocturnas (*Strigidae*) en la Reserva de la Biosfera Selva El Ocote, Chiapas, México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 83(3), 742–752.
- Royle, J.A. y Nichols, J.D. (2003). Estimating Abundance from Repeated Presence–Absence Data or Point Counts. *Ecology*, 84(3), 777–790.

- Royle, J.A. (2006). Site Occupancy Models with Heterogeneous Detection Probabilities. *Biometrics*, 62, 97-102.
- Royle, J.A. (2006). Site Occupancy Models with Heterogeneous Detection Probabilities. *Biometrics* 62, 97–102.
- Sekercioglu, C.H. (2011). Functional Extinctions of Bird Pollinators Cause Plant Declines. *Science*, 331, 1019-1020.
- SEMARNAT, Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2010). Norma Oficial Mexicana, NOM-059. Protección ambiental-Especies nativas de México de flora y fauna silvestres-Categorías de riesgo y especificaciones para su inclusión, exclusión o cambio-Lista de especies en riesgo. Diario Oficial. México.
- Siegel, A. Hatfield, C. Hartman, J.M. (2005). Avian Response to Restoration of Urban Tidal Marshes in the Hackensack Meadowlands, New Jersey. *URBAN HABITATS*, 3, 87-116.
- Sierra-Morales, P., Almazán-Núñez, R. C., Beltrán-Sánchez, E., Ríos, C. A., & Arizmendi, M. del C. (2016). Distribución geográfica y hábitat de la familia Trochillidae (Aves) en el estado de Guerrero, México. *Revista de Biología Tropical*, 64(March), 379–392.
- Sjögren-Gulve, P., & Hanski, I. (2000). Metapopulation Viability Analysis Using Occupancy Models, The Use of Population Viability Analyses in Conservation Metapopulation. *Ecological Bulletins*, 1(48), 53–71.
- Tyre, A.J. Possingham, H.P y Lindenmayer, D.B. (2001). Inferring Process from Pattern: Can Territory Occupancy Provide Information about Life History Parameters?. *Ecological Applications*, 11(6), 1722–1737.
- Webb, H.W. Wotherspoon, S. Stojanovic, D. Heinsohn, R. Cunningham, R. Bell, P. Terauds, A. (2014). Location matters: Using spatially explicit occupancy models to predict the distribution of the highly mobile, endangered swift parrot. *Biological Conservation*, 176, 99–108.
- Welsh, A. H., Lindenmayer, D. B., & Donnelly, C. F. (2013). Fitting and Interpreting Occupancy Models. *PLoS ONE*, 8 (1), 1–21.
- White, G.C. 2017. Mark and Recapture Parameter Estimation, Colorado Estate University.
- Young, T.P. (2000). Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation*, 92, 73-83.

# Capítulo 5.- Cambio climático, Colibríes y la Identidad Cultural en la Cuenca del Lago de Pátzcuaro

## 1. Introducción

El cambio climático que en su magnitud actual es inducido por las actividades humanas está generando y generará aún más degradación de tierras y desertificación, lo que amenazará la seguridad alimentaria en diversas regiones del planeta (Shukla et al. 2019). Estos efectos alterarán las relaciones de las comunidades con su medio ambiente y en algunos casos pondrán en riesgo la supervivencia misma de culturas que dependen directamente de la tierra.

### *1.1. Medio ambiente e identidad cultural*

Todas las sociedades en el pasado y en el presente han generado signos y los códigos compartidos que les han permitido entender el mundo en que viven, esto especialmente en las sociedades tradicionales y no occidentales, a estas de poco o nada sirven las clasificaciones que hoy día podemos tener del clima y temperatura como datos aislados, los tipos de suelos, estos son los campos del científico o los complejos sistemas naturales y el balance entre estos parte del estudio de ecólogos, lo que es relevante, para estas sociedades, es como desde la experiencia y su repetición se crea un sistema particular de signos al nivel más inmediato, basta convivir y experimentar los tiempos de la siembra, las podas y deshierbes o la cosecha para entender los cambios, texturas y colores de la tierra desde un código distinto al científico, desde la propia experiencia y la memoria compartida con los demás. Así mismo, la forma de las nubes, los nombres que estas tienen o el color del cielo, dan cuenta del saber de los moradores del mundo, más preciso que el de los fenómenos generales desde la ciencia. Es claro que un saber desarrollado tan sistemático no puede tener solo su función en la utilidad práctica, sino que en el pensamiento de estos grupos se les declara útiles por qué primero se les conoce (Levi-Strauss 1964: 22-24). Esto no quiere decir que no sea importante el tomar los datos científicos sobre el medio y de los objetos que constituyen el mundo en este caso Purépecha del entorno de lago de Pátzcuaro, en el caso de esta investigación. Pero es fundamental el nunca perder de vista que ese morar del hombre y el

conocimiento a través de la experiencia es nuestra herramienta principal como para entender las identidades colectivas en el pasado y en el presente.

Estas premisas y forma de entender el mundo nos llevan de forma irremediable a buscar un camino metodológico y ontológico que nos permitan investigar esos mundos pasados y presentes. Primeramente, creo que es a través de la fenomenología, de la semiótica y especialmente de la ecosemiótica que podemos reconstruir esos mundos-de-la-vida pretéritos.

Entonces, tenemos un punto de partida y es que nosotros experimentamos y percibimos el mundo porque nosotros moramos en el mundo y estamos entreverados con él. Nosotros somos parte de él y él es parte de nosotros. Nuestra corporeidad en el mundo provee la pieza fundamental para nuestra descripción y relación con él (Tilley 2004: 2). Esto por supuesto nos lleva a construir una visión-de-mundo particular que provienen de la propia visión de la vida. Entonces la percepción del mundo y la visión-de-mundo Surgen irremediamente desde la reflexión inclusiva del estar-en humano (Heiddeger 1988: 5) y por tanto el paisaje y el medio se vuelven en partes fundamentales de nuestra identidad.

Así, desde esta perspectiva que es tanto subjetivista como objetivista es que cobran sentido ideas como la propuesta por el ecólogo estono Jakob von Uexküll, quien dice que todos los organismos vivos habitan sus propios mundos subjetivos, lo que él llama su Umwelt, el cual se encuentra limitado por las capacidades sensoriales de cada especie y por supuesto por su propia corporeidad. Es de esta forma que las conceptualizaciones de la naturaleza generan proposiciones "cuya verdad depende las creencias de los agentes" (Hornborg 2001: 75).

Entonces, partiendo de que nosotros vivimos en nuestro mundo alrededor, es evidente que la división entre naturaleza y cultura es desafortunada (Cfr. Descola 2001; Viveiros de Castro 2009; Ingold 2000 o Tilley 2004; entre muchos otros), ya que esta da por sentado una separación entre la naturaleza real y la cultura como imaginada, creada. En contraposición podemos ver que la manera de actuar en el medio es también la manera de percibirlo, siendo así que la división entre naturaleza y cultura es inexistente (Ingold 2000: 9). El ser humano habita mundos discursivos culturales, donde se construyen significados y se puede llegar a pensar en que el ser vive un paso afuera del mundo natural. Las



concepciones de la naturaleza son construidas socialmente y varían de acuerdo con determinaciones culturales e históricas (Descola 2001:101). Merleau-Ponty, nos dice a este respecto de forma sencilla “todo es cultural en nosotros y todo es natural en nosotros” (Merleau-Ponty, 2002: 253).

Estos mundos discursivos que construimos los humanos nos sirven para relacionarnos prácticamente con el entorno que nos rodea, es decir, cada grupo humano le otorga ciertas particularidades y acentúa ciertos rasgos de los elementos del mundo, lo que se refleja en sus cosmovisiones (visión del-mundo), relaciones sociales, rituales, etc.

El mundo alrededor del hombre lo podemos entender cómo –no solo el mundo de las personas- uno que está saturado de poderes de agencia e intenciones (Ingold 2000: 14). Los que nosotros hoy consideramos como organismos no vivientes como espíritus, monstruos, objetos, minerales, formas del paisaje o cualquier entidad en estos mundos puede estar dotada de propiedades definitorias como una conciencia, un alma, una capacidad de comunicarse mortalidad, la capacidad de crecer, una conducta social, un código moral, etc. (Descola 2001:101).

Esas son las formas en que el hombre desde su condición individual, como ente, conoce el mundo otorgándole una visión de la vida particular. Entonces la visión-de-mundo Surge a partir la reflexión del todo –del mundo alrededor y del estar-en del hombre-. Crecemos dentro de tal visión-de-mundo y gradualmente nos acostumbramos a ella. Nuestra visión-de-mundo está determinada por el ambiente, gente, raza, clase, religión, etc. Cada visión-de mundo por lo tanto es individualmente formada y determinada por el estar-en humano el cual está en cualquier momento particular dado más o menos explícitamente con cada estar-en semejante, en un tiempo dado. Por lo que, el estar-en humano, entendido como el Ser, y entonces la visión-de-mundo, están determinadas de un modo fáctico e histórico, lo que las hace susceptibles de estudio por parte de la arqueología y creo yo uno de los fines principales de esta.

## *1.2. Tzintzuntzan*

La ciudad prehispánica de Tzintzuntzan, ubicada en la rivera del lago de Pátzcuaro, fue sin lugar a dudas una de las poblaciones más importantes a la llegada de los españoles en el siglo XVI, siendo la capital del Señorío Tarasco, lugar desde donde se tomaban las más importantes decisiones políticas,

económicas y religiosas de un amplio territorio. Así como el lugar donde habitaron los Señores Uacúsechas, líderes de este importante señorío quienes a través de una dinastía hereditaria lo gobernaron. Tzintzuntzan funcionó como “capital del imperio y de la cuenca”, fue un sitio ritual-estatal, mercado regional y poseía una producción artesanal básica, ritual y de élite, conteniendo los espacios rituales más importantes y siendo la residencia real del Irecha (Pollard, 2009). La particularidad de la conquista de Michoacán, la cual fue pactada en su parte más importante, hizo de esta ciudad un lugar donde durante buena parte del siglo XVI convivieron la nobleza tarasca con los conquistadores españoles en el antiguo emplazamiento de la ciudad, hasta que esta fue trasladada hacia las partes bajas hacia finales del siglo XVI. La antigua ciudad de Tzintzuntzan se distribuye en amplias terrazas y grandes plataformas que se van acomodando en las laderas de los cerros Yarahuato y Tariaquere, sobre las que se desplantan relevantes estructuras arqueológicas, en una extensión estimada de 674 ha y una población que se calcula estuvo al momento de la llegada de los españoles en alrededor de 30,000 personas (Pollard, 2009).

En la actualidad Tzintzuntzan es un poblado de alrededor de 13,000 habitantes (INEGI, 2010) y es un destino turístico importante por la zona arqueológica y las festividades de día de muertos. La población está conformada tanto por personas de origen P’urhépecha y mestizos, aunque como la mayoría de las comunidades de la riera del Lago de Patzcuaro, Tzintzuntzan la identificación indígena de los pobladores y la conservación de la cultura P’urhépecha es patente.

### 1.3. Vegetación

La diversidad vegetal de Michoacán está determinada por su heterogeneidad geológica y climática. Los tipos de vegetación predominantes en el estado, de acuerdo con el número de especies que contienen, son el bosque tropical caducifolio (593, 70.2%), el bosque de coníferas (336, 39.8%) y el bosque de encinos (332, 39.3%) (Cué-Bär et al. 2006). El bosque de encino es una de las comunidades vegetales características de las zonas templadas en Michoacán. Se pueden encontrar compuestos por una sola especie o por varias, las más comunes son: *Abies*, *Alnus*, *Arbutus*, *Buddleia*, *Cercocarpus*, *Crataegus*, *Cupressus*, *Fraxinus*, *Garrya*, *Juglans*, *Juniperus*, *Pinus*, *Platanus*, *Populus*, *Prunus*, *Pseudotsuga* y *Salix*. Acompañados por familias de plantas vasculares que componen el sotobosque como: Compositae, Gramineae, Leguminosae, Labiatae, Euphorbiaceae, Rosaceae, Onagraceae,

Umbelliferae, Scrophulariaceae, Commelinaceae, Rubiaceae, Pteridaceae, Cyperaceae (Rzedowski 2006). En la cuenca del Lago de Patzcuaro, el bosque de encino es de los más explotados por sus habitantes, la extracción de madera de especies de *Quercus* es frecuente debido al uso que se le da para las estufas de leña y la fabricación de artesanías de barro. Por lo que los sitios cubiertos por este tipo de vegetación se encuentran degradados y cuentan con grandes espacios cubiertos por especies herbáceas y arbustivas, o con suelos degradados con cárcavas.

En la actualidad se pueden encontrar pocos elementos del bosque tropical caducifolio en la cuenca del Lago de Pátzcuaro. Sin embargo, es muy probable que el incremento de la temperatura por efecto del cambio climático global permitirá la expansión de algunos de los elementos de este tipo de vegetación a la cuenca, que ahora se encuentran ocupados por bosques de pino y encino, o campos agrícolas. Esto beneficiará a especies oportunistas que son resistentes a la perturbación y al fuego como *Acacia pennatula*, *Acaciella angustissima*, *Eysenhardtia polystachya*, *Opuntia* sp., *Tecoma stans*, entre otras. Como se ha observado que ocurre cuando el bosque de pino-encino que se encuentra cerca de este tipo de vegetación y es talado (Rzedowski et al. 2014).

Por otro lado, el matorral subtropical, que es una transición del BTC (Rzedowski et. al. 2014), también se encuentra presente en la cuenca del Lago de Pátzcuaro. Algunas de las especies del matorral subtropical son: *Acacia pennatula*, *Acaciella angustissima*, *Cestrum lanatum*, *Condalia velutina*, *Erythrina breviflora*, *Eysenhardtia polystachya*, *Forestiera phillyreoides*, *Montanoa grandiflora*, *Opuntia* sp., *Tecoma stans* y *Zanthoxylum affine*; a menudo incluyen asimismo una que otra planta arborescente de *Bursera cuneata*, *Cedrela dugesii*, *Ceiba aesculifolia*, *Euphorbia calyculata*, *Ipomoea murucoides*, *Prosopis laevigata* y *Yucca filifera* (Rzedowski 2006).

El clima es considerado uno de los principales factores que controlan la distribución geográfica de los diferentes tipos de vegetación. Sin embargo, debido al rápido aumento de la temperatura y a la alteración en los patrones de precipitación, se proyecta que el cambio climático tendrá serias repercusiones en la distribución y supervivencia de la vegetación, especialmente la arbórea donde ya se ha documentado la muerte masiva de varias poblaciones (Allen et al. 2010).

Estos cambios en el clima y los consecuentes cambios en los ecosistemas pueden tener un impacto importante en las poblaciones humanas, no solamente al afectar la provisión de servicios ecosistémicos de los que dependen, sino al poner en riesgo la cultura misma que depende, al menos en parte, de la relación con lo natural (Honty 2007, Ulloa et al. 2008).

## 2. Métodos

El sitio de estudio se encuentra en el estado de Michoacán, en la cuenca del Lago de Pátzcuaro (Fig. 1). Esta cuenca se encuentra localizada en la parte occidental de la República Mexicana, dentro de la cordillera volcánica transversal. Es una cuenca endorréica que se encuentra entre las coordenadas: 101° 25' y 101° 54' longitud oeste y 19° 25' y 19° 45' latitud norte. La altitud varía entre los 2037 a los 3420m. La cuenca se extiende a lo largo de casi 1000 km<sup>2</sup>. El embalse tiene un volumen aproximado de 505 millones de m<sup>3</sup> y una fluctuación media anual de 70 cm en su nivel (Amador, 2000).

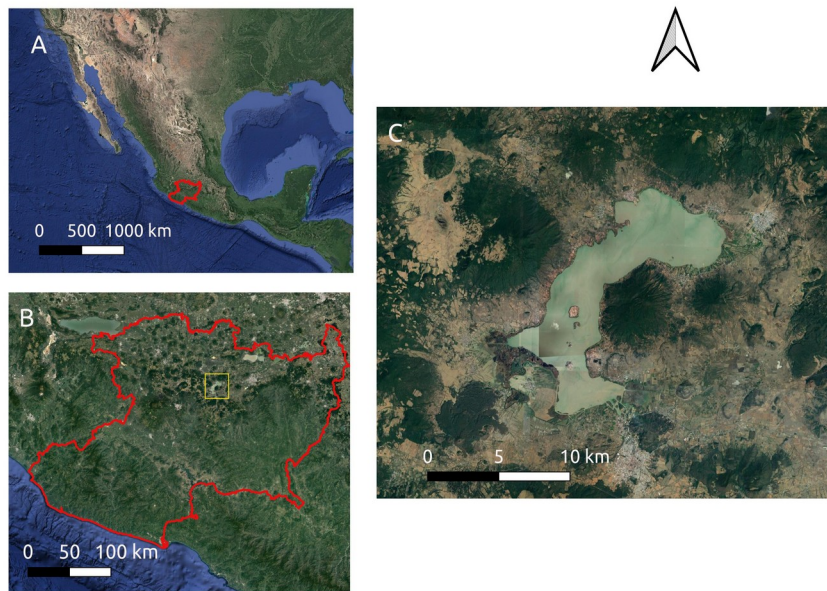


Figura 1. Ubicación del sitio de estudio en el Estado de Michoacán, México.

### 2.1 Modelación del cambio climático

Para proyectar cuáles son los cambios esperados por los efectos del cambio climático se usó el programa ClimateNA, versión 6.2 (disponible en <https://cfcg.forestry.ubc.ca/projects/climate-data/climatebcwna/>), de donde se obtuvieron los valores de dos de las variables bioclimáticas a las cuales responden/son susceptibles

las plantas (Castellanos-Acuña et al. 2018); la temperatura media del mes más frío (MCMT por sus siglas en inglés, “mean coldest month temperature”) y el índice de humedad-calor anual (AHI por sus siglas en inglés “annual heat-moisture index”), también conocido como el índice de aridez. Lo anterior tanto para el clima contemporáneo (1961-1990), que corresponde al periodo en el cual se establecieron los árboles que hoy en día son maduros, como para el clima futuro donde se usaron dos diferentes escenarios de concentración de gases de efecto invernadero (RCP); 8.5W/m<sup>2</sup> para el año 2025 y 4.5W/m<sup>2</sup> para el año 2050.

Las proyecciones del cambio climático se realizaron utilizando el ensamble de 15 modelos de circulación general, así como las siguientes categorías para las dos variables bioclimáticas consideradas:

1) MCMT se dividió en 10 bandas a intervalos de 3 °C; <2.8 °C, 2.8-5.6°, 5.6-8.4°, 8.4-11.2°, 11.2-14°, 14-16.8°, 16.8-19.6°, 19.6-22.4°, 22.4-25.2° y >25.2 °C.

2) AHM se dividió en siete bandas con intervalos de ancho variable; 0-20, 20-30, 30-45, 45-65, 65-95, 95-140 y > 140 °C/mm (valores más altos indican sitios más áridos). La representación cartográfica del cambio climático esperado se realizó usando el software libre de QGIS 3.10.1 utilizando el DATUM WGS84 y una resolución de píxel de ~400 m<sup>2</sup>.

### *2.3. Reconstrucción de la extensión del lago de Pátzcuaro y proyecciones a futuro*

La reconstrucción de la extensión del lago de Pátzcuaro se hizo en base a los estudios de O’Hara (1993) que establece las cotas altitudinales en las que se encontraba el lago a lo largo de los últimos 600 años, se generaron curvas de nivel a partir del modelo digital de elevación de INEGI para Pátzcuaro (E14A22) y Cherán (E14A21) cada 5 metros y a partir de ellas se determinó la extensión aproximada del lago para el año 1520. Para la batimetría del lago se utilizó el estudio de Chacón Torres et al. (1989), para lo cual se georreferenció el mapa publicado y se incorporó a un sistema de información geográfica (SIG), el cual se se elaboró en QGIS 3.8 (QGIS.org 2020).

## **3. Resultados**

### 3.1 Cambio climático

Como se puede apreciar en la Figura 2, el clima en la cuenca del Lago de Pátzcuaro será considerablemente más cálido y seco que en el presente. Para el año 2050, la parte más baja de la cuenca se encontrará bajo la influencia de un clima cálido con temperaturas mínimas entre los 14 y 16.8 grados y un índice de aridez entre 30 y 45 o más, que de acuerdo a la clasificación de ecorregiones de Nivel III (CEC, 1997) corresponde a altiplanicies semi áridas del sur (Southern Semi-Arid Highlands). Por lo tanto en función de las asociaciones de selva seca y matorral de los bosques de encino y pino-encino de la cuenca.

En cuanto al ambiente lacustre, el descenso del nivel del lago debido a los cambios en el clima, la cercanía de los 2045 m s.n.m. en el año 2050, la cercanía de la cota altitudinal de 2035 m s.n.m. causado que la línea de la rivera del lago se ubicará en la zona arqueológica (Fig. 3).

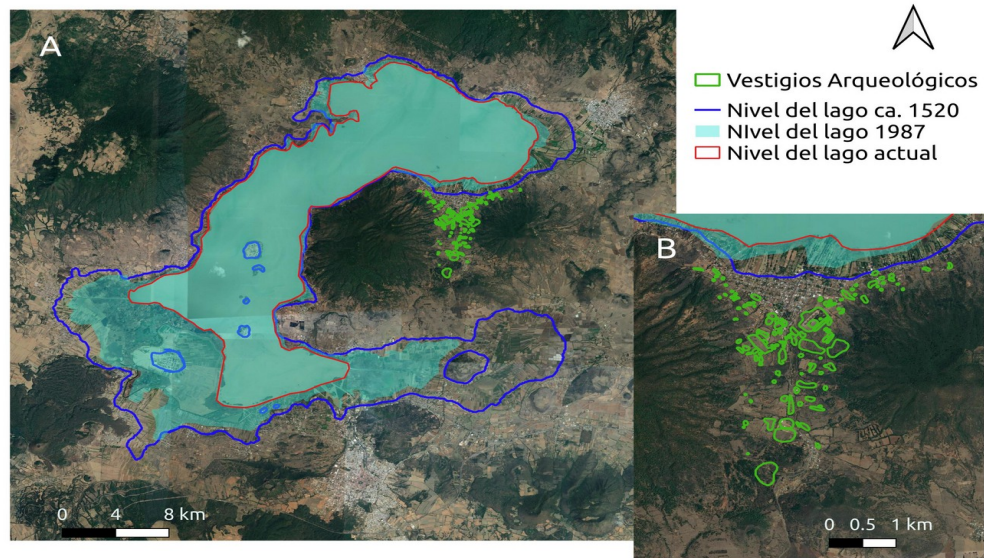
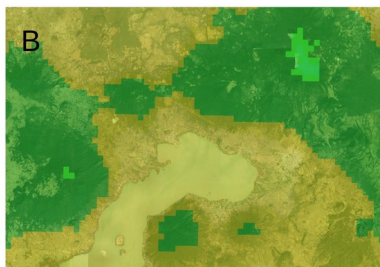
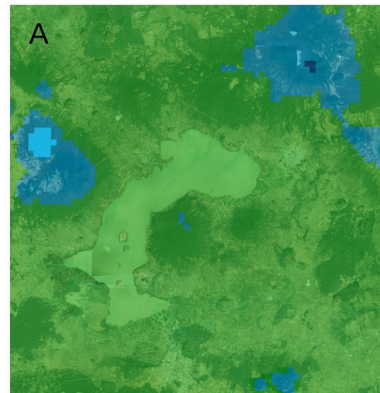


Figura 3. Cambios en la extensión del Lago de Pátzcuaro y la relación de la rivera con respecto a la población actual y a los vestigios arqueológicos de la capital del imperio Tarasco.

La pérdida de volumen del lago de Pátzcuaro y por lo tanto el receso de la orilla de su rivera es de esperarse que se acere como consecuencia del cambio climático, tanto por la reducción esperada en la precipitación pluvial con el incremento en la evaporación. Considerando la batimetría del lago (Fig. 4), en la cercanía de Tzintzuntzan se puede apreciar que una pérdida de uno a dos metros adicionales en el nivel de lago alejaría el borde entre 300 y 750 metros del actual.

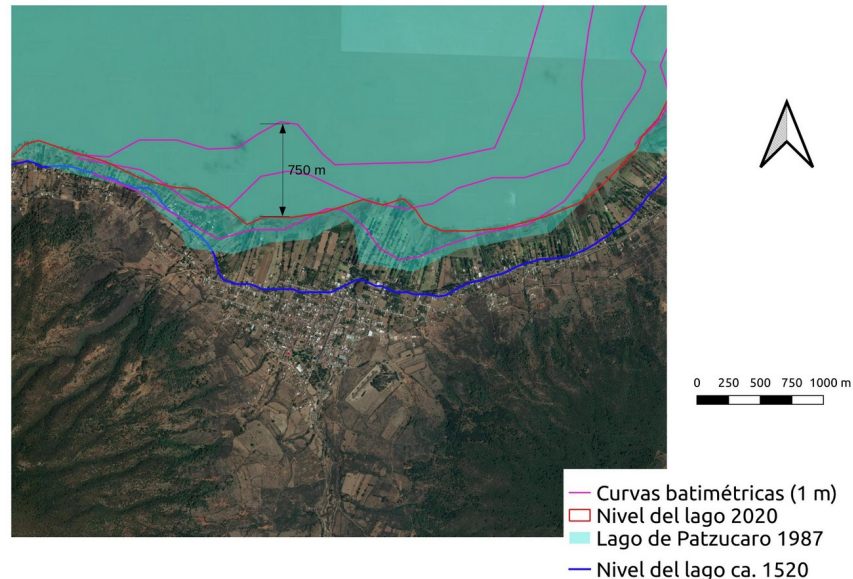


Figura 4. Posible efecto del cambio climático en la orilla del lago de Pátzcuaro en la cercanía de Tzintzuntzan, una pérdida de uno o dos metros en el nivel del lago alejaría la orilla entre 300 y 750 metros de la actual.

## Discusión

El deterioro del lago de Pátzcuaro y su cuenca en las últimas décadas ha generado una crisis que afecta diversos aspectos de la vida de los pobladores locales y que pone en riesgo a su cultura. Desde el punto de vista del ecosistema, la pérdida de volumen del lago, tanto por un descenso del nivel como por la acumulación de sedimento en el fondo, reduce el hábitat disponible. La alteración de los parámetros fisicoquímicos del agua también es un problema serio. Actualmente se encuentran en peligro de extinción dos especies acuáticas emblemáticas el pescado blanco (*Chirostoma estor*) y el achoque (*Ambystoma dumerilii*) además de que el resto del ecosistema acuático se encuentra amenazado por la introducción de especies exóticas como la carpa (*Cyprinius carpio*), que alteran la dinámica trófica del ecosistema (Huerto-Delgadillo et al. 2011). Todo lo anterior afecta a las comunidades ribereñas, por ejemplo, Vargas y Guzmán Ramírez (2009) concluyen que: “El manejo comunitario de los recursos

pesqueros, parte de las tradiciones culturales de los pueblos P'urhépecha de la ribera del lago, ya no tiene forma de seguir manteniendo una economía extractiva regulada por el arreglo institucional local, el cual se encuentra fuertemente presionado por el entorno económico y por estrategias económicas emergentes entre los pescadores”. Lo que habla de la desaparición de las formas tradicionales de organización y de una cultura asociada a la actividad pesquera. Es de esperarse que esta actividad se vea aun más amenazada ante las consecuencias del cambio climático o que incluso desaparezca por completo.

En términos de los ecosistemas terrestres de la cuenca, los cambios en el clima gradualmente generarán mayor estrés en la vegetación, impidiendo la supervivencia de los individuos de las especies adaptadas a climas templados, con excepción de las partes más altas de las montañas en donde el clima propicio se mantiene. En el rango altitudinal en donde especies de selva seca y matorral subtropical encontrarán en el futuro clima propicio para su establecimiento y persistencia, no hay garantía de que se desarrolle una comunidad vegetal diversa. Lo anterior porque los procesos de dispersión de las semillas de las plantas pueden estar limitados por diversos factores, entre ellos la distancia y la fragmentación del paisaje. Considerando a los colibríes como ejemplo de las consecuencias que tendrá en la fauna el cambio climático, es de esperarse que este grupo no desaparezca de la cuenca, aunque varias de las especies presentes actualmente verán muy limitado su hábitat lo que podría causar su extinción local (Hadley 2009). Otras especies podrían arribar como el análisis presentado sugiere, pero sólo si se establecen las especies vegetales de las que dependen para su alimentación y otros requerimientos de hábitat. Es difícil saber como estos cambios afectarán a la cultura de los pueblos P'urhépechas de la rivera.



## Literatura citada

- Allen, C. D., Macalady, A. K., Chenchouni, H., Bachelet, D., McDowell, N., Vennetier, M., Kizberger, T., Rigling, A., Breshears, D. D., Hogg, E. H., González, P., Fensham, R., Zhang, Z., Castro, J., Demidova, N., Lim, J. H., Allard, G., Running, S. W., Semerci, A., and Cobb, N. 2010. A global overview of drought and heat-induced tree mortality reveals emerging climate change risks for forests. *Forest Ecology and Management*, 259(4), 660–684.
- Arizmendi, M. del C., & Berlanga, H. (2014). *Colibríes de México y Norte América (CONABIO)*. México.
- Castellanos-Acuña, D., Vance-Borland, K. W., Clair, J. B. S., Hamann, A., López-Upton, J., Gómez-Pineda, E., Ortega-Rodríguez, J.M. and Sáenz-Romero, C. (2018). Climate-based seed zones for Mexico: guiding reforestation under observed and projected climate change. *New forests*, 49(3), 297-309.
- CEC. 1997. *ECOLOGICAL REGIONS OF NORTH AMERICA; Toward a Common Perspective*. Commission for Environmental Cooperation. Canada.
- Chacon Torres A., L. G. Ross y M. C. M. Beveridge. 1989. Lake Patzcuaro, Mexico: results of a new morphometric study and its implications for productivity assessments. *Hydrobiologia* 184: 125-132.
- Cué Bár, E. M. Villaseñor, J. L. Arredondo-Amezcu, L. Cornejo-Tenorio, G. Ibarra Manríquez, G. (2006). La flora arbórea de Michoacán, México. *Boletín de la Sociedad Botánica de México*, 78, pp. 47-81.
- Hadley, A.S. and Betts, M.G. (2009) Tropical deforestation alters hummingbird movement patterns. *Biology Letters* 5, 207–210.
- Honty, G. (2007). *Cambio Climático en América Latina*, Centro Latino Americano de Ecología social.
- Huerta Delgadillo, R.I., S. Vargas Velázquez, C.F. Ortiz Paniagua. 2011. *Estudio Ecosistémico del Lago de Patzcuaro*. Mexicano de Tecnología del Agua, Universidad Autónoma del Estado de Morelos, Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. 304 p.
- INEGI. 2010. *Censo Nacional de Población y Vivienda 2010*.
- O'Hara, S.L. 1993. Historical Evidence of Fluctuations in the Level of Lake Pátzcuaro, Michoacán, México over the Last 600 Years. *The Geographical Journal* 159: 51-62.

- P.R. Shukla, J. Skea, R. Slade, R. van Diemen, E. Haughey, J. Malley, M. Pathak, J. Portugal Pereira. 2019. Technical Summary. En: Climate Change and Land: an IPCC special report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems. In press.
- Pollard, H. 2009. Un modelo para el surgimiento del Estado tarasco. In Las sociedades complejas del Occidente de México en el mundo mesoamericano, edited by Eduardo Williams and Rodrigo Esparza, pp. 225–253. El Colegio de Michoacán, Zamora.
- QGIS.org (2020). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.org>
- Rzedowski, J. Zamudio, S. Calderón de Rzedowski, G. y Paizanni, A. (2014). Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes, Fascículo complementario XXIX. El Bosque Tropical Caducifolio en la Cuenca Lacustre de Pátzcuaro (Michoacán, México), Instituto de Ecología, A.C., Centro Regional del Bajío Pátzcuaro, Michoacán, México.
- Rzedowski, J., 2006. Vegetación de México 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.
- Sergio Vargas y Nohora Beatriz Guzmán Ramírez (2009). Deterioro de la cuenca del lago de Patzcuaro cambios en la identidad étnica p'urhépech. XXVII Congreso de la Asociación Latinoamericana de Sociología. VIII Jornadas de Sociología de la Universidad de Buenos Aires. Asociación Latinoamericana de Sociología, Buenos Aires.
- Ulloa, A. Escobar, E.M. Donato, L.M. y Escobar, P. (eds). 2008. Mujeres indígenas y cambio climático. Perspectivas latinoamericanas. UNAL-Fundación Natura de Colombia-UNODC. Bogotá.

## Capítulo 6. Propuestas de manejo y restauración en Tzintzuntzan

### Introducción

La restauración en México se enfrenta frecuentemente a la necesidad de satisfacer objetivos ecológicos y sociales a la hora de restaurar un sitio, debido a que los ecosistemas degradados se encuentran casi invariablemente embebidos en una dimensión social (Amo-Rodríguez et al. 2013). Tal es el caso de Tzintzuntzan, que posee un contexto social y arqueológico, al ser la antigua capital de un imperio prehispánico. Que actualmente se enfrenta al expansión urbana y a la pérdida de diversidad, en particular de especies de colibríes. De las que, por su distribución, deberían habitar 14 en el sitio, pero actualmente el número de especies se encuentra reducido a la mitad. Por lo que se vuelve de gran importancia restaurar el hábitat de estas especies para su número no siga disminuyendo, y que las especies ausentes puedan regresar al encontrar las condiciones de hábitat adecuadas en el sitio.

En este segmento se realizó una clasificación de los tipos de uso de suelo del municipio de Tzintzuntzan, para proponer acciones de manejo y restauración que ayuden a recuperar el hábitat de los colibríes a la vez que se conserva el patrimonio arqueológico, el cual es de suma importancia en el municipio, ya que conserva dos sitios arqueológicos donde hay pirámides abiertas al público.

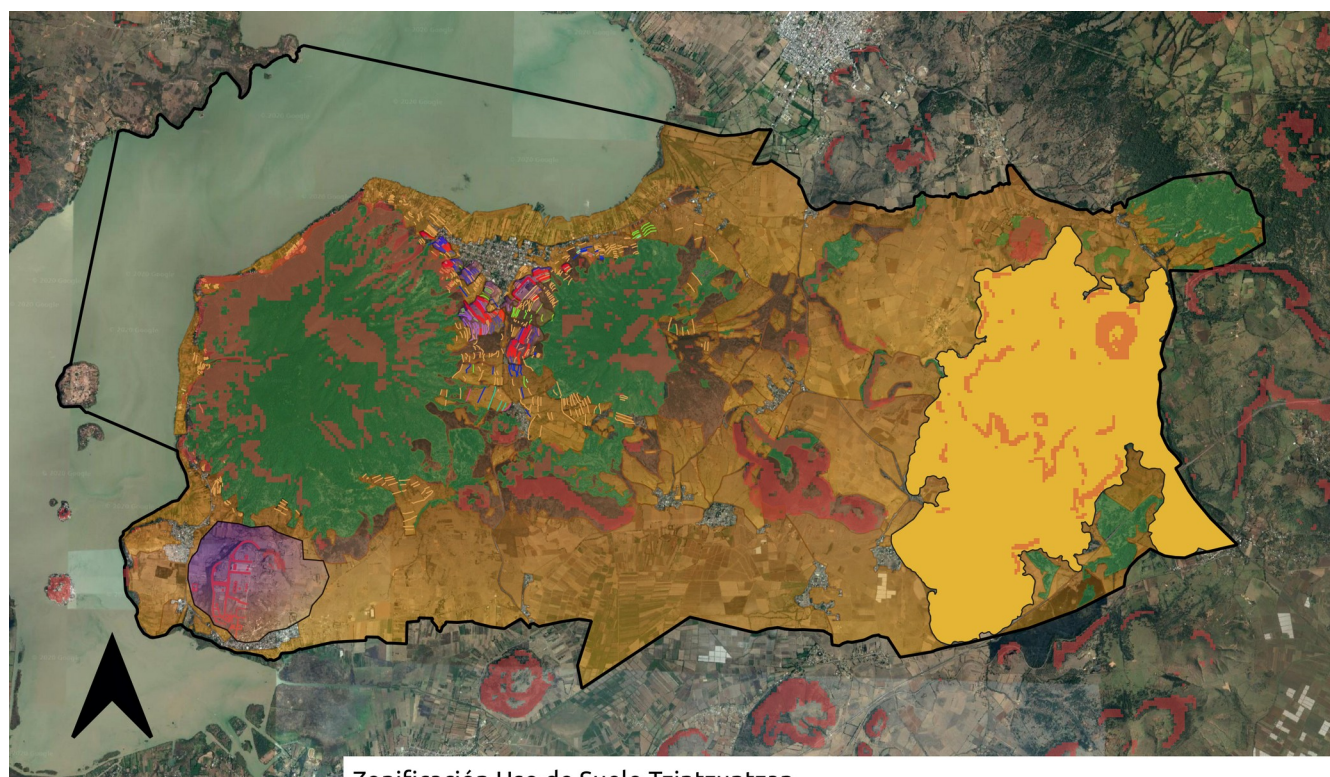
Tzintzuntzan se encuentra ubicado en el margen oriente del lago de Pátzcuaro en las coordenadas 19°38' de latitud Norte y 101°35' de longitud Oeste, a una altura de 2,050 msnm. Limita al Norte con Quiroga; al Este con Morelia y Lagunillas; al Sur con Huiramba y Pátzcuaro; al Oeste con Pátzcuaro y Erongarícuaro. Tiene una superficie de 158.74 Km<sup>2</sup> y una población de 13,556 habitantes (SEDESOL 2010).

En este municipio habitan los purépechas, descendientes de grupos chichimecas llamados “úacusechas” o señores águilas, los cuales llegaron a la zona lacustre de Pátzcuaro en el siglo XII, eran guerreros, agricultores y pescadores que conquistaron a los habitantes de esa región para conformar el imperio Tarasco (INAFED, 2010, Punzo-Díaz 2014). A la llegada de los españoles Tzintzuntzan aún era una ciudad en esplendor desde donde se tomaban las decisiones políticas, económicas y religiosas más importantes (Punzo-Díaz, 2014).

En Tzintzuntzan se conserva un antiguo centro ceremonial, el más importante del imperio tarasco, el cual se encuentra construido sobre en una gran plataforma artificial que mide 425 metros de largo por 250 de ancho aproximadamente, erigida en la ladera baja del cerro Yahuarato, orientado hacia el lago de Pátzcuaro. Además, la ciudad es un punto turístico importante en el estado de Michoacán, por ser uno de los ocho pueblos mágicos del estado, título con el que fue condecorado en 2012, por ser un lugar que posee atributos simbólicos, leyendas, historia, hechos trascendentes, que se manifiestan en sus expresiones socio-culturales, y que pueden ser atractivas para actividades turísticas (SECTUR, 2006).

El municipio presenta un clima templado con lluvias en verano (Cw). Precipitación pluvial anual de 989.8 milímetros. Temperatura media anual es de 16° C. Con intensas heladas en invierno (INEGI 2009). La vegetación está dominada por bosque de encino y pino-encino, con las comunidades secundarias correspondientes como matorral subtropical, además de tular y carrizal correspondiente al lago (Rzedowski *et al.* 2014).

Para poder plantear acciones de restauración se categorizaron los tipos de cobertura del suelo del municipio como se muestran en el siguiente mapa (Figura 1).



Zonificación Uso de Suelo Tzintzuntzan

0 1 2 km

- |                          |                      |                  |                               |
|--------------------------|----------------------|------------------|-------------------------------|
| Pendiente mayor 15       | Matorral             | Commoner Zone    | Secondary Public              |
| 0                        | Agrícola             | Commoner Zones   | Secondary Public Zone         |
| 1                        | Terrazas             | Lower Elite      | Upper Elite                   |
| Restauración Biocultural | Alterada área urbana | Lower Elite Zone |                               |
| Bosque                   | Arquitectura         | Primary Public   | Límite municipal Tzintzuntzan |

## Bosque

Cobertura arbórea calculada: 60.4%

Tzintzuntzan presenta bosque de encino y bosque de pino encino. El bosque de encino se puede encontrar compuesto por una sola especie o por varias, las más comunes son: *Abies*, *Alnus*, *Arbutus*, *Buddleia*, *Cercocarpus*, *Crataegus*, *Cupressus*, *Fraxinus*, *Garrya*, *Juglans*, *Juniperus*, *Pinus*, *Platanus*, *Populus*, *Prunus*, *Pseudotsuga* y *Salix*. Acompañados por familias de plantas vasculares que componen el sotobosque como: Compositae, Gramineae, Leguminosae, Labiatae, Euphorbiaceae, Rosaceae, Onagraceae, Umbelliferae, Scrophulariaceae, Commelinaceae, Rubiaceae, Pteridaceae, Cyperaceae (Rzedowski 2006).

Se podría decir que el bosque de encino es el más explotado en el municipio, debido a la extracción no controlada de madera de especies de quercus, la cual es usada para las estufas de leña y la fabricación de artesanías de barro. Por lo que el área cubierta por este tipo de vegetación se encuentra degradada y

presenta grandes espacios abiertos que son cubiertos por especies herbáceas y arbustivas e incluso, donde el suelo se ha degradado aún más, existen grandes cárcavas. Así mismo, el bosque de pino-encino, está sometido a una fuerte presión antropogénica, ya que además de la extracción de madera, las viviendas se han expandido hacia sitios cada vez más altos hacia los cerros donde se encuentra este tipo de vegetación. Los sitios más conservados de bosque se encuentran en las partes más elevadas de la zona.

#### Acciones de manejo y restauración:

Se propone una restauración del bosque con especies arbóreas propagadas a partir de semillas colectadas en el propio bosque. Así como plantas herbáceas que contribuyan a la fijación de nutrientes en el suelo para los sitios en los que se encuentra degradado.

Incluir a los habitantes del municipio en las acciones de restauración para que sean ellos quienes se apropien del cuidado de sus bosques.

Controlar la extracción de madera para que sea sostenible a lo largo del tiempo, de manera que se conserve el bosque que los habitantes puedan seguir aprovechando sus recursos.

En los sitios con pendiente elevada se debe prestar especial atención al riesgo de erosión. Para los sitios que ya se encuentran erosionados se pueden construir terrazas y colocar plantas herbáceas para evitar el deslizamiento del suelo

#### **Agrícola**

Cobertura arbórea calculada: 10%

La zona agrícola comprende los sitios donde se realiza cultivo y espacios de pastoreo de ganado. Los sitios cultivados son principalmente con maíz. Y en muchos de ellos se usan las cercas vivas con árboles como los colorines (*Erithrina coralloides*).

Existe una zona de transición entre las parcelas y el bosque, donde la vegetación es matorral subtropical, el cual es una transición del bosque tropical caducifolio. Algunas de las especies que lo componen son : *Acacia pennatula*, *Acaciella angustissima*, *Cestrum lanatum*, *Condalia velutina*, *Erythrina breviflora*, *Eysenhardtia polystachya*, *Forestiera phillyreoides*, *Montanoa grandiflora*, *Opuntia sp.*, *Tecoma stans* y *Zanthoxylum affine*; a menudo incluyen asimismo una que otra planta arborescente de *Bursera cuneata*, *Cedrela dugesii*, *Ceiba aesculifolia*, *Euphorbia calyculata*, *Ipomoea*

*murucoides*, *Prosopis laevigata* y *Yucca filifera* (Rzedowski 2014). Este tipo de vegetación se encuentra degradado por la acción del pastoreo. Pero al mismo tiempo avanza hacia partes más altas a medida que se degrada el bosque.

Acciones de restauración y manejo:

Promover la utilización de árboles para las cercas de las parcelas, que servirán como barreras “rompe vientos” para evitar la erosión del suelo, además de proporcionan alimento y sitios de percha para las aves, en especial los colorines (*Erythrina coralloides*), los cuales son una de las especies utilizadas en el municipio para la elaboración de éstas cercas vivas, proporciona flores que son preferidas por los colibríes.

En los sitios donde se conservan restos arqueológicos se pueden colocar algunos árboles que tengan raíces someras y plantas herbáceas, para que no se dañen los restos arqueológicos.

Rotación y asociación de cultivos, para reducir la necesidad de labranza y el uso de maquinaria, así como evitar la compactación del suelo, retener la humedad y aumentar la fertilidad del suelo. Además de que previene la proliferación de insectos nocivos o plagas (Núñez 2000).

La rotación de cultivos consiste en ocupar la tierra con cultivos diferentes que se van alternando en el tiempo para mantener la fertilidad del suelo.

En la asociación de cultivos se pueden combinar especies con diferente tipo de crecimiento y requerimientos de nutrientes distintos (Núñez 2000).

### **Asentamientos humanos**

Cobertura arbórea calculada: 22%

Tzintzuntzan es una población con alto grado de rezago social y marginación, el 66% de la población vive en condiciones de pobreza (SEDESOL 2010). Muchas de las familias no cuentan con agua entubada o drenaje, algunas viven en hacinamiento y no cuentan con una cocina o con chimenea si cocinan en estufa de leña (SEDESOL 2016). Este tipo de uso de suelo presenta tal porcentaje de cobertura arbórea debido a que existen muchos lotes sin construcción donde hay árboles y vegetación estacional.

Acciones de restauración:

Los colibríes se alimentan del néctar de las flores de una gran variedad de especies de plantas, la mayoría de las flores visitadas por los colibríes tienen colores brillantes que contrastan con su entorno, con corolas en forma tubular y comúnmente son flores colgantes. Por lo que se podrían colocar plantas que tengan este tipo de flores en sitios públicos como en el jardín el ex convento, o en el camino que conduce al muelle del lago.

Entre las plantas más comúnmente utilizadas por los colibríes y que podrían ser utilizadas con el propósito, se encuentran, por ejemplo, muchas especies de salvias (*Salvia*), trompetillas (*Penstemon*), aretillos (*Fuchsia*) y colorines (*Erythrina*) todas ellas presentan flores con la forma tubular típica. Sin embargo, estas aves también utilizan otros tipos de flores como por ejemplo las de algunas especies de nopales (*Opuntia*) o las de los plumerillos (*Calliandra* o *Callistemon*), que tienen flores rojas con aspecto y con forma de plumero o de escobeta (Arizmendi y Berlaga 2014).

Así mismo promover el uso de plantas de ornato que tengan el tipo de características antes mencionadas y que sean aceptadas por el gusto de los pobladores para que tengan la disposición de colocarlas en sus hogares.

### **Sitios de Restauración Biocultural**

En Tzintzuntzan se encuentran varios sitios de exploración arqueológica, principalmente las yácatas en la cabecera del municipio e Ihuatzio, donde también se conservan pirámides. En éstos sitios la prioridad es conservar vestigios arqueológicos, por lo que sólo serían utilizadas, en algunos sitios donde haya menos riesgo de daño a los restos arqueológicos, plantas herbáceas con raíces someras que no dañen los objetos que se encuentren debajo de la tierra, y que se puedan retirar en caso de que se realice una exploración arqueológica.

Existen sitios de importancia arqueológica (señalados con líneas rojas en el mapa), además de los sitios donde se encuentran las pirámides, los cuales conservan probables restos de arquitectura de lo que fuera la antigua ciudad, por lo que deben ser restaurados también con especial cuidado para conservar éstos restos. La mayoría de ellos son utilizados para agricultura, por lo que se aplicaría la estrategia para éste tipo de suelo, colocando cercas vivas con árboles que tengan raíces poco profundas.



## **Preferencias de hábitat de las especies de colibríes en Tzintzuntzan**

Uno de los principales objetivos de la restauración en el municipio es la recuperación del hábitat para colibríes. A continuación se describen las preferencias de hábitat de los colibríes presentes en Tzintzuntzan (Arizmendi y Berlanga 2014).

### *Amazilia beryllina*

Vive en bosques de encino, encino-pino y sus bordes, así como claros con matorrales. Es una de las especies más frecuentes en el municipio, independientemente del tipo de cobertura vegetal, lo que favorecerá su establecimiento en cualquier tipo de vegetación. Se encuentra entre los 500 y 2, 500 msnm.

### *Amazilia violiceps*

Vive en selvas secas, matorral árido y semiárido, matorral espinoso, vegetación ribereña, campos agrícolas y jardines (0 -2, 400 msnm).

### *Cyananthus latirostris*

Una especie generalista que vive en zonas áridas, selva tropical seca abierta, desiertos y laderas con matorrales y se distribuye a alturas entre los 0 y 2, 500 msnm.

### *Eugenes fulgens*

Especie residente aunque poco frecuente, vive en bosques de pino y pino-encino, zonas abiertas, bordes y claros (1 000 - 3 000 msnm).

### *Lampornis clemenciae*

Es una especie poco frecuente en Tzintzuntzan. Suele vivir en bosques de pino-encino y encino. Pero también se encuentra en zonas como bordes, claros, zonas arbustivas y vegetación secundaria, lo que le ayudaría a adaptarse en los sitios con estas características (1, 800 – 3, 000 msnm).

### *Selasphorus rufus*

Especie migratoria que en invierno se encuentra en zonas con arbustos y bosques de encino y pino-encino (2, 000 – 3, 000 msnm). Especie altamente adaptable, tolera la vida en varios tipos de hábitats:

bordes de bosques, matorrales, campos agrícolas, prados, pantanos, parques, jardines, zonas abiertas y de arbustos. En época invernal es más proclive de encontrarse en sitios con abundantes flores y es capaz de visitar hasta las costas.

Actualmente se encuentran identificadas en Tzintzuntzan 7 especies de colibríes (Tabla 1) y por otro lado, en los remanentes de selvas secas y el matorral subtropical del Bajío, existen 7 especies de colibríes (Arizmendi y Berlanga 2014). De todo este conjunto de especies sólo una es compartida *Cynanthus latirostris*. Ante el escenario de cambio climático que predice el modelo de ClimateNA, solamente esta especie y *Amazilia violiceps*, entre las especies presentes actualmente en Tzintzuntzan, permanecerían en las partes bajas de la cuenca, porque están asociadas a vegetación seca, el resto de las especies que se encuentran actualmente en toda la cuenca posiblemente encuentren hábitat adecuado solamente en la parte alta de las montañas, arriba de la cota altitudinal de 2260 metros.














Especies del Bajío	Especies compartidas	Especies observadas en Tzintzuntzan	Hábitat	Estatus potencial ante el cambio climático en Tzintzuntzan
		Colibrí berilo	Bosque de pino y pino-encino.	=
		Colibrí corona violeta	Selvas secas, matorral árido y semiárido, matorral espinoso.	=
		Colibrí magnífico	Bosques de pino y pino-encino.	=
		Zafiro orejas blancas	Bosques de pino y pino-encino.	-
		Colibrí garganta azul	Pino-encino y encino.	-
		Zumbador canelo	Zonas con arbustos y bosques de encino y pino-encino.	-
	Colibrí pico ancho		Zonas áridas, selva tropical seca abierta, desiertos y laderas con matorrales.	=
Colibrí garganta rubí			Bosques templados y selvas.	+
Colibrí barba negra			Bosques templados y selvas.	+
Colibrí lucifer			Matorrales áridos y semiáridos.	+
Esmeralda occidental			Selva tropical seca.	+
Colibrí picudo occidental			Selvas bajas secas, zonas áridas y matorral espinoso.	+
Zumbador garganta rayada			Áreas abiertas de bosques de pino-encino y sus bordes, así como en chaparral y en matorrales de zonas áridas y semiáridas.	+

Tabla 1. Especies de colibríes que podrían habitar en Tzintzuntzan bajo un escenario de cambio climático.

## Literatura Citada

Amo Rodríguez, S.d. Ramos-Prado, J.M. Hipolito-Romero, E. 2013. Naturaleza-Sociedad. Reflexiones desde la complejidad, Universidad Autónoma de Tlaxcala.

INAFED, 2010, Instituto para el Federalismo y el Desarrollo Municipal, Enciclopedia de los Municipios y Delegaciones de México. Estado de Michoacán de Ocampo. Tzintzuntzan. SEGOB. Disponible en: <http://www.inafed.gob.mx/work/enciclopedia/EMM16michoacan/index.html>

INEGI, 2009, Prontuario de información geográfica municipal de los Estados Unidos Mexicanos, Tzintzuntzan, Michoacán de Ocampo. [http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos\\_geograficos/16/16100.pdf](http://www3.inegi.org.mx/contenidos/app/mexicocifras/datos_geograficos/16/16100.pdf)

Núñez, M.A. (2000). Manual de técnicas agroecológicas. Serie Manuales de Educación y Capacitación Ambiental. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.

Rzedowski, J., 2006. Vegetación de México 1ra. Edición digital, Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México.

Rzedowski, J. Zamudio, S. Calderón de Rzedowski, G. y Paizanni, A. (2014). Flora del Bajío y de Regiones Adyacentes, Fascículo complementario XXIX. El Bosque Tropical Caducifolio en la Cuenca Lacustre de Pátzcuaro (Michoacán, México), Instituto de Ecología, A.C., Centro Regional del Bajío Pátzcuaro, Michoacán, México.

Punzo-Díaz, J. L. (2014). Guión del Museo de sitio de Tzintzuntzan. INAH Michoacán.

SEDESOL, (2010) <http://www.microrregiones.gob.mx/zap/datGenerales.aspx?entra=nacion&ent=16&mun=100>

SEDESOL (2014). Reglas de Operación del Programa para el Desarrollo de Zonas Prioritarias (PDZP), para el ejercicio fiscal 2014, publicado en el Diario Oficial de la Federación el 28/12/2013. Disponible en: [http://www.microrregiones.gob.mx/documentos/2014/RO\\_PDZP2014\\_DOF.pdf](http://www.microrregiones.gob.mx/documentos/2014/RO_PDZP2014_DOF.pdf)