

UN EJEMPLO TEÓRICO DE MODELACIÓN DEL HÁBITAT Y LA DISTRIBUCIÓN POTENCIAL POR ANÁLISIS FACTORIAL DEL NICHU ECOLÓGICO

A THEORETICAL EXAMPLE OF HABITAT AND POTENTIAL DISTRIBUTION MODELING THROUGH ECOLOGICAL NICHE ANALYSIS FACTOR

Antonio García-Quintas^{1*} y Dennis Denis Ávila²

¹Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros (CIEC), Cayo Coco, Ciego de Ávila. 69400 Cuba. ²Facultad de Biología, Universidad de La Habana. Calle 25 entre I y J, Vedado, La Habana. 10900 Cuba

*Autor de correspondencia: antonio@ciec.fica.inf.cu

Fecha de recepción: 2 de mayo de 2012 - Fecha de aceptación: 22 de julio de 2012

RESUMEN. La modelación de las características del hábitat y la distribución potencial de las especies, constituyen una herramienta muy útil para la implementación de planes de manejo y conservación. Estas técnicas se pueden desarrollar mediante la aplicación de Sistemas de Información Geográfica y datos obtenidos por teledetección. Se utilizaron datos de campo sobre la distribución del “gavilán batista” *Buteogallus gundlachi*, un ave rapaz endémica de Cuba con distribución restringida, así como información satelital obtenida de una imagen Landsat del año 2009. Esta especie fue utilizada como ejemplo teórico-demostrativo del método de modelación. Se explican las características de la toma de datos de presencia de la especie y la selección de las variables eco-geográficas para la modelación usando Análisis Factorial del Nicho Ecológico. Se calcularon e interpretaron los coeficientes de marginalidad y especialización. Por último, se discuten las ventajas y limitaciones de los métodos que utilizan solo datos de presencia y los que requieren de datos de presencia/ausencia.

Palabras clave: modelación del hábitat, distribución potencial, Landsat, teledetección.

ABSTRACT. The modeling of habitat characteristics and potential distribution of species is a very useful tool for the implementation of management and conservation plans. These techniques can be developed through the application of Geographic Information Systems and remote sensing data. Were used distribution data field of “Cuban black hawk”, *Buteogallus gundlachi*, an endemic raptor of Cuba with a restricted distribution, as well as satellite information from a Landsat image of 2009. This species was used as a modeling theoretical-demonstrative example. Were explained the data collection features of species presence and eco-geographical variables selection for modeling by Ecological Niche Factor Analysis. Were calculated and interpreted the marginality and specialization coefficients. Finally, were discussed the advantages and limitations of methods that use only presence data and that need presence/absence data.

Key words: habitat modeling, potential distribution, Landsat, teledetection.

INTRODUCCIÓN

Gran parte de los estudios sobre requerimientos de hábitat se basan en colectas intensivas de datos en los sitios de avistamiento de las especies. Esta situación limita el alcance de las investigaciones ecológicas debido a que, solamente, permite caracterizar áreas pequeñas, las cuales representan escalas locales dentro del hábitat potencial de las especies.

El análisis de los hábitats a esta escala, no es suficiente para comprender las respuestas de las poblaciones al uso y transformación del suelo a escalas regionales. Muchas de estas limitaciones se pueden evitar mediante el uso de nuevas herramientas como los Sistemas de Información

Geográfica (SIG) y la información obtenida por teledetección (Shuman y Ambrose, 2003). El uso de los SIG en estudios relacionados con el hábitat de las especies, facilita la identificación, caracterización y cuantificación de muchos modelos de distribución y abundancia en amplias regiones.

La aplicación de técnicas de teledetección en las ciencias biológicas surgió en la década de 1970 para el monitoreo regular de los recursos terrestres (Valdez-Lazalde *et al.*, 2006). A partir de esa fecha, se han desarrollado diversos métodos para la aplicación de la información satelital en estudios ecológicos, lo que ha permitido grandes avances

en el conocimiento de la ecología de muchas especies (Hirzel *et al.*, 2004; Braunisch y Suchant, 2007; Galparsoro *et al.*, 2009). Los datos adquiridos por teledetección son de gran utilidad para las investigaciones biológicas por la información cuantitativa y exacta, imperceptible para la visión humana y apropiada para un tratamiento matemático riguroso (Sacristán, 2006).

El uso combinado de los SIG y la información satelital ha incrementado el número y la complejidad de métodos de modelación del hábitat y la distribución potencial de las especies. En la Biología es de gran importancia, debido a su aplicación en los estudios de Autoecología (Guisan y Zimmermann, 2000) y para el desarrollo de planes de manejo y conservación, ya que se han aplicado estos estudios de modelación en plantas, artrópodos, mamíferos y aves, entre otros grupos (Hirzel *et al.*, 2002; 2004; Murray *et al.*, 2008).

Los métodos de modelación de la distribución de especies se agrupan en métodos que utilizan solo datos de presencia y los que requieren de datos de presencia/ausencia. En estos últimos es necesario considerar la probabilidad de obtener datos de falsas ausencias, lo cual disminuiría la calidad de la modelación (Hirzel *et al.*, 2002; 2004; Elith *et al.*, 2006; Galparsoro *et al.*, 2009; VanDerWal *et al.*, 2009).

Entre las numerosas técnicas para modelar el hábitat potencial de una especie, el Análisis Factorial del Nicho Ecológico (AFNE) resulta particularmente ventajoso (Hirzel *et al.*, 2002; 2004; Galparsoro *et al.*, 2009) por ser un método descriptivo que no expone relaciones de causalidad. Se basa en un análisis exploratorio similar al Análisis de Componentes Principales, y solo requiere de datos de presencia de la especie. Además, es una técnica de fácil comprensión y aplicación, que ha sido utilizada en muchos estudios como el de Braunisch y Suchant (2007) y Galparsoro *et al.* (2009), que modelan el hábitat y la distribución de especies.

El objetivo del presente es exponer, la estructura y modo de aplicación del AFNE, apoyado con datos satelitales y SIG, para modelar la adecuación del hábitat y la distribución potencial de las especies. La información obtenida aporta elementos clave en estudios de fragmentación y destrucción del hábitat, que pueden ser aplicados en el diseño de planes de manejo y conservación de especies en áreas protegidas. Estos métodos también se pueden utilizar en el control de especies invasoras y en la evaluación de impactos ambientales. Las técnicas de modelación de la

distribución de especies no se han aplicado en la mayoría de las investigaciones ecológicas cubanas. Sin embargo, existen antecedentes de estudios que involucran métodos de modelación (Cerdeira-Estrada *et al.*, 2008; Rodríguez, 2009).

MATERIAL Y MÉTODOS

MODELACIÓN MEDIANTE EL ANÁLISIS FACTORIAL DEL NICHU ECOLÓGICO

Todos los métodos de modelación de la distribución requieren de tres elementos básicos, la información sobre el avistamiento de las especies (presencias o ausencias), las variables ecológicas con potencial para predecir el ámbito de distribución de las especies y un programa computarizado para realizar la modelación (Hirzel *et al.*, 2002; 2004; Galparsoro *et al.*, 2009).

OBTENCIÓN DE DATOS DE PRESENCIA

La información sobre la presencia-ausencia de las especies se puede obtener de varias formas. La más común y fácil de adquirir son datos de campo que reflejen los sitios de avistamiento de las especies. Esta vía constituye una fuente de información confiable porque asume que el sitio donde se detecta un individuo forma parte de su hábitat. Sin embargo, no se debe ser absoluto porque pueden presentarse casos de falsas ausencias (Hirzel *et al.*, 2002; 2004; Galparsoro *et al.*, 2009; VanDerWal *et al.*, 2009). Las publicaciones científicas también constituyen fuentes de datos de presencia de especies. Mediante un buen trabajo de búsqueda y compilación de estudios previos, pueden obtenerse datos confiables de avistamientos de las especies. Otra forma de adquirir información de este tipo, son las colecciones biológicas, porque en los datos de cada ejemplar está la ubicación del lugar de colecta.

El requisito indispensable para la modelación es que los datos de presencia estén georreferenciados, por tal motivo, se deben filtrar para desechar los que sean imprecisos y los que se superponen espacialmente (fuentes de pseudorréplicas). El AFNE (Hirzel *et al.*, 2002) solo requiere de datos de presencia de las especies y utiliza el programa Biomapper 4.0 (Hirzel *et al.*, 2007) para modelar la adecuación del hábitat de las mismas.

CONSTRUCCIÓN DE LAS VARIABLES ECO-GEOGRÁFICAS

En la modelación con AFNE, las variables utilizadas para predecir la adecuación del hábitat de las especies se conocen como variables eco-geográficas (VEG) (Hirzel *et al.*, 2002).

Estas últimas, representan características topográficas, datos ecológicos y estructuras humanas (Galparsoro *et al.*, 2009). Las VEG derivadas de las imágenes satelitales pueden ser índices espectrales. Dichos índices son el resultado de combinaciones matemático-lógicas de las bandas originales de dichas imágenes y no están limitados a un número de clases preestablecidas por el investigador (en este caso las clases se definen según la información pixelar de la imagen). Los índices pueden reflejar características de la vegetación (contenido de clorofila, estado de hidratación, etapa de floración, mortalidad), del suelo, del agua, del aire, entre otros elementos del paisaje (Rouse *et al.*, 1973; Crist y Cicone, 1984; Gao, 1996).

MODELACIÓN DE LA ADECUACIÓN DEL HÁBITAT Y LA DISTRIBUCIÓN POTENCIAL

Las VEG construidas deben ser re-escaladas para estandarizar sus rangos de variación y luego convertirlas en formato *raster* (.rst). Esta conversión también se le debe realizar a un mapa que contenga, solamente, los datos de presencia de determinada especie (información georreferenciada). Posteriormente, el mapa de presencia debe ser convertido en booleano para que solo contenga valores de 1 (presencias) y 0 (resto del mapa). En el caso de las VEG, lo primero es buscar si existen discrepancias entre ellas y eliminarlas para evitar problemas durante la modelación. Finalmente, se sugiere que se le realice una transformación de Box-Cox a cada VEG para la normalización de sus datos.

Luego se procede a la calibración del modelo. Este paso, esencial durante la modelación de acuerdo con Guisan y Zimmermann (2000), permite ajustar con la mayor exactitud posible, los parámetros del modelo con los valores de la magnitud o propiedad que el mismo ha de medir. De esta forma el investigador puede determinar la mejor combinación de VEG para desarrollar su AFNE.

Antes de iniciar la modelación en Biomapper 4.0, se genera una matriz de varianza-covarianza a partir de la cual se calculan los ejes principales a utilizar en el análisis posterior. Posterior a ello, se desarrolla el AFNE y se comprueban los autovalores de la combinación de variables involucradas. En caso de obtener autovalores menores que cero (VEG muy correlacionadas), se examinan las correlaciones y se elimina una variable del par más redundante. Los factores o ejes que constituyen la base del AFNE tienen significados ecológicos. El primero de ellos se denomina factor de marginalidad (M) y representa la distancia ecológica entre el hábitat óptimo para la especie y la media del hábitat de

la región de estudio. Los restantes ejes del análisis son los factores de especialización o tolerancia (S) y describen lo especializada que está la especie con respecto a los rangos de variación ambiental en el área de estudio. Estos factores señalan el grado de especialización de la especie en su hábitat, es decir, funcionan como indicadores de la amplitud del nicho ecológico (subnicho espacial) de la misma.

Después de realizado el AFNE se procede a la confección de un mapa de adecuación del hábitat (AH) de la especie. Dicho mapa constituye la representación gráfica del modelo construido y también la base para la determinación del área de distribución potencial de la especie. La confección del mapa de AH, requiere de la selección de uno de los cuatro algoritmos propuestos para ello: el de las Medianas, el de Distancia Media Geométrica, el de Distancia Media Armónica y el de Mínima Distancia. Esta selección se sustenta en las características de los datos en los que se basa el modelo (puntos de presencia y VEG).

Para el AFNE, Hirzel *et al.* (2006) sugieren utilizar uno de los índices de Boyce como indicador de calidad del modelo. El Índice de Boyce (B_y) (Boyce *et al.*, 2002) es un evaluador que mitiga el efecto de los valores umbrales. Boyce *et al.* (2002) y Hirzel *et al.* (2006) refieren que las principales deficiencias de este índice radican en su sensibilidad al número de clases y a los límites de estas. Para ello, Hirzel *et al.* (2006) crearon el Índice Continuo de Boyce ($B_{cont(x)}$), un evaluador similar al anterior pero que posee una “ventana móvil” de ancho W en lugar de un número fijo de clases. Esta ventana se traslada de forma tal que abarca todos los rangos de adecuación modelados y produce una curva de frecuencias (predicha/esperada) más suavizada.

El último paso en los procesos de modelación es la validación del modelo obtenido. Ello permite calcular la robustez del modelo y del indicador utilizado para su evaluación. En el AFNE, este paso se realiza mediante un proceso de validación cruzada (validación iterativa de tipo Jackknife) en el que se comparan los valores de adecuación obtenidos con una menor proporción de datos, para determinar el margen de error del mapa de AH. El número de particiones (k) que se realicen depende del número de datos de presencia de la especie.

EJEMPLO TEÓRICO-DEMOSTRATIVO

Para mostrar la aplicación del AFNE se utilizaron datos del “gavilán batista” *Buteogallus gundlachi* (Cabanis, 1855),

una rapaz endémica de Cuba, con distribución restringida y potencialmente amenazada en gran parte de sus hábitats preferenciales (Rodríguez, 2009). La información sobre el gavián es incompleta y solo se ha utilizado con fines demostrativos, por lo que los resultados podrían no ser válidos desde el punto de vista ecológico.

Se registraron 27 puntos de avistamiento de *Buteogallus gundlachi* durante varios recorridos por los principales viales de los cayos Coco y Guillermo, provincia Ciego de Ávila, entre junio de 2008 y junio de 2009; cada sitio de presencia de la especie (individuo y/o nido) fue georreferenciado con un GPS, precisión 10 m.

Se generaron cinco Variables eco-geográficas (VEG) para la realización del AFNE. Estas variables representan características ecológicas importantes para la predicción del área de distribución potencial del “gavián batista”. Tres de dichas VEG fueron índices espectrales obtenidos a partir de una imagen del año 2009 (corregida por el método de triangulación del programa ENVI 4.7) del satélite Landsat 7 (Tabla 1).

lagunazos donde se produce la sal, lo que puede influir en la disponibilidad de cangrejos, principal fuente de alimento del gavián. La última VEG representó una medida aproximada del disturbio provocado por los viales en el área de estudio. Esta variable fue construida a partir de la generación de zonas de 200 m desde las carreteras (*buffers*) y se utilizó para cuantificar, gradualmente, el posible impacto que provocan los viales sobre el hábitat del gavián.

Después de realizar las conversiones de formato necesarias y las operaciones previas a la modelación en Biomapper (booleanización del mapa de presencia, aplicación de máscaras, verificación de discrepancias y transformación de Box-Cox), se procedió a realizar el AFNE. Se generó la matriz de varianza-covarianza para calcular los ejes principales durante el análisis, y después se comprobaron los autovalores de los factores involucrados para detectar si existían VEG muy correlacionadas. También se obtuvieron los coeficientes (globales y particulares) de marginalidad y especialización.

Para elaborar el mapa de adecuación del hábitat de la

Tabla 1. Índices espectrales utilizados en el estudio teórico-demostrativo sobre modelación de la distribución de especies mediante el Análisis Factorial del Nicho Ecológico (AFNE). Bn = Banda n de la imagen satelital Landsat.

NOMBRE DEL ÍNDICE	SIGLA	COMBINACIÓN MATEMÁTICA	REFERENCIA	SIGNIFICADO ECOLÓGICO
Índice de Humedad	IH	$[0,1446*B1+0,1761*B2+0,3322*B3+0,3396*B4-0,6210*B5-0,4186*B7]$	Crist y Cicone (1984)	Indica la presencia de zonas húmedas o anegadas. Está asociado directamente al contenido de humedad del suelo y la vegetación.
Índice Normalizado de Diferencia de Vegetación	INDV	$(B4-B3)/(B4+B3)$	Rouse <i>et al.</i> (1973)	Refleja el estado fotosintético de la vegetación ya que distingue aquella que es sana y vigorosa, de la enferma. Es un índice de productividad relacionado con la cobertura terrestre, la degradación del suelo y la riqueza de especies.
Índice Normalizado de Diferencia de Agua	INDA	$(B4-B5)/(B4+B5)$	Gao (1996)	Se relaciona con el contenido de agua de la vegetación. Es considerado un indicador del estado de hidratación de la vegetación ya que refleja diferencias entre la concentración de agua en las hojas de las plantas.

Con otra variable se representaron las zonas de saladares en ambos cayos y fue obtenida a partir de una clasificación supervisada mediante el método del paralelepípedo. Esto permitió incluir en el análisis la información sobre los

especie, se escogieron (a partir del AFNE) los factores que explicaban la mayor parte de la variación total de los datos. Se aplicó el algoritmo de la Media Armónica, debido al bajo número de avistamientos de la especie ($n = 27$). Una vez

obtenido el modelo de predicción del hábitat del Gavilán Batista, se procedió a su evaluación para determinar su fiabilidad y los límites de adecuación del hábitat de la especie. Para ello, se utilizó la validación cruzada con frecuencias ajustadas al área, desarrollada también mediante el algoritmo de la Media Armónica y empleando tres particiones. A partir de la curva de adecuación del hábitat contra la razón de frecuencias predichas/esperadas (P/E), se determinaron los valores límites de adecuación del hábitat que establecieron el ámbito de distribución de la especie. La calidad del modelo de AH se obtuvo a partir del valor del Índice Continuo de Boyce con una ventana de ancho de 0.25.

dichos hábitats.

Los valores de marginalidad de las VEG (Tabla 3), reflejan que la presencia de la especie se relaciona con hábitats que poseen acumulaciones de sal y vegetación vigorosa con gran actividad fotosintética. Sin embargo, la proporción de zonas de saladares en el hábitat potencial de la especie, no difiere significativamente de la media de esta variable en toda el área de estudio. Por otra parte, estos coeficientes también señalan que los gavilanes evitan las zonas muy húmedas y cercanas a carreteras (debido al signo negativo de los valores de marginalidad); aunque en el caso de los Índices de Humedad y Normalizado de

Tabla 2. Matriz de correlación global de las variables eco-geográficas utilizadas en el estudio teórico-demostrativo sobre modelación de la distribución de especies mediante el Análisis Factorial del Nicho Ecológico (AFNE).

	DISTURBIO POR CARRETERAS	ÍNDICE NORMALIZADO DE DIFERENCIA DE VEGETACIÓN	ÍNDICE NORMALIZADO DE DIFERENCIA DE AGUA	SALADARES	ÍNDICE DE HUMEDAD
Disturbio por carreteras	1	-0.145	0.005	-0.056	0.074
Índice Normalizado de Diferencia de Vegetación	-0.145	1	-0.268	0.291	-0.211
Índice Normalizado de Diferencia de Agua	0.005	-0.268	1	0.168	-0.579
Saladares	-0.056	0.291	0.168	1	0.022
Índice de Humedad	0.074	-0.211	-0.579	0.022	1

RESULTADOS

En el desarrollo del AFNE no hubo autovalores menores que cero, lo que indicó la ausencia de correlaciones altas entre las VEG utilizadas (Tabla 2). Se escogieron los tres primeros factores para la determinación de la adecuación del hábitat del Gavilán Batista. El primer factor explica el 100% de la marginalidad y el 63% de la especialización del hábitat de la especie (Tabla 3). Los coeficientes globales de marginalidad y especialización calculados fueron de 1.54 y 2.77, respectivamente. Esto indica (valores totales de marginalidad y especialización >1) que la especie utiliza hábitats que difieren significativamente de las condiciones medias en toda el área de estudio y, además, está muy especializada en el rango de condiciones que caracterizan

Diferencia de Agua, los valores no están muy alejados de la media global. Las VEG con mayor influencia en la especialización del gavilán en su hábitat fueron el Índice Normalizado de Diferencia de Vegetación (en el segundo factor) y el Índice Normalizado de Diferencia de Agua (en el tercer factor). Los coeficientes de especialización de estas variables (Tabla 3) constituyen indicadores de sensibilidad de la especie ante posibles variaciones de dichos valores.

Las categorías de adecuación del hábitat, establecidas a partir de los valores del Índice de Adecuación del Hábitat (IAH) y de la curva de evaluación del modelo (Figuras 1 y 2), fueron:

Tabla 3. Varianza explicada por los tres primeros factores en el estudio teórico-demostrativo sobre modelación de la distribución de especies mediante el Análisis Factorial del Nicho Ecológico (AFNE). Las variables eco-geográficas están establecidas en orden creciente de acuerdo con el valor absoluto de los coeficientes del factor de marginalidad.

VARIABLE ECO-GEOGRÁFICA	MARGINALIDAD (63%)	ESPECIALIZACIÓN 1 (21%)	ESPECIALIZACIÓN 2 (6%)
Disturbio por carreteras	-0.89	0.13	-0.02
Índice Normalizado de Diferencia de Vegetación	0.20	0.64	0.03
Saladares	0.06	-0.11	0.05
Índice Normalizado de Diferencia de Agua	-0.06	0.31	0.50
Índice de Humedad	-0.01	-0.20	0.08

-Área óptima (IAH = 80 - 100): representa la región que contiene los hábitats más idóneos para el “gavilán batista”. Constituye el área más probable de distribución de la especie, porque los hábitats ofrecen las mejores características para la presencia de gavilanes.

-Área adecuada (IAH = 55 - 79): representa la región que incluye los hábitats apropiados para la distribución del “gavilán batista”. Estos hábitats presentan características de buenas a intermedias para la presencia de la especie, por lo que en esta área es muy probable avistar gavilanes.

-Área marginal (IAH = 35 - 54): representa la región cuyos hábitats se consideran extremos ya que no tienen características apropiadas para la presencia de la especie. Se asume como poco probable la posibilidad de avistar gavilanes en esta área, lo cual solo debe ocurrir en situaciones excepcionales.

-Área no adecuada (IAH = 0 - 34): representa la región con menores probabilidades de encontrar gavilanes. Los hábitats que incluye se consideran inadecuados para la presencia de la especie.

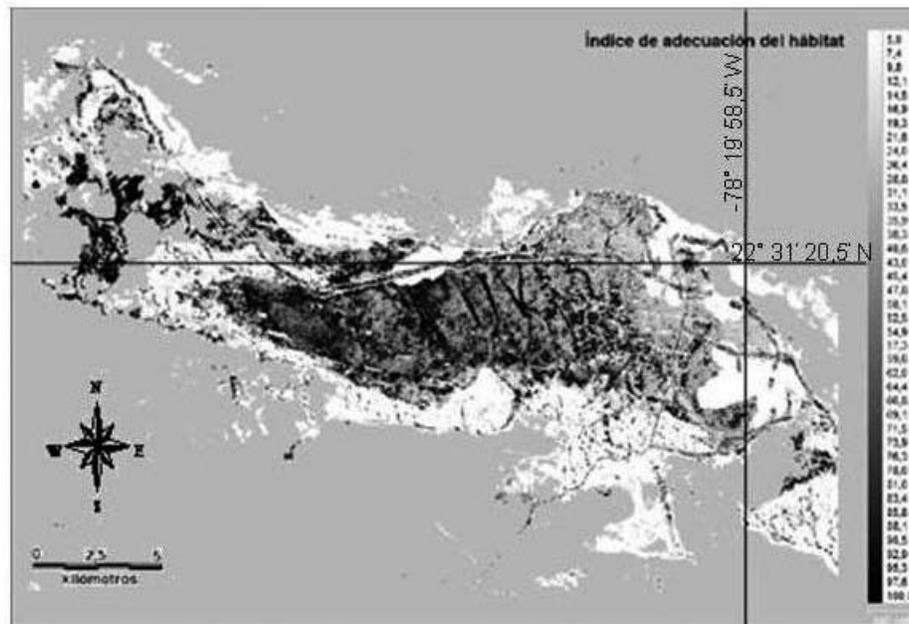


Figura 1. Adecuación del hábitat potencial de una especie, obtenido a partir del Análisis Factorial del Nicho Ecológico (AFNE) en el estudio teórico-demostrativo sobre modelación de la distribución de especies.

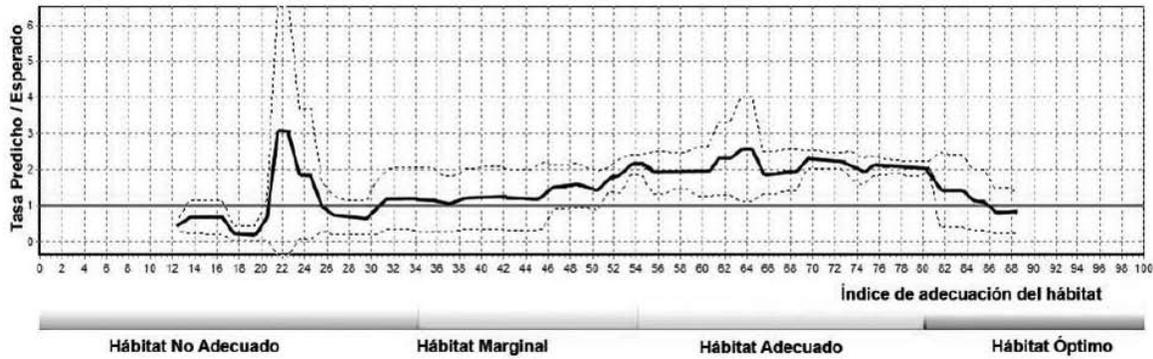


Figura 2. Curva de evaluación del modelo de adecuación del hábitat potencial de una especie, obtenido a partir del Análisis Factorial del Nicho Ecológico (AFNE) en el estudio teórico-demostrativo sobre modelación de la distribución de especies. La línea roja indica la frecuencia aleatoria, la línea negra continua representa la media del hábitat de la especie y las líneas discontinuas su desviación estándar ($B_{cont(0,25)} = 0.418 \pm 0.195$).

El análisis de la calidad del modelo obtenido refleja que éste no difiere significativamente del modelo aleatorio ($B_{cont(0,25)} = 0.418 \pm 0.195$) (Figura 2), lo cual significa que la mayoría de los hábitats disponibles en el área de estudio son potencialmente adecuados para la especie. Sin embargo, esta información no corresponde con la obtenida a partir de los valores de marginalidad y especialización por lo que

debe considerarse que la calidad del modelo no es buena.

Se consideró como área de distribución potencial de la especie a la región que incluye las áreas óptima y adecuada (Figura 3). El área marginal no fue incluida debido a que está constituida por hábitats con baja probabilidad de ser usados por la especie.

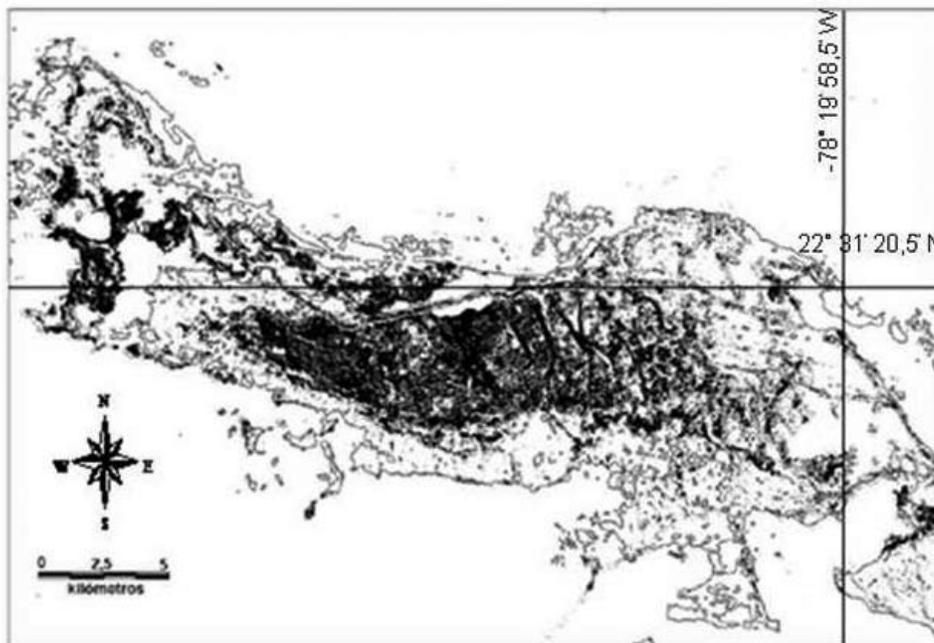


Figura 3. Área de distribución potencial de una especie, derivada del Análisis Factorial del Nicho Ecológico (AFNE) en el estudio teórico-demostrativo sobre modelación de la distribución de especies.

DISCUSIÓN

La modelación espacial de la distribución de las especies constituye una herramienta útil para la investigación ecológica y el desarrollo de planes de manejo y conservación (Meggs *et al.*, 2004). Muchos de los métodos de modelación son de fácil aplicación, pero requieren de conocimientos teóricos considerables. El dominio de los detalles, ventajas y limitaciones de cada método, es necesario para desarrollar buenos modelos y disminuir la probabilidad de cometer errores durante la modelación.

En coincidencia con Hirzel *et al.* (2002) y Galparsoro *et al.* (2009), el uso de datos de solo presencia de las especies constituye una fortaleza del AFNE, debido a que la obtención de datos reales de ausencia en la naturaleza suele ser muy difícil. Esto último, puede deberse a que los datos de ausencia pueden no estar disponibles (datos de museos, herbarios, atlas) o ser poco confiables (especies crípticas, invasoras, meta poblaciones con una dinámica de extinción-recolonización) (Hirzel *et al.*, 2004). En el AFNE se comparan las características de los sitios de presencia con las de toda el área de estudio y se predicen las zonas cuyas características coinciden con los puntos de avistamiento. Todo esto requiere de buenos datos de presencia, lo que depende de un diseño de muestreo adecuado.

En el ejemplo descrito en este estudio, la distribución espacial de los avistamientos del “gavilán batista” está influenciada por el sesgo del muestreo. Este último, por su limitación a las áreas adyacentes a carreteras y caminos, provocó falta de aleatoriedad que redujo la probabilidad de avistar la especie, en todos los tipos de hábitats disponibles en la región de estudio.

En adición, el total de avistamientos registrados es insuficiente, lo que influye negativamente en la calidad y fiabilidad de la predicción. La toma de datos de campo es fundamental para obtener resultados confiables, sin embargo, recibe poca atención en los trabajos de modelación. Guisan y Zimmermann (2000) sugieren el diseño de muestreos sistemáticos y la realización de técnicas de re-muestreo de los datos tomados en una misma región, para reducir el sesgo durante la toma de datos de avistamientos. Además, el número de datos de campo debe ser representativo y su distribución debe ser lo más aleatoria posible. Por ejemplo, Skov *et al.* (2008) sugieren que el cálculo de los factores de marginalidad y especialización será más confiable si el número de observaciones es representativo con relación a la distribución de la especie en cuestión. También, Phillips *et al.* (2009) refieren que los sesgos asociados al muestreo de

los datos, constituye un problema serio para la modelación de la distribución de especies, lo cual tiene mayor impacto en los modelos basados solamente en datos de presencia, como los obtenidos por el AFNE.

La selección del número y tipos de VEG constituye gran parte del éxito de la modelación mediante el AFNE. Esta selección debe basarse en los requerimientos ecológicos de las especies, es decir, se deben utilizar las variables ambientales que el investigador considere imprescindibles para predecir la distribución de la especie. Así por ejemplo, uno de los problemas del modelo obtenido por Long *et al.* (2008) para estimar el tamaño poblacional del “frailecillo de Madagascar” (*Charadrius thoracicus*), fue que la selección de las VEG estuvo limitada por dificultades en la obtención de datos ambientales.

El uso de índices espectrales como VEG, para determinar las características del hábitat potencial de las especies, facilita la comprensión de muchos procesos ecológicos que operan a gran escala. La mayoría de estos índices se relaciona con características de la vegetación, porque tiene gran influencia sobre el hábitat de las especies. Sin embargo, se debe analizar con detenimiento el significado y las limitaciones de cada índice espectral de vegetación, ya que su eficacia puede variar entre regiones y temporadas. En este sentido, Jackson *et al.* (2004) y Ranganathan *et al.* (2007) plantean que el INDV y el Índice de Verdor de la Vegetación (IVV) pueden tener limitaciones en las zonas tropicales, ya que tienden a saturarse. Esta saturación está relacionada con los valores de los índices de área foliar de la vegetación tropical (Jackson *et al.*, 2004), debido a la variedad de pigmentos y tamaños foliares. La construcción de VEG auxiliares que facilitan la diferenciación de formaciones vegetales, constituye un complemento importante para los índices de vegetación con problemas de saturación.

La selección del algoritmo para la construcción del mapa de AH debe basarse en un análisis detallado de costo-beneficio. Esto se relaciona directamente con los datos de presencia de la especie, de ahí la importancia de un diseño adecuado para el muestreo en el campo. Ninguno de los cuatro algoritmos es perfecto, pero el éxito de cada uno radica en la selección de acuerdo al número de avistamientos de la especie, tamaño del área de estudio y criterios del investigador sobre velocidad, asunciones y poder de generalización de la modelación. Cada paso del AFNE debe ser analizado con detenimiento para facilitar la comprensión matemática y biológica, por lo que los valores de marginalidad y especialización deben

corresponderse con las características ecológicas de la especie que se estudia, sino entonces por el contrario se pueden generar incongruencias o contradicciones.

En esta investigación, se utilizó el Índice Continuo de Boyce para validar el modelo, debido a que constituye un evaluador confiable cuando la modelación se basa solo en datos de presencia (Galparsoro *et al.*, 2009). Hirzel *et al.* (2006) destacan que otros evaluadores más clásicos como el Índice Kappa (K), el Índice de Validación Absoluto (IVA) y el Índice de Validación por Contraste (IVC), dependen del establecimiento de un valor umbral, previamente definido por el investigador lo cual puede ser muy subjetivo. En el caso del Área Bajo la Curva (ABC), el análisis no incluye toda el área de estudio, sino los valores contenidos en un intervalo que va de 0 a 1. Otros evaluadores están correlacionados con los anteriores, como el estadístico TSS, vinculado al ABC (Rodríguez, 2009), o están influenciados por la prevalencia en los muestreos (estadístico Kappa de Cohen).

Estudios como el de Hirzel *et al.* (2004) y Braunisch y Suchant (2007) han utilizado el AFNE para modelar el hábitat de las especies, ya que no presenta el riesgo de las falsas ausencias, no trabaja como un descriptor estadístico de selección y permite transformar un grupo de variables correlacionadas en igual número de factores no correlacionados (Hirzel *et al.*, 2002; 2004; Galparsoro *et al.*, 2009). El AFNE opera de forma análoga a un Análisis de Componentes Principales (ACP), ya que se diferencian en el número de grupos de datos que procesan. El ACP trabaja con un grupo que contiene los datos de las variables de interés. Sin embargo, el AFNE crea dos grupos a partir de los datos de las variables analizadas: el que contiene la información del área general y otro que solo incluye los datos de los sitios de presencia de la especie.

Elith *et al.* (2006) realizaron un análisis comparativo de 16 métodos de modelación de la distribución de 226 especies en seis regiones del mundo. El estudio mostró la superioridad predictiva de los métodos de modelación como los Modelos Aditivos Generalizados (MAG), *Splines* de Regresión Adaptativa Multivariada (SRAM) y Máxima Entropía (MAXENT) que utilizan datos de presencia/ausencia sobre los que requieren de datos de solo presencias, como los Modelos de las Envolturas Ambientales (MEA), Distancia Multivariada (DMV) y Análisis Factorial del Nicho Ecológico (AFNE). Sin embargo, estos autores también se refieren a los buenos resultados que producen los métodos basados en presencias de las especies y

sugieren su aplicación cuando no existen datos confiables de ausencias.

Por último, es importante considerar que el uso del AFNE aumenta sustancialmente con base en el alcance predictivo de los estudios sobre el hábitat y la distribución de las especies. También aporta información esencial para implementar y perfeccionar acciones de conservación y manejo de especies, real o potencialmente amenazadas. La modelación por AFNE exige de buenos diseños de trabajo durante la toma de datos de campo, selección de VEG, análisis del algoritmo de modelación y de los indicadores de evaluación y validación, para evitar incongruencias a la postre incorregibles.

AGRADECIMIENTOS

A Yarelys Ferrer Sánchez por sus contribuciones al desarrollo del presente estudio, a Alain Parada Isada por su colaboración en el trabajo de campo, a Omar Jesús Fernández Pérez y Yunier Miguel Olivera Espinosa por la revisión y corrección del manuscrito. A todos los técnicos y personal de apoyo de la Empresa Nacional para la Protección de la Flora y la Fauna en Cayo Coco, Cuba.

LITERATURA CITADA

- Boyce, M. S., P. R. Vernier, S. E. Nielsen y F. K. A. Schmiegelow. 2002. Evaluating resource selection functions. *Ecological Modelling* 157: 281-300.
- Braunisch, V. y R. Suchant. 2007. A model for evaluating the 'habitat potential' of a landscape for capercaillie *Tetrao urogallus*: a tool for conservation planning. *Wildlife Biology* 13(1): 21-33.
- Cerdeira-Estrada, S., S. Lorenzo-Sánchez, A. Areces-Mallea y C. Martínez-Bayón. 2008. Mapping of the spatial distribution of benthic habitats in the Gulf of Batabanó using Landsat-7 images. *Ciencias Marinas* 34(2): 213-222.
- Crist, E. P. y R. C. Cicone. 1984. A physically-based transformation of Thematic Mapper data –the TM tasseled cap. *IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing* 22: 256-263.
- Elith, J., C. H. Graham, R. P. Anderson, M. Dudík, S. Ferrier, A. Guisan, R. J. Hijmans, F. Huettmann, J. R. Leathwick, A. Lehmann, J. Li, L. G. Lohmann, B. A. Loiselle, G. Manion, C. Moritz, M. Nakamura, Y. Nakazawa, J. M. Overton, A. T. Peterson, S. J. Phillips, K. Richardson, R. Scachetti-Pereira, R. E. Schapire, J.

- Soberón, S. Williams, M. S. Wisz y N. E. Zimmermann. 2006. Novel methods improve prediction of species distribution from occurrence data. *Ecography* 29: 129-151.
- Galparsoro, I., A. Borja, J. Bald, P. Liria y G. Chust. 2009. Predicting suitable habitat for the European lobster (*Homarus gammarus*), on the Basque continental shelf (Bay of Biscay), using Ecological-Niche Factor Analysis. *Ecological Modelling* 220: 556-567.
- Gao, B. 1996. NDWI-a normalized difference water index for remote sensing of vegetation liquid water from space. *Remote Sensing of Environment* 58: 257-266.
- Guisan, A. y N. E. Zimmermann. 2000. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modelling* 135: 147-186.
- Hirzel, A. H., B. Posse, P.-A. Oggier, Y. Crettenand, C. Glenz y R. Arlettaz. 2004. Ecological requirements of reintroduced species and the implications for release policy: the case of the bearded vulture. *Journal of Applied Ecology* 41: 1103-1116.
- Hirzel, A. H., G. L. Lay, V. Helfer, C. Randin y A. Guisan. 2006. Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological Modelling* 199: 142-152.
- Hirzel, A. H., J. Hausser, D. Chessel y N. Perrin. 2002. Ecological-Niche Factor Analysis: how to compute habitat-suitability maps without absence data? *Ecology* 83(7): 2027-2036.
- Hirzel, A. H., J. Hausser y N. Perrin. 2007. Biomapper 4.0. Lab. of Conservation Biology, Department of Ecology and Evolution, University of Lausanne, Switzerland. URL: <http://www2.unil.ch/biomapper>.
- Jackson, T. J., D. Chen, M. Cosh, F. Li, M. Anderson, C. Walthall, P. Doriaswamy y E. R. Hunt. 2004. Vegetation water content mapping using Landsat data derived normalized difference water index for corn and soybeans. *Remote Sensing of Environment* 92: 475-482.
- Long, P. R., S. Zefania, R. H. French-Constant y T. Székely. 2008. Estimating the population size of an endangered shorebird, the Madagascar plover, using a habitat suitability model. *Animal Conservation* 11: 118-127.
- Meggs, J. M., S. A. Munks, R. Corkrey y K. Richards. 2004. Development and evaluation of predictive habitat models to assist the conservation planning of a threatened lucanid beetle, *Hoplogonus simsoni*, in north-east Tasmania. *Biological Conservation* 118: 501-511.
- Murray, L. D., C. A. Ribic, W. E. Thogmartin y M. G. Knutson. 2008. Accuracy assessment of predictive models of grassland bird abundances in the Prairie Hardwood Transition Bird Conservation Region. *The Condor* 110(4): 747-755.
- Phillips, S. J., M. Dudík, J. Elith, C. H. Graham, A. Lehmann, J. Leathwick y S. Ferrier. 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications* 19(1): 181-197.
- Ranganathan, J., K. M. A. Chan y G. C. Daily. 2007. Satellite detection of bird communities in tropical countryside. *Ecological Applications* 17(5): 1499-1510.
- Rodríguez, F. 2009. Distribución, migración y conservación de las aves rapaces del orden Falconiformes en Cuba. Tesis, Doctorado en Ciencias, Universidad de Alicante, España y Universidad de Pinar del Río, Cuba. 330 p.
- Rouse, J. W. Jr., R. H. Haas, J. A. Schell y D. W. Deering. 1973. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. *En: Freden, S. C., E. P. Mercanti y M. Becker (comps.). Third Earth Resources Technology Satellite-1 Symposium. Technical presentations, Section A, Vol. I. National Aeronautics and Space Administration (NASA SP-351). Washington, DC. pp. 309-317.*
- Sacristán, F. 2006. La tecnología al servicio del medio ambiente. *Revista Cubana de Meteorología* 13(1): 51-55.
- Shuman, C. S. y R. F. Ambrose. 2003. A comparison of Remote Sensing and Ground-Based Methods for Monitoring Wetland Restoration Success. *Restoration Ecology* 11(3): 325-333.
- Skov, H., E. Humphreys, S. Garthe, K. Geitner, D. Grémillet, K. C. Hamer, J. Hennicke, H. Parner y S. Wanless. 2008. Application of habitat suitability modeling to tracking data of marine animals as a means of analyzing their feeding habitats. *Ecological Modelling* 212: 504-512.
- Valdez-Lazalde, J. R., M. de J. González-Guillén y H. M. de los Santos-Posadas. 2006. Estimación de cobertura arbórea mediante imágenes satelitales multiespectrales de alta resolución. *Agrociencia* 40(3): 383-394.
- VanDerWal, J., L. P. Schoo, C. Graham y S. E. Williams. 2009. Selecting pseudo-absence data for presence-only distribution modelling: how far should you stray from what you know? *Ecological Modelling* 220: 589-594.