



¿Por qué ignorar el relieve? Sobre el sesgo de reportar áreas planas en lugar de topográficas en estudios ecológicos y de modelación espacial

D. Denis Ávila^{1,*}, D. D. Cruz Flores², D. Martínez-Borrego²

(1) Departamento de Biología Animal y Humana, Facultad de Biología, Universidad de la Habana, Cuba. calle 25 entre J e I, Plaza de la Revolución, La Habana, Cuba.

(2) Centro de Investigación en Biodiversidad y Conservación (CIByC), Universidad Autónoma de Morelos, Cuernavaca, Morelos, México.

* Autor de correspondencia: D. Denis Ávila [dda@fbio.uh.cu]

> Recibido el 27 de abril de 2020 - Aceptado el 27 de julio de 2020

Denis Ávila, D., Cruz Flores, D.D., Martínez-Borrego, D. 2020. ¿Por qué ignorar el relieve? Sobre el sesgo de reportar áreas planas en lugar de topográficas en estudios ecológicos y de modelación espacial. *Ecosistemas* 29(3):1985. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1985>

La información espacial, los productos satelitales y sus derivados son fuentes importantes de información ambiental. Sin embargo, la precisión de las mediciones de áreas y distancias está sacrificada al emplearse proyecciones planas e ignorar conscientemente las irregularidades del relieve. Esto es esencial en estudios ecológicos donde el área que importa medir es la percibida por los organismos y de la que dependen los recursos del hábitat y no su proyección a un plano desde una vista superior. En este trabajo se evalúan las diferencias en las estimaciones de áreas geográficas teniendo en cuenta e ignorando la topografía del terreno, en aplicaciones de estudios ecológicos o de modelación de distribuciones, tomando el archipiélago cubano como referencia. Mediante parcelas y distribuciones de especies virtuales simuladas se evaluó la magnitud de los sesgos en estas estimaciones al ignorarse la información del relieve, empleando un mapa de área topológica derivado de un modelo digital de elevación con resolución espacial de 26.8 m. Los valores de subestimación alcanzaron un máximo de 1598 m², equivalente a 45% de error, y son notables en regiones montañosas. Parcelas de igual área planimétrica pueden tener diferencias de hasta un 15% en las áreas reales, según su ubicación y las proporciones entre tipos de relieve que incluyen. Los cambios en los modelos de áreas de distribución potencial en dos especies virtuales creadas tuvieron errores en la estimación de las áreas superiores a 700 km². Al emplear valores de áreas relativizadas a porcentajes, el error disminuye. Más estudios sobre el impacto metodológico de estos sesgos son necesarios, sobre todo en términos de sus implicaciones para las conclusiones ecológicas de los estudios o sobre su influencia potencial en decisiones de manejo de recursos naturales.

Palabras clave: áreas planimétricas; sesgos; SIG; ecología espacial; modelos de distribución

Denis Ávila, D., Cruz Flores, D.D., Martínez-Borrego, D. 2020. ¿Why are we ignoring the relief? On the bias of planimetric instead topographic areas in ecological and spatial modeling researches. *Ecosistemas* 29(3):1985. <https://doi.org/10.7818/ECOS.1985>

Spatial information, satellite products and their derivatives are important sources of environmental information. However, the accuracy of area and distance measurements is sacrificed by using planimetric projections and consciously ignoring relief irregularities, essential in ecological studies where the important estimate area is those perceived by organisms and the real surface of which resources density depend. In this paper, we assess differences in estimation of geographic areas accounting for or ignoring terrain topology, in ecological studies applications or distribution modeling, in Cuban archipelago. By using parcels and virtual species simulated distributions we assess the bias size in those estimations over a topological area derived from a digital elevation model, with 26.8m of spatial resolution. Underestimation bias can reach in Cuba up to 1598 m² of differences, equivalent to 45% of error. Errors are higher in mountain regions. We probe that equally planimetric size parcels can reach differences up to 15%, depending on location and included proportions of relief types. Changes in potential distribution area estimates for virtual species present errors over 700 km². If using relativized values, the error diminishes. More studies are in need on the methodological impact of this bias, mostly for its implications for ecological conclusions or on its potential influence in management decisions.

Key words: planimetric area; biases; GIS; spatial ecology; potential distribution models

Introducción

La información espacialmente explícita ha ido cobrando relevancia en los análisis ecológicos y análisis conservacionistas en las últimas décadas (ej.: Resnik et al. 2018) haciendo desarrollarse de forma acelerada la rama de la Ecología Espacial. Los productos satelitales y sus derivados son fuentes importantes de información ambiental y ampliamente utilizados en investigaciones de ecología espacial, biogeografía y manejo de los recursos naturales (Cabello y Paruelo 2008) a través del empleo de los sistemas de información geográfica (SIG). En el campo de la conservación esta información

se ha convertido en una poderosa herramienta para la evaluación, caracterización y manejo de los recursos naturales, así como para el apoyo de correctas políticas enfocadas al mantenimiento y uso de la biodiversidad y los ecosistemas (ej. Wiens et al. 2009; Vasconcelos y Prado 2019; Jalkanen et al. 2020).

Un elemento crucial en la información espacial derivada de cualquier técnica es su grado de exactitud. Por ejemplo, para evaluar el impacto de la erosión de las laderas sobre los cauces de los ríos, la estimación exacta de la superficie afectada es básica para el cálculo de recursos necesarios (financieros, humanos, etc.) para su control. Las predicciones del desarrollo de incendios forestales dependen

del uso de estimados precisos de las posibles áreas de afectación en el cálculo de la densidad de madera como combustible y la magnitud de las emisiones generadas por el fuego (Petitmermet et al. 2019, Stenzel et al. 2019). Para estimar la productividad de una cubierta vegetal, sea natural o cultivada, es importante la precisión en las áreas de cobertura obtenidas ya sea por clasificaciones de imágenes satelitales como por métodos de delimitaciones poligonales directos en campo. En todas las investigaciones ecológicas la exactitud del cálculo de la densidad de una población depende de la exactitud del estimado del área de distribución.

Tres tipos de estudios muy frecuentes en la literatura ecológica y conservacionista, que se apoyan en estimaciones de áreas geográficas relativamente extensas, son los relacionados con los rangos de hogar (*home ranges*) o uso del hábitat de las especies móviles, los modelos de distribución potencial, y los estudios de impactos de los cambios climáticos. Sin embargo, la gran mayoría de estos estudios consideran que las áreas están representadas con exactitud a partir de mapas, como si la superficie fuera totalmente plana, cuando en realidad, los mapas son solo proyecciones bidimensionales de superficies tridimensionales irregulares. Las tres principales características de las áreas de distribución geográfica de las poblaciones o especies son el tamaño, la forma y la estructura espacial (Kenward 2001). La obtención de estos datos requiere de métodos exactos y efectivos para extraer estadísticas útiles, siendo las áreas superficiales con determinadas propiedades o usos específicos una de las variables más básicas.

Las áreas que se calculan a partir de imágenes satelitales o modelos espaciales siempre se desvían de la realidad, a menos que el relieve sea totalmente plano y ajustado a la superficie del geode de referencia. Por ello, cuando se reportan áreas planimétricas se están ignorando las irregularidades del relieve lo que conlleva a que se produzcan resultados que subestiman las áreas reales (ej.: Broomhall et al. 2003; Admasu et al. 2004; Find'o y Chovancova 2004; Molina-Vacas et al. 2009; Simcharoen et al. 2008; Mattisson et al. 2011). En términos planimétricos, se asume que un kilómetro cuadrado de área representa la misma cantidad de superficie en una zona llana que en una montañosa, cuando no es realmente así. Las consecuencias de ignorar la topografía generalmente son obviadas, pero los errores asociados a los estimados planimétricos pueden llegar a ser hasta de un 22% (Monterroso et al. 2013).

Aunque las áreas planimétricas pueden ser lo suficientemente simples de obtener y aproximadas para la administración de recursos o usos no científicos, son inaplicables para la ecología (Blakemore 2018). Las áreas de importancia ecológica son las superficiales, tal y como son percibidas por los seres vivos (Stone et al. 1997; Campbell et al. 2004; Greenberg y McClintock 2008). Su subestimación, por ignorar la dimensión topográfica, puede ser un factor confundible en la interpretación de los aspectos ecológicos relacionados al espacio de ocupación de una especie y, potencialmente, conducir a interpretaciones incorrectas de la biogeografía de las especies o sesgar aspectos ecológicos o eco-fisiológicos derivados (Greenberg y McClintock 2008). Por ejemplo, en los monos yaku, que es una especie que se desplaza largas distancias, el estimado de sus movimientos se incrementa un 10% en terrenos irregulares (Sprague 2000). El desarrollo de las poblaciones animales depende de la disponibilidad de recursos y esta, en regiones de orografía irregular, se relaciona directamente al área real, no al área proyectada. Estos errores se incrementan cuando se hacen comparaciones entre regiones con diferentes proporciones de zonas llanas y montañosas. No se sabe cuántos trabajos podrían llegar a conclusiones diferentes si se hubiesen calculado los estimados topográficos de áreas en lugar de las proyecciones planimétricas. Esto también puede tener implicaciones prácticas para la Biología de la conservación cuando se tratan de identificar los hábitats que deben ser protegidos por estar asociados a especies amenazadas (Webb y Shine 1998; Moore y Gillingham 2006).

Varios trabajos han reconocido la importancia de los factores topográficos como variables ambientales de alta importancia en procesos biológicos y ecológicos (ej. Sprague 2000; Campbell et

al. 2004; Fan y Jiang 2008). Sin embargo, se tienden a minimizar dándose más importancia a los factores climáticos y asumiendo la ausencia de interacción entre ambos. La severidad del sesgo por emplear mediciones planimétricas depende de la pendiente e irregularidad del terreno, por lo que en zonas montañosas es mucho mayor, pero las relaciones no son lineales sino exponenciales. Numerosos estudios ecológicos han detectado diferencias entre los estimados planimétricos y topográficos de áreas estimadas asociadas al rango de hogar de varias especies animales. Estas diferencias han variado desde 3.1% entre estimados de áreas para *Odocoileus virginianus* (Campbell et al. 2004) y 6.4% para *Neotoma magister* (Castleberry et al. 2001) hasta diferencias del 20% para *Macaca fuscata* (Sprague 2000) y del 23% para *Rhinopithecus bieti* (Grueter et al. 2008). Greenberg y McClintock (2008) encontraron que, para dos especies de ofidios, los estimados topográficos de rangos de hogar eran superiores al estimado planimétrico como promedio en un 14% para *Crotalus mitchellii* (8% para hembras, 19% para machos) y en 9% para *C. ruber* (10% para hembras y 8% para machos), lo que sugiere que el modelo de terreno puede mejorar considerablemente los estimados de áreas de hogar.

Algunos autores han sugerido que el empleo de los modelos de terreno debe volverse una práctica estándar en los estudios de rangos de hogar (Greenberg y McClintock 2008), pero eso es extrapolable a cualquier cálculo de superficie asociado a un proceso biológico. La precisión en estas evaluaciones se necesita para comprender los requerimientos biológicos de las especies o poblaciones, sus relaciones interespecíficas o ambientales y, además, mejoran la toma de medidas de manejo como el diseño de reservas y áreas protegidas (ej.: Biebow 2009). La importancia del sesgo entre las áreas superficiales y planimétricas depende del objetivo de los estudios y del uso que se podría dar a sus resultados. Es cierto que, en muchos casos, estas desviaciones podrían ser ignoradas pero la asunción de que no es relevante incluir el componente topográfico para el cálculo de áreas y distancias no debería tomarse a la ligera, sin comprobación previa de la magnitud del sesgo. Varios autores han demostrado en estudios de vegetación y cobertura del suelo que las diferencias tienden a ser notables en la mayoría de las situaciones (Chou et al. 1995).

En el pasado, estimar el área real era complejo, pero desde hace varias décadas el desarrollo de los SIG y la disponibilidad de modelos digitales de elevación hacen estos cálculos mucho más simples (Weibel y Heller 1991) y permiten la incorporación de la tercera dimensión del paisaje en los análisis ecológicos. No obstante, su empleo aún no se generaliza entre los ecólogos y son muy pocas las excepciones que la han usado (ej.: Stone et al. 1997; Castleberry et al. 2001 y Campbell et al. 2004).

En Cuba, no son frecuentes los estudios de ecología que empleen SIG o información satelital, ya que el componente espacial de las investigaciones es muy limitado. No obstante, en la literatura reciente, comienzan a observarse trabajos asociados a modelos espaciales de nicho o distribución potencial (Azor y Barro 2015; Nuñez-Penichet et al. 2016), con frecuencias enfocados en evaluaciones de impacto del cambio climático (Martínez Borrego y Hernández-Quinta 2017; Mancina et al. 2017; Velazco-Pérez y Mancina 2019; Fuentes-Marrero et al. 2019), la ecología y conservación de especies amenazadas (Ferrer-Sánchez et al. 2017; Barríos y Mancina 2017) y especies invasoras (Testé et al. 2015). Otros estudios que también dependen de estimaciones de áreas a partir de mapas son los trabajos de fragmentación (Hernández et al. 2020). Todos estos estudios basan sus resultados y conclusiones en estimados absolutos de áreas geográficas, expresadas en kilómetros cuadrados, pero siempre emplean aproximaciones planimétricas sin haber evaluado previamente el efecto potencial de la orografía cubana.

Si bien es cierto que Cuba es predominantemente llana, no pueden ignorarse las zonas montañosas del occidente, centro y oriente del país, lugares donde se concentra la mayor biodiversidad y valores conservacionistas (Mancina y Cruz 2017). En este trabajo se evalúan las diferencias en las estimaciones de áreas geográficas,

cuando se tiene en cuenta y cuando se ignora la topografía del terreno, con enfoque en estudios ecológicos o de modelaciones de distribuciones de especies, tomando el archipiélago cubano como referencia.

Materiales y métodos

Descripción topográfica del archipiélago cubano

La isla de Cuba, con una extensión plana de 105 007 km², está ubicada en el extremo noroeste de la cuenca del mar Caribe (Gutiérrez y Rivero 1997), entre las longitudes 74°08'03"- 85°57'07", y latitudes 23°17'09"-19°43'38". El relieve predominante está compuesto fundamentalmente por llanuras, mientras que las elevaciones están restringidas a algunos lugares de la isla. Díaz (1989) clasificó las elevaciones cubanas como pre-montañas a partir de los 300 m y hasta los 500 m de altura, montañas pequeñas (de 500 m a 1000 m), montañas bajas (de 1000 a 1500 m), y montañas medianas (de 1500 m a 2000 m). Existen cuatro grupos de sistemas montañosos que se distribuyen en el occidente, centro y oriente del país (Fig. 1). En la región occidental se encuentra la cordillera de Guaniguanico (Pinar del Río), conformada por Sierra de los Órganos y Sierra del Rosario. El segundo sistema de montañas, el macizo Guamu-

haya, se encuentra en la región central y está constituido por elevaciones que alcanzan su mayor altura en el Pico San Juan, con 1140 msnm. Los dos últimos sistemas están ubicados en la región oriental y son la Sierra Maestra, en la parte suroriental, y el grupo Nipe-Sagua-Baracoa, ubicado en la costa norte de las provincias Holguín y Guantánamo.

Obtención del mapa de área real (topográfica)

Se empleó el modelo digital de elevación (MDE) del SRTM 4.0 (Shuttle Radar Topography Mission, Farr et al. 2007), obtenido del Consultative Group for International Agriculture Research Consortium for Spatial Information (CGIAR-CSI) (<http://srtm.csi.cgiar.org>). Este posee una resolución espacial de 26.8 m (equivalente a un área plana de 720.6 m² en el centro del escenario) y se utilizó para generar el mapa de área "real" (topográfica) utilizando el método de Jenness (2004), implementado en la extensión "Surface Tools v.1.6b" del ArcGIS 10 (Jenness 2013). De acuerdo con este método, el área topográfica de un píxel se calcula como la suma de las áreas de intersección entre el píxel y los triángulos que se forman entre los puntos centrales del píxel y de los ocho píxeles que lo rodean, teniendo en cuenta la información de altitud, y aplicando el teorema de Pitágoras (Fig. 2).

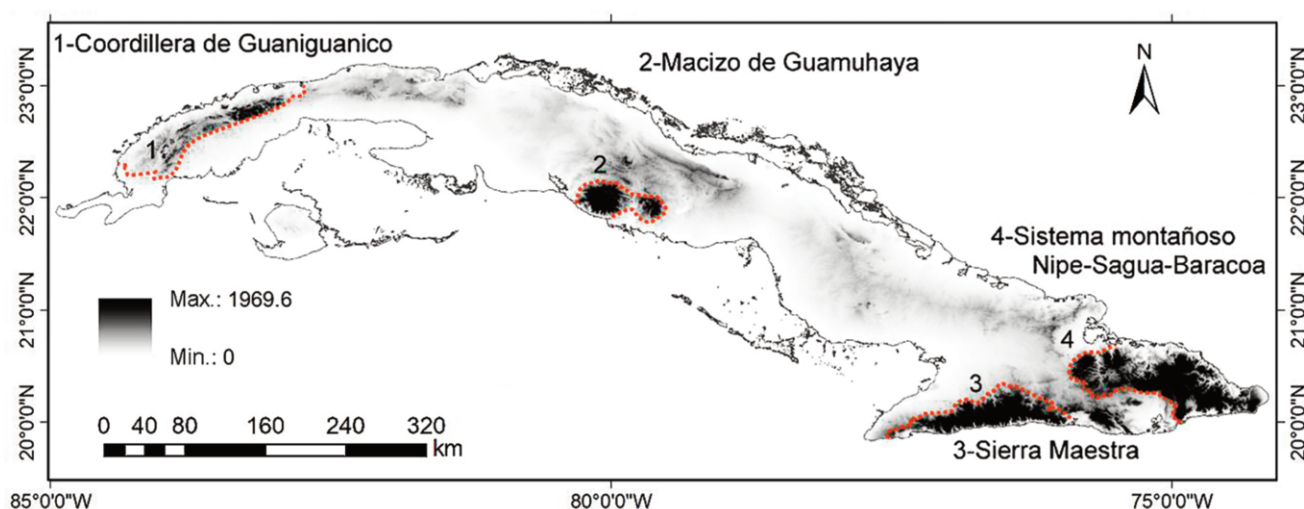


Figura 1. Representación del relieve y ubicación de los principales sistemas montañosos del archipiélago cubano. Líneas discontinuas rojas marcan los límites de los sistemas montañosos.

Figure 1. Representation of the relief and location of the main mountain systems in Cuban archipelago. Discontinuous red lines mark the limits of the mountain systems.

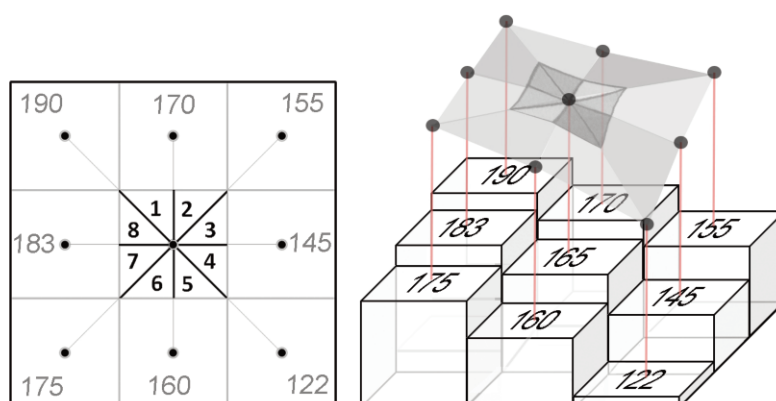


Figura 2. Representación del método de estimación aproximada de la superficie topográfica de un píxel a partir de un modelo digital de elevación, por sumatoria de las áreas de intersección de los triángulos formados con los centros de los píxeles adyacentes, teniendo en cuenta la información de altitud (modificado de Jenness 2004).

Figure 2. Representation of the approximated estimation method for topographic area in a pixel of a digital elevation model, by adding intersection areas of triangles forming by the union of surrounding pixels centers, considering altitude information (modified from Jenness 2004).

En este trabajo se utilizan los términos de área plana y área real en sentidos no estrictos. Se emplea el término área real o topográfica para designar al área calculada empleando el MDE, dado que es una aproximación más cercana a la realidad. Desde el punto de vista semántico, el término no es preciso ya que no existe un único valor de área que pueda llamarse “el real”, por la dependencia que tiene esta variable con la escala, que se manifiesta de forma fractal (Lam y Decola 1993). De igual manera, el término de área “plana” se utiliza como sinónimo de planimétrica, pero tampoco es semánticamente preciso porque esta área, aunque esté aparentemente sobre un plano, es calculada por los SIG teniendo en cuenta la curvatura del geode.

Estimación de las diferencias entre área planimétrica vs área real (topográfica)

A partir del mapa de área real obtenido se estimó la relación entre la altitud y la pendiente del terreno con la magnitud del sesgo de subestimación de área real al obviarse la información topográfica, mediante regresiones lineales, en el programa R.

En 15 puntos distribuidos a lo largo del país, se ubicaron tres parcelas circulares concéntricas de 4 km, 8 km y 12 km de radio (áreas aproximadas de 50 km², 200 km² y 450 km²) (Fig. 3A). En la zona de la Sierra Maestra se ubicaron dos parcelas rectangulares de 15 x 36 km planos (P1 y P2), que fueron atravesadas por perfiles longitudinales a lo largo de los cuales se extrajeron los valores de sesgos. En estas parcelas rectangulares se ubicaron sub-parcelas interiores de aproximadamente un tercio de su tamaño, pero cubriendo de manera distinta las zonas montañosas y planas (Fig. 3B). Estas sub-parcelas se utilizaron para evaluar el nivel de variación local al disminuir la escala de las mediciones, en comparación con estimados generales. Es decir, para demostrar como una reducción en igual magnitud de áreas planas pueden representar diferentes áreas de contracción, en dependencia de la ubicación específica.

En cada una de las parcelas, tanto las circulares como las rectangulares, se calculó la diferencia entre el área plana y el área topográfica. Esta última fue estimada como la suma de las áreas calculadas de los píxeles, y se reportó como porcentaje (Stone et al. 1997; Campbell et al. 2004):

$$DIF = \left[1 - \left(\frac{p}{t} \right) \right] * 100$$

... donde DIF: diferencia porcentual; p: área plana y t: área topográfica.

Caso de estudio

Para demostrar la distorsión de las áreas estimadas a partir de modelos de distribución potencial o adecuación de hábitat, se diseñaron las distribuciones potenciales de dos especies virtuales

con el paquete *virtualspecies* (Leroy et al. 2015) de la librería R, empleando las 19 variables climáticas de *Worldclim* (Hijmans et al. 2005), con la máxima resolución (0.5°). Para ello se siguió la estrategia de generar el espacio ambiental a través de un Análisis de Componentes Principales (ACP) y definir las zonas de adecuación climática en los ejes de los dos primeros componentes, con medias 5.0 y 2.5 en ambas. Las desviaciones estándares fueron de 3.5 para ambos ejes en la especie 1, y de 3.5 para el eje 1 y 1.0 para el eje 2 en la especie 2. Para la binarización de las áreas de adecuación en los mapas se empleó el método probabilístico, siguiendo una distribución logística de $\alpha = -0.05$ y dos umbrales de corte, definidos por $\beta = 0.3$ y $\beta = 0.5$, que rindieron dos escenarios: uno de distribución más amplia y uno de distribución más reducida (Fig. 4). Esta reducción puede simular el efecto de un cambio ambiental teórico sobre la distribución de la especie, por ejemplo, el impacto de los cambios climáticos. En ambos casos se calculó el área de ocupación potencial empleando tanto las áreas planimétricas como topográficas y se estimaron las diferencias (el código de R está disponible en la información suplementaria, conjuntamente con el mapa de área topográfica, el mapa de sesgos y los mapas de las especies virtuales, en el repositorio Figshare; <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.12200513>).

Resultados

El mapa de área real es visualmente similar al MDE (Fig. 4A), por la asociación que hay entre la altitud y pendientes y el nivel de distorsión de la estimación con relación al área plana. Con la resolución del MDE empleado, cada píxel tiene aproximadamente 721 m² pero el sesgo puede ascender hasta un valor de subestimación máximo de 1598 m², equivalente a un 45% de error. Los sesgos son mayormente notables en las regiones montañosas de la isla y disminuyen considerablemente en las regiones planas (Fig. 5A), donde lo más frecuente es que la subestimación sea ligera, de entre 0 y 160 m² por píxel (Fig. 5B), que es lo que aparece en el 95.9% del territorio nacional.

La relación entre el grado de subestimación y la altitud o pendiente no fue directa (Fig. 6) ya que diferentes combinaciones de estas variables pueden producir diferentes valores. Así, una zona de elevada altitud puede tener bajo sesgo si es relativamente plana, como es el caso de las mesetas, o el área de una zona de baja altitud media puede estar muy subestimada si es un terreno muy irregular, con cambios bruscos de pendientes.

La comparación de los estimados de sesgo en las parcelas circulares concéntricas mostró una alta variabilidad, e independencia relativa con el tamaño de la parcela (Fig. 7). En las parcelas menores, en la zona de las montañas de Sagua - Baracoa el sesgo fue máximo, alcanzando cerca del 20%. En general, no existieron diferencias marcadas en el sesgo en relación al tamaño de las parcelas, siendo menor la diferencia en las zonas más llanas.

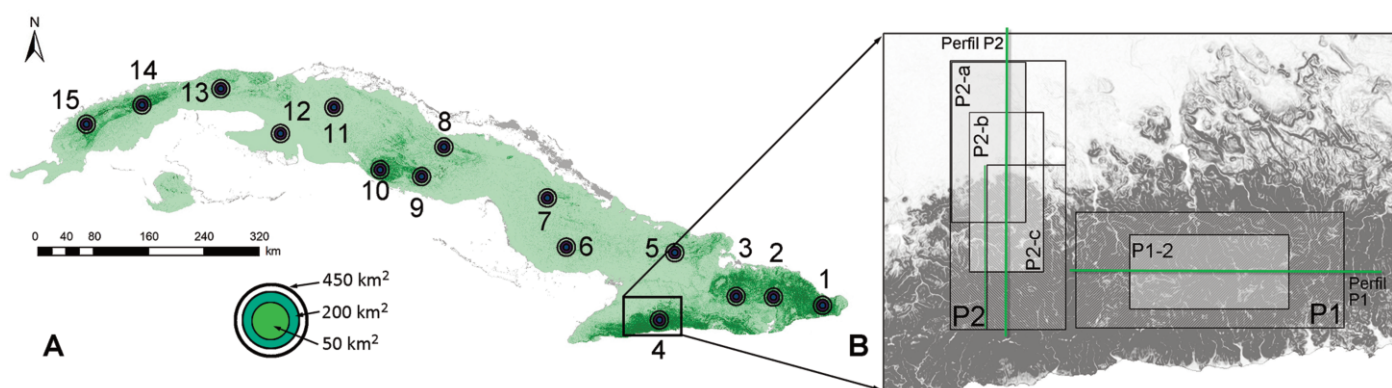
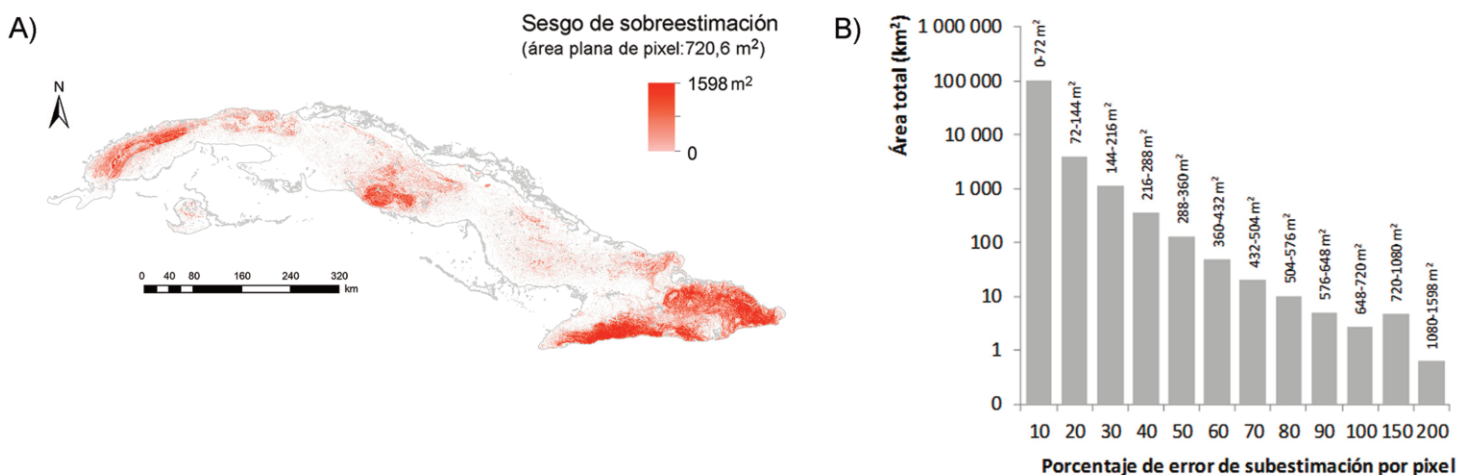
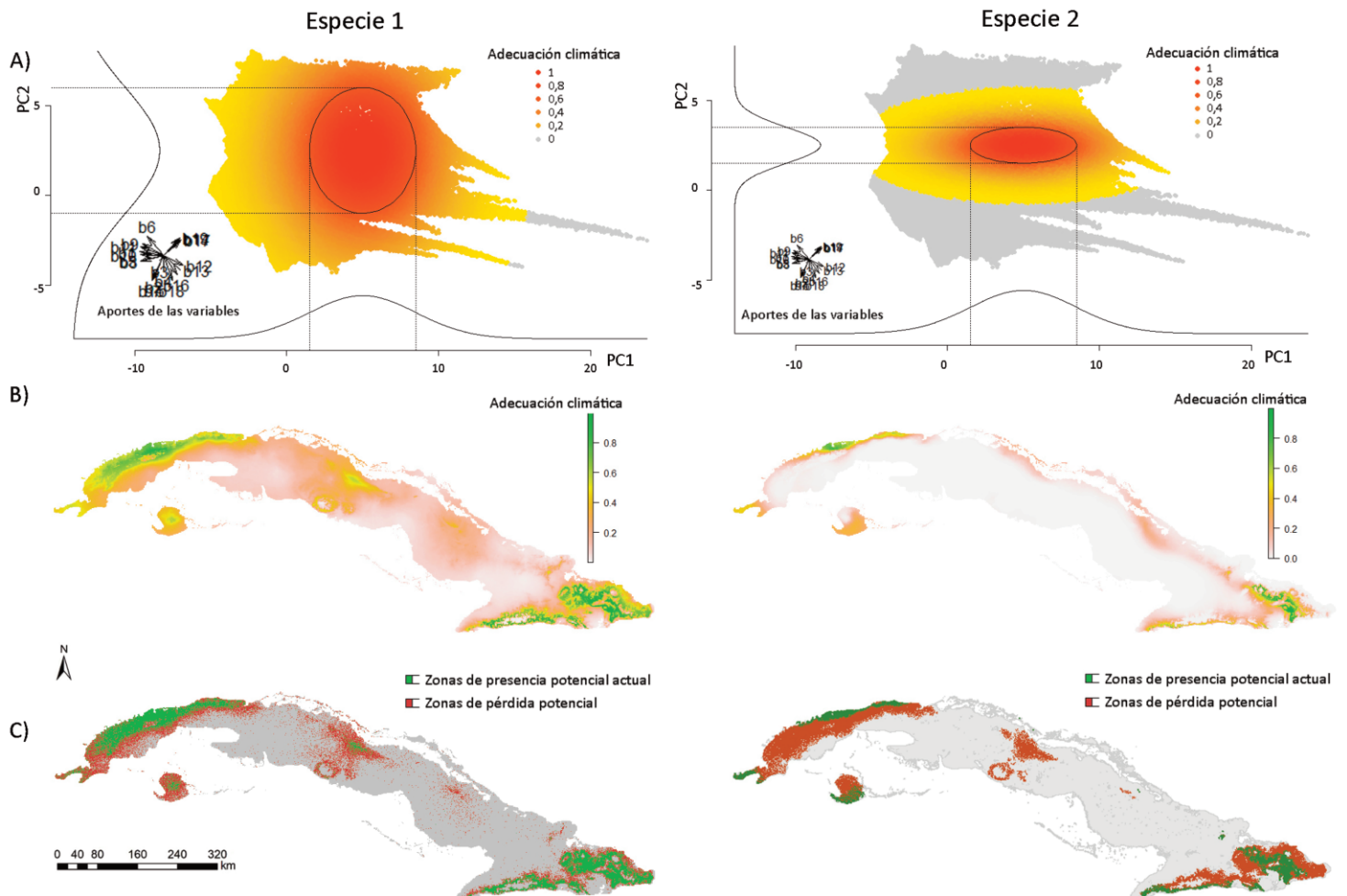


Figura 3. Ubicación de las parcelas empleadas para demostrar los sesgos asociados al reporte de áreas planas sin tener en cuenta la orografía. **A)** Parcelas circulares concéntricas, **B)** Parcelas con distintas coberturas de zonas montañosas y líneas de perfiles descritos.

Figure 3. Locations of parcels used to show the biases associated to reporting planimetric areas instead using terrain orography, in ecological studies and distribution modeling in Cuba. **A)** Concentric circular parcels, **B)** Parcels with different mountain cover and described lineal profiles.



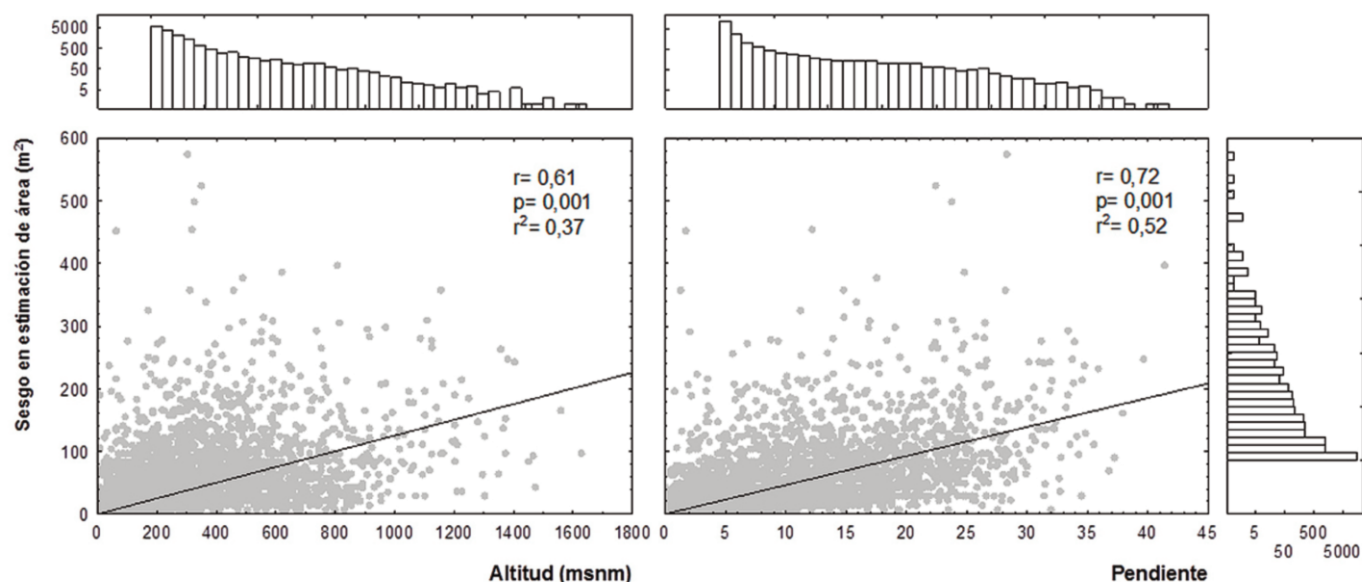


Figura 6. Relación entre la altitud y la pendiente del terreno con la magnitud del sesgo de subestimación de área real al obviarse la información topográfica en estudios ecológicos y de modelación espacial en Cuba.

Figure 6. Relationship between altitude and terrain slope with the underestimation bias of the real area real caused by ignoring topographic information in ecological and spatial modeling studies in Cuba.

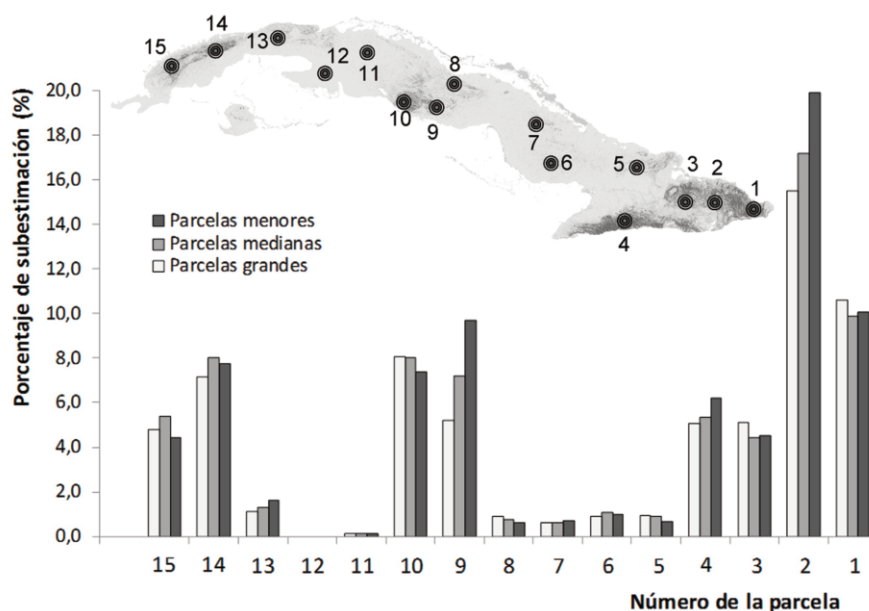


Figura 7. Porcentaje de sesgo al no considerar la información del relieve en la estimación del área superficial de parcelas circulares concéntricas de tres radios distintos (4, 8 y 12 km) distribuidas en el territorio nacional de Cuba.

Figure 7. Underestimation percentual bias by ignoring relief information when calculating areas at concentric circular parcels of three radios (4, 8 and 12 km), distributed over national territory of Cuba.

La comparación de las estimaciones en las parcelas ubicadas en la región de la Sierra Maestra, que representa el área topográficamente más compleja del país, mostró el marcado efecto que puede tener el reporte de áreas planas en lugar de las áreas topográficas sobre estimaciones locales (Fig. 8).

En las parcelas mayores, la subestimación fue superior en la parcela P1 (14%) que solo incluía regiones montañosas. El perfil longitudinal de esta parcela tuvo una longitud plana de 35.9 km, pero la distancia sobre superficie fue de 49.5 km (27% mayor) (Fig. 8A), por la alta variabilidad en las subestimaciones a lo largo del recorrido completo. La subparcela interior (P1-2), con un 37.9% del área plana total de la parcela, tuvo un área topográfica superior en magnitud (36.9 km² mayor, 15% de diferencia), pero en ambas estimaciones se mantuvo prácticamente la misma proporción relativa entre las áreas (38.3%) (Fig. 8B). Esto implica

que si las variaciones fueran expresadas como porcentaje no existiría sesgo.

Por otra parte, en la parcela 2, que incluía una zona llana y otra montañosa, el nivel de subestimación general fue menor (7%). Sin embargo, en este caso aparecieron marcadas diferencias en los estimados de áreas de las tres subparcelas -de idéntica área plana- en dependencia de su ubicación dentro de la parcela global. La subparcela que incluyó mayor proporción de zonas planas (P2-a) tuvo una subestimación del 3.1%, mientras que, cuando aumentó la representación de zonas montañosas, el sesgo aumentó a un 11.9% (P2-c). Esto demuestra que el nivel de sesgo al considerar una reducción en un área depende de las proporciones entre los tipos de topologías que se incluyen en las zonas de estimación. En esta segunda parcela, el perfil longitudinal medido sobre el área plana fue subestimado en un 14% con relación a la distancia sobre el relieve.

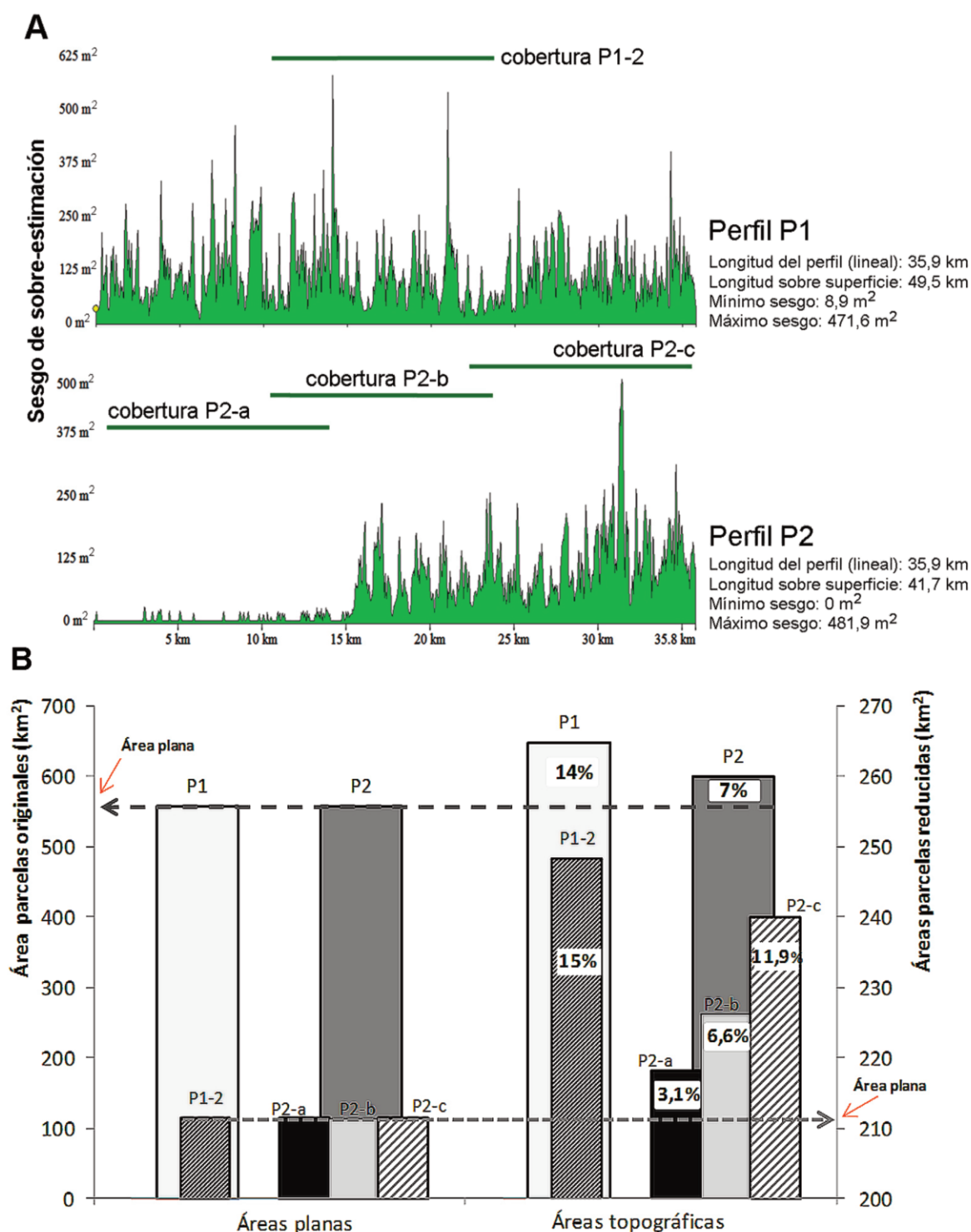


Figura 8. Distribución espacial de los sesgos en la estimación del área superficial sin tener en cuenta el relieve en parcelas con diferente representación de zonas montañosas en el oriente de Cuba. **A)** Representación del perfil de variación de los sesgos a lo largo de las parcelas y **B)** Niveles de subestimación en las parcelas y subparcelas de igual tamaño que difieren solo en su ubicación.

Figure 8. Spatial distribution of biases in the estimation of surface area without considering terrain relief in parcels with different cover of mountain areas in western Cuba. **A)** Representation of bias variation along parcels profile lines and **B)** Levels of underestimation among parcels and equal size reduced subparcels differing only in location.

Al evaluar el efecto de las diferencias en formas de estimación de las extensiones en las áreas de distribución potencial de dos especies virtuales se observó la variabilidad en magnitud (Fig. 9). En la primera especie, las áreas de distribución antes y después del cambio tienen diferencia entre métodos de estimación superiores a los 700 km². Pero, como el área perdida con la reducción en el área de distribución potencial aparece mayormente concentrada en las zonas llanas, la diferencia entre estimados es relativamente pequeña, de solo 16 km². Sin embargo, en la segunda especie virtual, la reducción incluye una proporción mayor de áreas montaño-

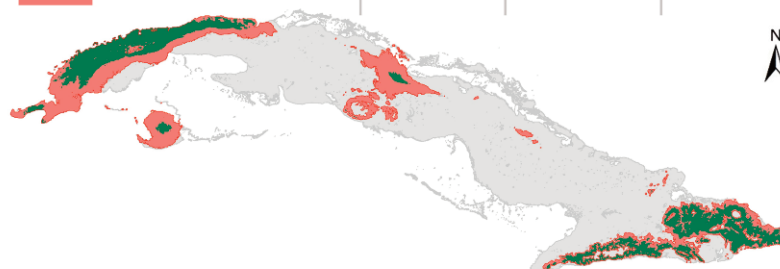
sas, por lo que la diferencia entre estimados planimétricos y topográficos en cuanto a área perdida ascendió a 685 km², lo cual es un error equivalente a un tercio de la superficie de la Isla de la Juventud. Los errores aparecen de manera más marcada cuando se hacen estimaciones absolutas debido a que, cuando se relativizan a porcentaje las variaciones, las diferencias tienden a ser mucho menores. Así, la reducción en área de la especie 1 es equivalente al 45.8% cuando se estima de forma plana y del 47% cuando se estima teniendo en cuenta la topología. En la especie 2 las diferencias son del 21.7% y del 21.6%, respectivamente.

Especie virtual 1

Leyenda

- Borde del área original
- Área remanente
- Área perdida

Estimado planimétrico	Estimado topográfico	Diferencia entre estimados
31675,2 km ²	32395,7 km ²	720,5 km ²
14506,6 km ²	15212,0 km ²	705,4 km ²
17168,6 km ²	17184,8 km ²	16,2 km ²



Especie virtual 2

Leyenda

- Borde del área original
- Área remanente
- Área perdida

Estimado planimétrico	Estimado topográfico	Diferencia entre estimados
28183,9 km ²	29049,5 km ²	865,6 km ²
6106,5 km ²	6270,1 km ²	163,6 km ²
22472,2 km ²	23157,2 km ²	685,0 km ²

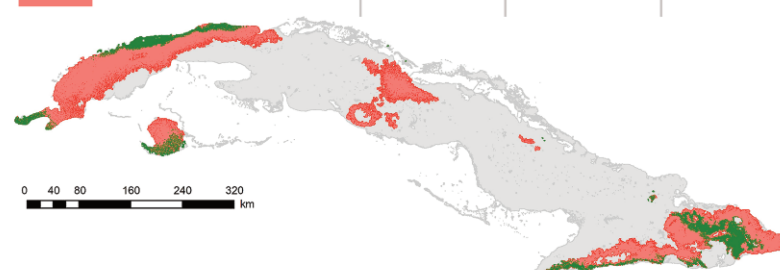


Figura 9. Diferencias en los estimados de áreas de distribución potencial de dos especies virtuales en el territorio cubano con una reducción simulada de sus distribuciones, ignorando o no la información topográfica.

Figure 9. Differences in area estimation in the potential distribution of two virtual species in Cuban territory with a simulated reduction, by accounting or ignoring topographic information.

Discusión

En Cuba, que es un país predominantemente llano, emplear estimados de áreas planas e ignorar la información del relieve produce niveles de subestimación relativamente bajos en la mayor parte del territorio: de entre 0 y 160 m² por cada píxel de 720 m². No obstante, al acumularse estos estimados en grandes áreas, el efecto físico puede ser significativo. El hecho de que las magnitudes de sesgos dependan de las ubicaciones geográficas específicas y los tamaños de las unidades de muestreo, complejiza la inferencia de su efecto potencial sobre los resultados si no se calculan directamente. Sobre todo, en el caso de las comparaciones entre áreas extendidas y áreas reducidas, los estimados de magnitudes de cambio pueden llegar a estar severamente sesgados, no así la expresión del cambio como porcentaje, por lo cual se sugiere que en este tipo de estudios se evite el reporte de áreas precisas en unidades físicas, que sugieren un nivel de exactitud no real. Lo mismo sucede con las estimaciones de distancias, pero siempre debe hacerse un análisis caso a caso. Por ejemplo, en un estudio hipotético sobre desplazamiento de poblaciones migratorias no es lo mismo hablar de aves que de animales terrestres: en el caso de las aves mayores el vuelo es en línea recta independientemente de la topografía por lo que un estimado de distancia plana puede ser suficiente. En términos de manejo, puede o no ser ignorable una diferencia de 50 km² entre estimados, en dependencia del objetivo específico que se persiga. Para los procesos de categorización de especies amenazadas mediante las directrices de la UICN, por ejemplo, uno de los criterios más utilizados es el B (Extensión de presencia y Área de ocupación). En este sentido, em-

plear estimaciones de áreas subestimadas puede ubicar a una o varias especies en categorías que no representan, en la realidad, su nivel de amenaza. Esto no solo tiene un impacto directo en el conocimiento de las especies, sino que, además, desde el punto de vista logístico, puede traer como consecuencias una mala administración de los escasos recursos enfocados a la conservación (Rands et al. 2010).

Monterroso et al. (2013), al comparar entre sexos las medidas topográficas y planimétricas de los rangos de hogar en especies de ofidios, hicieron notar que las diferencias intersexuales sugeridas en la literatura podrían estar confundidas hasta en un 22%, al no emplearse las áreas reales. Los modelos confeccionados por estos autores sugieren que cuando las pendientes de las zonas de estudio llegan a tener valores iguales o superiores a 16.3° o incluyen rangos altitudinales superiores a 1800 m se llegan a producir sesgos superiores al 5% en los estimados de áreas.

El relieve puede ser una variable de gran importancia en la ecología de las especies al restringir las configuraciones del área de hogar (cambian los bordes en relación con la ubicación espacial de elementos topográficos). Por ejemplo, Reid y Weatherhead (1988) describieron que en el gorrión *Passerculus sandwichensis* las crestas de las elevaciones obstruyen el rango de visión y son percibidos como riesgos por lo que son excluidas de sus áreas de acción. Se conoce que muchas especies se identifican con atributos topográficos del paisaje, no solo las altitudes y pendientes. Wakelyn (1987) halló mayor concentración de cabras *Ovis canadensis canadensis* en áreas con mayor relieve, mientras que las de cabras de desierto *O. c. mexicana* generalmente están en o cerca de los bordes superiores de acantilados rocosos (Gionfriddo y Krausman

1986). Warrick y Cypher (1998) encontraron que los hábitats de preferencia de los zorros en California *Vulpes nzucrotisnutiw* están fuertemente asociados a la rugosidad del terreno. Wiggers y Bea-sorn (1986) encontraron que los venados de cola blanca de Texas (*Odocoileus virginianus texanus*) parecen preferir áreas con menor topografía que los de desierto (*O. hermonius crooki*).

Hay varias razones por las que los estimados de áreas topográficas son preferibles a los estimados planimétricos. Blakemore (2018) discute la importancia de la exactitud en los estimados de superficies geográficas para las ciencias del suelo, al ser necesarias en el cálculo de la productividad, la erosión, los intercambios gaseosos con la atmósfera y otros procesos ecológicos. En estudios de ecología y conservación cobra mayor importancia, no solo porque los resultados son más exactos y reflejan de forma más realista lo que existe en la naturaleza, sino porque el área real da un mejor estimado de disponibilidad de hábitats o recursos para las especies. La tasa entre el área real y su estimado planimétrico puede actuar como un índice de la irregularidad del terreno en un paisaje, el cual puede ser empleado como variable predictora en estudios distribucionales. Por las asociaciones con las especies, muchos investigadores han reconocido la importancia de estas variables y han incorporado factores topográficos como determinantes en estudios a gran escala de modelaciones de distribuciones (ej., Kavanagh y Stanton 2005; Monterroso et al. 2009; Real et al. 2009). Sin embargo, en las modelaciones, cuando el objetivo es hacer proyecciones al futuro en contextos de cambio climático, estas variables geográficas se ignoran. Pero el efecto del clima y sus potenciales cambios puede interactuar con la topografía de maneras no lineales (Kuebler et al. 2016; Title y Bemmels 2018) y las áreas de distribución pueden quedar distorsionadas si son estimadas solo por factores climáticos.

Algunas aplicaciones en estudios particulares solo necesitan las magnitudes relativas que, a partir del ejemplo de las especies virtuales generadas en este trabajo, se comprobó que son bastante constantes entre las derivadas de áreas planimétricas y las topográficas. En estos casos deben evitarse los estimados de áreas en unidades físicas (hectáreas o kilómetros cuadrados), que a pesar de su impresión de precisión y facilidad de interpretación no son realistas, y restringirse solo a reportar los porcentajes de diferencias. Hay algunos estudios para los cuales las diferencias absolutas no son significativas y las áreas planas son buenos sustitutos, por ejemplo, en estudios hidrológicos relacionados con la densidad de precipitaciones-dado que los pluviómetros miden volumen capturado por superficies planas conocidas. Sin embargo, en términos ecológicos es poco probable que puedan ser ignoradas estas diferencias sin efectos mayores.

Es importante recordar que este tipo de estimación representa solo una aproximación cuyo cálculo depende del método y de la resolución espacial del modelo digital de elevación empleado. El método utilizado para estimar el área topográfica tiende a ser menos preciso que los *Triangulated Irregular Networks* (TIN) para obtener estadísticas de superficies, especialmente en áreas pequeñas encerradas en vectores poligonales, pero la precisión aumenta cuando se consideran áreas mayores y es casi igual en ambos métodos a partir de incluir más de 250 píxeles (Jenness 2004). La resolución espacial y la escala también influyen. Nogués-Bravo y Araújo (2006) mostraron que parcelas de 10 x 10 km en los Pirineos, a escalas de 100 m rendían áreas superficiales reales un 180% superiores (280 km²), con escalas de 500 m el área era un 30% superior (130 km²) y con escalas de 1 km, el área superficial estimada era solo de un 10% mayor (110 km²). Este es un comportamiento fractal típico y dada esta naturaleza no es posible tener un estimado absoluto, exacto y constante de las superficies, sino que siempre estarán determinados por la resolución del modelo digital empleado. Mandelbrot (1983) describió el concepto de dimensión fractal a partir del cálculo de distancias a distintas escalas espaciales. La dimensión fractal es un índice de irregularidad que varía entre 2 (áreas planas) y 3 (superficie que al pasar por todos los puntos de un volumen se convierte en un objeto 3D).

La resolución de la superficie también debe ser una función de la escala del fenómeno estudiado. En este trabajo se empleó el MDE del SRTM que, con precisión de 30 m, es uno de los más utilizados actualmente para aplicaciones regionales o de gran escala, pero para estudios finos a escalas más precisas deben usarse otros productos de mayor precisión. Hoechstetter et al. (2008) obtuvieron para Alemania porcentajes muy elevados de subestimación empleando modelos de muy alta resolución (1 m).

La Agencia de Exploración Aeroespacial de Japon (JAXA) liberó gratuitamente en mayo del 2015 un modelo digital de superficie del mundo, el *ALOS World 3-D-30m* (AW3D30), con una resolución horizontal de 30 m y precisión de 5 m verticales. Para muchos lugares ya existen disponibles modelos de alta definición obtenidos por LIDAR (sensores activos con láseres) a escalas entre 2.0 y 0.25 m, pero son caros y no existen coberturas globales a esta resolución. La pérdida de las irregularidades de alta frecuencia a pequeñas escalas es irrelevante frente a la información de las irregularidades de baja frecuencia de las grandes extensiones (Chu et al. 1995). Mientras menor sea el tamaño del píxel, el estimado absoluto de la superficie aumenta exponencialmente.

La consideración de la escala también se deriva del objetivo específico de cada estudio. Se sabe que el comportamiento espacial de la vegetación en áreas grandes depende de las variaciones a gran escala, no de las pequeñas irregularidades locales. Además, el carácter fijo o estático del relieve a grandes escalas cambia cuando la escala es disminuida, en las cuales las características geográficas del terreno son cambiantes: hay erosiones, flujos, escurrimientos, actividades tectónicas o antropogénicas, y otros factores que influyen en sus variaciones.

Conclusión

En este trabajo se demuestra que los sesgos por ignorar el relieve en la estimación de áreas superficiales y distancias en estudios ecológicos pueden ser de magnitud considerable. Los cálculos de áreas topográficas pueden ser bastante demandantes y existen varios métodos para su estimación (Polidori et al. 1991; Lorimer et al. 1994; Jenness 2004), pero partiendo de un mapa de área topográfica es muy simple la corrección de los estimados para obtener valores más aproximados a la realidad. Por ello, la complejidad metodológica ya no debe considerarse una justificación para ser permisivos con estos sesgos, sobre todo teniendo en cuenta su potencial efecto sobre los resultados en investigaciones ecológicas. Más estudios sobre los impactos de estos sesgos son necesarios, sobre todo en términos de las implicaciones que pueden tener sobre las conclusiones de un trabajo o sobre su influencia potencial en las decisiones de manejo.

Referencias

- Admasu, E., Thirgood, S.J., Bekele, A., Laurenson, M. 2004. Spatial ecology of golden jackal in farmland in the Ethiopian Highlands. *African Journal of Ecology* 42:144-152.
- Azor, L., Barro, A. 2015. Modelación de la distribución potencial de mariposas endémicas cubanas (Lepidoptera: Papilionoidea). *Revista Cubana de Ciencias Biológicas* 3(3):18-30.
- Barrios, D., Mancina, C.A. 2017. *Dendrocereus nudiflorus* (Cactaceae): pasado, presente y futuro de un anacronismo en peligro de extinción según modelos de nicho climático. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 38: 119-132.
- Biebow, K. 2009. Home range size and use in *Allocebus trichotis* in Analamazaotra Special Reserve, central eastern Madagascar. *International Journal of Primatology* 30(2):367-386.
- Blakemore, R.J. 2018. Non-flat earth recalibrated for terrain and rugged soil relief. *Soil Systems* 2(4), 64; <https://doi.org/10.3390/soilsystems2040064>
- Broomhall, L.S., Mills, M.G.L., Du Toit, J.T. 2003. Home range and habitat use by cheetahs (*Acinonyx jubatus*) in the Kruger National Park. *Journal of Zoology* 261(2):119-128.
- Cabello, J., Paruelo, J.M. 2008. La teledetección en estudios ecológicos. *Revista ecosistemas* 17(3):1-3.

- Campbell, T.A., Laseter, B.R., Ford, W.M., Miller, K.V. 2004. Topographic home ranges of white-tailed deer in the central Appalachians. *South-eastern Naturalist* 3(4):645-652.
- Castleberry, S.B., Ford, W.M., Wood, P.B., Castleberry, N.L., Mengak, M.T. 2001. Movements of Allegheny woodrats in relation to timber harvesting. *The Journal of wildlife management* 65:148-156.
- Chou, Y.H., Dezzani, R.J., Minnich, R.A., Chaset, R.A. 1995. Correction of surface area using digital elevation models. *Geographical Systems* 2:131-151.
- Díaz, L.R. 1989. Mapa de regionalización climática de Cuba. En: Gutiérrez, G.O., Sánchez, E.A., Hernández, J.R., Propin, E., Díaz, L.R., Rojo, E.L., et al. (eds.), *Nuevo Atlas Nacional de Cuba*. Instituto de Geografía de la Academia de Ciencias de Cuba, La Habana, Cuba.
- Fan, P.F., Jiang, X.L. 2008. Effects of food and topography on ranging behavior of black crested gibbon (*Nomascus concolor jingdongensis*) in Wuliang Mountain, Yunnan, China. *American Journal of Primatology* 70:871-878.
- Farr, T.G., Rosen, P.A., Caro, E., Crippen, R.T., Duren, R., Hensley, S., et al. 2007. The shuttle radar topography mission. *Review of Geophysics* 45(2):1-33.
- Ferrer-Sánchez, Y., Companioni, I.R., Abasolo-Pacheco, F., Plasencia-Vázquez, A.H., Denis, D., Rodríguez, E. 2017. Parámetros reproductivos y distribución geográfica potencial de las áreas de anidación de *Grus canadensis nesiotis* (Aves, Gruidae) en Cuba: implicaciones para su conservación. *Animal Biodiversity and Conservation* 40 (2):175-186.
- Find'o, S., Chovancova, B. 2004. Home ranges of two wolf packs in the Slovak Carpathians. *Folia Zoologica* 53:17-26.
- Fuentes-Marrero, I.M., González-Oliva, L., Baró, I., González, M.T., Mancina, C.A. 2019. Efecto potencial del cambio climático sobre la distribución de plantas asociadas a bosques húmedos del oriente de Cuba. *Acta Botánica Cubana* 218(2):160-170.
- Gionfriddo, J.P., Krausman, P.R. 1986. Summer habitat use by mountain sheep. *Journal of Wildlife Management* 50:331-336.
- Greenberg, D.B., McClintock W.J. 2008. Remember the third dimension: terrain modeling improves estimates of snake home range size. *Copeia* 4:801-806.
- Grueter, C., Li, D., van Schaik, C., Ren, B., Long, Y., Wei, F. 2008. Ranging of *Rhinopithecus bieti* in the Samage Forest, China. I. Characteristics of range use. *International Journal of Primatology* 29:1121-1145.
- Gutiérrez, R.D., Rivero, M. 1997. *Minigeografía de Cuba*. Editorial Científico-Técnica. La Habana, Cuba.
- Hernández, M., Palmarola, A., Veltjen, E., Selman, P., Testé, Larridon, E., Samain, M.S., González-Torres, L.R. 2020. Population structure and genetic diversity of *Magnolia cubensis* subsp. *acunae* (Magnoliaceae): effects of habitat fragmentation and implications for conservation. *Oryx* 54(4):451-459; <https://doi.org/10.1017/S003060531900053X>
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., Jarvis, A. 2005. Very high-resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25:1965-1978.
- Hoechstetter, S., Walz, U., Dang, L.H., Thinh, N.X. 2008. Effects of topography and surface roughness in analyse of landscape structure - a proposal to modify the existing set of landscape metrics. *Landscape Online* 3:1-14.
- Jalkanen, J., Toivonen, T., Moilanen, A. 2020. Identification of ecological networks for land-use planning with spatial conservation prioritization. *Landscape Ecology* 35(2): 353-371.
- Jenness, J.S. 2004. Calculating landscape surface area from digital elevation models. *Wildlife Society Bulletin* 32:829-839.
- Jenness, J.S. 2013. *DEM Surface Tools for ArcGIS (surface_area.exe)*. Jenness Enterprises, Flagstaff, AZ. [consultado 18 abril 2020]. Disponible en: http://www.jennessent.com/arcgis/surface_area.htm.
- Kavanagh, R.P., Stanton, M.A. 2005. Vertebrate species assemblages and species sensitivity to logging in the forests of north-eastern New South Wales. *Forest Ecology and Management* 209:309-341.
- Kenward, R.E. 2001. *A manual for wildlife radio tagging*. 2nd ed. Academic Press, Londres, Reino Unido.
- Kuebler, D., Hildebrandt, P., Guenter, S., Stimm, B., Weber, M., Mosandl, R., et al. 2016. Assessing the importance of topographic variables for the spatial distribution of tree species in a tropical mountain forest. *Erdkunde* 19-47.
- Lam, N.S., Decola, L. 1993. *Fractals in geography*. PTR Prentice-Hall, Englewood Cliffs, NJ, Estados Unidos.
- Leroy, B., Meynard, C.N., Bellard, C., Courchamp, F. 2015. Virtualspecies, an R package to generate virtual species distributions. *Ecography* 38:001-009.
- Lorimer, N.D., Haight, R.G., Leary, R.A. 1994. *The fractal forest: fractal geometry and applications in forest science*. United States Department of Agriculture Forest Service, North Central Forest Experiment Station, General Technical Report, NC-170, St. Paul, MN, Estados Unidos.
- Mancina, C.A., Cruz, D.D. (eds.). 2017. *Diversidad biológica de Cuba: métodos de inventario, monitoreo y colecciones biológicas*. Editorial AMA, La Habana, Cuba, 502 pp.
- Mancina, C.A., Hernández, M., Martínez-Borrego, D., Estrada, R. 2017. An assessment of the potential effects of climate change on the distribution of Painted Land snail species, genus *Polymita* (Gastropoda: Cepolidae). *Tentacle* 25:17-19.
- Mandelbrot, B.B. 1983. *The Fractal Geometry of Nature*. W.H. Freeman and Co. San Francisco, CA, Estados Unidos.
- Martínez-Borrego, D., Hernández-Quinta, M. 2017. Posible efecto del cambio climático sobre la distribución actual y futura de moluscos terrestres endémicos cubanos. *Poeyana* 504: 8-21.
- Mattisson, J., Persson, J., Andrén, H., Segerstroem, P. 2011. Temporal and spatial interactions between an obligate predator, the Eurasian lynx, and a facultative scavenger, the wolverine. *Canadian Journal of Zoology* 89:79-89.
- Molina-Vacas, G., Bonet-Arboli, V., Rafart-Plaza, E., Rodríguez-Teijeiro, J. 2009. Spatial ecology of European badgers (*Meles meles* L.) in Mediterranean habitats of the north-eastern Iberian Peninsula. I: home range size, spatial distribution and social organization. *Vie et milieu* 59(3):223-232.
- Monterroso, P., Brito, J.C., Ferreras, P., Alves, P.C. 2009. Spatial ecology of the European wildcat in a Mediterranean ecosystem: dealing with small radio-tracking datasets in species conservation. *Journal of Zoology* 279:27-35.
- Monterroso, P., Sillero, N., Rosalino, L.M., Loureiro, F., Alves, P.C. 2013. Estimating home-range size: when to include a third dimension? *Ecology and Evolution* 3(7):2285-2295
- Moore, J.A., Gillingham, J.C. 2006. Spatial ecology and multi-scale habitat selection by a threatened rattlesnake: the Eastern Massasauga (*Sistrurus catenatus catenatus*). *Copeia*:742-751.
- Nogués-Bravo, D., Araújo, M.B. 2006. Species richness, area and climate correlates. *Global Ecology and Biogeography* 15:452-460.
- Núñez-Penichet, C., Cobos, M.E., Gutiérrez, J., Barro, A. 2016. Distribución potencial del género *Omphalea* (Euphorbiaceae) en Cuba: aproximación a su distribución real. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 37:165-175
- Petitmermet, J.H., Fried, J.S., Sessions, J. 2019. Estimating biomass availability and cost when implementing forest restoration with tethered harvest systems. *Journal of Forestry* 117(4): 323-339.
- Polidori, L., Chorowicz, Guillaude, J.R. 1991. Description of terrain as a fractal surface, and application to digital elevation model quality assessment. *Photogrammetric Engineering and Remote Sensing* 57: 1329-1332.
- Rands, M.R., Adams, W.M., Bennun, L., Butchart, S. H., Clements, A., Coomes, D., et al. 2010. Biodiversity conservation: challenges beyond 2010. *Science* 329(5997): 1298-1303
- Real, R., Barbosa, A.M., Rodríguez, A., García, F.J., Vargas, J.M., Palomo, L.J., et al. 2009. Conservation biogeography of ecologically interacting species: the case of the Iberian lynx and the European rabbit. *Diversity and Distribution* 15:390-400.
- Reid, M., Weatherhead, P.J. 1988. Topographical constraints on competition for territories. *Oikos* 51:115-117.
- Resnik, J.R., Andelt, W.F., Stanley, T.R., Snow, N.P. 2018. Island Fox Spatial Ecology and Implications for Management of Disease. *The Journal of Wildlife Management* 82(6):1185-1198
- Simcharoen, S., Barlow, A., Simcharoen, A., Smith, J. 2008. Home range size and daytime habitat selection of leopards in Huai Kha Khaeng Wildlife Sanctuary, Thailand. *Biological Conservation* 141:2242-2250.
- Sprague, D.S. 2000. Topographic effects on spatial data at a Japanese macaque study site. *American Journal of Primatology* 52:143-147.
- Stenzel, J. E., Bartowitz, K. J., Hartman, M. D., Lutz, J. A., Kolden, C. A., Smith, A. M., Hudiburg, T. W. 2019. Fixing a snag in carbon emissions estimates from wildfires. *Global change biology* 25(11): 3985-3994.

- Stone, K., Heidt, G., Caster, P., Kennedy, M.L. 1997. Using geographic information systems to determine home range of the southern flying squirrel (*Glaucomys volans*). *American Midland Naturalist* 137:106-111.
- Testé, E., González-Oliva, L., Marquez-Cuétara, A. 2015. Invasión actual y potencial del árbol tóxico *Rhus succedanea* (Anacardiaceae) en el Paisaje Natural Protegido Topes de Collantes, Cuba. *Revista del Jardín Botánico Nacional* 36:173-180.
- Title, P.O., Bemmels, J.B. 2018. ENVIREM: an expanded set of bioclimatic and topographic variables increases flexibility and improves performance of ecological niche modeling. *Ecography* 41(2):291-307.
- Vasconcelos, T.S., Prado, V.H. 2019. Climate change and opposing spatial conservation priorities for anuran protection in the Brazilian hotspots. *Journal for Nature Conservation* 49:118-124.
- Velazco-Pérez, K., Mancina, C.A. 2019. Potential Effects of Climate Change on the Distribution of Endemic Lizards (Squamata: Sauria) in Cuba. *International Journal of Zoology and Animal Biology* 2(9): 000181.
- Wakelyn, L.A. 1987. Changing habitat conditions on bighorn sheep ranges in Colorado. *Journal of Wildlife Management* 51:904-912.
- Warrick, G.D., Cypher, B.L. 1998. Factors affecting the spatial distribution of San Joaquin kit foxes. *Journal of Wildlife Management* 62:707-717.
- Webb, J.K., Shine, R. 1998. Using thermal ecology to predict retreat-site selection by an endangered snake species. *Biological Conservation* 86:233-242.
- Weibel, R., Heller, M. 1991. Digital terrain modelling. En: Maguire, D.J., Goodchild, M.F., Rhind, D.W. (eds.), *Geographical Information Systems*, p. 269-297. Longman Scientific and Technical, Essex, Reino Unido.
- Wiens, J., Sutter, R., Anderson, M., Blanchard, J., Barnett, A., Aguilar-Amuchastegui, N., Laine, S. 2009. Selecting and conserving lands for biodiversity: the role of remote sensing. *Remote Sensing of Environment* 113(7):1370-1381.
- Wiggers, E.P., Beasom, S.L. 1986. Characterization of sympatric or adjacent habitats of 2 deer species in West Texas. *Journal of Wildlife Management* 50:129-134.