

Impacto del huracán Irma en tres formaciones vegetales de cayo Paredón Grande, Ciego de Ávila, Cuba

Impact of Irma hurricane in three plant formations of Paredón Grande key, Ciego de Ávila, Cuba

Michel Faife-Cabrera^{1*}, Alejandro Pérez-Obregón² y Laritza González Leiva³

¹Departamento de Biología, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Central "Marta Abreu" de Las Villas, Carretera a Camajuaní km 5½, Santa Clara, Villa Clara, Cuba. C.P. 54830. ²Centro de Estudios Jardín Botánico de Villa Clara, Universidad Central "Marta Abreu" de Las Villas, Carretera a Camajuaní km 5½, Santa Clara, Villa Clara, Cuba. C.P. 54830. ³Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros, Cayo Coco, Ciego de Ávila, Cuba. *Autor para correspondencia (e-mail: michei@uclv.edu.cu).

RESUMEN

La implementación de un programa de monitoreo enfocado en la evaluación de impactos es especialmente relevante en las zonas costeras como aquellas áreas ecológicamente sensibles al impacto de eventos hidrometeorológicos. La predicción, de los posibles impactos ante eventos extremos, se puede ver favorecida por la comprensión de la dinámica de la vegetación. En el presente trabajo se evaluaron los posibles cambios en la estructura, composición y diversidad de especies en cuatro momentos (febrero de 2017, previo al paso del huracán Irma, y posterior a este en febrero y octubre de 2018 y abril de 2019), para tres formaciones vegetales de cayo Paredón Grande, Ciego de Ávila, Cuba. Se registró la cantidad de individuos de cada especie en 12 parcelas de 10 x 10 m (cuatro parcelas por cada formación vegetal). Se midió el DAP de los individuos con más de 3 cm, la de cobertura de los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo, densidad del follaje y altura del dosel. El monitoreo de la vegetación no mostró grandes cambios ni en la estructura ni en la diversidad de especies durante los tres años analizados. Los cambios encontrados se asocian a variaciones en la densidad del follaje en los estratos superiores del bosque siempreverde microfilo y manglar mixto. Entre los tres tipos de vegetación estudiados, el matorral xeromorfo costero parece ser el de mayor resistencia a los efectos del huracán Irma. La vegetación de cayo Paredón Grande parece presentar adaptaciones y/o mecanismos que permiten su resistencia y resiliencia a eventos hidrometeorológicos severos.

Palabras clave: archipiélago Sabana-Camagüey, bosque siempreverde microfilo, huracán Irma, matorral xeromorfo costero, manglar mixto

ABSTRACT

The implementation of a focused monitoring program for the impact's assessment is especially relevant in coastal areas like those ecologically sensible to the impact of hydrometeorological events. The prediction, of possible impacts of extreme events, can be favored for the comprehension of vegetation dynamics. In the present work, it was assessed the possible changes in the structure, composition and species diversity in four times (February 2017, before the impact of Irma hurricane, and after it, on February and October 2018 and April 2019), for three vegetal formations of Paredón Grande key, Ciego de Ávila, Cuba. It was recorded the number of individuals per species in 12 plots of 10 x 10 m (four plots per each plant formation). It was measured the DBH of the individuals with more than 3 cm, cover of the arboreal, shrub and herbaceous strata, foliage density and canopy height. The vegetation monitoring did not show great changes nor in the structure neither in the in the species diversity during the three analyzed years. The found changes are associated to variations in the foliage density in the higher strata of the microphyllous evergreen forest and mixed mangrove. Among the three studied vegetation types, the coastal xeromorphic thicket seems to be the one of the more resistant to the effects of Irma hurricane. The vegetation of Paredón Grande key seems to present adaptations and/or mechanism that allow its resistance and resilience to hydrometeorological severe events.

Key words: Sabana-Camagüey archipelago, microphyllous evergreen forest, Irma hurricane, coastal xeromorphic thicket, mixed mangrove

Citación: Faife-Cabrera, M., Pérez-Obregón, A. & González, L. 2021. Impacto del huracán Irma en tres formaciones vegetales de cayo Paredón Grande, Ciego de Ávila, Cuba. *Revista Jard. Bot. Nac. Univ. Habana* 42: 93-105.

Recibido: 15 de noviembre de 2019. **Aceptado:** 6 de abril de 2020. **Publicado en línea:** 3 de mayo de 2021. **Editor encargado:** Luis Manuel Leyva.

INTRODUCCIÓN

El conocimiento de la diversidad biológica de un área natural es fundamental para valorar su potencial de conservación (Kleinn & Morales 2002). Una vez reconocido tal potencial, el manejo efectivo de los objetos de conservación depende del monitoreo como componente central. El monitoreo es utilizado en la detección de cambios en procesos y funciones del ecosistema (Niemi & McDonald 2004), así como en la evaluación de amenazas, una vez identificadas (Sheil 2001). El monitoreo requiere de la implementación de procesos sistemáticos de recolección y análisis de datos, que permiten explorar tendencias de cambio en el tiempo en atributos de

interés, que aporten información relevante para la gestión en conservación (Gutiérrez & al. 2015).

Algunos sistemas de monitoreo son usados para producir solamente información básica sobre la biodiversidad a través de la investigación. Otros sistemas se enfocan en conocimiento que sea de utilidad para la gestión, al comparar estrategias alternativas de conservación o evaluar la eficacia de las estrategias (Mace & Baillie 2007). En los últimos años, la tendencia ha sido hacia la implementación de un monitoreo enfocado en la evaluación de impactos, que pueda ser utilizado para aprender y mejorar las prácticas de conservación

(Burton & al. 2014, Dias & al. 2017, Mihoub & al. 2017). Ello es especialmente relevante en áreas ecológicamente sensibles, como lo son las zonas costeras.

Las zonas costeras de Cuba son objeto de una acelerada transformación debido al inminente desarrollo del turismo (Ríos & al. 2007). La costa norte de la provincia de Ciego de Ávila constituye una de las áreas impactadas por el crecimiento turístico y es susceptible al impacto de esta actividad dada la alta fragilidad ecológica de la región (Batista-Tamayo & al. 2006). En esta provincia el desarrollo turístico de la zona se inició con la construcción de los viales interiores de Cayo Coco a partir del año 1988 (Fernández-Pérez 2006). En estas áreas ecológicamente sensibles se han ubicado infraestructuras convencionales para el turismo de sol y playa, lo que resta oportunidades no solo a la conservación del patrimonio natural, sino a su utilización sostenible como recurso valioso para el turismo de naturaleza (García & al. 2007). En el archipiélago Sabana-Camagüey, donde se encuentra Cayo Coco, no existe un análisis de costo-beneficio de las inversiones que incluya el costo por pérdidas de paisajes, hábitats y poblaciones de especies, endémicas o no (García & al. 2007). Si a esto se suma el impacto de fenómenos hidrometeorológicos extremos en ecosistemas costeros, se incrementa sustancialmente la pérdida de la biodiversidad.

Los huracanes y las tormentas tropicales están considerados entre los agentes naturales de perturbación más frecuentes y de mayor impacto en los ecosistemas costeros (Blasco 1984), además de constituir agentes que favorecen la dispersión de varias especies (Nathan 2006). Los huracanes pueden causar un severo daño a la infraestructura costera (Salazar-Vallejo 2001) y biodiversidad (Walker & al. 1996, Lugo & al. 2000). El impacto de los huracanes causa, a menudo, defoliación y daño estructural en los árboles, como son árboles desenraizados y descopados (Tanner & al. 1991, Everham & Brokaw 1996). Asimismo, puede transformar en un día la distribución y abundancia de los organismos y generar patrones muy distintos a los previos (Woodley & al. 1981). A largo plazo estos episodios destructivos también promueven cambios evolutivos en las poblaciones de especies asociadas a ecosistemas con tales impactos (Boero 1996, Scheffer & al. 2001).

Uno de los sitios impactados por el huracán Irma el 8 de septiembre de 2017 fue cayo Paredón Grande, perteneciente al Archipiélago Sabana-Camagüey. Este cayo ha sido poco estudiado en cuanto a su flora y vegetación, pues desde el año 2008 no se publica información referente a su diversidad vegetal (ver Gómez & Socarrás 1999, Parada & al. 2006, Kirkconnell & Kirwan 2008). Según Gómez & Socarrás (1999), en cayo Paredón Grande existen 10 formaciones vegetales de las cuales las más representativas son: el bosque siempreverde microfilo, bosque tropical siempreverde de mangles con predominio de *Rhizophora mangle*, bosque tropical siempreverde de manglar mixto, matorral de costa arenosa, complejo de vegetación de costa arenosa, complejo de vegetación de costa rocosa y vegetación cultural. Kirkconnell & Kirwan (2008) expresan que las formaciones

vegetales reconocibles son el complejo de vegetación de costa arenosa (CCA); complejo de vegetación de costa rocosa (CCR); matorral xeromorfo costero (MX); bosque y herbazal de ciénaga (BC); y bosque de mangles (M). Existe una lista florística de este cayo donde se registraron 122 especies vasculares, pertenecientes a 102 géneros y 51 familias (Gómez & Socarrás 1999). Posteriormente, en un estudio compilatorio, se registraron 137 especies vasculares pertenecientes a 107 géneros y 54 familias (Parada & al. 2006).

Antes del paso de este fenómeno hidrometeorológico por cayo Paredón Grande, se había recién comenzado un esquema de monitoreo de tres formaciones vegetales, por lo que es posible evaluar los cambios de estas formaciones y los impactos generados por el huracán. Es por ello que el presente trabajo tiene como objetivo: evaluar los posibles cambios en estructura, composición y diversidad de especies en la vegetación de matorral xeromorfo costero, bosque siempreverde microfilo y bosque tropical siempreverde de manglar mixto de cayo Paredón Grande, Ciego de Ávila, Cuba, tras el paso del huracán Irma. Ello podría favorecer la comprensión de la dinámica de estos tipos de vegetación, lo cual puede aplicarse al manejo de las mismas, así como constituir una base para la predicción de posibles impactos antes eventos hidrometeorológicos severos, como los huracanes. Además de su posible extrapolación a otros cayos con características similares.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Cayo Paredón Grande se encuentra al noroeste de cayo Romano en el archipiélago de Sabana – Camagüey (ASC) (Figura 1). Comprende un área de 8,75 km², formada por dos franjas estrechas de tierra emergente: una a lo largo de un eje norte-sureste y el otro en dirección norte-sur (Parada & al. 2012). Este cayo limita al norte con el Canal Viejo de las Bahamas, al sur con cayo Romano, al este con el mar somero de la plataforma de (1-2) m de profundidad entre cayo Romano y el Canal Viejo de las Bahamas, y al oeste con Cayo Coco.

Levantamiento y procesamiento de datos

El monitoreo de la vegetación de cayo Paredón Grande se realizó en tres formaciones vegetales: matorral xeromorfo costero, bosque siempreverde microfilo y bosque tropical siempreverde de manglar mixto, según lo establecido por Gómez & Socarrás (1999). Se tomaron datos en cuatro momentos: uno de ellos antes del paso del huracán Irma (febrero de 2017) y el resto después del paso del mismo (febrero 2018, octubre 2018 y abril de 2019). En el caso del matorral xeromorfo costero fue imposible tomar datos en abril de 2019 debido al gran alcance que tuvo el desbroce de esta vegetación como parte del desarrollo turístico en este cayo.

En cada formación vegetal estudiada se delimitaron cuatro parcelas permanentes de 10 × 10 m. Las variables registradas fueron: porcentaje de cobertura de los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo, densidad del follaje y altura del dosel. Para la determinación de la densidad del follaje se utilizó un

panel de densidad, y se consideraron los estratos siguientes: f1 (0-0,3 m), f2 (0,3-1 m), f3 (1-2 m) y f4 (2-3 m). La altura del dosel se determinó a partir de la medición de los 10 árboles más altos en cada parcela y la identificación de las especies a las cuales pertenecen. Además, en cada parcela trabajada se realizó el inventario florístico y se midieron todos los individuos con diámetro a la altura del pecho (DAP) mayores o igual a 3 cm. Se definieron cuatro clases diamétricas para el análisis de los resultados (3-6 cm; 6,1-9 cm; 9,1-12 cm; \geq 12,1 cm).

A partir del muestreo de febrero de 2018 se realizó el conteo de individuos por cada una de las especies encontradas en cada parcela, excepto para aquellas especies herbáceas cuya forma de crecimiento y cobertura no permite la identificación a simple vista del genete. La identificación taxonómica de las especies se realizó *in situ* y los materiales recolectados se determinaron utilizando la obra "Flora de Cuba" (León 1946, León & Alain 1951, Alain 1953, 1957, 1962) y monografías posteriores: Leiva (1992), Bässler (1998), Beyra (1998), Rankin (1998, 2005), Rodríguez (2000), Gutiérrez (2002), Méndez (2003), Areces & Fryxell (2007), Beurton (2008), Rankin & Greuter (2009), Ferrufino & Greuter (2010), Mory (2010), Catasús (2011, 2015), Barreto (2013), Acevedo-Rodríguez (2014), Hiepmo (2014), Rohwer (2014). Para la actualización de la nomenclatura y la taxonomía se consultó Greuter & Rankin (2017).

Con los datos recopilados se realizaron comparaciones entre los distintos momentos del monitoreo para identificar posibles cambios en la estructura y diversidad de la vegetación. Para las comparaciones en relación con la estructura de la vegetación se tomaron en cuenta las variables: cobertura por estratos, densidad del follaje, altura del dosel y clases diamétricas.

Para el estudio de las variaciones en la diversidad se tuvo en cuenta las variaciones en la riqueza de especies y en la abundancia y dominancia específicas. Esto último, a partir de los conteos de individuos por especie desde febrero de 2018, se representó en curvas de rango-abundancia.

Todos los análisis se realizaron por cada una de las tres formaciones vegetales trabajadas por separado (y por estratos) ya que la diversidad, estructura y dinámica de las mismas son diferentes. Para todas las comparaciones, entre los momentos de muestreo, se utilizó la prueba de Kruskal-Wallis, excepto para la altura del dosel con la cual se aplicó un Análisis de Varianza de clasificación simple, al verificarse en este caso la normalidad y homocedasticidad. En todos los casos se utilizó un $\alpha = 0,05$. En el caso de aquellas comparaciones donde se encontraron diferencias significativas se empleó la prueba de rangos múltiples de Duncan para identificar dónde se manifestaba el cambio. Todos los análisis estadísticos se realizaron con el software *STATISTICA 10.0* (StatSoft 2011).

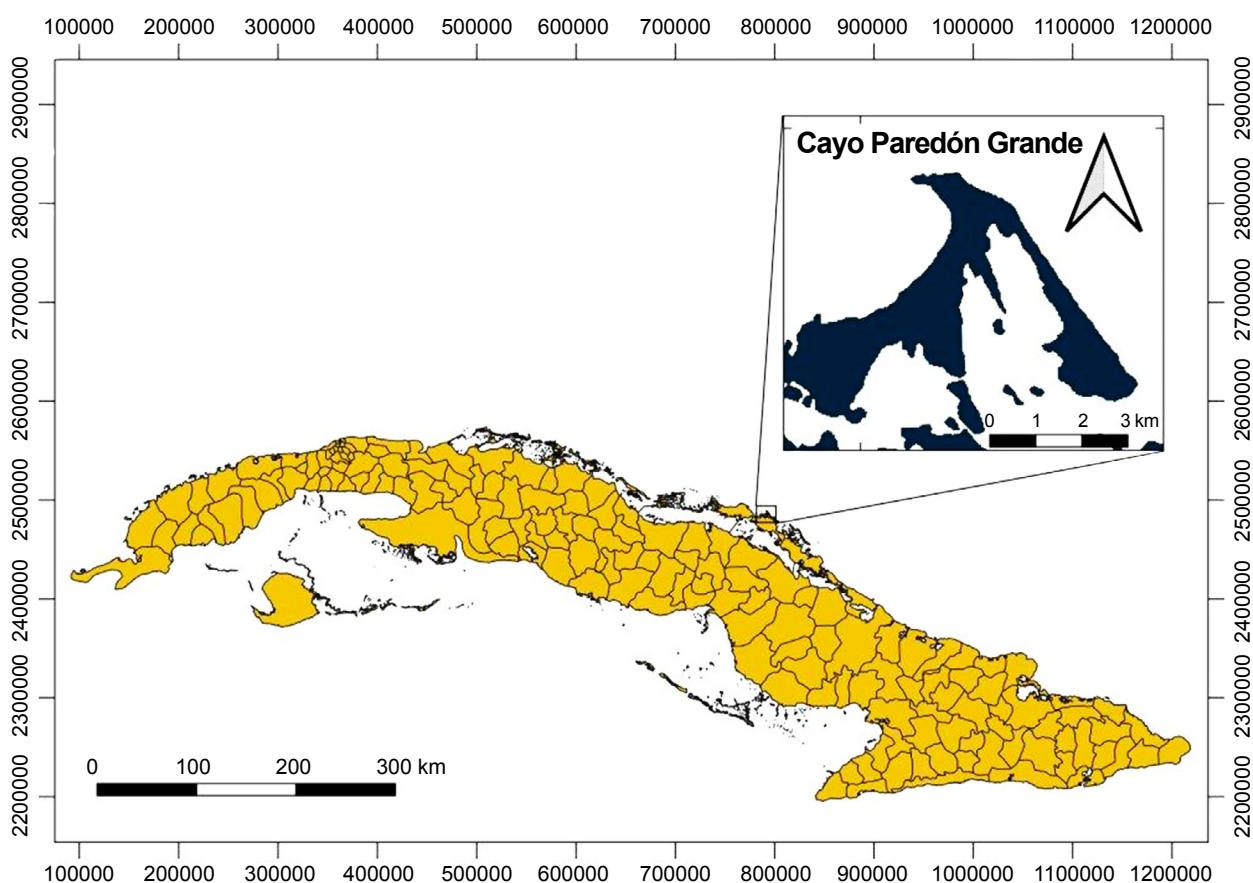


Fig. 1. Ubicación geográfica de cayo Paredón Grande, al norte de la provincia de Ciego de Ávila, Cuba central.

Fig. 1. Geographic location of Paredón Grande key, northern of Ciego de Ávila province, central Cuba.

RESULTADOS

Variaciones en la estructura de la vegetación

Cobertura y densidad de la vegetación por estratos

En relación a la cobertura, en el matorral xeromorfo costero (en lo adelante: matorral), no se encontraron diferencias significativas en ningún estrato (arbóreo: $H = 0,2841$; $p = 0,8676$; arbustivo: $H = 0,4731$; $p = 0,7893$ y herbáceo: $H = 1,2409$; $p = 0,5377$) (Figura 2, Anexo I). Tampoco hubo diferencias significativas en la densidad de la vegetación de los estratos f1 ($H = 0,0663$; $p = 0,9674$), f2 ($H = 2,0790$; $p = 0,3536$), f3 ($H = 0,4745$; $p = 0,7888$) y f4 ($H = 2,3254$; $p = 0,3126$).

En relación a la cobertura, en el bosque siempreverde microfilo (en lo adelante: bosque), no se encontraron diferencias estadísticamente significativas para la cobertura arbórea ($H = 1,5783$; $p = 0,6643$), arbustiva ($H = 1,3843$; $p = 0,7090$) pero sí en la herbácea ($H = 9,1323$; $p = 0,0276$). A través de

la prueba de rangos múltiples se identifica que la cobertura de herbáceas en febrero de 2017 fue significativamente menor que en las otras dos fechas de monitoreo. (Figura 2, Anexo I). En el caso de la densidad de la vegetación, no se encontraron diferencias significativas en los estratos f1 ($H = 6,7453$; $p = 0,0805$), f2 ($H = 6,3409$; $p = 0,0962$), f3 ($H = 2,8595$; $p = 0,4138$), f4 ($H = 7,6825$; $p = 0,0531$).

En el caso del bosque tropical siempreverde de manglar mixto (en lo adelante: manglar mixto), no hubo diferencias significativas para la cobertura arbórea ($H = 2,1889$; $p = 0,5341$) y arbustiva ($H = 1,6847$; $p = 0,6403$), pero sí para la herbácea ($H = 12,2170$; $p = 0,0067$) (Figura 2, Anexo I), la que fue significativamente mayor en abril de 2019. Tampoco fueron significativas las diferencias para la densidad de la vegetación en los estratos f1 ($H = 1,7866$; $p = 0,6179$), f2 ($H = 1,2236$; $p = 0,7473$), pero sí para el estrato f3 ($H = 9,7146$; $p = 0,0212$).

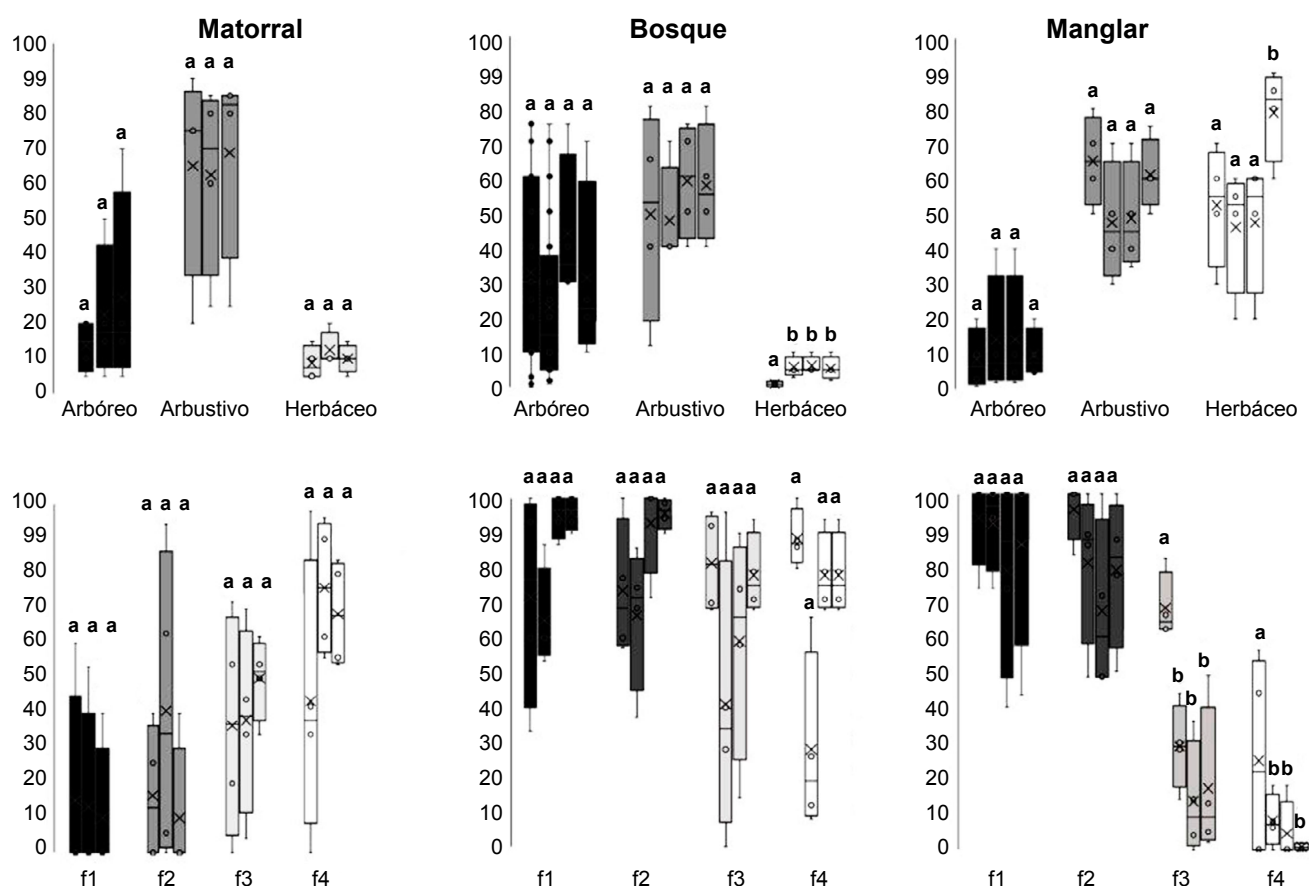


Fig. 2. Variaciones temporales en la cobertura (%) de los estratos arbóreo, arbustivo y herbáceo, y densidad de la vegetación (%) en los estratos f1 = 0-0,3 m, f2 = 0,3-1 m, f3 = 1-2 m y f4 = 2-3 m en tres formaciones vegetales (matorral xeromorfo costero, bosque siempreverde microfilo y bosque tropical siempreverde de manglar mixto) de cayo Paredón Grande, Ciego de Ávila, Cuba. En cada estrato se presenta, de izquierda a derecha, la información referida a febrero de 2017, febrero de 2018, octubre de 2018 y abril de 2019, respectivamente. En el caso del matorral xeromorfo costero no se presenta información para abril de 2019 por haberse afectado seriamente la vegetación con la deforestación para el desarrollo turístico. Letras diferentes indican diferencias significativas según prueba de rangos múltiples para un $\alpha = 0,05$.

Fig. 2. Temporal variations in the cover (%) of the arboreal, shrubby and herbaceous strata, and density of the vegetation (%) in the strata f1 = 0-0,3 m, f2 = 0,3-1 m, f3 = 1-2 m and f4 = 2-3 in three vegetal formations (coastal xeromorphic thicket, microphyllous evergreen forest and tropical mixed evergreen mangrove forest of Paredón Grande key, Ciego de Ávila, Cuba). In each stratum it's showed, from left to right, the referred information of February 2017, February 2018, October 2018 and April 2019, respectively. In the case of the coastal xeromorphic thicket there is not information for April 2019 since it was seriously affected with the deforestation for the touristic development. Different letters indicate significant differences according with the multiple rank test for $\alpha = 0,05$.

y f4 ($H = 10,0621$; $p = 0,0180$). Por otra parte, la prueba de rangos múltiples indicó que en febrero de 2017 los valores de densidad de follaje de las clases f3 y f4 fueron significativamente mayores que las de los restantes momentos de muestreo.

Altura del dosel y diámetros de árboles y arbustos

La altura del dosel no cambió de manera significativa en ninguna de las tres formaciones vegetales (matorral: $F = 2,116$; $p = 0,1765$, bosque: $F = 1,730$; $p = 0,2139$; manglar mixto: $F = 1,789$; $p = 0,2027$) (Anexo I). En el matorral las especies con individuos de mayor altura pertenecieron a *Coccothrinax litoralis* y *Pithecellobium keyense*. En el bosque fueron *P. keyense*, *Sideroxylon celastrinum* y *Guapira discolor*, mientras que en el manglar mixto fueron *Conocarpus erectus* y *Jacquinia keyensis*.

No se encontraron diferencias significativas para ninguna de las clases diamétricas, entre los distintos momentos de

muestreo, en ninguna de las formaciones vegetales estudiadas (Figura 3, Anexo I). No obstante, se registra un decremento en la cantidad de individuos que es notable en la categoría de diámetros $\geq 12,1$ cm. En el manglar mixto no se hallaron individuos de dicha categoría de febrero de 2018 en lo adelante, mientras en el bosque ocurre lo mismo desde octubre de 2018 (Figura 3). Además, en el manglar mixto a partir de octubre de 2018 no se hallaron individuos de la clase 9,1-12,0 cm. (Figura 3).

Variaciones en la diversidad vegetal

No hubo cambios significativos en la riqueza de especies en el matorral ($H = 1,0922$; $p = 0,5792$), ni en el bosque ($H = 0,8414$; $p = 0,8395$) ni en el manglar mixto ($H = 1,8916$; $p = 0,5952$) (Anexo I). No obstante, la representación en curvas de rango-abundancia muestra algunos patrones que se deben resaltar. En el matorral las especies dominantes en febrero y octubre de 2018 son *Gymnanthes lucida* y *Coccothrinax litoralis* (Figura 4).

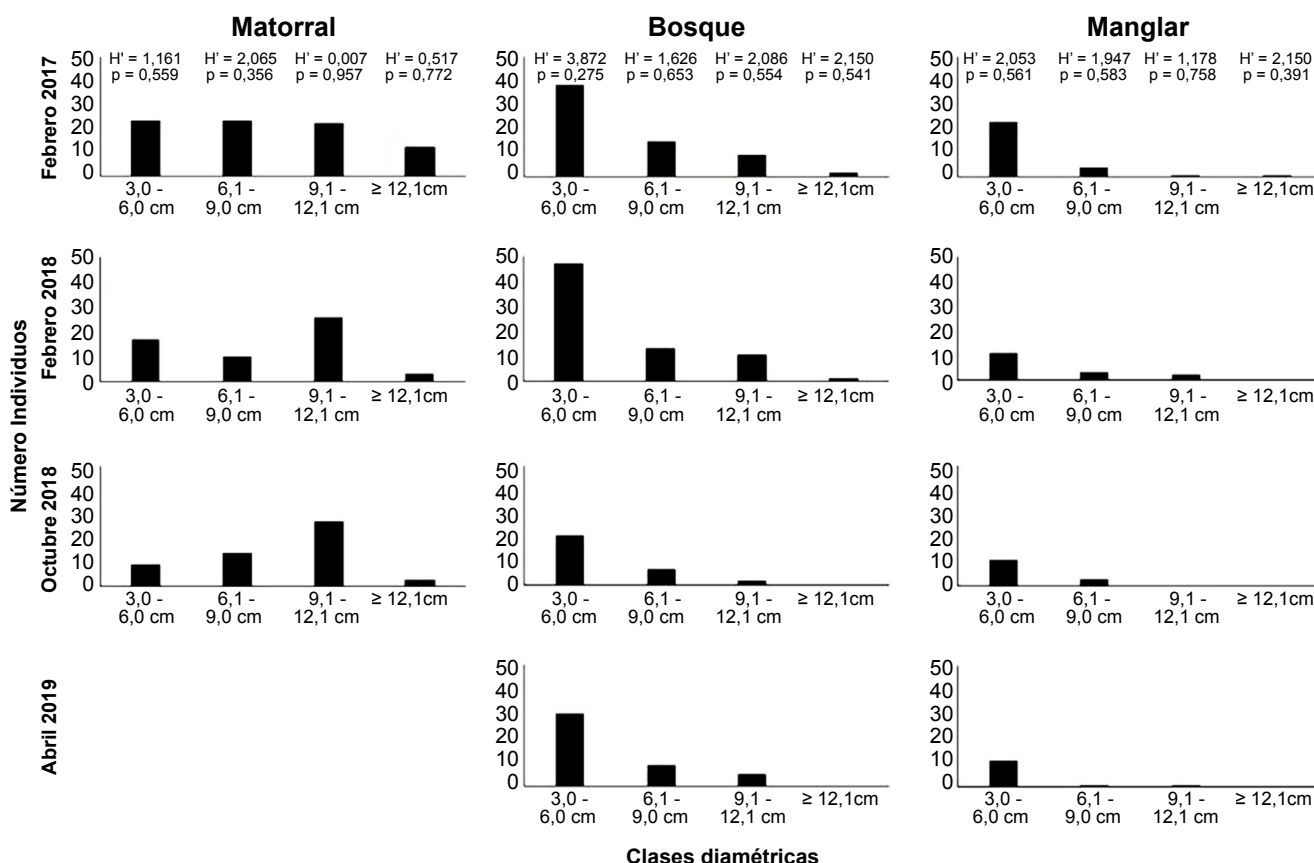


Fig. 3. Variaciones en la frecuencia de plantas en cuatro clases diamétricas en el matorral xeromorfo costero, bosque siempreverde microfilo y bosque tropical siempreverde de manglar mixto de cayo Paredón Grande, Ciego de Ávila, Cuba, en febrero de 2017, febrero de 2018, octubre de 2018 y abril de 2019. En el caso del matorral xeromorfo costero no se presenta información para abril de 2019 por haberse afectado seriamente la vegetación con la deforestación para el desarrollo turístico. Se presentan, además, los resultados de las comparaciones entre los momentos de muestreo por cada categoría diamétrica en cada formación vegetal

Fig. 3. Variations in the frequency of plants in four diametric categories in the coastal xeromorphic thicket, microphyllous evergreen forest and tropical mixed evergreen mangrove forest of Paredón Grande key, Ciego de Ávila, Cuba, on February 2017, February 2018, October 2018 and April 2019. In the case of the coastal xeromorphic thicket there is not information for April 2019 since it was seriously affected with the deforestation for the touristic development. The results of the comparisons among the sample moments by each diametric category in each vegetal formation are also shown.

Especies

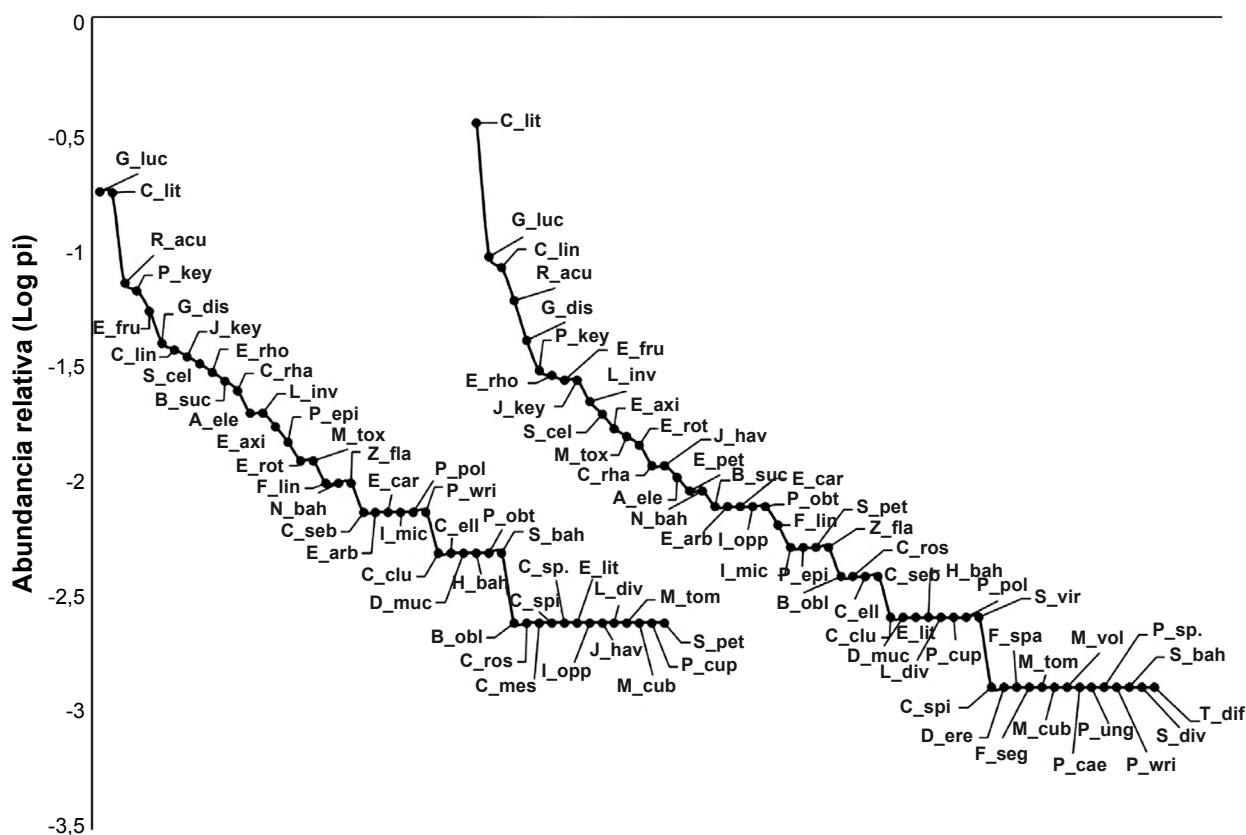


Fig. 4. Curva de rango-abundancia de la diversidad de especies vegetales en el matorral xeromorfo costero en cayo Paredón Grande, Ciego de Ávila, Cuba, en febrero de 2018 (curva de la izquierda) y en octubre de 2018 (curva de la derecha).

Fig. 4. Range-abundance curve of vegetal species diversity in the vegetation of coastal xeromorphic thicket in Paredón Grande key, Ciego de Ávila, Cuba, on February 2018 (left curve) and on October 2018 (right curve).

- | | |
|--|--|
| G_luc: <i>Gymnanthes lucida</i> Sw. | H_bah: <i>Heterosavia bahamensis</i> (Britton) Petra Hoffm. |
| C_lit: <i>Coccothrinax litoralis</i> León | P_obt: <i>Plumeria obtusa</i> L. |
| R_acu: <i>Randia aculeata</i> L. | S_bah: <i>Solanum bahamense</i> L. |
| P_key: <i>Pithecellobium keyense</i> Britton | B_obl: <i>Badiera oblongata</i> Britton |
| E_fru: <i>Erithalis fruticosa</i> L. | C_ros: <i>Canavalia rosea</i> (Sw.) DC. |
| G_dis: <i>Guapira discolor</i> (Spreng.) Little | C_mes: <i>Chamaesyce mesembryanthemifolia</i> (Jacq.) Dugand |
| C_lin: <i>Chamaecrista lineata</i> (Sw.) Greene | C_spi: <i>Citharexylum spinosum</i> L. |
| J_key: <i>Jacquinia keyensis</i> Mez | C_sp.: <i>Cynanchum</i> sp. |
| S_cel: <i>Sideroxylon celastrinum</i> (Kunth) T.D. Penn. | E_lit: <i>Ernodea littoralis</i> Sw. |
| E_rho: <i>Eugenia rhombea</i> (O. Berg) Krug & Urb. | I_opp: <i>Isocarpha oppositifolia</i> (L.) Cass. |
| B_suc: <i>Bourreria succulenta</i> Jacq. | J_hav: <i>Jacquemontia havanensis</i> (Jacq.) Urb. |
| C_rha: <i>Crossopetalum rhacoma</i> Crantz | L_div: <i>Lasiacis divaricata</i> (L.) Hitchc. |
| A_ele: <i>Amyris elemifera</i> L. | M_tom: <i>Melochia tomentosa</i> L. |
| L_inv: <i>Lantana involucrata</i> L. | M_cub: <i>Metastelma cubense</i> Decne. |
| E_axi: <i>Eugenia axillaris</i> (Sw.) Willd. | P_cup: <i>Passiflora cupraea</i> L. |
| P_epi: <i>Phyllanthus epiphyllanthus</i> L. | S_pet: <i>Salmea petrobioides</i> Griseb. |
| E_rot: <i>Erythroxylum rotundifolium</i> Lunan | E_pet: <i>Eustachys petraea</i> (Sw.) Desv. |
| M_tox: <i>Metopium toxiferum</i> (L.) Krug & Urb. | S_vir: <i>Sporobolus virginicus</i> (L.) Kunth |
| F_lin: <i>Flaveria linearis</i> Lag. | D_ere: <i>Duranta erecta</i> L. |
| N_bah: <i>Neobraccia bahamensis</i> (Britton) Britton | F_spa: <i>Fimbristylis spadiccea</i> (L.) Vahl |
| Z_fla: <i>Zanthoxylum flavum</i> Vahl | F_seg: <i>Forestiera segregata</i> (Jacq.) Krug & Urb. |
| C_seb: <i>Cordia sebestena</i> L. | M_vol: <i>Myriopus volubilis</i> (L.) Small |
| E_arb: <i>Evolvulus arbuscula</i> Poir. | P_cae: <i>Paspalum caespitosum</i> Flügge |
| E_car: <i>Exostema caribaeum</i> (Jacq.) Roem. & Schult. | P_ung: <i>Pithecellobium unguis-cati</i> (L.) Mart. |
| I_mic: <i>Ipomoea microdactyla</i> Griseb. | P_sp.: <i>Portulaca</i> sp. |
| P_pol: <i>Pilosocereus polygonus</i> (Lam.) Byles & G. D. Rowley | P_wri: <i>Pseudocarpidium wrightii</i> Millsp. |
| P_wri: <i>Pseudocarpidium wrightii</i> Millsp. | S_bah: <i>Solanum bahamense</i> L. |
| C_clu: <i>Casasia clusiifolia</i> (Jacq.) Urb. | S_div: <i>Stigmaphyllon diversifolium</i> (Kunth) A. Juss. |
| C_ell: <i>Colubrina elliptica</i> (Sw.) Brizicky | T_dif: <i>Turnera diffusa</i> Willd. |
| D_muc: <i>Drypetes mucronata</i> C. Wright ex Griseb. | |

En el bosque la dominancia numérica es compartida entre varias especies: *Gymnanthes lucida*, *Pithecellobium keyense*, *Coccothrinax litoralis* y *Sideroxylon celastrinum* (Figura 5). No se observan cambios sustanciales en la dominancia de las especies, pero al igual que en el matorral se evidencia un incremento en el número de especies raras en la cola de las curvas de rango-abundancia.

Por su parte, en el manglar mixto se presenta un patrón similar al encontrado en el matorral y el bosque, ya que también aumenta el número de especies raras en octubre de 2018 respecto a febrero de igual año. En esta formación vegetal la dominancia numérica la poseen las especies *Jacquinia keyensis* y *Conocarpus erectus* (Figura 6). No obstante, se debe resaltar la abundancia que poseen especies tales como *Sideroxylon celastrinum*, *Pithecellobium keyense* y *Guapira discolor*. También es considerable, en el último muestreo, la presencia en número de *Flaveria linearis*, *Fimbristylis cymosa* y *F. spadicea* y la disminución en la abundancia de las especies dominantes *J. keyensis* y *C. erectus*.

DISCUSIÓN

El monitoreo de la vegetación en las formaciones vegetales matorral xeromorfo costero, bosque siempreverde microfilo y bosque tropical siempreverde de manglar mixto de cayo Paredón Grande no muestra grandes cambios en la estructura ni en la diversidad de especies luego de tres años de monitoreo. Durante este período se registró el paso del huracán Irma, un huracán de categoría 5 según la escala Saffir-Simpson (Neumann & al. 1978). No obstante, en el futuro se debe profundizar en los efectos no tan visibles que tienen estos fenómenos, y que según Lugo (2008) requieren de investigación bien enfocada a su determinación tanto a una escala temporal corta como larga. Por ejemplo, el efecto que pueden tener los huracanes sobre la interacción epífita-forófito requerirá de muestreos precisos y enfocados a tal propósito, y cuyos efectos pueden ser diversos en función de la especie de epífita en cuestión, como se encontró en Cuba Occidental (ver Mújica & al. 2013, Wiegand & al. 2013).

La mayor parte de los cambios en la estructura de la vegetación se registraron en la cobertura de herbáceas en el bosque siempreverde y el manglar mixto, contrario al matorral xeromorfo costero. Este último tipo de vegetación, con su cercanía a la línea costera, por detrás del complejo de vegetación de costa arenosa que le da protección, parece ser mucho más resistente a fenómenos meteorológicos respecto a otros tipos de vegetación más alejadas de la costa. La misma está a menudo sometida a la influencia de los llamados “frentes fríos” que afectan cada año las comunidades costeras, que, aunque no tienen el impacto de un huracán, constituyen perturbaciones sistemáticas que recibe esta vegetación. En cambio, las otras dos formaciones vegetales, al estar más protegidas pues están ubicadas también al sur del cayo, podrían estar menos adaptadas a tales impactos. Con estas particularidades, podrían ser predecibles los efectos diferenciales sobre estos distintos tipos de vegetación, tal y como encontraron Gannon & Martin

(2014) en República Dominicana, luego del paso del huracán Georges en 1998.

Por otra parte, luego del paso de un huracán (y debido a la fuerza de sus vientos) se suelen registrar daños asociados a la defoliación de las plantas (Lugo 2008, Islebe & al. 2009), lo cual afecta la densidad de la vegetación. Esta es una variable que tiene implicaciones sobre la fauna que suele encontrar alimento y refugio en el follaje (Tanner & al. 1991). Posterior al impacto de Irma, en los sitios estudiados de cayo Paredón Grande el efecto se observó sobre los estratos superiores, los que sin duda están más expuestos a la acción de los vientos, aunque solo fue de manera significativa en la vegetación de manglar mixto. En esta vegetación, dos años después del huracán aún no se registraron valores de cobertura en estos estratos como los que se encontraron en febrero de 2017, lo cual podría indicar que todavía no se ha recuperado después de la afectación.

También los vientos huracanados suelen derribar árboles y arbustos, lo cual se puede registrar a través de cambios en las clases diamétricas de árboles y arbustos en una vegetación afectada (Islebe & al. 2009). Para el área de estudio tales cambios se registraron en las categorías superiores en las tres formaciones vegetales estudiadas, lo que corrobora lo planteado por varios autores en sus revisiones sobre los efectos de los huracanes en la vegetación, y en especial en la región del Caribe (Brokaw & Walker 1991, Tanner & al. 1991, Lugo 2008). Los individuos de tales categorías son los que ofrecen mayor resistencia a los vientos, y es por ello que suelen ser los que son primeramente derribados. No obstante, la altura promedio de la vegetación no cambió drásticamente en ninguna de las formaciones vegetales, puesto que otros individuos, con menores diámetros, pueden igualmente llegar a alcanzar la altura de aquellos derribados con mayores diámetros. Solo en el manglar mixto se produjeron cambios de significación en la abundancia de individuos en la clase diamétrica inferior (3,0-6,0 cm), quizás por tratarse de una vegetación abierta sometida a inundaciones frecuentes, las cuales se pudieron acentuar durante el paso del huracán, y provocó la muerte de estos individuos de menor desarrollo.

Tampoco se produjeron, en el período que abarcó el estudio, cambios notables en la riqueza de especies ni en su abundancia. Similares resultados refirieron Sánchez-Sánchez & Islebe (1999) en la vegetación del sureste de México, luego del paso del huracán Gilbert en septiembre de 1988. Sin embargo, en la vegetación de cayo Paredón Grande, algunas especies, mayormente herbáceas, sí variaron su cobertura (e.g. *Ipomoea alba*, y *Stachytarpheta jamaicensis*). Ello pudo ser posible probablemente porque la defoliación producida permitió una mayor entrada de luz, lo cual favorece a las especies heliófilas que tenían menores coberturas y/o tamaños poblacionales con un dosel más cerrado. Este resultado no es extraño si se tiene en cuenta que la defoliación por los vientos huracanados es frecuente (Brokaw & Walker 1991, Lugo 2008), por lo que es de esperar que este fenómeno se repita continuamente.

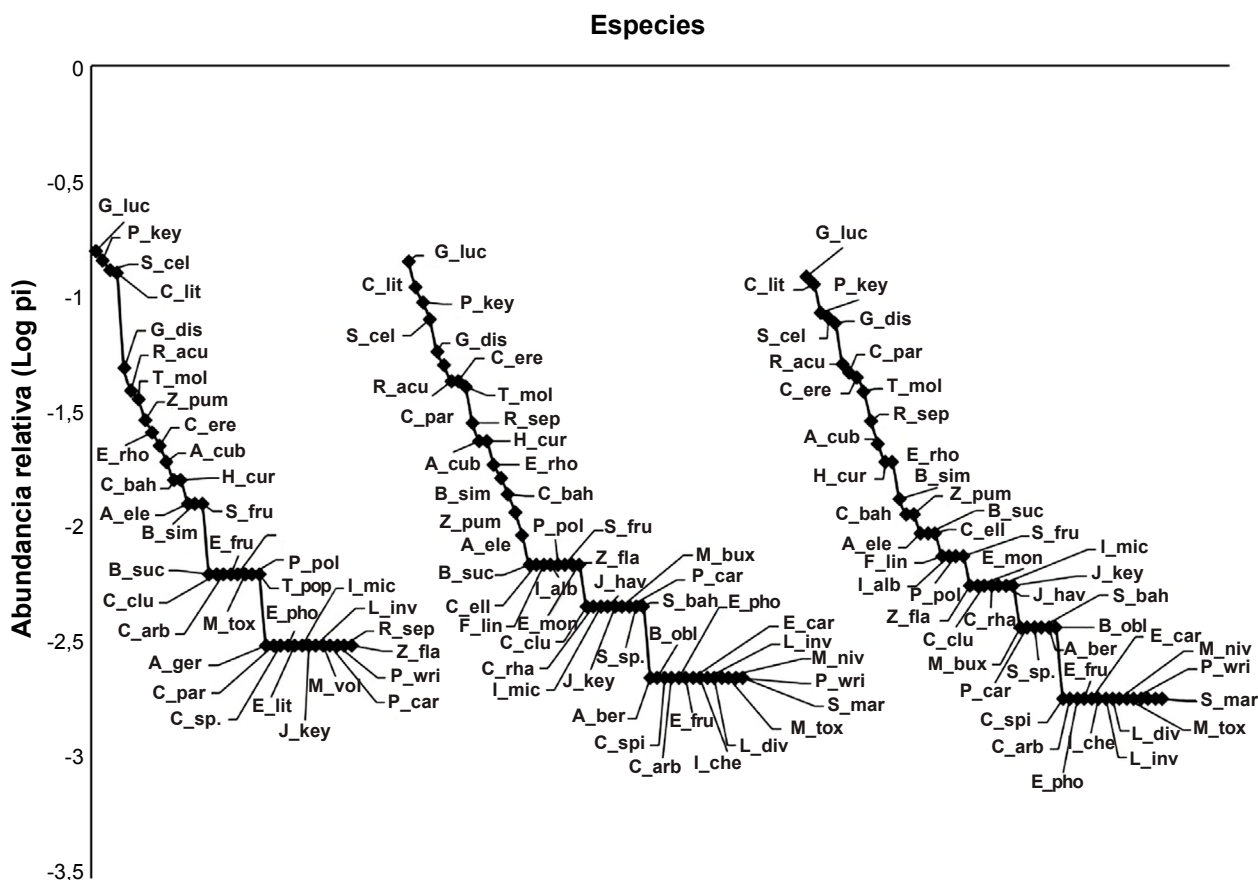


Fig. 5. Curva de rango-abundancia de la diversidad de especies vegetales en el bosque siempreverde microfilo en cayo Paredón Grande, en febrero de 2018, octubre de 2018 y abril de 2019 (de izquierda a derecha, respectivamente).

Fig. 5. Range-abundance curve of vegetal species diversity in the vegetation of microphyllous evergreen forest in Paredón Grande key, in February 2018, October 2018 and April 2019 (from left to right, respectively).

- | | |
|---|--|
| G_luc: <i>Gymnanthes lucida</i> Sw. | I_mic: <i>Ipomoea microdactyla</i> Griseb. |
| C_lit: <i>Coccothrinax litoralis</i> León | J_hav: <i>Jacquemontia havanensis</i> (Jacq.) Urb. |
| P_key: <i>Pithecellobium keyense</i> Britton | J_key: <i>Jacquinia keyensis</i> Mez |
| S_cel: <i>Sideroxylon celastrinum</i> (Kunth) T.D. Penn. | M_bux: <i>Maytenus buxifolia</i> (A. Rich.) Griseb. |
| G_dis: <i>Guapira discolor</i> (Spreng.) Little | P_car: <i>Pluchea carolinensis</i> (Jacq.) G. Don |
| R_acu: <i>Randia aculeata</i> L. | S_sp.: <i>Senna</i> sp. |
| C_par: <i>Chamaesyce paredonensis</i> Millsp. | S_bah: <i>Solanum bahamense</i> L. |
| C_ere: <i>Conocarpus erectus</i> L. | A_ber: <i>Angadenia berteroi</i> (A. DC.) Miers |
| T_mol: <i>Terminalia molinetii</i> M. Gómez | B_obl: <i>Badiera oblongata</i> Britton |
| R_sep: <i>Reynosia septentrionalis</i> Urb. | C_spi: <i>Citharexylum spinosum</i> L. |
| A_cub: <i>Ateleia cubensis</i> Griseb. | C_arb: <i>Colubrina arborescens</i> (Mill.) Sarg. |
| H_cur: <i>Heliotropium curassavicum</i> L. | E_pho: <i>Encyclia phoenicea</i> (Lindl.) Neumann |
| E_rho: <i>Eugenia rhombea</i> (O. Berg) Krug & Urb. | E_fru: <i>Erithalis fruticosa</i> L. |
| B_sim: <i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg. | E_car: <i>Exostema caribaeum</i> (Jacq.) Roem. & Schult. |
| C_bah: <i>Caesalpinia bahamensis</i> Lam. | I_che: <i>Iva cheiranthifolia</i> Kunth |
| Z_pum: <i>Zamia pumila</i> L. | L_inv: <i>Lantana involucrata</i> L. |
| A_ele: <i>Amyris elemifera</i> L. | L_div: <i>Lasiacis divaricata</i> (L.) Hitchc. |
| B_suc: <i>Bourreria succulenta</i> Jacq. | M_niv: <i>Melanthera nivea</i> (L.) Small |
| C_ell: <i>Colubrina elliptica</i> (Sw.) Brizicky | M_tox: <i>Metopium toxiferum</i> (L.) Krug & Urb. |
| F_lin: <i>Flaveria linearis</i> Lag. | P_wri: <i>Pseudocarpidium wrightii</i> Millsp. |
| I_alb: <i>Ipomoea alba</i> L. | S_mar: <i>Stemodia maritima</i> L. |
| P_pol: <i>Pilosocereus polygonus</i> (Lam.) Byles & Rowles | T_pop: <i>Thespesia populnea</i> (L.) Sol. ex Corrêa |
| S_fru: <i>Stachytarpheta fruticosa</i> (Millsp.) B. L. Rob. | A_ger: <i>Avicennia germinans</i> (L.) L. |
| Z_fla: <i>Zanthoxylum flavum</i> Vahl | C_sp.: <i>Cyperus</i> sp. |
| C_clu: <i>Casasia clusiifolia</i> (Jacq.) Urb. | E_lit: <i>Ernodea littoralis</i> Sw. |
| C_rha: <i>Crossopetalum rhacoma</i> Crantz | M_vol: <i>Myriopus volubilis</i> (L.) Small |
| E_mon: <i>Eugenia monticola</i> (Sw.) DC. | |

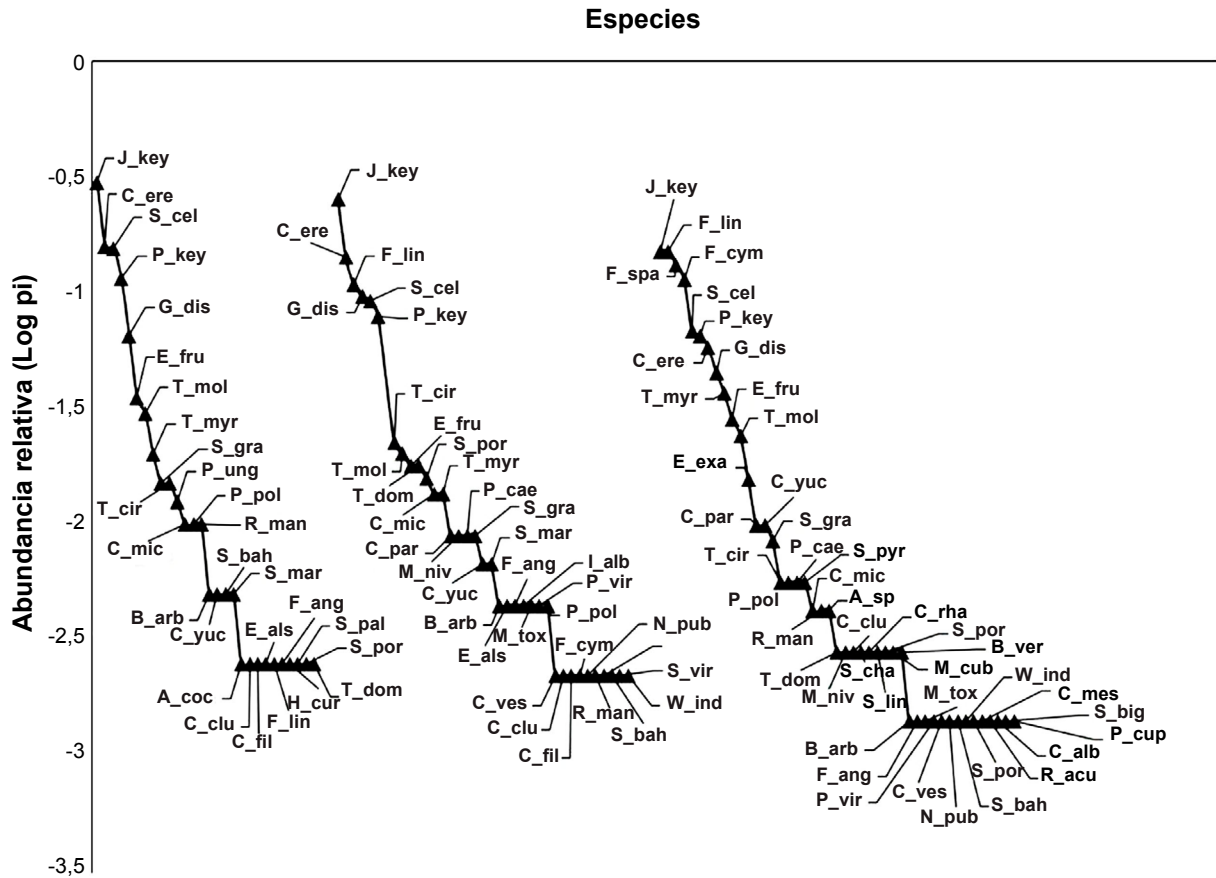


Fig. 6. Curva de rango-abundancia de la diversidad de especies vegetales en la vegetación de bosque tropical siempreverde de manglar mixto en cayo Paredón Grande, Ciego de Ávila, Cuba, en febrero de 2018, octubre de 2018 y abril de 2019 (de izquierda a derecha, respectivamente).
Fig. 6. Range-abundance curve of vegetal species diversity in the vegetation of tropical mixed evergreen mangrove forest in Paredón Grande key, Ciego de Ávila, Cuba, on February 2018, October 2018 and April 2019 (from left to right, respectively).

- J_key: *Jacquinia keyensis* Mez
- C_ere: *Conocarpus erectus* L.
- F_lin: *Flaveria linearis* Lag.
- G_dis: *Guapira discolor* (Spreng.) Little
- S_cel: *Sideroxylon celastrinum* (Kunth) T.D. Penn.
- P_key: *Pithecellobium keyense* Britton
- T_cir: *Tillandsia circinnata* Schldl.
- T_mol: *Terminalia molinetii* M. Gómez
- E_fru: *Erithalis fruticosa* L.
- T_dom: *Typha domingensis* Pers.
- S_por: *Sesuvium portulacastrum* (L.) L.
- C_mic: *Cameraria microphylla* Britton
- T_my: *Tabebuia myrtifolia* (Griseb.) Britton
- C_par: *Chamaesyce paredonensis* Millsp.
- M_niv: *Melanthera nivea* (L.) Small
- P_cae: *Paspalum caespitosum* Flügge
- S_gra: *Selenicereus grandiflorus* (L.) Britton & Rose
- C_yuc: *Cienfuegosia yucatanensis* Millsp.
- S_mar: *Stemodia maritima* L.
- B_arb: *Borrhichia arborescens* (L.) DC.
- E_als: *Evolvulus alsinoides* (L.) L.
- F_ang: *Funastrum angustifolium* (Pers.) Liede & Meve
- I_alb: *Ipomoea alba* L.
- M_tox: *Metopium toxiferum* (L.) Krug & Urb.
- P_vir: *Paspalum virgatum* L.
- P_pol: *Pilosocereus polygonus* (Lam.) Byles & Rowles
- C_ves: *Caesalpinia vesicaria* L.
- C_clu: *Casasia clusiifolia* (Jacq.) Urb.
- C_fil: *Cassytha filiformis* L.
- F_cym: *Fimbristylis cymosa* R. Br.
- N_pub: *Neptunia pubescens* Benth.
- R_man: *Rhizophora mangle* L.
- S_pal: *Senna pallida* (Vahl) H.S. Irwin & Barneby
- S_bah: *Solanum bahamense* L.
- S_vir: *Sporobolus virginicus* (L.) Kunth
- W_ind: *Waltheria indica* L.
- P_ung: *Pithecellobium unguis-catis* (L.) Benth.
- A_coc: *Ammannia coccinea* Rottb.
- H_cur: *Heliotropium curassavicum* L.
- S_big: *Salicornia bigelovii* Torr.
- F_spa: *Fimbristylis spadicea* (L.) Vahl
- E_exa: *Eustoma exaltatum* (L.) Salisb. ex G. Don
- S_pyr: *Sporobolus pyramidatus* (Lam.) Hitchc.
- A_sp: *Aster* sp.
- C_rha: *Crossopetalum rhacoma* Crantz
- S_cha: *Senna chapmanii* (Isely) A. Barreto & Yakovlev
- S_lin: *Suaeda linearis* (Elliott) Moq.
- M_cub: *Metastelma cubense* Decne.
- B_ver: *Blutaparon vermiculare* (L.) Mears
- C_mes: *Chamaesyce mesembryanthemifolia* (Jacq.) Dugand
- R_acu: *Randia aculeata* L.
- C_alb: *Chiococca alba* (L.) Hitchc.
- P_cup: *Passiflora cuprae* L.

Otras variaciones encontradas en la abundancia de algunas especies podrían estar asociadas a cambios temporales, como ocurrió con *Coccothrinax litoralis* en octubre de 2018, en el matorral xeromorfo costero. En dicho muestreo se encontró una gran cantidad de plántulas que parece ser el resultado del reclutamiento poblacional luego de un evento reproductivo anterior. Aunque se desconoce si ello pudo estar favorecido por el paso, un año antes, del huracán Irma. No obstante, en ciertas comunidades algunos disturbios favorecen la dinámica de la comunidad y constituyen mecanismos de resiliencia de la misma (Shiels & González 2014). Se requerirá de más estudios para poder precisar si este notable evento de reclutamiento de *C. litoralis*, forma parte de los mecanismos de resiliencia de esta comunidad costera.

De igual manera pudiera ocurrir con el aumento del número de especies raras, como fue la aparición esporádica de algunas como *Avicennia germinans* y *Typha domingensis* en el manglar mixto. No obstante, esto último podría ser atribuible también a las inundaciones temporales que ocurren en este hábitat, como parte de su dinámica natural. Se necesitará, por tanto, que futuros estudios se enfoquen a deslindar qué cambios se deben a la dinámica natural de cada comunidad y cuáles a los procesos de resiliencia luego del paso de una perturbación como lo constituye el azote de un huracán de gran intensidad. Todo ello es relevante para la verdadera comprensión del efecto de los huracanes sobre la vegetación, más aún considerando que como resultado del cambio climático se espera un notable incremento de la frecuencia de huracanes de gran magnitud en la región (Grinsted & al. 2013).

CONCLUSIONES

La estructura de la vegetación y su diversidad, en cayo Paredón Grande luego del paso del huracán Irma, muestra evidencias de poca afectación y en proceso de recuperación. Los resultados del monitoreo apuntan a que la misma presenta adaptaciones y/o mecanismos que permiten su resistencia y resiliencia a eventos hidrometeorológicos severos. La vegetación del matorral xeromorfo costero, entre los tres tipos de vegetación estudiados, fue la de mayor resistencia a los efectos del huracán Irma.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos el apoyo financiero del proyecto local no asociado a programa "Evaluación de los impactos del huracán Irma sobre los ecosistemas costeros de los cayos Coco y Paredón Grande" (código 600.10020). A los trabajadores del Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros, Cayo Coco, Ciego de Ávila y los compañeros guardafronteras y fareros de cayo Paredón Grande por su apoyo logístico durante la toma de datos. Al Centro de Estudios Jardín Botánico de Villa Clara por su contribución a la identificación de los especímenes colectados. A los revisores anónimos y editores de la Revista del Jardín Botánico Nacional, cuyos comentarios y sugerencias contribuyeron notablemente a la mejora del manuscrito.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

M. Faife-Cabrera concibió la idea original, diseñó la investigación, realizó la coordinación general de la investigación, procesó los datos, y participó en la escritura y revisión del manuscrito. A. Pérez-Obregón

realizó la colecta de materiales para su herborización y realizó la identificación de los mismos. L. González-Leiva participó en la redacción del manuscrito y en la elaboración del mapa presentado; además de coordinar el trabajo en el área de estudio. Todos los autores participaron en la toma de datos en el campo y en la revisión crítica de las primeras versiones del manuscrito

CUMPLIMIENTO DE NORMAS ÉTICAS

Conflicto de intereses: Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

Aprobación de ética: Todos los autores han llevado a cabo el trabajo de campo y la generación de datos de forma ética, incluida la obtención de permisos adecuados.

Consentimiento para la publicación: Todos los autores han dado su consentimiento para publicar este trabajo.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Acevedo-Rodríguez, P. 2014. *Sapindaceae*. En: Greuter, W. & Rankin, R. (Ed.). Flora de la República de Cuba. Serie A. Plantas Vasculares. Fascículo 20(5). Koeltz Scientific Books. Königstein, Alemania.

Alain. 1953. Flora de Cuba III. Dicotiledóneas: *Malpighiaceae* y *Myrtaceae*. *Contr. Ocas. Mus. Hist. Nat. Colegio "De La Salle"* 13.

Alain. 1957. Flora de Cuba IV. Dicotiledóneas: *Melastomataceae* y *Plantaginaceae*. *Contr. Ocas. Mus. Hist. Nat. Colegio "De La Salle"* 16.

Alain. 1962. Flora de Cuba V. *Rubiales-Valerianales-Cucurbitales-Campanulales-Asterales*. Editorial Universitaria, Universidad de Puerto Rico. Río Piedras, Puerto Rico.

Areces, F. & Fryxell, P.A. 2007. *Malvaceae*. En: Greuter, W. & Rankin, R. (Ed.). Flora de la República de Cuba. Serie A. Plantas Vasculares. Fascículo 13. A.R. Gantner Verlag KG. Ruggell, Liechtenstein.

Barreto, A. 2013. *Caesalpiniaceae*. En: Greuter, W. & Rankin, R. (Ed.). Flora de la República de Cuba. Serie A. Plantas Vasculares. Fascículo 18. Koeltz Scientific Books. Königstein, Alemania.

Bässler, M. 1998. *Mimosaceae*. Flora de la República de Cuba. Serie A. Plantas Vasculares. Fascículo 2. Koeltz Scientific Books. Königstein, Alemania.

Batista-Tamayo, L.M., Gonzáles de Zayas, R., Zúñiga-Ríos, A., Matos-Pupo, F., Hernández-Roque, I. & González-Alfonso, D. 2006. Atributos físicos del norte de la provincia Ciego de Ávila. En: Ecosistemas costeros: biodiversidad y gestión de recursos naturales. Compilación por el XV Aniversario del CIEC. Sección I. Ecosistema del norte de la provincia Ciego de Ávila. Editorial CUJAE. La Habana, Cuba. ISBN: 959-261-254-4.

Beurton, C. 2008. *Rutaceae*. En: Greuter, W. & Rankin, R. (Ed.). Flora de la República de Cuba. Serie A. Plantas Vasculares. Fascículo 14(3). A. R. Gantner Verlag KG. Ruggell, Liechtenstein.

Beyra, A. 1998. Las leguminosas (*Fabaceae*) de Cuba, II: Tribus *Crotalariaeae*, *Aeschynomeneae*, *Millettiae* y *Robinieae*. *Collect. Bot.* 24: 150-332.

Blasco, F. 1984. Climatic factors and the biology of mangrove plants. Pp. 18-35. En: Snedaker, S.C. & Snedaker J.G. (Ed.). The mangrove ecosystem: research methods. Monographs on Oceanographic Methodology 8. UNESCO. París, Francia.

Boero, F. 1996. Episodic events: Their relevance to Ecology and Evolution. *Mar. Ecol.* 17: 237-250. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0485.1996.tb00505.x>

Brokaw, N.V.L. & Walker, L.R. 1991. Summary of the effects of Caribbean hurricanes on vegetation. *Biotropica* 23(4a): 442-447. <https://doi.org/10.2307/2388264>

- Burton, A.C., Huggard, D., Bayne, E., Schieck, J., Sólymos, P., Muhly, T. & al. 2014. A framework for adaptative monitoring of the cumulative effects of human footprint on biodiversity. *Environ. Monit. Assess.* 186 (6): 3605-3617. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-3643-7>
- Catasús, L. 2011. *Poaceae* I (Parte General y *Panicoideae*). En: Greuter, W. & Rankin, R. (Ed.). Flora de la República de Cuba. Serie A. Plantas Vasculares. Fascículo 17A. A. R. Gantner Verlag KG. Ruggell, Liechtenstein.
- Catasús, L. 2015. *Poaceae* II (*Pharoideae* a *Chloridoideae*). En: Greuter, W. & Rankin, R. (Ed.). Flora de la República de Cuba. Serie A. Plantas Vasculares. Fascículo 21A. Koeltz Scientific Books. Königstein, Alemania.
- Dias, A.M., Fonseca, A. & Pereira A. 2017. Biodiversity monitoring in the environmental impact assessment of mining projects: a (persistent) waste of time and money? *Perspect. Ecol. Conserv.* 15: 206-208. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.06.001>
- Everham, E.M. & Brokaw, N.V.L. 1996. Forest damage and recovery from catastrophic wind. *Botanical Review* 62: 113-185. <https://doi.org/10.1007/BF02857920>
- Fernández-Pérez, O.J. 2006. Historia, cultura y sociedad del norte de la provincia Ciego de Ávila. En: Ecosistemas costeros: biodiversidad y gestión de recursos naturales. Compilación por el XV Aniversario del CIEC. Sección I. Ecosistema del norte de la provincia Ciego de Ávila. Editorial CUJAE. La Habana, Cuba. ISBN: 959-261-254-4.
- Ferrufino, L. & Greuter W. 2010. *Smilacaceae*. En: Greuter, W. & Rankin, R. (Ed.). Flora de la República de Cuba. Serie A. Plantas Vasculares. Fascículo 16(5). A.R. Gantner Verlag KG. Ruggell, Liechtenstein.
- Gannon, B.M. & Martin, P.H. 2014. Reconstructing hurricane disturbance in a tropical montane forest landscape in the Cordillera Central, Dominican Republic: implications for vegetation patterns and dynamics. *Artic, Antarctic, and Alpine Research* 46 (4): 767-776. <https://doi.org/10.1657/1938-4246-46.4.767>
- García, E.E., Dobbin, J. Mena, J. & Alcolado, P.M. 2007. Planeamiento ambiental, impactos de la infraestructura turística sobre la biodiversidad y prácticas sostenibles. En: Alcolado, P.M., García, E.E & Arellano-Acosta, M. (Ed.). Ecosistema Sabana-Camagüey. Estado actual, avances y desafíos en la protección y uso sostenible de la biodiversidad. Proyecto PNUD/GEFCUB/98/G32 CUB/99/G81; 186.
- Gómez, R. & Socarrás, E. 1999. Inventario de flora y fauna de Paredón Grande y fauna da Antón Chico. Informe de proyecto del Centro de Investigaciones de Ecosistemas Costeros, Cayo Coco. 17.
- Greuter, W. & Rankin, R. 2017. Plantas Vasculares de Cuba Inventario preliminar. Segunda edición, actualizada, de Espermatófitos de Cuba con inclusión de los Pteridófitos. Botanischer Garten & Botanisches Museum Berlin-Dahlem & Jardín Botánico Nacional, Universidad de La Habana. Berlín, Alemania & La Habana, Cuba. <http://dx.doi.org/10.3372/cubalist.2017.1>
- Grinsted, A., Moore, J.C. & Jevrejeva, S. 2013. Projected Atlantic hurricane surge threat from rising temperatures. *PNAS* 110(14): 5369-5373. <https://doi.org/10.1073/pnas.1209980110>
- Gutiérrez, J. 2002. *Sapotaceae*. En: Greuter, W. (Ed.). Flora de la República de Cuba. Serie A. Plantas Vasculares. Fascículo 6(4). Koeltz Scientific Books. Königstein, Alemania.
- Gutiérrez, A., García, F., Rojas, S. & Castro, F. 2015. Parcela permanente de monitoreo de bosque de galería, en Puerto Gaitán, Meta. *Corpoica Cienc. Tecnol. Agropecu.* 16: 113-129.
- Hiepko, P. 2014. *Olacaceae*. En: Greuter, W. & Rankin, R. (Ed.). Flora de la República de Cuba. Serie A. Plantas Vasculares. Fascículo 20(3). Koeltz Scientific Books. Königstein, Alemania.
- Islebe, G., Torrescano-Valle, N., Valdez-Hernández, M., Tuz-Novelo, M. & Weissenberger, H. 2009. Efectos del impacto del huracán Dean en la vegetación del sureste de Quintana Roo, México. *Foresta Veracruzana* 11: 1-6.
- Kirkconnell, A. & Kirwan, G.M. 2008. Aves de Cayo Paredón Grande, Archipiélago Sabana-Camagüey, Cuba. *J. Caribbean Ornithol.* 21: 26-36.
- Kleinn, C. & Morales, D. 2002. Consideraciones metodológicas al establecer parcelas permanentes de observación en bosque natural o plantaciones forestales. *Revista Forestal de Centroamérica* 40: 6-12.
- Leiva, A.T. 1992. *Loranthaceae*. Flora de la República de Cuba. *Fontqueria* 34: 1-16.
- León. 1946. Flora de Cuba I. Gimnospermas. Monocotiledóneas. *Contr. Ocas. Mus. Hist. Nat. Colegio "De La Salle"* 8.
- León & Alain. 1951. Flora de Cuba II. Dicotiledóneas. *Casuarinaceae a Meliaceae. Contr. Ocas. Mus. Hist. Nat. Colegio "De La Salle"* 10.
- Lugo, A.E. 2008. Visible and invisible effects of hurricanes on forest ecosystems: an international review. *Austral Ecol.* 33: 368-398. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2008.01894.x>
- Lugo, A.E., Rogers, S.C. & Nixon, S. 2000. Hurricanes, coral reefs and rainforests: resistance, ruin and recovery in the Caribbean. *Ambio* 29: 106-114. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-29.2.106>
- Mace, G.M. & Baillie, J.E.M. 2007. The 2010 biodiversity indicators: challenges for science and policy. *Conserv. Biol.* 21: 1406-1413. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00830.x>
- Méndez, I. 2003. *Verbenaceae*. En: Greuter, W. (Ed.). Flora de la República de Cuba. Serie A. Plantas Vasculares. Fascículo 7(3). A.R. Gantner Verlag KG. Ruggell, Liechtenstein.
- Mihoub, J.B., Henle, K., Titeux, N., Brotons, L., Brummitt, N.A. & Schmeller, D.S. 2017. Setting temporal baselines for biodiversity: the limits of available monitoring data for capturing the full impact of anthropogenic pressures. *Sci. Rep.* 7: 41591. <https://doi.org/10.1038/srep41591>
- Mory, B. 2010. *Celastraceae*. En: Greuter, W. & Rankin, R. (Ed.). Flora de la República de Cuba. Serie A. Plantas Vasculares. Fascículo 16(1). A. R. Gantner Verlag KG. Ruggell, Liechtenstein.
- Mújica, E., Raventós, J., González E. & Bonet, A. 2013. Long-term hurricane effects on populations of two epiphytic orchid species from Guanahacabibes peninsula, Cuba. *Lankesteriana* 13(1-2): 47-55.
- Nathan, R. 2006. Long-distance dispersal of plants. *Science* 313: 786-788. <https://doi.org/10.1126/science.1124975>
- Neumann, C.J., Cry, G.W., Caso, E.L. & Jarvinen, B.R. 1978. Tropical cyclones of the North Atlantic Ocean, 1871-1977. National Climatic Center, US Dpt. Commerce, NOAA, Ashville, NC.
- Niemi, G.J. & McDonald, M.E. 2004. Application of ecological indicators. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35: 89-111. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.35.112202.130132>
- Parada, A.I., Pérez-Mena, E., Rojas, J., Hernández, M. & Hernández-Álvarez, D. 2012. Notes on the avifauna of Cayo Paredón Grande, Cuba. *Journal of Caribbean Ornithology* 25: 35-38.

- Parada, A.I., Socarrás, E., López, M., Gómez, R., Aguilar, A., Menéndez, L. & Guzmán, J.M. 2006. Biotá terrestre del norte de la provincia Ciego de Ávila. En: Ecosistemas costeros: biodiversidad y gestión de recursos naturales. Compilación por el XV Aniversario del CIEC. Sección I. Ecosistema del norte de la provincia Ciego de Ávila. Editorial CUJAE. La Habana, Cuba. ISBN: 959-261-254-4.
- Rankin, R. 1998. *Aristolochiaceae*. En: Manitz, H. (Ed.). Flora de la República de Cuba. Serie A. Plantas Vasculares. Fascículo 1(2). Koeltz Scientific Books. Königstein, Alemania.
- Rankin, R. 2005. *Capparaceae*. En: Greuter, W. & Rankin, R. (Ed.). Flora de la República de Cuba. Serie A. Plantas Vasculares. Fascículo 10(1). A.R. Gantner Verlag KG. Ruggell, Liechtenstein.
- Rankin, R. & Greuter, W. 2009. *Brassicaceae*. En: Greuter, W. & Rankin, R. (Ed.). Flora de la República de Cuba. Serie A. Plantas Vasculares. Fascículo 15(4). A.R. Gantner Verlag KG. Ruggell, Liechtenstein.
- Ríos, G., Ledo, T., García, E.E. & Arellano-Acosta, M. 2007. Sectores económicos prioritarios en la protección y uso sostenible de la biodiversidad en el Ecosistema Sabana- Camagüey. En: Ecosistema Sabana- Camagüey, estado actual, avances y desafíos en la protección y uso sostenible de la biodiversidad. Editorial Academia. 120-123.
- Rodríguez, A. 2000. *Tiliaceae*. En: Greuter, W. (Ed.). Flora de la República de Cuba. Serie A. Plantas Vasculares. Fascículo 3(5). Koeltz Scientific Books. Königstein, Alemania.
- Rohwer, J.G. 2014. *Lauraceae*. En: Greuter, W. & Rankin, R. (Ed.). Flora de la República de Cuba. Serie A. Plantas Vasculares. Fascículo 19(2). Koeltz Scientific Books. Königstein, Alemania.
- Salazar-Vallejo, S. 2001. Huracanes y biodiversidad costera tropical. *Rev. Biol. Trop.* 50(2): 415-428.
- Sánchez-Sánchez, O. & Islebe, G.A. 1999. Hurricane Gilbert and structural changes in a tropical forest in south-eastern Mexico. *Global Ecol. Biogeog.* 8: 29-38. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2699.1999.00317.x>
- Scheffer, M., Carpenter, S., Foley, J.A., Folke, C. & Walker, B. 2001. Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* 413: 591-596. <https://doi.org/10.1038/35098000>
- Sheil, D. 2001. Conservation and biodiversity monitoring in the tropics: realities, priorities, and distractions. *Conserv. Biol.* 15: 1179-1182. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2001.0150041179.x>
- Shiels, A.B. & González, G. 2014. Understanding the key mechanisms of tropical forest responses to canopy loss and biomass deposition from experimental hurricane effects. *Forest Ecol. Manag.* 332: 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.04.024>
- StatSoft, Inc. 2011. STATISTICA (data analysis software system), version 10. www.statsoft.com
- Tanner, E.V.J., Kapos, V. & Healey, R. 1991. Hurricane effects on forest ecosystems in the Caribbean. *Biotropica* 23: 513-521. <https://doi.org/10.2307/2388274>
- Walker, L.R., Silver, W.L., Willig, M.R. & Zimmermann, J.K. 1996. Long term responses of Caribbean ecosystems to disturbance. *Biotropica* 23: 414-613. <https://doi.org/10.2307/2389085>
- Wiegand, T., Raventós, J., Mújica, E., González E. & Bonet, A. 2013. Spatio-temporal analysis of the effects of hurricane Ivan on two contrasting epiphytic orchid species in Guanahacabibes, Cuba. *Biotropica* 45(4): 441-449. <https://doi.org/10.1111/btp.12025>
- Woodley, J.D., Chornesky, E.A., Clifford, P.A., Jackson, J.B.C., Kaufman, L.S., Knowlton, N., Lang, J.C., Pearson, M.P., Porter, J.W., Rooney, M.C., Rylaarsdam, K.W., Tunnicliffe, V.J., Wahle, C.M., Wulff, J.L., Curtis, A.S.G., Dullmeyer, M.D., Jupp, B.P., Koehl, M.A.R., Neigel, J. & Sides, E.M. 1981. Hurricane Allen's impact on Jamaican coral reefs. *Science* 214: 749-755. <https://doi.org/10.1126/science.214.4522.749>

ANEXO

Anexo I. Media aritmética ± desviación estándar de los valores obtenidos para cada una de las variables evaluadas durante el monitoreo antes (febrero de 2017) y después del huracán Irma (febrero de 2018, octubre de 2018 y abril 2019) en tres formaciones vegetales de cayo Paredón Grande, Ciego de Ávila, Cuba

Los valores resaltados con asterisco representan los casos con diferencias significativas. Para el matorral xeromorfo costero se presentan solo dos valores, para cada variable, en dos momentos luego del paso del huracán Irma debido a que fue afectado por el desarrollo turístico.

Annex I. Arithmetic mean ± standard deviation of the obtained values for each of the evaluated variables during the monitoring before (February 2017) and after the Irma hurricane (February 2018, October 2018 and April 2019) in three vegetal formations of Paredón Grande key, Ciego de Ávila, Cuba

Values highlighted with asterisk represent those cases with significant differences. For the coastal xeromorphic thicket, it's showed only two values, for each variable, in two moments after the Irma hurricane since it was affected by the touristic development.

Variables	Matorral xeromorfo costero		Bosque siempreverde microfilo		Bosque tropical siempreverde de manglar mixto		
	Antes	Después	Antes	Después	Antes	Después	
Coberturas	Arbórea (%)	13,75 ± 7,5	22,5 ± 19,4 27,5 ± 29,0	48,8 ± 33,3	37,5 ± 22,2 43,8 ± 21,4 31,3 ± 26,6	8,5 ± 8,6	14,3 ± 17,5 14,3 ± 17,5 10,0 ± 7,1
	Arbustiva (%)	65,0 ± 30,8	62,5 ± 27,2 68,8 ± 29,3	49,3 ± 29,8	47,5 ± 15,0 58,8 ± 16,5 57,5 ± 17,1	65,0 ± 12,9	47,5 ± 17,1 48,8 ± 15,5 61,3 ± 10,3
	Herbácea (%)	8,8 ± 4,8	12,5 ± 5,0 10,0 ± 4,1	1,0 ± 0,82*	5,8 ± 3,0* 6,3 ± 2,5* 5,5 ± 3,3*	52,5 ± 17,1*	46,3 ± 18,0* 47,5 ± 18,9* 78,8 ± 13,2*
Densidad follaje	f1 (%)	85,0 ± 30,0	86,7 ± 26,7 90,0 ± 20,0	71,7 ± 31,0	65,0 ± 14,8 95,0 ± 6,4 95,8 ± 5,0	93,3 ± 13,3	91,7 ± 12,6 78,3 ± 28,5 85,8 ± 28,3
	f2 (%)	83,6 ± 19,9	59,3 ± 45,6 90,0 ± 20,0	73,6 ± 19,7	66,4 ± 20,8 92,9 ± 14,3 95,7 ± 4,5	95,7 ± 8,6	80,7 ± 22,3 67,1 ± 24,4 78,6 ± 21,2
	f3 (%)	63,5 ± 32,5	62,0 ± 27,3 50,0 ± 11,8	81,5 ± 14,5	41,0 ± 40,3 59,0 ± 32,7 78,0 ± 11,6	68,0 ± 9,5*	29,0 ± 12,3* 13,5 ± 16,1* 17,3 ± 21,7*
	f4 (%)	56,5 ± 40,6	24,0 ± 19,9 31,5 ± 15,7	88,5 ± 8,4	28,0 ± 26,5 45,5 ± 32,7 27,8 ± 24,5	25,0 ± 29,3*	8,0 ± 7,5* 4,5 ± 9,0* 0,75 ± 0,9*
Clases diamétricas (Cantidad de individuos)	3,0-6,0 cm	23	17 9	39	47 21 30	23	11 11 11
	6,1-9,0 cm	23	10 14	15	13 7 9	4	3 3 1
	9,1-12,0 cm	22	26 27	9	10 2 5	1	2 0 1
	≥ 12,1 cm	12	3 3	2	1 0 0	1	0 0 0
Altura del Dosel (m)	3,3 ± 0,15	3,0 ± 0,21 3,0 ± 0,35	3,49 ± 0,3	3,73 ± 0,5 3,12 ± 0,1 3,28 ± 0,5	3,09 ± 0,62	2,8 ± 1,0 2,5 ± 0,7 2,5 ± 0,5	
Riqueza de especies	18 ± 8	19 ± 5 23 ± 9	15 ± 8	15 ± 4 17 ± 6 19 ± 7	14 ± 2	18 ± 6 20 ± 4 21 ± 2	