

Variación fenológica de *Rhizophora mangle*, *Conocarpus erectus* y *Laguncularia racemosa* en isla Múcura, Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo, Caribe colombiano

Phenological variation of *Rhizophora mangle*, *Conocarpus erectus* y *Laguncularia racemosa* in Isla Múcura, Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo, Colombian Caribbean

Alejandro Henao-Castro^{1*} , Camilo Valcárcel-Castellanos²  y Guido Ricardo López-Paternina² 

1. Grupo de Investigación en Biología Descriptiva y Aplicada, Programa de Biología, Universidad de Cartagena, Cartagena

2. Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y San Bernardo, Parques Nacionales Naturales de Colombia, Sede Cartagena de Indias, Cartagena

Resumen

Los manglares son ecosistemas marino costeros estratégicos ofrecen una variedad de servicios a la humanidad. No obstante, son vulnerables a perturbaciones naturales y antropogénicas, dentro de las cuales la fragmentación representa una mayor amenaza. Consecuente con lo anterior, han sido identificados como valor objeto de conservación del PNN Los Corales del Rosario y de San Bernardo (PNNCRSB). En particular, las especies más representativas son el mangle rojo *Rhizophora mangle*, el zaragoza *Conocarpus erectus* y el amarillo *Laguncularia racemosa*. Actualmente, la información existente y el programa de monitoreo de esta área protegida se limita a datos de coberturas, por lo que no existe información disponible sobre la fenología de estas especies. Por lo tanto, esta investigación tuvo como objetivo evaluar la variación de eventos fenológicos (producción de frutos, flores y hojas) de mangles rojo, zaragoza y amarillo en el PNNCRSB durante 2014-2015 y su relación con patrones climáticos interanuales. Los resultados muestran que existen patrones temporales de la variación de los eventos fenológicos. En el caso de *R. mangle*, no evidenció caída de hojas, pero sí presentó frutos y flores durante los 24 meses. Algo similar se observó para *C. erectus*. También se registraron correlaciones canónicas robustas y significativas ($R > 6$; $p < 0,05$) de grupos de variables ambientales climáticas y los eventos fenológicos en las tres especies en los dos años de estudio. De esta forma se infiere que existen condiciones ambientales idóneas para el desarrollo de los mangles y que los patrones climáticos inciden sobre la fenología de estas especies en el área de estudio. Finalmente, las características fenológicas de las especies se proponen como insumo importante para la adopción de medidas de manejo como procesos de restauración, pues permiten conocer los periodos indicados para realizar actividades de recolecta de propágulos, montaje de viveros y siembra de plántulas en zonas degradadas.

Palabras clave: fenología; manglares; isla Múcura, área marina protegida; Caribe colombiano

Abstract

Mangroves are strategic coastal marine ecosystems with a wide variety of services to humanity. However, they are vulnerable to natural and anthropogenic disturbances, being fragmentation a more significant threat. Consistent with the above, the Corales del Rosario y de San Bernardo (PNNCRSB) have been identified as a conservation object value of the PNN. The most common mangrove species at PNNCRSB are the red mangrove *Rhizophora mangle*, the Zaragoza *Conocarpus erectus*, and the yellow *Laguncularia racemosa*. Currently, the available information and the monitoring program for this protected area are limited to coverage data, so there is limited information available on the phenology of these species, despite knowing that the latter responds to environmental changes in the ecosystem. Therefore, this research aimed to evaluate the variation of phenological events (production of fruits, flowers, and leaves) of red, zaragoza and yellow mangroves in the PNNCRSB for two years and its relationship with intra-annual climatic patterns. The results show that there are temporal patterns of the variation of the phenological events. In the case of *R. mangle*, it did not show leaf drops but presented fruits and flowers during the 24 months. Something similar was observed for *C. erectus*. Robust and significant canonical correlations ($R > 6$; $p < 0.05$) were also found for groups of climatic environmental variables and phenological events in the three species in the two years of study. Therefore, it is inferred that there are suitable environmental conditions for mangroves development and the climatic patterns affect the phenology of the species in the study area. Finally, phenological characteristics of the species are proposed as an important input for decision making such as restoration processes, since they allow knowing the periods of time indicated to carry out activities of collecting propagules, setting up nurseries and planting seedlings in degraded areas.

Key words: Phenology; mangroves; Múcura island; marine protected area; Colombian Caribbean

*Autor de correspondencia: henaoc@unicartagena.edu.co

Editor: Juan Carlos Narvaéz

Recibido: 03 de noviembre de 2022

Aceptado: 11 de mayo de 2023

Publicación en línea: 06 de junio de 2023

Citar como: Henao-Castro, A. Valcárcel-Castellanos, C. y López Paternina, G. R.. (2023). Variación fenológica de *Rhizophora mangle*, *Conocarpus erectus* y *Laguncularia racemosa* en isla Múcura, Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo, Caribe colombiano. *Intropica*, 18, (1). <https://doi.org/10.21676/23897864.4910>.



Los ecosistemas de manglar se encuentran entre los más diversos del planeta (Field *et al.*, 1998; Luther y Greenberg, 2009; Ricklefs y Lathan, 1993) y se les atribuye una gran variedad de servicios ecosistémicos, entre los que se destaca la protección costera (Bryan-Brown *et al.*, 2020; Onrizal y Mansor, 2020; Sannigrahi *et al.*, 2020) y la captura de CO₂ (Atkinson *et al.*, 2016; Atwood *et al.*, 2017). Además, son llamados sala cunas, ya que protegen organismos en los estados tempranos de sus ciclos de vida (Barbier, 2016; McLean *et al.*, 2001) y actúan como trampas de sedimentos, desempeñando un papel destacado en los ciclos biogeoquímicos (Himes-Cornell *et al.*, 2018; McLean *et al.*, 2001). A pesar de su importancia, los manglares están entre los ecosistemas más vulnerables a perturbaciones antropogénicas (Kumar *et al.*, 2021). Estudios sugieren que la deforestación, sobrepoblación y la huella ecológica humana, son los principales causantes de la degradación (Goldberg *et al.*, 2020; Turschwell *et al.*, 2020), lo que implica una disminución significativa de la disponibilidad de hábitats y de la capacidad para proveer los servicios ecosistémicos (Bryan-Brown *et al.*, 2020).

Colombia no es ajena a la degradación de ecosistemas de manglar (Chacón *et al.*, 2020). De hecho, se ha comprobado que estos ambientes a nivel nacional están sujetos a las mayores tasas de degradación por causas antropogénicas (Villate *et al.*, 2020). Específicamente en la zona norte del Caribe colombiano (Chacón *et al.*, 2020; Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú [CVS] y del San Jorge e Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives de Andrés" [Invemar], 2010; Garcés-Ordóñez *et al.*, 2021; Sepúlveda *et al.*, 2020). Es así como las áreas protegidas se han propuesto como una de las medidas de conservación que pueden, contrarrestar eficazmente los efectos antropogénicos que conducen a la fragmentación (López-Angarita *et al.*, 2018). Consecuente con esto, el Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo (PNNCRSB) contempla los ecosistemas de manglar como valor objeto de conservación, priorizando su protección (Parques Nacionales Naturales de Colombia [PNN], 2020).

Adicionalmente, el área protegida mencionada ha realizado esfuerzos de restauración, sobre todo de la especie *Rhizophora mangle*, la cual, además de ser la más representativa, ha sido objeto de mayor presión por tala indiscriminada (Zarza-González, 2011). Asimismo, se ha implementado un programa de monitoreo que contempla la medición continua de atributos ecológicos importantes como la cobertura, el diámetro a la altura del pecho (DAP), la densidad y la altura de las diferentes

especies (PNN, 2020; Zarza-González, 2011). Sin embargo, a pesar de que estos atributos son importantes para el seguimiento del estado de salud del ecosistema, existen aún vacíos de información sobre la biología y ecología de las especies de mangle en la zona. Por ejemplo, si bien la fenología, entendida como el ciclo anual de crecimiento de especies vegetales (p. ej., producción de hojas, flores y frutos), es esencial para establecer niveles de respuesta hacia cambios ambientales de origen natural y antropogénico (Reed *et al.*, 1994; Small y Sousa, 2019), a la fecha la información sobre fenología de especies clave como *R. mangle*, *Conocarpus erectus* y *Laguncularia racemosa* es escasa para el Caribe colombiano.

No obstante, algunas investigaciones han permitido identificar factores que conducen a la floración en las principales especies, evaluando su relación con variables climatológicas y confirmando que el éxito de la reproducción de estas plantas depende de los periodos climáticos (Sánchez-Núñez y Mancera-Pineda, 2011). Por lo general, la variación de eventos fenológicos responde a condiciones climáticas como precipitación, temperatura y salinidad. Así procesos como la floración y la producción de frutos y hojas, son consistentes con condiciones propicias para el desarrollo de las especies, por lo que se consideran bioindicadores del estado de salud y de conservación (Songsom *et al.*, 2019).

Asimismo, estas etapas pueden ser indicadores de cambios hidrodinámicos que, eventualmente, son capaces de conducir al colapso del ecosistema (Small y Sousa, 2019). Específicamente para el área protegida, se cuenta con información de los efectos producidos sobre la dinámica ecosistémica frente al registro de eventos climáticos extremos como tormentas, huracanes y sequías, que en escalas largas de tiempo permiten definir su grado de resiliencia (Galeano *et al.*, 2017). Para dicho fin, se tiene en cuenta, análogamente, las interacciones mutualistas en ciertas épocas del año con varios tipos de insectos incluidas las abejas, los cuales a largo plazo tienen un rol clave en el establecimiento y el mantenimiento del ecosistema, producto del incremento en el flujo genético promovido por los polinizadores (Sucerquia *et al.*, 2019).

Partiendo de lo anterior, el presente estudio se propuso evaluar los eventos fenológicos de las tres especies de mangle más representativas en el PNNCRSB durante un periodo de dos años y su relación con patrones climáticos intranuales. De esta manera se genera un insumo importante para la adopción de medidas de manejo del área protegida.

El PNNCRS comprende parte de la zona marina frente a las costas de los departamentos de Bolívar y Sucre, con 120 000 ha (PNN, 2020). El marcaje y seguimiento de los individuos se llevaron a cabo en el archipiélago de San Bernardo (09°46'51,7'' N-075°52'07,3'' W), específicamente en el sector sureste de isla Múcura (figura 1). Las principales características climatológicas en el área se encuentran determinadas por el comportamiento de los vientos alisios del noreste, lo cual define una época seca entre diciembre y abril, con la presencia de fuertes vientos provenientes del noreste; una época de lluvias de agosto a noviembre, caracterizada por el registro de vientos débiles con orientación variable y el reporte abundante de lluvias, y

periodos de transición entre las dos estaciones (Andrade, 2001; Zarza-González, 2011).

Los bosques de manglar en el archipiélago de San Bernardo están conformados por las cuatro especies típicas del Caribe, conocidas comúnmente como mangle rojo, mangle amarillo, mangle bobo o zaragoza y mangle negro, que representan una extensión de 41,04 ha (PNN, 2020). Específicamente, isla Múcura aporta una cobertura de manglares igual a 0,36 ha y cuenta con ejemplares de tres especies *R. mangle* (mangle rojo), *C. erectus* (botoncillo o zaragoza) y *L. racemosa* (mangle amarillo) (Instituto Colombiano de Desarrollo Rural [INCODER Incoder] y Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano [UJTL], 2014).

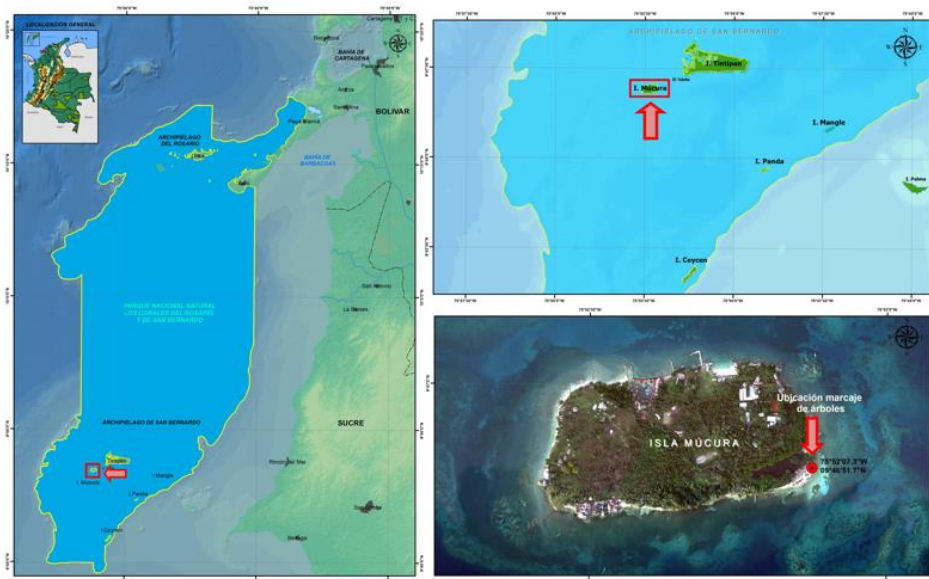


Figura 1. Ubicación del PNNCRS (área con sombra azul) y del sitio de muestreo en isla Múcura (punto rojo). Elaborado por Kelly Cogollo (2023).

Durante 24 meses (enero a diciembre de los años 2014 y 2015) se realizó marcaje de cuatro individuos de árboles de bosque de manglar de cada una de las especies *R. mangle*, *C. erectus* y *L. racemosa* (N= 12), los cuales se encontraban distanciados entre sí aproximadamente 100 m. En cada individuo se registró mensualmente la variación fenológica siguiendo lo sugerido por Fournier (1974). Los eventos fenológicos evaluados fueron botones florales (BF), floración (F), frutos verdes (FV), frutos maduros (FM), rebrote de hojas (RB) y caída de hojas (CH). Cada una de las características se evaluó mediante una escala que oscila entre 0 y 4, considerando si el fenómeno era ausente (0), si evidenciaba una magnitud entre 1-25 % (1), entre 26-50 % (2), entre 51-75 % (3) y entre 76-100 % (4).

Se realizó un climograma a partir del promedio de la temperatura ambiente y la precipitación. Los datos para este análisis se obtuvieron de la estación meteorológica más cercana a la zona de estudio para los años 2014 y 2015 en la base de

datos del Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales de Colombia (IDEAM) (<http://www.pronosticosyalertas.gov.co/informacion-diaria-de-precipitacion-y-temperatura-de-los-principales-aeropuertos-del-pais>, revisado el 01/09/2022). Con el fin de comprobar la existencia de un patrón marcado de variación intraanual controlado por la variación en la cantidad de precipitación entre épocas (seca y lluvias), se realizaron pruebas de Mann-Whitney (previa comprobación de normalidad, Shapiro-Wilk $p < 0,05$).

Los datos fenológicos obtenidos se organizaron en una matriz usando el software Microsoft Excel. Posteriormente, se realizó un análisis estadístico básico descriptivo discriminando por especies, eventos fenológicos y época de muestreo. Con el fin de hacer comparaciones entre los eventos fenológicos para cada especie, inicialmente se revisaron supuestos de normalidad (prueba Shapiro Wilk) y homocedasticidad (Levene) de los datos (Zar, 1996).

Debido a que los datos no se ajustaron a una distribución normal ($p \geq 0,05$) ni se presentó homogeneidad de varianzas ($p \geq 0,05$), se procedió a aplicar la prueba de Kruskal-Wallis, que permitió comparar los eventos fenológicos para cada especie. Finalmente, en los casos en que se detectaron diferencias significativas, se realizó la prueba *post hoc* de Dunn (Guisande *et al.*, 2006). También, se realizaron pruebas pareadas con la prueba U de Mann-Whitney de la fenología de cada especie entre los dos años de muestreo para comprobar la existencia (o no) de un patrón fenológico intraanual en el área protegida.

Por último, con el objeto de establecer si la precipitación y temperatura ambiente tienen una incidencia sobre la fenología de las especies de mangle estudiadas en el PNNCRSB, se realizó un análisis de correlaciones canónicas (Guisande *et al.*, 2006). Estas últimas se consideraron robustas en la medida en que los valores canónicos obtenidos fueran superiores a 0,3 (Munday *et al.*, 1997). La estadística inferencial aplicada se llevó a cabo con el uso de los softwares Past versión 4.09 (Hammer *et al.*, 2001) y Statistica 7.0® (Statsoft, 2004).

Durante los dos años de muestreo se registraron precipitaciones que oscilaron entre 0-259 mm en el año 2014 y 0-100,1 mm en el 2015. En 2014 las precipitaciones iniciaron en mayo, y en 2015, en marzo con tendencia de aumento hasta diciembre y picos entre septiembre y noviembre (figura 2). De este modo se evidenció un patrón climático en el que las precipitaciones no

presentaron diferencias significativas entre años (U-Mann-Whitney=68; $z=0,2069$; $p=0,8391$). Adicionalmente, discriminando por épocas climáticas (seca: diciembre-marzo y lluvia: abril-noviembre), se encontraron diferencias estadísticamente significativas entre la cantidad de lluvia (U-Mann-Whitney=14; $z=3,0445$; $p=0,0023$).

La temperatura promedio mensual resultó menor durante enero, febrero y marzo, con aumentos importantes desde abril a junio en 2014 y desde abril a septiembre en 2015. Los estudios de patrones climáticos para la zona establecen que las lluvias se presentan entre agosto y noviembre, mientras que el periodo entre diciembre y marzo se considera época seca debido a una alta incidencia de los vientos alisios del norte (Andrade, 2001; Zarza-González, 2011).

Cabe destacar que, durante los años de muestreo, se registraron anomalías climáticas características del evento El Niño (https://origin.cpc.ncep.noaa.gov/products/analysis_monitoring/ensostuff/ONI_v5.php/, revisado el 03/09/2022), con época seca entre enero y marzo. Adicionalmente, el año 2015 por ser un año tipificado como El Niño, los valores de precipitación resultaron más bajos que en los registros de 2014, coincidiendo con el estudio de Galeano *et al.* (2017), quienes obtuvieron un evento de sequía entre septiembre de 2014 y marzo de 2015 para el archipiélago Nuestra Señora del Rosario dentro del Área Marina Protegida.

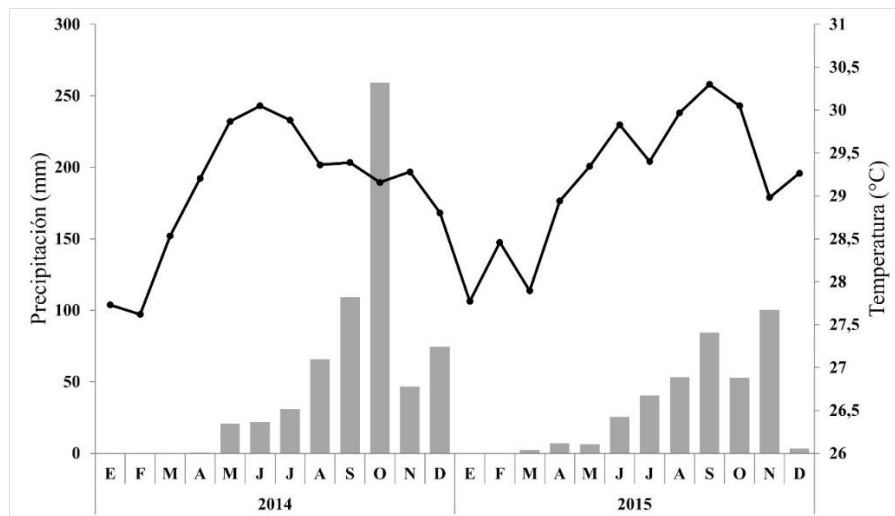


Figura 2. Climograma con precipitaciones (barras) y temperaturas promedio (línea y puntos) mensuales durante 2014 y 2015. Datos del IDEAM (<http://www.pronosticosyalertas.gov.co/informacion-diaria-de-precipitacion-y-temperatura-de-los-principales-aeropuertos-del-pais>, revisado el 01/09/2022).

En general se evidenció que los eventos de (RB) y (CH) son los menos frecuentes para las tres especies con intensidades inferiores al 25 %. Sin embargo, la metodología utilizada en la

investigación principalmente para el evento de (CH), al no contar con canastas para la recolecta de hojarasca, no permite registrar variaciones fenológicas leves. Específicamente, la

especie *R. mangle* no evidenció ninguno de estos eventos durante los dos años de estudio. Para el caso de *C. erectus*, RB y CH mostraron una frecuencia de ocurrencia de 10,28 y 8,41 %, respectivamente, siendo baja con respecto a los demás eventos. Contrastando con lo anterior, *L. racemosa* tuvo mayor frecuencia de estos eventos, presentando 29,63 % (RB) y 14,81 % (CH) (figura 3). Lo anterior permite inferir que los eventos fenológicos presentan similitudes y variaciones entre las tres especies de mangle en el sector de isla Múcura del PNNCRSB. Al comparar

la intensidad de los cuatro eventos fenológicos observados para *R. mangle* (BF, F, FV y FM), se encontraron diferencias significativas (Kruskal-Wallis, H (chi cuadrado) = 57,1; p=5,644E-14). Como generalidad, la floración, la floración (presencia de BF y F) resultó ser el evento más común y de intensidades superiores, seguido por el hallazgo de por la presencia de FV. Asimismo, se evidenció que FM presentaron la menor intensidad (prueba Dunn, p≥0,05) con respecto a los demás eventos en ambos años de muestreo (figura 3).

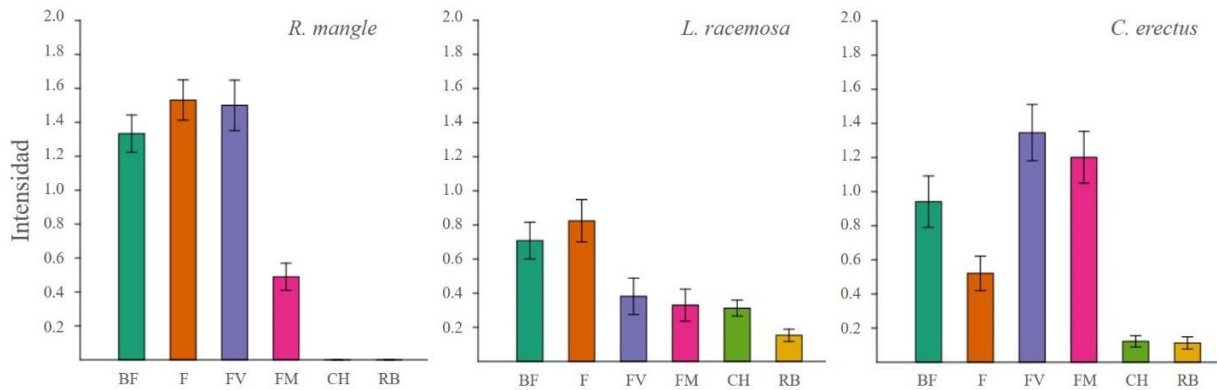


Figura 3. Valores promedio (±EE) de los eventos fenológicos de *R. mangle*, *L. racemosa* y *C. erectus* en el PNN Los Corales del Rosario y de San Bernardo durante los años 2014 y 2015: botones florales (BF), floración (F), frutos verdes (FV), frutos maduros (FM), rebrote de hojas (RB) y caída de hojas (CH).

Por otra parte, la prueba de Mann-Whitney (tabla 1) sugiere que, en general, la fenología de cada especie comparando entre años no presenta variaciones estadísticamente significativas. No obstante, algunos eventos como F y caída de hojas CH en *C. erectus* arrojaron diferencias significativas entre 2014 y 2015 (p= 0,0003 y p= 0,0148, respectivamente; tabla 1).

Esta situación también ocurrió con la presencia de FM y RB en *L. racemosa* (p= 0,0485 y p= 0,0012, respectivamente). De esta forma se comprobó que la fenología no varía entre los dos años de muestreo, por lo que se generan ciclos en las intensidades de los eventos fenológicos observados.

Tabla 1. Comparación de eventos fenológicos entre 2014 y 2015 con prueba Mann-Whitney para las especies de mangle estudiadas. Botones florales (BF), floración (F), frutos verdes (FV), frutos maduros (FM), rebrote de hojas (RB) y caída de hojas (CH). (*) Valores con significancia estadística (p < 0,05).

Especies	BF			F			FV		
	U	z	p	U	z	p	U	z	p
<i>Rhizophora mangle</i>	1096	0,4592	0,646	907	1,9371	0,0527	1062,5	0,6915	0,4892
	1005,	1,2277	0,2195						
<i>Conocarpus erectus</i>	5			764	3,591	0,0003*	1050	0,7951	0,4265
<i>Laguncularia racemosa</i>	1087	0,5327	0,5941	1071	0,6537	0,5132	1126,5	0,3081	0,758
	FM			CH			RB		
	U	z	p	U	z	p	U	z	p
<i>Rhizophora mangle</i>	1083	0,5938	0,5526						
<i>Conocarpus erectus</i>	966,5	1,4446	0,1485	961	2,4351	0,0148*	1147,5	0,0553	0,9558
<i>Laguncularia racemosa</i>	981,5	1,9723	0,0485*	1126,5	0,2227	0,8237	866	3,2349	0,0012*

En cuanto a la variación temporal de los eventos fenológicos estudiados, es posible inferir que *R. mangle* presentó flores y FV durante todo el año. La tendencia de la presencia de flores se evidencia con picos importantes en octubre de 2014 y junio de

2015 para BF, y con la mayor presencia de flores en los árboles de esta especie en mayo de ambos años (figura 4). Los valores más altos de floración se registraron al finalizar la época seca, y luego disminuyeron con el inicio del periodo de lluvias y la

Variación fenológica de *Rhizophora mangle*, *Conocarpus erectus* y *Laguncularia racemosa*

primera época de transición, mientras que la aparición de FV evidencia un comportamiento opuesto, aumentando su frecuencia

con el incremento en las precipitaciones.

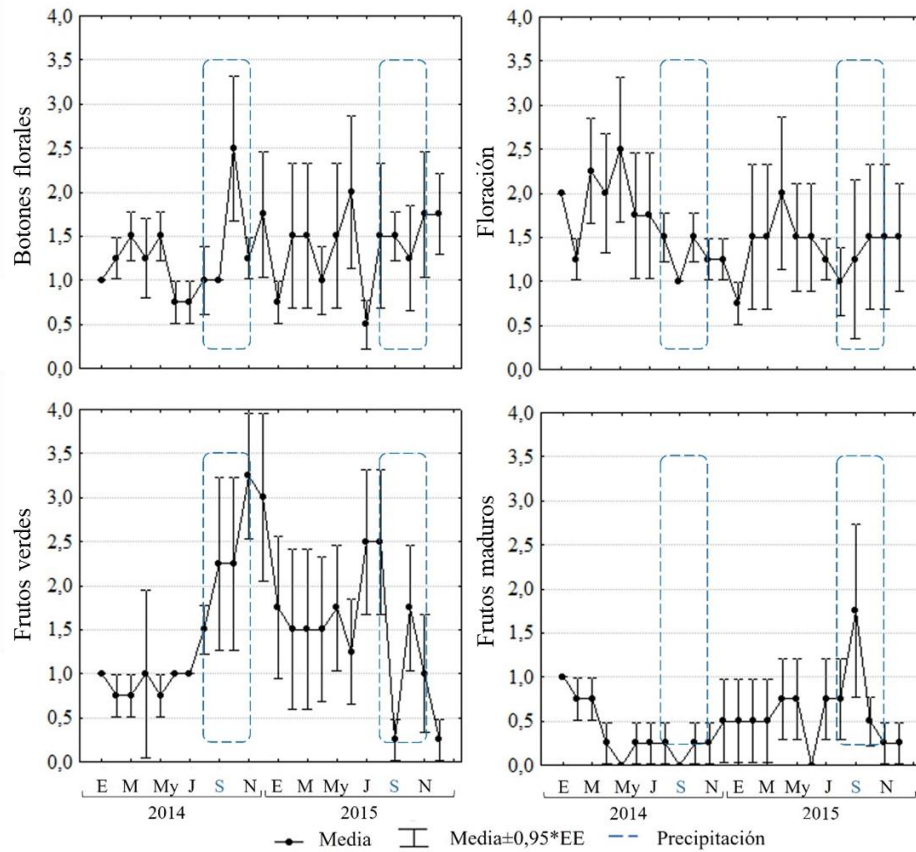


Figura 4. Variación de la intensidad promedio (\pm EE) de eventos fenológicos de la especie *R. mangle* en el PNNCRSB durante 2014 y 2015: botones florales (BF), floración (F), frutos verdes (FV) y frutos maduros (FM). Se muestran meses con valores máximos de precipitación (líneas azules).

La floración abundante en temporada de lluvias durante los dos años es coherente con lo registrado por otras investigaciones (Tovilla y Orihuela, 2002). No obstante, la intensidad de este evento también podría estar influenciada por la cantidad de recursos disponibles después de la regulación de salinidad agua, la disponibilidad de nutrientes, la radiación solar y la hipoxia generada por la inundación (Sánchez-Núñez y Mancera-Pineda, 2011). Al respecto, Sánchez (2009), indica que esta característica en *R. mangle* es independiente del área geográfica, verificando que su fenología reproductiva está determinada por el nivel de las precipitaciones, tal como la evidencia la mayor producción de frutos y propágulos durante esta época (Tovilla y Orihuela, 2002). Así pues, si bien se puede registrar la floración de la especie a lo largo del año, la mayor intensidad de este evento corresponde al inicio de la época de lluvias (Dominguez-Cadena *et al.*, 2016). Adicionalmente, los eventos fenológicos en *R. mangle* podrían validar que el registro de eventos de sequía a corto plazo puede llegar a tener un

efecto positivo, producto de una mayor oxigenación del sustrato, un aumento en la descomposición de la materia orgánica, que incrementa la disponibilidad de nutrientes y una mayor eficiencia del uso del agua en la fotosíntesis (Galeano *et al.*, 2017).

Por último, se destaca que no hay FM en mayo y septiembre de 2014. Sin embargo, son precisamente en estos meses (en particular, septiembre) del año siguiente (2015) los que se registraron la mayor intensidad de FM. Estudios en el Puerto El Morro (Ecuador) sugieren que *R. mangle* presenta poca floración durante la época seca, reiterando que la dinámica de tal proceso está supeditada a la presencia de lluvia, cuyo efecto favorece la disponibilidad del recurso para su captación (Peña, 2020), pues el incremento en la salinidad reduce la tasa fotosintética (Sucerquia *et al.*, 2019).

Para *C. erectus* la intensidad de los eventos fenológicos mostró diferencias significativas (Kruskal-Wallis, H (chi cuadrado)

=59,97; $p= 2,749E-17$). Concretamente los FV y FM registraron la mayor intensidad en comparación con la CH y el RB (figura 5). Entretanto, BF y F fueron los únicos eventos que no mostraron diferencias (Prueba Dunn, $p \geq 0,05$) en su intensidad. Asimismo, se observó mayor floración en 2014.

Por otra parte, *C. erectus* mostró tres picos de alta intensidad ($\geq 51\%$) de FV en enero de 2014 (100%) y septiembre de 2014

y 2015. También se destaca que esta especie presentó frutos (incluyendo verdes y maduros) durante los 24 meses de muestreo (figura 5). Adicionalmente, la presencia de botones y flores coincidió con intensidades entre 26 y 50% en los meses junio y julio 2014 y en agosto 2016, por lo que estos meses parecen ser característicos de este evento para la especie en isla Múcura.

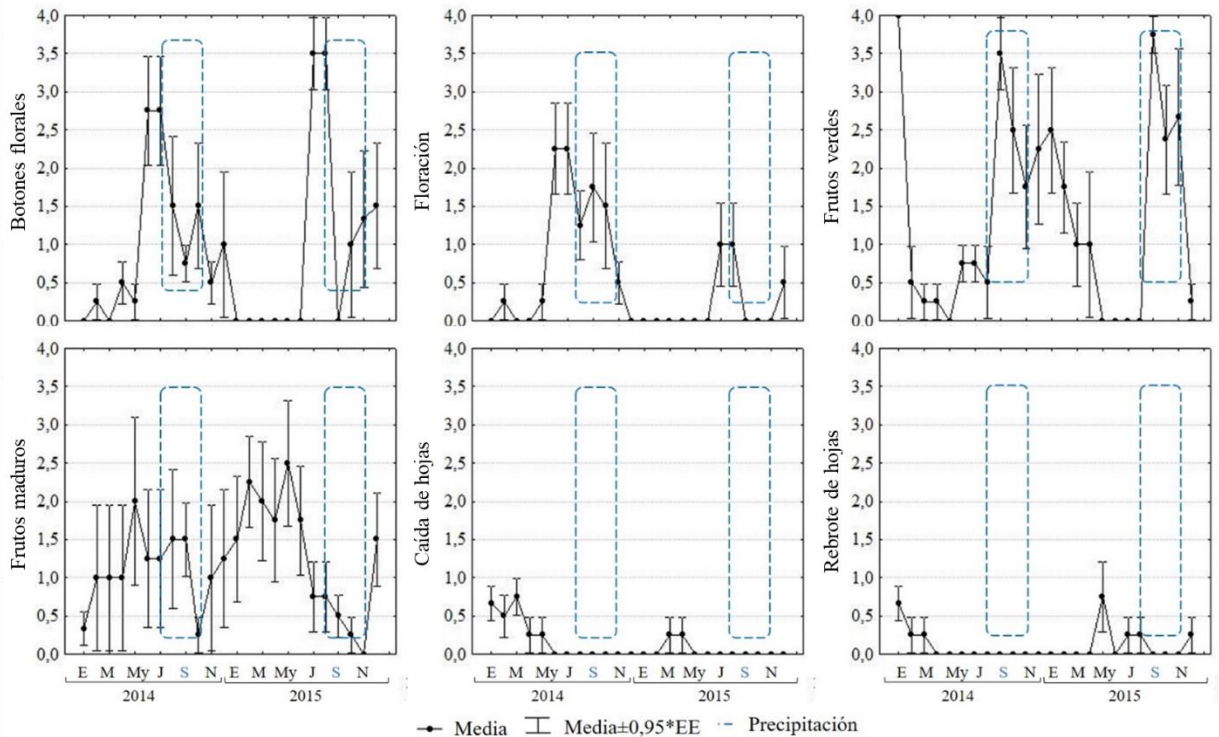


Figura 5. Variación de la intensidad promedio ($\pm EE$) de eventos fenológicos de la especie *Conocarpus erectus* en el PNN Los Corales del Rosario y de San Bernardo durante los años 2014 y 2015. Botones florales (BF), floración (F), frutos verdes (FV), frutos maduros (FM), rebrote de hojas (RB) y caída de hojas (CH). Se muestran meses con valores máximos de precipitación (líneas azules).

La floración en *L. racemosa* resultó ser el evento con mayor intensidad (figura 6) en comparación con la presencia de frutos (FV y FM) y RB y CH (Kruskal-Wallis, H (chi cuadrado) = 27,87; $p=1,205E-08$). Adicionalmente, RB no mostró diferencias significativas entre la presencia de FV (Prueba Dunn, valor $p=0,8928$) y FM (Prueba Dunn; $p=0,796$).

Referente a la variación temporal de la fenología de *L. racemosa*, es posible inferir que existe una tendencia en la que durante algunos meses del año se incrementa la producción de flores. Mayo, junio y julio (en los dos años muestreados)

principalmente (figura 6). Esto se evidencia con una intensidad entre 51 -75% de los árboles en el PNNCRSB para BF y F. También, se observaron tres picos importantes para la producción de FV y FM, que coinciden con enero (2014 y 2015), septiembre-noviembre de 2014 y septiembre-noviembre de 2015.

Finalmente, CH y RB también mostraron un patrón de tres picos de intensidad (figura 6), consistentes con el periodo entre febrero y abril para los dos años de muestreo y un lapso de octubre a noviembre también en los dos años de estudio.

Variación fenológica de *Rhizophora mangle*, *Conocarpus erectus* y *Laguncularia racemosa*

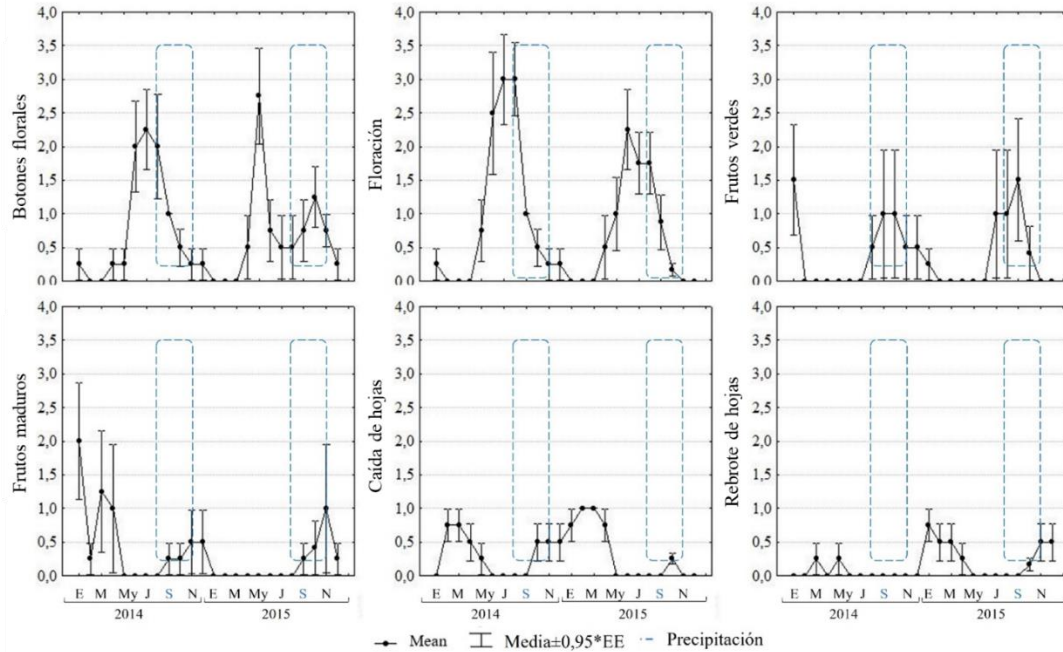


Figura 6. Variación de la intensidad promedio (\pm EE) de eventos fenológicos de la especie *L. racemosa* en el PNNCRSB durante 2014 y 2015: botones florales (BF), floración (F), frutos verdes (FV), frutos maduros (FM), rebrote de hojas (RB) y caída de hojas (CH). Se muestran meses con valores máximos de precipitación (líneas azules).

En el caso del mangle amarillo, el florecimiento y la producción de frutos están relacionados con la disminución en la concentración de sales en el suelo, generada por el aporte de agua típico de la temporada de lluvias (Mehlig, 2006), periodo en el que experimentaría una alta tasa fotosintética y mayor ganancia de carbono para el crecimiento y la producción de flores (Sánchez-Núñez y Mancera-Pineda, 2011). Asimismo, los datos permiten validar que el proceso de florecimiento está influenciado por el clima, como una estrategia de adaptación debido a que el tiempo de crecimiento y liberación de los propágulos es uno de los factores relevantes para la dispersión y supervivencia de los manglares (Nadia *et al.*, 2012). En contraste, la producción de hojas se ve favorecida durante la época seca cuando la temperatura, la radiación solar y la

humedad tienen los valores más elevados, mientras que la caída de hojas aumenta en la época de lluvias, coincidiendo con temperaturas bajas (Gwada *et al.*, 2000).

En general, para las tres especies de mangle se establecen relaciones robustas y significativas entre sus eventos fenológicos y las variables climáticas (tabla 2), lo que demuestra la estrecha relación existente entre las variaciones de la precipitación y los eventos reproductivos de estas plantas en el área marina protegida. Esto ha sido comprobado en distintas zonas del Caribe (Sánchez-Núñez y Mancera, 2011; Sucerquia *et al.*, 2019; Tovilla y Orihuela, 2002), por lo que es importante hacer seguimiento a estas variables ambientales para entender la fenología de los bosques de manglar.

Tabla 2. Análisis de correlaciones canónicas entre grupos de variables climáticas y aspectos fenológicos de árboles de mangle en el PNNCRSB. (**) Correlaciones altamente significativas ($p < 0,01$).

Año	Especie	Variables ambientales	Variables fenológicas	R canónico	Chi cuadrado	valor p
2014	<i>Rhizophora mangle</i>	Precipitación	BF, F, FV, FM	0,6143	36,146	0,0000**
	<i>Conocarpus erectus</i>	Temperatura ambiente	BF, F, FV, FM, RB, CH	0,7108	43,671	0,0000**
	<i>Laguncularia racemosa</i>			0,6006	27,544	0,0064**
2015	<i>Rhizophora mangle</i>	Precipitación	BF, F, FV, FM	0,2053	2,1469	0,9761
	<i>Conocarpus erectus</i>	Temperatura ambiente	BF, F, FV, FM, RB, CH	0,7128	37,301	0,0002**
	<i>Laguncularia racemosa</i>		BF, F, FV, FM, RB, CH	0,7616	46,783	0,0000**

Finalmente, se concluye que la información generada a partir de la presente investigación aporta insumos importantes para cumplir los objetivos del modelo de desarrollo sostenible y el PNNCRSB, lo cual puede contribuir en el fortalecimiento de los procesos de restauración o rehabilitación de ecosistemas estratégicos y sus servicios ecosistémicos, pues actualmente se presentan problemas de tala y relleno de manglares (PNN, 2020). En ese sentido, al determinar las características fenológicas de las principales especies es posible conocer los periodos de tiempo indicados para la recolecta de propágulos, el montaje de viveros y la siembra de plántulas en zonas degradadas. Además, los resultados servirán como referente para el estudio de fenología de especies de mangle en el Caribe colombiano, ya que existen pocos esfuerzos de investigación en este campo de estudio, a pesar de la relevancia ecológica de los manglares y las perturbaciones a las que están siendo sometidos actualmente.

Conflicto de intereses

Los autores manifiestan no presentar conflictos de intereses.

Contribución de los autores

Alejandro Henao-Castro, Camilo Valcárcel y Guido Ricardo López Paternina: conceptualización, desarrollo del diseño metodológico, toma de datos, análisis de datos, escritura y revisión.

Agradecimientos

Los autores agradecen al área protegida Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo (PNNCRSB) y a su equipo técnico por el acompañamiento y apoyo durante las distintas fases del proyecto. La presente investigación se enmarca en el plan de pasantía de un estudiante de cuarta cohorte del Doctorado en Educación y Cultura Ambiental (DECA) de la Universidad Surcolombiana - USCO. Finalmente, se agradece a los evaluadores, quienes con sus sugerencias contribuyeron con mejoras significativas del manuscrito.

Referencias

Andrade, C. (2001). Las corrientes superficiales en la cuenca de Colombia observadas con boyas de deriva. *Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales*, 25 (96), 321 - 335.

Atkinson, S. C., Jupiter, S., Adams, V., Ingram, J., Narayan, S., Klein, C. J. y Possingham, H. (2016). Prioritising Mangrove

Ecosystem Services Results in Spatially Variable Management Priorities. *PloS one*, 11(3), e0151992. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0151992>.

Atwood, T. B., Connolly, R. M., Almahasheer, H., Carnell, P. E., Duarte, C. M., Ewers, C. J., Irigoien, X., Kelleway, J. J., Lavery, P. S., Macreadie, P. I., Serrano, O., Sanders, C. J., Santos, I., Steven, A. D. y Loverlock, C. E. (2017). Global patterns in mangrove soil carbon stocks and losses. *Nature Climate Change*, 7(7), 523-528. <https://doi.org/10.1038/nclimate3326>.

Barbier, E. B. (2016). The protective service of mangrove ecosystems: A review of valuation methods. *Marine Pollution Bulletin*, 109(2), 676-681. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.01.033>.

Bryan-Brown, D. N., Connolly, R. M., Richards, D. R., Adame, F., Friess, D. A., y Brown, C. J. (2020). Global trends in mangrove forest fragmentation. *Scientific Reports*, 10(1), 1-8. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-63880-1>.

Chacón, S., Serrano, M. C., Bolívar-Anillo, H., Villate, D. A., Sánchez, H. y Anfuso, G. (2020). Bosques de manglar del Caribe Norte Colombiano: Análisis, evolución y herramientas de gestión. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 16(1), 31- 54.

CVS e Invemar. (2010). Plan integral de manejo del Distrito de Manejo Integrado (DMI) bahía de Cispata-La Balsa-Tinajones y sectores aledaños del delta estuarino del río Sinú, departamento de Córdoba. Serie de Publicaciones Especiales, 18. Invemar.

Domínguez-Cadena, R., Riosmena-Rodríguez, R. y la Luz, J. L. L. D. (2016). Effects of the Arid Environment on the Reproductive Phenology of three Mangrove Tree Species in the Southern Baja California Peninsula, México. *Wetlands*, 36(3), 497-503. <https://doi.org/10.1007/s13157-016-0758-3>.

Field, C. B., Osborn, J. G., Hoffman, L. L., Polsenberg, J. F., Ackerly, D. D., Berry, J. A., Bjorkman, O., Held, A., Matson, P. A. y Mooney, H. A. (1998). Mangrove Biodiversity and Ecosystem Function. *Global Ecology and Biogeography Letters*, 7(1), 3-14. <https://doi.org/10.2307/2997693>.

Fournier, L.A. (1974). Quantitative method for measuring phenological characteristics of trees. *Turrialba*, 24, 422-423.

Galeano, A., Urrego, L. E., Botero, V. y Bernal, G. (2017). Mangrove resilience to climate extreme events in a Colombian Caribbean Island. *Wetlands Ecology and Management*, 25(6), 743-760. <https://doi.org/10.1007/s11273-017-9548-9>.

- Garcés-Ordóñez, O., Rodríguez-Rodríguez, A., Díaz, L., Escobar, F. y Delvalle, D. (2021). Respuesta a corto plazo de parámetros físicoquímicos del agua a la rehabilitación hidrológica de caños en manglares de Cispata, Caribe colombiano. *Boletín de Investigaciones Marinas y Costeras*, 50(2), 151-160. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2021.50.2.1106>.
- Goldberg, L., Lagomasino, D., Thomas, N. y Fatoyinbo, T. (2020). Global declines in human-driven mangrove loss. *Global Change Biology*, 26(10), 5844-5855. <https://doi.org/10.1111/gcb.15275>.
- Guisande, C., Barreiro, A., Maneiro, I., Riveiro, I., Vergara, A.R. y Vaamonde, A. (2006). *Tratamiento de datos*. Díaz de Santos, Barcelona.
- Gwada, P., Makoto, T. y Uezu, Y. (2000). Leaf phenological traits in the mangrove *Kandelia candel* (L.) Druce. *Aquatic Botany*, 68(1), 1-14. [https://dx.doi.org/10.1016/S0304-3770\(00\)00109-1](https://dx.doi.org/10.1016/S0304-3770(00)00109-1).
- Hammer, O., Harper, D. y Ryan, P. (2001). PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontological Electronica*, 4, 1-9.
- Himes-Cornell, A., Pendleton, L., y Atiyah, P. (2018). Valuing ecosystem services from blue forests: A systematic review of the valuation of salt marshes, sea grass beds and mangrove forests. *Ecosystem Services*, 30(A), 36-48. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.01.006>.
- Incoder-UJTL. (2014). Visión integral de los Archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo. Parte I. *Ambiente y Desarrollo en el Caribe colombiano*, 3 (1), 112.
- Kumar, A., Thattantavide, A., Vijay, A., Warriar, V. P., Kumar, S., Saikiran, G., Kumar, A., Singh, S., Komal, Singh, P., Kumar, R., Sharma, S., Radhakrishnan, A. y Ramchiary, N. (2021). Mangrove Forests: Distribution, Species Diversity, Roles, Threats and Conservation Strategies. En S. Sharma y P. Singh (Eds.), *Wetlands Conservation: Current Challenges and Future Strategies* (pp. 229-271). John Wiley & Sons.
- López-Angarita, J., Tilley, A., Hawkins, J. P., Pedraza, C. y Roberts, C. M. (2018). Land use patterns and influences of protected areas on mangroves of the eastern tropical Pacific. *Biological Conservation*, 227, 82-91. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2018.08.020>.
- Luther, D. A., y Greenberg, R. (2009). Mangroves: a global perspective on the evolution and conservation of their terrestrial vertebrates. *BioScience*, 59(7), 602-612.
- McLean, R. F., Tsyban, A., Burkett, V., Codignotto, J. O., Forbes, D. L., Mimura, N., Beamish, R. J., e Ittekkot, V. (2001). Coastal Zones and Marine Ecosystems. En J. J. McCarthy, O. F. Canziani, N. A. Leary, D. J. Dokken y K. S. White (Eds.), *Climate Change 2001: Impacts, Adaptation, and Vulnerability* (pp. 343-379). Cambridge University Press.
- Mehlig, U. (2006). Phenology of the red mangrove, *Rhizophora mangle* L., in the Caeté Estuary, Pará, equatorial Brazil. *Aquatic Botany*, 84(2), 158-164. <https://dx.doi.org/10.1016/j.aquabot.2005.09.007>.
- Munday, P., Jones, G. P. y Caley, M. J. (1997). Habitat specialisation and the distribution and abundance of coral-dwelling gobies. *Marine Ecology Progress Series*, 152, 227-239. <https://doi.org/10.3354/meps152227>.
- Nadia, T. L., Cerdeira-Morellato, L. P. y Machado, I. (2012). Reproductive phenology of a northeast Brazilian mangrove community: Environmental and biotic constraints. *Flora*, 207(9), 682-692. <https://doi.org/10.1016/j.flora.2012.06.020>.
- Onrizal, O. y Mansor, M. (2020). Recovery status of mangroves along western coast of Aceh until 7 years after the 2004 Tsunami. *Journal of Physics Conference Series*, 1542(1), <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1542/1/012060>.
- Peña, Z. (2020). Biología reproductiva del mangle rojo (*Rhizophora mangle* L.) Puerto El Morro, Provincia del Guayas, Ecuador. [Tesis, Facultad de Ciencias Naturales, Universidad de Guayaquil]. Repositorio institucional de la Universidad de Guayaquil. <http://repositorio.ug.edu.ec/handle/redug/49885>.
- PNN. (2020). Plan de manejo del Parque Nacional Natural los Corales del Rosario y de San Bernardo (2020-2025). bit.ly/3NIYB5C.
- Reed, B. C., Brown, J. F., VanderZee, D., Loveland, T. R., Merchant, J. W. y Ohlen, D. O. (1994). Measuring phenological variability from satellite imagery. *Journal of Vegetation Science*, 5, 703-714.
- Ricklefs, R. E. y Latham, R. E. (1993). Global patterns of diversity in mangrove floras. En R. E. Ricklefs y D. Schluter (Eds.), *Species diversity in ecological communities: historical and geographical perspectives* (pp. 1-414). University of Chicago Press.
- Sánchez, D. (2009). Patrones de floración, polinización y producción de frutos de tres especies neotropicales de mangle presentes en humedales de San Andrés isla, Caribe Colombiano [Tesis de maestría, Universidad Nacional de Colombia. Departamento de Biología]. Repositorio Institucional. <https://repositorio.unal.edu.co/handle/unal/70347?locale-attribute=en>.

- Sánchez-Núñez, D. A. y Mancera-Pineda, J. E. (2011). Flowering patterns in three neotropical mangrove species: evidence from a Caribbean island. *Aquatic Botany*, 94(4), 177-182. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2011.02.005>.
- Sannigrahi, S., Zhang, Q., Pilla, F., Kumar, P., Basu, B., Keesstra, S., Roy, P. S., Wang, Y., Sutton, P. C., Chakraborti, S., Kumar, S. y Sen, S. (2020). Responses of ecosystem services to natural and anthropogenic forcings: A spatial regression based assessment in the world's largest mangrove ecosystem. *Science of The Total Environment*, 715, 137004. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137004>.
- Sepúlveda, R.D., Taborda, M.A., Oviedo, T.J., Jiménez, Ó.G., Piedra, L., García-Alsina, M., García, R., Cobarsí, J., Díaz, J.L., Cassab, P.M. y Ortoll, E. (2020). *Economía y Agroecología. Construyendo alternativas al desarrollo rural*. Editorial Universidad Pontificia Bolivariana.
- Small, C. y Sousa, D. (2019). Spatiotemporal Characterization of Mangrove Phenology and Disturbance Response: The Bangladesh Sundarban. *Remote Sensing*, 11(17), 2063. <https://doi.org/10.3390/rs11172063>.
- Songsom, V., Koedsin, W., Ritchie, R. J. y Huete, A. (2019). Mangrove Phenology and Environmental Drivers Derived from Remote Sensing in Southern Thailand. *Remote Sensing*, 11(8), 955. <https://doi.org/10.3390/rs11080955>.
- Statsoft. (2004). *Statistica for Windows*. Statsoft Inc.
- Sucerquia, D. C., Urrego, L. E. y Prado, M. A. (2019). The utilization of floral resources from mangroves of the Gulf of Urabá (Colombian Caribbean) by introduced honey bees (*Apis mellifera*). *Journal of Apicultural Research*, 59(4), 626-637. <https://doi.org/10.1080/00218839.2019.1702323>.
- Tovilla, C. y Orihuela, D. (2002). Floración, establecimiento de propágulos y supervivencia de *Rhizophora mangle* L. en el manglar de Barra de Tecoanapa, Guerrero, Méxic. *Madera y Bosques*, 8(1), 89-102. <https://doi.org/10.21829/myb.2002.801293>.
- Turschwell, M.P., Tulloch, V.J., Sievers, M., Pearson, R.M., Andradi-Brown, D.A., Ahmadi, G.N., Connolly, R.M., Bryan-Brown, D., Lopez-Marcano, S., Adame, M.F. y Brown, C.J., (2020). Multi-scale estimation of the effects of pressures and drivers on mangrove forest loss globally. *Biological Conservation*, 247, 108637.
- Villate, D.A., Sánchez, H., Portz, L., Portantiolo, R., Bolívar-Anillo, H.J. y Anfuso, G. (2020). Mangrove forests evolution and threats in the Caribbean sea of Colombia. *Water*, 12(4), 1113.
- Zar, J. (1996). *Biostatistical analysis*. Tercera edición. Prentice Hall. Inc.
- Zarza-González, E. (2011). El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Los Corales del Rosario y de San Bernardo.