

## Potencial invasor de *Megaskepasma erythrochlamys* (Acanthaceae) en un fragmento boscoso de la Universidad de Costa Rica

SHEILA CASTILLO-CRUZ<sup>1</sup>\* Y J. ALEXANDER RODRIGUEZ-ARRIETA<sup>1,2</sup>\*\*

<sup>1</sup>Escuela de Biología, Universidad de Costa Rica

<sup>2</sup>Centro de Investigación en Estructuras Microscópicas, Universidad de Costa Rica

RESUMEN: El arbusto originario de Venezuela *Megaskepasma erythrochlamys* (Acanthaceae) cuenta con alta capacidad de regeneración y mecanismos de reproducción asexual que favorecen una eventual invasión. Durante cuatro meses se registró el crecimiento de esta especie en la Reserva Ecológica Leonel Oviedo de la Universidad de Costa Rica. Dicha Reserva ha permanecido en regeneración desde hace cuatro décadas. Se realizó una medición de la densidad y asociación de *Megaskepasma erythrochlamys* con respecto a otras especies. Existe un gradiente de densidad de esta especie. La densidad de otras especies de plantas encontradas en el lugar aumenta conforme se alejan de la zona de alta abundancia de *M. erythrochlamys*. Los resultados no indican claramente que *Megaskepasma erythrochlamys* podría tener efectos importantes sobre la dinámica poblacional de otras especies de plantas debido a la alta incidencia de *Chamaedorea costaricana* y *Eugenia truncata*. No obstante, los impactos de la invasión podrían constituir uno de varios factores responsables de la declinación observada para el resto de especies circundantes. Probablemente este factor está interactuando con otros factores como la alta perturbación del medio y la dinámica de polinizadores.

PALABRAS CLAVE: planta invasora, reproducción vegetativa, exclusión competitiva, *Megaskepasma erythrochlamys*, Costa Rica.

ABSTRACT: *Megaskepasma erythrochlamys* (Acanthaceae) is originated from Venezuela. It has a high capacity for regeneration and asexual reproduction mechanisms, important biological characteristics for consider it as eventual invasive species in tropical environments. During four months we study its asexual reproduction in Leonel Oviedo Ecological Reserve, University of Costa Rica. We performed a measurement association of *Megaskepasma erythrochlamys* compared to other tropical species. There is a gradient of density of this species while density of other plant species increases as long as distance from zone of high density of *Megaskepasma erythrochlamys*. The results indicate low effects of *Megaskepasma erythrochlamys* on the population dynamics of plant species due to the high incidence of *Chamaedorea costaricana* and *Eugenia truncata*. However, impacts of the invasive species could be one of several factors responsible for the decline species observed. Probably this factor is interacting with high environmental disturbance and dynamics of pollinators.

KEY WORDS: invasive plant, asexual reproduction, competitive exclusion, *Megaskepasma erythrochlamys*, Costa Rica.

### INTRODUCCIÓN

Las plantas invasoras, según Richardson *et al.* (2000), se definen individualmente como especies que han sido introducidas en ambientes foráneos y logran establecerse, a tal punto, de

adaptarse a las nuevas condiciones, desplazando a otras especies debido al éxito reproductivo. En diversas áreas ambientales se ha confirmado la invasión de especies que crean vulnerabilidad y reducción en la diversidad natural, en el peor de

Autores

Correspondencia: sheila.castillo@ucr.ac.cr\*  
jesus.rodriguezarrieta@ucr.ac.cr\*\*

los casos, llegan a causar la extinción de otras especies debido a su rápido establecimiento en el medio, así como la reducción de las especies nativas (Kupferberg 1997, Wilson 1997 citado en Hoddle 2004). En los últimos años la invasión biológica tanto de especies vegetales como animales se considera como la segunda causa más importante de extinción de especies naturales (Vitousek *et al.* 1996, Villaseñor 2004). Las plantas introducidas y su invasión en ambientes en plena regeneración es uno de los mayores daños que enfrenta la diversidad vegetal (Lonsdale 1999), debido al desplazamiento que sufren las especies naturales vegetales por la exitosa adaptación de las invasoras (Drake *et al.* 1989); además las plantas invasoras podrían minimizar la capacidad de distribución de especies nativas y alterar procesos ecológicos importantes (Gordon 1998, Mack *et al.* 2000). Recientemente ha sido importante entender los efectos de la invasión de especies introducidas a Europa (Pysek *et al.* 2003), Suramérica (Aragón *et al.* 2003, Pauchard y Alaback 2004), así como Norteamérica (Villaseñor 2004, Houlahan 2004). Al estudio de la invasión de plantas en el neotrópico no se le ha prestado la atención suficiente, con excepciones de estudios en Sudáfrica (Macdonald 2004, Richardson y van Wilgen 2004), Oceanía (Daehler 2004, Meyer *et al.* 2004) y Nueva Zelanda (Hoddle 2004).

En Costa Rica, el arbusto *Megaskepsma erythrochlamys* (Acanthaceae) originario de Venezuela (Rojas-Rodríguez *et al.* 2006) se desarrolla muy bien en lugares con sombra, a pesar de tolerar la luz solar directa, características ventajosas que se presentan en una planta invasora con tendencia a naturalizarse con gran facilidad (para terminología consultar Richardson *et al.* 2000). Podría ser la capacidad de regeneración de *M. erythrochlamys*, entre otros factores abióticos y bióticos, causa de su exitosa distribución en Costa Rica. El objetivo de este estudio consiste en determinar las características de

reproducción asexual que influyen en la alta regeneración *M. erythrochlamys*.

#### MATERIALES Y MÉTODOS

**Área de estudio.** El trabajo se llevó a cabo en la Reserva Ecológica Leonel Oviedo localizada en la zona central de la Universidad de Costa Rica, San Pedro de Montes de Oca (9°56'07 N y 84°03'04 O), a una altitud de 1200 msnm. Este lugar se caracteriza por tener una precipitación promedio anual de 1500 a 1200 mm y una temperatura promedio de 20.5 °C. En la clasificación de zonas de vida Holdrige (1957), este constituye un parche de bosque premontano. Esta reserva ha estado en regeneración desde hace cuatro décadas.

**Densidad y asociación de *M. erythrochlamys* con otras especies.** A partir del punto de mayor densidad de *M. erythrochlamys* (el cual se localiza a 15 m Sur de la entrada principal a la Reserva) se ubicaron cinco transectos, en cada uno de estos se definieron cuatro parcelas con perímetro de 5 x 5 m cada una; se realizó un inventario de las especies de plantas adultas (PA) incluyendo sólo los individuos ya establecidos  $\leq 1.5$  m de altura, tanto de *M. erythrochlamys* como de otras especies. Partiendo de la zona de mayor densidad, cada grupo de parcelas fueron construidas a 3 metros de distancia de la anterior, a lo largo del transecto. Según corresponde, estas parcelas constituyeron cuatro zonas diferentes: zona aparente de mayor densidad (ZAMD), borde de la zona aparente de mayor densidad (BZAMD), zona de densidad intermedia (ZDI) y zona de baja densidad (ZBD).

Junto a cada parcela inventariada PA, se colocaron parcelas con un perímetro de 2 x 2 m para contabilizar los brinzales (PB), incluyendo solamente individuos  $\leq 0.25 \geq 1.35$  m de altura, clasificando zonas similares a PA (ZAMD, BZAMD, ZDI y ZBD).

**Reproducción vegetativa.** Se seleccionaron al azar 28 individuos de *M. erythrochlamys* que se encontraban en edad media (longitud de hoja de aproximadamente 15 cm y con una altura superior a 1 m e inferior a 1.35 m) a los que se les extrajo estolones de 25 cm de longitud. Los estolones se asignaron de manera aleatoria a dos bandejas con el mismo sustrato de suelo de la zona donde se realizó el muestreo. Las bandejas permanecieron dos meses en el sitio de estudio para mantener un control sobre el crecimiento vegetativo de nuevos individuos. Una de las bandejas se ubicó en zona abierta donde la entrada de luminosidad no se ve afectada por la vegetación circundante y la segunda bandeja en un sitio de mayor densidad de *M. erythrochlamys* (menor cantidad de luz) influenciando el crecimiento vegetativo bajo las condiciones microclimáticas que se desarrollan debido al crecimiento agregado de *M. erythrochlamys*.

A cada bandeja le correspondieron 14 estolones, 7 se colocaron de forma horizontal y los restantes 7 de forma vertical, con aproximadamente 5 cm de distancia entre cada uno. Se contabilizó el número de estolones que produjeron raíces. Además se instaló, exclusivamente para observación, una tercer bandeja (con las mismas características de las anteriores) en una zona intermedia de luz, en esta se colocaron 10 hojas de diferentes individuos de *M. erythrochlamys* cortadas hasta la base del pecíolo, las mismas se revisaron cuatro semanas después para confirmar la reproducción vegetativa de las hojas.

**Análisis de los datos.** Se utilizó el programa estadístico JMP 7.0 (SAS Institute Inc, 2007) para aplicar análisis de varianza (ANDEVA) expresando la diferencia existente entre las zonas de densidad definidas. Se utilizaron pruebas no paramétricas Kruskal-Wallis contrastando el número de individuos de *M. erythrochlamys* y la cantidad de individuos de otras especies en las zonas de densidad.

Se realizó un análisis de regresión logística para estimar la condición en la cual los estolones tienden a enraizar con mayor éxito, Se tomó como variable respuesta la presencia de raíces, y como predictores la luminosidad clasificada en luz o sombra, así como la posición vertical u horizontal de los estolones.

## RESULTADOS

**Densidad y asociación de *M. erythrochlamys* con otras especies.** Se colectaron 300 individuos pertenecientes a 33 especies de plantas (Tabla 1), 88 de estos individuos fueron *M. erythrochlamys*. También se encontró en el sitio una alta incidencia de *Chamaedorea costaricana* con 70 individuos (55 en PA y 15 en PB) así como de *Eugenia truncata* con 23 individuos (15 en PB y 9 en PA); sobre el área de PB muestreada se localizó una mayor densidad de *M. erythrochlamys* con respecto a PA (Fig. 1). Además, se constató que cuando aumenta la densidad de *C. costaricana* tiende a disminuir la de *M. erythrochlamys* en el sitio. Claramente existe un gradiente de densidad de esta especie. La misma disminuye desde la ZAMD hasta ZBD ( $F_{3,19} = 4.05$ ,  $p = 0.025$ ), con excepción en la ZBAMD de PB, donde era evidente la intervención con poda para tratar de detener su propagación. Por otra parte, la densidad de otras especies de plantas encontradas en el lugar aumenta conforme se alejan de ZAMD (prueba de Kruskal-Wallis:  $\chi^2 = 7.47$ ,  $gl = 3$ ,  $p = 0.05$ ). Sin embargo, el número de especies según gradiente de densidad, en las áreas PA como en PB, no muestran diferencias estadísticas. Situación similar ocurre al analizar la cantidad relativa de individuos de estas especies con respecto a *M. erythrochlamys*, prueba de Kruskal-Wallis PA:  $\chi^2 = 1.96$ ,  $gl = 3$ ,  $p = 0.58$ ;  $\chi^2 = 3.84$ ,  $gl = 3$ ,  $p = 0.28$ . Prueba de Kruskal-Wallis PB:  $\chi^2 = 5.81$ ,  $gl = 3$ ,  $p = 0.12$ ;  $\chi^2 = 1.39$ ,  $gl = 3$ ,  $p = 0.71$ ).

**Reproducción vegetativa.** De los 28 estolones colocados enraizó un total de 17 (Fig. 2). El

modelo aplicado utilizando una tabla de contingencia mostró diferencias ( $\chi^2= 8.34$ ,  $gl= 2$ ,  $p= 0.015$ ), determinándose la posición del estolón como un factor importante en el asentamiento de la especie ( $\chi^2= 4.9$ ,  $gl= 27$ ,  $p= 0,027$ ), más aún si su ubicación está influenciada por condiciones de mayor o menor luminosidad ( $\chi^2= 2.66$ ,  $gl= 27$ ,  $p> 0.05$ ). En cuanto al primer factor se observó que los estolones en posición horizontal tienden a enraizar 4.5 veces más que si se ubican sobre el sustrato en posición vertical y de las 10 hojas colocadas bajo la influencia de luz intermedia, se observó que 6 enraizaron desde el ápice, con puntas de raíz que no sobrepasaban 3 cm.

#### DISCUSIÓN

El efecto de *M. erythrochlamys* sobre la densidad de otras especies no resultó ser significativa, debido a que no se tomaron en cuenta todas las variables limitantes (Pauchard y Shea 2006) en un crecimiento vegetativo agregado, o bien la planta se encuentra aún en fase temprana de establecimiento, representando la etapa más apropiada para controlar especies que podrían ser potencialmente invasoras. No obstante, estudios realizados en islas tropicales del Indo Pacífico se ha considerado a *M. erythrochlamys* como una amenaza potencial (Meyer y Lavergne 2004) por sus características de alta plasticidad en el ambiente y rápida colonización del medio en donde ha sido introducida (sin existir datos confiables de distribución dentro de ambientes naturales).

A pesar de esta situación, se observó que la especie efectivamente se ha desplazado desde su punto de origen (mayor densidad de *M. erythrochlamys*) con altas tasas de desplazamiento (Di Stefano 2007, com. pers.) e invadir sitios ricos en recursos como luz. Diversos autores han propuesto que el mayor daño de la invasión de plantas hacia el medio se debe al uso excesivo de los recursos (principalmente agua, luz y oxígeno) o bien el depósito de estos (nitrógeno) o ya sea

promoviendo o disminuyendo zonas de erosión, alterando de cierta forma ciclos biogeoquímicos (Richardson y van Wilgen 2004). Nuestros datos consolidan el hecho de un inicio de invasión, no viéndose fuertemente afectada todavía la flora circundante al área de crecimiento de la especie en estudio. Sin embargo estos resultados indican que *M. erythrochlamys* podría tener efectos importantes sobre el crecimiento poblacional de otras especies vegetales. Los impactos de la invasión no son los únicos responsables de la declinación observada para otras especies, y probablemente están interactuando con otros factores como la degradación del hábitat. Más aun, los cambios en el régimen de perturbación del medio puede ser un mecanismo tan importante en la invasión como la misma competencia directa por recursos *M. erythrochlamys*.

Destaca que *M. erythrochlamys* se puede reproducir sin necesidad de dispersión faunística, aunque hasta la fecha no se han realizado trabajos formales que incluyan cuantificaciones del éxito sexual de la planta por medio de polinización. Lo que sí es conocido es el caso extenso de miembros de la familia Acanthaceae donde se ha observado la capacidad de diseminarse a áreas cercanas de la planta progenitora debido a la anatomía de sus frutos, los cuales permiten disparar las semillas a varios metros de distancia (Houlahan *et al.* 2004). Característica que explicaría la presencia de otra zona cubierta por la especie, cercana al área de estudio (pocos metros en dirección al Este del punto de mayor densidad de *M. erythrochlamys*). Este nuevo parche se propaga con rapidez, sin ubicarse tallos cercanos al parche en estudio que pudiera inferir una dispersión asexual de la planta.

Se ha observado que parches de bosque que colindan con sitios abiertos son vulnerables al ataque de especies invasoras. Una vez que el invasor se ha establecido en el nuevo ambiente, su éxito dependerá de las oportunidades que el

nuevo nicho le ofrezca, por lo que esta dependencia del invasor al nicho requiere de características especiales que responden directamente a las oportunidades de adquirir recursos (Pauchard y Shea 2006). El efecto agresivo de invasión de *M. erythrochlamys* no se ve reflejado en el número de especies cercanas a esta. Debido a que las especies de la Reserva Leonel Oviedo podrían tener una alta capacidad competitiva (para terminología ver Sher *et al.* 2000), proceso general de cualquier área tropical en regeneración. Esto explicaría de cierta forma lo que ocurre con *C. costaricana*, donde se encontraron muchos individuos, disminuyendo el número de individuos de *M. erythrochlamys*. Esta especie de palma constituye una barrera que limita a *M. erythrochlamys* invadir la zona con mayor tasa de dispersión. Elton (1958) propuso que comunidades con alta riqueza de especies eran más “estables” y menos susceptibles a ser invadidos. Esta idea se basa en antecedentes como por ejemplo que mayor cantidad de nichos estarían siendo usados, quedando pocos nichos disponibles para ser invadidos (Levine y D’Antonio 1999, Mack *et al.* 2000 citado por Pauchard y Shea 2006).

La disposición de altas tasas de crecimiento de los estolones colocados en posición horizontal, podría explicar el patrón de crecimiento observado en el campo con las especies adultas ya establecidas, donde la planta extiende un tallo principal sobre el suelo y de este parten numerosas ramas, convirtiéndose en otra ventaja de *M. erythrochlamys* ya que un solo individuo puede abarcar un gran área para la adquisición de más cantidad de luz directa, en periodos de tiempo mayores. Se sabe que la mayoría de especies invasoras necesitan una alta intensidad lumínica (Parendes y Jones 2000) lo cual podría llevarles a desarrollar mejores métodos competitivos (Sher *et al.* 2000) y altas tasas metabólicas.

El brote de raíces desde las hojas no se había reportado con anterioridad para esta especie, sin duda alguna se suma a la alta capacidad de colonización de la planta, incrementando ventajas sobre competidores (Sher *et al.*, 2000). Sin duda alguna, la colonización mediante reproducción asexual ha contribuido exitosamente al potencial invasor de la especie, pues *M. erythrochlamys* logra introducirse en zonas alteradas antropogénicamente, como planta ornamental y de decoración exterior (Rojas-Rodríguez *et al.* 2006, Meyer y Lavergne 2004, Sher *et al.* 2000).

En algunos casos cuando se han tratado de controlar especies invasoras se han obtenido resultados inversos (Keeley 2006), por lo que se debe analizar exhaustivamente cuál método será utilizado para su control. Esta es una característica importante de los organismos agresivamente invasores ya que presentan un crecimiento poblacional con “estrategias tipo r”, a la vez que gran parte del registro de invasores en un ambiente determinado se relaciona con la alteración natural de hábitat (Rejmánek y Richardson 1996). En conclusión, los datos y observaciones demuestran que lo más factible es no utilizar la poda en el control de dispersión de esta especie.

#### AGRADECIMIENTOS

Al Prof. Ricardo Alvarado *M. Sc.*, por las sugerencias en la metodología estadística, a Ruth Delgado por su ayuda en el proceso de muestreo. Al Prof. J. Francisco Di Stefano *Ph. D.*, por las sugerencias en el diseño experimental y la guía académica de varios años. A Carlos Morales *Ph. D.*, por su contribución en la identificación de las plantas. A los revisores anónimos por los comentarios realizados.

#### REFERENCIAS

Aragón R, Morales JM. 2003. Species composition and invasion in NW Argentina secondary forest: effects of land use history, environment and

- landscape. *Journal of Vegetation Science* 14: 195-204.
- Daehler CC, Denslow JS, Ansari S, Huang-Chi K. 2004.** A risk-assessment system for screening out invasive pest plants from Hawaii and other Pacific islands. *Conservation Biology* 18(2): 360-368.
- Drake JA, Mooney HA, di Castri F, Groves RH, Kruger FJ, Rejmánek M, Williamson M. (Eds) 1989.** *Biological invasions: a global perspective*, John Wiley and Sons, New York, USA.
- Gordon DR. 1998.** Effects of invasive, non-indigenous plant species on ecosystem processes: lessons from Florida. *Ecological Applications* 8: 975-989.
- Hodde MS. 2004.** Restoring balance: using exotic species to control invasive exotic species. *Conservation Biology* 18(1): 38-49.
- Holdridge L. 1957.** Determination of world plant formations from simple climatic data. *Science* 105: 367-368.
- Houlihan JE, Findlay CS. 2004.** Effect of invasive plant species on temperate wetland plant diversity. *Conservation Biology* 18(4): 1132-1138.
- Keeley J. 2006.** Fire management impacts on invasive plants in the Western United States. *Conservation Biology* 2(20): 375-384.
- Lonsdale WN. 1999.** Global patterns of plant invasions and the concept of invasibility. *Ecology* 80: 1522-1536.
- Macdonald IAW. 2004.** Recent research on alien plant invasions and their management in South Africa: a review of the inaugural research symposium of the Working for Water programme. *South African Journal of Science* 100: 21-26.
- Mack RN, Simberloff D, Lonsdale WM, Evans H, Clout M, Bazzaz FA. 2000.** Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 103: 689-710.
- Meyer JY, Lavergne C. 2004.** Beautés fatales: Acanthaceae species as invasive alien plants on tropical Indo-Pacific Islands. *Diversity and Distributions* 10: 333-347.
- Pauchard A, Alaback PB. 2004.** Influence of elevation, land use, and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of South-Central Chile. *Conservation Biology* 18(1): 238-248.
- Pauchard A, Shea K. 2006.** Integrating the study of non-native plant invasions across spatial scales. *Biological Invasions* 8: 399-413.
- Pysek, P, Jarosik V, Lucera T. 2003.** Inclusion of native and alien species in temperate nature reserves: an historical study from Central Europe. *Conservation Biology* 17(5): 1414-1424.
- Rejmánek M, Richardson DM. 1996.** What attributes make some plant species more invasive?. *Ecology* 77 (6): 1655-1661.
- Richardson DM, Pysek P, Rejmánek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ. 2000.** Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions* 6: 93-107.
- Richardson DM., van Wilgen BW. 2004.** Invasive alien plants in South Africa: how well do we understand the ecological impacts?. *South Africa Journal of Science* 100: 45-52.
- Rojas-Rodríguez F, Bermúdez-Cruz G, Jiménez-Madriral Q (Eds). 2006.** *Plantas ornamentales del Trópico*. Editorial Tecnológica de Costa Rica, Cartago, Costa Rica.
- Sher A, Marshall D, Gilbert S. 2000.** Competition between native *Populus deltoids* and invasive *Tamarix ramosissima* and the implications for reestablishing flooding disturbance. *Conservation Biology* 6(14): 1744-1754.
- Villaseñor JL, Francisco J, Espinosa-García J. 2004.** The alien flowering plants of Mexico. *Diversity and Distribution* 10: 113-123.

**Vitousek PM, D'Antonio CM, Loope LL, Rejmánek M, Westbrooks R. 1997.** Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand Journal of Ecology* 2: 1-16.

Recibido: 2 diciembre, 2008.  
Aceptado: 20 marzo, 2009.

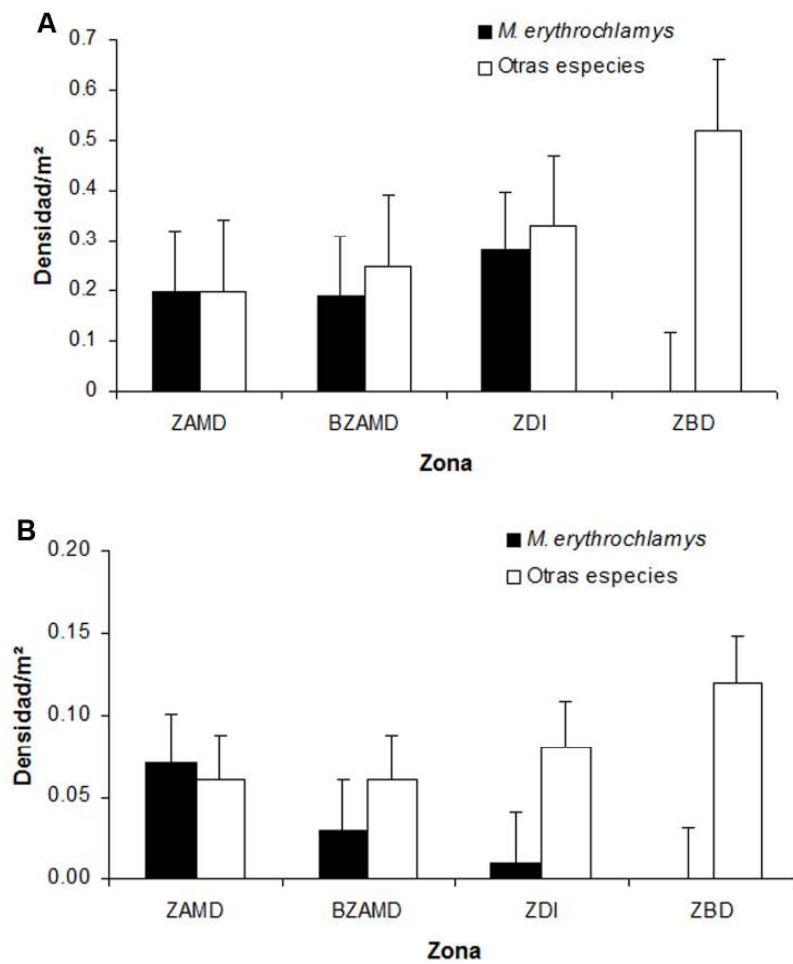


Figura 1. Zonas de densidad en individuos de *Megaskepasma erythrochlamys* y las especies reportadas en el área de estudio, en adultos (A) y brinzales (B).

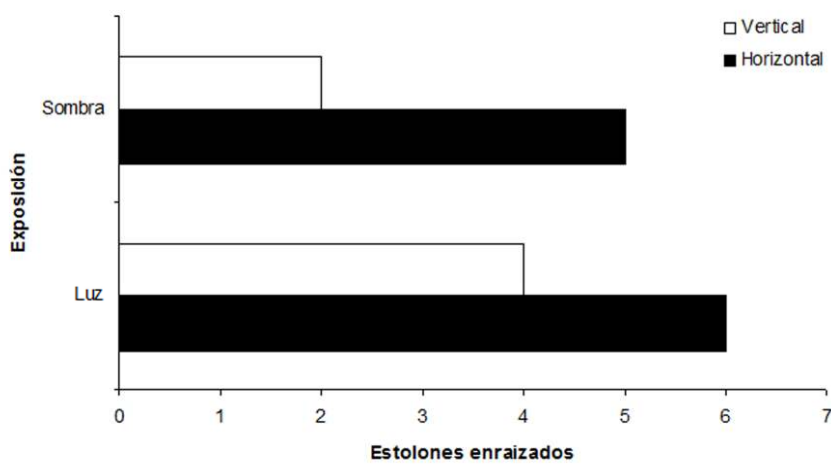


Figura 2. Actividad de crecimiento vegetativo de los estolones de *Megaskepasma erythrochlamys*, colocados bajo ambiente controlado, según sea la exposición a la luz y posición sobre el sustrato.



Tabla 1. Inventario de las especies muestreadas en la Reserva Ecológica Leonel Oviedo, UCR.

<b>Especie</b>	<b>Individuos</b>	<b>Especie</b>	<b>Individuos</b>
<i>Achyranthes aspera</i>	15	<i>Leucoena leucocephala</i>	1
<i>Acnistus arborescens</i>	1	<i>Licoria triandra</i>	17
<i>Astronium graveolens</i>	1	<i>Mangifera indica</i>	1
<i>Cecropia obtusifolia</i>	4	<i>Megaskepsma erythrochlamys</i>	88
<i>Ceiba pentandra</i>	1	<i>Mollineria capiculata</i>	1
<i>Cestrum tomentosum</i>	1	<i>Musa sapientum</i>	4
<i>Chamaedorea costericana</i>	70	<i>Neea psychotrioides</i>	2
<i>Cojoba arborea</i>	1	<i>Pouteria reticulata</i>	1
<i>Cordia eriostigma</i>	3	<i>Prunus skutchii</i>	1
<i>Costus cf. pulverulentus</i>	1	<i>Rivina humilis</i>	4
<i>Croton draco</i>	1	<i>Senna papillosa</i>	6
<i>Cupania glabra</i>	15	<i>Sideroxylon capiri</i>	2
<i>Eugenia truncata</i>	23	<i>Stemadenia glabra</i>	5
Fabaceae (Fam.)	1	<i>Trichilia havanensis</i>	4
<i>Ficus costaricana</i>	1	<i>Verbesina turbacensis</i>	4
<i>Hamelia patens</i>	1	<i>Witheringia solenacea</i>	13
<i>Inga punctata</i>	6		