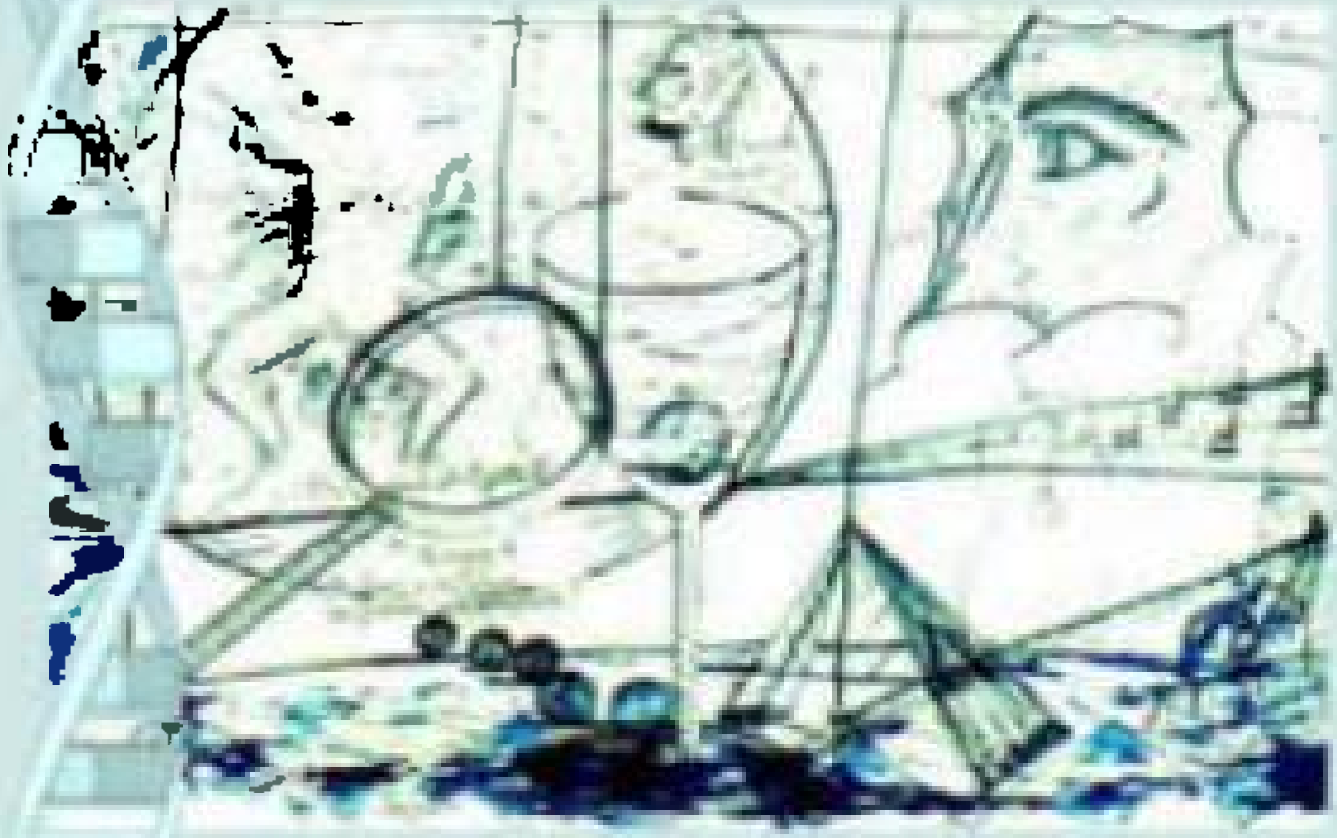
ISSN 1608-8492

Biología-Química-Física
Matemática-Estadística

TECNOCIENCIA



Revista de la Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y Tecnología
Universidad de Panamá

Tecnociencia 2015, Vol. 17, Nº 2.

RIQUEZA Y ABUNDANCIA DE ANFIBIOS EN LOS BOSQUES DE CERRO PIRRE, PARQUE NACIONAL DARIÉN

Samudio, Rafael Jr.[1*], Sosa-Bartuano, Ángel[1,2,4,5], Samudio, Rogelio[1], Carrión de Samudio, Julieta[1] & Pino, Jorge[1,3]

[1]Sociedad Mastozoológica de Panamá, Apartado 0835-00680, Panamá, República de Panamá.[2]Universidad de Costa Rica, Programa Regional de Posgrado en Biología; [3]University of Florida; [4]Secretaría Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación, Panamá.[5]Red Mesoamericana y del Caribe para la Conservación de Anfibios y Reptiles*e-mail: samudiorafa@cableonda.net.

RESUMEN

Los objetivos de este estudio piloto fueron realizar un inventario sobre los anfibios de la región de Cerro Pirre en el Parque Nacional Darién y obtener información sobre su diversidad taxonómica y ecológica, y su estado de conservación. Se realizaron muestreos diurnos y nocturnos con observaciones directas en seis transectos ubicados en bosques y riachuelos, tres en tierras bajas y tres en tierras altas. La riqueza de anfibios registrada fue de 30 especies pertenecientes a un Orden (Anura), 11 familias y 17 géneros. La abundancia total registrada fue de 270 individuos, con *Rhinella alata* e *Hyalinobatrachium chirripoi*, como la especie más abundante en tierras bajas y en tierras altas, respectivamente. Se encontró en el bosque nuboso la mayor riqueza de especies (23 spp.), mientras que se reportó en el bosque de tierras bajas una mayor abundancia total (172 individuos). La familia más representada fue Strabomantidae con seis especies. La riqueza de especies registradas constituye el 38% de las especies reportadas para la provincia de Darién. Cuatro especies están en categorías de amenaza a nivel mundial y/o nacional: *Atelopus glyphus*, *Hemiphractus fasciatus*, *Hyloscirtus colymba* y *Dendrobates auratus*. La región de Cerro Pirre parece ser un área de gran diversidad de anfibios en el Darién. Se recomienda continuar con los estudios herpetológicos para conocer el estado de la diversidad y de conservación de los anfibios en el Parque Nacional Darién.

PALABRAS CLAVES

Anfibios, riqueza de especies, abundancia relativa, diversidad, tierras bajas, bosque nuboso, conservación, Cerro Pirre, Parque Nacional Darién.

RICHNESS AND ABUNDANCE OF AMPHIBIANS IN THE FORESTS OF CERRO PIRRE IN DARIEN NATIONAL PARK

ABSTRACT

The aim of this pilot study was to carry out an amphibian inventory in the forests of Cerro Pirre in Darien National Park, with data on taxonomic and ecological diversity and conservation status. Diurnal and nocturnal surveys were conducted by direct observation at six transects located at forests and streams, three in the lowlands and three in the highlands. Recorded amphibian richness was 30 species belonging to one Order (Anura), 11 families, and 17 genera. A total abundance of 270 individuals were recorded, with *Rhinella alata* being the most abundant species in lowlands and *Hyalinobatrachium chirripoi* in highlands. We found the highest species richness in the cloud forest (23 species); whereas the highest total abundance was recorded in the lowlands. The family most represented was Strabomantidae with six species. The species richness recorded represents 38% of the species reported for the Darien province. Four species are in the IUCN threatened categories at global and/or national level: *Atelopus glyphus*, *Dendrobates auratus*, *Hemiphractus fasciatus*, and *Hyloscirtus colymba*. The forests of Cerro Pirre seem to be an area of high amphibian diversity in Darien. It is recommended to continue conducting herpetological studies in order to increase our knowledge on the amphibian diversity and its conservation status in the Darien National Park.

KEYWORDS

Amphibians, species richness, relative abundance, diversity, lowland forest, cloud forest, conservation, Cerro Pirre, Darien National Park.

INTRODUCCIÓN

Dentro de los vertebrados, los anfibios están entre los más diversos y los menos estudiados en el territorio panameño. Panamá posee el 3% de la herpetofauna total mundial, siendo la segunda más rica en Mesoamérica (Jaramillo *et al.*, 2010), después de México. Se han registrado 207 especies de anfibios en el país (Hertz *et al.*, 2012). En la actualidad el conocimiento de la riqueza de anfibios en Panamá sigue incrementándose con los nuevos estudios (Jaramillo *et al.*, 2010), como es el caso de la región del Darién (Martínez & Rodríguez, 1999; Ibáñez & Crawford, 2004).

El Darién es una de las áreas naturales más importantes y de mayor diversidad biológica en Panamá (Voss & Emmons, 1996; Samudio, 2002), considerada mundialmente de alta prioridad para la

conservación (Dinerstein *et al.*, 1995). Sin embargo esta región está cada vez más amenazada por las presiones antropogénicas originadas en la década de los cincuenta (Hernández, 1984).

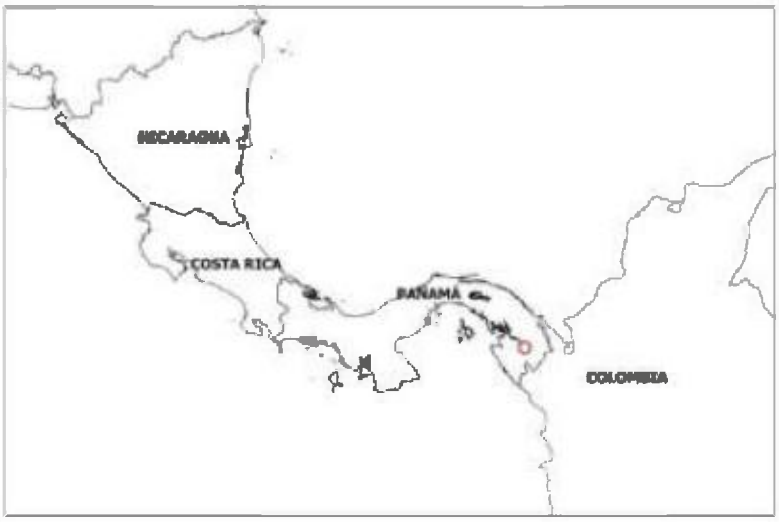
Por esta razón, con el apoyo de The Nature Conservancy y Fundación NATURA, se planteó la iniciativa de realizar un programa de monitoreo de la biodiversidad (ANCON 2010) basado en el protocolo de monitoreo del Alto Chagres (Candanedo y Samudio 2005), el cual incluye al grupo de los anfibios como indicador del estado de conservación de los bosques y de este grupo de vertebrados. Este trabajo presenta los resultados preliminares del estudio piloto para el monitoreo de las poblaciones de especies de anfibios del Sitio Darién. Este primer análisis sobre los anfibios de Cerro Pirre en el Parque Nacional Darién (PND), presenta comentarios sobre su diversidad taxonómica y ecológica en dos tipos de bosques, los cuales son también una contribución al Plan de Acción para la Conservación de los Anfibios en Panamá (ANAM, 2011).

MÉTODO Y MATERIALES

El área de estudio se encuentra en el sector sureste del PND cerca de la frontera con Colombia (8.068056°N, 77.716667°O; WGS84) e incluyó los bosques perennifolios de tierras altas (600-1100 msnm) y de tierras bajas (laderas 70-120 msnm) del Cerro Pirre (1453 msnm, 7.940556°N, 77.702500°O; WGS84) (Fig. 1). En Darién se presentan dos tipos climas, el tropical húmedo y el tropical de sábanas. La precipitación y la temperatura anual promedio muestran un rango de 1500-4500 mm y de 18-24°C respectivamente, dependiendo del sector y de la elevación (ANCON, 2010).

Los muestreos de campo fueron realizados durante los meses de junio y septiembre de 2013, abarcando el inicio de la temporada lluviosa (junio) y la temporada lluviosa (septiembre) de la zona de estudio. Para el inventario se efectuaron dos giras de campo a cada uno de los sitios de muestreos, una gira en cada temporada. En cada gira se muestreó durante seis a ocho días, realizando una búsqueda sistematizada de los anfibios mediante recorridos diurnos (06:00 – 09:00) y nocturnos (18:00 – 22:00) a lo largo de los seis transectos lineales de aproximadamente 400 metros de longitud. Tres transectos se establecieron en el bosque de tierras bajas y tres en el bosque nuboso.

A



B

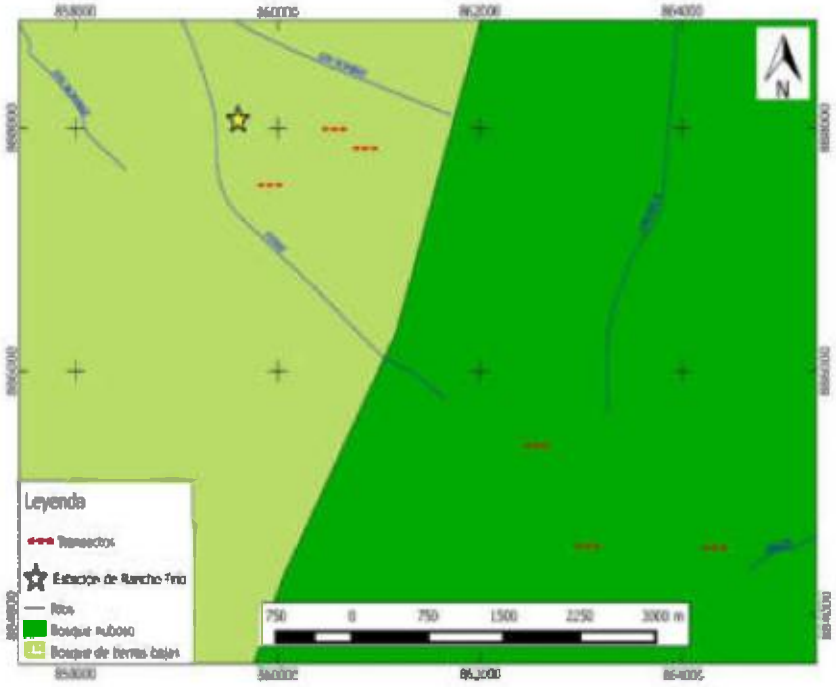


Fig. 1. Mapa resaltando el área de estudio en el círculo rojo (A) con la distribución de los transectos (línea punteada roja) de muestreo para anfibios de los bosques de tierras bajas (verde claro) y nubosos (verde oscuro) en Cerro Pirre (B).

Los transectos estaban distribuidos según la topografía del terreno, dentro del bosque y a orillas de cuerpos de agua en cada sitio. En las tierras altas (bosque nuboso) se muestreó desde los 602 msnm hasta cerca de la cima del cerro, a los 1150 metros, a lo largo de varios riachuelos y en el bosque achaparrado localizado en el filo y cerca de la cima del cerro. En las tierras bajas se muestreo entre los 75 y 116 msnm, en la vegetación ribereña del Río Perresénico y en algunos riachuelos, asi como en el bosque cercano a la estación de la ANAM en Rancho Frio.

Para la búsqueda se inspeccionó vegetación arbustiva, hojarasca, troncos podridos, entre otros; empleando ganchos herpetológicos. Durante la noche se empleó lámparas de cabeza para iluminar el sub dosel y ubicar especies de hábitos arbóreos. La captura se hizo manualmente y la identificación de las especies se realizó a través de observaciones directas de los ejemplares y posterior identificación fotográfica con la ayuda del libro de anfibios de Centro América (Köhler, 2011). Se confeccionó un archivo de video y fotografías de las especies observadas, el cual fue depositado en el Museo de Vertebrados de la Universidad de Panamá para posteriores estudios y análisis por los autores. Se empleó un estimado de Abundancia Relativa, prescindiendo del marcaje de individuos con cortes de dedos o técnicas similares, debido a que como muchas especies de anfibios son crípticas existe muy poca probabilidad de volver a contar los mismos individuos y para evitar el posible aumento de la mortalidad por depredación y susceptibilidad a patógenos (Waddle *et al.*, 2008).

RESULTADOS

Riqueza y abundancia relativa de especies

El esfuerzo de muestro total de este estudio fue de 214.5 horas/personas. El esfuerzo de muestro total por tipo de bosque fue de 110.9 horas/personas y de 103.6 horas/personas para el bosque de tierras bajas y el bosque nuboso, respectivamente. Por otra parte, el esfuerzo por estación del año fue de 88.1 horas/personas y de 126.4 horas/persona para la temporada de inicio de lluvias y la temporada de lluvias, respectivamente.

Con este esfuerzo de muestro se registraron en los transectos un total de 270 individuos (observados y fotografiados) de 28 especies de

anfibios (diversidad gama), pertenecientes a 17 géneros, 11 familias y un orden (Cuadro 1). Durante los muestreos de monitoreo se observaron dos especies de anfibios, *Incilus coniferus* (fam. Bufonidae, bosque nuboso, 1individuo) e *Hypsiboas rosenbergi* (fam. Hylidae, tierras bajas, 4 individuos), fuera de los transectos establecidos; lo que aumenta a 30 especies la riqueza de anfibios inventariada. Sin embargo, los registros de estas dos especies, por no cumplir con el diseño del muestreo, no fueron considerados en los análisis. Las familias con mayor riqueza de especies fueron Strabomantidae (6 especies), seguida de Bufonidae, Centrolenidae, Craugastoridae y Dendrobatidae con 4 especies cada una y el resto de las familias con 3 especies o menos.

Las especies con la mayor abundancia total fueron *Rhinella alata* (47 individuos) e *Hyalinobatrachium chirripoi* (46 individuos) (Cuadro 1). Cuando se toma en cuenta tanto la abundancia como la distribución en ambos tipos de bosques, las especies comunes en el área de Pirre durante este estudio, fueron en orden decreciente *H. chirripoi*, *Craugastor fitzingeri* (n=33), *Dendrobates auratus* (n=22) y *Diasporus quidditus* (n=19) (Cuadro 1).

Riqueza y abundancia de especies por tipo de bosque

En el bosque nuboso se encontró una mayor riqueza total de especies que en el bosque de tierras bajas (23 *vs.* 18 spp.); mientras que en el bosque de tierras bajas se observó una mayor abundancia total de individuos que en el bosque nuboso (172 *vs.* 98 individuos) (Cuadro 1). En el bosque de tierras bajas y en el bosque nuboso se encontraron 6 y 10 especies (7 y 11 spp. incluyendo *H. rosenbergi* y *I. coniferus* respectivamente) de anfibios, respectivamente, que no fueron reportadas en el otro tipo de bosque durante este estudio. Las especies más abundantes en el bosque de tierras bajas fueron *R. alata* (n=47), *H. chirripoi* (n=29), *Rhaebo haematiticus* (n=24), *C. fitzingeri* (n=18) y *D. auratus* (n=17). En el bosque nuboso las especies más abundantes fueron *H. chirripoi* (n=17) y *C. fitzingeri* (n=15) (Cuadro 1). En el bosque de tierras bajas la familia con mayor riqueza de especies fue Dendrobatidae (4 spp.) mientras que en el bosque nuboso fue la familia Strabomantidae (6 spp.).

Cuadro 1. Listado de especies y abundancia relativa de anfibios por tipo de bosque en el área de Cerro Pirre, Parque Nacional Darién.

Taxón	Autor	Bosque de tierras bajas	Bosque Nuboso	Total
Clase Amphibia				
Orden Anura				
Familia Bufonidae				
Atelopus glyphus	(Dunn, 1931)	0	4	4
Rhaebo haematiticus	(Cope, 1862)	24	1	25
Rhinella alata	(Thominot, (1884)	47	0	47
Rhinella marina	(Linnaeus, 1758)	1	0	1
Familia Centrolenidae				
Espadarana prosoblepon	(Boettger, 1892)	0	4	4
Hyalinobatrachium aureoguttatum	(Barrera-Rodriguez & Ruiz-Carranza, 1989)	2	1	3
Hyalinobatrachium chirripoi	(Taylor, 1958)	29	17	46
Sachatamia albomaculata	(Taylor, 1949)	1	0	1
Familia Craugastoridae				
Craugastor fitzingeri	(Schmidt, 1857)	18	15	33
Craugastor longirostris	(Boulenger, 1898)	1	6	7
Craugastor opimus	(Savage& Myers, 2002)	0	1	1
Craugastor raniformis	(Boulenger, 1896)	1	7	8
Familia Dendrobatidae				
Colostethus panamensis	(Dunn, 1933)	2	1	3
Colostethus pratti	(Boulenger, 1899)	1	1	2

Dendrobates auratus	(Girard, 1855)	17	5	22
Silverstoneia nubicola	(Dunn, 1924)	2	4	6
Familia Eleutherodactylidae				
Diasporus quidditus	(Lynch, 2001)	10	9	19
Familia Hemiphractidae				
Hemiphractus fasciatus	(Peters, 1862)	0	1	1
Familia Hylidae				
Hyloscirtus colymba	(Dunn, 1931)	0	1	1
Familia Leiuperidae				
Engystomops pustulosus	(Cope, 1864)	2	0	2
Familia Leptodactylidae				
Leptodactylus savagei	(Heyer, 2005)	12	1	13
Familia Ranidae				
Lithobathes vaillanti	(Brocchi, 1877)	1	0	1
Familia Strabomantidae				
Pristimantis achatinus	(Boulenger, 1898)	0	5	5
Pristimantis caryophyllaceus	(Barbour, 1928)	0	9	9
Pristimantis cruentus	(Peters, 1873)	1	1	2
Pristimantis gaigei	(Dunn, 1931)	0	1	1
Pristimantis pirrensis	(Ibáñez & Crawford, 2004)	0	2	2
Pristimantis ridens	(Cope, 1866)	0	1	1
Abundancia total		**172**	**98**	**270**
Total de especies		**18**	**23**	**28**

Estado de conservación de las especies

En este estudio se encontró una especie endémica de Panamá, *Pristimantis pirrensis*, con distribución restringida a la Serrania de Pirre (Ibañez & Crawford, 2004). También se observaron cinco especies que son endémicas binacionales, compartidas con Colombia (*Atelopus glyphus, Craugastor opimus, Craugastor raniformis, Diasporus quidditus* y *Colostethus panamensis*) y dos especies endémicas binacionales, compartidas con Costa Rica (*Hyloscirtus colymba* y *Pristimantis cruentus*) (Kohler, 2011).

Durante los muestreos se registraron ocho especies de anuros que están en alguna de las categorias de amenaza ya sea a nivel global y/o nacional. Las especies *A. glyphus* e *H. colymba* están tanto en la categoría global de En Peligro Crítico (IUCN, 2014) como en la nacional de En Peligro (Autoridad Nacional del Ambiente Res. Dir. – 0051 - 2008). La tercera especie es *D. auratus* que está en la categoría de Vulnerable a nivel nacional (Autoridad Nacional del Ambiente Res. Dir. – 0051 - 2008) e incluida en el apéndice CITES II, por ser objeto de tráfico comercial ilegal. Además tenemos la especie *Hemiphractus fasciatus*, que está en la categoría global de Casi Amenazada (NT) (IUCN 2014). El resto de las especies están en la categoría de Preocupación Menor (LC) o de Datos Insuficientes (DD) (IUCN 2014). También se registraron seis especies con alta prioridad de conservación nacional (*A. glyphus, Sachatamia albomaculata, Colostethus panamensis, Silverstoneia nubicola, H. fasciatus, H. colymba*) (ANAM, 2011).

DISCUSIÓN

Con este estudio se contribuye a aumentar el conocimiento sobre la diversidad y la ecologia de los anfibios del Darién, en especial los del área de Cerro Pirre, al extender este primer análisis de los datos a una comparación por tipo de bosque. Aunque el esfuerzo de muestro no fue tan grande (214.5 h/personas) se logró obtener una riqueza de especies de anfibios representativa del Darién y por ende del área de estudio de Pirre.

Las 28 especies registradas, 30 especies si se incluyen las dos especies encontradas fuera de los transectos; constituyen el 38 % de las 78 especies reportadas por Young *et al.* (1999) para Darién. Un gran

número de estas especies han sido reportadas para la provincia de Darién, excluyendo *C. opimus*, que fue enlistada como *Eleutherodactylus biporcatus* y sujeta a cambios taxonómicos recientes (Savage & Myers, 2002). Las especies no reportadas por Young *et al.* (1999) pero observadas durante este muestreo incluyen *Hyalinobatrachium aureoguttatum*, que fue reportada en Darién (Ibáñez *et al.*, 1999) al mismo tiempo de la publicación de Young *et al.*; *D. quidditus* y *P. pirrensis*, ambas especies fueron recientemente descritas (Lynch, 2001; Ibáñez & Crawford, 2004). Al igual que el trabajo de Martínez y Rodríguez (1999, 23 spp., 432 horas/personas) en las tierras bajas (Cerro Pirre) y a elevaciones medias (Cerro Sapo) del PND, nuestro estudio también señala que todavía hace falta más muestreos para tener una aproximación a la riqueza total de especies.

El mayor número de especies (6) registrado en la familia Strabomantidae, dentro del taxa Terrarana (ranas de desarrollo directo del Nuevo Mundo), puede estar relacionado a su origen suramericano (Hedges *et al.*, 2008) y a la cercanía del Darién a Colombia. Otros estudios en Panamá señalan a Strabomantidae entre las más diversas en las áreas boscosas de montaña (Myers, 1977; Martínez, 1984; Martínez & Rodríguez, 1992; Ibáñez *et al.*, 1994; Ibáñez *et al.*, 1995; Rodríguez *et al.*, 2003; Cedeño *et al.*, 2006; Sosa & Guerrel, 2013).

La dominancia en ambos bosques, de especies como *R. haematiticus*, *R. alata*, *C. fitzingeri* y *D. auratus*, es similar a la reportada en otras áreas de Panamá (Ibañez *et al.*, 1995; Heckadon *et al.*, 1999). La rana de cristal *H. chirripoi* es la única especie con alta dominancia sin datos para la región. El 38% de las especies de anfibios compartidas entre las tierras bajas y el bosque nuboso reportan un amplio gradiente de distribución altitudinal (Köhler, 2011). Las especies registradas en un solo tipo de bosque, en este caso el bosque nuboso (*H. fasciatus*, *H. colymba* y *P. pirrensis*) presentan preferencias por elevaciones medias a altas (Jaramillo *et al.*, 2010).

El hecho de que el bosque nuboso mostrara un mayor número de especies con relación al bosque de tierras bajas contrasta con otros estudios de anfibios realizados en gradientes altitudinales (Duellman, 1987; Fauth *et al.*, 1989), en los cuales la riqueza disminuye conforme aumenta la elevación. Esta diferencia puede deberse a una pobre representación de micro hábitats en el muestreo y/o a las diferencias en

las condiciones climáticas (Köhler, 2000) encontradas durante el estudio. Es posible que en las tierras bajas, la menor riqueza de especies acompañada tal vez de una menor competencia inter-especifica; permitiera mostrar una mayor abundancia total de anfibios que en el bosque nuboso.

La presencia de especies endémicas tanto nacional (*P. pirrensis*) como binacionales (7 spp.) así como de especies de anfibios que se encuentran en algún grado de amenaza y/o de prioridad nacional (ANAM 2011; IUCN 2014) señalan a Cerro Pirre y al Darién, como una región importante para la conservación de los anfibios. Además varias de las especies de anfibios en Cerro Pirre mantienen poblaciones aparentemente saludables sin indicios de la presencia del hongo patógeno reportado en el oeste del Darién (Rebollar *et al.*, 2014), lo que puede ser indicativo de un buen estado de conservación del bosque.

CONCLUSIÓN

Los resultados de esta investigación sugieren que existen diferencias entre el bosque de tierras bajas y el bosque nuboso en relación a la composición del conjunto de especies de anfibios.

También los resultados del estudio en cuanto a riqueza y abundancia de especies, y a especies amenazadas; señalan a Cerro Pirre como un área potencial de gran biodiversidad de anfibios en el Darién y de importancia para la conservación en Panamá.

Se requiere continuar con los estudios herpetológicos para conocer el estado de la diversidad y de las poblaciones de anfibios en el Parque Nacional Darién.

AGRADECIMIENTOS

Al Fondo para la Conservación del Parque Nacional Darién y a su administrador la Fundación Natura, por el financiamiento de este estudio de línea base. A la Autoridad Nacional del Ambiente (ANAM) por facilitar la ejecución de este estudio en el Parque Nacional Darién y al Servicio Nacional de Fronteras (SENAFRONT) por la tramitación eficiente de nuestras solicitudes de estadia en Darién. A los biólogos

del proyecto de SOMASPA Saymireth Alvarado, Joelbin de la Cruz, José Ramirez Silva, Eric Donoso y Marjorie Lázaro por su colaboración en el campo y/o en el procesamiento de los datos. Le agradecemos también al herpetólogo Abel Batista por la revisión taxonómica de las especies, sus comentarios y sugerencias para el artículo. A los miembros de las comunidades de Pijibasal, Pirre 1, Pirre 2 y el Real, por su apoyo en la logística de campo, en especial al joven ambientalista Isaac Pizarro quien estuvo pendiente del éxito de las giras de campo.

REFERENCIAS

ANAM. 2011. Plan de Acción para la Conservación de los Anfibios en Panamá. Panamá, 28 pp.

ANCON. 2010. Plan de Conservación para el Sitio Darién. The Nature Conservancy (TNC) y ANCON. 184 pp.

Candanedo, I. & Samudio, R. 2005. Alto Chagres: Construyendo un Mecanismo para Medir el Éxito de la Conservación. The Nature Conservancy, Panamá. 80pp.

Cedeño, J., V. Martinez & H. Fossatti. 2006. Anfibios en la Reserva Forestal La Tronosa: Diversidad y Estado de Conservación. Tecnociencia 8 (2): 101-114.

Dinerstein, E., D. Olson, D. Graham, A. Webster, S. Pimm, M. Bookbonder & G. Ledec. 1995. Una evaluación del estado de conservación de las ecorregiones terrestres de América Latina y el Caribe. Banco Internacional de Reconstrucción y Fomento/ Banco Mundial. Washington, 135 pp.

Duellman, W. E. 1987. Patterns of species diversity in anuran amphibians in the American tropics. Ann. Missouri Bot. Gard. 75: 79-104.

Fauth, J. E., B. Crother & J. Slowinski. 1989. Elevational patterns of species richness, evenness and abundance of the Costa Rican leaf – litter herpetofauna. Biotropica 21: 178-185.

Heckadon - Moreno, S., R. Ibáñez, & R. Condit. 1999. La Cuenca Del Canal: Deforestación, Urbanización y Contaminación. Smithsonian Tropical Research Institute. 120 pp.

Hedges, B., W. Duellman & M. Heinicke. 2008. New World direct-developing frogs (Anura: Terrarana): Molecular phylogeny, classification, biogeography, and conservation. Zootaxa 1737: 1-182.

Hernández, A. 1984. Migración de los colonos en Darién. En colonización y destrucción de bosques en Panamá. Editado por M. Heckadon y A. Mackay. Asociación Panameña de Antropologia. 174 pp.

Hertz, A., S. Lotzkat, A. Carrizo, M. Ponce, G. Köhler & B. Streit. 2012. Field notes on findings of threatened amphibian species in the central range of western Panama. Amphib. reptile conserv. 6(2): 9-30.

Ibáñez, R., & A. J. Crawford. 2004. A new species of *Eleutherodactylus* (Anura: Leptodactylidae) from the Darien Province, Panama. J. Herpetol. 38: 240–244.

Ibáñez, R., F. Arosemena, F. Solís & C. Jaramillo. 1994. Anfibios y Reptiles de la Serrania Piedras-Pacora, Parque Nacional Chagres. Scientia (Panamá) 9(1):17-31.

Ibáñez, R., C. Jaramillo, M. Arrunátegui, Q. Fuenmayor & F. Solís. 1995. Inventario biológico del Canal de Panamá. Estudio Herpetológico. Scientia (Panamá), Número Especial, 2: 107-159.

Ibáñez, R., F. Jaramillo & C. Jaramillo. 1999. Ampliación del ámbito de distribución y descripción del renacuajo de la rana de cristal *Hyalinobatrachium aureoguttatum* (Anura: Centrolenidae). Rev. Acad. Colomb. Cienc. 23: 293–298.

IUCN. 2014. Global Amphibian Assessment. Version 2.1. (www.iucnredlist.org). Conservation International – NatureServe.

Jaramillo, C., L. Wilson, R. Ibáñez & F. Jaramillo. 2010. The herpetofauna of Panama: Distribution and Conservation Status. En: Wilson, Larry David, Josiah H. Townsend, and Jerry D. Johnson (Eds).

Conservation of Mesoamerican Amphibians and Reptiles. Eagle Mountain Publishing, Eagle Mountain, Utah, USA.

Köhler, G. 2011. Amphibians of Central America. Offenbach: Herpeton, Verlag. pp 379.

Köhler, J. 2000. Amphibian diversity in Bolivia: a study with special reference to montane forest regions. ZoologischesForschungsinstitut und Museum Alexander Koenig. Bonn. pp 281.

Lynch, J. D. 2001. Three new rainfrogs of the *Eleutherodactylus diastema* group from Colombia and Panama. Rev. Acad. Colomb. Cienc. 25: 287-297.

Martínez, V. C. 1984. Investigación preliminar de los anfibios (Salientia) de Quebrada de Arena y áreas adyacentes: listado anotado. Natura 4 (1): 30-33.

Martínez, V. C., & A. Rodríguez. 1992. Del primer inventario en "Cerro Tute". Amphibia: Caudata y Anura. Reptilia: Squamata. Sauria y Serpentes. Scientia (Panamá), 7: 29-53.

Martínez, V. & A. Rodríguez. 1999. Informe final del proyecto de evaluación de la biodiversidad en los bosques del Parque Nacional Darién. Proyecto ICAB-BIO DARIÉN-ANAM-PNUD-GEF. Garibaldi C. (Editor). pp 192.

Myers, C. W. 1977. Anfibios y reptiles capturados en Fortuna, 1976, p. 241-244. En: A.J. Adames (ed.). Evaluación ambiental y efectos del proyecto hidroeléctrico Fortuna. Revista Lotería. 254-256: 1-538.

Rebollar, E. A., M. C. Hughey, R. N. Harris, R. J. Domangue, D. Medina, R. Ibañéz & L. K. Belden. 2014. The Lethal Fungus *Batrachochytrium dendrobatidis* is Present in Lowland Tropical Forests of Far Eastern Panama. Plos One 9(4): 1-8.

Rodríguez, A., V. Martínez Cortés & C. Garibaldi. 2003. Inventario de anfibios en los bosques fragmentados de la Reserva Forestal El Montuoso, Herrera, Panamá. Pp. 103-117. En: Garibaldi, C. (Ed): Diversidad Biológica y Servicios Ambientales de los Fragmentos de

Bosques en la Reserva Forestal El Montuoso, Panamá. Universidad de Panamá, Instituto de Ciencias Ambientales y Biodiversidad (ICAB, Panamá) y Agencia Japonesa de Cooperación Internacional (JICA).

Samudio, R. Jr. 2002. Mamíferos de Panamá. pp 415-451 en Diversidad y conservación de los Mamíferos Neotropicales (G. Ceballos & J. Simonnetti eds.). Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-Instituto de Ecología/UNAM, México.

Savage, J. & C. W. Myers. 2002. Frogs of the *Eleutherodactylus biporcatus* group (Leptodactylidae) of Central America and northern South America, including rediscovered, resurrected, and new taxa. Am. Mus. Novit. 3357: 1-21.

Sosa, A. & J. Guerrel. 2013. Riqueza, diversidad y abundancia de anfibios en el bosque nuboso de Cerro Azul, sector Alto Chagres, Parque Nacional Chagres, Panamá. Tecnociencia 15 (1): 57-75.

Voss, R. & L. Emmons. 1996. Mammalian diversity in neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. Bull. Am. Mus. Nat. Hist. 230:1-115.

Waddle, J., K. Rice, F. Mazzotti & H. Percival. 2008. Modeling the effect of toe clipping on treefrog survival: beyond the return rate. J. Herpetol. 42:467–473.

Young, B., G. Sedaghatkish, E. Roca & Q. Fuenmayor. 1999. El estatus de la conservación de la herpetofauna en Panamá. Resumen del Primer Taller Internacional sobre la Herpetofauna de Panamá. The Nature Conservancy y Asociación Nacional para la Conservación de la Naturaleza (ANCON).

Recibido julio de 2014, aceptado julio de 2015.

Tecnociencia 2015, Vol. 17, Nº 2.

EL PEPINO DE MAR, *Isostichopus fuscus*, RECURSO MARINO EN PELIGRO CON ALTAS NECESIDADES DE MANEJO

Carlos Vergara-Chen[1, 3], **Zedna Guerra**[2], **Gustavo Nelson Collado**[2]
[1]Instituto de Investigaciones Científicas y Servicios de Alta Tecnología (INDICASAT-AIP). Apartado 0843-01103 Panamá. Panamá.
[2]Autoridad de los Recursos Acuáticos de Panamá. Estación de Maricultura del Pacífico. Apartado 0819-05850. Panamá. Panamá.
[3]E-mail: vergara.chen@gmail.com

RESUMEN
El pepino de mar (*Isostichopus fuscus*) es un equinodermo holoturoideo que habita sobre fondos rocosos y arrecifes de coral a lo largo del Pacífico Oriental Tropical. En Panamá, no existe una cultura para su consumo, sin embargo, al tener alta demanda en países asiáticos, es un recurso pesquero alternativo que requiere medidas de manejo y conservación. A la fecha, sólo se conocen para el país aspectos taxonómicos y de distribución. Existen informes de extracción ilegal de *I. fuscus* y otras especies de pepino de mar en las islas de Las Perlas y Coiba. Entre 2004 y 2005 se exportaron 689 kg de peso seco de pepino de mar a Hong Kong China desde Panamá. La sobreexplotación y pérdida del hábitat son sus principales amenazas. A nivel regional, se ha establecido a esta especie, de acuerdo con los criterios de la Lista Roja de la UICN, como en peligro de extinción. Ante el creciente interés por la explotación del pepino de mar se hace necesaria la evaluación de la biología básica de sus poblaciones locales, cuyo conocimiento y comprensión son necesarios para la gestión pesquera y el desarrollo de técnicas de reproducción y cultivo. Esta revisión tiene como propósito integrar y analizar la información biológica disponible de *I. fuscus*, y se propone usar este conocimiento en el desarrollo y fortalecimiento de las capacidades para el fomento de la gestión del recurso, la promoción del cumplimiento de la legislación existente para su protección, y el logro de una percepción práctica de la biología en el ordenamiento y conservación del pepino de mar en Panamá.

PALABRAS CLAVES
Isostichopus fuscus, ecosistema bentónico, invertebrados marinos, gestión pesquera, acuicultura, genética de poblaciones.

THE SEA CUCUMBER, *Isostichopus fuscus*, AN ENDANGERED MARINE RESOURCE WITH HIGH MANAGEMENT NEEDS

ABSTRACT

The sea cucumber (*Isostichopus fuscus*) is a holothurian echinoderm which inhabits on rocky bottoms and coral reefs along the Tropical Eastern Pacific. In Panama, there is no culture for its consumption; however, there is a high demand in Asian countries. Therefore it is an alternative fishery resource that requires conservation and management strategies. To date, the biology of this species remain poorly understood and there is only information on its taxonomic and geographical distribution. There are reports of illegal extraction *I. fuscus* and other sea cucumber species from Las Perlas and Coiba islands. Between 2004 and 2005, 689 kg of sea cucumber were exported from Panama to Hong Kong China. Overexploitation and habitat loss are the main threats. At the regional level, this species has been declared as an endangered species according to the criteria of the IUCN Red List. Given the growing interest in the exploitation of sea cucumbers, it is relevant to evaluate the basic biology of local populations, needed information that is needed for fisheries management and aquaculture development. This review aims to integrate and analyze the available biological information for *I. fuscus*, in order to develop and strengthen capacities for promoting resource management, enforcement of existing legislation for their protection, and achieving a practical perception of biology in the management and conservation of sea cucumbers in Panama.

KEY WORDS

Isostichopus fuscus, benthic ecosystem, marine invertebrates, fisheries management, aquaculture, population genetics.

INTRODUCCIÓN

El pepino de mar, *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875), es un equinodermo holoturoideo (Aspidochirotida: Stichopodidae) distribuido a lo largo de las costas rocosas y arrecifes coralinos del Pacífico Oriental Tropical (Fig. 1) (Solís-Marín *et al.*, 2009; Purcell *et al.*, 2012). Los pepinos de mar son organismos detritivoros que contribuyen a la descomposición de la materia orgánica y al ciclo de nutrientes en los ecosistemas bentónicos (Sambrano *et al.*, 1990; Conde *et al.*, 1991). En general, la especie alcanza tallas adultas entre 19 y 25 cm, no presenta dimorfismo sexual externo (Fajardo-León *et al.*, 1995; Toral-Granda & Martínez, 2007) y como otros holotúridos, su reproducción se caracteriza por el desove masivo de gametos seguido de un periodo larvario pelágico (Herrero-Pérezrul *et al.*, 1999). Forma

parte de los recursos marinos explotados de México y Ecuador en donde es capturado activamente. Su alta demanda y su alto precio en el mercado asiático, han impulsado un aumento del esfuerzo pesquero y, en algunos casos, ha puesto en peligro sus poblaciones (Hearn *et al.*, 2005; Wolff *et al.*, 2012).

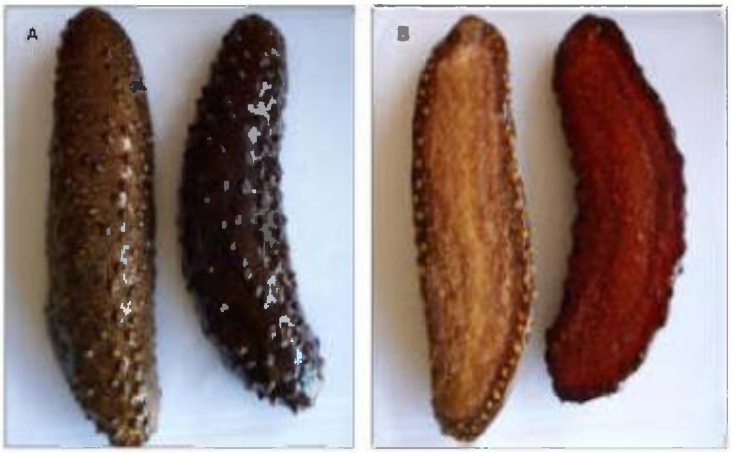


Fig. 1. Ejemplares del pepino de mar, *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875) (Echinodermata: Holothuroidea) recolectados en Panamá. A) Vista dorsal y B) vista ventral. Es un organismo estenohalino de tamaño grande (300g hasta más de 1 kg de peso). Su cuerpo es cilíndrico, con pies ambulacrales y cinco tentáculos bucales. La textura de su piel es suave y posee pequeñas papilas en la parte dorsal del cuerpo. Su fase larvaria pelágica tiene una duración de 2-3 semanas y los adultos presentan baja movilidad. Tiene importancia pesquera por su valor en los mercados asiáticos. Es un especie amenazada incluida en la lista de CITES. Fotos: Zedna Guerra.

En Panamá, esta especie se distribuye a lo largo de la costa Pacífica (Alvarado *et al.*, 2010, 2012) con densidades que fluctúan entre 0.01-0.02 individuos m^{-2} principalmente en las islas del Golfo de Chiriquí (Alvarado *et al.*, 2012). La especie se extrae ilegalmente en las islas de Las Perlas y Coiba, documentándose la exportación de 689 kg de peso seco de pepino de mar a Hong Kong China entre los años 2004 y 2005 (Toral-Granda, 2008). Sin embargo, a esta importancia económica, es poco lo que se conoce de otros aspectos, la estacionalidad del ciclo reproductivo, la distribución espacial, estructura de población, su crecimiento, tasa de supervivencia y la

conectividad poblacional de esta especie. Además, aunque existen algunos valores de volúmenes de captura (Toral-Granda, 2008), la información oficial sobre las pesquerías no existe o es difícil de obtener. Por otra parte, como recurso pesquero alternativo, la acuicultura del pepino de mar en Panamá bien podría ser objeto de desarrollo a mediano plazo y requiere de datos sobre su biología básica. La escasa información local que se tiene sobre aspectos biológicos y ecológicos, situación actual de las capturas, amenazas, y el aporte que puede entregar la genética de poblaciones a la gestión de este recurso motivaron esta revisión, hecha con el objetivo de integrar y analizar la información disponible de *I. fuscus* como una primera aproximación hacia la gestión de su pesquería en Panamá.

HÁBITAT, ECOLOGÍA Y BIOLOGÍA

Isostichopus fuscus es un invertebrado bentónico ampliamente distribuido desde Baja California hasta Ecuador continental, las islas Galápagos, Coco, Malpelo, Revillagigedo y Lobos de Afuera (Maluf, 1991; Hooker *et al.*, 2005; Solís-Marín *et al.*, 2009) (Fig. 2). Habita en la zona costera desde el submareal somero hasta los 40 m de profundidad (Maluf, 1991) sobre fondos rocosos o arrecifes coralinos (Herrero-Pérezrul *et al.*, 1999, Toral-Granda & Martínez, 2007). Aunque no hay estudios en la región sobre su alimentación natural, al igual que otros pepinos de mar es un organismo detritívoro que se alimenta de material depositado o sedimentos lo que promueve cambios substanciales en los ecosistemas bentónicos por la ingestión intensiva y selectiva de la capa superficial del sedimento, y por el enriquecimiento ambiental que producen sus deposiciones (Sambrano *et al.*, 1990; Conde *et al.*, 1991). Durante este proceso se incrementa la interfaz agua-sedimento que facilita el intercambio de partículas entre el sedimento y la columna de agua (Conde *et al.*, 1991). Por ejemplo, en los arrecifes de coral, los pepinos de mar son capaces de digerir aproximadamente 4,600 kg peso seco año^{-1} 1,000 m^{-2} (Uthicke, 1999), jugando así un importante papel en el reciclaje de nutrientes en entornos oligotróficos en los que los nutrientes de otro modo permanecerían atrapados en el sedimento (Uthicke, 2001).

Isostichopus fuscus es una especie dioica, aunque es común la presencia de hermafroditas en sus poblaciones (Herrero-Pérezrul *et al.*,

1998). Se reproduce anualmente entre julio y septiembre. El ciclo reproductivo se encuentra relacionado a las variaciones en la temperatura superficial del mar, coincidiendo el desove cuando las temperaturas son más altas (27°C) (Herrero-Pérezrul *et al.*, 1999). No existe dimorfismo sexual externo y las gónadas pueden ser identificadas cuando se encuentran maduras, ya que adquieren una coloración brillante. En *I. fuscus* los ovocitos alcanzan una talla máxima de 100 µm de diámetro, mientras que los espermatozoides miden menos de 3 µm (Fajardo León *et al.*, 1995; Herrero-Pérezrul *et al.*, 1999). La proporción de sexos no difiere significativamente de 1:1. En Ecuador, desova todos los meses entre uno y cuatro días después de la luna nueva (Mercier *et al.*, 2007). En Baja California, tiene una temporada de reproducción anual influenciada por el aumento de la temperatura del agua. En Galápagos es más activa durante la noche (Toral-Granda, 2008). Esta especie alcanza la madurez sexual a los 21 cm (Herrero-Pérezrul *et al.*, 1999; Herrero-Pérezrul & Reyes-Bonilla, 2008). Su periodo larvario es 22-27 días alcanzando 3.5 cm en 72 días (Hamel *et al.*, 2003) y alrededor de 8 cm en 110 días (Mercier *et al.*, 2004) (Fig. 3).

Fig. 2. Distribución geográfica del pepino de mar chocolate *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875) (Echinodermata: Holothuroidea). Habita en la zona costera desde el submareal somero hasta los 40 m de profundidad sobre fondos rocosos o arrecifes coralinos a lo largo del Pacífico Oriental Tropical.

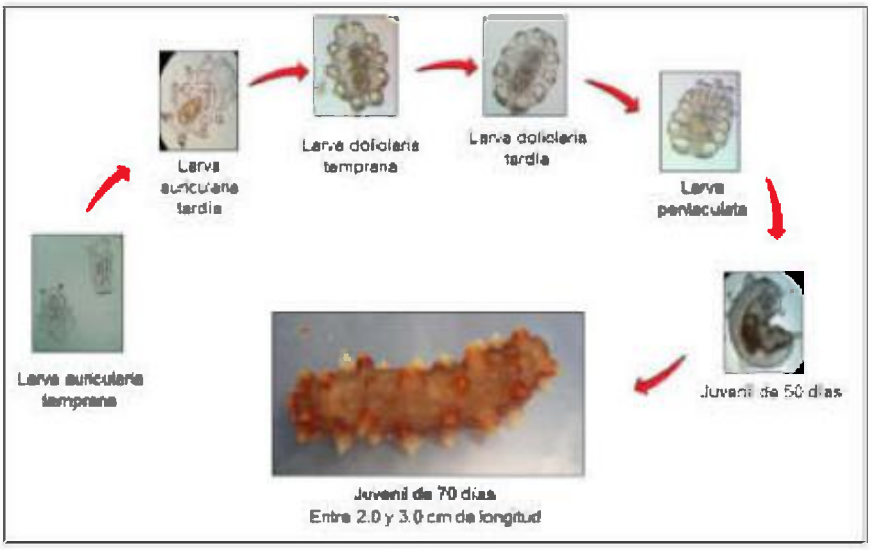


Fig. 3. Ciclo de vida del pepino de mar chocolate *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875) (Echinodermata: Holothuroidea). Fotos: Zedna Guerra.

Toda la información mencionada en el apartado anterior es útil y valiosa para llevar cabo comparaciones con los aspectos biológicos de las poblaciones de *I. fuscus*, no obstante, se carece de información sobre la abundancia, estructura de población, distribución espacial y ciclos reproductivos de esta especie en el Pacífico de Panamá. Lo poco que se conoce en el país acerca de esto organismo se basa principalmente en aspectos taxonómicos y de distribución geográfica (Alvarado *et al*., 2010, 2012; Coppard & Alvarado, 2013). De este modo, la recopilación de datos sobre la biología básica de esta especie es necesaria tanto para identificar y comprender cuáles factores ambientales y biológicos determinan su estructura y dinámica poblacional, como para lograr una gestión adecuada del recurso a nivel local en Panamá.

IMPORTANCIA COMERCIAL Y AMENAZAS

En Panamá y en la mayoría de los países occidentales no se consumen pepinos de mar, sin embargo, en Asia son un platillo exquisito dentro de su gastronomía y están a punto de entrar en un estado de sobreexplotación irreversible. Por ejemplo, China importa pepinos de mar de Indonesia, Papúa Nueva Guinea y Filipinas, incluso se exportan desde Ecuador y desde Terranova en Canadá (Toral-Granda *et al.*, 2008). *Isostichopus fuscus* es también considerado la especie de pepino de mar comercial más relevante del continente americano (Jenkins & Mulliken, 1999). Cerca de 2,000 toneladas de *I. fuscus* fueron exportadas a los países asiáticos, con ganancias por encima de los dos millones de dólares entre 1989 y 1993 (Espinoza *et al.*, 2001) y actividades pesqueras que benefician a muchas familias en México, Costa Rica y Ecuador (Jenkins & Mulliken, 1999).

Existen informes de actividades pesqueras ilegales e incautaciones de capturas de *I. fuscus* y otras especies de pepino de mar (Fig. 4) desarrollándose en las islas de Las Perlas y Coiba (Toral-Granda, 2008). Además, existe explotación de manera furtiva de las siguientes especies de pepinos de mar en el Caribe panameño: *Actinopyga agassizi, H. (H.) mexicana, A. multifidus* y *I. badionotus* (Toral-Granda, 2008). Hay que destacar que la pesca de pepinos de mar está prohibida en toda la República de Panamá mediante el Decreto Ejecutivo 157-2003 (Ministerio de la Presidencia, 2004) y el Decreto Ejecutivo 217-2009 (Ministerio de Desarrollo Agropecuario, 2010) que establecen veda de extracción, posesión y comercialización de este organismo marino, con el objetivo de lograr la recuperación del recurso (ARAP, 2012). En este contexto, los gestores deben estar muy conscientes de que una moratoria (veda pesquera) pone en evidencia la insuficiencia de las estrategias de gestión en el pasado, o la aplicación de la ley, y una responsabilidad para desarrollar acercamientos diferentes para evitar un nuevo agotamiento de la población una vez que se levanta la moratoria (Purcell *et al.*, 2010). Para las especies de pepinos de mar es de máxima prioridad determinar la cantidad máxima de capturas por unidad de esfuerzo sobre la base de las estimaciones del tamaño de la población y comparar las poblaciones explotadas y protegidas para evaluar con precisión los efectos de la presión pesquera (González-Wangüemert *et al.*, 2014). El establecimiento de una pesca responsable de *I. fuscus* en el Pacífico de Panamá ofrece una

buena oportunidad para establecer un marco de manejo pesquero basado en la mejor información científica disponible, si realmente esta pesquería es factible y sus poblaciones pueden mantenerse. La recopilación de datos biológico - pesqueros para lograr un manejo ordenado, precautorio y un aprovechamiento sostenible puede enfocarse en la determinación del ciclo reproductivo y madurez sexual, historias de vida, la estructura de la población, la estimación de la biomasa, modelado cuantitativo de la dinámica poblacional, estimación de la conectividad y flujo génico, y aspectos socioeconómicos de la pesquería.

Fig. 4. Algunos informes de incautaciones de capturas ilegales de pepinos de mar registradas en medios locales de prensa escrita de Panamá.

Ante la crisis actual de las pesquerías de pepino de mar, se hace necesario el desarrollo de técnicas de reproducción y cría para el aprovechamiento y conservación del recurso. De este modo, la acuicultura podría proveer un método para ayudar a restaurar poblaciones naturales si se realiza correctamente. En general, los estudios realizados sobre desove, fertilización, cría de larvas, manejo de enfermedades y crecimiento de juveniles han demostrado que *I.*

fuscus se puede criar en cautividad (Hamel *et al.*, 2003; Mercier *et al.*, 2004, 2012; Purcell *et al.*, 2012). En Panamá, a través de ensayos de adaptación al cautiverio con individuos salvajes de *I. fuscus* se han recabado datos sobre comportamiento, crecimiento y mortalidad en medio controlado, con la finalidad de desarrollar alternativas y soluciones técnicas para el desarrollo del cultivo y repoblación a favor de las poblaciones silvestres de este recurso (ARAP, 2013). Los resultados preliminares indican que *I. fuscus* es resistente al manejo y transporte, pero muy selectivo en la alimentación. Se han ensayado varios tipos de dietas y raciones diarias para definir cuál es la más adecuada al organismo en cautiverio, y se resalta la importancia de un control óptimo de la calidad del agua para reducir la incidencia de enfermedades bacterianas (ARAP, 2013).

A nivel mundial, la sobrepesca, la pérdida o degradación del hábitat por eutrofización de las aguas en zonas de desarrollo costero y la recolección de adultos maduros para su uso como reproductores en acuicultura son las principales amenazas antropogénicas para los pepinos de mar (Toral-Granda *et al.*, 2008; Mercier *et al.*, 2013). La revisión del estado de la Lista Roja de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN por sus siglas en inglés) revela que *I. fuscus* se encuentra clasificado como especie en peligro (Mercier *et al.*, 2013). Esto está justificado por las importantes reducciones de sus poblaciones en varias localidades a lo largo de su ámbito de distribución. El área de mayor densidad conocida para esta especie, las Islas Galápagos, ha tenido una reducción poblacional del orden del 80%. Hay evidencia de agotamiento del recurso en las costas continentales de Ecuador y México. Fuera de las Galápagos, las densidades son bajas, posiblemente debido a las capturas ilegales históricamente altas. La disminución poblacional en todo el rango de esta especie se calcula en al menos 60% en los últimos 30-50 años (Mercier *et al.*, 2013).

GENÉTICA DE POBLACIONES Y GESTIÓN PESQUERA

La definición de la escala de la conectividad, o el flujo génico, entre las poblaciones marinas y los factores que impulsan este cambio son fundamentales para nuestra comprensión de la dinámica de las poblaciones, la estructura genética y la biogeografía de muchas

especies costeras (Cowen *et al.*, 2006; von der Heyden *et al.*, 2014). La comprensión de la conectividad de las poblaciones de pepinos de mar es vital para su conservación y el manejo de sus pesquerías, y la estimación de su conectividad depende de la magnitud de la variación genética en el espacio. El conocimiento sobre la conectividad de las poblaciones marinas es probable que se pueda obtener sólo a través de esfuerzos multidisciplinarios e integrados, en los cuales los métodos genéticos pueden y debe jugar un papel importante (Hedgecock, 2007). De este modo, es necesario tener un conocimiento genético y ecológico adecuado sobre las poblaciones de pepino de mar. Muchas especies marinas, incluyendo los holotúridos, se supone que tienen una elevada capacidad de dispersión a través de su rango geográfico durante sus fases larvarias planctónicas, favorecida por las corrientes oceanográficas (Féral, 2002). Por otra parte, dado que actualmente los hábitats de las especies costeras son raramente continuos, la diversidad genética heterogénea puede ser generada por factores ambientales (e.g. corrientes y barreras físicas) y factores biológicos (e.g. comportamiento reproductivo) (Féral, 2002). En este contexto, la genética de poblaciones ha contribuido a mejorar el conocimiento sobre la estructura de poblaciones de distintas especies de pepinos de mar. Los análisis con alozimas han sido métodos muy comunes usados para determinar los niveles de variación y el grado de subdivisión genética para algunas especies (Uthicke & Benzie, 2000, 2001; Gharbi & Said, 2011), sin embargo, el uso de secuencias de ADN mitocondrial (Uthicke & Benzie, 2003; Vergara-Chen *et al.*, 2010) y marcadores nucleares como los microsatélites (Kanno *et al.*, 2005; Kim *et al.*, 2008; Chang *et al.*, 2009) han revelado más variabilidad que las alozimas. Algunos de estos trabajos informan diferencias geográficas en las frecuencias alélicas en las poblaciones de algunas especies (Kanno *et al.*, 2005; Kim *et al.*, 2008; Vergara-Chen *et al.*, 2010; Gharbi & Said, 2011; Kang *et al.*, 2011).

Como ha sido mencionado previamente, algunos aspectos sobre la biología de *I. fuscus* han sido estudiados para poblaciones en las costas de Baja California Sur y las Islas Galápagos, lamentablemente, poco se sabe sobre la genética de sus poblaciones y solo existe un trabajo con datos sobre el flujo génico entre poblaciones naturales aisladas a través de su rango de distribución en el Pacífico oriental (Lohr, 2003). Este estudio informa el nivel de conectividad genética presente entre las Islas Galápagos y otras poblaciones de *I. fuscus* en Ecuador continental

y el Golfo de California. Se demostró claramente las similitudes genéticas entre las poblaciones de Galápagos y Ecuador y niveles elevados de flujo génico que sugieren procesos exitosos de dispersión larval entre el continente y las islas. Se desconoce si este intercambio larvario se está produciendo de forma continua, de manera esporádica, o sólo durante los últimos años (Lohr, 2003). No hay evidencia de aislamiento de las poblaciones de esta especie en las Galápagos, sin embargo, esto no implica que la sobrepesca local está siendo compensada por la inmigración y como no existen observaciones directas del transporte larvario, no es posible hacer conclusiones firmes acerca de la estabilidad de la conectividad entre las Islas Galápagos y otras poblaciones continentales (Lohr, 2003).

A escala macrogeográfica, se ha encontrado un alto grado de diferenciación genética entre poblaciones litorales de *I. fuscus* del Golfo de California en el norte y las islas Galápagos y Ecuador continental en el sur probablemente como consecuencia del aislamiento geográfico, por las corrientes marinas y otras condiciones oceanográficas (Lohr, 2003). En una escala geográfica menor, en las costas del Pacífico de Panamá, existen corrientes oceanográficas y ocurren eventos hidrológicos locales como los afloramientos estacionales (D'Croz & O'Dea, 2007) que quizá sean responsables de la fragmentación del hábitat, actuando como barreras al flujo génico y contribuyendo a la diferenciación genética entre poblaciones del Golfo de Chiriqui y del Golfo de Panamá como ha sido demostrado en varias especies de corales (D´Croz & Maté, 2004; Combosch & Vollmer, 2011). De acuerdo a esta resultados, el pepino de mar podría estar estructurado genéticamente en el Pacífico panameño debido a la heterogeneidad en las condiciones oceanográficas independientemente de la escala geográfica y a pesar de que esta especie posee una elevada capacidad de dispersión debido a su duración larvaria pelágica de 22-27 días (Hamel *et al.*, 2003), lo que puede promover poblaciones genéticamente homogéneas, con nula o débil estructura. Por otra parte, suponemos que si las poblaciones de pepino de mar han sufrido una reducción drástica de sus poblaciones recientemente (cuellos de botella, quizá generados por eventos naturales o sobreexplotación del recurso) es factible esperar niveles bajos de diversidad genética.

La gestión pesquera en Panamá necesita urgentemente de información específica sobre la conectividad poblacional y el flujo génico para

diseñar estrategias apropiadas que promuevan la recuperación de las poblaciones explotadas. Sin embargo, la conectividad entre poblaciones o sitios es difícil de cuantificar. El uso de marcadores moleculares para determinar el nivel de conectividad en poblaciones marinas en general es una opción viable y rentable (Hellberg et *al.*, 2002; Hedgecock, 2007; Saenz-Agudelo *et al.*, 2009; Weersing & Toonen, 2009; Lowe & Allendorf, 2010; Selkoe & Toonen, 2011; Burgess *et al.*, 2013) y también para el caso particular de las poblaciones de pepinos de mar (Vergara-Chen *et al.*, 2010; Skillings *et al.*, 2011, 2014; So *et al.*, 2011; Soliman *et al.*, 2012; Anouk *et al.*, 2013; Yuan *et al.*, 2013). Esto resalta la importancia de estudiar exhaustivamente los patrones de conectividad demográfica y genética de *I. fuscus* por su contribución a la medición directa de las distancias de dispersión larvaria, lo cual puede ayudar a establecer si existen diferentes subpoblaciones en las costas del Pacífico de Panamá. El conocimiento de la variación genética del recurso a lo largo de su ámbito de distribución es un factor importante que permitirá realizar un manejo adecuado, y paulatinamente, sentará las bases para evitar que futuros cultivos dependientes del suministro natural de juveniles pierdan diversidad genética y sufran cambios en su estructura genética poblacional y ayudará a la creación de stocks de reproductores en cautiverio con fines acuícolas.

CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS FUTURAS

El pepino de mar constituye un recurso alternativo para la acuicultura en Panamá que podría ser exportado a los mercados asiáticos, sin embargo, sus poblaciones se encuentran en peligro. Considerando la relevancia de las pesquerías de *I. fuscus* en países como México y Ecuador, y su impacto directo sobre sus poblaciones, existe una preocupación creciente por la forma en que se desarrollan y sus implicaciones sobre el medio marino. De este modo, se hacen necesarias estrategias adecuadas para su gestión, conservación y aprovechamiento sostenible (Bell *et al.*, 2008; Wolff *et al.*, 2012). Estas estrategias deben estar fundamentadas en conocimientos sólidos sobre la biología básica de esta especie en el Pacífico panameño, los cuales permitirán el desarrollo de capacidades para la definición de la estructura y conectividad de sus poblaciones locales, e identificar las poblaciones más diversas y más aptas, para servir como reproductores en programas de acuicultura. A partir de esta premisa, los

conocimientos generados acarrearian los siguientes beneficios: 1) fomento de la gestión del recurso a través de la incorporación de medidas de manejo adecuadas y sostenibles; 2) promoción del cumplimiento de la legislación existente en materia de protección del recurso; y 3) logro de una percepción práctica de la utilización de los datos biológicos en el ordenamiento y conservación del recurso. Definitivamente, el conocimiento biológico de *I. fuscus* propiciará la valoración de la importancia para Panamá de una maravilla oculta en los fondos marinos y un recurso pesquero en peligro.

AGRADECIMIENTOS

El primer autor es apoyado por el Sistema Nacional de Investigación (contrato SNI 45-2014). La investigación es financiada a través del contrato por mérito 11-2014-4-COL12-036 de la Secretaria Nacional de Ciencia, Tecnologia e Innovación (SENACYT) de Panamá. La Autoridad de los Recursos Acuáticos de Panamá (ARAP) brinda asistencia técnica y soporte logistico para la ejecución de este proyecto. Félix Rodriguez (Smithsonian Tropical Research Institute, Panamá) colaboró en la elaboración del mapa de distribución geográfica. Deseamos agradecer los comentarios de los revisores anónimos que contribuyeron a mejorar de forma importante una versión anterior de este articulo.

REFERENCIAS

Alvarado, J.J., F.A. Solis-Marín & C.G. Ahearn. 2010. Echinoderm (Echinodermata) diversity in the Pacific coast of Central America. Mar. Biodiver. 40(1): 45-56.

Alvarado, J.J., H.M. Guzman & O. Breedy. 2012. Distribución y diversidad de equinodermos (Asteroidea, Echinoidea, Holothuroidea) en las islas del Golfo de Chiriqui, Panamá. Rev. Biol. Mar. Oceanogr. 47(1): 13-22.

Anouk, N., M. Kochzius & J. Timm. 2013. Connectivity of sea cucumber populations on Indonesian coral reefs. En: Mees, J. & Seys, J. (Eds). Book of abstracts-VLIZ Young Scientists' Day. Brugge, Belgium, 15 February 2013. VLIZ Special Publication 63. Vlaams

Instituut voor de Zee-Flanders Marine Institute (VLIZ): Oostende, Belgium. pp. 72-73.

ARAP. 2012. Informe de logros periodo 2009-2012. Autoridad de los Recursos Acuáticos de Panamá (ARAP), República de Panamá. 19 pp.

ARAP. 2013. Resúmenes de proyectos. Dirección General de Investigación y Desarrollo. Autoridad de los Recursos Acuáticos de Panamá (ARAP), República de Panamá. 35 pp.

Bell, J.D., S.W. Purcell & W.J. Nash. 2008. Restoring small-scale fisheries for tropical sea cucumbers. Ocean Coast. Manag. 51(8): 589-593.

Burgess, S.C., K.J. Nickols, C.D. Griesemer, L.A.K. Barnett, A.G. Dedrick, E.V. Satterthwaite, L. Yamane, S.G. Morgan, J.W. White, J.W. & L.W. Botsford. 2013. Beyond connectivity: how empirical methods can quantify population persistence to improve marine protected area design. Ecol. Appl. 24: 257-270.

Chang, Y., Z. Feng J. Yu & J. Ding. 2009. Genetic variability analysis in five populations of the sea cucumber *Stichopus* (*Apostichopus*) *japonicus* from China, Russia, South Korea and Japan as revealed by microsatellite markers. Mar. Ecol. 30: 455-461.

Combosch, D.J. & S.V. Vollmer. 2011. Population genetics of an ecosystem-defining reef coral *Pocillopora damicornis* in the Tropical Eastern Pacific. Plos One 6(8): e21200. doi:10.1371/journal.pone.0021200.

Conde, J.E., H. Díaz & A. Sambrano. 1991. Disintegration of holothurian fecal pellets in beds of the seagrass *Thalassia testudinum*. J. Coast. Res. 7(3): 853-862.

Coppard, S.E. & J.J. Alvarado. 2013. Echinoderm diversity in Panama: 144 years of research across the Isthmus. En: Alvarado, J.J., y Solís-Marín, F.A. (eds.) Echinoderm research and diversity in Latin America. Springer Berlin Heidelberg. pp. 107-144.

Cowen, R.K., C.B. Paris & A. Srinivasan. 2006. Scaling of connectivity in marine populations. Science 311: 522-527.

D'Croz, L. & J.L. Maté. 2004. Experimental responses to elevated water temperature in genotypes of the reef coral *Pocillopora damicornis* from upwelling and non-upwelling environments in Panama. Coral Reefs 23: 473-83.

D'Croz, L. & A. O'Dea. 2007. Variability in upwelling along the Pacific shelf of Panama and implications for the distribution of nutrients and chlorophyll. Estuar. Coast. Shelf Sci. 73: 325-340.

Espinoza, E., J.C. Murillo, M.V. Toral-Granda, *et al.* 2001. La pesca en Galápagos: comparaciones de las capturas entre 1997-2000. Informe Galápagos 2000-2001. WWF-Fundación Natura, Quito, pp 55-64.

Fajardo-León, M.C., E. Michel-Guerrero, J. Singh-Cabanillas, *et al.* 1995. Estructura poblacional y ciclo reproductor del pepino de mar (*Isostichopus fuscus*) en Santa Rosalía, BCS, México. Cienc. Pesq. 11: 45-53.

Féral, J.P. 2002. How useful are the genetic markers in attempts to understand and manage marine biodiversity? J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 268: 121-145.

Gharbi, A. & K. Said. 2011. Genetic variation and population structure of *Holothuria polii* from the eastern and western Mediterranean coasts in Tunisia. J. Mar. Biol. Ass. UK 91: 1599-1606.

González-Wangüemert, M., M. Aydin & C. Conand. 2014. Assessment of sea cucumber populations from the Aegean Sea (Turkey): First insights to sustainable management of new fisheries. Ocean Coast. Manag. 92: 87-94.

Guzman, H.M. & C.A. Guevara. 2002. Population structure, distribution and abundance of three commercial species of sea cucumber (Echinodermata) in Panama. Carib. J. Sci. 38: 230-238.

Guzman, H.M., C.A. Guevara & I.C. Hernández. 2003. Reproductive cycle of two commercial species of sea cucumber (Echinodermata: Holothuroidea) from Caribbean Panama. Mar. Biol. 142: 271-279.

Hamel, J.F., R. Ycaza, & A. Mercier. 2003. Larval development and juvenile growth of the Galapagos sea cucumber *Isostichopus fuscus*. SPC beche-de-mer Bull. 18: 3-8.

Hearn, A., P. Martinez, V.M. Toral-Granda, *et al*. 2005. Population dynamics of the exploited sea cucumber *Isostichopus fuscus* in the western Galápagos Islands, Ecuador. Fish. Oceanogr. 14: 377-385.

Hellberg, M.E., R.S. Burton, J.E. Neigel & S.R. Palumbi. 2002. Genetic assessment of connectivity among marine populations. Bull. Mar. Sci. 70: 273-290.

Hedgecock, D., P.H. Barber & S. Edmands. 2007. Genetics approaches to measure connectivity. Oceanogr. 20: 70-79.

Herrero-Pérezrul, M.D., H. Reyes-Bonilla, & F. García-Dominguez. 1998. Casual hermaphroditism in gonochoric *Isostichopus fuscus* (Ludwig, 1875) (Echinodermata: Holothuroidea) of the southern Gulf of California, Mexico. Bull. Mar. Sci. 63: 611-615.

Herrero-Pérezrul, M.D., H. Reyes-Bonilla, F. García-Dominguez & C.E. Cintra-Buenrostro. 1999. Reproduction and growth of *Isostichopus fuscus* (Echinodermata: Holothuroidea) in the southern Gulf of California, Mexico. Mar. Biol. 135: 521-532.

Herrero-Pérezrul, M.D. & H. Reyes-Bonilla. 2008. Weight-Length relationship and relative condition of the holothurian *Isostichopus fuscus* at Espíritu Santo Island, Gulf of California, México. Rev. Biol. Trop. 56 (Suppl. 3): 273-280.

Hooker, Y., F.A. Solis-Marín. & M. Lleellish. 2005. Equinodermos de las Islas Lobos de Afuera (Lambayeque, Peru). Rev. Per. Biol. 12(1): 77-82.

Kang, J.H., Y.K. Kim, M.J. Kim. *et al.* 2011. Genetic differentiation among populations and color variants of sea cucumbers (*Stichopus japonicus*) from Korea and China. Inter. J. Biol. Sci. 7: 323-332.

Kanno, M., Y. Suyama, Q. Li, & A. Kijima. 2005. Microsatellite analysis of Japanese sea cucumber, *Stichopus* (*Apostichopus*) *japonicus*, supports reproductive isolation in color variants. Mar. Biotechnol. 8: 672-685.

Kessler, W.S. 2006. The circulation of the eastern tropical Pacific: a review. Progr. Oceanogr. 69: 181-217.

Kim, M.J., T.J. Choi & H.S. An. 2008. Population genetic structure of sea cucumber, *Stichopus japonicus* in Korea using microsatellite markers. Aquacult. Res. 39: 1038-1045.

Jenkins, M. & T. Mulliken. 1999. Evaluation of exploitation in the Galápagos Islands, Ecuador, sea cucumber trade. TRAFFIC Int. Bull. 17: 107-118.

Lohr, H.R. 2003. Genetic variation among geographically isolated populations of the commercially important sea cucumber, *Isostichopus fuscus*, in the eastern Pacific. M.S. Thesis. San Francisco State University. 56 pp.

Lowe, W.H. & F.W. Allendorf. 2010. What can genetics tell us about population connectivity? Mol. Ecol. 19: 3038-3051.

Maluf, L.Y. 1991. Composition and distribution of the central eastern Pacific echinoderms. Nat. Hist. Mus. Los Angeles Count. Tech. Rep. 2: 1-242.

Mercier, A., R.Y. Hidalgo & J.F. Hamel. 2004. Aquaculture of the Galapagos sea cucumber *Isostichopus fuscus*. In: Lovatelli, A., Conand, C., Purcell, S. et al. (eds.), Advances in sea cucumber aquaculture and management. FAO, Rome, pp. 347-358.

Mercier, A., R.H. Ycaza & J.F. Hamel. 2007. Long-term study of gamete release in a broadcast-spawning holothurian: predictable lunar and diel periodicities. Mar. Ecol. Progr. Ser. 329: 179-189.

Mercier, A., R.H. Ycaza, R. Espinoza, V.M. Arriaga-Haro & J.F. Hamel. 2012. Hatchery experience and useful lessons from *Isostichopus fuscus* in Ecuador and Mexico. Asia-Pacific Tropical Sea Cucumber Aquaculture. ACIAR Proceedings, 136: 79-90.

Mercier, A., Hamel, J.-F., T.-G. Toral-Granda, J.J. Alvarado, E. Paola Ortiz & M. Benavides. 2013. *Isostichopus fuscus*. In: IUCN 2013. IUCN Red List of Threatened Species. Versión 2013.2. http://www.iucnredlist.org/details/180373/0. Visitado el 6 de agosto de 2015.

Ministerio de Desarrollo Agropecuario. 2010. Decreto Ejecutivo No. 217 (de 31 de diciembre de 2009) por medio del cual se prohibe la extracción, posesión y comercialización del organismo conocido como pepino de mar, en la República de Panamá. Gaceta Oficial, No. 26452: 1-3.

Ministerio de la Presidencia. 2004. Decreto Ejecutivo No. 157 (de 31 de diciembre de 2003) por medio del cual se prohibe la extracción, posesión y comercialización del organismo marino conocido como pepino de mar, en la República de Panamá. Gaceta Oficial, No. 24963: 3-6.

Purcell, S.W. 2010. Manejo de las pesquerias de pepino de mar con un enfoque ecosistémico. FAO Documento Técnico de Pesca y Acuicultura. No. 520. Roma, FAO. 169 pp.

Purcell, S.W., C.A. Hair & D.J. Mills. 2012. Sea cucumber culture, farming and sea ranching in the tropics: progress, problems and opportunities. Aquacult. 368: 68-81.

Purcell, S.W., Y. Samyn & C. Conand. 2012. Commercially important sea cucumbers of the world. FAO Species Catalogue for Fishery Purposes. No. 6. Rome, FAO. 150 pp.

Reyes-Bonilla, H. & M.D. Herrero-Pérezrul. 2003. Population parameters of an exploited population of *Isostichopus fuscus* (Holothuroidea) in the southern Gulf of California, Mexico. Fish. Res., 59: 423-430.

Saenz-Agudelo, P., G. Jones, S. Thorrold & S. Planes. 2009. Estimating connectivity in marine populations: an empirical evaluation of assignment tests and parentage analysis under different gene flow scenarios. Mol. Ecol. 18: 1765-1776.

Sambrano, A., H. Diaz & J.E. Conde. 1990. Caracterización de la ingesta en *Isostichopus badionotus* (Salenka) y *Holothuria mexicana* Ludwig (Echinodermata: Holothuroidea). Carib. J. Sci, 26: 45-51.

Sanford, E. & W.K. Morgan. 2011. Local adaptation in marine invertebrates. Ann. Rev. Mar. Sci. 3: 509-535.

Selkoe, K.A. & R.J. Toonen. 2011. Marine connectivity: a new look at pelagic larval duration and genetic metrics of dispersal. Mar. Ecol. Progr. Ser. 436, 291-305.

Skillings, D.J., C.E. Bird & R.J. Toonen. 2011. Gateways to Hawai'i: genetic population structure of the tropical sea cucumber *Holothuria atra*. J. Mar. Biol. DOI: 10.1155/2011/783030.

Skillings, D.J., C.E. Bird & R.J. Toonen. 2014. Comparative population structure of two edible Indo-Pacific coral reef sea cucumbers (Echinodermata: Holothuroidea). Bull. Mar. Sci. 90: 359-378.

So, J.J., S. Uthicke, J.F. Hamel & A. Mercier. 2011. Genetic population structure in a commercial marine invertebrate with long-lived lecithotrophic larvae: *Cucumaria frondosa* (Echinodermata: Holothuroidea). Mar. Biol. 158: 859-870.

Soliman, T., M. Kanno, A. Kijima & Y. Yamazaki. 2012. Population genetic structure and gene flow in the Japanese sea cucumber *Apostichopus japonicus* across Toyama Bay, Japan. Fish. Sci. 78: 775-783.

Solis-Marin, F.A., J.A. Arriaga-Ochoa, A. Laguarda-Figueras, C.S. Frontana-Uribe & A. Durán-González. 2009. Holoturoideos del Golfo de California. CONABIO-UNAM, México. 165 pp.

Toral-Granda, M.V. & P.C. Martinez. 2007. Reproductive biology and population structure of the sea cucumber *Isostichopus fuscus* (Ludwig. 1875) (Holothuroidea) in Caamano, Galapagos Islands, Ecuador. Mar. Biol. 151: 2091-2098.

Toral-Granda, V. 2008. Population status, fisheries, and trade of sea cucumbers in Latin America and the Caribbean. In: Toral-Granda, V., Lovatelli, A. y Vasconcellos, M. (eds). Sea cucumbers: A global review of fisheries and trade. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper No. 516. Rome, FAO. pp. 213-229.

Toral-Granda, V., A. Lovatelli & M. Vasconcellos. 2008. Sea cucumbers. A global review of fisheries and trade. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper. No. 516. Rome, FAO. 317 pp.

Uthicke, S. 1999. Sediment bioturbation and impact of feeding activity of *Holothuria* (*Halodeima*) *atra* and *Stichopus chloronotus*, two sediment feeding holothurians, at Lizard Island, Great Barrier Reef. Bull. Mar. Sci. 64: 129-141.

Uthicke, S. & J.A.H. Benzie. 2000. Allozymes electrophoresis indicates high gene flow between populations of *Holothuria* (*Michrothele*) *nobilis* (Holothuroidea: Aspidochirotida) on the Great Barrier Reef. Mar. Biol. 137: 819-825.

Uthicke, S. 2001. Nutrient regeneration by abundant coral reef holothurians. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 265: 153-170.

Uthicke, S. & J.A.H. Benzie. 2001. Restricted gene flow between *Holothuria scabra* (Echinodermata: Holothuroidea) populations along the north-east coast of Australia and the Solomon Islands. Mar. Ecol. Prog. Ser. 216: 109-117.

Uthicke, S. & J.A.H. Benzie. 2003. Gene flow and population history in high dispersal marine invertebrates: mitochondrial DNA analysis of *Holothuria nobilis* populations from the Indo-Pacific. Mol. Ecol., 12: 2635-2648.

Vergara-Chen, C., M. González-Wangüemert, C. Marcos & A. Pérez-Ruzafa. 2010. Genetic diversity and connectivity remain high in *Holothuria polii* (Delle Chiaje 1823) across a coastal lagoon-open sea environmental gradient. Genetica 138: 895-906.

Von der Heyden, S., M. Beger, R.J. Toonen, *et al.* 2014. The application of genetics to marine management and conservation: examples from the Indo-Pacific. Bull. Mar. Sci. 90: 123-158.

Weersing, K. & R.J. Toonen. 2009. Population genetics, larval dispersal, and connectivity in marine systems. Mar. Ecol. Prog. Ser. 393: 1-12.

Wolff, M., A. Schuhbauer & M. Castrejón. 2012. A revised strategy for the monitoring and management of the Galapagos sea cucumber *Isostichopus fuscus* (Aspidochirotida: Stichopodidae). Rev. Biol.Trop. 60: 539-551.

Yuan, L., C. Hu, L. Zhang, & J. Xia. 2013. Population genetics of a tropical sea cucumber species (*Stichopus monotuberculatus*) in China. Conserv. Genet. 14: 1279-1284.

Recibido abril de 2015, aceptado agosto de 2015.

Tecnociencia 2015, Vol. 17, Nº 2.

A STUDY OF THE STRAIGHT-SNOUTED WEEVILS FROM PANAMA (COLEOPTERA: BRENTIDAE): NEW RECORDS AND FORGOTTEN SPECIES

Alfredo Lanuza-Garay
Universidad de Panamá, Centro Regional Universitario de Colón, Departamento de Zoología, Panamá, Rep. de Panamá.
Programa Centroamericano de Maestría en Entomología. Vicerrectoría de Investigación y Postgrado, Estafeta Universitaria, Universidad de Panamá.
Smithsonian Tropical Research Institute, Punta Galeta Marine Laboratory, Address: 0843-03092. Panamá, Rep. de Panamá <lanuzaa@si.edu>

ABSTRACT
Four species of Brentidae from Panama, *Brentus quadrilineatus* Sharp, 1895; *Hemipsalis crassa* Sharp, 1895; *Rhynchoneus belti* Sharp, 1895 and *Schoenfeldtia impressicollis* Senna, 1893 are reported. Two of them are reported (*B. quadrilineatus* and *H. crassa*) for the first time. While the geographical location for the other two species is not cited in Alessandra Sforzi & Luca Bartolozzi's *Brentidae of the World* (*R. belti* and *S. impressicollis*), therefore these species are considered forgotten species of the country. Here we present the taxonomy, diagnosis, type depositories, geographical distribution, material examined, and other relevant details for each species.

KEYWORDS
Coleoptera, Brentidae, taxonomy, Panama, first records.

ESTUDIO DE LOS GORGOJOS PICUDOS DE PANAMA (COLEOPTERA: BRENTIDAE): NUEVOS REGISTROS Y ESPECIES OLVIDADAS

RESUMEN

Se reportan cuatro especies de Brentidae para Panamá. *Brentus quadrilineatus* sharp, 1895; *Hemipsalis crassa* Sharp, 1895; *Rhynchonens belti* Sharp, 1895 y *Schoenfeldtia impressicollis* Senna, 1893, dos de ellas se reportan por primera vez (*B. quadrilineatus* y *H. crassa*) mientras que la ubicación geográfica de las otras dos especies no está citada en *Los Brentidae del Mundo* de Sforzi & Bartolozzi (2004) (*R. belti* y *S. impressicollis* convirtiéndose en especies olvidadas del país. Se presenta su taxonomía, diagnosis, ubicación del espécimen tipo, distribución geográfica, material examinado, y otros elementos relevantes para cada una de las especies.

PALABRAS CLAVES

Coleoptera, Brentidae, taxonomia, Panamá, nuevos registros.

INTRODUCTION

Recently, Panamanian brentids have been object of several papers (Mantilleri & Sforzi, 2006, Lanuza & Vargas, 2014; Mantilleri *et al.*, 2014; Lanuza, 2015 unpublished data); nevertheless taxonomic studies on Brentidae in Panama are relatively rare. This poorly known group has not been reviewed since Sharp (1895) whose work the *Biologia Centrali-Americana* is still the most important reference for brentid species from Central America and Panama.

The book Brentidae of the World represents a necessary and important tool since recompilation of Kleine (1938) were made. For many years, a great many works on brentids have been published, but they were limited to specific geographical areas (Sforzi & Bartolozzi, 2004), in Panama, the knowledge of straight-snouted weevils is poor. The geographical distributions from each brentid species treated in this book is based only on published museums information and papers; nevertheless, Wolda *et al* (1998) from 1976 to 1978 collected specimens of Brentidae in seven places in the tropical region of Panama, this paper is not considered by Sforzi & Bartolozzi when they prepared their catalog, for this reason, species like *Teramoceroides*

belti (Sharp, 1895) (=*Teramocerus belti* Sharp, 1895, *Schoenfeldtia impressicollis* Senna, 1893 or *Rhynchoneus belti* Sharp, 1895 were not consider part of the Panamanian brentid fauna so far.

While I was studying some specimens of brentids in the collections of the Programa Centroamericano de Maestría en Entomología, and Museo de Invertebrados Graham B. Fairchild, Universidad de Panamá, two new records of brentids for Panama were discovered, and also I identified two species previously collected and reported in the country, that were not listed their geographical location by Sforzi & Bartolozzi (2004) in their book *Brentidae of the World*, becoming in forgotten species. This paper brings taxonomic information available about this Brentids, new records (species without reference); diagnoses for the species are provided. The occurrence of this species in Panama expands their distribution into Central America.

The list of species in this work follows the order proposed by Sforzi & Bartolozzi (2004), and the acronyms used throughout the text are: IRSNB- Institut Royal des Sciences Naturelles de Belgique, Brussels, Belgium MIUP - Museo de Invertebrados G.B. Fairchild, Universidad de Panamá; Colección Entomológica, NHM- The Natural History Museum, London, United Kingdom, PCMENT - Programa Centroamericano de Maestría en Entomología, Universidad de Panamá, SMFD- Forschungsintitut und Naturmuseum Senckenberg, Frankfurt-am.Main, Germany.

Systematics

Brentinae (Brentini)

Brentus quadrilineatus Sharp, 1895

quadrilineatus Sharp, 1895: *Biol. Centr. Amer.* 4(6): 70 (*Brentlus*). NHM (Leptoype, Paraleptotype).

Diagnosis: Habitus (Fig. 1, dorsal view). Medium size, body blackish, shiny; head shorter than rostrum, glabrous, not grooved, slighly narrowed behind; prorostrum shorter than metarostrum and head together; broad, much dilated towards the tip in male, deeply

cananiculate for half its length, metarrostrum smooth, broad, shorter than prorrostrum; elytra with elongated yellow lines on the eight interstriae, puncturation in *B. quadrilineatus* are less obsolete than *B. clavipes*; femora clavate, each one bear with an small sharp tooth; front tibiae sublaminate with a small sharp tooth.

Examined material: PANAMA, Parque Natural Metropolitano, 1998, Forest Canopy, Col. H. Barrios, 1 (♂) (PCMENT).

The specie is known from México and Nicaragua; first record for Panama. Sharp (1895: 4(6) Plate 3, Fig. 6) illustrated the specie.

Brentinae (Arrhenodini)

Hemipsalis crassa Sharp, 1895

crassa Sharp, 1895: *Biol. Centr. Amer.* 4(6): 34. NHM (Leptotype, Paraleptotype).

Diagnosis: Habitus (Fig. 2. dorsal view). Body reddish-brown; upper surface of metarostrum with a very large deep depression; thorax short and broad; shining, not punctuate and without pronotal groove; elytra red, each with numerous yellow lines, six or seven forma a transverse fascia behind the middle.

Examined material: Barro Colorado Island, September 3, 1997, Col. J. Pickering & D. Windsor (Light Traps), 1 (♀) (PCMENT).

According Sforzi & Bartolozzi (2004), the species is known only from Nicaragua, Brazil, Colombia, French Guiana and Paraguay; Sharp (1895: 4(6) Plate 2, Fig. 3, 3a) provide a dorsal view of the female and an underside view of head and rostrum of the male. This is the first record from Panama.

Brentinae (Arrhenodini)

***Rhynchoneus belti* Sharp, 1895**

belti Sharp, 1895: *Biol. Centr. Amer.* 4(6): 47. *vampirus* Senna, 1897: *Ann. Soc. Entomol. Belgique, 47:* 230 (*Arrhenodes*); syn. Soares, 1966: 276. NHM (*R. belti*: Leptotype, Paraleptotype); IRSNB (*A. vampyrus*: Holotype).

Diagnosis: Habitus (Fig.4, lateral view). This species can be distinguished from other Arrhenodini for having a tooth-like protuberances beneath the head.

Examined material: Barro Colorado Island, September 18-22, 1987 (Light Traps), 1 (♂) (PCMENT).

This species is known from Nicaragua; Brazil, Paraguay and Venezuela; Sharp (1895: 4(6) Plate 2, Fig. 14, 14a) provide a dorsal view and profile of the head and front of thorax of the female. Sforzi & Bartolozzi (2004: Fig. 16) provide a profile of the head of the male.

Wolda *et al.* (1998) refers to 8 specimens of *R. belti* from Barro Colorado Island and Las Cumbres, stored in the Charles W. O'Brien Collection (CWOB) under the name *Arrhenodes belti* (Sharp); nevertheless they are not cited by Sforzi & Bartolozzi (2004) for Panama.

Brentinae (Arrhenodini)

***Schoenfeldtia impressicolis* Senna, 1893**

impressicollis Senna, 1893 *Boll. della Società Entomol. Italiana*, 24: 121. SMFD (von Schönfeldt coll.) (Holotype).

Diagnosis: Habitus (Fig. 3, dorsal view). The species can be distinguished from any panamanian Arrhenodini or Brentidae because the prothorax of males has a more or less cornered process resembling

to *Belopherus* but this genus is distributed only in the Antilles (Cuba, Dominican Republic, Haiti, Jamaica and Puerto Rico); differs from the genus *Rhaphirhynchus* by the prorostrum slightly dilated apically.

Fig. 1-3. Brentidae, habitus of adults: 1. *B. quadrilineatus* Sharp, 1895 (♂); Parque Natural Metropolitano, April 1th, 1998, Col. H. Barrios (PCMENT); 2. *Hemipsalis crassa* Sharp, 1895 (♀); Barro Colorado Island, September 3, 1997, Col. J. Pickering & D. Windsor (Light Traps) (PCMENT); 3. *Schoenfeldtia impressicollis* Senna, 1893 (♂); Barro Colorado Island, July 1-7, 1992 (Light Traps) (PCMENT).

Fig. 4. Brentidae, habitus of adults: *Rhynchoneus belti* Sharp, 1895 (♂) showing the tooth-like protuberance beneath the head of the male.

Examined material: Barro Colorado Island, July 1-7, 1992 (Light Traps), 1 (♂) (PCMENT); Barro Colorado Island, May 20-26, 1987 (Light Traps), 1 (♂) (PCMENT); Barro Colorado Island, November 12-18, 1986 (Light Traps), 1 (♂) (PCMENT); Barro Colorado Island, September 30 – October 6, 1992 (Light Traps), 1 (♀) (PCMENT); Barro Colorado Island, April 29 – May 5, 1987 (Light Traps), 1 (♀) (PCMENT).

The species is known only in Brazil: the genus *Schoenfeldtia* is consider South American (Bolivia (*S. semmai*), Brazil (*S. impressicollis*); Wolda *et al.* (1998) refers to 23 specimens of *S. impressicolis* from Barro Colorado Island and Corriente Grande, stored in the Charles W. O'Brien Collection (CWOB); nevertheless they aren't cited by Sforzi & Bartolozzi (2004) for Panama.

ACKNOWLEDGEMENTS

I would like to thank Diomedes Quintero and Roberto Cambra (MIUP), Hector Barrios and Cesar de León (PCMENT) for the loan of undetermined material; my sincere thanks to Luca Bartolozzi, Museo Zoologico "La Specola", Universitá di Firenze, Italy, for his support and useful comments. The author will never forget the constant support, his wife Ursula Vargas-Cusatti, gave him.

REFERENCES

Lanuza-Garay, A. & U. Vargas-Cusatti. 2014. Contribución al conocimiento del Genero *Ulocerus* (Schoenherr, 1823) (Coleoptera: Brentidae: Ulocerinae) en Panamá. Revista Tecnociencia 16(1): 51-62.

Mantilleri, A., A. Lanuza-Garay & L. Bartolozzi. 2014. A New Specie of the Genus *Neacratus* Alonso-Zaragoza, Lyal, Bartolozzi, and Sforzi (Coleoptera: Brentidae: Acratini) From Central America. The Coleop. Bull. 68(4): 757-761.

Mantilleri, A. & A. Sforzi. 2006 Review of the Neotropical Species of the Genus *Stereodermus* Lacordaire, 1866 (Coleoptera: Brentidae: Stereodermini). *Zootaxa* 1207: 1-64.

Senna, A. 1893. Contribuzioni allo studio dei Brentidi. Nota XIII. Diagnosi di alcune nuove specie del genere *Hoplopisthius*. Bull. Soc. Entomol. Ital. 24: 253-256.

Sforzi, A. & L. Bartolozzi. 2004. *-Brentidae of the world (Coleoptera, Curculionoidea)*. Monografie del Museo Regionale di Scienze Naturali, Torino. 39.

Sharp, D. 1895. - Class Insecta. Order Coleoptera. Tribe Rhynchophora. Fam. Brenthidae, en: Sharp, D., F.Z.S. Blandford., K. Jordan (eds) (1895-1907): *Biologia Centrali Americana*. 4(6): VI+396pp (1-80).

Wolda, H., C.W. O'Brien & H.P. Stockwell. 1998. Weevil Diversity and Seasonality in Tropical Panama as Deduced from Light-Trap Catches (Coleoptera: Curculionoidea). Smithson. Contr. Zool. 590: 1-79.

Recibido abril de 2015, aceptado octubre de 2015.

Tecnociencia 2015, Vol. 17, Nº 2.

PRIMER REGISTRO PARA PANAMÁ DE LA ESPECIE INVASIVA *Euoniticellus intermedius* (Reiche, 1849) (COLEOPTERA: SCARABAEIDAE, SCARABAEINAE)

Ángel Solís[1], Roberto A. Cambra[2] y Mauryn González[3]
[1]INBio. Apdo. 22-3100, Santo Domingo de Heredia, Costa Rica. asolis@inbio.ac.cr
[2]Museo de Invertebrados G. B. Fairchild, Estafeta Universitaria, Universidad de Panamá, Panamá 0824, República de Panamá. miuprcambra@yahoo.com
[3]República de Panamá. San Miguelito, Cerro Batea. mauryngonzalez1185@gmail.com

RESUMEN
Se registra por primera vez para Panamá la especie invasiva no nativa *Euoniticellus intermedius* (Coleoptera: Scarabaeidae); dos especímenes, hembra y macho fueron recolectados en la provincia de Chiriquí, distrito de Renacimiento. Se presentan ilustraciones de los especímenes capturados en Panamá y un mapa de su distribución cronológica de avance en la región Neotropical.

PALABRAS CLAVES
Especie invasiva, escarabajo estiércolero, dispersión, distribución, Neotropical.

FIRST RECORD OF INVASIVE SPECIES *Euoniticellus intermedius* (Reiche, 1849) (COLEOPTERA: SCARABAEIDAE, SCARABAEINAE) FOR PANAMA

ABSTRACT

The introduced and invasive species *Euoniticellus intermedius* (Coleoptera: Scarabaeidae) is reported for the first time for Panama: two specimens, female and male, were collected in Chiriqui Province, Renacimiento District. Illustrations of captured specimens at Panama, and a map of their chronological distribution in the Neotropical region are presented.

KEYWORDS

Invasive species, dung beetle, dispersion, distribution, Neotropical.

INTRODUCCIÓN

Euoniticellus intermedius (Reiche, 1849) es una especie no nativa, considerada invasiva en el Continente Americano. Es una especie coprófaga que fue introducida de África Tropical para el control de excremento de vaca, e indirectamente también para el control de la mosca paletera del ganado (*Haematobia irritans*) que se reproduce en estos excrementos. Esta especie fue liberada por el USDA en California en 1978, en Texas en 1979 y 1980 y en Georgia en 1984 (Blume 1984, Fincher 1986, Wood & Kaufman 2008, Lobo 1996). Desde entonces ha expandido su ámbito de distribución hacia el sur como especie invasora. En 1992, fue reportada en la parte central-norte de México (Montes de Oca *et al.* 1994). La expansión en México hacia el sur, desde 1992 hasta la llegada a la parte central del estado de Veracruz en 1996, ha sido bien documentada por Montes de Oca & Halffter (1998). Más tarde, esta especie fue reportada, por primera vez en el estado de Chiapas en 1999 (Morales *et al.* 2004). *Euoniticellus intermedius* continuó su invasión hacia el sur y Solís & Kohlmann (2012) agregaron nuevos registros del 2002 en Guatemala, del 2003 en El Salvador, del 2007 en Nicaragua, y cuatro nuevas localidades en Costa Rica del 2008 al 2010. En esta nota reportamos *Euoniticellus intermedius* por primera vez en Panamá.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Euoniticellus intermedius (Reiche, 1849). (Figuras 1-2)

Especímenes examinados.- PANAMÁ: Chiriquí, Renacimiento, Río Sereno, Bajo La Unión, 8° 50' N., 82° 52' O., 970 msnm, 1 mayo 2015, 1 macho, col. M. González; mismos datos pero: 30 abril 2015, 1 hembra. Los especímenes fueron recolectados en áreas de potrero, sobre excremento fresco de vaca. Depositados en la colección del Museo de Invertebrados G. B. Fairchild, Universidad de Panamá. La localidad fronteriza con Costa Rica de Bajo La Unión, Río Sereno, Renacimiento, provincia de Chiriquí (Fig. 2), es el sitio más al sur dentro de su ámbito de distribución conocido en América. Adicionalmente, representa la primera especie invasiva, no nativa, de Scarabaeinae detectada en Panamá. Solís & Kohlmann (2012) calcularon la distancia de dispersión de *E. intermedius*, entre Ocozoautla, México y Naranjito de Quepos (años 1999 al 2010, 11 años, Fig. 2) en 1,333 km, es decir un promedio de 121 km/año. Entre las localidades de Naranjito de Quepos (4 mayo 2010), último lugar y fecha de recolecta para *E. intermedius* en Costa Rica (Solís & Kohlmann 2012) y Río Sereno (30 abril 2015) existe una distancia lineal de aproximadamente 155 km. Debido a que no se realizó un monitoreo previo a la captura en Naranjito y tampoco a esta nueva captura en el área de Río Sereno, y tomando en cuenta la tasa de dispersión sugerida por Solís & Kohlmann (2012), la de Río Sereno sería una localidad que pudo haber sido alcanzada ya hace algún tiempo; y se podría esperar que a pesar de no haber sido detectada, la especie podría estar presente mucho más internamente dentro de Panamá, posiblemente cerca de la ciudad de Panamá.

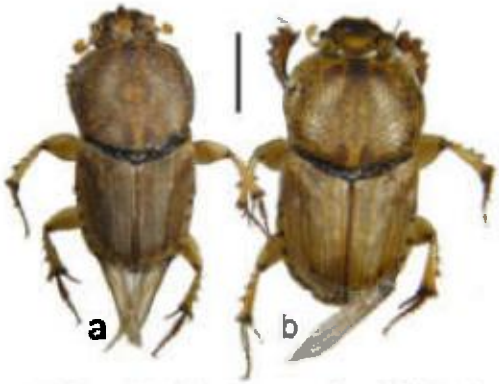


Fig. 1. Especímenes de *Euoniticellus intermedius* (Reiche) recolectados en la República de Panamá, vista dorsal. **a.** Macho, **b.** Hembra. Línea = 2.5 mm.

Fig. 2. Mapa de dispersión para *Euoniticellus intermedius* (Reiche) mostrando su propagación desde México (Chiapas) hasta Panamá (Modificado de Solis & Kohlmann 2012).

REFERENCIAS

Blume, R. R. 1984. *Euoniticellus intermedius* (Coleoptera: Scarabaeidae): Description of adults and immatures and biology of adults. Environ. Entomol. 13: 1064-1068.

Fincher, G. T. 1986. Importation, colonization, and release of dung-burying scarabs. Miscellaneous Publications of the Entomological Society of America, 62: 69-76.

Lobo, J. M. 1996. Diversity, biogeographical considerations and spatial structure of a recently invaded dung beetle (Coleoptera: Scarabaeoidea) community in the Chihuahuan desert. Global. Ecol. Biogeogr. 5: 342-352.

Montes de Oca, E., S. Anduaga & E. Rivera. 1994. Presence of the exotic dung beetle *Euoniticellus intermedius* (Reiche) (Coleoptera: Scarabaeidae) in northern Mexico, Coleopt. Bull. 48: 244.

Montes de Oca, E. & G. Halffter. 1998. Invasion of Mexico by two

dung beetles previously introduced into the United States. Stud. Neotrop. Fauna E. 33: 37-45.

Morales, C. J., R. Ruiz Nájera & L. Delgado. 2004. Primer registro de *Euoniticellus intermedius* (Reiche, 1849) y datos nuevos de distribución de *Digitonthophagus gazella* (Fabricius, 1787) (Coleoptera: Scarabaeidae) e *Hybosorus illigeri* Reiche, 1853 (Coleoptera: Scarabaeidae) para el estado de Chiapas. Dugesiana 11: 21-23.

Solís, A. & B. Kohlmann. 2012. Checklist and distribution atlas of the Scarabaeinae (Coleoptera: Scarabaeidae) of Costa Rica. Zootaxa, 3482: 1–32.

Wood, L. A. & P. E. Kaufman. 2008. *Euoniticellus intermedius* (Coleoptera: Scarabaeidae: Scarabaeinae: Tribe Coprini): its presence and relative abundance in cattle pastures in north central Florida. Fla. Entomol. 91: 128-130.

Recibido mayo de 2015, aceptado octubre de 2015.

Tecnociencia 2015, Vol. 17, Nº 2.

DIVERSIDAD DE INSECTOS ACUÁTICOS ASOCIADOS A HOJARASCA EN LA QUEBRADA CAPISUCIA O EL BARRIGÓN EN LA CIUDAD DEL ÁRBOL, CHILIBRE, PANAMÁ

Marta Higuera Gómez[1, 2] y Ramiro Gómez[3]
[1]Universidad de Panamá, Facultad de Ciencias Naturales Exactas y Tecnología, Departamento de Zoología, martahiguera@hotmail.es
[2] Universidad de Panamá, Programa Centroamericano de Maestría en Entomología, Vicerrectoría de Investigación y Posgrado.
[3] Universidad de Panamá, Facultad de Ciencias Naturales Exactas y Tecnología, Departamento de Matemática, ragonpi@hotmail.com

RESUMEN

Este trabajo se realizó con la finalidad de determinar la diversidad de los insectos acuáticos asociados a hojarasca en la quebrada Capisucia o El Barrigón de la Ciudad del Árbol, y determinar si la velocidad de la corriente, el ancho del cauce y la profundidad de la columna de agua influyen en el número de insectos, durante 11 meses de muestreo, en el año 2011. Para la recolecta de la muestra se utilizó hojarasca de seis estaciones, en cada una de las cuales se midieron los parámetros físicos, con estos se efectuó un análisis de regresión y de correlación. Para calcular la diversidad se utilizaron los índices de Margalef, Menhinick, Berger Parker, Dominancia, Fisher-alpha. Se recolectaron 7,005 individuos distribuidos en nueve órdenes, 26 familias y 37 géneros, destacándose los Diptera (Chironomidae), Trichoptera, Ephemeroptera y los géneros: *Chimarra* sp., *Farrodes* sp., *Smicridea* sp. y *Tricorythodes* sp. Los insectos acuáticos presentan relación con algunos factores físicos de las estaciones donde son recolectados, aunque de acuerdo a los resultados de este estudio la relación a pesar de ser lineal el modelo explica poco de la presencia de los insectos en el río, por lo que se debe incluir más variables para intentar explicar la presencia de estos organismos en los sitios de la quebrada.

PALABRAS CLAVES
Índice de Margalef, Menhinick, Berger Parker, insectos acuáticos, hojarasca.

DIVERSITY OF AQUATIC INSECTS ASSOCIATED WITH LEAVES IN STREAM EL BARRIGÓN OR CAPISUCIA OF CIUDAD DEL ÁRBOL, CHILIBRE, PANAMÁ

ABSTRACT
This study was done with to determine the diversity of aquatic insects associated with leaves in stream El Barrigon or Capisucia of Ciudad del Árbol, and to determine if the current speed, channel width, depth of the water column influenced the number of insects during 11 months of 2011. Sample collections were done in the leaf packs of 6 stations. In each station physical parameters were measured and regression and correlation analysis was carried out. The indexes of Margalef, Menhinick, Berger Parker, Dominance, and Fisher-alpha, were then used to calculate the diversity. Seven thousand and five individuals were collected, which were distributed in 9 orders, 26 families and 37 genera, most prominent being the Chironomidae, *Chimarra* sp., *Farrodes* sp., *Smicridea* sp. and *Tricorythodes* sp. Aquatic insects have relationship with some seasonal physical factors stations where they are collected, although according to the results of this study shows a linear relationship but this model does not explain well the presence of insects in the river. More studies are needed to include more variables which may explain the presence of these organisms in the stream sites.

KEYWORDS
Indix the Margalef, Menhinick, Berger Parker, aquatic insects, leaf.

INTRODUCCIÓN
La calidad ambiental del agua de los rios se evalúa a través de parámetros físicos, químicos, microbiológicos e indicadores biológicos. La utilización de los indicadores biológicos presenta grandes ventajas que permiten tener una visión de las cualidades del medio acuático, empleando los insectos acuáticos (Sermeño Chicas *et al.*, 2010). Además se pueden comparar condiciones pasadas y presentes y detectar eventos puntuales de toxicidad (Springer *et al.*, 2010), se puede determinar el estado de eutroficación o contaminación de un cuerpo de agua, su potabilidad para el consumo humano, su grado de aceptabilidad para irrigación, usos industriales para

piscicultura y demás actividades humanas (Roldán Pérez, 1988). Los insectos acuáticos aportan excelentes indicadores sobre la calidad del agua porque algunos requieren muy buena calidad para desarrollarse y sobrevivir, mientras que otros crecen y abundan en aguas muy contaminadas (Sermeño Chicas *et al.*, 2010).

De acuerdo con Roldán (1980) se ha observado menor diversidad de especies de macro invertebrados relacionada con una mayor conductividad, es decir una alta correlación con la precipitación y la contaminación. Además, en los ecosistemas donde se presentó menor variación físico-química se observó una mayor diversidad de especies de macroinvertebrados. Por otro lado Merritt & Cummins (1996) resalta la importancia de variables físicas como la velocidad de la corriente y la profundidad del río en la distribución de los organismos acuáticos.

Esta investigación se desarrolló con la finalidad de determinar la diversidad de los insectos acuáticos asociado a hojarasca en la quebrada Capisucia o El Barrigón de la Ciudad del Árbol, Chilibre, Panamá y determinar si la velocidad de la corriente y la profundidad de la quebrada influyen en el número de los insectos acuáticos, puesto que éstos responden a las variaciones espaciales y temporales de la heterogeneidad física del hábitat (Vinson & Hawkins, 1998).

MATERIALES Y MÉTODOS

Esta investigación se realizó en La Ciudad del Árbol, Chilibre, Panamá. Se localiza en las coordenadas 9°10'55"N, 79°15'12"O., a 40 kilómetros de la ciudad de Panamá, al sur del Lago Alhajuela en la cuenca del Canal de Panamá, área mejor conocida como Campo Chagres, lugar donde está ubicada la toma de agua que abastece a la ciudad de Panamá. Al norte y al este colinda con el borde sur del Parque Nacional Chagres, al sur con el río Chilibrillo y al oeste con la quebrada Capisucia o El Barrigón.

El relieve está constituido por numerosas colinas cuyo punto más alto está en 118 m snm. El clima es tropical de sabana, la temperatura promedio está entre 25°C y 26°C. La precipitación pluvial media está entre 2000 a 3000 mm, con una estación seca y lluviosa muy marcada.

Manantiales, riachuelos y pequeñas quebradas recorren el área y desembocan en el Río Chilibrillo (Araúz *et al*., 2007).

Estaciones de muestreo

Se realizaron viajes preliminares a las quebradas en la Ciudad del Árbol para determinar las áreas que pudieran aportar mayor información acerca de la comunidad de los insectos acuáticos. Seleccionándose para este estudio la quebrada Capisucia o El Barrigón ya que presentaba una mayor vegetación a lo largo de su cauce. Se establecieron seis estaciones de muestreo a lo largo de la quebrada separadas por una distancia de 10 m entre ellas. Los muestreos se realizaron desde abril de 2011 a marzo de 2012. La descripción de cada estación es la siguiente:

La estación 1: presenta una vegetación abundante y perenne, alrededor hay una gran cantidad de hojarascas, con un lecho rocoso, arenoso con perifiton.

La estación 2: tiene una vegetación bastante similar a la estación 1, con mucha hojarasca y con un suelo rocoso con perifiton.

La estación 3: posee una vegetación idéntica a las estaciones anteriores, con árboles en ambos lados de la quebrada, tiene un lecho rocoso, con poco de limo y pocas rocas sueltas, hojarascas en gran cantidad.

La estación 4: tiene una vegetación menos pronunciada con respecto a las estaciones anteriores, el lecho es rocoso, con piedras sueltas y poca hojarasca.

La estación 5: posee poca vegetación a un lado de la quebrada y al otro lado tiene paja canalera, el lecho es arenoso fangoso y poca hojarasca.

La estación 6: tiene una característica similar a la estación 5, con menos vegetación, el lecho es arenoso fangoso con poca hojarasca.

Recolecta de las muestras entomológicas

En cada estación se recolectó tres muestras de hojarasca debido a que los cúmulos de hojas y el detrito orgánico tienen un valor para la alimentación y desarrollo de las poblaciones de insectos acuáticos (Guevara Mora, 2011). Las muestras se recolectaron en bolsas plásticas con cierre hermético, cada una con los datos de cada estación de recolecta. Para preservar las muestras se utilizó alcohol al 70%. Posteriormente, se llevó al laboratorio de la Maestría en Entomología de la Universidad de Panamá. Cada muestra se lavó con agua y se colocó en una bandeja blanca de porcelana, donde con la ayuda de una lupa de cuello largo de luz fluorescente con aumento de tres dioptrías, se empezó a recolectar manualmente los insectos acuáticos. Los insectos se colocaron en viales con su debida etiqueta y alcohol al 70%. Con la ayuda de estereoscopio Leica GZ6, se realizaron las identificaciones hasta género, utilizando las claves publicadas por Merritt & Cummins (1996), Merritt *et al.*, (2008), Roldán Pérez (1988), Posada García & Roldán Pérez (2003), y Springer *et al.*, (2010), Costa *et al.*, (1998), González Lazo & Naranjo (2007).

Medidas físicas en la estaciones

En cada estación se tomó información de tres variables físicas: profundidad de la columna de agua, velocidad de la corriente y ancho del cauce. En cada estación, durante cada muestreo, se tomaron tres medidas sacando luego un promedio de cada una de estas variables. La velocidad de la corriente se midió tres veces en cada estación, en cada mes de recolecta, siguiendo a lo que indica Roldán Pérez (1992), se colocó un objeto flotante (una bola plástica) en el agua y se tomó el tiempo (segundo) en que se desplaza una distancia en un metro. La profundidad de la columna de agua en cada estación se midió utilizando un metro de madera en cual se introdujo hasta el fondo de la columna. El ancho de cada estación se medió con una cinta métrica de una orilla a la otra.

Análisis de los datos

Para determinar la riqueza específica de insectos acuáticos en las seis estaciones de muestreo se utilizaron los índices de Margalef y Menhinick, el cual se basa en el número de especies presentes. Para ello, se necesita contar con un inventario completo que permita conocer el número total de especies, obtenido con un censo de la comunidad. Para calcular la diversidad alfa, el índice de abundancia

proporcional, se utilizaron los índices de Berger-Parker, Dominancia, Fisher-alpha. El índice de Berger-Parker indica que un incremento en su valor conlleva un aumento en la equidad y una disminución de la dominancia (Moreno, 2001). Un mayor número de especies hace que aumente la diversidad, inclusive con una distribución uniforme o equitativa entre ellas; también aumentará la diversidad de especies (Krebs, 1985). Para señalar el porcentaje de similitud entre las seis estaciones de muestreo se utilizó el índice de Similitud de Jaccard, el cual relaciona el número de especies en común con la medida aritmética de las especies en ambos sitios (Magurran, 1988). De forma exploratoria, se realizó un análisis de regresión múltiple y correlación para determinar si se evidenciaba alguna posible relación entre la velocidad de la corriente, la profundidad de la columna de agua y la abundancia de los insectos acuáticos.

RESULTADOS

Se recolectaron 7,005 individuos, distribuidos en nueve órdenes, 26 familias y 36 géneros (Cuadro 1), a nivel de orden presentaron mayor abundancia: Diptera (3,745), Trichoptera (1,791) y Ephemeroptera (1,105). Las familias más abundantes fueron: Chironomidae (3,645), Philopotamidae (578) y Hydropsychidae (507). Los géneros con mayor distribución espacial fueron: *Chimarra* sp. (578), *Farrodes* sp. (390), *Smicridea* sp. (368) y *Tricorythodes* sp. (275).

El número de insectos acuáticos en los meses de recolecta, (Cuadro 2) indica que hay mayor diversidad en la estación seca (diciembre a mayo), esta afirmación la confirman también los índices de diversidad como: la Dominancia (0.40 a 0.42), Berger Parker (0.61-0.64), Margalef (3.76-4.49), Fisher-alpha (5.31-6.24). En los meses de la estación lluviosa los índices de diversidad presentaron valores bajos.

Al comparar la abundancia de insectos en las seis estaciones (Cuadro 3) se observa que la estación 3 tiene más individuos (2,427), seguido de la estación 1 (1,262). Al estimar los índices de diversidad resultó que hay mayor dominancia en la estación 1; lo cual es corroborado por las pruebas de Dominancia (0.15) y de Berger-Parker (0.29) seguido de la estación 3. La estación 5 resultó con mayor riqueza específica, lo confirma el índice de Margalef (1.61) y de Menhinick (0.49), seguida por la estación 6.

Con respecto a la similitud (índice de Jaccard) entre las estaciones, (Cuadro 4) se obtuvo que hay mayor similitud en la estación 1 con la estación 2 y 3 (0.90) y la estación 2 tiene más similitud con la estación 3 (0.90).

De acuerdo con el análisis exploratorio de regresión múltiple entre las variables físicas medidas (velocidad de la corriente (cuadro 5), ancho del cauce (cuadro 6), profundidad de la columna de agua (cuadro 7)) y la abundancia de los insectos acuáticos (cuadro 3) se evidencia una aparente relación lineal entre las variables ($F = 4.584$; $gl = 3,62$; $p=0.0058$). Observándose además que la variable profundidad del cauce es la única variable significativa en el modelo ($t=3.15$; $p=0.0025$), relacionándose inversamente con la abundancia de insectos acuáticos en el río (Fig. 1). El coeficiente de correlación de Pearson (r) indica que las variables presentan una baja asociación ($r = 0.42$). El coeficiente de determinación indica (r^2) que las variables físicas incluidas en este estudio sólo explican el 18% de la varianza del número de insectos recolectados en el río.

DISCUSIÓN

Los Chironomidae fueron los insectos más abundantes durante este trabajo. Se debe a que estos organismos habitan tanto en aguas lóticas como lénticas, en una variedad de sustratos y hábitats como los lagos, aguas ricas en oxigeno o muy contaminadas y pobres de oxigeno, los que habitan estos sitios tienen hemoglobina que les permite almacenar oxigeno (Menjivar Rosa, R.A, 2010). Seguido en abundancia fueron los *Chimarras* sp., que pertenecen a la familia Philopotamidae la cual está distribuida a nivel mundial y fue este género el que presentó mayor diversidad. Seguido los *Farrodes* sp., que corresponden a la familia Leptophlebiidae los cuales son frecuentes en América Central. Continúan los *Smicridea* sp., que pertenecen a la familia Hydropsychidae que tiene una distribución mundial y este género está ampliamente distribuido en Costa Rica. Continua los *Tricorythodes* sp., pertenecen a la familia Leptohyphidae, sus ninfas se encuentran en todo tipo de río y quebradas, este género puede llegar a tolerar altos niveles de contaminación (Springer *et al.*, 2010). Los géneros presentes en este estudio se han localizado en otras partes de Panamá como en los trabajos realizados por Rodríguez y Sánchez (2001) en el

Cuadro 1. Diversidad de los insectos acuáticos en la quebrada Capísucia o El Barrigón. Ciudad del Árbol. Chilibre. Panamá.

Orden- Familia	Género	Total de individuos
EPHEMEROPTERA		
Caenidae	*Caenis* sp.	176
Baetidae	*Baetis* sp.	108
Leptohyphidae	*Leptohyphes* sp.	147
	Tricorythodes sp.	275
Leptophlebiidae	*Ulmeritoides* sp.	9
	Farrodes sp.	390
ODONATA		
Gomphidae	*Archaeogomphus* sp.	1
	Agriogomphus sp.	2
	Progomphus sp.	1
Libellulidae	*Dythemis* sp.	19
Coenagrionidae	*Argia* sp.	88
Aeshnidae	*Coryphaeschna sp.*	1
Calopterygidae	*Hetaerina* sp.	4
Lestidae	*Archilestes* sp.	6
PLECOPTERA		
Perlidae	*Anacroneuria* sp.	65
NEUROPTERA		
Corydalidae	*Corydalus* sp.	7
HEMIPTERA		
Naucoridae	*Ambrysus* sp.	9
	Limnocoris sp.	6
Belostomatidae	*Belostoma* sp.	4
COLEOPTERA		
Scirtidae	*Cyphon* sp.	6
Elmidae	*Macrelmis* sp.	90
	Stenelmis sp.	50
TRICHOPTERA		
Hydropsychidae	*Leptonema* sp.	39
	Macronema sp.	100
	Smicridea sp.	368
Philopotamidae	*Chimarra* sp.	578
Polycentropodidae	*Cernotina* sp.	179
	Polycentropus sp.	38
	Polyplectropus sp.	110
Leptoceridae	*Atanatolica* sp.	260
	Triplectides sp.	119
LEPIDOPTERA		
Crambidae	*Petrophila* sp.	5
DIPTERA		
Tipulidae	*Tipula* sp.	9
Ceratopogonidae	*Stilobezzia* sp.	57
Simuliidae	*Simulium* sp.	27
Chironomidae		3.645
Stratiomyidae	*Odontomyia* sp.	7
Total		**7.005**

Cuadro 2. Abundancia e índices de diversidad en los meses de recolecta de insectos acuáticos de marzo 2011 a marzo 2012 de la quebrada Capisucia o El Barrigón, Ciudad del Árbol, Chilibre, Panamá.

Géneros	Mar 11	Abril 11	May 11	Julio 11	Ago 11	Sep 11	Oct 11	Dic 11	Ene 12	Feb 12	Ma 12	Total
Caenis sp.	18	37	31	–	–	–	–	13	54	15	8	176
Baetis sp.	17	25	10	5	3	5	5	4	14	11	9	108
Leptohyphes sp.	15	23	18	12	7	5	3	25	14	15	10	147
Tricorythodes sp.	42	35	35	23	9	3	7	32	35	30	24	275
Limeroides sp.	2	1	–	–	–	–	–	–	–	5	1	9
Farrodes sp.	53	45	34	20	23	20	24	33	44	46	48	390
Archaeogomphus sp	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1
Agriogomphus sp.	–	–	1	–	1	–	–	–	–	–	–	2
Progomphus sp.	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1	–	1
Dythemis sp.	3	4	2	–	–	–	–	2	3	3	2	19
Argia sp.	20	4	5	–	–	7	7	15	12	10	8	88
Coryphaeschna sp.	1	–	–	–	–	–	–	–	–	–	–	1
Hetaerina sp.	–	–	–	–	1	–	–	2	1	–	–	4
Archilestes sp.	1	1	–	1	–	2	–	1	–	–	–	6
Anacroneuria sp.	5	16	2	1	2	–	3	3	17	16	-	65
Corydalus sp.	–	–	–	1	–	–	–	2	2	2	–	7
Ambrysus sp.	1	3	–	–	–	–	–	–	2	–	3	9
Limnocoris sp.	2	1	–	–	–	1	–	1	1	–	–	6
Belostoma sp.	–	1	–	–	–	1	–	–	–	–	2	4
Cyphon sp.	2	–	2	–	–	–	–	–	1	–	1	6
Macrelmis sp.	13	16	12	8	3	3	5	9	4	5	12	90
Stenelmis sp.	11	9	7	–	–	–	6	4	8	5	–	50
Leptonema sp.	2	5	8	3	2	1	2	5	6	2	3	39
Macronema sp.	15	12	18	7	5	8	14	7	5	2	7	100
Smicridea sp.	47	49	53	35	20	15	23	20	38	38	30	368
Chimarra sp.	72	80	67	65	37	32	30	40	45	60	50	578
Cernotina sp.	20	22	18	20	9	10	8	13	20	21	18	179
Polycentropus sp.	5	8	3	–	–	–	–	–	10	7	5	38
Polyplectropus sp.	15	10	14	12	6	9	10	4	7	8	15	110
Atanatolica sp.	35	42	30	33	25	14	9	–	44	17	11	260
Tripectides sp.	18	12	18	19	7	8	5	4	10	8	10	119
Petrophila sp.	2	–	–	2	–	–	–	–	–	1	–	5
Tipula sp.	3	–	1	1	–	–	1	–	2	1	–	9
Stilobezzia sp.	15	10	2	1	3	2	–	5	7	10	2	57
Simulium sp.	2	4	–	–	–	–	20	1	–	–	–	27
Chironomidae	773	764	374	27	89	36	45	436	431	337	333	3645
Odontomyia sp.	2	2	1	–	–	–	–	–	1	1	–	7
Total	1231	1246	768	291	251	182	231	681	836	681	607	7,005
Dominancia	0.40	0.38	0.26	0.11	0.17	0.19	0.1	0.42	0.28	0.26	0.32	
Berger-Parker	0.63	0.61	0.48	0.22	0.35	0.11	0.22	0.64	0.51	0.50	0.55	
Margalef	4.49	3.93	3.76	3.35	3.07	3.45	3.5	3.68	4.16	4.14	3.43	
Fisher-alpha	6.24	5.31	5.2	4.87	4.44	5.3	5.2	5.1	5.83	5.88	4.73	

Cuadro 3. Índice de diversidad espacial y temporal de los insectos acuáticos en la quebrada Capisucia o El Barrigón, Ciudad del Árbol, Chilibre, Panamá.

Meses de recolecta	Estación 1	Estación 2	Estación 3	Estación 4	Estación 5	Estación 6	Total
marzo 2011	182	121	585	237	33	73	1,231
abril 11	364	185	276	277	40	104	1,246
mayo 11	28	35	371	188	29	117	768
julio	40	26	110	65	23	27	291
Agosto	53	36	37	54	36	35	251
Septiembre	30	24	40	35	32	21	182
Octubre	54	35	62	27	23	30	231
diciembre 11	150	131	187	124	49	40	681
enero 2012	75	158	268	141	77	117	836
febrero 12	190	40	270	56	55	70	681
marzo 12	96	80	221	30	90	90	607
Total	1262	871	2427	1234	487	724	7,005
Dominancia	0.15	0.137	0.136	0.14	0.11	0.11	
Berger-Parker	0.29	0.21	0.24	0.22	0.18	0.16	
Margalef	1.4	1.47	1.28	1.4	1.61	1.52	
Menhunick	0.31	0.37	0.22	0.31	0.49	0.41	

Cuadro 4. Índice de similitud de Jaccard de insectos acuáticos en la quebrada Capisucia o El Barrigón, Ciudad del Árbol, Chilibre, Panamá.

Estaciones	1	2	3	4	5
2	0.90				
3	0.90	0.90			
4	0.88	0.88	0.80		
5	0.66	0.66	0.60	0.65	
6	0.72	0.72	0.65	0.70	0.78

Cuadro 5. Promedio de la velocidad del cauce (basado en tres medidas) en cada estación durante los once meses de muestreo en la quebrada Capisucia o El Barrigón, Ciudad del Árbol, Chilibre, Panamá.

Meses	Estación 1	Estación 2	Estación 3	Estación 4	Estación 5	Estación 6
Marzo	0.24	0.1	0.2	0.1	0.025	0.2
Abril	0.2	0.1	0.07	0.1	0.025	0.2
Mayo	0.35	0.1	0.28	0.06	0.025	0.2
Julio	0.66	0.1	0.34	0.2	0.025	0.25
Agosto	0.2	0.1	0.2	0.1	0.025	0.2
Septiembre	0.25	0.1	0.2	0.1	0.025	0.2
Octubre	0.3	0.1	0.25	0.2	0.025	0.25
Diciembre	0.2	0.1	0.22	0.1	0.025	0.2
Enero	0.25	0.1	0.1	0.1	0.025	0.1
Febrero	0.13	0.1	0.3	0.13	0.025	0.1
Marzo	0.3	0.1	0.11	0.12	0.025	0.022

Cuadro 6. Promedio del ancho del cauce (basado en tres medidas) en cada estación durante los once de muestreo de la quebrada Capisucia o El Barrigón, Ciudad del Árbol, Chilibre, Panamá.

Meses	Estación 1	Estación 2	Estación3	Estación 4	Estación 5	Estación 6
Marzo	2.2	1.9	1.8	2.8	3.6	2.8
Abril	2.2	1.9	1.8	2.8	3.6	2.8
Mayo	1.5	1.3	1.3	1.2	3.6	2.8
Julio	2.3	1.4	1.2	1.2	3.6	2.8
Agosto	2.3	1.4	1.2	1.2	3.6	2.8
Septiembre	2.3	1.4	1.2	1.2	3.6	2.8
Octubre	2.2	1.4	1.2	1.2	3.6	2.8
Diciembre	2.2	1.4	1.2	1.2	3.6	2.8
Enero	2.2	1.2	1	1	3.2	2.5
Febrero	1.5	1	1	1	3.2	2.5
Marzo	1.5	1	1	1	3.2	2.5

Cuadro 7. Promedio de la profundidad de la columna de agua (basado en tres medidas) en cada estación durante los once de muestreo de la quebrada Capisucia o El Barrigón, Ciudad del Árbol, Chilibre, Panamá.

Meses	Estación 1	Estación 2	Estación 3	Estación 4	Estación 5	Estación 6
Marzo	0.15	0.27	0.12	0.2	0.48	0.25
Abril	0.15	0.27	0.12	0.2	0.48	0.25
Mayo	0.1	0.2	0.15	0.3	0.48	0.25
Julio	0.15	0.2	0.15	0.3	0.48	0.25
Agosto	0.15	0.2	0.15	0.3	0.48	0.25
Septiembre	0.15	0.2	0.15	0.3	0.48	0.25
Octubre	0.15	0.2	0.15	0.3	0.48	0.25
Diciembre	0.15	0.2	0.15	0.3	0.48	0.25
Enero	0.15	0.2	0.15	0.3	0.48	0.2
Febrero	0.15	0.3	0.1	0.2	0.3	0.1
Marzo	0.15	0.2	0.1	0.2	0.3	0.1

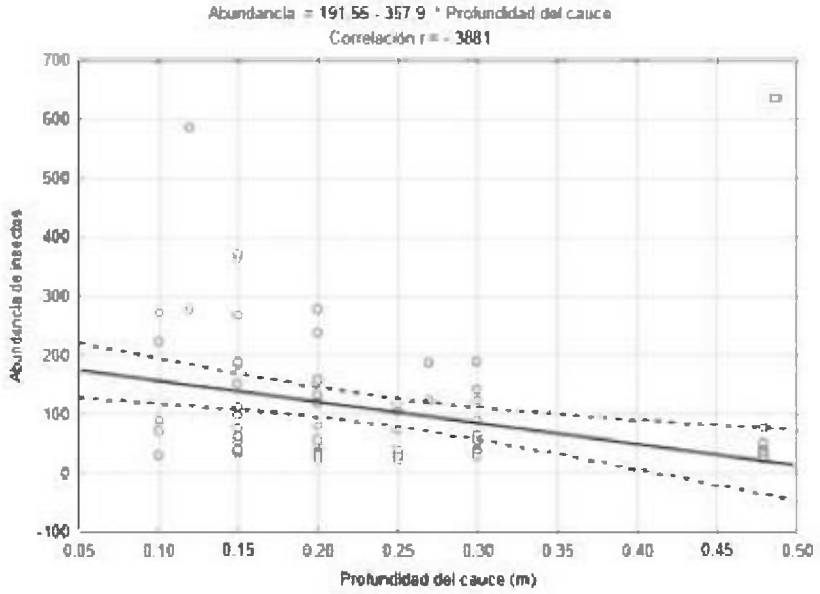


Fig. 1. Relación de la profundidad del cauce con la abundancia de los insectos acuáticos, en la quebrada Capisucia o El Barrigón de la Ciudad del Árbol, Chilibre, Panamá,(n=198).

río de Santa Clara en Veraguas, Rodríguez & León (2003) en el río Tríbique, Veraguas, Medianero y Samaniego (2004) en el río Curundú, Panamá.

En la estación seca hay más diversidad de insectos acuáticos que en la estación lluviosa, esto se debe a que en el periodo de menor precipitación hay mayor abundancia de insectos acuáticos, y disminuye cuando inicia el periodo de lluvias. Este efecto es atribuible a que durante los eventos de crecidas del río, las poblaciones de insectos se mantienen poco abundantes por la falta de hábitats y el desprendimiento de los sustratos a los que se adhieren (Guevara Mora, 2011). Además la hojarasca disminuye durante la estación lluviosa, porque son arrastradas por las fuertes lluvias y como consecuencia, se disminuye sus poblaciones. Las variaciones de este recurso (hojarasca) están estrechamente asociadas con fluctuaciones poblacionales de insectos que dependen de este recurso (Levings & Windsor, 1992), esta situación también se observó en el trabajo realizado por Araúz *et al.*, (2000).

La abundancia de insectos acuáticos fue mayor en la estación 3 seguido de la 1 y 4; esto podrá ser el resultado de que estas estaciones poseen bajos niveles de alteración y buena condición ambiental a diferencia de las estaciones 5 y 6, que presentaron pocos individuos, signo de posible perturbación, baja disponibilidad de sustratos apropiados y la sensibilidad de ciertos grupos a la contaminación orgánica (Edmunds, 1988).

Al comparar el índice de similitud de Jaccard en las seis estaciones se obtuvo mayor similitud entre las estaciones 1, 2 y 3 esto corrobora la estructura de las estaciones en la cual las tres primeras tienen abundante vegetación, mucha hojarasca y el lecho es rocoso- arenoso.

Entre los factores que determina la distribución de los organismos en el ecosistema lótico están la velocidad de la corriente, la luz, la profundidad de la columna de agua. La luz que atraviesa la columna de agua no es la misma que se recibe en la superficie porque parte de esta es reflejada y parte es absorbida o dispersada por el agua. Hay que considerar que la luz disminuye con la profundidad de la columna de agua (Elosegi *et al*., 2009).

CONCLUSIONES

En la quebrada Capisucia o El Barrigón se recolectaron 7,005 individuos, distribuidos en nueve órdenes, 26 familias y 37 géneros. A nivel de orden, los taxones que presentaron mayor abundancia fueron Diptera, Trichoptera y Ephemeroptera. Las familias más abundantes fueron: Chironomidae, Philopotamidae y Hydropsychidae. Los géneros con mayor distribución espacial fueron: *Chimarra* sp., *Farrodes* sp., *Smicridea* sp., y *Tricorythodes* sp. Hay mayor diversidad de insectos acuáticos en los meses de la estación seca que en la estación lluviosa. De las seis estaciones se encontró más individuos en la estación 3, hay más riqueza en las estaciones 5 y 6, hay más similitud en las estaciones 1 con la estación 2 y 3 y la estación 2 con la estación 3. Los insectos acuáticos presentan relación con algunos factores físicos de las estaciones donde son recolectados, aunque de acuerdo a los resultados de este estudio la relación a pesar de ser lineal el modelo explica poco de la presencia de los insectos en el río, por lo que se debe incluir más variables para intentar explicar la presencia de estos organismos en los sitios de la quebrada.

AGRADECIMIENTO

Un sincero agradecimiento al Dr. Cheslavo Korytoswky, Dr. Enrique Medianero, Dr. Héctor Barrios, Mgtra. Ida Cecilia de Mendoza y Mgtr. Arnold Russell por sus excelentes recomendaciones en esta investigación. Al Licenciado Francisco Abre por su apoyo en las giras de campo en la Ciudad del Árbol.

REFERENCIAS

Araúz B., R. Amores & E. Medianero. 2000. Diversidad y distribución de insectos acuáticos a lo largo del cauce del Rio Chico (Provincia de Chiriquí, República de Panamá). Scientia 15(1): 27-45.

Araúz, A. & A. Cerezo. 2007. Ciudad del Árbol: Proyecto de recuperación ambiental para la conservación genética de especies nativas de Panamá. Boletín Informativo de la Universidad de Panamá y la Autoridad del Canal de Panamá (ACP). 15 pp

Costa, C., Vanin, S. & S. Casari-Chen. 1988. Larvas de Coleoptera do Brasil. Museu de Zoologia. Universidad de Sau Paulo. Sau Paulo. Brasil. 447 pp.

Edmunds, J.G.F. 1988. Ephemeroptera. In: An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Second Edition. Merritt R.W. and Cummins, K.W. Debuque, Iowa:Kendall Hunt Publishing Compañy. 94-125.

Elosegi, A. & S. Sabater. 2009. Conceptos y técnicas en Ecología pluvial. Primera edición. Impreso en España. 437 pp.

González Lazo, D. & C. Naranjo. 2007. Clave de identificación para larvas del orden Ephemeroptera presentes en Cuba. Rev. Entomol. Argent. 66(1-2):137-145.

Guevara Mora, M. 2011. Insectos acuáticos y calidad del agua en la cuenca y embalse del Río Peñas Blancas, Costa Rica. Rev. Biol. Trop. 59(2): 635-654.

Krebs, C. 1985. Ecología estudio de la distribución y la Abundancia. Impreso en México. Harla S.A. de C.V. 753 pp.

Levings, S.C. & D.M. Windsor. 1992. Fluctuaciones de las poblaciones de artrópodos de hojarascas. En: Leigh E.; A.Stanley; D. Windsor. Ecologia de un Bosque Tropical. Editorial Presencia LTDA. República de Panamá. 547 pp.

Magurran, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton University Press, New Jersey, 179 pp.

Medianero, E. & M. Samaniego. 2004. Comunidad de insectos acuáticos asociados a condiciones de contaminación en el río Curundú, Panamá. Folia Entomol. Mex. 43(3): 279-294.

Menjivar Rosa, R.A. 2010. Guia ilustrada para el estudio ecológico y taxonómico de los insectos acuáticos inmaduros del Orden Diptera en El Salvador. En: Springer. M. & J.M. Sermeño Chicas (eds). Formulación de una guia metodológica estandarizada para determinar la calidad ambiental de las aguas de los rios de El Salvador, utilizando insectos acuáticos. Proyecto Universidad de El Salvador (UES)-Organización de los Estados Americanos (OEA). SINAI Editores e Impresores, S.A. de C.V., San Salvador, El Salvador. 50 pp.

Merritt, R. W. & K.W. Cummins. 1996. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Third edition. Kendall/ Hunt Publishing Company, Dubuque. 862 pp.

Merritt, R.W., K.W.Cummins & M.B. Berg. 2008. An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Fourth Edition. Printed in the United States. 1,158 pp.

Moreno, C. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. CYTED, ORCYT, SEA. México. 80 pp.

Posada-Garcia, J. & G. Roldán Pérez. 2003. Clave ilustrada y diversidad de las larvas de Trichoptera en el Nor-occidente de Colombia. Caldasia 25(1): 169-192.

Rodríguez, V. & H. León. 2003. Insectos acuáticos asociados al rio Tríbique, en el distrito de Soná, Provincia de Veraguas. Tecnociencia 5(1): 51-64.

Rodríguez V. & N. Sánchez. 2001. Entomofauna acuática asociada al Rio Santa Clara en Veraguas, República de Panamá. Tecnociencia 3(2): 73-87.

Pérez, G. R. 1992. Fundamentos de Limnología Neotropical. Impreso en Colombia 528 pp.

Pérez G., R. 1980. Estudios limnológicos de cuatro ecosistemas neo tropicales diferentes con especial referencia a su fauna de Efemerópteras. Actual. Biol. 9(34): 103-115.

Pérez G., R. 1988. Guia para el estudio de los macro invertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia. Colombia. 217 pp.

Sermeño Chicas, J.M., L. Serrano, M. Springer., M.R. Panagua., D. Pérez., A. Rivas., R. Menjivar., B. de Torres., F. Carranza., J. Flores., C. González., P. Gutiérrez., M. Hernández., A. Monterrosa & A. de Linares. 2010. Determinación de la calidad ambiental de las aguas de los rios de El Salvador, utilizando invertebrados acuáticos: Índice Biológico a nivel de familia de invertebrados acuáticos en El Salvador (IBF-SV-2010). Formulación de una guia metodológica estandarizada para determinar la calidad ambiental de las aguas de los rios de El Salvador, utilizando insectos acuáticos. Proyecto Universidad de El Salvador (UES)-Organización de los Estados Americanos (OEA). Editorial Universitaria UES, San Salvador, El Salvador. 43 pp.

Springer, M., A. Ramírez & P. Hanson. 2010. Macro invertebrados de agua dulce de Costa Rica I. Rev. Biol.Trop. 58(Suppl. 4).

Vinson M.R. & C.P. Hawkins. 1998. Biodiversity of stream insects' variation at local basin and regional scales Annu. Rev. Entomol. 43: 271-293.

Recibido julio de 2014, aceptado noviembre de 2015.

Tecnociencia 2015, Vol. 17, N° 2.

FAMILIAS Y GÉNEROS DE NINFAS MADURAS DE EPHEMEROPTERA EN LOS RÍOS DE LA PROVINCIA DE VERAGUAS Y SU CLASIFICACIÓN TRÓFICA EN GRUPOS ALIMENTICIOS FUNCIONALES

Viterbo E. Rodríguez[1], George Duarte y Jorge Fuentes
Universidad de Panamá, Centro Regional Universitario de Veraguas, Laboratorio de Investigaciones Biológicas y ambientales e-mail: viterbor@gmail.com

RESUMEN

Con la finalidad de determinar las familias y géneros de ninfas de Ephemeroptera en los sistemas acuáticos de la provincia de Veraguas y establecer los grupos alimenticios funcionales (GAF) para cada género, se muestrearon de noviembre de 2013 hasta diciembre de 2014, en la vertiente del Pacífico los Ríos: Santa María, San Pablo, San Pedro, Gatú, Quebro, Caté, Sábalo y El Salto y en la vertiente Caribe el Río Guázaro. Se utilizó para el muestreo una red tipo "D" de aproximadamente 350 cm^3 y una luz de malla 500 µm, para realizar barridos en los bordes y fondo de los cursos de aguas y pinzas entomológicas en todos los diferentes sustratos. También se realizó una revisión bibliográfica de las publicaciones y tesis sobre insectos acuáticos de la provincia de Veraguas. En la Provincia de Veraguas se encuentran 7 familias y 19 géneros del orden Ephemeroptera entre las cuales tenemos: Baetidae (*Americabaetis, Baetis, Baetodes, Camelobaetidius, Dactylobaetis, Mayobaetis,* y *Moribaetis*); Caenidae (*Caenis*); Euthyplociidae (*Euthyplocia* y *Campylocia*); Heptageniidae (?); Leptophlebiidae (*Traverella, Thraulodes, Farrodes, Terpides* y *Choroterpes*); Leptohyphidae (*Leptohyphes, Asioplax, Tricorythodes* y *Vacupernius*) y Oligoneuriidae (?). Para la asignación de los grupos alimenticios funcionales de colectores (recolectores y filtradores), fragmentadores o trituradores, raspadores y depredadores, se analizaron 375 tractos digestivos distribuidos de la siguiente manera: *Traverella* con 61, *Thraulodes* con 199 y *Farrodes* con 10; de la familia Leptohyphidae los géneros *Leptohyphes* con 36, *Asioplax* con 16, *Tricorythodes* con 21 y *Vacupernius* con 2; de la familia Baetidae los géneros *Baetodes* con 20, *Camelobaetidius* con 7 y *Mayobaetis* con tres. De acuerdo al contenido intestinal y algunos mecanismos morfológicos, los géneros de Ephemeroptera: *Thraulodes, Farrodes, Leptohyphes, Asioplax, Tricorythodes, Vacupernius, Baetodes, Camelobaetidius*, y *Mayobaetis* fueron asignados al GFA de colector-recolector

primario y secundariamente al GFA de raspador, mientras que al género *Traverella* le asignamos el GFA de filtrador-recolector.

PALABRAS CLAVES

Grupos funcionales alimentarios, ninfas de Ephemeroptera, Veraguas, Panamá.

GENERA AND FAMILIES MATURE NYMPHS OF THE MAYFLIES (EPHEMEROPTERA) OF VERAGUAS PROVINCE RIVERS AND THEIR TROPHIC CLASSIFICATION IN FUNCTIONAL FEEDING GROUPS.

ABSTRACT

In order to determine the families and genera of Ephemeroptera in the aquatic systems (riverine) of Veraguas province and establish the functional feeding groups (FFG) for each genus, sampling was conducted from November 2013 until August 2014. Rivers in the Pacific side included: Santa Maria, San Pablo, San Pedro, Gatú, Quebro, Caté, Sábalo and El Salto, while the Caribbean included the Guázaro river. A D-net of approximately 350 cm^3 and 500 µm was used to scan the margins and bottom of sampling stations; specimens were collected with entomological forceps. Also, a literature review was conducted on publications and theses about the aquatic insects in the Province of Veraguas. In the Province of Veraguas, there are 7 families and 19 genera of the order Ephemeroptera, namely Baetidae (*Americabaetis, Baetis, Baetodes, Camelobaetidius, Dactylobaetis, Mayobaetis*, and *Moribaetis*); Caenidae (*Caenis*); Euthyplociidae (*Euthyplocia* and *Campylocia*); Heptageniidae (?); Leptophlebiidae (*Traverella, Thraulodes, Farrodes, Terpides and Choroterpes*); Leptohyphidae (*Leptohyphes, Asioplax, Tricorythodes* and *Vacupernius*) and Oligoneuriidae (?). The functional feeding groups, considered were: collectors (gatherers and filterers), shredders, scrapers and predators. Three hundred seventy-five intestinal contents of the following genera were analyzed: Traverella (61), Thraulodes (199), Farrodes (10), Leptohyphes (36), Asioplax (16), Tricorythodes (21), Vacupernius (2), Baetodes (20), Camelobaetidius (7) and Mayobaetis (3). Based on the intestinal content and morphological mechanism, genera such as: Thraulodes, Farrodes, Leptohyphes, Asioplax, Tricorythodes, Vacupernius, Baetodes, Camelobaetidius, and Mayobaetis were primarily assigned to the gatherer-collector group and in second instance to the scrapper FFG, while Travella, was assigned to the filtering-collector FFG.

KEYWORDS

Functional feeding groups, nymphs of Ephemeroptera, Veraguas, Panamá.

INTRODUCCIÓN

El orden Ephemeroptera comprende en la actualidad más de 3000 especies descritas en 42 familias y más de 400 géneros; la región neotropical tiene la mayor diversidad de géneros (Barber-James *et al.*, 2008). En Centroamérica, se han reportado alrededor de 140 especies (Flowers & De la Rosa, 2010), de las cuales 46 se encuentran en Panamá (Flowers, 1992). Aunque hay bastante progreso en la clasificación genérica de Ephemeroptera de América Central, todavía no es posible identificar las especies en la mayoría de géneros, especialmente en aquellos con muchas especies, como *Thraulodes*, *Leptophyphes* o *Tricorythodes* (Flowers & De la Rosa, 2010).

Flowers (1992), presenta una clave para ninfas maduras de Ephemeroptera existentes en Panamá, que comprende 9 familias y 32 géneros. Cornejo y Bernal (2015) presentan un listado de Efemeróptera conocidos para Panamá de 32 especies distribuidas en siete familias: Baetidae, Euthyplociidae, Heptageniidae, Leptohyphidae, Leptophebliidae, Oligoneuridae y Polymitarcyidae.

Las ninfas de Ephemeroptera generalmente son raspadoras o recolectoras, y se alimentan de una variedad de algas y detritus. La mayoría viven en la superficie de piedras, arena o barro; sin embargo, las ninfas de las familias Ephemeridae y Polymitarcyidae excavan madrigueras en forma de "U" en las orillas de charcos y arroyos, ondulan sus branquias para producir corrientes dentro de las madrigueras y filtran partículas con las patas delanteras. En algunas pocas especies, las ninfas son depredadores, como por ejemplo, el género *Spinadis* (Heptageniidae) y algunos miembros de la familia Siphlonuridae (Flowers, 1992; Flowers & De la Rosa, 2010).

La ecología trófica de la entomofauna acuática ha sido ampliamente trabajada en zonas templadas, porque es un elemento importante en la estructura de las comunidades (Cummins *et al.*, 2008). Este método de asignación de especies a grupos funcionales tróficos está basado en la asociación entre los mecanismos morfológicos, de comportamiento alimenticio y del tipo de alimento ingerido (Cummins *et al.*, 2008), y permite agrupar a la enfomofauna acuática en los siguientes grupos: 1) raspadores: animales adaptados a forrajear, pastar o raspar materiales como el perifiton, algas pegadas y la microbiota asociada a sustratos minerales u orgánicos; 2) los fragmentadores: organismos que

principalmente se alimentan de tejidos de plantas en descomposición (>1 mm de diámetro) junto con la microflora y fauna asociada; 3) los colectores recolectores: que se alimentan de particulas finas de materia orgánica (MOF <1 mm) depositadas; 4) los colectores filtradores: son organismos que poseen adaptaciones anatómicas (setas, cepillos, "ventiladores" bucales) o secreciones parecidas a seda que actúa como una malla para remover particulas finas de materia en suspensión; 5) los depredadores: que se alimentan principalmente de tejido animal. (Cummins *et al.*, 2008).

En los ecosistemas tropicales, existen pocos estudios sobre la estructura trófica y por lo general, estos estudios determinan los grupos alimenticios funcionales de los taxa, basándose en clasificaciones desarrolladas para zonas templadas, como la de Cummins, *et al.*, (2008). Se ha comprobado que esta aproximación puede ser inexacta, puesto que los taxa clasificados en un grupo funcional trófico determinado en ecosistemas templados, no necesariamente presentan los mismos hábitos dietarios en el trópico (Gil *et al.*, 2006; Reynaga, 2009; Chará-Serna *et al.*, 2010 y Rodríguez *et al.*, 2014).

De las consideraciones anteriores vemos la necesidad de generar información que integre elementos de la estructura trófica de las comunidades de insectos, para poder así, entender mejor el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos tropicales. El objetivo de este estudio fue determinar los géneros de Ephemeroptera en los sistemas acuáticos de la provincia de Veraguas y establecer los grupos alimenticios funcionales de cada género.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La investigación se llevó a cabo en las principales cuencas y ríos de la provincia de Veraguas situada en la región central de la República de Panamá, con una superficie de 11,239.3271 km^2. Limita al norte con el mar Caribe, al sur con el océano Pacífico, al este con las provincias de Coclé, Colón, Herrera y Los Santos, al oeste con las provincias de Bocas del Toro y Chiriquí.

Ríos muestreados

En la vertiente del Pacífico se muestrearon los Ríos Santa María, San Pablo, San Pedro, Gatú, Quebro, Caté, Sábalo y El Salto y en la vertiente Caribe el Río Guázaro (Cuadro 1).

Recolecta y Procesamiento de muestras

Fase de Campo

Desde noviembre de 2013 hasta diciembre de 2014, se muestrearon los ríos seleccionados con un total de tres giras para cada rio, con un tiempo aproximado de muestreo de dos a tres horas en cada recolecta. Se utilizó para el muestreo una red tipo "D" de aproximadamente 350 cm^3 y una luz de malla 500 µm, para realizar barridos en los bordes y fondo de los cursos de aguas y pinzas entomológicas en todos los diferentes sustratos.

Cuadro 1. Coordenadas geográficas de los ríos muestreados en la vertiente del Pacífico y del Caribe, Veraguas, Panamá.

Ríos de la vertiente del Pacífico	Altitud (m.s.n.m.)	Coordenadas geográficas	
		Latitud Norte	Longitud Oeste
Santa María	307	8° 31'19.79"	81° 4' 4.23"
San Pablo	12	8° 0.3' 9.81"	81°18' 18.88"
San Pedro	33	8° 03' 27.5"	81° 05' 46.3"
Río Gatú	108	8° 18' 0.44"	81° 0.3' 2.57"
Quebro	21	7° 26' 7.98"	80°50' 42.67"
Caté	27	7° 45' 45"	81° 18' 15.3"
Sábalo	44	7° 58' 57.5"	80° 56' 2.7"
El Salto	163	8° 12' 35.4"	80° 57 ' 46.6"
Ríos de la vertiente del Caribe			
Río Guázaro	238	8° 44'12.60"	81°05' 25.89"

Terminada la recolecta, las muestras fueron fijadas *in situ* con alcohol al 70 % y se añadieron de 2 a 3 gotas de glicerina para mantener las estructuras flexibles. Posteriormente, se trasladaron al Laboratorio de Investigaciones Biológicas y Ambientales del Centro Regional Universitario de Veraguas.

Fase de Laboratorio

Determinación de Familias y Géneros

Las muestras almacenadas en el laboratorio fueron identificadas detalladamente a nivel de familias y géneros, utilizando las claves taxonómicas para las ninfas maduras de Flowers, 1992; Domínguez *et al.*, 2006 y Flowers & De La Rosa, 2010.

Revisión Bibliográfica

Se realizó una revisión bibliográfica de las publicaciones sobre insectos acuáticos en la provincia de Veraguas, además de una intensa revisión de las principales tesis relacionadas con los insectos acuáticos, en la hemeroteca del Centro Regional Universitario de Veraguas.

Determinación de los grupos alimenticios funcionales de Ephemeroptera.

El análisis de la alimentación se realizó a través de la disección ventral del tórax para aislar el intestino. El contenido del intestino de cada espécimen fue montado con glicerina y observado al microscopio con un aumento de 400X. En cada intestino se registró cada ítem alimenticio para la estimación de su porcentaje de cobertura según Reynaga (2009). Las categorías alimenticias que se consideraron fueron: materia orgánica particulada gruesa (MOPG); materia orgánica particulada fina (MOPF), micrófitas (MICR), restos de invertebrados (R.INVE) y sedimento (SED). Los grupos funcionales alimenticios considerados fueron: colectores (recolectores y filtradores), fragmentadores o trituradores, raspadores y depredadores.

Se evaluó el solapamiento de nicho trófico entre pares de espectros alimenticios a través del índice de Similitud Proporcional de Schoener (SP) (Schoener, 1970), el cual se obtuvo restando a la unidad la mitad de la distancia de Manhattan entre los perfiles alimenticios dados en frecuencias relativas. Así, para el par de especímenes (1, 2) el índice es: $SP(1,2) = 1 - 1/2 \Sigma j|p1j - p2j|$. Los valores de SP están contenidos en el intervalo de 0 a 1. Cero indica la exclusión mutua en la partición del recurso y 1 indica la superposición completa. Se adoptó la sugerencia de Wallace (1981) al considerar el valor 0.6 de SP como umbral de similitud dietaria significativa en términos biológicos. En función de los valores apareados de solapamiento se construirá un dendrograma de disimilitud con el método de ligamiento completo (Sokal & Rohlf, 1995). Los respectivos agrupamientos de perfiles

tróficos fueron identificados al usar el valor 0.6 como línea de corte. El dendrograma se hizo a través del entorno R para matemáticas y estadística (R Development Core Team).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Familias y Géneros de Ephemeroptera encontrados en Veraguas

Se recolectaron un total de cuatro familias y 13 géneros de Ephemeroptera en la provincia de Veraguas, distribuidas de la siguiente manera: Leptophlebiidae (*Traverella* y *Thraulodes*); Leptohyphidae (*Leptohyphes, Asioplax, Tricorythodes* y *Vacupernius*); Baetidae (*Baetodes, Camelobaetidius, Mayobaetis* y *Americabaetis*) y Euthyplociidae (*Campylocia* y *Euthyplocia*) (Cuadro 2).

Los géneros *Traverella* y *Thraulodes* de la familia Leptophlebiidae mostraron mayor distribución, aparecieron en los 9 ríos muestreados, mientras que los géneros *Campylocia* y *Euthyplocia* de la familia Euthyplociidae solo fueron recolectados en el río Guázaro en la vertiente Caribe. En los ríos Guázaro y Sábalo se encontraron la mayor cantidad de géneros de Ephemeroptera, en el río Guázaro se encontraron los siguientes géneros: *Traverella, Thraulodes, Farrodes, Vacupernius, Baetodes, Camelobaetidius, Campylocia*, y *Euthyplocia*, mientras que en el río Sábalo se encontraron: *Traverella, Thraulodes, Leptohyphes, Asioplax, Tricorythode, Vacupernius, Mayobaetis* y *Americabaetis* (Cuadro 2).

El orden Ephemeroptera ha sido considerado por muchos autores como uno de los órdenes más sensibles a la contaminación (Cárdenas *et al.*, 2007, Flowers & De la Rosa, 2010 y Springer, 2010), la razón se fundamenta, en que el orden es sensible a los cambios ambientales de origen exógeno (Vega & Durant, 2000). Sin embargo, dentro del orden, las diferentes familias y géneros muestran una gran variedad de tolerancia a las condiciones ambientales (Flowers & De la Rosa, 2010). Las ninfas de los Leptophlebiidae son comunes en quebradas y ríos de América Central, presentan una alta diversidad en ríos y quebradas de aguas limpias, aunque géneros: como *Traverella*, puede tolerar niveles moderados de turbidez, lo que las faculta para habitar en ríos llenos de sedimento, y *Thraulodes*, que puede tolerar niveles bajos de contaminación y turbidez (Flowers & De la Rosa, 2010). El nivel de tolerancia de estos géneros a los niveles de contaminación de

bajos a moderados puede ser la razón de su amplia distribución en la provincia de Veraguas, ya que aparecen en todos los ríos muestreados (Cuadro 2).

Cuadro 2. Géneros de Ephemeroptera en los diferentes ríos muestreados en la provincia de Veraguas.

RÍOS	GÉNEROS DE EPHEMEROPTERA												
	Americabaetis	*Asioplax*	*Baetodes*	*Camelobaetidius*	*Campylocia*	*Euthyplocia*	*Farrodes*	*Leptohyphes*	*Mayobaetis*	*Thraulodes*	*Traverella*	*Tricorythodes*	*Vacupernulus*
Santa María	*		*					*		*	*		
San Pablo		*								*	*	*	
San Pedro		*	*							*	*	*	
Río Gatu			*							*	*	*	
Quebro		*	*				*			*	*	*	
Caté								*		*	*	*	
Sábalo	*	*						*	*	*	*	*	*
El Salto			*	*					*	*	*	*	
Río Guázaro			*	*	*	*	*			*	*		*

En el río Guázaro, en la vertiente Caribe, se encontraron los dos únicos géneros de la familia Euthyplociidae que existen para América Central, *Campylocia* probablemente intolerante a la contaminación y *Euthyplocia* que aparentemente necesita agua limpia (Flowers & De la Rosa, 2010). También se recolecto el género *Farrodes* (Leptophlebiidae) considerado como intolerante o poco tolerante a la contaminación (Flowers & De la Rosa, 2010), por lo cual podemos afirmar que el río Guázaro es óptimo para albergar organismos indicadores de buena calidad de agua o de la buena salud del ecosistema.

El género *Americabaetis* (Baetidae) con nivel de tolerancia a la contaminación desconocido (Flowers & De la Rosa, 2010), fue

recolectado en el río Santa María el cual fue caracterizado por presentar una calidad de agua crítica (Lombardo & Rodríguez, 2008). también se recolectó en el río Sábalo junto con otros géneros como: *Traverella, Thraulodes, Leptohyphes, Asioplax, Tricorythodes* y *Vacupernius* que pueden sobrevivir niveles de contaminación moderada (Flowers & De la Rosa, 2010), lo que sugiere que el género *Americabaetis* puede tolerar niveles de contaminación moderada.

Revisión Bibliográfica

En la revisión bibliográfica se obtuvo información de cuatro investigaciones (Rodríguez & Sánchez, 2001; Rodríguez & Mendoza, 2003; Rodríguez & León, 2003 y Lombardo & Rodríguez, 2007). dichos estudios abarcaron un total de cuatro ríos, entre ellos: Tríbique, Santa Clara, Santa María y Agué. Con los resultados de nuestra investigación y la revisión bibliográfica podemos afirmar que en la provincia de Veraguas se encuentran 7 familias y 19 géneros del orden Ephemeroptera entre las cuales tenemos: Baetidae (*Americabaetis, Baetis, Baetodes, Camelobaetidius, Dactylobaetis, Mayobaetis,* y *Moribaetis*); Caenidae (*Caenis*); Euthyplociidae (*Euthyplocia* y *Campylocia*); Heptageniidae (?); Leptophlebiidae (*Traverella, Thraulodes, Farrodes, Terpides* y *Choroterpes*); Leptohyphidae (*Leptohyphes, Asioplax, Tricorythodes* y *Vacupernius*) y Oligoneuriidae (?).

Flowers, (1992) publica la guía para los géneros de ninfas de Ephemeroptera de Panamá, en la cual reporta 9 familias y 32 géneros, en nuestro estudio, en un área más pequeña encontramos siete de las familias y 14 de los géneros reportados para Panamá. Las familias Polymitarcyidae (*Tortopus* y *Campsurus*) y Ephemeridae (*Hexagenia*) no se han encontrado en Veraguas, ni los géneros de las familias Baetidae (*Callibaetis, Cloeodes, Paracloeodes* y *Guajirolus*); Caenidae (*Cercobrachys*); Heptageniidae (*Epeorus* y *Stenonema*); Leptophlebiidae (*Hermanella, Ulmeritus, Atopophlebia, Hagenulopsis,* y *Terpides*); Leptohyphidae (*Haplohyphes*) y Oligoneuriidae (*Lachlania* y *Homoeoneuria*).

Asignación de los Grupos Alimenticios Funcionales (GFA)

En total se analizaron 375 tractos digestivos del orden Ephemeroptera recolectados en la provincia de Veraguas y distribuidos de la siguiente manera: de la familia Leptophlebiidae los géneros *Traverella* con 61,

Thraulodes con 199 y *Farrodes* con 10; de la familia Leptohyphidae los géneros *Leptohyphes* con 36, *Asioplax* con 16, *Tricorythodes* con 21 y *Vacupernius* con 2; de la familia Baetidae los géneros *Baetodes* con 20, *Camelobaetidius* con 7 y *Mayobaetis* con tres. Los géneros *Americabaetis* (Baetidae), *Campylocia* y *Euthyplocia* (Euthyplociidae) no se les analizaron sus tractos digestivos por recolectar solamente un ejemplar de cada uno de ellos.

Ninguno de los géneros presentó una dieta exclusiva, todos los géneros estudiados prefirieron más de un ítem alimenticio (Cuadro 3). En general, los mayores recursos explotados por el orden Ephemeroptera en la provincia de Veraguas, fueron la materia orgánica particulada fina (MOPF) con el 35.9%, microfitas (MICR) con el 34.9% y la materia orgánica particulada gruesa (MOPG) con el 28.2%. Existe diferencias significativas en los ítems alimenticios de MOPF, MICR y MOPG (Kruskal-Wallis, $p=0.001$), la MOPG fue la menos explotada en comparación con la MOPF y la MICRO (Tukey modificada para Kruscall-Wallis, $p>0.05$). Los restos de invertebrados (R.INV) y el sedimento (SED), solo se obtuvieron con el 0.7 y 0.2% respectivamente.

Tomanova *et al.*, 2006; Chará *et al.*, 2010 y Guzmán-Soto & Tamaris-Turizo, 2014; coinciden con nuestro estudio al encontrar como ítem alimentario más frecuente entre los organismos analizados a la MOPF, lo que implica la importancia que tiene este recurso en los ríos muestreados. Tomanova *et al.*, 2006; asocia la explotación del ítem alimenticio MOPF con el grupo funcional de colector-recolector, mientras que Chará-Serna *et al.*, 2010 considera los grupos dietarios, a partir del porcentaje promedio de los ítem de alimento reportados en el contenido intestinal y como grupo funcional colector considera a los organismos que en su contenido intestinal tienen MOPF en una proporción mayor o igual a 65%. Allan & Castillo en Guzmán-Soto & Tamaris-Turizo, 2014; sostienen que gran parte de la MOPF proviene de la MOPG, lo que implica una alta disponibilidad como recurso y explica su presencia en el contenido intestinal de los géneros analizados.

El índice de Similitud Proporcional de Schoener (SP), calculado para todos los pares de especímenes, están comprendidos entre los valores de 1 a 0.7 lo que indica superposición en la dieta y sugiere un perfil

dietario similar, para todos los géneros analizados. El dendrograma permitió extraer un solo grupo dietario (Fig. 2), y le asignamos provisionalmente el GFA primario de colector-recolector, a los géneros Traverella, Thraulodes, Farrodes, Leptohyphes, Asioplax, Tricorythodes, Vacupernius, Baetodes, Camelobaetidius, y Mayobaetis (Fig.1), ya que los mayores recursos explotados fueron la materia orgánica particulada fina (MOPF), las microfitas (MICR) y la materia orgánica particulada gruesa (MOPG), las que recogen de manera activa con el uso de estructuras anatómicas (Baptista *et al.*, 2006).

Chará-Serna *et al.*, 2010, considera como GFA raspadores a los organismos que en su contenido intestinal tengan una proporción de algas mayor o igual a 35%, por lo que podemos asignarles a los géneros *Traverella, Thraulodes, Farrodes, Leptohyphes, Asioplax, Tricorythodes, Vacupernius, Baetodes, Camelobaetidius*, y *Mayobaetis* secundariamente el GFA de raspadores por su alto contenidos de microfitas (MICR) en el tracto intestinal. Tomanova *et al.*, 2006; utilizó el análisis del contenido intestinal y la estructura del aparato bucal para asignar el GFA de colector-recolector primario a los géneros *Thraulodes, Leptohyphes, Tricorythodes, Baetodes* y *Camelobaetidius*, lo que coincide con nuestro estudio, aunque a los géneros *Baetodes* y *Camelobaetidius* les asignó también el GFA de raspador secundario.

El método de asignación de organismos a GFA está basado en la asociación entre los mecanismos morfológicos, de comportamiento y el tipo de alimento ingerido, por lo que se debe complementar los datos de contenido intestinal con datos morfológicos y de comportamiento, con el fin de reforzar o reconsiderar la asignación del grupo funcional alimenticio propuesto (Reynaga, 2009). Algunos géneros de Ephemeroptera usan las setas largas sobre sus patas anteriores como redes para filtrar las partículas de alimento (Flowers & De la Rosa, 2010), en la ultraestructura de las partes bucales de *Traverella*, Baptista *et al.*, 2006; reporta un penacho de setas largas en el labro, maxila y patas anteriores, por la cual le asignamos el grupo funcional alimenticio de filtrador-recolector.

Cuadro 3. Composición dietaria de los géneros de Ephemeroptera encontrados en el la provincia de Veraguas. La frecuencia relativa de los items alimenticios está expresada en porcentajes.

Familia (Género)	Hábitos Alimenticios (Referencia)	Ítems Alimenticios (%)				
		MOPG	MOPF	MICR	R.INV	SED
Leptophlebiidae						
(Traverella)	N.I.	33	33	32	2	0
(Thraulodes)	Detritívoro-recolector; detritívoro-filtrador; detritívoro-raspador (Bello & Cabrera, 2001). Colector-recolector (Tomanova *et al.*, 2006). Colector (Chará-Serna *et al.*, 2010)	23	38	38	0	1
(Farrodes)	Detritívoro-raspador; detritívoro-desmenuzador (Bello & Cabrera, 2001).Colector (Chará-Serna *et al.*, 2010).	26	37	33	4	0
Leptohyphidae						
(Leptohyphes)	Colector-recolector (Tomanova *et al.*, 2006). Colector (Chará-Serna *et al.*, 2010).	27	38	34	1	0
(Asioplax)	N.I.	36	34	30	0	0
(Tricorythodes)	Fragmentador (Chará-Serna *et al.*, 2010). Colector-recolector (Tomanova *et al.*, 2006).	26	34	40	0	0
(Vacupernius)	N.I.	20	40	40	0	0
Baetidae						
(Baetodes)	Colector-recolector (Tomanova *et al.*, 2006). Colector (Chará-Serna *et al.*, 2010)	29	37	34	0	0
(Camelobaetidius)	Colector-recolector (Tomanova *et al.*, 2006).	29	35	35	0	0
(Mayobaetis)	N.I.	33	33	33	0	1

Materia orgánica particulada gruesa (MOPG), materia orgánica particulada fina (MOPF), micrófitas (MICR), restos de invertebrados (R.INV) y Sedimento (SED). N.I. Sin información.

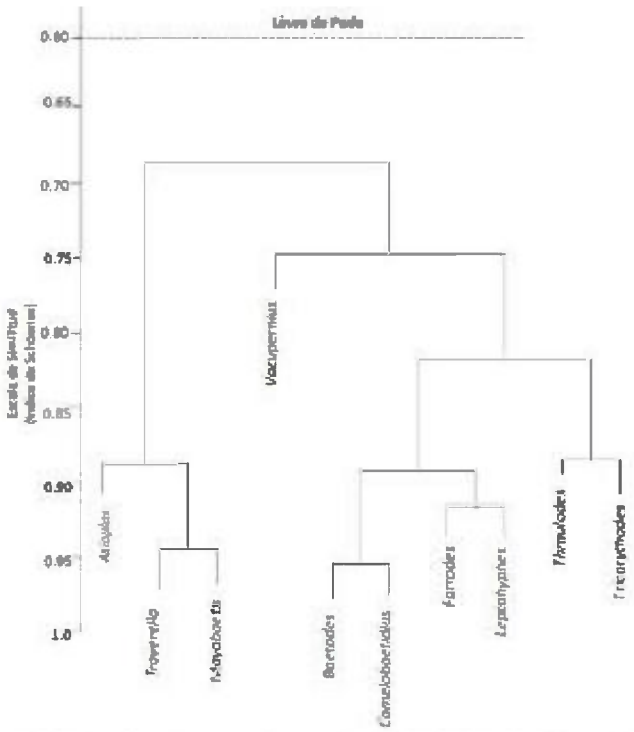


Fig. 2. Delimitación de grupos alimenticios a partir del dendrograma. El índice de Schoener y el ligamiento completo se usaron como métrica y método de aglutinamiento, respectivamente. La línea punteada al valor 0.6 del índice sirve para guiar la selección de agrupamientos significativos.

Baptista *et al.*, 2006; argumenta que basado solamente en la ultra-estructura de las partes bucales los géneros *Baetodes* y *Camelobaetidius* podrían ser clasificados como colector-recolector, pero como pueden utilizar sus piezas bucales para alimentarse de algas, le asignó el GFA de raspador, lo que concuerda con nuestro análisis del contenido intestinal. De acuerdo al contenido intestinal y algunos mecanismos morfológicos, los géneros de Ephemeroptera *Thraulodes, Farrodes, Leptohyphes, Asioplax, Tricorythodes, Vacupernius, Baetodes, Camelobaetidius*, y *Mayobaetis* pueden ser asignados al GFA de colector-recolector primario y secundariamente al GFA de raspador, por el alto contenido de algas en sus intestinos, lo que coincide con la asignación de Tomanova *et al.*, 2006; al género *Traverella* le asignamos el GFA de filtrador-recolector.

Los géneros *Thraulodes, Farrodes, Leptohyphes, Tricorythodes, Baetodes* y *Camelobaetidius* coinciden con la asignación del GFA de colector-recolector primario con los estudios efectuados para el trópico (Tomanova *et al.*, 2006; lo que sugiere que, al menos en los Ephemeroptera, la asignación de GFA precisos podría alcanzar universalidad en el neotrópico. De los géneros *Traverella, Asioplax, Vacupernius,* y *Mayobaetis* no se encontró información, para el neotrópico, el presente trabajo sería el primer intento por asignarles el GFA de colector-recolector primario y secundariamente de raspador.

CONCLUSIONES

La provincia de Veraguas cuenta con una fauna de Ephemeroptera que comprende un total de 7 familias y 19 géneros distribuidos de la siguiente manera: Leptophlebiidae (*Choroterpes, Farrodes, Terpides, Thraulodes* y *Traverella*); Leptohyphidae (=Tricorythidae) (*Leptohyphes, Asioplax, Tricorythodes* y *Vacupernius*); Baetidae (*Baetis, Baetodes, Dactylobaetis, Moribaetis, Camelobaetidius, Mayobaetis* y *Americabaetis*; Euthyplociidae (*Campylocia* y *Euthyplocia*); Heptageniidae (?); Oligoneuridae (?) y Caenidae (*Caenis*), lo que representa el 78% de las familias reportadas para Panamá.

Los géneros *Thraulodes, Farrodes, Leptohyphes, Tricorythodes, Baetodes* y *Camelobaetidius* coinciden con la asignación del GFA de colector-recolector primario con los estudios efectuados para el trópico; lo que sugiere que, al menos en los Ephemeroptera, la asignación de GFA precisos podría alcanzar universalidad en la región.

Para los géneros *Traverella, Asioplax, Vacupernius,* y *Mayobaetis* no se encontró información en la literatura sobre asignación de GFA, el presente trabajo sería el primer intento por asignarles el GFA de colector-recolector primario y secundariamente de raspador.

REFERENCIAS

Baptista, D.F., D.F. Buss, L. G. Dias, J. L. Nessimian, E. R. Da Silva, A. H. A. De Moraes Neto, S. N. de Carvalho, M. A. De Oliveira & L. R. Andrade. 2006. Functional feeding groups of Brazilian Ephemeroptera nymphs: ultrastructure of mouthparts. Ann. Limnol., 42(2): 87-96.

Barber-James, H. M., J. L. Gattolliat, M. Sartori & M.D. Hubbard. 2008. Global diversity of mayflies (Ephemeroptera, Insecta) in freshwater. Hydrobiologia. 595: 339-350.

Bello, C. L. & M. I. Cabrera. 2001. Alimentación ninfal de Leptophlebiidae (Insecta: Ephemeroptera) en el Caño Paso del Diablo, Venezuela. Rev. Biol. Trop. 49(3-4): 999-1003.

Cárdenas, A., B. Reyes, M. López, A. Woo, E. Ramírez & M. Ibrahim. 2007. biodiversidad de macroinvertebrados acuáticos y la calidad del agua en la subcuenca de los ríos Bul Bul y Paiwas, Matiguás, Nicaragua. Encuentro, N° 77, 83-93.

Chará-Serna, A. M. J. Chará, M. Zúñiga, G. Pedraza & L. Giraldo. 2010. Clasificación trófica de insectos acuáticos en ocho quebradas protegidas de la ecorregión cafetera colombiana. Universitas Scientiarum 15(1): 27-36.

Cornejo, A. & J.A. Bernal-Vega. 2014. Panamá. En: Diversidad, conservación y uso de macroinvertebrados dulceacuícolas de México, Centroamérica, Colombia, Cuba y Puerto Rico. Primera edición. Eds: Alonso-EguiaLis, P., J. M. Mora, B. Campbell & M. Springer. pp. 377-418. Jiutepec, Mor., Instituto Mexicano de Tecnología del Agua. 444 pp.

Cummins, K. W., R. W. Merritt & M. B. Berg. 2008. Ecology and distribution of aquatic insects. In An introduction to the aquatic insects of North America. (4th ed.) Eds: Kenneth W. Cummins, Richard W. Merritt, and Martin B. Berg, pp.105–122. Dubuque, Iowa. Kendall/Hunt. 1158 pp.

Domínguez, E., C. Molineri, M.L. Pescador, M.D. Hubbard & C. Nieto. 2006. Ephemeroptera of South America, p. 1-646. In: J. Adis, J.R Arias, G. Rueda-Delgado & K.M. Wantzen (eds.). Aquatic Biodiversity in Latin America (ALBA). Vol. 2. Pensoft, Sofia, Moscú, Rusia.

Flowers, R.W. 1992. A review of the genera of mayflies of Panama, with a checklist of Panamanian and Costa Rican species. (Ephemeroptera), p.37-51. In D. Quintero & A. Aiello (eds.). Insects of Panama and Mesoamerica, Oxford University, Oxford, Inglaterra.

Flowers, R. W. & C. De la Rosa. 2010. Ephemeroptera. Rev. Biol. Trop. Vol. 58 (Suppl. 4): 63-93.

Gil, M.A., P. A. Garelis & E. A. Vallania. 2006. Hábitos alimenticios de larvas de Polycentropus joergenseni Ulmer, 1909 (Trichoptera: Polycentropodidae) en el río Grande (San Luis, Argentina). Gayana 70(2): 206-209.

Guzmán-Soto, C. J. & C. E. Tamaris-Turizo. 2014. Hábitos alimentarios de individuos inmaduros de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera en la parte media de un río tropical de montaña. Rev. Biol. Trop. 62 (Suppl. 2): 169-178.

Lombardo, R. & V. Rodriguez. 2008. Calidad biológica del agua en la parte media-baja del río Santa María, provincia de Veraguas, república de Panamá. Rev. Tecnociencia 10(1): 19-32.

Reynaga, M. 2009. Hábitos alimentarios de las larvas de Trichoptera (Insecta) de una cuenca subtropical. Ecologia austral. 19: 207-214.

Rodríguez, V. & H. León. 2003. Insectos acuáticos asociados al Río Tribique, en el Distrito de Soná, Provincia de Veraguas. Rev. Tecnociencia 5(1): 51-64

Rodríguez, V. & N. Sánchez. 2001. Entomofauna acuática asociada al Río Santa Clara en Veraguas, República de Panamá. Rev. Tecnociencia 3(2): 73-87.

Rodríguez, V. & M. Mendoza. 2003. Entomofauna acuática asociada al río Agué, en el distrito de la Mesa, Veraguas, Panamá. Rev. Tecnociencia 5(2): 109-118.

Rodríguez, V. & H. León. 2003. Insectos acuáticos asociados al Río Tríbique, en el Distrito de Soná, Provincia de Veraguas. Rev. Tecnociencia 5(1): 51-64.

Rodríguez, V., V. De Gracia & B. Peña. 2014. Familias y géneros de larvas de Trichoptera en los ríos de la provincia de Veraguas y su clasificación trófica en grupos alimenticios funcionales. Rev. Tecnociencia, Vol. 16(2): 33-53.

Schoener, T. W. 1970. Nonsynchronous spatial overlap of lizards in patchy habitats. Ecology 51(3): 408-418.

Sokal, R. R. & F. J. Rohlf. 1995. Biometry: the principles and practice of statistics in biological research. 3ra edición. WH Freeman y Co., New York. 887 pp.

Springer, M. 2010. Trichoptera. En: Rev. Biol. Trop. Vol. 58 (Suppl. 4): 151-198.

Tomanova, S., E. Goitia & J. Helesic. 2006. Trophic levels and functional feeding groups of macroinvertebrates in neotropical streams. Hydrobiologia 556: 251–264

Vega, M. & P. Durant. 2000. Fenología de Efemerópteros y su relación con la calidad del agua del río Albarregas, Mérida, Venezuela. Rev. Ecol. Lat. Am. Vol (7), No.3, pp. 19-27.

Wallace, R. K. 1981. An assessment of diet-overlap indexes. Trans. Am. Fish. Soc. 110: 72-76.

Recibido mayo de 2015, aceptado octubre de 2015.

Tecnociencia 2015, Vol. 17, N° 2.

UN COMPENDIO DE ESTUDIOS DE LA CORROSIÓN ATMOSFÉRICA DEL ACERO EN PANAMÁ

Juan A. Jaén[1], Josefina Iglesias[2], Cecilio Hernández[2], Alcides Muñoz[3]
[1]Departamento de Química Física, CITEN, Lab. No. 105, Edificio de Laboratorios Científicos-VIP, Universidad de Panamá. juan.jaen@up.ac.pa
[2]Laboratorio de Análisis Industriales y Ciencias Ambientales, Universidad Tecnológica de Panamá. josefina.iglesias2@utp.ac.pa cecilio.hernandez@utp.ac.pa
[3] Departamento de Física, Lab. No. 216, Edificio de Laboratorios Científicos-VIP, Universidad de Panamá. alcides_up@yahoo.com

RESUMEN
La corrosión atmosférica de aceros al carbono y aceros patinables en atmósferas marinas es un tema que ha sido estudiado por varios autores en diferentes regiones del mundo. En este trabajo, se compilan varios estudios en aceros al carbono y patinables expuestos a la intemperie en el ambiente tropical marino de Fuerte Sherman, en la costa Caribe de Panamá, y en sitios urbanos de Panamá. Se presta especial atención a la cinética del proceso de corrosión atmosférica a corto plazo y los productos de corrosión.

PALABRAS CLAVES
Corrosión atmosférica, acero al carbono, acero patinable, cinética y productos de corrosión.

A COMPENDIUM OF STUDIES OF THE ATMOSPHERIC CORROSION OF STEEL IN PANAMA

ABSTRACT
Atmospheric corrosion of carbon and weathering steels in marine environments has been widely studied by several authors in different regions of the world. In this paper, we report a compilation of several studies on carbon and weathering steels exposed to the tropical marine environment of Fort Sherman, Panama Caribbean

coast and in urban sites of Panama. Special attention is paid to short term kinetics corrosion and the products formed.

KEYWORDS
Atmospheric corrosion, carbon steel, weathering steel, kinetics of corrosion, corrosion products.

INTRODUCCIÓN

En la literatura se encuentran abundantes reportes sobre los productos de corrosión formados en aceros en diferentes regiones marinas. En Panamá, que posee condiciones ambientales propicias para provocar ataques severos a las estructuras metálicas, se han realizado algunos estudios sistemáticos de la corrosión atmosférica de los aceros. Destacan los estudios de Southwell (y sus colaboradores) (Alexander *et al.*, 1957; Southwell *et al.*, 1957), quienes realizaron una investigación de dieciséis años de duración. El estudio tuvo como objetivo conocer el comportamiento de los diferentes metales utilizados en las operaciones del Canal de Panamá a fin de seleccionar los más adecuados para la construcción del tercer juego de esclusas, con el fin de mejorar las facilidades del Canal. Se estudiaron quince diferentes metales y aleaciones incluyendo acero al carbono, aceros estructurales de baja aleación, aceros inoxidables y algunos metales no ferrosos, por periodos de uno, dos, cuatro, ocho y dieciséis años.

Uno de los esfuerzos más importantes en el estudio de la corrosión atmosférica de los aceros al carbono y de otros materiales en Panamá lo constituyó el proyecto de investigación Mapa Iberoamericano de Corrosividad Atmosférica (MICAT) (Morcillo *et al.*, 1998; Morcillo *et al.*, 1995; Jaén *et al.*, 1997), que investigó especimenes de acero al carbono, zinc, cobre y aluminio expuestos durante cuatro años en diferentes ambientes rurales, urbanos y marinos en la región Iberoamericana. El proyecto incluyó la pérdida de metal (penetración de la corrosión), el examen microscópico, las pruebas electroquímicas y los análisis de productos de corrosión en muestras de una red de 72 sitios de ensayo de exposición atmosférica en toda la región iberoamericana. El objetivo era doble: establecer la influencia del medio ambiente sobre la tasa de corrosión y para evaluar el efecto del medio ambiente sobre la formación y la naturaleza de los productos de

corrosión. En prácticamente todos los otros estudios realizados en Panamá, se sigue una metodologia similar a la usada en MICAT.

En este trabajo, se examinan retrospectivamente varios otros estudios (Jaén *et al.*, 1997; Jaén *et al.*, 2003; Jaén & Garibaldi, 2004; Jaén & de Araque, 2006; Jaén *et al.*, 2009, Jaén *et al.*, 2012) en aceros al carbono y patinables expuestos a la intemperie en el ambiente tropical marino de Panamá, y se comparan con aquellos obtenidos en los estudios del MICAT. Los aceros patinables, "low alloy steels" o "weathering steels" como se les denomina en la literatura inglesa, describen una clase de aceros estructurales de baja aleación y alto límite elástico, que experimentan en atmósferas de baja agresividad (rural, urbana e industrial ligera) menor corrosión que el acero al carbono y además poseen superiores propiedades mecánicas y apariencia atractiva (Morcillo *et al.*, 2013). Son aceros suaves, con un contenido en carbono inferior al 0.2 % en peso, a los que se han adicionado principalmente Cu, Cr, P y Ni como elementos aleantes en una cantidad global no superior al 3-5 % en peso. Se establece la cinética del proceso de corrosión atmosférica a corto plazo y la relación con el tiempo de exposición y las caracteristicas ambientales de cada sitio. Se discute sobre las correlaciones con las propiedades de los productos de corrosión.

PARTE EXPERIMENTAL

Los estudios compilados consistieron básicamente en medir la tasa de corrosión de diferentes aceros a través de la pérdida de peso de láminas expuestas a la intemperie durante periodos de tiempo establecidos. La ubicación de las estaciones utilizadas en el periodo 1989 a 1998, las programaciones de exposición y las composiciones de los aceros han sido descritas en trabajos previos (Morcillo *et al.*, 1995; Jaén *et al.*, 1997; Jaén *et al.*, 2003) y se indican como MICAT 1 y MICAT 2. En el Cuadro 1 se resume los programas de exposición. Otras muestras de aceros al carbono, GG, se expusieron en periodos cortos en el 2002 (Jaén & Garibaldi, 2004) y las más recientes de un acero al carbono y dos aceros patinables convencionales (Jaén *et al.*, 2009; Jaén *et al.*, 2012), en el periodo 2007-2013 y se identifican como PWS. En todos los casos se llevó un control de datos meteorológicos (temperatura, humedad relativa, precipitación) a fin de poder clasificar los diferentes climas desde el punto de vista de agresividad. También se llevó el

registro de la tasa de deposición del dióxido de azufre y de cloruros.

Los productos de corrosión se caracterizaron por medio de espectroscopia Mössbauer, difracción de rayos X y espectroscopia infrarroja. La espectroscopia Mössbauer es especialmente adecuada para el estudio de la corrosión del acero debido a la capacidad de identificar y cuantificar las fases amorfas o no cristalinas de óxidos que frecuentemente se encuentran en la herrumbre. En algunos aceros se estudió la morfología de productos de corrosión en la superficie de los aceros por microscopia electrónica de barrido (SEM), técnica poco utilizada en estudios de corrosión atmosférica (Cindra *et al.*, 2007).

Cuadro 1. Programa de la exposición a sitios de corrosión atmosférica (Morcillo *et al.*, 1995; Jaén *et al.*, 1997; Jaén *et al.*, 2003; Jaén *et al.*, 2009; Jaén *et al.*, 2012).

Código	Ubicación de la estación	Tipo de acero	Período de exposición
MICAT 1-C	Colón	SAE-1010	1989 - 1993
MICAT 1-Ch	Chiriquí (UTP)		
MICAT 1-UP	Panamá (Campus Central UP)		
MICAT 1-V	Veraguas (UTP)		
MICAT 2A-UP	Panamá (Campus Central UP)	SAE-1020	1992 - 1996
MICAT 2B-UP	Panamá (Campus Central UP)	A-36	1996 - 1998
MICAT 2B-C	Colón		
GG	Panamá (Campus Central UP)	A-36	2002
PWS-T	Panamá (UTP-Tocumen)	A-36	2007 - 2013
PWS-TA	Sherman Tierra Adentro	A-588	
PWS-C	Sherman Costera	COR 420	
PWS-R	Sherman Rompeolas		

1 Tasas de corrosión

1.1 Aceros al carbono

Según la definición de la norma ISO 9223 (ISO, 1991), una forma de evaluar las categorías de corrosividad de las atmósferas consiste en la determinación de las tasas de corrosión para el conjunto de los metales después de la exposición de 1 año. Esta norma establece cinco categorías de corrosividad según el tiempo de humectación y la concentración de dióxido de azufre y cloruros. Las categorías C1, C2, C3, C4 y C5 se corresponden con las tasas de corrosión de muy bajo, bajo, medios, altos y muy altos, respectivamente. La estimación de la categoría de corrosividad de una atmósfera puede realizarse a partir de los datos de corrosión en el primer año de exposición o bien a partir de los datos ambientales de la propia atmósfera. Las características de los distintos sitios utilizados se resumen en el cuadro 2.

En la Figura 1 se muestra la variación en el tiempo de la tasa de corrosión de los aceros al carbono expuestos en las distintas estaciones a excepción de Sherman Rompeolas que se discute separadamente. Se observa que a medida que se eleva la corrosividad de la atmósfera, aumenta, por lo general, la tasa de corrosión de los aceros. La mayoría de atmósferas con relativamente bajos niveles de cloruro son de categoría de corrosividad C2, independientemente del tipo de acero. Es interesante observar que el cambio del microclima en la estación del Campus Central de la Universidad de Panamá, al ir de moderada contaminación por cloruros y sulfatos (S_1P_1) a baja (S_0P_0), resulta en una disminución de las tasas de corrosión para el periodo. Llama la atención los registros ligeramente altos que se obtienen para las tasas de corrosión en las muestras MICAT 2B-UP, que corresponden a un acero A-36.

La corrosión atmosférica de las muestras de aceros expuestos a la intemperie sigue un comportamiento parabólico. Las diferencias en la corrosividad de los aceros, y también la naturaleza de los productos de corrosión, se deben principalmente a las condiciones prevalentes al inicio de la exposición, al tipo de acero y las condiciones de exposición; particularmente el tiempo de humectación, la deposición de cloruros y el efecto de lavado de los contaminantes en la superficie metálica por las lluvias. Los aceros al carbono SAE-1010 dan lugar a corrosividades más bajas en las condiciones más benignas en ambientes $S_0P_0\,\tau_4$ y $S_1P_0\,\tau_4$.

Cuadro 2. Resumen del comportamiento de los aceros al carbono en los diferentes tipos de atmósferas según la norma ISO 9223 (ISO, 1991).

Código	Clasificación ambiental	Corrosividad atmosférica
MICAT 1-C	$S_1P_2\tau_5$	C5
MICAT 1-Ch	$S_1P_0\tau_4$	C2
MICAT 1-UP	$S_1P_1\tau_4$	C3
MICAT 1-V	$S_1P_1\tau_4$	C2
MICAT 2A-UP	$S_1P_1\tau_4$	C2
MICAT 2B-UP	$S_1P_1\tau_4$	C2
MICAT 2B-C	$S_1P_2\tau_5$	C5
GG	$S_0P_0\tau_4$	C2
PWS-T	$S_1P_0\tau_4$	C3
PWS-TA	$S_1P_0\tau_5$	C4
PWS-C	$S_1P_0\tau_5$	C4
PWS-R	$S_3P_0\tau_5$	>C5

*Para mayor detalle consultar las referencias originales (Morcillo *et al.*, 1995; Jaén *et al.*, 1997; Jaén *et al.*, 2003; Jaén *et al.*, 2009; Jaén *et al.*, 2012).

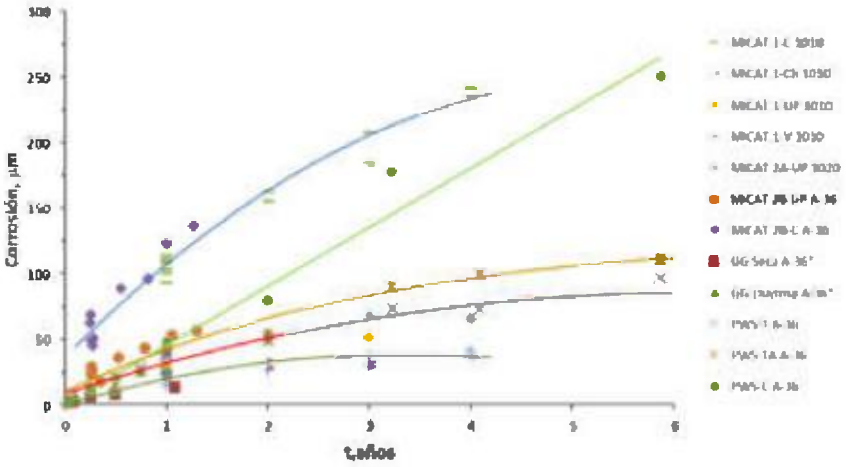


Fig. 1. Variación de la tasa de corrosión atmosférica para aceros al carbón como función del tiempo de exposición, construida a partir de los datos recopilados según la programación del Cuadro 1.

En la estación Sherman Costera se observa un comportamiento lineal para la evolución en el tiempo de la tasa de corrosión del acero A-36 (también se observa para otros tipos de aceros (Jaén *et al.*, 2012), desviándose del esperado comportamiento parabólico. A veces es difícil diferenciar entre los comportamientos parabólicos y lineales con exposiciones cortas de tiempo. En cualquier caso, la corrosividad observada C4 es consistente con la agresividad de la atmósfera en esta estación.

La estación Colón, utilizada para las muestras MICAT 1-C y MICAT 2B-C. Se encontraba muy cerca de una planta termoeléctrica y una refinería. Presenta un ambiente marino y es una zona industrial, con niveles de contaminación por sulfatos que va de moderada a alta. Los aceros exhiben altas tasas de corrosión como resultado del efecto sinérgico de ambos contaminantes.

1.2 Aceros patinables

Las tasas de corrosión obtenidas en las diferentes estaciones de Sherman para los aceros patinables, en pruebas de cinco años de exposición, se presentan en la Figura 2. Se incluye, para efectos comparativos, los resultados obtenidos con el acero A-36 expuesto en el mismo periodo. Se comprueba que las tasas de corrosión son moderadas en las estaciones de Tocumen, Sherman Tierra Adentro y Sherman Costera. Las tasas de corrosión más altos registrados en la estación Sherman Rompeolas se correlaciona con la categoría más alta de cloruro transmitida por el aire. La deposición de SO_2 no es un parámetro importante en la agresividad de estos sitios de prueba, por tanto, la corrosión se vincula sólo a la tasa de deposición de cloruros.

La cantidad de Cl^- depositado cambia ligeramente entre las estaciones de Sherman Tierra Adentro y Sherman Costera, con una tendencia a disminuir, junto con la disminución de la distancia de la costa, como se esperaba. En los aceros A-36 y A-588 hay una tendencia que muestra aumento de la tasa de corrosión que va desde el sitio de Tocumen, a los sitios de Sherman Tierra Adentro y Sherman Costera. Los sitios Sherman tienen niveles similares de tasas de deposición de cloruro (unos pocos mg Cl^- $m^{-2}d^{-1}$). En el caso de Sherman Rompeolas, la incidencia de cloruros es sustancial. Este es un sitio de exposición localizado en la base del rompeolas que separa la Bahía de Limón del

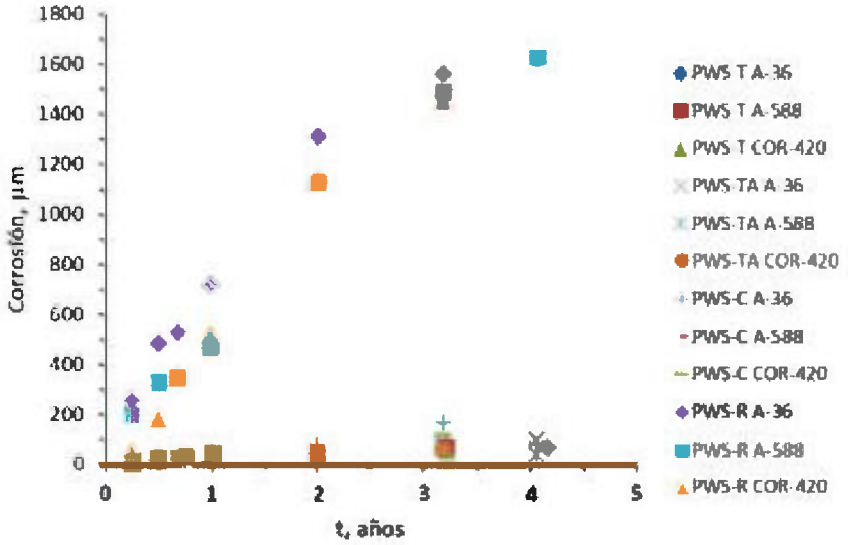


Fig. 2. Variación de la tasa de corrosión atmosférica para aceros patinables como función del tiempo de exposición, construida a partir de los datos recopilados según la programación del Cuadro 1. Se incluye los resultados de un acero A-36 para efectos de comparación.

Mar Caribe en Punta Toro en el Fuerte Sherman. En el lugar hay vientos que mantienen las olas chocando continuamente contra las piedras que sirven de rompeolas, lo que produce abundante sal en forma de rocío y una atmósfera altamente salina. La elevada agresividad de este sitio de exposición explica los elevados valores de las tasas de corrosión que se observa para todos los aceros.

Los datos cinéticos se pueden examinar usando la relación exponencial de Passano ($P = A \cdot t^n$) (Passano, 1934) en los sitios de la exposición, donde P representa la cantidad corroída expresada como la penetración corroído (µm) o como la pérdida de peso, t es el tiempo en años, A y n representan constantes empíricas. El valor de la constante de n está estrechamente correlacionado con el avance de la corrosión en los años siguientes. Los resultados se presentan en el Cuadro 3 para los distintos aceros en estas últimas pruebas.

Es interesante observar que en un gráfico bilogaritmico los valores de las intersecciones son muy similares entre la estación de Tocumen y la

estación de Sherman Tierra Adentro, con pocas diferencias significativas, si se considera el error estándar en la medición. El valor de n, determinado como la pendiente de la relación bilogaritmica, indica que la herrumbre en las muestras de los aceros A-36 no es protectora; más aún, en la estación Sherman Costera se observa una aceleración de la velocidad de corrosión con el tiempo. Por otra parte, los aceros patinables producen óxidos más protectores, aunque no lo suficiente como para constituirse en una barrera al paso de agentes agresivos. Por ello, las tasas de corrosión son sistemáticamente algo más bajas en estos aceros después de cinco años. Las tasas más altas de la corrosión que se registran en la estación de Sherman Rompeolas se correlacionan con la alta tasa de deposición de cloruros. En Sherman Rompeolas se observa una aceleración del proceso de difusión como resultado del desprendimiento de herrumbre por la erosión, descamación, formación de grietas, etc.

Cuadro 3. Resumen de los resultados del gráfico log-log de la corrosión en función del tiempo para las muestras PWS.

Parámetro log-log	Tocumen			Sherman Tierra Adentro			Sherman Costera			Sherman Rompeolas		
	A36	A588	COR420	A36	A588	COR420	A36	A588	COR420	A36	A588	COR420
A	28.2	27.6	33.0	31.2	28.7	34.2	44.4	33.2	44.4	697.6	545.6	427.0
n	0.79	0.64	0.46	0.83	0.59	0.62	1.02	0.59	0.68	0.64	0.78	1.36

2 Productos de corrosión

Los productos de corrosión se identificaron utilizando principalmente la espectroscopia Mössbauer a temperatura ambiente y baja temperatura (80 K) medidas de, difracción de rayos X en polvo y FTIR. En la mayor parte de las muestras, γ-FeOOH y α-FeOOH fueron los principales constituyentes. También se identificaron magnetita (Fe_3O_4), maghemita (γ-Fe_2O_3) y akaganeita (β-FeOOH).

La dispersión que se observa en la naturaleza y cantidades de los productos de corrosión es muy grande, y es algo difícil correlacionar con el tipo de acero y la corrosividad. No obstante, algunas tendencias generales son claras. Hay una fuerte correlación entre composiciones

de óxido formadas en dependencia de las condiciones de exposición atmosférica, en particular el tiempo de humectación, la deposición de cloruro y el efecto de lavado de los contaminantes sobre la superficie del metal por la lluvia.

Las fases predominantes después de una exposición de periodos muy cortos, de hasta unos pocos meses, son oxihidróxidos férricos amorfos e hidratados y una mezcla de lepidocrocita y goethita. Además, los espectros de FTIR muestran una banda fuerte y ancha que se puede atribuir a la flexión Fe-OH en un amorfo del compuesto feroxihita (δ-FeOOH) (Jaén *et al.*, 2004; Jaén *et al.*, 2012). En periodos cortos se obtiene lepidocrocita, goethita y magnetita. Lepidocrocita es un compuesto semiconductor, electroquímicamente activo y conocido por no tener propiedades protectoras. La goethita es un compuesto termodinámicamente estable que muestra buenas propiedades de protección, especialmente si es en una forma de partículas muy finas (Kamimura *et al.*, 2006). En general, la resistencia a la corrosión se incrementa con la cantidad de goethita siguiendo una conducta de saturación (Jaén *et al.*, 1997). Se observa que la lepidocrocita se transforma en goethita al transcurrir el tiempo y las cantidades de goethita crecen con el tiempo de exposición. La presencia de estas partículas finas de goethita se identifica con relativa facilidad usando espectroscopía Mössbauer a baja temperatura y la denominamos goethita superparamagnética por sus propiedades. Este constituyente es el principal responsable de la formación de una capa compacta de productos de corrosión que disminuye en gran medida la corrosión en los aceros patinables. La magnetita es un buen conductor eléctrico la magnetita, se forma dentro de las capas de óxido si se logra una alternancia regular de ciclos atmosféricos húmedo-secos. Puede observarse luego de exposiciones cortas a la atmósfera como magnetita no estequiométrica ($Fe_{3-x}O_4$) y/o como el compuesto aislante maghemita (γ-Fe_2O_3), a las que nos referimos frecuentemente como fases de espinela. Estas fases se transforman en el tiempo en otros productos de corrosión. El papel de la magnetita y las fases de espinela es variado. La magnetita es un buen conductor eléctrico que participa en las reacciones de reducción catódica del oxígeno, incrementando las tasas de corrosión del metal base [15]. Por otra parte, su estabilidad termodinámica [16], su alta compacidad y pequeño volumen molar le pueden conferir propiedades de protección.

La akaganeita (β-FeOOH) y la magnetita se identifican como componentes prominentes obtenidos en las condiciones muy agresivas de la estación Sherman Rompeolas. La formación de akaganeita y magnetita presumiblemente se favorece en presencia de Cl-, por la transformación de lepidocrocita y otras especies férricas de FeOOH. Es un producto de la corrosión típico de las zonas costeras que tienen altas concentraciones de cloruro debido a los aerosoles marinos. Se observa la formación de akaganeita cuando los cloruros se ocluyen en la herrumbre, en las partes internas exfoliadas de los aceros. La formación de akaganeita no se observa cuando por lavado no se alcanza los niveles críticos de cloruros para su formación. En estas muestras, la magnetita se forma por las condiciones reductoras que prevalecen en el interior del acero exfoliado, en donde la difusión del oxigeno está limitada.

En las etapas iniciales de la corrosión atmosférica, la formación de γ-FeOOH es predominante, pero se convierte en goethita. Puede haber condiciones favorables para la formación de otros productos de la corrosión, tales como maghemita. La tasa de corrosión de un acero en cualquier entorno depende, entre otros factores, de la composición de la capa de óxido, que puede contener α-FeOOH, β-FeOOH, γ-FeOOH, magnetita y óxidos amorfos. Una composición favorable de los productos de corrosión se puede expresar por el indice de su capacidad de protección. Se ha demostrado experimentalmente (Kamimura *et al.*, 2006) que una capa de productos de corrosión formados sobre acero en diferentes lugares muestra una alta protección contra la corrosión, si por ejemplo el indice (α_m/γ^*), en donde α_m y γ^* son las cantidades de α-FeOOH cristalino, y el total de γ-FeOOH, β-FeOOH y los óxidos tipo espinela, respectivamente. Básicamente lo que hace este indice de habilidad protectora de las herrumbres es comparar las proporciones de los óxidos activos electroquímicamente, con aquellos inactivos.

Tal cual lo indica Cook (2005), el componente que se puede identificar en los patrones de XRD, en los que se basa el indice de protección, es la goethita magnética; es decir, goethita de tamaño de particulas > 15 nm. Dado que en nuestros experimentos las fracciones de los componentes se obtienen de los resultados Mössbauer, que es capaz de diferenciar estas fases, se utiliza un valor de dos (Cook, 2005) para que

el óxido sea protector a la relación (α_m/γ^*), donde α_m y γ^* son γ-FeOOH, β-FeOOH y óxido de hierro de tipo espinela, respectivamente. Por lo tanto, el producto de corrosión obtenido para los aceros al carbón y patinables, después de exposiciones cortas a la atmósfera en condiciones suaves a moderadas, no debe ser protector; mientras que el óxido obtenido en Sherman-Rompeolas es activo, por lo que se exhiben altas tasas de corrosión.

2 Morfología de los productos de corrosión

En los diversos trabajos la información sobre la naturaleza de los productos de corrosión que se obtiene con Espectroscopia Infrarroja con Transformada de Fourier (FTIR), espectroscopia Mössbauer y la difracción de rayos X, se complementa con el examen de la morfología de la capa productos de corrosión formados sobre aceros al carbono y aceros patinables expuestos a la intemperie. Las fases que se encuentran con mayor frecuencia lepidocrocita γ-FeOOH, goethita α-FeOOH y magnetita Fe_3O_4 muestran estructuras típicas. Por ejemplo, la lepidocrocita aparece como pequeños glóbulos cristalinos (cristales arenosos) o como finas láminas (estructuras floridas), como se muestra en las Figuras 3, 4 y 5. La goethita se muestra en estructuras globulares asemejando bolas de algodón (Figura 3), o como finas agujas interconectadas por formaciones como nidos o como estructuras aciculares para la goethita cristalina (Figuras 4 y 5). La magnetita se ve como regiones planas y oscuras o como microestructuras cúbicas (Figura 6). También se observan otras fases como la akaganeita β-FeOOH como cristales de forma tubular formando estructuras con apariencia de bolas de algodón, que se presenta en la Figura 6. Es interesante que en algunas probetas expuestas en Sherman Rompeolas se puede observar incrustaciones de cristales de sal marina (Figura 7) lo que resulta en altos niveles de cloruros y tasas de corrosión extremas.

CONCLUSIONES

El comportamiento a la corrosión atmosférica de muestras de acero al carbono A-36 y aceros patinables A-588 y COR 420 expuestas al clima tropical húmedo en diferentes sitios en Panamá se puede explicar

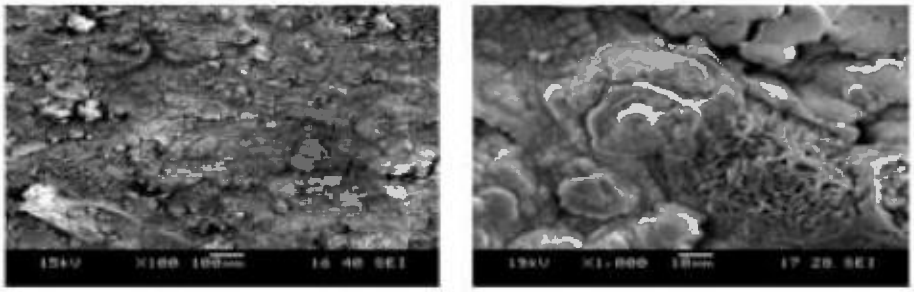


Fig. 3. Fotomicrografías SEM de los productos de corrosión de un acero A-588 expuesto en la estación de Tocumen por 3 meses. Se logra distinguir la estructura florida de lepidocrocita y la estructura globular ("bolas de algodón") de la goethita.

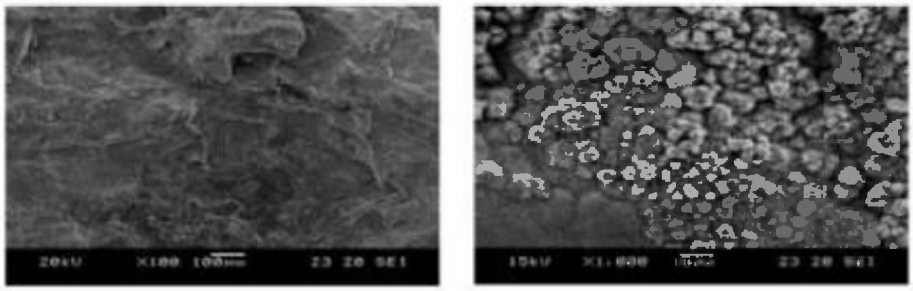


Fig. 4. Fotomicrografías SEM de los productos de corrosión de un acero COR-420 expuesto en la estación de Sherman Rompeolas por 3 meses. Se observan finas láminas de lepidocrocita y una estructura acicular fina de goethita.

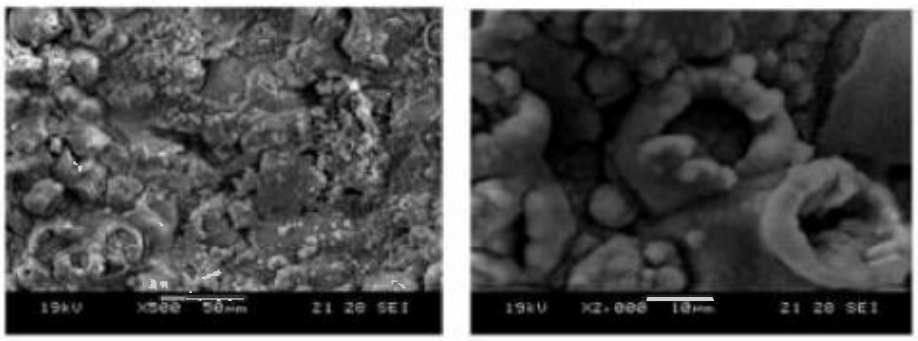


Fig. 5. Fotomicrografías SEM de los productos de corrosión de un acero A-36 expuesto en la estación de Tocumen por 3 meses. Se observan cristales arenosos de lepidocrocita y goethita.

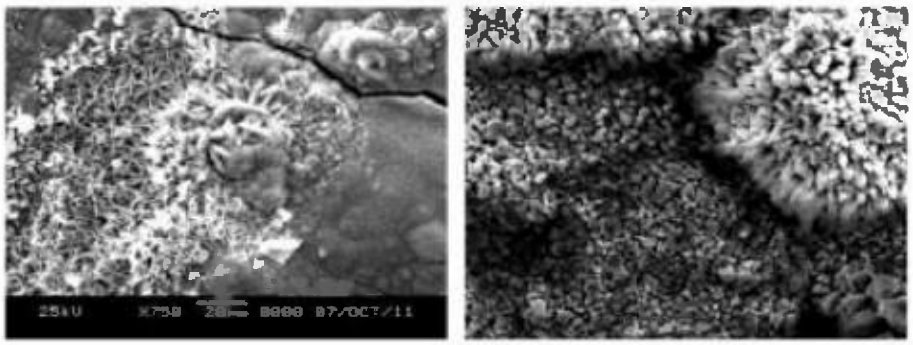


Fig. 6. Fotomicrografías SEM de los productos de corrosión de un acero A-588 expuesto (a) en la estación de Sherman Tierra Adentro por 3 años, finas láminas de lepidocrocita y goethita globular; y (b) en la estación de Sherman Rompeolas por 3 años, en donde se ven bolas de algodón de akaganeita y cristales con morfología típica de magnetita.

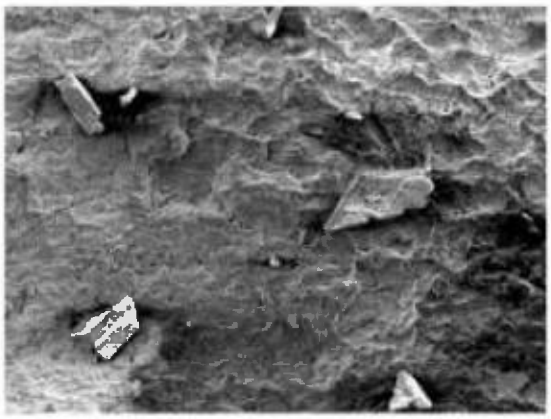


Fig. 7. Fotomicrografía SEM del producto de corrosión de un acero A-588 expuesto en la estación de Sherman Rompeolas por 3 años mostrando con claridad incrustraciones de cristales de sal marina.

por la influencia que ejercen los contaminantes atmosféricos y los parámetros meteorológicos.

Las fases predominantes después de exposiciones de corta duración son oxihidróxidos amorfos o cristalinos tales como lepidocrocita (γ-FeOOH) y goethita (α-FeOOH). También se encuentra maghemita (γ-Fe_2O_3) y magnetita (Fe_3O_4). La Akaganeita (β-FeOOH) se identificó como componente prominente en las condiciones más agresivas, con cantidades elevadas de cloruro, y ocluido dentro de la herrumbre.

Se puede correlacionar las composiciones de las capas de herrumbre formadas en dependencia de las condiciones de exposición atmosférica, en particular el tiempo de humectación, la deposición de cloruro y el efecto de lavado de los contaminantes sobre la superficie del metal.

El óxido obtenido después de exposiciones cortas de hasta cinco años no es protector, en las condiciones meteorológicas y de contaminación suaves a moderadas, pero activo en sitio Sherman-Rompeolas por sus condiciones agresivas. Esto implica que la pátina protectora en los aceros patinables todavia no se ha consolidado.

REFERENCIAS

Alexander, A.L., B.W. Forgeson, H.W. Mumdt, C.R. Southwell & S.J. Thompson, S.J. 1957. NRL Report 4929 Corrosion of Metals in Tropical Environments; Part-1 Test Methods Used and Result Obtained for Pure Metals and a Structural Steel; Naval Research Laboratory, Washington. D.C.

Cindra-Fonseca. M.P., I.N. Bastos, A. Caytuero & E.M. Baggio-Saitovitch. 2007. Rust formed on cannons of XVIII century under two environment conditions, Corros. Sci. 49: 1949-1962.

Cook D. 2005. Spectroscopic identification of protective and non-protective corrosion coatings on steel structures in marine environments. Corros. Sci. 47: 2550-2570.

Hoerle, S., F. Mazaudier, Ph. Dillmann & G. Santarini. 2004. Advances in understanding atmospheric corrosion of iron. II. Mechanistic modelling of wet-dry cycles, Corros. Sci. 46: 1431-1465.

ISO 9223. 1991. Corrosion of Metals and Alloys. Clasiffication of Corrosivity of Atmospheres, International Standard Organization, Geneve, Switzerland.

Jaén, J.A. & L. de Araque. 2006. Caracterización de los Productos de Corrosión de Aceros al Carbono en el Clima Tropical Marino de Sherman (Provincia de Colón, Panamá). Tecnociencia 8(1). 49-63.

Jaén, J.A. & G. Garibaldi. 2004. Estudio del Efecto Estacional sobre la Corrosión Atmosférica Inicial de Aceros de Bajo Carbono en la Ciudad de Panamá, Tecnociencia 6(2): 137-152.

Jaén, J.A., A. Muñoz, J. Justavino & C. Hernández. 2009. Characterization of initial atmospheric corrosion of conventional weathering steels and a mild steel in a tropical atmosphere. Hyperfine Interac. 192(1): 51-59.

Jaén, J.A., J. Iglesias & C. Hernández. 2012. Analysis of Short-Term Steel Corrosion Products Formed in Tropical Marine Environments of Panama, International Journal of Corrosion Vol. 2012, Article ID 162729, 11 pages. doi:10.1155/2012/162729.

Jaén, J.A., M.S. de Villalaz, L. de Araque & A. de Bósquez. 1997. Kinetics and Structural Studies of the Atmospheric Corrosion of Carbon Steels in Panama, Hyperfine Interact. 110: 93-99.

Jaén, J.A., M.S. de Villalaz, L. de Araque, C. Hernández, C & A. Bósquez. 2003. Study of the Corrosion Products Formed on Carbon Steels in the Tropical Atmosphere of Panamá, Rev. Metal. Madrid 39: 32-37.

Kamimura, T., S. Hara, H. Miyuki, M. Yamashita & H. Uchida. 2006. Composition and protective ability of rust layer formed on weathering steel exposed to various environments, Corros. Sci. 48: 2799-2812.

Morcillo, M., B. Chico, I. Díaz, H. Cano & D. de la Fuente. 2013. Atmospheric corrosion data of weathering steels. A review. Corros. Sci. 77: 6-24.

Morcillo, M., E. Almeida, B. Rosales, J.,Uruchurtu & M. Marrocos. 1998. Corrosión y Protección de Metales en las Atmósferas de Iberoamérica. Parte I—Mapas de Iberoamérica de Corrosividad Atmosférica (Proyecto MICAT, XV.1/CYTED), CYTED, Madrid, Spain.

Morcillo, M. 1995. "Atmospheric corrosion in Ibero-america: the MICAT project," en Atmospheric Corrosion, W. W. Kirk and H. H. Lawson, Eds., pp. 257–275, American Society for Testing and Materials, Philadelphia, Pa, USA, ASTM STP 1239.

Passano, RF. 1934. The Harmony of Outdoors Weathering Steels Proc. of the Symp. on the Outdoor Wheathering of Metals and Metalic Coatings. Philadelfia. Washington Regional Meeting of ASTM, Philadelphia.

Southwell, C.R., B.W. Forgeson & A.L. Alexander; A.L. 1957. NRL Report 5002, Corrosion of Metals in Tropical Environments. Part-2 Atmospheric Corrosion of ten Structural Steels; Naval Research Laboratory, Washington D.C.

Recibido mayo de 2015, aceptado noviembre de 2015.

Tecnociencia 2015, Vol. 17, N° 2.

EL PAPEL DE LOS MANGLARES COMO CRIADEROS DE PARGO (LUTJANIDAE) EN EL GOLFO DE CHIRIQUÍ

Ángel J. Vega, Yolani A. Robles P. y Kelvin Gody
Centro Regional Universitario de Veraguas. Universidad de Panamá. Email:angeljv@cwpanama.net

RESUMEN

Los manglares son definidos como ecosistemas vitales para la cría y reproducción de peces. Para probar esta hipótesis se evaluaron las tallas y condición reproductiva de pargos capturados en los manglares de Montijo y David entre el 2010 y el 2014. Los principales resultados indican que de las especies de pargos capturadas, el pargo amarillo (*Lutjanus argentiventris*), el pargo rojo (*L. colorado*), el pargo mancha (*L. guttanus)* y el pargo negro o dientón (*L. novemfasciatus*) son las más abundantes. Al analizar las tallas y la condición reproductiva se encontró que el pargo amarillo y el pargo negro están representados por individuos juveniles o subadultos, el pargo rojo por juveniles y adultos con gónadas en fases tempranas de desarrollo y el pargo mancha, por ejemplares juveniles y adultos con gónadas en todas las fases de desarrollo, aunque su presencia en los sistemas estuarinos se limitó a la parte externa, fuera de los manglares. La principal conclusión del estudio es que las diferentes especies de pargos utilizan los sistemas de manglar como sitio de cría de juveniles (pargos amarillo y dientón) o como sitio de cría y reingreso de adultos en fases iniciales del desarrollo gonadal (pargo rojo), por lo que al momento de la reproducción se trasladan hacia aguas más abiertas sobre la plataforma continental.

PALABRAS CLAVES

Manglares, *Lutjanus sp*, peces y manglares, Pacifico de Panamá, reproducción de pargos.

THE ROLE OF MANGROVES AS NURSERIES OF SNAPPER (LUTJANIDAE) IN THE GULF OF CHIRIQUI

ABSTRACT

Mangroves are recognized as key environments for breeding and reproduction of fishes. To test this hypothesis we evaluated data on the size and reproductive conditions of snapper captured in the gulfs of Montijo and David, between 2010 and 2014. The main results indicate that the most abundant species captured are: Yellow snapper (*Lutjanus argentiventris*), Colorado snapper (*L. colorado*), Spotted rose snapper (*L. guttatus*) and the Pacific dog snapper (*L. novemfasciatus*). When sizes and reproductive status were analyzed, we found that Yellow snapper and Pacific dog snapper individuals were mostly represented by juveniles and sub-adults, Red snapper individuals were mostly juveniles and adults with gonads in early stages of development. The Spotted rose snapper was characterized by juveniles and adults in various stages of development, although their occurrence was localized to outer reaches of estuarine areas, outside of the mangrove area. The main conclusion of the present study is that red snapper species use the mangrove as a nursing ground for juveniles (Yellow and Pacific dog snapper) as well as a breeding ground for reentry of adults in early stages of gonad development (Colorado snapper), leaving for the continental shelf to spawn in open waters.

KEYWORDS

Mangroves, *Lutjanus sp*, fishes and mangrove, Pacific of Panama, snappers reproductions.

INTRODUCCIÓN

Los manglares constituyen uno de los ecosistemas de mayor productividad primaria y secundaria neta en el mundo. En ellos desarrollan parte de su ciclo biológico gran cantidad de peces, invertebrados y aves, además de contribuir con su biomasa a las cadenas tróficas cercanas a la costa. Los manglares han brindado al hombre una gran variedad de productos para su consumo o la generación de ingresos (Ammour *et al.*, 1999) y los mismos son considerados como pilares en el sostenimiento de la riqueza biológica de los ecosistemas marinos y las pesquerías, debido a su condición de hábitat, zona de cría, alta productividad, disponibilidad de alimentos y su uso como zona de protección (Blaber & Milton, 1990).

Las relaciones entre los ecosistemas de manglar y las pesquerías es un paradigma que ha sido sostenido por la comunidad científica, técnica,

administradores y usuarios de los sistemas estuarinos asociados a manglares. Sin embargo, son pocas las evidencias que, generadas a través de investigación científica, sirven de base a este modelo de relación. Manson *et al.* (2005) sostienen que el paradigma de que los manglares son críticos para el sostenimiento de las pesquerías costeras es ampliamente aceptado, aunque las evidencias científicas son tenues. Sin embargo, estos mismos autores sostienen la existencia de relaciones estadísticas significativas entre la extensión del manglar y capturas de especies, que sin duda alguna utilizan los manglares como zona de cría.

Martínez- Andrade (2003), sugiere un análisis de la interacción de los peces con los estuarios y zonas de manglar bajo dos clasificaciones, una corresponde a los peces estuario – dependientes (*Lutjanus argentiventris*, *L. novemfasciatus*, *L. colorado*), las cuales como juveniles se encuentran en los estuarios lo que refleja una clara dependencia por este ambiente y como adultos se movilizan hacia zonas más profundas y alejadas de la costa, viven asociadas al fondo y se encuentran confinadas a la plataforma y al talud continental, y una segunda condición se refiere a especies estuario – independientes, que no utilizan los estuarios como áreas de crías, como es el caso de *Hoplopagrus guntheri*, *L. guttatus* y *L. peru*.

En la costa Pacífica, la pesca costera está representada, entre otras especies, por pargos (Chavarría, 1999) grupo de gran importancia comercial por su valor económico en el mercado el cual es objeto de una pesca dirigida, en comparación con otras especies de menor valor comercial (Funes & Matal, 1989, Ramos-Cruz, 2001). En el grupo destacan *L. argentiventris* y *L. colorado* que son especies importantes en la pesquería artesanal costera y de media altura en el Pacífico (Hernández - Rauda & Aldegunde, 2002).

Para el manejo de las pesquerías y la conservación de los manglares es necesario comprender las relaciones directas o indirectas entre estos elementos. Blaber (2007) recomienda el estudio sobre variaciones de la diversidad asociada a manglares, para evaluar la validez de los paradigmas sobre la dependencia de peces de manglares y las relaciones entre manglares y capturas.

En este contexto nos propusimos como objetivo evaluar las tallas y condición reproductiva de las especies de pargos que son capturadas por la pesca artesanal en los manglares de Montijo y David, dos áreas protegidas que albergan parte importante de la cobertura de manglar del Pacífico panameño.

MATERIAS Y MÉTODOS

Área de estudio: el presente trabajo integra la información sobre pargos generada a través de dos periodos de muestreo realizados en los manglares de David (2010-2011, 2013-2014) y un periodo de muestreo en el Golfo de Montijo (2013-2014). Ambas zonas corresponden a sistemas estuarinos e incluyen dos de los principales sistemas de manglas del Pacífico panameño.

Golfo de Montijo: El Golfo de Montijo, región de la costa Pacífica de Veraguas, localizada desde 7° 35' 45" a los 7° 50' 45" de latitud Norte y 80° 13' 30" de longitud Oeste. Abarca una superficie de 1 839.28 km^2, incluyendo el espacio marítimo, los caños y la orla de la influencia litoral. De esta 1 304.46 km^2 son del continente y 535 km2 son del ámbito marino (Cámara *et al*., 2004).

El Humedal Golfo de Montijo fue incluido en la lista de convención sobre los humedales como sitio Ramsar el 26 de Noviembre de 1990 lo que lo cataloga como Humedal de importancia Internacional. Presenta un rico ambiente acuático de esteros y deltas, playas, zonas lodosas, arenosas y manglares (CATHALAC 2007).

Los manglares y los bosques de Ciénega constituyen 313 km^2, de los cuales 279 km^2 pertenecen a los manglares ubicados frente a una lámina de agua que tiene una superficie de 534.9 km^2. Dentro de los manglares se han identificado unidades ambientales como pantalla de manglar, manglar estuarino, manglar aluvial y manglar en surcos litorales y sedimentos arenosos marino (Cámara *et al*., 2004).

Manglares de David: Los manglares de David se ubican dentro del Golfo de Chiriquí, en el Pacífico panameño y comprende una importante zona de pesca para la provincia de Chiriquí. Fue declarada área protegida a través de Decreto Municipal N° 21 del 6 de junio de

2007, por medio del cual se adoptan disposiciones para la protección del ambiente y los manglares en las costas del distrito de David. En esta zona desembocan rios de gran caudal, como son el rio David que cubre una cuenca de 265 km^2 y posee un caudal promedio mensual de 24 m^3/s que fluye al estero de Pedregal, así como el rio Chiriquí, con una cuenca de 1337 km^2 y un caudal promedio de 131 m^3/s. También desembocan el rio Platanal (que forma el estero en Puerto Pedregal) y los rios Chico y Chorcha (AECI 2004).

Artes y técnicas de pesca: Los muestreos fueron realizado en conjunto con pescadores artesanales, con quienes se coordinó la presencia de biólogos a bordo de las embarcaciones pesqueras. Los ejemplares capturados fueron identificados con base en Bussing y López (1993), Robertson y Allen (2006). La información recopilada incluyó especie, longitud total (± 0.1 cm), peso total (± 0.1 g). Las gónadas fueron extraidas y clasificadas con base en criterios morfocromáticos en cinco estadios según Rojas (1997) y Torres *et al.* (1999) y pesadas (g) y se estimó el Índice Gonadosomático (IGS), como la razón entre el peso de la gónada y el peso total del pez multiplicado por 100.

Análisis de los datos: Los datos fueron analizados aplicándole estadistica descriptiva y análisis de estructura de tallas por histogramas. Se realizaron pruebas de normalidad (Kolmogorov-Smirnov) y de homocidasticidad (prueba de Levene) que indicaron la ausencia de normalidad y homocidasticidad de los datos, por lo que se optó por la aplicación de estadistica no paramétrica. Según la información disponible por especie se realizaron comparaciones de tallas por localidad, índice gonadosomático, tallas en función del arte de pesca (Kruskal-Wallis) y se analizaron las diferencias a través de diagramas de caja (Box Plot), en el caso de que el Kruskal Wallis resultara significativo. En todos los caso para $\alpha = 0.05$ (Zar, 2009).

RESULTADOS

Especies capturadas: Entre ambos sistemas estuarinos se capturaron siete especies de pargos, todas reportadas para manglares de David y sólo tres en el Golfo de Montijo, incluyendo sus sistemas de manglares. En manglares de David, la mayor cantidad de individuos los aportó *Lutjanus colorado* (746 = 44.8 %), seguido de *L. argentiventris* (740 = 44.5%) y *L. novemfasciatus* (129 = 7.8), y el

restante 3 % lo aportaron *L. guttatus, L. aratus, L. jordani* y *Hoplopagrus guentherii*. Para el Golfo de Montijo, *L. colorado* (162 = 41.1 %), *L. argentiventris* (135 = 34.3 %) y *L. guttatus* (97 = 24.6 %). En la mayoria de las especies la talla promedio fue inferior a los 35 cm de LT, y el peso total promedio cercano o inferior a los 500 g, excepto el pargo colorado en manglares de Montijo, donde la talla promedio fue superior a los 50 cm y el peso promedio superior a 2kg (Cuadro 1).

Análisis por especie

Lutjanus argentiventris: común en las capturas en ambos sistemas de manglar, asociada principalmente a la pesca con redes agalleras en esteros, desembocaduras de rios y bordes de manglar. La estructura de tallas de las capturas, indistintamente del arte de pesca utilizado y de la localidad, presentó una fuerte desviación hacia las tallas inferiores a los 30 cm LT (Fig. 1a).

La talla de captura presentó diferencias significativas al comparar manglares de David, en sus dos periodos de muestreo y manglares de Montijo (Kruskal-Wallis = 121.58, g.l. = 2, $P < 0.05$), donde las tallas obtenidas en los dos periodos de muestreo en manglares de David fueron similares entre si, pero diferentes de las obtenidas para manglares de Montijo (Fig. 1b).

Reproducción: en total se revisaron las gónadas de 857 ejemplares de pargo amarillo, de los cuales 777 se presentaron indiferenciados, 77 inmaduros (56 hembras y 21 machos) y tres en maduración (una hembra y dos machos). No se observaron individuos maduros o desovados. Esto se refleja en los bajos valores del índice gonadosomático, IGS = 0.03 (Desviación estándar, DE = 0.13, N = 857).

Lutjanus colorado: Se le capturó asociado a esteros, desembocaduras de rios y bordes de manglar, bajo dos modalidades de pesca: redes agalleras en ambas localidades y anzuelos con carnada atados por una línea a las raíces de los mangles (trampas), en los esteros de los manglares de Montijo. Similar a lo observado para el pargo amarillo, la estructura de tallas resultó similar para los dos periodos de muestreo en manglares de David pero diferente de lo observado para manglares de Montijo, donde se capturaron los individuos de mayor tamaño con el usos de trampas (Kruskal Wallis = 312.61, gl = 2, $P < 0.05$) (Fig. 2).

Cuadro 1. Largo total (LT) y peso total (PT) de las principal especies de pargos capturadas en los manglares de David y Montijo, Pacífico panameño.

Prom.: promedio, Min.: mínimo, Máx.: máximo, DE: desviación estándar, n: tamaño de muestra.

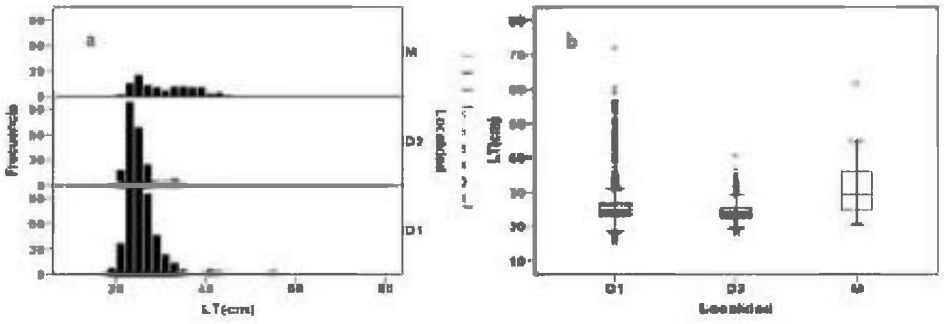


Fig. 1. Estructura de tallas (a) y diagramas de caja (b) para de *Lutjanus argentiventris* capturados en los manglares de David y Montijo. Pacífico panameño. M: Manglares de Montijo muestreo 2013-2014, D1: manglares de David muestreo 2010-2011. D2: manglares de David muestreo 2013-2014.

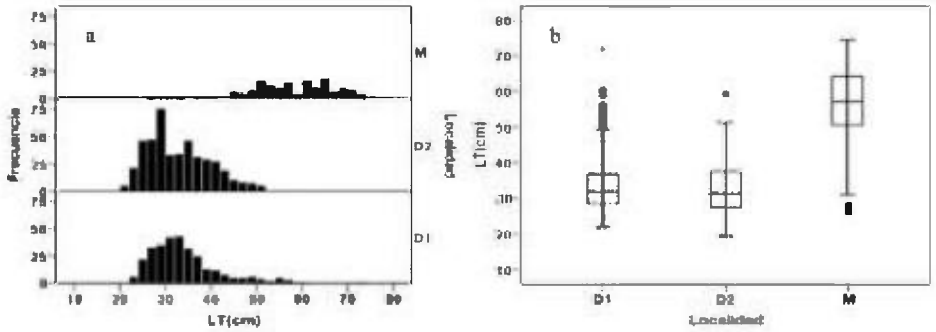


Fig. 2. Estructura de tallas (a) y diagramas de caja (b) para de *Lutjanus colorado* capturados en los manglares de David y Montijo. Pacífico panameño. M: Manglares de Montijo muestreo 2013-2014, D1: manglares de David muestreo 2010-2011. D2: manglares de David muestreo 2013-2014.

Reproducción: de los 905 pargos a los que se les revisaron las gónadas, 633 se presentaron indiferenciados, 261 inmaduros (193 hembras y 68 machos) y nueve en maduración (cuatro hembra y cinco machos). No se observaron individuos maduros o desovados. Esto se refleja en los bajos valores del IGS = 0.04 (DE = 0.08, N = 875).

***Lutjanus guttatus*:** especie de pargo común en zonas de arrecifes de coral y rocosos. En zonas de manglar de David y Montijo es rara en las capturas, sin embargo en el Golfo de Montijo aparece con frecuencia en la parte media externa fuera de los sistemas de manglar, por lo que la información que se presenta corresponde a esta zona, donde se le capturó con redes agalleras y anzuelos "J" N° 6, y circulares 8.0, 9.0 y 10.0. La estructura de tallas presentó mayor frecuencia de individuos entre 28 y 35 cm (Fig. 3).

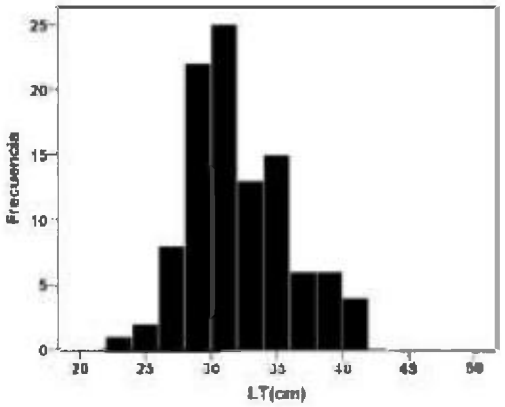


Fig. 3. Estructura de tallas para *Lutjanus guttatus* capturado en el Golfo de Montijo, en su parte medio externa, fuera de los sistemas de manglar.

Reproducción: Se revisaron las gónadas de 125 ejemplares, de las cuales una se presentó indiferenciada, 29 inmaduras (7 hembras, 22 machos), 51 en maduración (16 hembras, 35 machos) y 44 maduras (39 hembras, 5 machos). Fue la única especie donde se presentaron ejemplares desde indiferenciados hasta maduros, con un valor del IGS alto (promedio = 1.32, DE = 0.95, N= 125). La comparación del IGS en función del arte con que fue capturado el pargo no mostró diferencias significativas (Kruskal Wallis = 4.48, gl = 3, $P > 0.05$), aunque si se encontraron diferencias significativas en la talla en función del arte de pesca (Kruskal Wallis = 25.29, gl = 3, $P < 0.05$), donde el aumento de la malla o del tamaño del anzuelo permite capturar individuos de mayor talla (Fig.4).

***Lutjanus novemfasciatus*:** Especie de pargo relativamente frecuente en las capturas con redes agalleras en manglares de David, no así en manglares de Montijo. No se encontraron diferencias significativas en la talla para ejemplares capturados en los dos periodos de muestreo en manglares de David (Kruskal Wallis = 2.17, gl = 1, $P > 0.05$). Las

tallas con mayor frecuencia en las capturas se ubican entre 26 y 39 cm de LT (Fig. 5).

Reproducción: de los 125 individuos a los cuales se les revisaron las gónadas 121 resultaron indiferenciados y 4 inmaduros (tres hembras y un macho). Esta condición de individuos inmaduros se refleja en el bajo valor del IGS = 0.001 (DE = 0.008, N = 123).

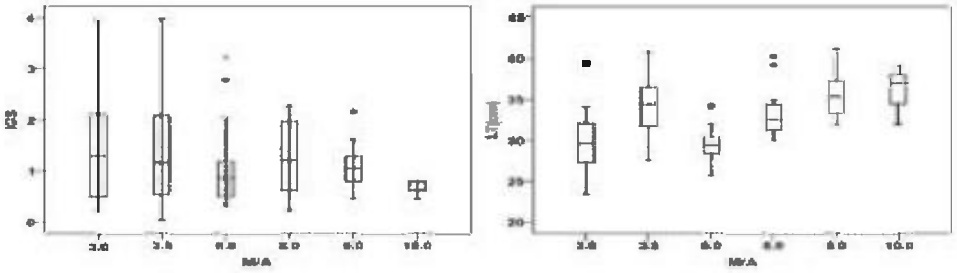


Fig. 4. Diagramas de caja para valores del Índice Gonadosomático (IGS) y el lago total (LT) en función del arte de pesca utilizado en la captura del pargo mancha en el Golfo de Montijo, Pacífico panameño. M: trasmallo con apertura de malla de 3, 3.5 pulgadas, A. anzuelos jota 6.0 y circulares 8.0, 9.0 y 10.0.

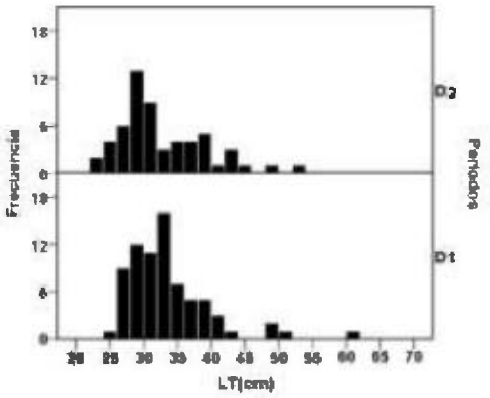


Fig. 5. Estructura de tallas para *Lutjanus novemfasciatus* capturados en manglares de David. D1: muestreos 2010-2011, D2: muestreos 2013-2014.

DISCUSIÓN

La captura de pargos por la pesca artesanal es común en los manglares de David y Montijo. Conjuntamente con las corvinas del género *Cynoscion* conforman las especies de mayor valor comercial asociada a la pesca con redes agalleras en estuarios, manglares y costas abiertas (Vega *et al.*, 2011, Robles & Montes, 2011). En el contexto de la pesca en zonas estuarinas y de manglar para David y Montijo, los pargos más frecuentes y abundantes en las capturas son *Lutjanus colorado* y *L. argentiventris*, seguido de *L. guttatus* en zonas abiertas del Golfo de Montijo y *L. novemfasciatus* en manglares *de* David. Cuando el análisis se realiza atendiendo a las capturas exclusivas de zonas de manglar y esteros, sólo *L. colorado* y *L. argentiventris* son comunes y frecuentes en las capturas de ambas localidades.

Atendiendo a las tallas y condición gonadal de las especies capturadas en manglares, en *L. colorado* y *L. argentiventris* se presentan dos diferencias notables: 1) *L. argentiventris* presentó tallas propias de estadios juveniles, lo que se corrobora por la condición gonadal de los ejemplares, y 2) *L. colorado* presentó tallas que se corresponden, tanto con estadios juveniles como adultos, aunque no presentaron gónadas maduras en ninguno de los dos sistemas de manglar. Esto nos indica que ambas especies salen de estos sistemas a completar su ciclo reproductivo en aguas abiertas, pero que *L. colorado* reingresa como adulto a los manglares. Esta situación ha sido reportada para especies de pargos en sistemas similares, donde se indica que los manglares son importantes como sitio de cría de especies de pargos que luego se incorporan como adultos en zonas de aguas abiertas y que algunas especies reingresan a los manglares como adultos (Sheaves, 1995). Este comportamiento ha sido utilizado para catalogar a estas dos especies de pargos como estuario dependientes (Martínez-Andrade, 2003), ya que dependen de los estuarios para completar su ciclo de vida.

En el caso de *L. guttatus* es poco frecuente en capturas realizadas en esteros y manglares, pero frecuente en las capturas de aguas abiertas del Golfo de Montijo, donde las salinidades son altas. Las tallas y condición de las gónadas de los ejemplares capturados se corresponden con especímenes adultos, por lo que esta especie presentó diferencias comparada con las dos anteriores pues su condición de adulto asociada

al sistema estuarino se manifiesta tanto por las tallas, como por la presencia de gónadas maduras en los ejemplares capturados. Según Martínez-Andrade (2003), *L. guttatus* es una especie estuario independiente, ya que no necesita de estos sistemas para completar su ciclo de vida, probablemente esta sea una de las razones de la no presencia de manera importante del pargo mancha en Manglares de David, pero si en el Golfo de Montijo, ya que en este último sistema, la zona media y externa donde se captura al pargo mancha tiene poca cobertura de manglar, ya que la mayor cobertura se localiza hacia la parte interna del sistema estuarino.

El análisis de la condición reproductiva, tallas y artes de pesca para el pargo mancha mostró una relación directa entre el tamaño de malla, el tamaño del anzuelo y el tamaño del pez capturado, lo que indica que redes agalleras con mayor tamaño de malla o anzuelos de mayor tamaño capturan ejemplares más grandes, aunque esto no se ve reflejado en diferencias en el valor del IGS, pues no se encontraron diferencias significativas del IGS en función del arte de pesca con que se capturó el pez. Esto probablemente este asociado a que el pargo mancha es una especie de maduración temprana, donde la talla media de madurez se ha estimado en 23.5 cm de LT para Parque Nacional Utría en Colombia (Correa-Herrera & Jiménez-Segura 2013) y para el Parque Nacional Coiba, Pacífico panameño en 29.8 cm de LT (Vega *et al.* en prensa).

El resto de las especies, donde la homogeneidad en la condición reproductiva observada está dada por el predominio en las capturas de individuos indiferenciados o inmaduros (juveniles), indistintamente del arte de pesca o localidad de captura, refleja el uso de los manglares como área de cría. Esto coincide con lo descrito por Fakoya *et al.* (2015), quienes afirman que un alto porcentaje de los ejemplares de pargos capturados en sistemas de manglar son juveniles, lo que se atribuye a una estrategia ecológica para el uso de hábitats costero como vivero, especialmente para pequeños peces juveniles, ya que estos hábitats proporcionan una máxima disponibilidad de alimento y proporcionan refugio, lo que minimiza la incidencia de la depredación. *Lutjanus argentiventris, L. colorado, L. novemfasciatus* y *L. guttatus*, han sido observados realizando agregaciones sobre pináculos submarinos dentro del Parque Nacional Coiba, agregaciones que en el

caso de *L. guttatus* han terminado en procesos de desove (Vega *et al.* en prensa). La observación de juveniles en zonas de manglar y estuarinas, y de adultos reproductivos en zonas más abiertas sobre la plataforma, hacen suponer un proceso de migración de estas especies desde los manglares de Montijo y David, hacia aguas más abiertas, probablemente asociado a procesos reproductivos. Laegdsgaard & Johnson (2001), indican que estas migraciones pueden darse como respuestas a cambios en la dieta, eficiencia del forrajeo, vulnerabilidad a depredadores y procesos biológicos como la reproducción.

CONCLUSIONES

Los sistemas de manglares de Montijo y David son utilizados por diferentes especies de pargos como zona de cria de ejemplares juveniles y subadultos y por adultos que reingresan probablemente para refugiarse y/o alimentarse. Esta condición reproductiva provoca que indistintamente del arte de pesca utilizado la captura mayoritariamente esté conformada por ejemplares juveniles de *Lutjanus argentientris, L. novemfasciatus* y *L. colorado*, aunque en este último caso también hay presencia de adultos que se han reproducido y están reiniciando el desarrollo gonadal.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a la Fundación Marviva, a Conservación Internacional, a las asociaciones pesqueras de Montijo y Chorcha Abajo, por el apoyo brindado.

REFERENCIAS

AECI (Agencia Española de Cooperación Internacional) – ANAM (Autoridad Nacional del Ambiente). 2004. Directrices y recomendaciones para el uso y gestión sostenible de los manglares de Chiriquí. República de Panamá. 153 pp.

Ammour, T., A. Imbach, D. Suman & N. Windevoxhel. 1999. Manejo Productivo de Manglares en America Central. Turrialba, CR. Catie. 364 pp.

Aschenbrenner, A. & B. P. Ferreira. 2014. Age, growth and mortality of *Lutjanus alexandrei* in estuarine and coastal waters of the tropical south-western Atlantic. J. Appl. Ichthyol. 31: 57–64.

Blaber, S.J.M., 2007. Mangroves and fishes: issues of diversity, dependence, and dogma. Bull. Mar. Sci. 80: 457–472.

Blaber S., J.M & D.A. Milton. 1990. Species composition, community structure and zoogeography América Central. Turrialba, C.R., CATIE. 364 p.

Bussing, W.A. & M.I. López S. 1993. Peces Demersales y Pelágicos Costeros del Pacífico de Centro América Meridional. Guía Ilustrada. Publicación Especial de la Rev. Biol. Trop. 163 p.

Cámara, A. R., F. Diaz Olmo, J.R. Martinez B, M del C. Morón M., C. Gómez-Ponce, E. Tabares & A.J. Vega. 2004. Directrices de gestión para la conservación y desarrollo integral de un humedal centroamericano: Golfo de Montijo (Litoral del Pacífico de Panamá). Panamá, Panamá: ANAM.

CATHALAC. 2007. Diagnóstico del estado actual de los manglares, su manejo y su relación con la pesqueria en Panamá (Primera Etapa). Diagnósticos Biofisico, Institucional-Legal, Socioeconómico y Linea Base del Bosque de Manglar del Golfo de Montijo, Provincia de Veraguas, Informe Técnico Final, Centro del Agua del Trópico Húmedo para América Latina y el Caribe (CATHALAC), 122 pág.

Chavarria, J.B. 1999. La pesqueria artesanal del Golfo de Nicoya: Un enfoque estadístico pesquero. Simposio: 20 años de investigación: Centro de investigación en ciencias de mar y Limnologia, CIMAR 1979-1999. Universidad de Costa Rica 29 p.

Correa-Herrera, T. & L. F. Jiménez-Segura. 2013. Biologia reproductiva de *Lutjanus guttatus* (Perciformes: Lutjanidae) en el Parque Nacional Natural Utria, Pacífico colombiano. Rev. Biol. Trop. 61 (2): 829-840.

Funes, M.E. & I.M. Matal. 1989. Estudio de la reproducción y alimentación de la "pargueta" *Lutjanus argentiventris* (Lutjanidae), en los Cóbanos, Departamento de Sonsonate, El Salvador, Centroamaerica. Tesis de Licenciatura. Departamento de Biologia. Universidad de El Salvador. 65p en Jiménez 1994.

Fakoya, K.A., M., A. Anetekhai, S. L. Akintola, A., O. Saba & M. A. Abass. 2015. Life-stages, exploitation status and habitat use of Lutjanus goreensis (Perciformes: Lutjanidae) in coastal marine environments of Lagos, SW Nigeria. Rev. Biol. Trop. 63 (1): 199-212.

Hernández-Rauda, R., & M. Aldegunde. 2002. Changes in dopamine, norepinephrine and serotonin levels in the pituitary, telencephalon and hypothalamus during gonadal development of male Lutjanus argentiventris (Teleostei). Mar. Biol. 141, 209–216.

Laegdsgaard, P. & C. Johnson. 2001. Why do juvenile fish utilize mangrove habitats? J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 257: 229–253.

Manson, F.J., N.R. Loneragan, B.D. Harch, G.A. Skilleter. & L. Williams. 2005. A broad – scale analysis of links between coastal fisheries production and mangrove extent: A case – study fornortheastern Australia. Fish. Res. 74: 69-85.

Martinez – Andrade, F. 2003. A comparison of life histories and ecological aspects among snappers (Pisces: Lutjanidae). Tesis doctoral. Universidad Autónoma Metropolitana. 194 p.

Ramos- Cruz, S. 2001. Evaluación de la pesqueria del huachinango *Lutjanus peru* en la zona costera de Salina Cruz, Oaxaca, México, durante 1995. INP. SAGARPA, México. Ciencia Pesqueras. N° 15.

Robertson, D.R. & Y.R. Allen. 2006. Peces costeros de Pacifico Oriental Tropical: un sistema informativo. Versión 2.0. Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales. Balboa, Panamá.

Robles P., Y. A. & L. A., Montes. 2011. Diagnóstico para el aprovechamiento pesquero y análisis socioeconómico de los manglares y ecosistemas afines del distrito de David. Informe Técnico. Fundación Marviva-ANAM-CI. 200p.

Rojas, J. R. 1997. Fecundidad y épocas de reproducción del L. guttatus (Pisces: Lutjanidae) en el Golfo de Nicoya, Costa Rica. Rev. Biol. Trop. 44(3)/45(1): 477-487.

Sheaves, M. 1995. Large lutjanid and sarranid fishes in tropical estuaries: Are they adults or juveniles?. Mar. Ecol. Prog. Ser. Vol. 129: 31- 40.

Torres C., L., A. Santos – Martínez & A. Acero P. 1999. Reproducción de Bairdiella ronchus (Pisces: Sciaenidae) en la Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. Rev. Biol. Trop. 47(3): 553-560.

Vega, A.J., Y.A. Robles & L. Montes. 2012. Caracterización biológica de la pesquería artesanal que se desarrolla en el Golfo de Chiriquí. Universidad de Panamá- Senacyt- Marviva- CL Informe de Investigación.

Vega, A.J, Y.A. Robles P. A. & J. L. Maté. En prensa. Diagnóstico biológico-pesquero de los principales recursos en la pesquería del Parque Nacional Coiba y su zona de influencia, con recomendaciones para su manejo. Fundación MarViva, Ciudad de Panamá.

Zar, J. H. 2010. Biostatistical Analysis. Fifth edition. New Jersey, EE.UU. Prentice-Hall.

Recibido agosto de 2015, aceptado noviembre de 2015