

ISSN 1808-8092



Biología-Química-Física
Matemática-Estadística

TECNOCIENCIA



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



EFFECTO DE LAS EPIFITAS EN LA DIVERSIDAD Y LA ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE ESCARABAJOS (INSECTA: COLEOPTERA) DEL DOSEL DE ÁRBOLES TROPICALES

Héctor Barrios

¹Universidad de Panamá, Programa de Maestría en Entomología, Panamá. ²McGill University.

E-mail: hbarrios@ancon.up.ac.pa, tel/fax(507) 264-5431; cel. ph. 6613-5765.

RESUMEN

Las epifitas de la copa de un árbol presentan una influencia potencial de en la composición de la fauna de escarabajos la cual fue estudiada durante un año en Panamá. Las técnicas de colecta para la captura de los escarabajos fue de varios tipos de trampas para insectos en 25 copas de árboles de *Annona glabra*. Los árboles del estudio fueron asignados a tres diferentes categorías según su carga de epifitas (grandes, medianas o pequeñas) y a un grupo de control, libre de epifitas. Se colectaron 7,681 individuos de 352 morfospecies ubicadas en 44 familias. Los Curculionidae fueron la familia más numerosa y más rica en especies. En gran medida la especie más abundante fue un pequeño escarabajo (Curculionidae: Scolytinae) que contribuyó con 16% de todos los individuos colectados en el estudio. La proporción de especie raras fue relativamente baja (las únicas 10%, las dobles 30%). La riqueza y la abundancia de las especies y no se diferenciaron perceptiblemente entre las cuatro categorías del árbol en estudio, no presentaron una correlación con la biomasa de epifitas. Se detectaron diferencias en la composición de especies entre las categorías con los índices de Morisita-Horn que oscilaron entre 0.49 a 0.82 además del análisis estadístico ANOVAR realizado. Las especies únicas contabilizaron generalmente la mitad de todas las especies (45-58%). Una de las razones principales de estas diferencias fue la duración del estudio (13 meses). Se concluye que las epifitas no ejercen una influencia ecológicamente significativa en la fauna de los escarabajos en la copas del árbol investigado.

PALABRAS CLAVES

Escarabajos, Coleoptera, BCI, epifitas, diversidad, estructura trófica.

ABSTRACT

The potential influence of a tree crown's epiphyte assemblage on its beetle fauna was studied for a year in Panama. Beetles were collected with various types of insect traps in 25 tree crowns of *Ammonia glabra*. The studied trees were assigned to three different categories according to their epiphyte load (small, medium and large), and to an epiphyte-free control group. We collected 7,681 specimens of 352 morphospecies and 44 families. The most abundant and species-rich family were the Curculionidae. By far the most abundant species was a small bark beetle (Curculionidae: Scolytinae) which alone contributed 16% of all individuals. The proportion of rare species was relatively low (10% singletons, 30% doubletons). Species richness and abundance did not differ significantly between the four tree categories, nor did they correlate with epiphyte biomass. We could not detect differences in species composition between categories by Morisita-Horn indices (0.49-0.82) and two-dimensional scaling analyses. Frequently, singletons accounted for approximately half of all species (45-58%), here we observed only 10% of singletons. One of the main reasons for these differences is the duration of our study (13 months). It is concluded that epiphytes do not exert an ecologically significant influence on the beetle fauna in the investigated tree crowns.

KEYWORDS

Beetle, Coleoptera, BCI, epiphytes, diversity, trophic structure.

INTRODUCCIÓN

Muchas especies de escarabajos, en todos los estratos del bosque, son estrictamente especialistas de estos hábitats (Basset, 2001; Barrios, 2003). Las epifitas contribuyen substancialmente a la biomasa verde en el dosel de árboles tropicales, acercándose o aún excediendo a la biomasa de follaje del árbol hospedero (Benzing, 1990). El helecho epifítico *Asplenium nidus*, contribuye casi con una tonelada de masa seca por hectárea al dosel del valle de Danum, en Australia (Ellwood, 2002). Las epifitas contribuyen también con una fuente de hojas nuevas más o menos de forma continua a través del año (Schmidt & Zotz, 2000; Zotz, 1998). Publicaciones recientes sobre la comunidad animal y la herbivoría asociada a las epifitas del dosel indican que la presencia de epifitas influencia positivamente la abundancia y la diversidad de escarabajos en el dosel (Winkler *et al.*, 2005).

También contribuyen de forma significativa con una biomasa verde, las epífitas son también capaces de aportar una gran cantidad de materia orgánica muerta (suelo suspendido) entre sus hojas y bases de la hoja (Rodgers & Kitching, 1998; Benzing, 2000). Los escarabajos Saprófagos pueden por lo tanto beneficiarse de este aumento en biomasa de la hojarasca. Las epífitas también aumentan la complejidad estructural del hábitat del dosel, que podría desempeñar un papel importante en la determinación de la diversidad y abundancia de artrópodos (Lawton, 1986; Pianka, 1967; Ribeiro, 2003). Ellwood y Foster (2004) han demostrado que hay casi tanta biomasa de invertebrados en un solo espécimen de helecho como en el resto del dosel de ese árbol en la cual está creciendo. Así, la presencia de epífitas debe tener un impacto en las actividades de escarabajos durante la estación seca.

Otros estudios similares llevados a cabo con anterioridad Stuntz *et al.* (2002a, 2003) mostraron que los escarabajos contabilizaron el 10% de las especies de artrópodos, y no hubo casi traslape de especies entre las tres especies de epífitas estudiadas. Esto conllevó a proponer la hipótesis que dice que las comunidades de artrópodos en la copa de árboles con una estructura más compleja deben presentar una mayor diversidad de especies y que esto se debe reflejar en la estructura de la comunidad en especial de las especies raras. Las epífitas representan un sistema interesante para estudiar factores que afectan la diversidad de los escarabajos. En este estudio se examinan las copas enteras de los árboles para entender cómo el aumento en la complejidad de la arquitectura de la copa de los árboles provocada por la presencia de epífitas influencia en la diversidad y estructura de la comunidad de escarabajos en el dosel. Nuestras hipótesis específicas son: a) árboles con una carga más baja de epífitas albergará una fauna menos diversa y depauperada de escarabajos comparada con los árboles con una carga alta de epífitas; b) la dominancia de especies raras en la comunidad del dosel de escarabajos será afectada por la longitud del periodo de muestreo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitio del estudio: El estudio fue conducido en el Monumento Nacional de Barro Colorado (MNBC, 9°10' N, 79°51' W) en Panamá.

Descripciones detalladas del clima, de la vegetación y de la ecología se pueden encontrar en Croat (1978), Leigh *et al.* (1982).

Árboles y epifitas del estudio: La especie de árbol elegida como hospedero de las epifitas fue *Annona glabra* L. Este árbol es dominado a menudo por una sola especie de epifita (Zotz *et al.*, 1999), permitiendo elegir así categorías del árbol hospedero con complejos diferentes de epifitas. A pesar de su altura algo pequeña (altura promedio de los árboles en el estudio $4.9 \text{ m} \pm 0.9 \text{ SD}$, $n = 25$), las condiciones climáticas en la copa del árbol son algo similares al dosel superior del bosque (Zotz *et al.*, 1999) debido a su exposición al sol y al viento a lo largo de la orilla del lago Gatún. Se definieron cuatro categorías distintas del árbol hospedero con una carga cada vez mayor del tamaño de la epifita: 1) árboles sin epifitas como grupo de control, 2) árboles con la orquídea *Dimerandra emarginata* (G. Meyer) Höhne, considerado como el de menor tamaño, 3) árboles dominados por la bromelia *Tillandsia fasciculata* var. *fasciculata* Sw de tamaño intermedio y 4) árboles con la bromelia *Vriesea sanguinolenta* Cogn. & Marchal considerado el de mayor tamaño. De cada una de estas categorías, se seleccionaron siete árboles (excepto *Tillandsia*) distribuidos en siete sitios en MNBC. Sin embargo, los árboles hospederos de *Tillandsia* fueron encontrados solamente en la proximidad de cuatro de los siete sitios de estudios. Estos cuatro árboles fueron muestreados solamente cuando se esperaba que la abundancia de artrópodos fuera alta, ejemplo: inicio de la temporada de lluvias. Una descripción más detallada de las epifitas y el protocolo del muestreo se pueden encontrar en Stuntz *et al.* (1999, 2002a, 2002b).

Colecta y procesamiento de los escarabajos: Los escarabajos fueron colectados con tres tipos de trampas: trampas de intercepción del vuelo, trampas de rama y trampas de color amarillo, que fueron colocadas en las copas de los árboles por un año entero, con excepción de las trampas en los árboles con *Tillandsia* las cuales fueron removidas durante la segunda mitad de la estación lluviosa, es decir de julio a noviembre de 1998. Una solución de sulfato de cobre al 1% se utilizó como líquido preservante. Las trampas fueron servidas una vez cada dos semanas y los insectos transferidos a etanol al 70%. Todas las trampas se ilustran y se describen en Stuntz *et al.* (1999). Los

escarabajos fueron contados y separados del resto de la colecta con la ayuda de asistentes entrenados. El material fue revisado por el autor el cual identificó algunas especies a género y a nivel de especie. Si los especímenes estudiados no se pudieron identificar a nivel de especie se les asignó un código y fueron consideradas como morfoespecies basados en morfología externa, siguiendo la metodología usada por Oliver and Beattie. (1996).

Biomasa de las epifitas y fenología del árbol: Se estimó la biomasa de las epifitas en el árbol hospedero midiendo la longitud máxima de la hoja de cada bromelia en este árbol o, la longitud del último vástago de cada orquídea respectivamente. Estos parámetros están firmemente correlacionados al peso seco de la planta (Schmidt & Zotz, 2001).

Análisis de las muestras: Las variables dependientes consideradas para el ANOVA fueron: el número total de familias, especie y de individuos muestreados en cada árbol. Estas variables fueron obtenidas agregando los datos de los 27 muestreos. Para caracterizar los árboles hospederos, también analizó el área total de las hojas de cada árbol, el área total de las hojas de las epifitas por árbol y el peso seco de las epifitas. Las variables independientes fueron las cuatro categorías de las epifitas definidas anteriormente. La colecta de insectos se realizó durante 1998-99 (13 meses de muestreo con dos muestras cada mes). Para reducir el número de variables dependientes analizamos los datos con una muestra por mes en vez de dos utilizando el análisis de varianza con medidas repetitivas (ANOVAR). El ANOVAR fue ejecutado tomando en consideración cualquiera de las tres categorías de cargas de las epifitas: control, *Dimerandra* y *Vriesea* y 10 episodios de muestreo para cuatro categorías de cargas de las epifitas, incluyendo también *Tillandsia* con 13 periodos de muestreo. En este análisis, las variables dependientes fueron el número de especie o individuos presentes en cada árbol y en cada episodio del muestreo.

El ANOVAR fue realizado como una medida para la diversidad alfa (α) se utilizó la riqueza de especies que fueron encontradas en una unidad de muestreo (dos semanas de colecta con 3 tipos de trampas). Para el análisis de escala multidimensional usamos una matriz de valores 1-Sørensen como una medida de disimilitud entre las comunidades de escarabajos de sus respectivos árboles hospederos

(Southwood, 1978). Con el programa Estimates se calculó el índice del Morisita-Horn como medida de la diversidad (β) (Magurran, 1988). Dos conjuntos de datos fueron utilizados para las comparaciones entre categorías, ya que las trampas en los árboles de *Tillandsia* fueron retirados durante la segunda mitad de la estación de lluviosa. Cuando el periodo de muestreo entero de 13 meses era incluido, se comparó solamente las categorías 1, 2 y 4, cuando las cuatro categorías fueron consideradas, se analizaron datos de ocho meses con las trampas activas en todos los árboles.

RESULTADOS

Composición general de la fauna de escarabajos: Se colectó 7,681 especímenes de escarabajos distribuidos en 352 especies y 44 familias. En promedio, se colectó 720 individuos cada dos semanas (rango 337-1156). La producción media anual por árbol fue de 330 especímenes de escarabajos pertenecientes a 72 especies (valores promedios, $n=21$). El 10% de las especies estuvieron representadas por un solo individuo (*singletons*) mientras casi un tercio (30%) presentaron dos individuos (*doubletons*), donde la mayoría de estas últimas, el 81%, fueron muestreadas en pares en una sola ocasión. Varias especies de escarabajos se presentaron de forma muy abundante en los árboles muestreados y distribuidas uniformemente. Se encontraron especies muy abundantes, y dentro de este grupo, solamente un quinto de las especies fueran encontradas en cada una de las cuatro categorías, las cuales representaron a la gran mayoría de los especímenes (82%). Las 20 especies más abundantes (con 50 individuos o más) fueron colectadas en los árboles estudiados de todas las categorías. Noventa y cuatro especies (27% de todas las especies) estuvieron representadas por diez individuos o más, alcanzando un total de 89% de todos los especímenes. Las cinco especies más abundantes se ubicaron en la subfamilia Scolytinae, las familias Staphylinidae, Anthicidae, Alleculidae y Buprestidae contribuyendo con el 44% del número total de individuos. Un pequeño escarabajo de la sub familia Scolytinae fue en gran medida la especie más abundante con 1,258 individuos. Las familias más diversas fueron: Curculionidae (45 especies, sin los Scolytinae), Chrysomelidae (31) y Cerambycidae (29). Los taxa más abundantes fueron: Scolytinae (1,298), seguido por Staphylinidae (1,116) y Anthicidae (1,073).

Composición Faunística de árboles con diversa carga de epifitas (diversidad alfa): La carga de epifitas de los árboles en estudio varió considerablemente: la biomasa total de las epifitas fue perceptiblemente diferente entre las categorías y osciló entre 90 y 3,900 g. de peso seco (Stuntz *et al.*, 2003). El número total de individuos y de especies de escarabajos en los árboles del estudio no se diferenció de forma perceptible a través de las categorías de árboles (ANOVA, $p > 0.1$). Éste también fue el caso al analizar las familias de escarabajos por separado. También se examinó si la composición faunística estaba correlacionada con la biomasa de las epifitas, independientemente de la asignación de la categoría, pero éste no fue el caso. Ni la riqueza ni la abundancia de las especies de escarabajos estuvo correlacionada con la cantidad de epifitas en un árbol (ANOVAR, $p > 0.1$). De hecho, el número más elevado de especies y/o morfoespecie por árbol (75) fue encontrado en un árbol con la biomasa más baja de epifitas.

Diversidad beta: Para determinar si la composición faunística de escarabajos en las cuatro categorías de árboles con su respectivas epífita se diferenció en su composición de especies y/o morfoespecies, se efectuaron cálculos del índice de Morisita-Horn para las comunidades de escarabajos de las cuatro categorías como medida de semejanza faunística. Los valores ocuparon un rango entre 0.49 a 0.82 a través de las categorías. La semejanza más grande ocurrió entre los árboles de *Tillandsia* y los árboles con *Vriesea* (Morisita-Horn =0.82), y la semejanza más baja entre los árboles de control y los árboles con *Tillandsia* (Morisita-Horn =0.49). El índice de Morisita-Horn oscila entre 0 y 1, baja similaridad y alta similaridad respectivamente. También se hizo un análisis de escala de dos dimensiones basado en las desemejanzas (1-Sorensen) entre todos los árboles del estudio, pero no hubo agrupamiento de las categorías de los árboles.

Los escarabajos fitófagos deben estar más ligados a su árbol hospedero y a sus epifitas que otros grupos tróficos que no dependen de la biomasa verde para la nutrición. Por lo tanto se llevaron a cabo análisis de 1-Sorensen en dos escalas restringidos a la composición de los escarabajos herbívoros. Los resultados no se diferenciaron del resultado del análisis cuando se tomó en cuenta la fauna entera de los

escarabajos. Con este análisis no se evidenció ninguna asociación obvia correspondiente a las categorías de los árboles en estudio.

Casi la mitad de todas las especies ocurre en solamente una de las cuatro categorías, y la proporción de individuos únicos llegó a ser del 10% (Cuadro 1). En el cuadro 2 se aprecia la distribución de las especies y de individuos a través de las cuatro categorías.

DISCUSIÓN

Semejanza faunística entre árboles: Contrario a la hipótesis planteada en este trabajo la fauna de escarabajos de las 25 copas de árboles fue similar sin el efecto obvio de la flora de las epifitas que las acompañaban. Ni la presencia de epifitas ni su abundancia relativa o biomasa llevó a cualquier diferencia faunística significativa. La composición de los escarabajos fue similar con respecto a las medidas de diversidad alfa (α), diversidad beta (β) y de composición de grupos tróficos, a excepción de los escarabajos herbívoros (Fig. 2). Así mismo no respondieron con un aumento de la riqueza de las especies o de la abundancia al aumentar la biomasa de las epifitas (Cuadro 2). Estas semejanzas faunísticas también han sido reportadas por Wittman (2000) en estudios con especie de bromelias en Perú. La autora, encontró que ni los Coleoptera ni los insectos en general aumentaron la abundancia cuando el número de hojas de las bromelias aumentó.

En otros estudios sobre la composición de especies de insectos tropicales ya sea en el sotobosque (Didham *et al.*, 1998a; Novotny & Basset, 2000) como en el dosel (Horstmann *et al.*, 1999), se han reportado una proporción considerable de especies con uno o dos individuos durante el periodo de muestreo. De lo reportado, el promedio de las especies únicas componen aproximadamente la mitad de todas las especies 58% (Morse *et al.*, 1988), 48% (Allison *et al.*, 1997), 45% (Novotny, 1993), 45% (Didham *et al.*, 1998a). En este trabajo se observó solo 10% de especies únicas (Cuadro 1) lo cual contrasta con los trabajos anteriores.

Cuadro 1. Composición de especies, número y porcentaje de la fauna de escarabajos en *Ammona glabra*. Las primeras dos columnas incluyen todos los escarabajos capturados en 28 árboles del estudio a través de un año (abril de 1998 a abril de 1999; 13 meses), las últimas dos columnas se basan en los meses con las trampas activas en las cuatro categorías (abril-junio 1998 y diciembre 1998 a abril 1999; 8 meses).

	tiempo de muestreo 13 meses		tiempo de muestreo 8 meses	
	n	%	n	%
Especies				
Total	352	100	278	100
Únicas	35	10	35	13
Dobles	105	30	88	32
Especies con ≥ 10 individuos	94	27	68	24
Especímenes				
Total	7,681	100	5,072	100
Especies más abundante (<i>Scolytinae 1</i>)	1,258	16	763	15
5 especies más abundantes	3,404	44	2,268	45
10 especies más abundantes	4,059	53	2,716	54
Especies con ≥ 10 individuos	6,866	89	4,433	87

Cuadro 2. Comparación de las cuatro categorías del árbol con epífitas. Los datos faunísticos son de ocho meses de colecta en 28 árboles en este estudio (con "n" réplicas por categoría). Se dan los valores medios, mínimos y máximos.

	árbol de control (sin epífitas)	árbol con <i>Dimerandra</i>	árbol con <i>Vriesea</i>	árbol con <i>Tillandsia</i>	p ¹⁾
Individuos por árbol	232 (115-303)	184 (131-346)	202 (117-338)	211 (134-292)	p=0.93
Especies por árbol	50 (33-67)	46 (38-76)	47 (28-62)	50 (41-58)	p=0.84
Carga de epífitas (g. peso seco)	0	318 (90-912)	1,670 (879-3,853)	3,207 (2,740-3,828)	p<0.001
Réplicas (n)	7	7	7	4	

¹⁾ Kruskal-Wallis

Una de las razones principales de este fenómeno son las diferencias en la duración de nuestro estudio si se compara con el tiempo de duración de los estudios citados anteriormente, en los cuales el periodo de muestreo fue mucho más corto. Un prolongado tiempo de muestreo puede disminuir el número de especies únicas. En nuestro estudio, la proporción de especies únicas y las dobles en los ocho meses de muestreo es más alto que durante el año entero (Cuadro 1). Por otro lado, la mayor parte de las especies dobles fueron capturadas en la misma fecha en una sola trampa. Así, al agregar las especies únicas y dobles se alcanzó un total de 40% de especies raras, que es más constante con resultados anteriores, aunque aún en el extremo inferior del rango.

Sobre la base de estudios previos Barrios, (1997); Stuntz *et al.* (2002a, 2003); Barrios & González, 2006), se infiere que hay un efecto ecológico de las epífitas sobre la fauna arbórea de los artrópodos en los árboles estudiados. Stuntz *et al.* (2002a, 2003) encontraron diferencias en la composición de las especies y/o de los grupos tróficos. Estos autores encontraron que las especies de epífitas ofrecen características estructurales muy diversas, y abrigan faunas evidentemente distintas de artrópodos en los mismos árboles estudiados. Ellwood (2002), Ellwood *et al.* (2004) encontraron, en estudios similares usando otras especies de epífitas del dosel, que el número de especies y la abundancia de artrópodos aumenta cuando el tamaño y peso de las epífitas aumentó. Es importante señalar que los Coleoptera no es el grupo más representativo de los insectos acuáticos asociados a las bromelias y por ende afectan los resultados. Los Coleoptera acuáticos asociados al cuerpo de agua que contienen las bromelias, son en su mayoría, los estados inmaduros y estos no se capturan en las técnicas de colecta utilizadas.

CONCLUSIONES

Nuestros resultados sugieren que no hay un efecto en el aumento de la diversidad de los Coleoptera asociados a las copas de árboles cuando la carga de epífitas que poseen aumenta. Si hay tal efecto, es demasiado sutil para poder ser detectado a pesar que en nuestro diseño del estudio se han controlado otras condiciones ambientales tanto cuanto fue posible.

Los resultados referentes a la dominancia de especies raras dependiendo de cuan largo tiempo sea el esfuerzo de muestreo, podemos afirmar según nuestro estudio y con nuestro sistema Coleoptera-epifitas que al aumentar el periodo de muestreo se reducirá la dominancia de especies raras. Queremos llamar la atención a que se han realizado trabajos, como los mencionados en la discusión, donde el tiempo de muestreo ha sido muy corto y han concluyendo que el número de especies raras puede llegar cerca del 50% de todas las especies, siendo esto tan solo un problema metodológico en cuanto al esfuerzo de muestreo.

Los resultados obtenidos referentes a la primera hipótesis se debieron, probablemente, al efecto producido por la poca altura de los árboles y del dosel parcialmente abierto que permite la entrada de gran cantidad de luz solar a lo interno de la copa, provocando cambios en las condiciones abióticas como la temperatura, humedad y la cantidad de sombra. Esta clase particular de hábitat compartido por el árbol en estudio es similar a un bosque secundario donde las características son estructural y funcionalmente menos complejas que en un bosque primario. Posiblemente, todas estas características comunes de los árboles en estudio con respecto a sus parámetros ambientales e intrínsecos son parcialmente responsables de la semejanza de la composición de especies de los escarabajos. Además, estos resultados quizás pudieron deberse al gran número de los insectos visitantes ocasionales que se encuentran constantemente en muchos estudios, por ejemplo, muchos herbívoros colectados sobre un árbol en particular no se alimentan en esa misma plantas ya que han podido ser llevados por el viento o estar en búsqueda de su planta hospedera. Este resultado contrario a la hipótesis planteada en el estudio no impide la posibilidad que otras especies de epifitas influyen la composición de artrópodos en su árbol hospedero, como lo han demostrado otros autores en otros estudios y en otras condiciones.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer a Enrique Medianero y Anayansi Valderrama por su ayuda con la identificación y el montaje de los especímenes. Yves Basset, del Instituto de Investigaciones Tropicales Smithsonian, que han dado valiosos consejos durante todo el desarrollo del trabajo. Los consejos y la ayuda extraordinaria con el análisis estadístico fueron proporcionados por Catherine Potvin.

REFERENCIAS

Allison, A., G. A. Samuelson & S. E. Miller. 1997. Patterns of beetle species diversity in *Castanopsis acuminatissima* (Fagaceae) trees studied with canopy fogging in mid-montane New Guinea rainforest. In *Canopy Arthropods*, ed. Stork, N. E., Adis, J. & Didham, R. K., pp. 224-236. London: Chapman & Hall.

Barrios, H. 2003. Insects herbivores feeding on conspecific seedlings and trees. In: *Arthropods of tropical forests - spatio-temporal dynamics and resource use in the canopy*, eds. Y. Basset, V. Novotny, S.E. Miller & R.L. Kitching. pp. 282-290. Cambridge University Press, Cambridge.

Barrios, H. 1997. Fluctuación Poblacional de Curculionidos (Coleoptera: Curculionidae) Capturados en Trampa de Luz en la Isla Barro Colorado. *Scientia* 12(1): 55-68.

Barrios, H. & M. González. 2006. Estratificación Vertical y Diversidad de Coleoptera: (Curculionoidea) en Trampas de Luz de la Isla Barro Colorado, República de Panamá. *Scientia* 21(1):57-75.

Basset, Y. 2001. Communities of insect herbivores foraging on mature trees vs. seedlings of *Pourouma bicolor* (Cecropiaceae) in Panama. *Oecologia*, 129, 253-260.

Benzing, D. H. 1990. Vascular Epiphytes. Cambridge: Cambridge University Press, 152 pp.

Benzing, D. H. 2000. Bromeliads - Profile of an adaptive radiation. Cambridge: Cambridge University Press, 690 pp.

Croat, T. B. 1978. Flora of Barro Colorado Island. Stanford: Stanford California Press, 943p.

Didham, R. K., P. M. Hammond, J. H. Lawton, P. Eggleton & N. E. Stork. 1998a. Beetle species responses to tropical forest fragmentation. *Ecological Monographs*, 68, 295-323.

Ellwood, M. D. 2002. Canopy ferns in lowland dipterocarp forest support a prolific abundance of ants, termites, and other invertebrates. *Biotropica* 34(4):575-583.

Ellwood, M. D. & W. A. Foster. 2004. Doubling the estimate of invertebrate biomass in a rainforest canopy. *Nature*, 429: 549-551.

Horstmann, K., A. Floren & K. E. Linsenmair. 1999. High species richness of Ichneumonidae (Hymenoptera) from the canopy of a Malaysian rain forest. *Ecotropica*, 5: 1-12.

Lawton, J. H. 1986. Surface availability and community structure: the effects of architecture and fractal dimension of plants. Pp. 317-331 in Juniper, B. E. & T. R. E. Southwood. (eds). *Insects and the plant surface*. Edward Arnold, London.

Leigh, E. G. Jr., A. S. Rand & D. M. Windsor. 1982. *The Ecology of a tropical forest. Seasonal rhythms and long-term changes*. Washington D.C.: Smithsonian Institution Press, 546p.

Magurran, A. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton: Princeton University Press, 185p.

Morse, J. G., J. A. Immaraju, & O. L. Brawner. 1988. Citrus thrips: looking to the future. *Citrograph* 73: 112-115.

Novotny, V. 1993. Spatial and temporal components of species diversity in Auchenorrhyncha (Insecta: Hemiptera) communities of Indochinese montane rain forests. *J. Trop. Ecol.*, 9: 93-100.

Novotny, V. & Y. Basset. 2000. Ecological characteristics of rare species in communities of tropical insect herbivores: pondering the mystery of singletons. *Oikos*, 89: 564-572.

Olivier, R. & A. Beattie. 1996 Invertebrate Morphospecies Surrogates for Species. A Case of Study. *Conservation Biology*, 10(1): 99-109.

Pianka, E. R. 1967. On Lizard Species Diversity: North American Flat Land Deserts. *Ecology*, 48: 333-351.

Ribeiro, S. P. 2003. Insect Herbivores In The Canopies Of Savannas And Rainforests. In: *Arthropods Of Tropical Forests: Spatio-Temporal Dynamics And Resource Use In The Canopy*. Ed. Basset, Y., Novotny, V.,

Miller, S. E. & R. Kitching. Pp. 348-359. Cambridge: Cambridge University Press.

Rodgers, D. J. & R. L. Kitching. 1998. Vertical Stratification Of Rainforest Collembolan (Collembola: Insecta) Assemblages: Description of Ecological Patterns And Hypotheses Concerning Their Generation. *Ecography*, 21: 392-400.

Schmidt, G. & G. Zotz. 2000. Herbivory In The Epiphyte, *Vriesea Sanguinolenta* Cogn. & Marchal (Bromeliaceae). *J. Trop. Ecol.*, 16: 829-839.

Schmidt, G. & G. Zotz. 2001. Ecophysiological consequences of differences in plant size - in situ carbon gain and water relations of the epiphytic bromeliad, *Vriesea sanguinolenta* Cogn. & Marchal. *Plant, Cell and Environment*, 24: 101-112.

Stuntz, S., U. Simon & G. Zotz. 1999. Assessing potential influences of vascular epiphytes on arthropod diversity in tropical tree crowns. *Selbyana*, 20: 276-283.

Stuntz, S., C. Ziegler, U. Simon & G. Zotz. 2002a. Structure and diversity of the arthropod fauna within three canopy epiphyte species in Central Panama. *J. Trop. Ecol.*, 18: 161-176.

Stuntz, S., U. Simon & G. Zotz. 2002b. Rainforest air-conditioning: the moderating influence of epiphytes on the microclimate in tropical tree crowns. *International Journal of Biometeorology*, 46: 53–59.

Stuntz, S., U. Simon & G. Zotz. 2003. Seasonality and abundance of arthropods in tree crowns with different epiphyte loads. In *Arthropods of tropical forests - spatio-temporal dynamics and resource use in the canopy*, ed. Basset, Y., Novotny, V., Miller, S. E. & Kitching, R., pp. 195-200. Cambridge: Cambridge University Press

Winkler, M., K. Hülber, K. Mehltreter, J.G. Garcia-Franco & P. Hietz. 2005. Herbivory of epiphytic bromeliads, orchids and ferns, in a Mexican montane forest. *J. Trop. Ecol.*, 21:147–154.

Wittman, P. K. 2000. The Animal Community Associated With Canopy Bromeliads of the Lowland Peruvian Amazon Rain Forest. *Selbyana* 21(1,2): 48-51.

Zotz, G. 1998. Demography of the epiphytic orchid, *Dimerandra emarginata*. *J. Trop. Ecol.*, 14: 725-741.

Zotz, G., G. Dietz & P. Bermejo. 1999. The epiphyte community of *Annona glabra* on Barro Colorado Island, Panama. *J. Biogeogr.*, 26: 761-776.

Recibido julio de 2011, aceptado marzo de 2012.



CONTAMINACIÓN MICROBIOLÓGICA Y FÍSICO-QUÍMICA APORTADA POR EL RÍO SAN PEDRO AL GOLFO DE MONTIJO, VERAGUAS

José J. Him F. y Aura Johnson

Centro Regional Universitario de Veraguas, Universidad de Panamá, Santiago de Veraguas, Panamá.

E-mail: jjhimf@yahoo.com

RESUMEN

Con el propósito de determinar el nivel de contaminación bacteriológica y fisicoquímica que aporta el río San Pedro al Golfo de Montijo, se obtuvieron muestras de agua de la desembocadura del río. El área estudiada no presenta contaminación fisicoquímica en cuanto a ciertos parámetros estudiados (SST, pH, DBO, OD). Sin embargo, hay señales de alerta en cuanto a concentraciones de detergentes detectadas durante los meses de abril y mayo (0.95 mg/dm^3) en la mayoría de las estaciones de muestreo. Igualmente, son preocupantes las concentraciones detectadas de nutrientes, sobre todo de nitratos en la época lluviosa, cuyas concentraciones promedio oscilaron entre 1.084 mg/dm^3 y 2.444 mg/dm^3 . Los hallazgos de coliformes fecales en todas las estaciones de muestreo sugieren la presencia de heces de humanos y/o de animales, las cuales pueden estar siendo descargadas directa o indirectamente al río.

PALABRAS CLAVES

Golfo de Montijo, contaminación físico - química, coliformes fecales, estuarios.

ABSTRACT

In order to determine the level of bacteriological and physicochemical pollution delivered to the Gulf of Montijo by San Pedro River, samples were collected from the mouth of the river outlet. The area did not show pollution as to certain physicochemical parameters studied (TSS, pH, BOD, OD). However, there are

warnings signs about detergent concentrations detected during the months of April and May (0.95 mg/dm^3) in most sampling stations. Similarly, there is concern on the nutrient concentrations detected, especially nitrates in the rainy season, which average concentrations ranged between 1.084 mg/dm^3 and 2.444 mg/dm^3 . The findings of fecal coliforms in all sampling sites suggest the presence of human feces and / or animals, which can be downloaded directly or indirectly into the river.

KEYWORDS

Montijo Gulf, physicochemical pollution, fecal coliforms, estuaries.

INTRODUCCIÓN

El Humedal del Golfo de Montijo forma parte del Sistema Internacional de Sitios Ramsar, los cuales son considerados como hábitat acuáticos cuya existencia es indispensable para mantener los ciclos de vida de especies de flora y fauna, tanto a nivel regional como global (ANCÓN, 2001). En el Golfo de Montijo se encuentra el 13,7 % de los manglares del país, lo que corresponde a unas 23,439 hectáreas (INRENARE, 1994). Las actividades humanas a lo largo de los diferentes ríos que desembocan al Golfo han alterado el sistema de corrientes, aumentado los niveles de sedimentación e incorporado agentes químicos extraños al ecosistema. Aunado a esto, está la sobrepesca ejercida por grandes embarcaciones ajenas a la región, que amenazan la estabilidad poblacional de un gran número de especies (ANCON, 2001).

El Golfo de Montijo ha sido escenario de investigaciones durante los últimos años, pero en su mayoría son de carácter biológico y pesquero. En tal sentido, vale la pena mencionar los trabajos de Vega (1994), quien realizó un inventario preliminar de peces en el área, reportando 334 ejemplares pertenecientes a 19 familias y 55 especies. Por su parte, Aparicio y Quintana (1997), al estudiar la alimentación natural de los peces del Golfo, encontraron una incidencia parasitaria en los principales grupos de peces de importancia comercial capturadas en el área, siendo los nemátodos el grupo más común y frecuente en la mayoría de las especies. Esto podría ser un indicador de la contaminación que se está llevando a cabo en el Golfo.

Estuarios como los de este río, reciben una gran cantidad de contaminantes provenientes de río arriba, lo que ha provocado que se hallan convertido en el vertedero final de sustancias descargadas en forma deliberada o accidental por las actividades humanas (Kennish, 1995). En este trabajo se estudió el aporte del Río San Pedro al Golfo de Montijo en lo que se refiere a contaminación físico – química y microbiológica.

MATERIAL Y MÉTODOS

El Golfo de Montijo se localiza en la Costa del Pacífico, al sur de la provincia de Veraguas, República de Panamá, desde los 7°35'45" a los 7°50'45" de latitud norte y desde los 80°58'45" a los 81°13'30" de longitud oeste (Fig. 1). Tiene un perímetro costero (considerado desde Punta Brava hasta Punta Arenas) de casi 116 km y una profundidad máxima de aproximadamente 16 m. En el interior del Golfo se localiza la Isla Leones y otras islas menores. Desemboca en este Golfo, el Río San Pedro, por el cual remontan algunas embarcaciones pequeñas hasta el Puerto de Montijo. Otros ríos que desembocan en el Golfo son: San Pablo, Lagartero, Tigres, Café, Cañazas, San Antonio, Sábalo, Piña, Ponuga, Pocrí, Suay, Tebario, Angulo, Negro, Palo Seco, Torio, Quebro y Arenas (Diccionario Geográfico de Panamá, 1974).

El Río San Pedro figura entre los grandes afluentes que conforman una serie de canales y esteros en el Golfo, creando uno de los ecosistemas más ricos y complejos del país. Este río, cuyo curso total es de aproximadamente 52.5 km, nace en el distrito de Cañazas, provincia de Veraguas. A través de su curso recibe las aguas de los ríos San Pedrito, Bacay, Aclita, Martín Grande y Cubívora. En las cercanías de sus márgenes se localizan algunos poblados como San Pedrito, El Hormigal, San Pedro de La Horqueta y Los Balsas (Diccionario Geográfico de Panamá, 1974).

En la desembocadura del Río San Pedro, se establecieron 5 estaciones de muestreo cuyas coordenadas aparecen en el Cuadro 1. Las estaciones de muestreo fueron visitadas durante siete meses, comprendidos entre abril de 2003 y febrero de 2004. Las visitas se hicieron una vez al mes en horas de la mañana a bordo de embarcaciones pesqueras. En total se trabajaron tres meses de la época seca y cuatro de la lluviosa. En cada estación se colectaron varias muestras de las aguas superficiales en recipientes de vidrio pequeños debidamente esterilizados. Las muestras de cada estación, luego de ser homogenizadas en recipientes de un litro, fueron transportadas (en termo con hielo) hasta el laboratorio para ser sometidas a análisis bacteriológico y fisico-químico. Para la determinación del oxígeno disuelto y la demanda bioquímica de oxígeno, se colectaron muestras en dos botellas de vidrio de 300 mL en cada estación.

Cuadro 1. Coordenadas de las estaciones de muestreo.

ESTACIÓN DE MUESTREO	COORDENADAS
1	07 ^o 57' 04,8" N; 081 ^o 02' 05,9" W
2	07 ^o 56' 52,1" N; 081 ^o 02' 22,9" W
3	07 ^o 56' 14,2" N; 081 ^o 02' 42,8" W
4	07 ^o 55' 51,9" N; 081 ^o 02' 54,7" W
5	07 ^o 55' 21,4" N; 081 ^o 03' 18,7" W

Los sólidos suspendidos totales fueron determinados por filtración al vacío, según APHA (1992), empleando un equipo de filtración con fritas de placa porosa y filtros circulares de microfibras de vidrio. La concentración de sólidos suspendidos totales (SST) en mg/L se obtuvo empleando la siguiente fórmula:

$$SST / \text{mgL}^{-1} = \frac{(P_2 - P_1)1000}{V}$$

donde: P_1 es el peso del filtro preparado seco en mg, P_2 es el peso del filtro más el residuo seco en mg, V es el volumen de muestra filtrada en cm^3 .

Para la determinación de pH, fósforo, fosfatos, nitratos y oxígeno disuelto, se empleó un fotómetro multiparámetro marca HANNA modelo C 206. Para el oxígeno disuelto se tomó la muestra colectada en una de las botellas de DBO. La concentración de detergentes se determinó empleando un kit para detergentes en aguas salobres marca HACH, modelo DE-2 que incluye discos. Para la determinación del DBO se usó el método estándar de incubación por 5 días a temperatura ambiente. Para la determinación de coliformes fecales (CF) se aplicó la técnica modificada del sistema Petrifilm 3 M, según Buhler y Luth (1993).

Los datos fueron sometidos a una prueba de comparaciones múltiples (Tukey) para determinar diferencia verdaderamente significativa (DVS) entre las medias de cada parámetro por mes y una prueba *t* para comparar los registros de los parámetros por época. Debido a que los datos de nitratos no satisfacían las hipótesis de análisis de varianza (homogeneidad, normalidad e independencia), se le aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis. Por último, se reagruparon los datos por estación de muestreo y se les aplicó un análisis de varianza para determinar diferencias entre ellas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La concentración media de los SST varió entre 10.8 mg/dm³ (en el mes de abril) y 50.67 mg/dm³ en el mes de junio (Fig. 1a). La prueba Tukey (Cuadro 2) reveló cuatro grupos en los cuales no hay diferencia significativa. La media del mes de junio resultó ser significativamente mayor a las demás. Los valores promedios de los meses de enero, junio y agosto exceden los valores estándares establecidos (25 mg/dm³) para este tipo de ecosistema, no así el resto de los meses. Se encontró diferencia significativa entre épocas del año ($P < 0,05$) observándose mayor concentración en la época lluviosa.

Cuadro 2. Resultados de la prueba Tukey para SST entre meses.

TRATAMIENTO	MEDIA	GRUPOS HOMOGÉNEOS
JN	50.67	1
AG	29.80	2
EN	27.38	3
FE	23.93	4
MY	23.69	5
JL	16.00	6
AB	10.80	7

El pH fue un poco más alcalino en los meses de la estación seca que en la lluviosa (Fig. 1b). La prueba de Tukey (Cuadro 3) reveló tres grupos homogéneos, observándose diferencia entre los meses de lluvia y los de la época seca. La comparación entre épocas indicó diferencia significativa entre las mismas ($P < 0,05$). En términos generales, los valores de pH se mantuvieron dentro de los valores aceptables (6,5-8,5) para este tipo de aguas.

Las fluctuaciones de las concentraciones de fósforo y fosfato presentaron un comportamiento similar (Figuras 1c y d). Las concentraciones medias mensuales de fósforo (Fig. 1c), variaron de $0,064 \text{ mg/dm}^3$ (en abril) a $0,156 \text{ mg/dm}^3$ (en julio), pero no mostraron diferencia significativa en la prueba ANOVA ($P > 0,05$). La variación de las concentraciones medias mensuales de los fosfatos (Fig. 1d) oscilaron en un ámbito entre $0,190 \text{ mg/dm}^3$ (en abril) y $0,478 \text{ mg/dm}^3$ (en julio), pero la diferencia entre las mismas no es significativa, de acuerdo con la prueba Tukey ($P > 0,05$).

En lo que respecta a los nitratos, las concentraciones medias variaron en un ámbito general entre cero y $2,444 \text{ mg/dm}^3$ (Fig. 1e). Esta diferencia se considera estadísticamente significativa ($P < 0,05$), según la prueba de Kruskal-Wallis. La comparación entre épocas mostró diferencia significativa para los nitratos ($P < 0,05$), no así para el fósforo y los fosfatos ($P > 0,05$). Estos resultados contrastan con los de Chial & Villarreal (1995), quienes presentan diferencias en los meses

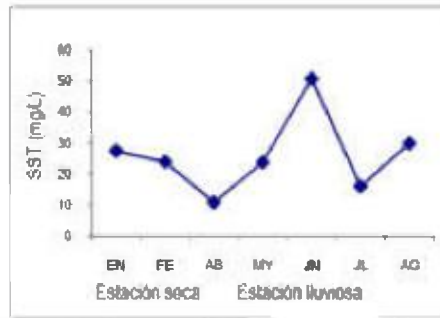
de afloramiento que ocurren en el Golfo de Panamá (durante los meses de marzo-abril) y atribuyen estas diferencias al aporte de los ríos durante el inicio de las lluvias.

Durante la época seca, en ninguna estación se detectó nitratos, mientras que en la lluviosa, en varias estaciones se detectaron concentraciones considerables en reiteradas ocasiones, debido posiblemente a las aguas servidas provenientes del área de influencia y al uso de fertilizantes en actividades agrícolas, los cuales son lavados por las aguas de escorrentía producidas por las lluvias.

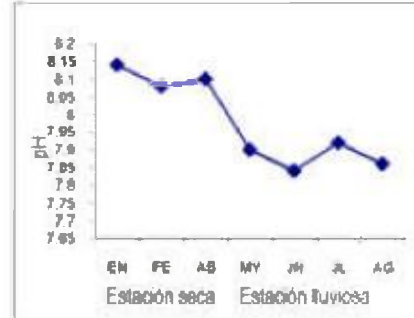
Cuadro 3. Resultados de la prueba Tukey para pH entre meses.

TRATAMIENTO	MEDIA	GRUPOS HOMOGÉNEOS
EN	8.14	
AB	8.10	
FB	8.08	
JL	7.92	
MY	7.90	
AG	7.86	
JN	7.84	

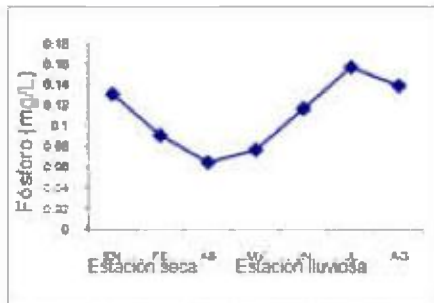
Son preocupantes las concentraciones detectadas de nutrientes, sobre todo de nitratos en la época lluviosa, cuyos promedios oscilaron entre 1.084 y 2.444 mg/dm³, lo cual constituye un serio peligro, ya que, en presencia de otras sustancias, podrían provocar un aumento de la vegetación acuática o de la población de algas, dando lugar al fenómeno de eutroficación, con la subsiguiente disminución del oxígeno disuelto. La presencia de fosfatos y nitratos es indicativa de la actividad agrícola de las áreas adyacentes al río, sobretodo del uso de fertilizantes.



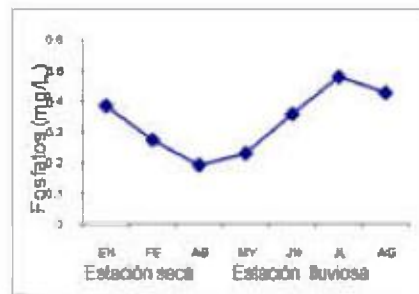
a. Variación mensual de las concentraciones medias de SST



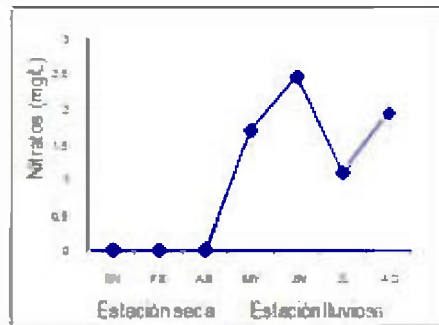
b. Variación mensual de los valores de pH.



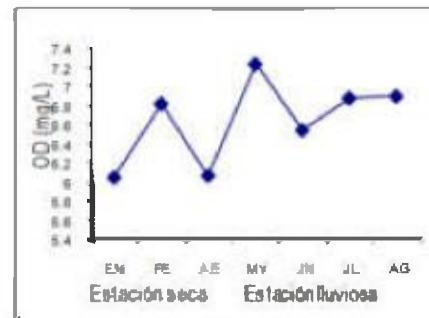
c. Variación mensual de la concentración media de fósforo.



d. Variación mensual de la concentración media de fosfatos (PO_4^{3-}).



e. Variación mensual de la concentración media de nitratos (NO_3^-)



f. Variación mensual de la concentración media de oxígeno disuelto.

Fig. 1. Comportamiento de los factores físico – químicos durante los meses muestreados.

El comportamiento del oxígeno disuelto mostró variaciones durante los periodos muestreados (Fig. 1f). La estadística (Tukey) mostró tres grupos homogéneos (Cuadro 4). El máximo valor se detectó durante el mes de mayo (7.24 mg/dm³), más este valor no es significativamente diferente a los detectados en los meses de agosto, julio y febrero. Igualmente el nivel promedio mínimo se detectó en enero (6.040 mg/dm³), pero entre éste y los niveles encontrados en los meses de abril y junio no hay diferencia significativa. En todos los meses y estaciones muestreadas, tanto en la época seca como en la lluviosa, las concentraciones de oxígeno disuelto sobrepasan los 5 mg/L, lo cual es indicativo que las aguas de la zona estudiada permiten el sustento de la biota. El análisis estadístico reveló diferencia significativa entre épocas ($P < 0,05$), siendo la época lluviosa la que registró mayores concentraciones promedio. Esto podría sugerir que las abundantes lluvias provocan una mayor cantidad de oxígeno disuelto.

Cuadro 4. Resultados de la prueba Tukey para oxígeno disuelto entre meses.

TRATAMIENTO	MEDIA	GRUPOS HOMOGÉNEOS
MY	7.24	-----
AG	6.90	
JL	6.88	
FE	6.82	
JN	6.54	-----
AB	6.06	
EN	6.04	-----

Las concentraciones de detergentes en todos los meses y estaciones muestreadas (Fig. 2) estuvieron por debajo de 1,0 mg/dm³. Sin embargo, durante los meses de abril y mayo, en la mayoría de las estaciones, se detectaron concentraciones entre 0,60 y 0,95 mg/L, los cuales son valores altos. La media de estos meses resultaron ser significativamente mayores que la media del resto de los meses, entre los cuales no se encontró diferencia significativa (Cuadro 5). El análisis estadístico por época no reveló diferencia significativa entre la época seca y la lluviosa ($P > 0,05$). Se puede decir que hay señales de alerta debido a las concentraciones de detergentes detectadas durante los meses de abril y mayo en la mayoría de las estaciones de muestreo, las cuales variaron en un ámbito de 0.60 a 0.95 mg/dm³, valores considerados altos; pues de acuerdo con el Reglamento Técnico

DGNTI-COPANIT 35-2000 que rige las descargas de efluentes líquidos directamente a cuerpos y masas de aguas superficiales y subterráneas en Panamá (MICI, 2000), el valor máximo permisible para las aguas servidas es de $1,0 \text{ mg/dm}^3$. Lo que hace suponer que los valores para las aguas de la zona estudiada deben ser mucho menores.

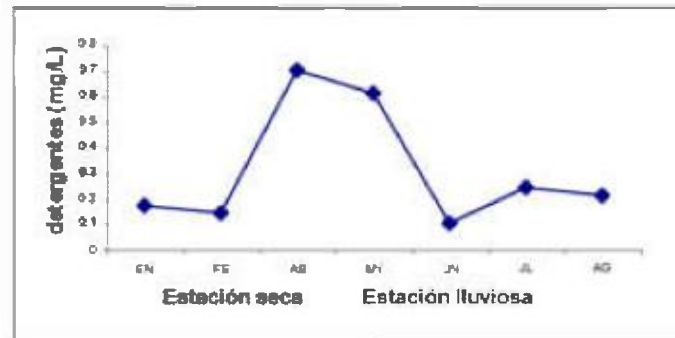


Fig. 2. Variación mensual de las concentraciones promedios de detergentes (mg/dm^3).

Cuadro 5. Resultados de la prueba Tukey para detergentes entre meses.

TRATAMIENTO	MEDIA	GRUPOS HOMOGÉNEOS
AB	0.70	I
MY	0.61	I
JL	0.24	II
AG	0.21	II
EN	0.17	III
FE	0.14	III
JN	0.10	III

Las medias de las concentraciones mensuales de DBO, no muestran gran variabilidad. Las concentraciones medias oscilaron entre 2.16 mg/dm^3 (junio y agosto) y 2.86 mg/dm^3 (febrero y mayo). Al aplicar una ANOVA a los datos agrupados en meses se obtuvo una ($F = 3.67$, $P = 0.0082$), pero una prueba Tukey demostró que todos los meses eran iguales en cuanto a la concentración de DBO (Cuadro 6).

Cuadro 6. Resultados de la prueba Tukey para la DBO₅ entre meses.

TRATAMIENTO	MEDIA	GRUPOS HOMOGÉNEOS
FE	2,860	
MY	2,860	
AB	2,560	
JL	2,520	
EN	2,200	
AG	2,160	
JN	2,160	

Las medias mensuales de los datos de coliformes fecales mostraron una mayor concentración de estos durante los meses de la estación lluviosa (Fig. 3). En todas las estaciones, durante todos los meses muestreados, se detectó la presencia de coliformes fecales. Los niveles promedios extremos fueron 18,80 y 145,60 UFC/100cm³, correspondiendo el mínimo al mes de abril y el máximo al mes de junio. No obstante, en ninguna ocasión, los datos sobrepasan los niveles sugeridos como aceptables por la mayor parte de las normas mundiales (200 coliformes fecales/100 mililitros de agua) para la propagación de la vida silvestre y para aguas recreacionales (donde hay contacto con el cuerpo), lo cual fue similar a lo detectado por Brunner & Fernández (1965) en aguas de Puntarenas en Costa Rica. A pesar de que estos niveles se mantengan en los límites permisibles, es importante recordar que existen organismos filtradores que concentran en sus tejidos virus y bacterias, logrando una concentración peligrosa para el consumo humano. Esto fue observado por Fernández & Brunner (1977), al encontrar en 16 lotes del bivalvo (*Anadara tuberculosa*) recién recolectados, provenientes de dos áreas del Golfo de Nicoya (de Chacarita y de Manzanillo), niveles de coliformes no satisfactorios o no aptos para el consumo humano.

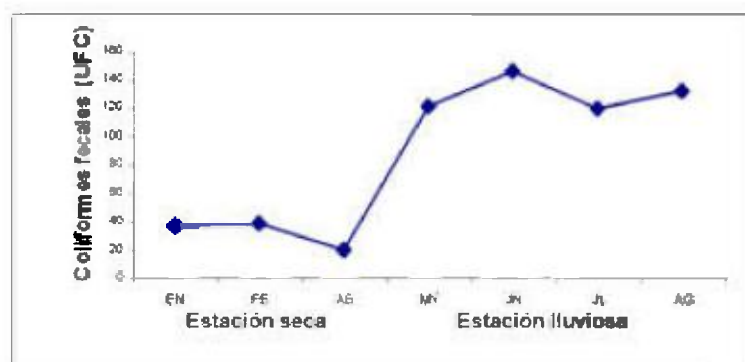


Fig. 3. Variación mensual de los promedios de la concentración de Coliformes

Tomando todos los datos provenientes de las distintas estaciones de muestreo en los distintos meses, los resultados del contraste entre meses mediante la prueba Tukey (Cuadro 7) muestran dos grupos homogéneos entre las medias, siendo los promedios más altos, en forma decreciente, los correspondientes a junio, agosto, mayo y julio, pero sin ninguna diferencia significativa entre estos. De igual manera, los promedios más bajos, en forma también decreciente, corresponden a febrero, enero y abril; entre los cuales tampoco existe diferencia significativa. El contraste entre épocas reveló significancia en la diferencia entre las mismas ($P < 0,05$), notándose conteos más altos de UFC de coliformes fecales en la época lluviosa.

Cuadro 7. Resultados de la prueba Tukey para coliformes fecales (UFC/100 cm³).

TRATAMIENTO	MEDIA	GRUPOS HOMOGÉNEOS
JN	145.60	I
AG	131.6	
MY	120.80	
JL	119.00	
FE	37.80	II
EN	36.48	
AB	18.80	

Por último, la reagrupación de los datos por estación de muestreo y su comparación con un análisis de varianza mostró que todas las estaciones (5 sitios en total) eran iguales en cada uno de los parámetros analizados en este estudio ($P > 0.05$).

CONCLUSIONES

El área estudiada no presenta contaminación fisicoquímica según los parámetros SST, pH, DBO, OD, cuyos niveles son los habituales en ecosistemas similares. Las diferencias observadas en el oxígeno disuelto, detergentes y sólidos suspendidos totales son atribuibles a las aguas de escorrentía de la época lluviosa.

Todos los sectores muestreados resultaron similares de sólidos totales disueltos, pH, DBO, nitratos, fósforo, fosfatos, oxígeno disuelto y coliformes fecales; lo que indica que toda el área representa un conjunto homogéneo.

El hecho de encontrar coliformes fecales en todas las estaciones de muestreo y niveles altos en la época lluviosa evidencian la presencia de heces humanas y de animales descargadas directa o indirectamente al río.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer a los pescadores que prestaron sus servicios para las giras a las áreas estudiadas, a la Profesora María Isabel González por la corrección de la traducción del resumen en inglés, y también a los revisores de la revista por sus sugerencias.

REFERENCIAS

- ANCON. 2001. Golfo de Montijo: Riqueza amenazada. *Rev. Ícaro*, 5: 30-32
- APHA, AWWA y WPCF. 1992. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 16ª ed. Washington, DC. U.S.A.
- Aparicio, R. & R. Quintana. 1997. Alimentación natural de los peces del Golfo de Montijo, Veraguas, Panamá. Tesis de licenciatura en Biología. Universidad de Panamá. 96 p.

Brunker, T. & B. Fernández. 1965. Calidad sanitaria de las aguas de la playa de Puntarenas. *Rev. Bio. Trop.*, 13(2): 259-269.

Buhler, H.P. & T. Luth. 1993. Microbiological evaluation of drinking-water: modified application of the 3M Petrifilm System under field conditions. *Swiss J. Military Med.*, 70(1): 9-12.

Chial, B. & J. Villarreal. 1995. Distribución de los nutrientes disueltos (fosfatos, nitratos y nitritos) en la Bahía de Chame, Golfo de Panamá. Informe final, PRADEPESCA en el Istmo Centroamericano/ DIGEREMA/ Universidad de Panamá.

Diccionario Geográfico de Panamá. 1974. Tomo II y III. Editorial Universidad de Panamá.

Fernández, B. & T. Brunker. 1977. Estudio bacteriológico de bivalvos del Golfo de Nicoya, Costa Rica. Condición del molusco recién recolectado. *Rev. Bio. Trop.* 25 (1): 101-107.

INRENARE. 1994. Proyecto Generación de la Información Básica para Elaborar el Plan de Manejo del Sitio Ramsar Golfo de Montijo. Panamá.

Kennish, M. J. 1995. *Practical Handbook of Estuarine and Marine Pollution*. CRC Marine science series. U.S.A.

MICI (Ministerio de Comercio e Industrias, Panamá). 2000. Reglamento Técnico DGNT-COPANIT 24-99. Panamá.

Vega, A. J. 1994. Peces del Golfo de Montijo, provincia de Veraguas, República de Panamá. Inventario preliminar. *Rev. Scientia* (Panamá), 9(2): 33-38.

Recibido julio de 2011, aceptado marzo de 2012.



DIVERSIDAD, DISTRIBUCIÓN DE LOS INSECTOS ACUÁTICOS Y CALIDAD DEL AGUA DE LA SUBCUENCA ALTA Y MEDIA DEL RÍO MULA, CHIRIQUÍ, PANAMÁ

Juan A. Bernal Vega¹ & Haydee M. Castillo V.²

¹Escuela de Biología, Facultad de Ciencias Naturales y Exactas, Universidad Autónoma de Chiriquí. E-mail: juanbern@gmail.com.

²La Concepción, Bugaba. E-mail: hayalmi_5@hotmail.com.

RESUMEN

En este trabajo, se estudia la calidad del agua, la diversidad y distribución de los insectos acuáticos, de marzo a julio de 2006, en la subcuenca alta y media del río Mula, Bugaba, Chiriquí, Panamá. Las muestras se colectaron con pinzas entomológicas y una red de tipo D-net. Éstas se preservaron en alcohol al 70 % y unas gotas de glicerina. Un total de 2 832 insectos acuáticos fueron recolectados, agrupados en 58 géneros (12 sin determinar), 34 familias (1 sin determinar), pertenecientes a ocho órdenes de la Clase Insecta. El índice de diversidad de Shannon-Weaver fue de 3,13, lo que demuestra una alta diversidad en este ecosistema, donde el género *Rhygoveilia* sp. presentó la mayor abundancia. El índice de similitud de Jaccard, basado en la presencia de los diferentes géneros identificados, mostró una alta similitud en las estaciones 2 y 3 (54,2 %), mientras que las estaciones 1 y 4 la similitud fue baja (14,7 %). El índice biótico para las cuatro estaciones presentó valores de 99, 169, 181 y 104. Esto indica que las aguas están ligeramente contaminadas en la estación 1, mientras que en las estaciones 2 y 3 las aguas están muy limpias y en la estación 4, las aguas son limpias.

PALABRAS CLAVES

Calidad del agua, Índice biótico, Chiriquí, diversidad, Insectos acuáticos, río Mula.

ABSTRACT

In this paper, the water quality, diversity and distribution of aquatic insects in the middle and upper sub-basin of the river Mula, Bugaba, Chiriquí, Panama, is studied for the period March to July 2006. The samples were collected with entomological forceps and a type of D-net with a mesh of 1 mm. All the specimens were preserved in 70 % alcohol and a few drops of glycerin. A total of 2 832 aquatic insects were collected, grouped into 58 genera (12 undetermined), 34 families (one undetermined), belonging to eight orders of the Class Insecta. The diversity Shannon-Weaver index was 3,13, which shows high diversity in this ecosystem, where genus *Rhagovelia* sp. showed the higher abundance. According to the Jaccard similarity index, based on the presence of different genera identified, was obtained that stations 2 and 3 showed high similarity (54,2 %), while stations 1 and 4 had low similarity (14,7 %). The biotic index for the four stations showed values of 99, 169, 181 and 104. This indicates that the waters are slightly polluted at station 1, while at stations 2 and 3 waters are very clean and at station 4, the waters are clean.

KEYWORDS

Water quality, Chiriquí, diversity, aquatic insects, Mula river.

INTRODUCCIÓN

La evaluación de la calidad del agua se ha realizado, tradicionalmente basada en los análisis fisicoquímicos y bacteriológicos. Sin embargo, en los últimos años, muchos países han aceptado la inclusión de las comunidades acuáticas como un hecho fundamental para evaluar la calidad de los ecosistemas acuáticos (Roldán, 2000). La calidad biológica de los ríos puede ser evaluada a través de las comunidades bióticas que éstos albergan (Alba-Tercedor, 1996). Los ríos considerados de buena calidad biológica y fisicoquímica, presentan una composición faunística particular muy diversa y abundante, a diferencia de aquellos ríos que están sometidos a perturbaciones antrópicas (Fore *et al.*, 1996). Esta premisa ha sido la base de los estudios de biomonitorio y bioevaluación de las cuencas hidrográficas, en especial en los países desarrollados. Debido a que los organismos acuáticos viven en condiciones físicas y químicas características, y a menudo predecibles, cualquier alteración antropogénica en el medio, repercutirá sobre la distribución y sobrevivencia de los organismos que allí viven. Este hecho permite precisamente que algunos de estos organismos puedan ser utilizados como bioindicadores (De la Lanza *et al.*, 2000).

El río Mula abastece a la población del distrito de Bugaba y provee 4 000 millones de galones de agua diariamente. En la estación seca, este río no tiene el cauce necesario para el uso de la potabilizadora. El Instituto de Acueductos y Alcantarillados Nacionales (IDAAN) utiliza las aguas del río Piedra para abastecer a las comunidades, usando un mínimo de 2 000 millones de galones diarios y sectorizando el uso del agua a la población. Por otro lado, existe una notable deforestación y contaminación en los alrededores del río Mula, la cual podría afectar la calidad de sus aguas, provocar una disminución de su cauce en época seca, y ser una fuente de contaminación mayor en los primeros meses de la estación lluviosa, ya que arrastra todo los restos de materia orgánica e inorgánica que se acumuló en la época seca. Este estudio tiene como objetivos: determinar la diversidad, similitud y la distribución de los insectos acuáticos en la subcuenca alta y media del río Mula, así como la calidad de sus aguas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

Esta investigación se realizó a lo largo de la cuenca alta y media del río Mula. Los sitios de muestreo fueron ubicados en las localidades de Cuesta de Piedra, Bongo, San Miguel y La Concepción (Cuadro 1). El estudio tuvo una duración de cinco meses, de marzo a julio de 2006, durante parte de la época seca y parte de la época lluviosa. El muestreo se realizó dos veces al mes.

Cuadro 1. Coordenadas geográficas de las cuatro estaciones de muestreo escogidas a lo largo de la subcuenca del río Mula, Chiriquí, Panamá.

Sitios de muestreo	Altitud (m.s.n.m.)	Coordenadas geográficas	
		Norte	Oeste
1.- Nacimiento de aguas del río Mula, Cuesta de Piedra	920	8°39'22.1''	82°37'49.2''
2.- Entrada, El Bongo	420	8°35'0.30''	82°38'07.5''
3.- Entrada, San Miguel	375	8°33'36.5''	82°37'32.0''
4.- La interamericana, La Concepción	220	8°30'31.0''	82°36'56.3''

Generalidades de las estaciones de muestreo

Estación 1: Sistema lótico localizado en la zona más elevada del área de estudio, en terrenos ganaderos de la comunidad de Cuesta de Piedra. Es la cabecera de río Mula, es un pequeño arroyo que se encuentra tapizado por hierbas, pequeños arbustos. Una pequeña fuente de agua fría, con velocidad de la corriente muy baja, con un sustrato lodoso, enraizado y la profundidad máxima de 0.3 m, con 0.8 m de ancho.

Estación 2: Ubicada en la comunidad de Bongo. El caudal es muy escaso, el sustrato formado por pequeñas piedras y hojarasca. La vegetación está constituida por hierbas y árboles que cubren parte de la orilla del río. La incidencia humana aquí es mayor, ya que hay un puente muy transitado. La profundidad es de 0.4 m a 0.5 m, con 3.4 m de ancho.

Estación 3: Se localiza en el tramo más abundante de agua, la corriente es más notable, ubicada en la comunidad de San Miguel. El sustrato encontrado consiste de mucha hojarasca y de piedras grandes y pequeñas; sus orillas están cubiertas de herbazales, árboles y arbustos. La profundidad del área es de 0.4 m a 0.6 m, con 2.4 m a 4.0 m de ancho.

Estación 4: Se encuentra ubicada después del poblado de La Concepción. La corriente de agua es menor, estancada; la incidencia humana es mayor, con una gran cantidad de basura inorgánica (bolsas, latas, botellas, etc.) y orgánica. El sustrato se encuentra provisto por hojarasca y enormes piedras, sus orillas están provistas de grandes árboles. En los meses de abundante precipitación pluvial fue la estación con mayor corriente. El sitio tenía de 0.4 m de profundidad, y 2.0 m de ancho.

Recolecta y procesamiento de la muestra

La recolección de los insectos acuáticos se realizó en cuatro estaciones a lo largo de la cuenca alta y media del río Mula, dos veces al mes, lo que hizo 10 giras para cada estación de muestreo durante el estudio. Se utilizaron diferentes métodos de captura de acuerdo al sustrato. Se utilizó una red tipo D-net, para realizar los barridos en el fondo y en la

vegetación marginal del río y pinzas entomológicas, para extraer los insectos de las rocas, piedras, ramas sumergidas y troncos caídos, en cuya superficie se encuentran numerosos organismos adheridos. También se utilizó una red de mano, de malla de 1 mm para capturar los insectos nadadores y los que se encuentran sobre la película de agua. Se realizó igual esfuerzo en cada sitio y método, invirtiendo 35-40 minutos en cada estación. El muestreo se realizó de modo sectorizado, esto es, pasando la red por los diferentes ambientes previamente caracterizados: zonas superficiales, entre el sustrato, bajo piedras.

Una vez recolectadas las muestras, se depositaron en recipientes de plástico con alcohol al 70 %, debidamente rotuladas y se les agregó de tres a cuatro gotas de glicerina para mantener blandas y flexibles las estructuras de los insectos (Roldán, 1988). Posteriormente, las muestras se trasladaron al Museo de Peces de Agua Dulce e Invertebrados de la Universidad Autónoma de Chiriquí, donde se separaron, colocándolas en bandejas blancas, bien iluminadas, con unas pinzas de punta fina y contextura delicada para no maltratar los organismos. El sedimento se removió cuidadosamente de un extremo al otro de la bandeja, hasta asegurarse de que no quedaron organismos. La identificación de los especímenes se hizo al estereoscopio (Stemi SV 6) y se utilizaron las claves publicadas por McCafferty (1981), Merrit & Cummins (1996), Roldán (2000).

Tratamiento de la información

Los datos fueron agrupados por estación, por lo que se obtuvo un número de familias y de individuos que fueron tabulados y graficados. Para determinar la estructura de la comunidad de insectos acuáticos en la subcuenca alta y media del río Mula, se les aplicó el índice de diversidad Shannon-Weaver (Margalef, 1998, Pérez & Sola, 1993a), a los datos obtenidos de los individuos de cada estación. Para comparar la estructura de la comunidad de insectos acuáticos en los diferentes pisos altitudinales seleccionados, se aplicó el índice de Jaccard (Pérez & Sola, 1993b) y para determinar la calidad del agua en las cuatro estaciones de muestreo, se implementó el índice biótico BMWP'-Col. "Biological Monitoring Working Party/Colombia" (Roldán, 2003).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Abundancia de organismos

En la subcuenca alta y media del río Mula se encontraron en total 2 832 individuos. Se identificaron 58 géneros (12 sin determinar), 34 familias (una sin determinar) y ocho órdenes de la Clase Insecta (Cuadro 2). Este estudio presentó una menor diversidad comparado con un estudio realizado por Pino & Bernal (2009), en cuatro estaciones en la subcuenca del río David, donde se identificaron 82 géneros (10 sin determinar) ubicados en 46 familias (dos sin determinar) en nueve órdenes de la Clase. Posiblemente estas diferencias estén relacionadas con factores como la altitud, pues Pino & Bernal (2009), muestrearon en dos estaciones por encima a los 1000 m.s.n.m., mientras que en este estudio la altitud máxima muestreada fue 920 m.s.n.m. Esto, combinado con los niveles de intervención humana en ambos ecosistemas.

En este estudio los órdenes, en orden descendiente de abundancia, se presentaron así: Ephemeroptera: 13 géneros, 5 familias, Odonata: 10 géneros, 5 familias, Coleoptera: 10 géneros, 5 familias, Hemiptera: 10 géneros, 4 familias, Trichoptera: 9 géneros, 8 familias y Diptera: 5 géneros, 4 familias. Los órdenes Plecoptera y Neuroptera estuvieron representados por un género y una familia. La diversidad de géneros y familias en el río Mula fue menor en comparación con la documentada por Pino & Bernal (2009) para la subcuenca alta y media para el río David. En este río, los autores encontraron que el orden Coleoptera: 25 géneros, 10 familias, presentó la mayor diversidad de géneros y familias; seguido del orden Hemiptera: 14 géneros, 7 familias, luego el orden Trichoptera: 13 géneros, 9 familias, Diptera: 10 géneros, 8 familias, Odonata: 8 géneros, 6 familias y el orden Ephemeroptera: con 7 géneros, 4 familias. Los órdenes Lepidoptera, Plecoptera, Neuroptera presentaron un género y una familia, cada uno.

Cuadro 2. Abundancia y diversidad de insectos acuáticos de la subcuenca alta y media del río Mula.

Orden	Familia	Género	E1	E2	E3	E4	Total	%
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Dactylobaetis</i>	0	5	17	4	26	0.9
		<i>Moribaetis</i>	0	0	0	9	9	0.3
	Leptohyphidae	<i>Leptohyphes</i>	7	14	13	99	133	4.7
		<i>Tricorythodes</i>	0	24	13	28	67	2.4
		Sin determinar	0	0	0	21	21	0.7
Leptophlebiidae	<i>Thraulodes</i>	0	66	94	52	212	7.5	
Odonata	Calopterygidae	<i>Hetaerina</i>	0	25	7	0	32	1.1
	Coenagrionidae	<i>Acanthagrion</i>	0	31	22	0	53	1.9
		<i>Argia</i>	0	4	0	0	4	0.1
		<i>Telebasis</i>	0	4	0	0	4	0.1
		<i>Ischnura</i>	0	7	11	0	18	0.6
		Sin determinar sp. 1	0	17	7	12	36	1.2
	Sin determinar sp. 2	0	13	0	0	13	0.5	
	Gomphidae	<i>Phyllogomphoides</i>	0	0	4	10	14	0.5
		<i>Progomphus</i>	0	4	8	0	12	0.4
	Libellulidae	<i>Brechmorhoga</i>	0	12	0	4	16	0.6
		<i>Dythemis</i>	0	6	0	0	6	0.2
		<i>Erythrodiplax</i>	0	0	0	3	3	0.1
		Sin determinar	0	0	4	2	6	0.2
	Megapodagrionidae	<i>Megapodagrion</i>	1	18	6	0	25	0.8
		Sin determinar	0	0	15	0	15	0.5
	Platystictidae	Sin determinar	0	5	0	0	5	0.2
Polythoridae	<i>Polytore</i>	3	8	5	0	16	0.6	
Plecoptera	Perlidae	<i>Anacroneuria</i>	4	89	86	43	222	7.8
Neuroptera	Corydalidae	<i>Corydalis</i>	0	22	12	5	39	1.4
Hemiptera	Belostomatidae	<i>Belostoma</i>	0	37	7	0	44	1.6
	Gerridae	<i>Eurygerris</i>	0	52	105	0	157	5.6
		Sin determinar	0	13	18	0	31	1.1
	Naucoridae	<i>Ambrysus</i>	0	16	6	0	22	0.8
		<i>Cryphocricos</i>	2	8	13	0	23	0.8
		<i>Limnocoris</i>	0	2	0	0	2	0.1
		<i>Pelocoris</i>	1	1	7	0	9	0.3
		Sin determinar	5	0	0	0	5	0.2
	Veliidae	<i>Rhagovelia</i>	35	167	206	84	492	17.4
		Sin determinar	0	13	0	0	13	0.5

Coleoptera	Elmidae	<i>Macrelmis</i>	3	19	7	0	29	1.0
		<i>Optioservus</i>	0	6	0	0	6	0.2
		<i>Stenelmis</i> sp 1	5	0	0	0	5	0.2
	Dryopidae	<i>Dryops</i>	0	4	0	0	4	0.1
		<i>Elmoporus</i>	3	0	0	0	3	0.1
	Hydrophilidae	<i>Helochares</i>	4	0	0	0	4	0.1
		<i>Tropistermus</i>	3	1	0	0	4	0.1
	Psephenidae	<i>Psephenops</i>	48	77	133	131	389	13.7
	Staphylinidae	Sin determinar	0	0	7	0	7	0.2
	Sin determinar	Sin determinar	4	0	10	0	14	0.5
Trichoptera	Helicopsychidae	<i>Helicopsyche</i>	0	0	0	29	29	1.0
	Hydropsychidae	<i>Leptonema</i>	26	37	57	12	132	4.7
		<i>Smicridea</i>	5	18	25	0	48	1.7
	Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i>	7	0	0	0	7	0.2
	Leptoceridae	<i>Atanotlica</i>	0	0	18	0	18	0.6
	Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i>	0	8	0	0	8	0.2
	Philopotamidae	<i>Chimarra</i>	0	37	46	0	83	2.9
	Polycentropodidae	<i>Polycentropus</i>	0	0	6	0	6	0.2
Glossosomatidae	<i>Mortoniella</i>	0	0	0	6	6	0.2	
Diptera	Chironomidae	Sub-Tanypodinae	0	0	68	61	129	4.6
		Sin determinar	1	5	0	25	31	1.1
	Ceratopogonidae	<i>Stilobezzia</i>	3	0	0	0	3	0.1
	Simuliidae	<i>Simulium</i>	0	0	49	0	49	1.7
	Tipulidae	<i>Hexatoma</i>	0	5	8	0	13	0.5
Total	33, 1 Sin determinar	58, 1 Sin determinar	170	898	1,124	640	2,832	100.0

En la estación 3 se recolectó la mayor cantidad de individuos durante el estudio, (1,124), seguida por las estaciones 2 (898), estación 4 (640) y estación 1 (170) (Cuadro 2). Esta mayor abundancia en la estación 3 se debe, posiblemente a la mayor diversidad de hábitats (ver descripción de estación 3), lo que sugiere también una mayor variedad de fuentes de alimentos y hábitos alimenticios. Por estar cubierta el área con más vegetación circundante, podría presentar temperaturas más adecuadas para estos organismos. En los insectos acuáticos se han documentado diversos hábitos alimentarios que incluyen herbívoros, detritívoros y carnívoros, como raspadores, trituradores, ramoneadores, filtradores, chupadores, recolectores y depredadores (Solís, 2010, Hernández & Algecira, 2007, Jerez & Moroni, 2006, Reynaga, 2009, Spinelli & Marino, 2009, Bello & Cabrera, 2001, Gamboa *et al.*, 2008,

Contreras, 2000, Armúa & Estévez, 2005, Holzenthal, 1988). La estación 1 presentó una menor abundancia de insectos acuáticos, con respecto a las otras tres estaciones. Esto se debe posiblemente a que el origen del cauce es muy angosto, y poco profundo; además, la velocidad de la corriente es baja, y las fuentes de alimentación pueden ser escasas, ya que no existen árboles en su orilla, sólo hierbas y arbustos.

De los ocho órdenes encontrados, durante los 10 muestreos realizados, el orden Hemiptera (28,2 %, 798 individuos) presentó la mayor abundancia de individuos, cuyas familias más representativas fueron Veliidae (17,9 %) y Gerridae (5,6 %), con los géneros *Rhagovelia* sp. (17,4 %) y *Eurygerris* sp. (5,6 %). Le siguió el orden Ephemeroptera (22,2 %, 628 individuos), con las familias Leptohyphidae (8,1 %) y el género *Leptohyphes* (4,7 %) y Leptophlebiidae (7,5 %), y el género *Thraulodes* (7,5 %). Con menor abundancia se encontró el orden Coleoptera (16,4 %, 465 individuos), con las familias Psephenidae (13,7 %) y el género *Psephenops* (13,7 %), y Elmidae (1,4 %), con el género *Macrelmis* (1,0 %). Entre los restantes, se destacaron los órdenes Trichoptera (11,9 %, 337 individuos), Diptera (7,9 %, 225 individuos), Plecoptera (7,8 %, 222 individuos) con un único género encontrado *Anacroneturia*, Odonata (4,2 %, 116 individuos) y Neuroptera (1,4 %, 39 individuos), con un único género encontrado, *Corydalis*. En los 10 muestreos se observó que el orden Hemiptera dominó durante todo el estudio, seguido fluctuó la dominancia entre los órdenes Ephemeroptera y Coleoptera (Fig. 2). El orden Neuroptera mostró poca prevalencia durante el estudio. Una mayor abundancia de Hemipteros ha sido documentada por Pino & Bernal (2009) en el río David, Chiriquí, Rodríguez et al. (2000), en la quebrada El Salto, Rodríguez & Bonilla (1999), en el río Gatú, ambos de la provincia de Veraguas, y Wittgreen & Villanero (1998), en el río La Villa, Los Santos. Las familias más representativas fueron Veliidae y Gerridae. Los primeros meses de muestreo coincidieron con el inicio de la época seca, mientras que los últimos correspondieron al inicio de la época lluviosa. De esta forma, el aumento del caudal del río provocó posiblemente que la mayoría de los especímenes fuesen arrastrados por las fuertes corrientes. Pino & Bernal (2009) y Araúz et al. (2000), también han documentado una disminución de la abundancia de cantidad de individuos de macroinvertebrados acuáticos cuando

aumentó el caudal del río David y río Chico en Chiriquí, respectivamente.

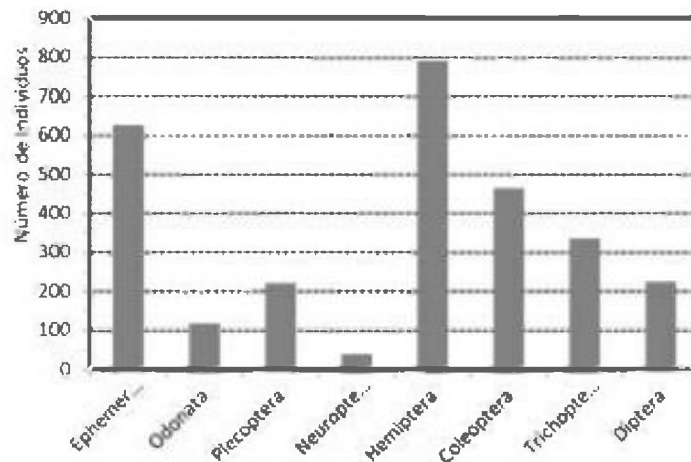


Fig. 2. Abundancia de insectos acuáticos en cuatro estaciones en el río Mula, marzo a julio de 2006.

De las ocho familias del orden Trichoptera encontradas en este estudio, Hydropsychidae presentó la mayor cantidad de individuos (180), con los género *Leptonema* sp. y *Smicridea* sp. Sin embargo, en estudios realizados por Araúz et al. (2000), Medianero & Samaniego (2004) y Pino & Bernal (2009), la familia más abundante y diversa fue Leptoceridae, la cual presentó el mayor número de géneros, en comparación con las otras familias. En este estudio, sólo se encontraron 18 individuos del género *Atanatoica*.

El segundo orden más abundante en el estudio fue Ephemeroptera. La familia Leptohiphidae fue la más representativa con el género *Leptohyphes* sp. (4.7 %), pero el género más predominante fue *Thraulodes* sp. (7.5 %), de la familia Leptophlebiidae. Resultados similares fueron obtenidos por Rodríguez et al. (2000) y Pino & Bernal (2009), en los cuales el género *Thraulodes* sp. fue el más común de este orden, durante toda la investigación. En el orden Plecoptera se recolectó solamente la familia Perlidae y el género *Anacroneturia* sp. Este género fue muy común durante el estudio y en todas las estaciones de muestreo, y esto concuerda con los estudios realizados

por Pino & Bernal (2009) y Rodríguez et al. (2000), el río David, Chiriquí, y en la quebrada El Salto, Veraguas, respectivamente.

En el orden Diptera, la familia Chironomidae fue la más abundante, ésta se encontró únicamente en las estaciones 3 y 4. Este hecho pudo deberse a que estas estaciones se caracterizan por acumular mucha hojarasca y materia orgánica en el río y que están cerca de comunidades (San Miguel y La Concepción), y fincas ganaderas. Estudios realizados por Medianero y Samaniego (2004), se refieren al hecho de que las especies de Chironomidae habitan en aguas con un ligero a un gran estado de alteración. La presencia de esta familia como una de las más comunes en este orden, también ha sido documentado por Pino & Bernal (2009), Araúz et al. (2000), Rodríguez et al. (2000), Rodríguez & Bonilla (1999) y Wittgreen & Villanero (1998).

El orden Odonata estuvo representado por las familias Calopterygidae, Coenagrionidae, Gomphidae, Libellulidae, Megapodagrionidae y una familia sin determinar. La familia más común fue Calopterygidae, con el género *Hetaerina* sp., mientras que las otras estuvieron muy similares en abundancia. Cabe mencionar que *Hetaerina* sp. presentó una peculiar presencia en las estaciones 1 y 2, lo cual generalmente, no ocurrió con las otras especies. Este evento es comparable con los estudios realizados por Margalef (1983, citado por Rodríguez & Bonilla, 1999), quien sostiene que generalmente las familias de los zigópteros prefieren los fondos rocosos con aguas rápidas y limpias, debido a su forma alargada y a la presencia de traqueobránquias caudales largas, cuya función está relacionada con el intercambio gaseoso. Estos lugares son los más propicios para la supervivencia de estos individuos.

Dentro de los órdenes menos predominantes durante el estudio se presentaron los Lepidoptera y Neuroptera, los cuales estuvieron representados por las familias Pyralidae y Corydalidae, respectivamente. Los pirálidos estuvieron presentes en cada una de las estaciones, lo cual no ocurrió con los coridálidos, ya que éstos estuvieron sólo en las estaciones 3 y 4. Un aspecto muy importante por mencionar es el hecho de que las larvas de los pirálidos se encontraron adheridas a las rocas en capullos sedosos (Roldán, 2003), lo cual no

ocurre en los coridálidos. Posiblemente se deba a factores como la altitud u otros factores ambientales, lo que explica la ausencia de los neurópteros en las estaciones de muestreo 1 y 2.

Índice de diversidad

El índice de diversidad Shannon-Weaver de los macroinvertebrados acuáticos de la subcuenca alta y media de río Mula fue alto [$H' = 3,13$, considerando que los valores $H' \geq 2,70$, comprenden alta diversidad y H' entre 1,50-2,70, corresponden a diversidad media (Margalef, 1998)]. En índice de Shannon-Weaver, calculado por estación, mostró alta diversidad para la estación 2, y diversidad media para las estaciones 1, 3 y 4 (Cuadro 3). Los sitios con diversidad media pueden estar influenciados por factores como falta de cobertura boscosa, desarrollo de actividad ganadera (estación 1), características físicas del río, además de efectos de las actividades humanas (estación 4). Los resultados de la diversidad, calculado por mes de estudio, en las cuatro estaciones de muestreo indican abril ($H' = 3,25$) fue el mes cuando se capturó una mayor diversidad de macroinvertebrados acuáticos (Cuadro 4). Fue notable una menor diversidad de especies durante los meses de junio y julio. Esto se debe a que durante estos meses las fuertes lluvias aumentaron las corrientes y la turbiedad del caudal del río, arrastrando consigo los insectos acuáticos. Según Borja et al. (2005), la turbiedad es uno de los factores que inciden en la disminución de los habitantes de un medio acuático, ya que las partículas suspendidas se van acumulando y dificultan la supervivencia de ellos.

Índice de similitud

El índice de Jaccard mostró que la mayor similitud (54,2 %) en la composición de organismos en el cauce del río Mula se encontró entre las estaciones de muestreo 2 y 3, mientras que la menor similitud fue entre las estaciones 1 y 4 (Cuadro 5). Esta mayor similitud entre las estaciones 2 y 3 se debe a que estos dos sitios eran similares, con cauce más amplio, presencia de árboles marginales, velocidad de la corriente moderada en ambas, sustrato rocoso y en algunos muestreos se encontró una gran cantidad de hojarasca, lo que representa un hábitat con mayor probabilidad de brindar alimentación a estos organismos.

Cuadro 3. Valores de diversidad de los insectos acuáticos encontrados en las estaciones de muestreo, marzo a julio de 2006.

Variables	Estación 1	Estación 2	Estación 3	Estación 4	Total
Número de individuos	170	898	1 124	640	2 832
Riqueza de especies	20	38	36	20	114
Uniformidad	0,77	0,84	0,81	0,82	0,76
Índice de Shannon-Weaver	2,31	3,05	2,91	2,47	3,13

Cuadro 4. Valores de diversidad de los insectos acuáticos encontrados de marzo a julio de 2006 en el río Mula.

Variable	Marzo	Abril	Mayo	Junio	Julio
Número de individuos	627	690	720	681	114
Riqueza de especies	41	45	44	29	12
Uniformidad	0,74	0,85	0,83	0,74	0,88
Índice de Shannon-Weaver	2,75	3,25	3,14	2,48	2,21

La estaciones 1 y 4 obtuvieron un porcentaje bajo de similitud. La estación 1 se ubicó en el origen del río Mula, donde el cauce es muy angosto, con poca corriente y desprovista de árboles marginales, en comparación con la estación 4, que se encontraba después de todos los poblados del distrito que recorre este río, provista de árboles marginales, pero con estancamiento de aguas en la estación seca, y con gran cantidad de basura, producto de las actividades humanas.

Cuadro 5. Comparación del Índice de Similitud de Jaccard en tres estaciones de muestreo en la subcuenca alta y media del río Mula, de marzo a julio de 2006.

Estación	2	3	4
1	0,289 (28,9 %)	0,273 (27,3 %)	0,147 (14,7 %)
2	-	0,542 (54,2 %)	0,239 (23,9 %)
3	-	-	0,310 (31,0 %)

Índice BMWP'/Col. de la calidad del agua

Los valores del índice BMWP'/Col. para este estudio en la subcuenca alta y media del río Mula oscilaron entre 97, 160, 173 y 104, para las estaciones 1, 2, 3 y 4, respectivamente. Estos valores indican que en la estación 1 las aguas son ligeramente contaminadas, en la estaciones 2 y 3 las aguas son muy limpias y en la estación 4 aguas limpias, de acuerdo con la escala publicada por Roldán (2003). Los datos obtenidos indican aguas con ligera contaminación para la estación 1, lo cual puede deberse a que el cauce de este río en este sitio está gravemente afectado por la deforestación, lo que baja notablemente los niveles de su caudal, produciendo así, gran acumulación de material en descomposición.

CONCLUSIONES

La subcuenca alta y media del río Mula presentó una alta diversidad ($H' = 3,13$) de insectos acuáticos, donde las estaciones de muestreo 2 y 3, mostraron la mayor similitud (54,2 %) en la composición de organismos y las estaciones 1 y 4 la menor similitud, encontrándose una mayor abundancia en el orden Hemiptera, seguido de Ephemeroptera, Coleoptera y Trichoptera.

Según el BMWP'/Col. para el río Mula en la estación 1 se encontró aguas ligeramente contaminadas, las estaciones 2 y 3 indican aguas muy limpias y la estación 4 indicó aguas limpias.

REFERENCIAS

- Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de agua en los ríos. IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA), Almería II: 203-213.
- Araúz, B., B. Amores & E. Medianero. 2000. Diversidad de distribución de insectos acuáticos a lo largo del cauce del río Chico (provincia de Chiriquí, república de Panamá). *Scientia (Panamá)*, 15(1): 27-45.

Armúa, C. & A. Estévez. 2005. Diversidad de Heterópteros acuáticos, con especial referencia a las Belostoma (Heteróptera: Belostomatidae). Facultad de Ciencias Exactas, Naturales y Agrimensura. Argentina. (Consultado 14/1/2010).

http://74.125.113.132/custom?q=cache:mxLzABATd_U:dgisrv15.unt.edu.ar/fcsnat/insugeo/miscelanea_14/pdf/21.pdf+h%C3%A1bito+alimenticio+de+Lethocerus&cd=1&hl=es&ct=clnk&gl=pa&client=pub-7803909890504900.

Bello, C. & M. Cabrera. 2001. Alimentación ninfal de Leptophlebiidae (Insecta: Ephemeroptera) en el Caño Paso del Diablo, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.* ISSN 0034-7744 versión impresa. Maracaibo, Venezuela. 49: 3 – 4 p. (Consultado 14/1/2010).

http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?pid=S0034-77442001000300020&script=sci_arttext.

Borja, F., Carvajal, C., et al. 2005. Factores que inciden en la disminución de los organismos a lo largo de una cuenca. Universidad de Tolima. Colombia (Consultado 15/8/2005).

<http://www.monografias.com/trabajos29/organismos-cuenca/organismos-cuenca.shtml>.

Contreras, A., 2000. Informe final del Proyecto K022. Megaloptera (Insecta: Neuropterida) de México. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Biología. Departamento de Zoología. México. (Consultado 14/1/2010).

<http://74.125.113.132/custom?q=cache:NEMU80ylc0J:www.conabio.gob.mx/institucion/proyectos/resultados/InfK022.pdf+h%C3%A1bito+alimentario+de+Corydalidae&cd=3&hl=es&ct=clnk&gl=pa&client=pub-7803909890504900>.

De la Lanza, G.; S. Hernández, & J. Carvajal. 2000. Organismos Indicadores de la Calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores). Plaza y Valdés, S.A. de C.V. México. 663 p.

Fore, L.S., J.R. Karr, & R.W. Wisseman. 1996. Assessing invertebrate responses to human activities: Evaluating alternative approaches. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 15(2): 212-231.

Gamboa, M., Chacón, M. & S. Segnini. 2008. Ritmo diario de alimentación y tamaño de presa en cuanto especies simpátricas de Plecoptera (Insecta) en un río tropical Andino. *Ecotrópicos*. Venezuela. 22(1):37-43p. (Consultado 14/1/2010). <http://74.125.113.132/custom?q=cache:HS1C3oVhV3MJ:www.saber.ula.ve/bitstream/123456789/30063/1/articulo4.pdf+h%C3%A1bito+alimentario+de+Anacroneuria&cd=4&hl=es&ct=clnk&gl=pa&client=pub-7803909890504900>.

Hernández, A. & A. Algecira. 2007. "Insectos acuáticos en un sistema lótico (Quebradas)". (Consultado 14/1/2010). <http://www.pedagogica.edu.co/proyectos/galeriab/verinfo.php?idimagen=40>, <http://www.pedagogica.edu.co/proyectos/galeriab/verinfo.php?idimagen=67>, <http://www.pedagogica.edu.co/proyectos/galeriab/verinfo.php?idimagen=72>.

Holzenthall, R.W., 1988. Systematics of Neotropical Triplectides (Trichoptera: Leptoceridae). *Annals of the Entomological Society of America*, 81:187-208. (Consultado 14/1/2010). <http://www.inbio.ac.cr/papers/insectoscr/Texto59.html>.

Jerez, V. & J. Moroni. 2006. Diversidad de Coleópteros acuáticos en Chile. *Gayana (Concepción) versión On-line* ISSN 0717-6538. 72 – 81 p. (Consultado 14/1/2010). http://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0717-65382006000100012&script=sci_arttext.

Margalef, R., 1998. *Ecología*. Editorial Omega. 968p.

McCafferty, W. 1981. *Aquatic Entomology*. Boston: Science Books International. 448 p.

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.

Merritt, R. & K. Cummins. 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Third Edition. E. U. Edition Kendall/Hunt Publishing Company, 682 p.

Pérez-López, F.J., Sola-Fernández, F.M., 1993a. DIVERS. Programa para el cálculo de los índices de similitud. [Programa informático en línea]. (Consultado 30/12/2005).

<http://perso.wanadoo.es/jp-l/descargas.htm>.

Pérez-López, F.J., Sola-Fernández, F.M., 1993b. SIMIL. Programa para el cálculo de los índices de similitud. [Programa informático en línea]. (Consultado 30/12/2005).

<http://perso.wanadoo.es/jp-l/descargas.htm>.

Pino, R & J. Bernal. 2009. Diversidad, distribución de la comunidad de insectos acuáticos y calidad del agua de la parte alta y media del río David, provincia de Chiriquí, República de Panamá. *Revista Gestión y Ambiente* 12(3): 73-84.

Reynaga, M. 2009. Hábitos alimentarios de larvas de Trichoptera (Insecta) de una cuenca subtropical. *Ecología Austral. Asociación Argentina de Ecología*. 19: 207 - 214 p. (Consultado 14/1/2010).

<http://www.ecologiaaustral.com.ar/files/275e4741e0.pdf>.

Rodríguez, V., M. Barrera, & Y. Delgado. 2000. Insectos Acuáticos de la quebrada El Salto, en el distrito de Las Palmas, provincia de Veraguas, República de Panamá. *Scientia (Panamá)* 15(2): 33-44.

Rodríguez, V.E. & E. Bonilla. 1999. Estudio taxonómico de la comunidad de insectos acuáticos en Los Corrales, distrito cabecera de San Francisco, provincia de Veraguas, República de Panamá. *Scientia (Panamá)* 14(2): 65-77.

Roldán, G. 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Editorial Presentia Ltda. Bogotá, Colombia. 217 p.

Roldán, G. 2000. Los Macroinvertebrados como Bioindicadores de la Calidad de las Aguas en los Andes Colombianos. Versión preliminar Universidad de Antioquia, Departamento de Biología. Medellín, Colombia. 100 p.

Roldán, G., 2003. Los Macroinvertebrados como Bioindicadores de la Calidad de las Aguas en los Andes Colombianos. Editorial de la Universidad de Antioquia, Departamento de Biología. Medellín, Colombia. 170 p.

Solis, A. 2010. Familia Dryopidae. Instituto Nacional de Biodiversidad. Costa Rica. (Consultado 14/1/2010).
<http://www.inbio.ac.cr/papers/insectoscr/Texto268.html>.

Spinelli, G. & P. Marino. 2009. Estado actual del conocimiento de la familia Ceratopogonidae en la Patagonia (Diptera: Nematocera). Revista de la Sociedad Entomológica Argentina. 68(1)-2 Mendoza ene./jun. 2009. (Consultado 14/1/2010).
http://www.scielo.org.ar/scielo.php?pid=S0373-56802009000100015&script=sci_arttext

Wittgreen, Z. & S. Villanero. 1998. Inventario de Macroinvertebrados en el río La Villa, Península de Azuero. Tesis de Licenciatura, Escuela de Biología, Universidad de Panamá. 122 p.

Recibido enero de 2011, aceptado marzo de 2012.



RELACION ENTRE LA VELOCIDAD DE CONDUCCION NERVIOSA MOTORA Y LA HEMOGLOBINA GLICOSILADA EN PACIENTES DIABETICOS

Gloria E. Montenegro G.¹, Delia J. de Garrido², Argil L. Jaén³

¹Departamento de Fisiología y Comportamiento Animal, Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y Tecnología, Universidad de Panamá.

E-mail: gmtrujillo04@gmail.com

²Departamento de Fisiología, Facultad de Medicina, Universidad de Panamá

E-mail: delia2348@yahoo.com

³Clínica del Diabético, Hospital Santo Tomás. E-mail: argilj@gmail.com

RESUMEN

La diabetes mellitus afecta a más de 346 millones de personas en todo el mundo y la neuropatía es la complicación crónica más frecuente. En Panamá, el 8% de la población padece dicha enfermedad. Los factores de riesgo involucrados en el desarrollo y progresión de la enfermedad están relacionados con un mal control metabólico y la evolución de la enfermedad. El objetivo del estudio fue determinar la correlación entre la velocidad de conducción nerviosa motora y el porcentaje de hemoglobina glicosilada en pacientes diabéticos tratados en la Clínica del Diabético del Hospital Santo Tomás. En este estudio descriptivo correlacional, fueron seleccionados un total de trece pacientes diagnosticados con diabetes mellitus tipo 2. La evaluación electrofisiológica determinó variables como la velocidad de conducción nerviosa motora (VCNm). La evaluación de la hemoglobina HbA_{1c} se les realizó a todos los pacientes. Los valores de referencia electrofisiológicos y sanguíneos son de la base de datos del Hospital Santo Tomás. La asociación entre la velocidad de conducción nerviosa motora y la hemoglobina HbA_{1c} fue estadísticamente significativa, ($P < 0.05$). Los índices de correlación de Pearson, para los nervios tibiales posteriores $r = -0.61$, para los medianos derecho e izquierdo $r = -0.65$ y $r = -0.83$, respectivamente y para los ulnares la $r = -0.66$ y $r = -0.73$, derecho e izquierdo. En un 83.3% de la muestra obtuvimos una correlación inversa entre la asociación de la velocidad de conducción nerviosa motora y la hemoglobina glicosilada.

PALABRAS CLAVES

Diabetes, hemoglobina glicosilada, electrofisiología, conducción nerviosa.

ABSTRACT

Diabetes mellitus affects more than 346 million people worldwide and the neuropathy is the most common chronic complication of diabetes. 8% of the population in Panama is affected by this disease. The risk factors involved in the development and progression of the disease are associated with poor metabolic control and disease progression. The objective of this study was to determine the correlation between motor nerve conduction velocity and glycosylated hemoglobin in diabetic patients in the Diabetic Clinic of Santo Tomas Hospital. In this descriptive correlational study, a total of thirteen patients with type 2 diabetes mellitus were selected. The electrophysiological evaluation determined variables such as motor nerve conduction velocity (VCNm). Hemoglobin A_{1c} values were measured in all patients. The reference values are based on Santo Tomas Hospital data base. The association between motor nerve conduction velocity and the hemoglobin HbA_{1c} was statistically significant at (P <0.05). Pearson correlation for posterior tibial nerve for r = - 0.61, for median right and left r = -0.65 and r = - 0.83 and respectively for ulnar r = - 0.66 and r = - 0.73 right and left. An inverse correlation between the association of motor nerve conduction velocity and glycated hemoglobin was observed in 83.3% of sample studied.

KEYWORDS

Diabetes, glycated hemoglobin, electrophysiology, nerve conduction.

INTRODUCCION

La diabetes mellitus es la principal causa de ceguera y amputaciones en los adultos (Harvey & Champe *et al.*, 2005). Dado que la diabetes mellitus afecta casi a 346 millones de personas en el mundo, se ha estimado que cerca de 20 a 30 millones de personas padecerán neuropatía diabética. Con el aumento de la tasa de obesidad se asume que estos datos se duplicarán para el año 2030 (Said, 2007). En la población panameña un 8% padece la diabetes mellitus (Ruiloba *et al.*, 2009).

La diabetes mellitus (DM) comprende un grupo de trastornos metabólicos frecuentes que comparten el fenotipo de la hiperglucemia. Los factores que contribuyen a la hiperglucemia pueden ser descenso de la secreción de insulina o aumento de la producción de ésta (Kawahito *et al.*, 2009). La DM tipo 2 se caracteriza por grados

variables de resistencia a la insulina, alteración en la secreción de insulina y aumento en su producción. Los factores de riesgo de DM tipo 2 son: la genética, la obesidad, un índice de masa corporal mayor de 25 kg/m², inactividad física habitual y glucosa plasmática en ayunas de 126 mg/dl (Harvey & Champe *et al.*, 2005). Las personas con diabetes tipo 2 tienen una combinación de resistencia a la insulina con células beta disfuncionales (Wilmore *et al.*, 2008).

La hiperglucemia crónica causa estrés oxidativo en los tejidos predisponiendo las complicaciones en pacientes diabéticos. Estas se dividen en: microvasculares como la retinopatía, nefropatía y neuropatía, siendo la más común la neuropatía diabética (Vincent *et al.*, 2004; Marshall & Flyvberg, 2006); y las complicaciones macrovasculares como: la cardiopatía isquémica, la enfermedad vascular periférica y la enfermedad cerebrovascular (Marshall & Flyvberg *et al.*, 2006).

La glicosilación es consecuencia de la interacción de la glucosa con un grupo amino de las proteínas. The Rockefeller University estableció la identidad de la hemoglobina A_{1c} como la glicosilación química N-terminal de los aminoácidos lisina y valina de la hemoglobina A (Saudek & Brick, 2009).

La formación de la hemoglobina A_{1c} se produce en dos pasos: la formación reversible de la base Schiff, seguido de un rearrreglo del producto irreversible, cetoamina estable, que es el producto Amadori, Hb A_{1c}. La hemoglobina A_{1c} es de un incuestionable valor diagnóstico de los niveles de la glicemia, desde los tres meses previos a la obtención de la muestra. Es importante la calidad de los laboratorios y la estandarización, de acuerdo con el National Glycohemoglobin Standardization Program (NGSP), la confirmación de la Hb A_{1c} de 6.5% con un 99.6% de especificidad y de un 42 a 44% de sensibilidad (Saudek & Brick, 2009).

Como biomarcador indica que por cada 1% de disminución, la glicemia disminuye 35 mg/dl. La alta correlación entre la Hb A_{1c} y la glicemia fue determinada previamente en dos grandes estudios (r= 0.92 ADAG vs r= 0.82 DCCT) (Saudek & Brick, 2009).

De acuerdo al control clínico se considera una glucosa bien regulada si la Hb A_{1c} está por debajo de 7.5%; moderado si está entre 7.5 a 8.5%; y un pobre control 8.6 a 10% y arriba de 10% es alarmante. Los valores de referencia, para personas sanas son iguales o menores al 6% (Harvey & Champe, 2005).

Hay una relación directa entre las complicaciones microvasculares en los pacientes diabéticos y los niveles de Hb A_{1c}. Una disminución de 1% de la Hb A_{1c} produce reducción de un 21% en cualquiera de los síntomas, 21% en muertes relacionadas, 42% en complicaciones cardiovasculares y un 43% en las amputaciones (Ousman & Sharma, 2001).

Los pacientes diabéticos tienen riesgo de un 30 a un 50% de por vida, de desarrollar la neuropatía diabética; de estos de 10 a 20% presentarán síntomas severos. Lo antes expuesto, contribuye al desarrollo del pie diabético y a las amputaciones (Marshall & Flyvberg, 2006). La neuropatía diabética tiene una prevalencia de un 5% a un 80%, aunque se cree que afecta predominantemente los segmentos sensoriales distales, se ha corroborado que se afectan porciones proximales y las fibras motoras por igual o aún más. Fenómenos patogénicos como la tumefacción nodal, la tumefacción paranodal, pérdida de complejos axogliales, la desmielinización y formación de mielina intercalada inducen pérdida de la integridad estructural y funcional de la fibra nerviosa (Romero & Licea *et al.*, 1996; Partida *et al.*, 2006). Si en las vías nerviosas, predomina la desmielinización segmentaria (mielopatías), la velocidad de conducción nerviosa motora está disminuida en más de un 40% de su valor normal. Si es degeneración axonal, estará disminuida en un 30%. Las mielopatías afectan más la velocidad de conducción nerviosa y las axonopatías, la amplitud de la onda (Castillero & Lam, 2007).

¿Por qué la desmielinización produce un bloqueo nervioso? ¿Como disminuye la velocidad de conducción nerviosa?

La velocidad de conducción nerviosa es mucho más rápida en las fibras mielinizadas que en los axones amielínicos. Son dos los fundamentos que explican esta condición.

Primero, existe una relación directa entre la velocidad de conducción nerviosa y el diámetro del axón; los axones de las fibras mielínicas tienden a ser mayores.

Segundo, en los axones mielínicos el potencial de acción experimenta regeneración en parcelas regulares pero cortas del axón amielínico (Nodos de Ranvier), la propagación a lo largo de los segmentos más largos del axón amielínico atenúa el potencial de acción.

Cuando la mielinización a lo largo del axón está alterada por alguna enfermedad los potenciales de acción en los diferentes axones del nervio comienzan a conducir a velocidades ligeramente diferentes y el nervio hay pérdida de su sincronía normal de conducción a un solo estímulo (Kandel, Schwartz & Jassell, 2000; Gutiérrez *et al.*, 2002).

Las alteraciones metabólicas observadas en la diabetes mellitus nos permiten explicar algunas de las alteraciones electrofisiológicas, como la disminución de la velocidad de conducción nerviosa debido a: a- La captación de glucosa en los nervios periféricos es independiente de la insulina, es decir, está en función de la concentración sanguínea. La enzima limitante es la aldosa reductasa, que la encontramos en los neurolemocitos y transforma el exceso de glucosa en sorbitol; la sorbitol deshidrogenasa convierte el sorbitol en fructosa. Ambos compuestos son osmóticamente activos, lo que permite la formación de edema en los nervios. b- El estado de óxido-reducción está alterado con la pérdida de NADPH, c- Esto permite eventos como la actividad reducida de la bomba de sodio potasio ATPasa, incrementando cuatro a cinco veces más la concentración de Na^+ intraaxonal debido a la tumefacción nodal y paranodal. De esta forma disminuye la amplitud de la corriente de entrada del sodio y por ende decrece la velocidad de conducción nerviosa y genera el bloqueo selectivo en las fibras largas mielinizadas; d- El NADPH reducido, cofactor de la enzima óxido nítrico sintasa, reduce la formación del óxido nítrico permitiendo la disminución de la vasodilatación alterando el flujo sanguíneo al nervio (Bhadada *et al.*, 2001; Partida *et al.*, 2006). En los microvasos endoneurales, la disminución del flujo sanguíneo y de la presión de oxígeno sirven de argumento para explicar patogénesis hipóxica de la polineuropatía. Pruebas de estudios experimentales demuestran una

reducción de la velocidad de conducción nerviosa en un ambiente hipoxémico (Romero & Licea, 1996; Bloomgarden, 2005).

El Estudio de Control de las Complicaciones de la Diabetes (DCCT por sus siglas en inglés) y el estudio prospectivo de la diabetes en el Reino Unido (UKPDS) demostraron el papel central de la hiperglucemia en la patogénesis de las complicaciones microvasculares de la diabetes, como la retinopatía, la nefropatía y la neuropatía (Ousman & Sharma, 2001, Vincent *et al.*, 2004).

En diversos estudios sobre la diabetes, se ha establecido, una asociación entre el estrés oxidativo generado y las lesiones neuronales, como causa de las complicaciones microvasculares observadas en los diabéticos, principalmente la neuropatía diabética (Partida *et al.*, 2006).

El objetivo de este estudio es relacionar la velocidad de conducción nerviosa motora en los nervios mediano, ulnar y tibial; y los niveles de hemoglobina glicosilada.

MATERIALES Y MÉTODOS

Esta investigación es un estudio descriptivo, correlacional realizado en la Clínica del Diabético del Hospital Santo Tomás, ciudad de Panamá. La muestra está formada por 13 pacientes diabéticos tipo 2, de edades entre 18 a 60 años, de ambos sexos. Según los criterios de inclusión y exclusión, se excluyeron los pacientes que tenían diabetes tipo 1, enfermedades cardiovasculares, pacientes con nefropatía y neuropatía diagnosticadas.

El examen clínico fue realizado por médicos endocrinólogos y neurofisiólogos del Hospital Santo Tomás.

En el Laboratorio Clínico, personal especializado, determinó la concentración de glucosa y el porcentaje de la hemoglobina glicosilada séricas a todos los pacientes, en ayunas.

Las pruebas sanguíneas de hemoglobina A_{1c} se basan en el protocolo del Laboratorio Clínico del Hospital Santo Tomás, (BIO-RAD

Laboratories Software versión 3.53). El principio del procedimiento es la cromatografía de intercambio catiónico de baja presión y con la elución en gradiente para separar los subtipos y variantes de la hemoglobina humana a partir de la sangre total hemolizada. La absorción 415nm. Tiempo de incubación 40 minutos a una temperatura de 37 °C. (Bio Rad: Benchmark, # 10871D-10 Model).

En el Laboratorio de Neurofisiología, la evaluación de la neuroconducción motora fue realizada con el equipo (The Nicolet/Viasys Viking Select, EMG Systems, Wisconsin, USA), a nivel de los nervios mediano, ulnar y tibial derecho e izquierdo. Se fundamentó en el protocolo del Laboratorio de Neurofisiología del Hospital Santo Tomás (Dumitru Amato & Zwarts, 2001).

La electroneurografía es una técnica electromiográfica enfocada al estudio de la fibra nerviosa. Basada en el principio de estímulo – registro, derivado de la estimulación eléctrica del nervio y el registro del potencial evocado en un músculo inervado por aquél. La electroneurografía motora fue la prueba seleccionada para el presente estudio. Explora las fibras motoras accesibles a la estimulación eléctrica y al registro del músculo inervado. El registro muscular hace de amplificador de los minúsculos potenciales de la fibra nerviosa motora se transforma en un potencial motor. En el potencial motor u onda M tres parámetros son importantes en los registros: la latencia o tiempo de conducción, la amplitud y la duración (Gutiérrez *et al.*, 2002).

Procedimiento de la evaluación electrofisiológica estándar para los diferentes nervios, ejemplo el nervio tibial posterior (Shin *et al.*, 1993):

1. Se explica el proceso a los pacientes.
2. El lugar debe ser adecuado y la temperatura ambiental, debe ser de 26 °C.
3. El paciente se coloca en decúbito prono, en la camilla, y la temperatura corporal debe estar entre 31°C a 34°C.
4. La velocidad de barrido es de 2 a 5 ms/división y la sensibilidad de 2 a 10 mv/división, dependiendo de la latencia y duración de la respuesta.

5. Se calibra el equipo estableciendo los parámetros de estimulación:
 - a. Duración: 100 μ s
 - b. Voltaje: 100 a 300 voltios
 - c. Frecuencia: 1 Hz
6. Con la guía anatómica, (Fig. 1: nervio tibial posterior) se localizan correctamente los nervios, en especial, el evaluado.
7. Se aplica gel entre la piel y los electrodos de registros, para disminuir la impedancia; y se fijan con cinta adhesiva para evitar desplazamientos de los puntos evaluados.
8. En la prueba se usa los electrodos de superficie como electrodos de registros. (Fig.1) 8.1- El electrodo de registro activo (cátodo) se coloca sobre el músculo abductor hallucis, centro motor; 8-2)- el electrodo de registro de referencia (tendón del músculo) sobre la base del dedo gordo; 8-3)- y el electrodo a tierra sobre el gastrocnemio. La respuesta esperada es un movimiento hacia abajo (Shin et al., 1993; Dumitru, Amato & Zwarts, 2001).
9. Los electrodos de estimulación se colocan de esta manera, el electrodo de estimulación II en la fosa poplítea y el electrodo de estimulación I en el tobillo, detrás del maleolo medial a 10 cm proximal al electrodo de registro activo. (Fig. 1).



Fig. 1. Ubicación de los electrodos de estimulación y de registro, en la evaluación del nervio tibial posterior. Neuroconducción motora. Cortesía de: Massiel I. Trujillo, Panamá, 2011.

10. La latencia se mide en dos puntos a lo largo del nervio, proximal y distal, al inicio de la estimulación hasta donde empieza la deflexión del potencial de acción muscular o la onda M. Medimos la distancia entre los puntos estimulados y podemos calcular la velocidad de conducción nerviosa motora (VCNm). $VCNm = \text{distancia (mm)} / \text{Latencia proximal} - \text{latencia distal (ms)}$. La VCNm se expresa en m/s (Shin *et al.*, 1993).
11. Para obtener el potencial muscular del potencial de acción u onda M el estímulo debe ser supramáximo. Registrarse totalmente en el monitor. En el estudio de la neuroconducción motora, en cada punto de estimulación, se comparan las ondas M en relación a la forma, amplitud y duración (Shin *et al.*, 1993).

RESULTADOS

Los registros electrofisiológicos de los pacientes evaluados, mostraron un 53.3% de alteraciones en los parámetros, especialmente a nivel de las extremidades inferiores.

En el Cuadro 1. Se registraron las correlaciones entre la velocidad de conducción nerviosa motora y la hemoglobina glicosilada en los pacientes diabéticos.

Para los nervios tibiales posteriores derecho e izquierdo, ($r = -0.3882$) y ($r = -0.6102$).

Los nervios medianos derecho e izquierdo registraron, ($r = -0.6500$) y ($r = -0.8397$).

Los registros a nivel de los nervios ulnar derecho e izquierdo son ($r = -0.6679$) y ($r = 0.7306$). Siendo no significativo para el tibial posterior derecho. ($P < 0.05$) (Wayne *et al.*, 2002).

Cuadro 1. Asociación entre la velocidad de conducción nerviosa motora y los niveles la hemoglobina glicosilada en los nervios evaluados bilateralmente. (Correlación de Pearson, r, n= 13).

<i>Parámetros</i>	<i>TP D</i>	<i>TP I</i>	<i>MED D</i>	<i>MED I</i>	<i>Ulnar D</i>	<i>Ulnar I</i>
Valor de r	-0.3882	-0.6102	-0.6500	-0.8397	-0.6679	-0.7306
Intervalo de Confianza, 95%	-0.7738 a -0.2072	-0.8691 a -0.0891	-0.8843 a -0.1541	-0.9508 a -0.5372	-0.8910 a 0.1849	-0.9138 a -0.3005
Valor de P	0.1900	0.0268*	0.0162*	0.0003*	0.0126*	0.0046*
Coefficiente de Determinación, r²	0.1507	0.3723	0.4225	0.7051	0.4461	0.5337
Prueba t calculada	1.3971*	2.7769*	2.8368*	5.1284*	2.9764*	2.423*
Prueba t estimada	0.514	0.514	0.514	0.514	0.514	0.514

* Significativo. (P< 0.05%)

MED D: Mediano Derecho

MED I: Mediano Izquierdo

TPD: Tibial Posterior Derecho

TPI: Tibial Posterior Izquierdo

Ulnar D: Ulnar Derecho

Ulnar I : Ulnar Izquierdo

En el Cuadro 2. Se observan los datos de media y desviación estándar de la velocidad de conducción nerviosa motora, para los nervios evaluados. La media para el nervio tibial posterior derecho es (43.60 ± 6.23) y el tibial posterior izquierdo es (43.87±5.96) vs los valores de referencia (49.83 ± 4.6) (Shin *et al.*, 1993; Dumitru, Amato & Zwarts, 2001). Ambos significativos (P< 0.05).

Para los nervios mediano derecho e izquierdo, la media de la VCNm son (54.07± 7.64) y (54.33± 7.49) vs los valores de referencia (58.78 ±4.41) (Shin *et al.*, 1993; Dumitru, Amato & Zwarts, 2001). Ambos significativos (P<0.05).

Los datos de los nervios ulnar derecho e izquierdo, (54.13± 7.81) y (51.73± 8.99) vs los valores de referencia (51.31 ± 5.25). Siendo significativo el resultado del nervio ulnar izquierdo (Shin *et al.*, 1993; Dumitru, Amato & Zwarts, 2001). Ambos significativos (P<0.05).

Al comparar las medias de la velocidad de conducción nerviosa, en los pacientes diabéticos con los valores de referencia del Laboratorio de Neurofisiología del Hospital Santo Tomás se observó disminución de la misma, con la prueba t se demostró un 100% de significancia (Cuadro 1) (Shin, *et al.*, 1993; Dumitru, Amato & Zwarts, 2001).

Cuadro 2. Medias de la velocidad de conducción nerviosa motora, registradas en los pacientes diabéticos. (Los valores se expresan como medias \pm DS; n=13).

<i>Parámetros</i>	<i>TP D</i>	<i>TP I</i>	<i>MED D</i>	<i>MED I</i>	<i>Ulnar D</i>	<i>Ulnar I</i>
Valores de referencia Media (m/s)	49.8 \pm 4.6	49.8 \pm 4.6	58.7 \pm 4.4	58.7 \pm 4.41	51.3 \pm 5.35	51.3 \pm 5.35
Pacientes Media m/s	43.6 \pm 6.22	43.8 \pm 5.96	54.0 \pm 4.71	54.3 \pm 4.45	54.1 \pm 7.81	51.7 \pm 8.99
Valor de P (dos colas)	0.01*	0.02*	0.03*	0.03*	0.1837	0.858

* Significativo. (P< 0.05%) (Wayne, *et al.* 2002).

MED D: Mediano Derecho

MED I: Mediano Izquierdo

TPD: Tibial Posterior Derecho

TPI: Tibial Posterior Izquierdo

Ulnar D: Ulnar Derecho

Ulnar I : Ulnar Izquierdo

En el Cuadro 3. Los registros del componente muscular del potencial de acción a nivel de la amplitud muestran los resultados para los nervios tibiales posterior derecho e izquierdo, (8.38 \pm 2.9) y (7.38 \pm 3.56) vs los valores de referencia, (19.06 \pm 7.63).

Los nervios medianos derecho e izquierdo, (7.72 \pm 1.84) y (8.23 \pm 1.72) vs los valores de referencia, (14.62 \pm 8.45). Los nervios ulnares derecho e izquierdo, (5.15 \pm 1.9) y (5.02 \pm 2.2) vs los valores de referencia, (11.49 \pm 2.51) (Oh, *et al.* 1993; Dumitru, Amato & Zwarts, 2001).

Cuadro 3. Amplitud del componente muscular del potencial de acción (onda M, CMAP), en los nervios evaluados. (Los valores son expresados como media y DS, n=13).

<i>Parámetros</i>	<i>TP D</i>	<i>TP I</i>	<i>MED D</i>	<i>MED I</i>	<i>Ulnar D</i>	<i>Ulnar I</i>
Valores de Referencia (HST) MEDIA	19.0±7.6	19.0±7.6	14.6±8.4	14.6±8.4	11.49±2.5	11.49±2.5
Media	8.38±2.9*	7.38±3.5*	7.72±1.8	8.23±1.7	5.15±1.9*	5.02±2.2*
r	0.49	0.58	0.07	0.04	0.24	0.25
Prueba t	1.8082*	2.1614*	0.2610	0.1768	0.1824	0.9635*

* Significativo. (P< 0.05%) (Wayne, et al. 2002).

MED D: Mediano Derecho

MED I: Mediano Izquierdo

TPD: Tibial Posterior Derecho

TPI: Tibial Posterior Izquierdo

Ulnar D: Ulnar Derecho

Ulnar I : Ulnar Izquierdo

DISCUSIÓN

Los resultados muestran una fuerte asociación entre la velocidad de conducción nerviosa motora y la hemoglobina glicosilada, Hb A_{1c} (Cuadro 1). Se confirma la hemoglobina glicosilada como biomarcador altamente significativo en la prevalencia de lesiones en las extremidades inferiores. La Hb A_{1c} 7% o más (60.7% vs 46.5%).

Al correlacionar la velocidad de conducción nerviosa motora y la hemoglobina A_{1c}, fue $r = -0.61$ para el nervio tibial posterior izquierdo y $r = -0.388$ para el nervio tibial posterior derecho. La $r = -0.388$, estadísticamente es no significativo pero por ser un estudio clínico y las variables analizadas como velocidad de conducción nerviosa y la hemoglobina glicosilada, podría ser significativo, desde el punto de vista clínico. Estudios electrofisiológicos previos dieron r alta para los nervios tibiales posteriores (Dorsey, Eberhart, Gregg & Geiss, 2009; Wayne, 2002). En nuestro estudio todas las correlaciones nos dieron inversa (P < 0.05) significativo, lo que se evidencia en el (Cuadro 1).

Estudios similares dieron en los nervios peroneal. ($r = -0.37$) ($P < 0.05$) confirmando nuestros resultados. (Vijay *et al.*, 2004).

De acuerdo a los datos estadísticos, cinco de los seis nervios evaluados, dieron significativos. La asociación entre la velocidad de conducción nerviosa motora y los niveles de la hemoglobina glicosilada es inversa, lo que sugiere que con aumentos en los niveles de la hemoglobina glicosilada, la velocidad de conducción nerviosa tiende a disminuir (Cuadro 1). La asociación, ($r = -0.3882$) ($P = 0.19$) para el nervio tibial posterior derecho siendo no significativo; y en estudios clínicos se puede aceptar (Vijay *et al.*, 2004) (Cuadro 1).

Los coeficientes de determinación, r^2 , registraron valores de 37.23, 42.25, 70.51, 44.61 y 53.37% para los nervios evaluados (Cuadro 1), lo que sugiere que la disminución de la velocidad de conducción nerviosa motora debido a la concentración de la hemoglobina glicosilada se relaciona con estos valores. Por ejemplo, en el nervio tibial posterior izquierdo es de un 37.23%. (Cuadro 1) (Wayne *et al.*, 2002).

La media de las velocidades de conducción nerviosa de los nervios medianos derecho e izquierdo fueron menores a los de referencia, (54.1, 54.3 vs 58.78) (Cuadro 2), esta disminución se debe a la existencia de menos corriente de Na^+ disponible para cargar el próximo segmento de membrana nodal hasta el umbral requerido. Este evento se debe a la disminución de la actividad de la bomba de $\text{Na}^+ - \text{ATPasa}$, disminuye la concentración extracelular de sodio, disminuyendo la despolarización. La despolarización disminuida demora más en alcanzar el umbral del siguiente nodo de Ranvier y por ende la velocidad de conducción nerviosa se reduce (Bhadada, Sahay, 2001; Hernández *et al.*, 2005).

Es conocido que la neuropatía diabética tiene componente metabólico en su patofisiología, como lo son la resistencia a la insulina, la hipoxia isquémica, los procesos de glicosilación, como la hemoglobina glicosilada y proteínas de la mielina, disminuyen la velocidad de conducción nerviosa. (Bhadada *et al.*, 2001) (Cuadro 2).

La hemoglobina glicosilada, en medio de la hipoxia endoneural, aumenta su afinidad por el oxígeno, lo que desplaza la curva de saturación O₂ (% de saturación de O₂ de la Hb versus Po₂ (Presión parcial de O₂) hacia la izquierda. Siendo la hiperglucemia un factor desencadenante de alteraciones tisulares, como la disminución en el transporte axonal y la atrofia axonal que produce reducción en la velocidad de conducción nerviosa (Bhadada *et al.*, 2001) (Cuadro 2). Estudios para determinar los predictores de pie diabético, amputaciones y mortalidad en diabéticos demostraron que la velocidad de conducción nerviosa motora (VCNm) es el mejor predictor, al aplicar el análisis de regresión múltiple de Cox (RR[95%], dando (0.90 [0.84 – 0.96], P= 0.001), lo que apoya la justificación de este estudio (Carrington *et al.*, 2002).

La prueba t aplicada (Cuadro 1) a dos colas, alfa 0.05%; así como la referencia (Siegle *et al.*, 2009) confirma la significancia estadística para las r (coeficiente de Pearson) obtenidas.

La onda M o el componente muscular del potencial de acción (Cuadro 3) al ser evaluada, se observó un 50% de significancia en la relación amplitud versus velocidad de conducción nerviosa. Los nervios mediano derecho e izquierdo dieron no significativo. La amplitud de la onda M está directamente relacionada con las motoneuronas activadas, los datos muestran la reducción de la amplitud en todos los nervios evaluados (Cuadro 3). Los datos de amplitud reportados en el artículo (Begum *et al.*, 2009) muestran resultados similares a los obtenidos en este estudio, o sea reducción de la amplitud ulnar derecho 5.15, ulnar izquierdo 5.02 versus los valores de referencia.

Los resultados del Cuadro 3 demuestran la reducción de la amplitud en los nervios tibiales posteriores derecho e izquierdo, al igual que en los nervios ulnares. Esto se explica por el deterioro del tejido nervioso consecuencia indirecta de la hiperglicemia que induce la condición de hipoxia, disminución del flujo sanguíneo y aumenta el estrés oxidativo (Vincent *et al.*, 2004).

CONCLUSIONES

En este estudio la correlación obtenida (coeficiente r), obtenida al relacionar los niveles de hemoglobina glicosilada con la velocidad de conducción nerviosa motora, demostró una asociación inversa entre ambas variables. Resultados similares fueron obtenidos en estudios previos.

La significancia estadística para, r, la disminución de la velocidad de conducción nerviosa motora asociada a la concentración de la hemoglobina glicosilada fue significativa para los todos nervios bilateralmente evaluados ($P < 0.05$). Igualmente significativa resultó la diferencia de la velocidad de conducción nerviosa con los valores de referencia ($P < 0.05$).

La interpretación médica de los registros electrofisiológicos, mostraron un 53.3% de los pacientes con alteraciones neurofisiológicas, en especial en las extremidades superiores.

RECOMENDACIONES

Se sugiere implementar este estudio como apoyo al diagnóstico temprano de las neuropatías diabéticas.

Implementar la determinación de la hemoglobina glicosilada, como prueba para un mejor control del estado glucémico en los pacientes diabéticos.

Diversificar el estudio, determinando el tipo y concentración de la hemoglobina y correlacionarlos con la evaluación electrofisiológica.

AGRADECIMIENTOS

A personal del Hospital Santo Tomás, en la Clínica del Diabético, en el Laboratorio Clínico, en el Laboratorio de Neurofisiología. Y un especial reconocimiento a los pacientes que de forma entusiasta cooperaron con la realización del presente estudio.

REFERENCIAS

Sultana, S., N. Begum, L. Ali, M. Hossain, N. Bhowmik, N. & Z. Parveen. 2009. Electrophysiological Changes of motor nerves in patients with Type 2 Diabetes Mellitus. *JAFMC Bangladesh*, 5, Mar. 2010. Disponible en: <<http://www.banglajol.info/index.php/JAFMC/article/view/4576/3686>>.

Bhadada, S., R. Sahay, V. Jyotsna & J. Agrawal. 2001. Diabetic neuropathy: current concepts. *J. Indian Acad. Clin. Med.* 2(4): 305 - 312.

Bloomgarden, Z. 2005. Diabetic Retinopathy and Neuropathy. *Diabetes Care*. 28: 963 - 970.

Calvo, O. L. 2002. *Velocidad de Conducción Nerviosa. Manual de Técnicas de Investigación en Fisiología*. Uso del Centor. Panamá.

Calvo, O. L. 2006. *Bases Biofísicas de la Práctica Médica*. Primera Edición. Imprenta Universal Books. Págs.: 100 – 102. Panamá.

Carrington, A., J. Shaw, C. Van Schie, C. Abbott, L. Vileikyte & J. Boulton. 2002. Can Motor Nerve Conduction Velocity predict foot problems in diabetic subjects over a 6 year outcome period? *Diabetes Care*. 25: 2010- 2015.

Castillero, L. & O. Lam. 2007. Estandarización de los Valores Normales del Reflejo H en el Músculo Triceps Sural. *Tecnociencia Universidad de Panamá*. 9(2): 73 - 88.

Dorsey, R., M. Eberhart, E. Gregg & L. S. Geiss. 2009. Control of Risk Factors Among people with Diagnosed Diabetes, by lower extremity disease Status. *Prev. Chronic Dis.* 6 (4): A114.

Dumitru, D., A. Amato & M. Zwarts. 2001. *Electrodiagnostic Medicine*. Segunda Edición. Hanley & Belfus, Inc. Philadelphia 1524 p.

Gutiérrez, E., D. Jiménez, J. Pardo & M. Romero. 2002. V Curso de Electromiografía Básica para Neúrologos. Sociedad Española de Neurología.

Harvey, R., P. C. Champe. 2005. *Bioquímica*. III Edición. McGraw Hill Interamericana. México, DF.

Hernández H., B.A. & A.E. Fernández N. 2001. Caracterización Electrofisiológica de un grupo de pacientes con Polineuropatía desmielinizantes Inflammatorias Crónicas. *Rev. Cubana Invest. Biomed.* 20(4):260-5

Hernández T., R., L. Charro, J. Sánchez & M. Brown. 2005. Trabajo de Revisión: Bloqueo de Conducción Nerviosa: Criterios y Dificultades para su Diagnóstico. *Rev. Cubana Invest. Biomed.* 24(1): 39 - 46.

Kandel, E. R., J. H. Schwartz & T. Jassell. 2000. Principios de Neurociencias. IV Edición. Editorial McGraw Hill Interamericana. España.

Kawaito, S., H. Kitahata & S. Osita. 2009. Problems associated with glucose toxicity: Role of hyperglycemia – induced oxidative stress. *World J. Gastroenterol.* 15: 33.

King, R. H. M. 2001. The Role of Glycation in the pathogenesis of diabetic polyneuropathy. *Mol Pathol.* 54(6): 400 - 408.

Krishnan, A., S. Cindy, M. C. Kiernan. 2008. Activity dependent excitability changes suggest Na and K Pump dysfunction in diabetic neuropathy. *Brain* 131: 1209 - 1216.

Ousman, Y. & M. Sharma. 2001. The Irrefutable importance of Glycemic Control. *Clinical Diabetes* 19 (2): 71-72.

Partida C., Z., M. R. González, H. Támez & M. Hernández. 2006. Cambios electrofisiológicos en el paciente diabético. *Revista Mexicana de Medicina Física y Rehabilitación* 18(2), 49 - 54.

Rally, M. & F. Alan. 2006. Clinical Review Prevention and early detection of vascular complications of diabetes. *BJM.* 333(2): 475 – 480.

Romero, J.C. & M. Licea. 1996. Patogénesis de la polineuropatía diabética. *Rev. Cubana Endocrinol.* 7: 1

Ruiloba, A. M. & I. MD Tejada. 2010. Boletín Informativo 2008 – 2009 del MINSA. Departamento de Registros y Estadísticas de Salud.

Said, G. 2007. Diabetic neuropathy a review. *Nature Clinical Practice Neurology* 3: 331 - 340.

Saudek, C. & J. Brick. 2009. The Clinical use of Hemoglobin A1C. *J. Diabetes Sc. Technolog.* 3(4): 629 – 634.

Shin, J. OH., MD. 1993. Nerve Conduction Studies. Clinical Electromyography. Second Edition. Williams and Wilkins. Caps 4, 5, 6 and 7.

Thomas, P.K 1999. Diabetic Neuropathy: mechanisms and future treatment options. *J. Neurol. Neurosurg. Psychiatry* 67: 277 - 279.

Vijay,V., R. Seena & M. Fair. 2004. Nerve Conduction Abnormalities I different stages of glucose intolerance. *Neurology India* 52: 466 - 469.

Vincent, A. & J. Russell, and Co. 2004. Oxidative Stress in the Pathogenesis of Diabetic Neuropathy. *Endocrine reviews.* 25(4) 612 - 628.

Wayne, D.. 2002. Bioestadística. Base para el análisis de las Ciencias de la salud. IV Edición. Limusa. México.

Wilmore, J., D. Costill, & W. Larry Kenney. 2008. Physiology of sport and Exercise. Fourth Edition. Human Kinetics. Champaign, Illinois. Estados Unidos.

Recibido diciembre de 2011, aceptado abril de 2012.



CONTINUIDAD Y REPRESENTACIÓN GRÁFICA

Daniel Vásquez

Universidad de Panamá, Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y Tecnología.
Departamento de Matemática.
E-mail: dvasquez65@yahoo.com

RESUMEN

El propósito de este trabajo es presentar un ejemplo de una función continua en una parte densa de \mathbb{R} y discontinua en una parte enumerable cuyo grafo es totalmente discontinuo. Se demuestra que no se debe tratar el grafo de una función como un objeto concreto para estudiar la continuidad.

PALABRAS CLAVES

Continuidad, conjunto totalmente discontinuo, densidad, enumerabilidad.

ABSTRACT

The aim of this work is to give an example of a continuous function on a dense part of \mathbb{R} , discontinuous on an enumerable part which its graph is totally discontinuous. It is demonstrated that we should not use the graph of a function as a concrete object to study continuity.

KEYWORDS

Continuity, totally discontinuous set, density, enumerability.

INTRODUCCIÓN

La idea de continuidad constituye uno de los conceptos capitales de la topología y el análisis. En las primeras etapas del desarrollo del

cálculo las relaciones entre variables eran casi siempre continuas. La continuidad quedaba reflejada en su gráfica; era una curva que podía ser trazada sin levantar el lápiz de la hoja.

Con el desarrollo del concepto de función durante el siglo XIX en las obras de Fourier, Cauchy, Bolzano y otros científicos se inicia la consideración de la continuidad como una propiedad que puede o no tener una función. El descubrimiento de funciones que en ningún punto tienen derivada y que representan fenómenos de difusión mostró de manera contundente que el análisis de la continuidad separada de otras propiedades íntimamente relacionadas como la derivada no eran un mero afán de realizar abstracciones, sino que eran necesidades reales planteadas al desarrollo del análisis a través de sus vinculaciones con las ciencias físicas; era una nueva etapa en el estudio matemático del movimiento, que requería de un instrumento más desarrollado, conceptualmente más claro.

Surge de estas y otras situaciones que no hemos mencionado aquí la necesidad real de profundizar en los conceptos de lo continuo y lo discontinuo.

Aunque el grafo es muy buen retrato del comportamiento de una función, la continuidad y la discontinuidad están determinadas por la naturaleza de la correspondencia entre las variables independientes y dependientes, es decir, la continuidad y la discontinuidad son atributos del nexo funcional entre las variables que estamos sometiendo a estudio. Para profundizar en el análisis de estos atributos debemos ver como están reflejados en la función y no solo en su grafo.

1. Preliminares

Definición 1: Sea (E,d) un espacio métrico y $X \subseteq E$. X es conexo si no es la unión de dos conjuntos no vacíos separados.

Definición 2: Sea (E,d) un espacio métrico, $A \subseteq E$ y $x \in A$. El mayor subconjunto conexo de A que contiene a x se llama la componente conexa de x en A .

Proposición 1: Una parte A de un espacio métrico es totalmente discontinua cuando toda componente conexa en A se reduce a un punto.

Para presentar el ejemplo que muestra una función continua en una parte densa de \mathbb{R} y discontinua en una parte enumerable hagamos ciertas convenciones.

Dado un número real $x \neq 0$ hay dos posibilidades:

- (1) x es un número decimal finito.
- (2) x es un número decimal infinito.

En el caso (1) adoptaremos la siguiente escritura:

Si

$$x = d_0, d_1 d_2 \dots d_n \text{ con } d_0 \in \mathbb{Z}, 0 \leq d_i \leq 9 \text{ para } 1 \leq i \leq n-1 \text{ y } 1 \leq d_n \leq 9$$

escribimos

$$x = d_0, d_1 d_2 \dots d_{n-1} (d_n - 1) 999 \dots \text{ si } x \neq 0 \text{ y } x \notin \mathbb{Z}^-.$$

Si $x \in \mathbb{Z}^-$ o sea $x = -d_0$ con $d_0 \in \mathbb{Z}^+$ escribiremos

$$x = -(d_0 + 1) 999 \dots$$

En el caso (2) mantendremos su escritura.

En conclusión, todo número real tiene una escritura infinita en forma decimal, o sea, si $x \in \mathbb{R}, x \neq 0$

$$x = d_0, d_1 d_2 \dots$$

donde $d_0 \in \mathbb{Z}$ y $0 \leq d_i \leq 9$ para todo i y para todo $n \in \mathbb{N}$, existe $n_k \geq n$ tal que $d_{n_k} \neq 0$

En el caso $x=0$ escribimos

$$x = 0.000 \dots$$

Ahora, dados dos números reales $x, y \in \mathbb{R}$

$$x = d_0, d_1 d_2 \dots$$

$$y = s_0, s_1 s_2 \dots$$

$$(a) \quad 0 \leq x < y \quad \text{si y solo si} \quad \begin{cases} d_0 < s_0 \text{ ó} \\ \exists n > 0 \text{ tal que} \\ d_0 = s_0, d_1 = s_1, \dots, d_{n-1} = s_{n-1} \text{ y } d_n < s_n \end{cases}$$

$$(b) \quad x < y < 0 \text{ si y solo si } 0 < -y < -x$$

Definamos el siguiente conjunto:

$$K = \{x = d_0, d_1 d_2 \dots \in \mathbb{R} / \exists n_0 \geq 0 \text{ con } d_i = 9 \quad \forall i \geq n_0\}$$

Propiedades del conjunto K

- (i) K es denso en \mathbb{R}
- (ii) K es enumerable

Demostración

(i) Sea $x = d_0, d_1 d_2 \dots$ un número real. Consideremos la siguiente sucesión:

$$\begin{aligned} x_1 &= d_0, d_1 999 \dots \\ x_2 &= d_0, d_1 d_2 999 \dots \\ &\vdots \\ x_n &= d_0, d_1 d_2 \dots d_n \dots \end{aligned}$$

Es obvio que $\{x_n\}$ es una sucesión de elementos de K y

$$|x_n - x| \xrightarrow{n \rightarrow \infty} 0$$

Con lo cual queda demostrado que todo número real es límite de una sucesión de elementos de K, de donde K es denso en \mathbb{R} .

2. Ejemplo

Consideremos la función

$$f: \mathbb{R} \rightarrow \mathbb{R}$$

$$x = d_0, d_1 d_2 \dots \rightarrow f(x) = d_0, 0d_1 0d_2 \dots$$

Propiedades de la función f:

- (1) f es impar
- (2) f es creciente

Demostración:

Sean $x = d_0, d_1, d_2, \dots$ y $y = s_0, s_1, s_2, \dots$ números reales tales que $x < y$.

a) si $x = 0$ entonces por definición $f(0) = 0$ y $f(x) > 0$. Por consiguiente $f(x) < f(y)$

b) Supongamos $x > 0$. Como $x < y$ se tiene que

$d_0 < s_0$ ó $\exists n > 0$ tal que $d_0 = s_0, d_1 = s_1, \dots, d_{n-1} = s_{n-1}$ y $d_n < s_n$
y

$$f(x) = d_0, 0d_1, 0d_2, \dots, \quad f(y) = s_0, 0s_1, 0s_2, \dots$$

Por lo tanto

$$0 < f(x) < f(y)$$

c) Si $x < 0 \leq y$ es obvio que $f(x) < 0 \leq f(y)$.

d) Si $x < y < 0$ entonces $0 > -y > -x$ lo que implica (por ser f impar) que

$$f(-x) = -f(x) \text{ y } f(-y) = -f(y).$$

Por lo tanto $f(x) < f(y)$.

En conclusión, f es estrictamente creciente.

(3) f es continua en x. para todo $x \in \mathbb{R}-\mathbb{K}$

Demostración:

Sea $x = d_0, d_1, d_2, \dots \in \mathbb{R}-\mathbb{K}$. Como f es estrictamente creciente para probar que f es continua en x solo hay que probar que:

$$f(x) = \inf \{f(y) / y > x\}$$

y

$$f(x) = \sup f \{f(y) / y < x\}$$

Como f es impar podemos suponer sin pérdida de generalidad que $x \geq 0$

CASO 1. Supongamos que $x > 0$ y sea $\varepsilon > 0$.

(a) Como $x \notin K$, existe un número natural n suficientemente grande con las siguientes propiedades:

- i) $10^{-n} < \varepsilon$
- ii) $d_n \neq 9$

luego, existe

$$y = d_0.d_1d_2 \dots d_{n-1}999\dots > x$$

de donde se obtiene

$$0 < f(y) - f(x) < \underbrace{0.00\dots 01}_{n-1} = 10^{-n} < \varepsilon$$

Con lo cual se concluye

$$\begin{aligned} f(y) < f(x) + \varepsilon &\Rightarrow f(x) \leq \inf \{f(y) / y > x\} < f(x) + \varepsilon \\ &\Rightarrow f(x) = \inf \{f(y) / y > x\} \end{aligned}$$

(b) De la misma forma, como $x \notin K$, $x > 0$ existe un número natural n suficientemente grande con las siguientes propiedades:

- i) $10^{-n} < \varepsilon$
- ii) $d_n \neq 0$ (o sea $d_n \geq 1$)

luego existe

$$y = d_0.d_1d_2 \dots d_{n-1}00999\dots < x$$

de donde se obtiene

$$0 < f(x) - f(y) < \underbrace{0.00\dots 01}_{n-1} = 10^{-n} < \varepsilon$$

Con lo cual se concluye

$$\begin{aligned} f(x) < f(y) + \varepsilon &\Rightarrow f(x) - \varepsilon < \sup \{f(y) / y < x\} \leq f(x) \\ &\Rightarrow f(x) = \sup \{f(y) / y < x\} \end{aligned}$$

Por (a) y (b) f es continua en x .

CASO II:

(c) Supongamos que $x = 0$. Utilizando el mismo argumento de (a) obtenemos que:

$$f(0) = \inf \{f(y) / y > x\}$$

(d) En la parte (b) la única modificación que tenemos que hacer es en la definición de y . En este caso tome

$$y = -0.00\dots01$$

por lo tanto

$$f(0) - f(y) < 10^{-n} < \epsilon$$

y

$$f(0) = \sup \{f(y) / y < 0\}$$

así que f es continua en $x = 0$.

Hemos probado así que f es continua en cada punto de $\mathbb{R}-\mathbb{K}$.

4) f es discontinua en cada punto de \mathbb{K} .

CASO I:

Sea $x \in \mathbb{K}$, $x > 0$. Luego

$$x = d_0.d_1d_2\dots d_n999\dots$$

(a) Utilizando el mismo argumento empleado en (b) de la parte anterior obtenemos que para cada $x \in \mathbb{K}$:

$$f(x) = \sup \{f(y) / y < x\}.$$

(b) Ahora

$$f(x) = d_0.0d_10d_2\dots0d_n0909\dots$$

Demostremos que

$$\inf \{f(y) / y > x\} = d_0.0d_10d_2\dots0d_n99\dots$$

En efecto, denotemos

$$p = d_0.0d_10d_2\dots0d_n99\dots$$

Sea $s = s_0, s_1, s_2, \dots \in R$ tal que $s > x$. Como

$$f(s) = s_0, 0s_1, 0s_2, \dots, 0s_n, 0s_{n+1}, \dots$$

Es obvio que $f(s) > p$, por lo tanto

$$p \leq \inf \{f(y) / y > x\} \quad (\alpha).$$

Ahora, para cada $m > n$ definamos el número

$$y_m = d_0, \underbrace{d_1 d_2 \dots d_{n-1} (d_n + 1)}_{m \text{ posiciones}} 00 \dots 099 \dots$$

Nota: si $d_n = 9$ tomamos

$$y_m = d_0, d_1 d_2 \dots d_{n-2} (d_{n-1} + 1) d_n 00 \dots 099 \dots \text{ y así sucesivamente.}$$

Es obvio que

$$y_m > y_{m-1} > x \text{ para todo } m > n$$

Ahora:

$$f(y_m) = d_0, 0d_1, 0d_2, \dots, 0(d_n + 1), 0 \dots 0909 \dots$$

y

$$f(y_m) \xrightarrow[m \rightarrow \infty]{\text{mon}} d_0, 0d_1, 0d_2, \dots, 0(d_n + 1)$$

pero

$$d_0, 0d_1, 0d_2, \dots, 0(d_n + 1) = d_0, 0d_1, 0d_2, \dots, 0d_n, 99 \dots = p$$

de donde

$$f(y_n) \downarrow p$$

con lo cual

$$\inf \{f(y_n)\} = p$$

Por otra parte, como

$$\{f(y_n)\} \subseteq \{f(y) / y > x\}$$

obtenemos

$$\inf \{f(y_n)\} \geq \inf \{f(y) / y > x\}$$

de donde

$$p \geq \inf \{f(y) / y > x\} \quad (\beta)$$

por consiguiente, de (α) y (β) obtenemos

$$p = \inf \{f(y) / y > x\} \quad y \quad p \neq f(x).$$

de (a) y (b) obtenemos que

$$f(x) = \sup \{f(y) / y < x\} \quad y \quad f(x) < \inf \{f(y) / y > x\}$$

Por lo tanto, f es continua a izquierda de x pero discontinua a derecha, lo cual implica que f no es continua en $x \in K$, $x > 0$.

CASO II.

Sea $x \in K$, $x < 0$. Como f es impar obtenemos que f es continua a derecha de x y discontinua a izquierda. Así que f es discontinua en x . Luego concluimos que K es el conjunto de discontinuidades de f .

Teorema: sea $f: \mathbb{R} \rightarrow \mathbb{R}$ una función monótona. Entonces f es continua excepto en un conjunto enumerable (finito o infinito) de puntos.

Como nuestra función es estrictamente creciente y K es el conjunto de discontinuidades de f , entonces K es enumerable.

En resumen:

- f es continua en $\mathbb{R} - K$ y discontinua en K .
- K y $\mathbb{R} - K$ son densos en \mathbb{R} .
- f tiene un grafo totalmente discontinuo.

REFERENCIAS

Apostol, T. 1960. Análisis Matemático. Editorial Reverté S.A. España.

Brehmer, S. 1980. Análisis Matemático I. Editorial Pueblo y educación. Cuba.

Bushaw, D. 1970. Fundamentos de Topología. Editorial Limusa-Willey S. A. México.

De Burgos, J. 2007. Cálculo Infinitesimal de una Variable. Editorial McGraw-Hill. México.

Iribarren, I. 1973. Topología de Espacios Métricos. Editorial Limusa. México.

Jacques, S. 1980. Representation Graphique et continue. Francia.

Hasser, N. & J. Sullivan. 1978. Análisis Real. Editorial Trillas. México.

Natanson, I. P. 1967. Theory of Functions of a Real Variable. Frederick Ungar Publishing CO. New York.

Rudin, W. 1980. Principios de Análisis Matemático. Editorial McGraw-Hill. México.

White, A. J. 1973. Introducción al Análisis Real. Ediciones de Promoción Cultural, S. A. España.

Recibido septiembre de 2010, aceptado mayo de 2012.



CARACTERÍSTICAS ESTRUCTURALES DEL BOSQUE DE *Rhizophora mangle* L. EN EL REFUGIO DE VIDA SILVESTRE ISLA DE CAÑAS, LOS SANTOS, PANAMÁ

Edwin Antonio Rodríguez¹; José Carlos Chang² e Italo Gott²

¹Centro Regional de Los Santos, ²Centro Regional Universitario de Veraguas, Universidad de Panamá

E-mail: guasino25@hotmail.com; changvivero@yahoo.es y italogoti@yahoo.es

RESUMEN

Se realizó una evaluación de las características estructurales y fisionómicas de un manglar de borde monoespecífico de *Rhizophora mangle* L. localizado en el extremo sur de la Península de Azuero, Panamá, en tres parcelas de 10 m x 100 m, cada una, entre época seca y lluviosa. Se contabilizaron 306 individuos con DAP promedio de 15,5 cm, área basal de 18,0 m²/ha y altura del dosel de 9,6 m, densidad de 950 ind/0,1 ha, e índice de complejidad de Holdridge de 7,7, lo que nos indica un manglar de borde bien estructurado.

PALABRAS CLAVES

Rhizophora mangle, caracterización estructural, manglar de borde.

ABSTRACT

Structural parameters of a *Rhizophora mangle* mangrove forest were measured in the south border of Península de Azuero, Panamá, in three plots of 10 m x 100 m, each one. It was found 306 trees (greater than 10 cm DBH), with mean DBH 15,5 cm, basal area of 18,0 m²/ha, tall canopies 9,6 m, density 470 trees/ha, and a Holdridge complexity index of 7,7, indicating a well-structured fringe mangrove.

KEYWORDS

Rhizophora mangle, Mangrove structure, fringe mangrove.

INTRODUCCIÓN

La función ecológica dominante de los manglares es el mantenimiento de hábitats costero-marinos y la provisión concomitante de alimento y refugio para una gran variedad de organismos a diferentes niveles tróficos. Además, los manglares juegan un papel principal en mantener la calidad del agua y la estabilidad de la línea de costa, lo cual controla la distribución de nutrientes y sedimentos en aguas estuarinas (Yáñez-Arancibia *et al.*, 1998).

En los manglares, según, D'Croz & Kwiecinski (1979), se encuentran además de las poblaciones nativas, numerosos organismos en etapas juveniles que pasan solamente una parte de su vida en estos hábitats. Aquí encuentran protección y abundante alimento, que les garantiza un rápido crecimiento y exitosa subsistencia. Están protegidos por la gran cantidad de raíces del mangle rojo que les sirve de refugio. También un eficiente flujo de energía, que va del manglar hacia la zona costera, en forma de detritus orgánicos derivados de las hojas caídas de los mangles, les garantiza un amplio recurso alimentario (García Hansen *et al.*, 2002), la acción bacteriana y de los hongos en el agua convierte el materia indigerible de las hojas en una fuente de proteínas de gran importancia para la fauna asociada al manglar (Orihuela *et al.*, 2004). Anguizola *et al.* (1988) realizaron un estudio, mediante fotografías aéreas e imágenes de satélites para determinar la cobertura de manglar en el territorio nacional, y se determinó que la República de Panamá cuenta con trece áreas principales de manglares: nueve se encuentran en la vertiente del Pacífico y cuatro en el Caribe; la superficie total cubierta de manglares es de 1813,38 km², según CATHALAC (2007). En la costa del Pacífico, existen 1647,68 km², lo que corresponde al 5,2 % de la cobertura boscosa nacional y al 2,3 % de la superficie total del País (Instituto Geográfico Nacional Tommy 2007). En la provincia de Los Santos, el bosque de manglar cuenta con una superficie de 6 236,93 ha (62,37 km²), que corresponde al 1,67 % del territorio total de la Provincia (ANAM 2000).

En un estudio florístico de Isla de Cañas, Carrasquilla (1987), reporta para la Isla la presencia de *Rhizophora mangle* (Mangle colorado), *Rhizophora harrisonii* (Mangle caballero), *Avicennia germinans* (Mangle negro), *Avicennia bicolor* (Mangle salado), *Pelliciera rizophorae* (Mangle piñuelo), *Laguncularia racemosa* (Mangle blanco) y *Conocarpus erectus* (Mangle botón). El canal estuarino de la Isla cuenta con un extenso manglar del lado noroeste, representado principalmente por *Rhizophora mangle*, como bosque de borde. En esta zona los manglares se ven sometidos a fuertes amenazas, entre las cuales se pueden mencionar: a) el establecimiento de camarónicas; b) la ganadería; y c) el cultivo de arroz y cucurbitáceas (ANAM, 2000).

La importancia de la descripción del manglar de Isla de Cañas radica en el hecho de que no se ha realizado hasta la fecha una evaluación de dicho ecosistema, el cual, como todo manglar está incluido dentro de los humedales costeros de mayor vulnerabilidad ante el cambio climático (Watson *et al.*, 1997), cuya persistencia dependería de la tasa de acreción con respecto al nivel del mar, entre otras (Sepala *et al.*, 2009.) o podría presentar evidencias de acomodación ante la variabilidad ambiental que induce el cambio climático, con las consecuencias que esto conlleva como la estabilidad de la costa, el mantenimiento de la biodiversidad (Yañez-Arancibia, 1998). El objetivo del presente trabajo es establecer el valor de variables estructurales que sirvan de línea base de información para futuras investigaciones.

MATERIAL Y MÉTODOS

El área de estudio se encuentra ubicada en el Refugio de Vida Silvestre Isla de Cañas, Distrito de Tonosí, el cual tiene una extensión de manglar de 1200 hectáreas, de las cuales aproximadamente 832,5 ha corresponden a la isla (Córdoba *et al.*, 1998).

El estudio se realizó en el manglar en Isla de Cañas (Fig. 1), entre las coordenadas geográficas: 7° 22' 45" y 7° 25' 45" N, 80° 15' 30" y 80° 21' 32" O (Universidad de Panamá, 2001). La isla está rodeada por la desembocadura del río Tonosí, uniéndose a él los ríos Limón y

Viejo, río Cañas, el Cigua y el Infiernillo. Estas aguas la separan de tierra firme y forman un gran estero o canal que en su parte más ancha mide 500 m y en la más angosta 100 m (Ramos & Medina, 2002).

La estructura del bosque de manglar en Isla de Cañas muestra en la zona de contacto con el canal estuarino una franja de mangle rojo (*Rhizophora mangle* L.), esta es de ancho variable, a partir de la orilla y va desde unos 150 m cerca a la parcela P1 y en la medida que se aleja hacia el extremo oeste de la Isla llega a medir un kilómetro (Fig. 1) y cubre un área aproximada de 353 ha con 9 604,30 m². Las parcelas de muestreos están formadas por un rodal monoespecífico.

A partir del mes de enero de 2007, se delimitaron tres parcelas de muestreo cuyas dimensiones fueron 10 m x 100 m, de acuerdo a la metodología de Melo & Vargas (2003), lo cual produce áreas de 0,1 ha, en el borde del manglar con el canal estuarino, perpendiculares a la orilla y demarcadas con una cuerda. Debido al carácter permanente de las parcelas se colocó material de identificación de alta resistencia a las condiciones ambientales del área, de manera que las mismas fueran fácilmente localizadas.

La parcela uno (P1) (Fig. 2) se ubicó a 0,58 km del poblado de Isla de Cañas Centro en las coordenadas 7° 24' 53,4" N y 80 ° 19' 03,6" W, en este sector el canal presenta un ancho de 117,0 m, el área está aproximadamente a unos dos kilómetros de la desembocadura del río Cigua; esta parcela recibe agua de la marea alta que entra al canal estuarino por el extremo este de la Isla. La parcela dos (P2) se encuentra a 2,43 km del poblado, en las coordenadas 7°, 24', 24, 6" N y 80 °, 19', 40,6" W, el ancho del canal en el área es de 37,1 m. Esta parcela recibe agua en marea alta de ambos extremos de la isla. La parcela tres (P3) se ubica a 4,96 km en las coordenadas geográficas 7°, 23', 51,29" N y 80 °, 20', 32,16" W, adyacente a una sección del canal estuarino con un ancho aproximado de 15,0 m, la cual recibe agua de la marea alta proveniente del extremo oeste de la isla.



Fig. 1. Localización geográfica de Isla de Cañas y ubicación de las parcelas de estudio.



Fig. 2. Vista de la parcela P2 en el Bosque de *Rhizophora mangle* L. en Isla de Cañas.

Una vez establecidas las parcelas se procedió a realizar el trabajo de marcación y medición de los arbustos \geq a 2,5 cm de DAP (diámetro a la altura del pecho) y los árboles \geq 10,0 cm de DAP respectivamente. Se identificaron los árboles con un número colocado con pintura fluorescente por encima del punto de medición del DAP, esta se hizo con cinta diamétrica y cinta métrica común, a una distancia de 1,30 m por encima del nivel del sedimento, sobre la bifurcación del árbol. Los árboles bifurcados a una altura inferior a los 1,30 m se evaluaron como árboles individuales y se les aplicó la misma metodología (INRENARE, 1997), en cuanto a los árboles con raíces aéreas mayores de un metro, se tomó la medida a 0,30 cm, sobre la última raíz aérea. Los árboles con anomalías (nudos, abultamientos, deformaciones), las mediciones se realizaron fuera de la parte deformada; dos mediciones a igual altura de 1,30 m y se tomó el promedio.

Los datos obtenidos de DAP, permitieron determinar, densidad, área basal, número de especie, índice de complejidad de Holdridge (IC_H) (1978).

Para medir la altura total (HT) de los arbustos y árboles ya identificados con su número, se utilizó un Clinómetro ABNEY, basado en el principio de trigonometría, específicamente de la medición de ángulos, donde se consideró el ángulo al ápice, el ángulo a la base del árbol y una distancia base desde el observador (INRENARE, 1997).

También se utilizó una vara graduada de 5 metros de largo. Para cada arbusto y árbol se tomó la altura total o distancia vertical (HT) desde el sedimento hasta la parte más alta de la copa del árbol, medida obtenida en metro (m).

En la morfología de hojas y frutos se realizaron mediciones de 250 hojas por parcela, en las que se consideró el largo, ancho y peso de la hoja, se incluyó el largo del peciolo, largo y peso de los propágulos (Fig. A5).

RESULTADOS

En la presente investigación se contabilizaron 306 individuos de la especie *Rhizophora mangle* L. distribuidos en las tres parcelas adyacentes al canal estuarino de la Isla, de los cuales 46 % eran arbustos (> 2,5 cm) y 54 % árboles (> 10,0 cm) (Cuadro 1), se determinó una densidad total de 950 ind/ha , área basal de 18 m^2/ha , altura del dosel de 9.6 m y un DAP promedio de 15,5 cm.

Con respecto a las características estructurales de arbustos y árboles se obtuvo una densidad de arbustos (≥ 2.5 cm) de 480 ind/ha , y de árboles de 470 ind/ha área basal de 1,3 m^2/ha para arbustos y 17,0 m^2/ha para árboles, y un ÍCH general de 0,6 para arbustos y 7,7 para árboles (Cuadro 2).

De acuerdo al estudio por parcelas se obtuvo que la mayor densidad de arbustos (590 ind/ha), y árboles (610 ind/ha) se presentó en P3, esto debido a mayor cantidad de arbustos (52 %) y árboles (48 %) en esta Parcela, sin embargo, la prueba de comparación de proporciones de muestras independientes indicó que no existe diferencia significativa del porcentaje de arbustos entre parcelas (P1 vs P2: $z_{\text{cal}} = 0,2797$), P1 vs P3 $z_{\text{cal}} = 0,0024$ y P2 vs P3 $z_{\text{cal}} = -0,2773$).

Se determinó la no homocedasticidad de los datos de DAP y HT a través de la prueba de Bartlett y la no normalidad a través de la prueba de D'Agostino, se decidió realizar una transformación $\log x+1$ de los datos, debido a que se estabilizó la varianza de los datos de DAP y no se estabilizó para los datos de HT de la segunda parcela, se realizaron las pruebas correspondientes de acuerdo al caso.

El mayor DAP promedio de las tres parcelas se presentó en P2 (17,6 cm), mientras que el menor en P3 (14,3 cm) (Cuadro 1, Fig. 4), se confirmó que existe diferencia estadística del DAP entre parcelas (ANDEVA $F = 11,39$ $p < 0,001$), para lo cual se procedió a determinar cuales de estas son diferentes entre si a través de la prueba de LSD, la cual fue significativa entre las parcelas P1 vs P2 y altamente significativa entre P1 vs P3 y P2 vs P3, lo cual indica que todas son diferentes entre si.

De acuerdo al valor de los percentiles la parcela P2 mostró valores de percentil 10 (3,38 m) y 90 (32,10 m) mayores que las otras parcelas, por otro lado, el percentil 90 de P3 (20,45 m) presentó el valor más bajo de las tres parcelas (Cuadro 3).

La distribución de la frecuencia de DAP en los arbustos y árboles por parcela en el bosque de *R. mangle* mostró para P1 y P3 que la mayor parte de los valores se concentran sobre los intervalos con amplitud media de 2,5 cm a 15,0 cm, mientras que en P2 de 2,5 cm a 20 cm (Fig. 5) La prueba de Kolmogorov Smirnov para muestras independientes indicó que no existe diferencia significativa de la frecuencia del DAP entre las parcelas P1 y P3 (K.S. $\chi^2 = 4,08$ g.l. = 2 $p > 0,05$), mientras existe diferencia significativa entre P1 y P2 (K.S. $\chi^2 = 4,08$ g.l. = 2 $p = 0,0243$) y altamente significativa entre P2 y P3 (K.S. $\chi^2 = 4,08$ g.l. = 2 $p < 0,0001$).

La altura del dosel (HT) fue mayor en P2 (11,9 m) (Fig 6), la cual, según la prueba de Kruskal Wallis, fue significativamente diferente entre parcelas (K-W $H = 34,64$ $p = 0,0001$). Por otro lado, a través del aprueba SNK se determinó la diferencia de la altura de los árboles entre parcelas y se encontró que existe diferencia altamente significativa entre P1 y P2 y entre P2 y P3, sin embargo, no existe diferencia entre P1 y P3.

La altura de arbustos y árboles según se desprende del análisis de datos en P1 osciló de 1,5 m a 24,5 m, en P2 de 2,5 m a 9,1 m y P3 de 1,5 m a 28,2 m. Las medianas obtenidas entre parcelas variaron de 5,25 m para P1, a 7,0 m para P3 (Fig. 5), La prueba de Kruskal-Wallis indicó que existe diferencia altamente significativa de la altura de los arboles entre parcelas (K-W $H = 34,54$ $p < 0,001$). Se determinó diferencias entre P1 y P2 (SNK $RMS = 93,14$ $p < 0,0001$) y entre P2 y P3 (SNK, $RMS = 65,74$ $p < 0,0001$), sin embargo, no hay diferencia entre P1 y P3 (SNK, $RMS = 27,39$ $p = 0,0271$).

La distribución de las frecuencias de alturas de los arbustos y árboles en total por parcelas en el bosque de *R. mangle* L. en Isla de Cañas mostró para P1 que la mayor parte de los valores se concentraron sobre

los intervalos con amplitud media de 4,0 m a 14,0 m, en P2 de 5,0 m a 17,5 m y en P3 de 5,0 m a 12,5 m. (Fig. 7). La prueba de Kolomogorov Smirnov para dos muestras independientes indica que no hay diferencia significativa entre la altura entre P1 y P3 (K-S, $\chi^2 = 4,08$ g.l. = 2 n.s.), mientras que existe diferencia altamente significativa entre P1 y P2 (K-S, $\chi^2 = 22,69$ g.l. = 2 $p < 0,001$) y entre P2 y P3 (K-S, $\chi^2 = 20,35$ g.l. = 2 $p < 0,001$).

El área basal mostró mayor valor para arbustos y árboles en P1 (0,13 m² y 1,8 m² respectivamente, mientras que P2 mostró el menor valor (1,5 m²). Finalmente el IC_H indicó que este varía de 0,02 en P2 y 0,1 en P3 para arbustos y 0,7 a 0,9 para árboles en P1 y P3 respectivamente, con altura de hasta 0,9 en P3 (Cuadro 1).

Se determinó la correlación Spearman entre el DAP y HT la cual muestra una correlación positiva fuerte entre ambas variables y altamente significativa ($r_s = 0,8685$ $p = 0,0001$), luego se determinó la relación lineal de estas variables, a través de una regresión lineal con el propósito de predecir la altura de los árboles a partir del DAP. La ecuación resultante fue: $HT = 3,6980 + 0,4780 \cdot DAP$. y $p < 0,0001$, para $N = 357$, y valores entre 0,8 cm y 50,50 cm de DAP y 1,50 m y 28,20 m de altura (Fig. 3).

El índice de complejidad de Holdridge mostró, para el manglar estudiado, valores para arbustos de IC_H = 0,6 y para adultos IC_H = 7,7, con relación a las parcelas se observó el mayor en P3, que mostró para arbustos IC_H = 0,1 y para adultos IC_H = 0,9 (Cuadro 1).

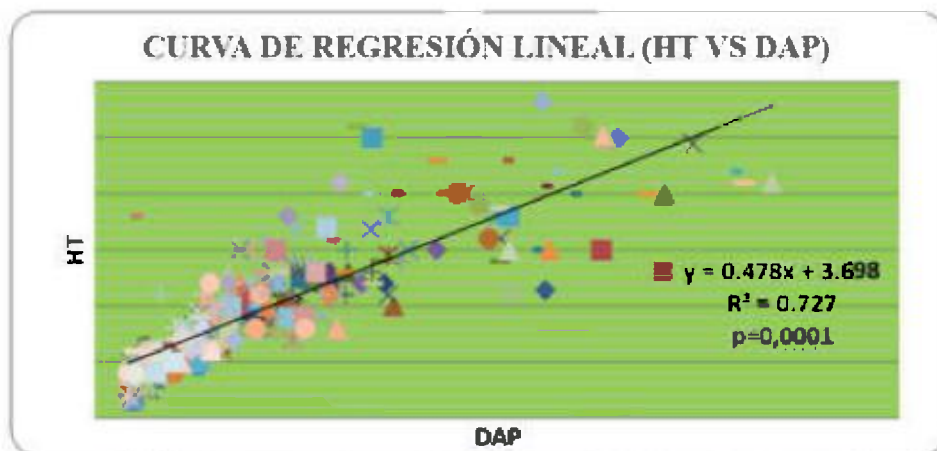


Fig. 3 Relación entre la altura total y el DAP de los árboles en Isla de Cañas, 2007.

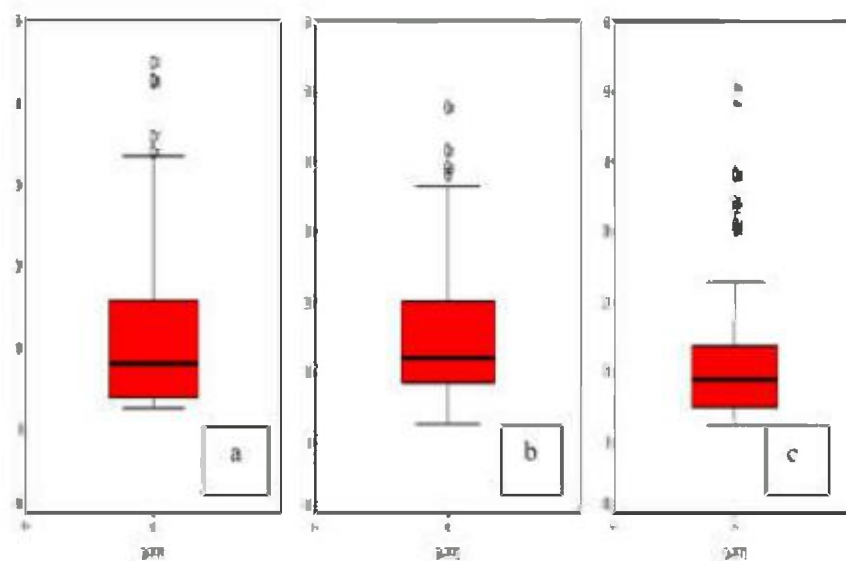


Fig. 4. Comparación del DAP (arbustos y árboles) entre las parcelas: (a) P1, (b) P2 y (c) P3 en Isla de Cañas.

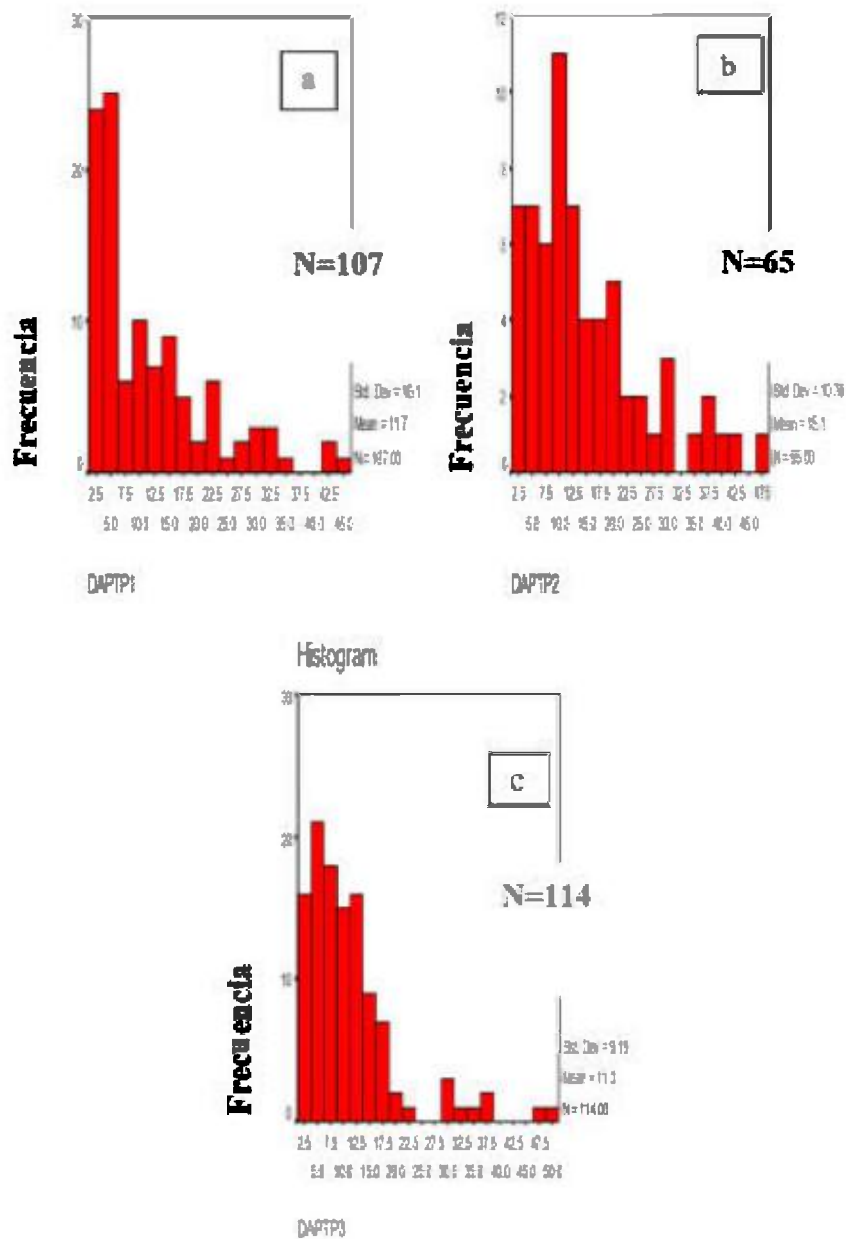


Fig. 5. Distribución de las frecuencias de DAP en los arbustos y árboles por parcela, (a) P1, (b) P2, (c) P3 en el Bosque *Rhizophora mangle* L. en Isla de Cañas.

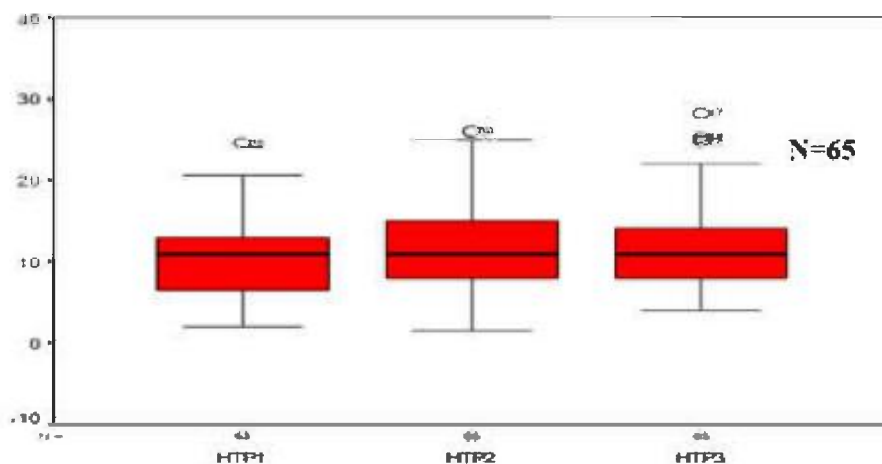


Fig. 6. Comparación de la altura (m) (arbustos y árboles) entre la parcelas (P1, P2, P3) en Isla de Cañas.

Cuadro 1. Características estructurales del bosque de borde de *Rhizophora mangle* en Isla de Cañas.

DAP	Densidad de troncos (Ha)		Área basal (m ²)		Área basal total(m ²)	Altura del dosel (m)	Índice de Complejidad		
	≥ 2.5	≥ 10	≥ 2.5	≥ 10			≥ 2.5	≥ 10	
Promedio (cm)	cm	cm	cm	cm			cm	cm	
	dap	dap	dap	dap			dap	dap	
	15,5	480	470	1.3	17,0	18	9.6	0,6	7.7

Cuadro 2. Características estructurales de la especie *R. mangle* por parcela en Isla de Cañas, Tonosí.

Parcela	Cantidad		Área Basal		Altura del dosel	Densidad	DAP	IC	
	≥2.5	≥10	≥2.5	≥10				≥2.5	≥10
	cm	cm	cm	cm				cm	cm
	dap	dap	dap	dap				dap	dap
			m ² /ha	m ² /ha	m	Ind/ha	cm		
P1	59	54	0.13	1.8	8.3	1 130	15.3	0.07	0.7
P2	16	50	0.08	1.5	11.9	660	17.6	0.02	0.7
P3	66	61	0.2	1.7	9.5	1 270	14.3	0.1	0.9

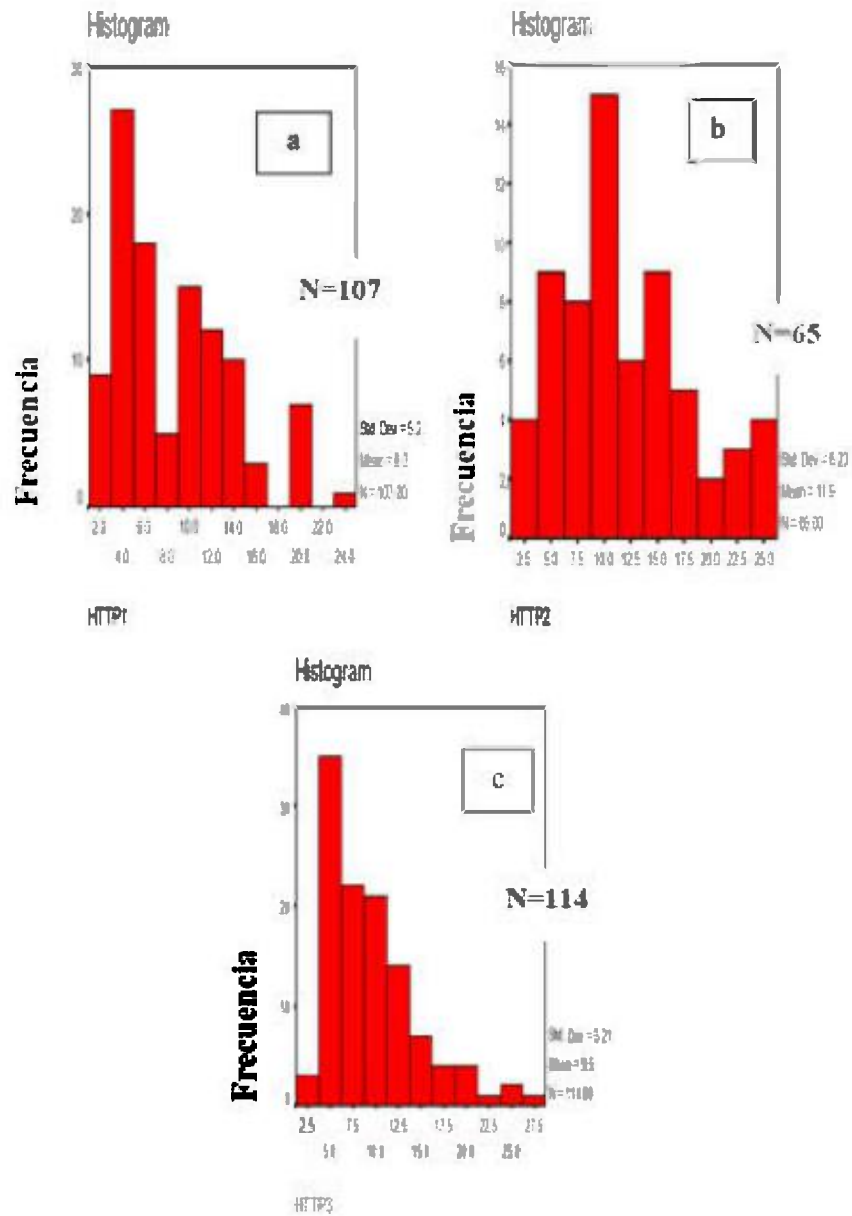


Fig. 7. Distribución de las frecuencias de HT en los arbustos y árboles por parcela (a) P1, (b) P2, (c) P3 en el Bosque *Rhizophora mangle* L. en Isla de Cañas.

Cuadro 3. Percentiles 10 y 90 de DAP de *R. mangle* L. en las parcelas de estudio en isla des Cañas.

DAP por parcela (árboles y arbustos)	Percentil 10	Percentil 90
P1	2,98	27,88
P2	3,38	32,10
P3	3,20	20,45
DAP Total	3,10	28,91

DISCUSIÓN

De acuerdo con la clasificación estructural de los manglares (Lugo & Snedaker, 1974), y a las características encontradas en el rodal objeto de este estudio, en Isla de Cañas, como régimen de inundación, tipo de sedimento, etc, es considerado manglar tipo borde, dominado por árboles de *Rhizophora mangle*.

El hecho de que el manglar estudiado esté compuesto por un rodal monoespecífico de *R. mangle* está de acuerdo con lo señalado por Jiménez (1994), quien indica que las especies de este género son las predominantes en la zona externa del manglar, porque presentan adaptaciones anatómicas y fisiológicas que le permiten sobrevivir en suelos suaves e inestables. De igual manera se indica que el género *Rhizophora* es el principal componente en los bosque de manglar de la costa pacífica de América Central a su vez estos resultados coinciden con los obtenidos por Osorio (1994) y Mendieta (2006), quienes mencionan que esta especie es la más común y de más amplia distribución geográfica en Panamá, por otro lado, esta especie no siempre es la dominante en manglares de borde, como el caso de bosques de mangle el Sistema de Cananeia-Iguape, Brasil, en el cual domina *Avicennia schaueriana* (Cunha-Lignon 2001), o en el Estuario São Mateus, Brasil, en el cual domina *Laguncularia racemosa* (da Silva et al., 2005).

A pesar de lo anteriormente indicado, en términos generales, los manglares de borde están dominados por *R. mangle*, y se caracterizan por recibir el efecto directo de olas y menor influencia del agua dulce de ríos, lo que hace que el ingreso de nutrientes sea relativamente bajo y sufra tensión por la menor disponibilidad de agua dulce. La dinámica de lavado diario no permite un desarrollo muy denso, ni árboles altos (Moreno & Infante, 2009).

Con relación al análisis estructural del bosque en Isla de Cañas el número mayor de arbustos en P1 y P3 nos permite considerar estos sectores como un manglar joven en comparación con P2, sin descartar la influencia de factores antrópicos y ambientales que posiblemente afecten este comportamiento en el área. Por otro lado, la altura del dosel y el mayor DAP, nos lleva a pensar que P2 es una zona con individuos más viejos, además, los valores de los percentiles 10 y 90 nos confirma que P2 presentó los árboles más desarrollados y P3 los más jóvenes. El hecho de que P2 presenta individuos más gruesos y altos, y observamos que la densidad total por parcela es menor confirmamos que las otras dos parcelas presentan un mayor desarrollo de individuos jóvenes (Cuadro 4).

Entre mayor diámetro de fustes, mayor altura y diámetro de copas presenten los individuos de un rodal, habrá una reducción del número de individuos por área, debido a la alta competencia por espacio y muy probablemente como resultado de la competencia entre las copas y poca luz para el desarrollo; que lleva a un dominio por los árboles que se elevan más sobre el piso del bosque hacia los de alturas inferiores, esto trae como consecuencia una mortalidad natural como resultado de la competencia (Cintrón & Schaeffer Novelli, 1984), coincide esto con lo que ocurre en P2, donde podemos asegurar que hay un claro dominio de los árboles sobre los arbustos, esto es indicativo de una zona de mayor madurez para el bosque en relación con P1 y P3.

Cuadro 4. Percentiles para HT en las tres parcelas de estudio en isla de cañas.

Altura (HT) (árboles y arbustos)	Percentil 10	Percentil 90
P1	3,00	15,20
P2	4,00	22,40
P3	4,00	17,00
HT Total	3,50	18,00

Según se desprende de los resultados en Isla de Cañas, el DAP y HT mantienen una asociación positiva altamente significativa, esto coincide con lo determinado para la especie por Cintrón & Schaeffer-Novelli (1985), quienes indican que en esta especie el aumento diamétrico está íntimamente asociado a un incremento en altura. La relación entre ambas variables, a pesar de no ser muy alta, mostró valores más estrechos que los encontrados por Carrillo Bastos et al (2008).

Cintrón & Schaeffer –Novelli (1985) mencionan que el número de fustes de *R. mangle* es una función del grado de desarrollo alcanzado por el rodal. La rapidez con que se desarrolla un rodal es una función de la calidad del sitio; es decir, de su huella energética y que los rodales jóvenes se caracterizan por densidades muy altas de troncos y con el envejecimiento del rodal esta disminuye. Si comparamos esto con lo que ocurre en relación con el desarrollo estructural en las parcelas de estudio en Isla de Cañas podemos asegurar que P1 y P3 son rodales jóvenes, mientras que P2 corresponde a un rodal más maduro o con mayor envejecimiento.

Las evidencias indican que la sección media del manglar estudiado, posee un mejor desarrollo estructural, árboles más maduros y por ende es una zona mejor protegida que las otras dos parcelas, esto indicaría que a medida que nos alejamos del centro del poblado hay una mejor condición del manglar, sin embargo, no explica la razón por la cual la parcela P3, la más alejada de la población muestra características semejantes a la primera, esto podría indicarnos que el menor desarrollo

estructural de las parcelas P1 y P3 podría estar relacionado no solo a factores antrópicos, sino a otras variables que podrían estar tensionando al manglar.

Al comparar las características estructurales del bosque de manglar de Isla de Cañas con otros manglares monoespecíficos del resto de América, el DAP promedio es semejante a registros obtenidos en manglares de borde en Ten Thousand Islands, Florida (10.3 cm) (Pool *et al.*, 1977), Caballo Blanco, Puerto Rico (14.2 cm) y Santa Rosa, Costa Rica (16,8 cm) (Cintrón y Schaeffer - Novelli 1983), Río Mateus, Brasil (8,1 cm) (da Silva *et al.*, 2005), Estero Real Golfo de Fonseca, Nicaragua (8 a 10 cm) (Marmillo *et al.*, 2004).

La altura total del dosel es semejante a los manglares antes mencionados, pero inferior a los del Golfo de Chiriquí donde encontramos rodales de mangle rojo con más de 20 m D'Croz y Del Rosario (1986), a los del Golfo de San Miguel de 30 a 35 m (ANAM, 2005), a algunos sitios de los estuarios del río Bayano donde puede llegar hasta 40 m (Sánchez *et al.*, 2007) y a los ubicados en el estero el Real dentro del estuario en el Golfo de Fonseca de 15 a 20 m Marmillo *et al.* (2004), superior a los del Río Mateus, Brasil con 8,4 m (da Silva *et al.*, 2005).

La menor área basal de P2 con respecto a las otras dos parcelas, nos indica, de acuerdo a Cintrón & Schaeffer-Novelli (1985), que a medida que el avanza el envejecimiento del rodal, disminuye esta variable, desde este punto de vista se podría decir el P2 es una parcela de mayor edad que las otras.

El área basal total para el bosque es de 17 m²/ha, inferior al valor promedio para manglares ribereños: 20.09 m²/ha, reportado por D'Croz y Del Rosario (1986), en el Golfo de Chiriquí, pero superior a manglar de borde del Estero el Conchalillo, México con 10,20 m²/ha (Félix-Pico *et al.*, 2006), o al del Río Mateus, Brasil con 7,7 m²/ha (da Silva *et al.*, 2005).

El IC_H representa el estado de conservación del manglar, permite establecer el estado de desarrollo del bosque, que representa su nivel

de conservación, en otras palabras, un manglar con los requerimientos básicos satisfechos para el desarrollo del bosque produce valores altos (INVEMAR, 2003) El valor encontrado en Isla de Cañas es superior al registrado para la mayoría de los manglares de borde de América, comparado con los de Isla Roscell en México ($IC_H = 5.7$) (Pool *et al.*, 1997), Bahía Medio Mundo en Puerto Rico ($IC_H = 8.5$), y Bahía Sucia en Puerto Rico ($IC_H = 6.3$) (Cintrón Schaeffer-Novelli, 1983), Estero Conchalillo, México ($IC_H = 2.9$) (Félix Pico *et al.*, 2006), pero inferior a Cayos Caribe en Puerto Rico ($IC_H = 9.6$) (Cintrón & Schaeffer-Novelli op.cit.) por lo cual podemos considerar al bosque de manglar de borde de Isla de Cañas con un buen desarrollo estructural. Según Jiménez (1994), las diferencias en la estructura y función de las comunidades de manglar se manifiestan de acuerdo con su ubicación, como resultado a la interacción de un gran número de factores y procesos ambientales. Snedaker & Getter (1985) expresan que la estructura del bosque está más íntimamente asociada con las diferencias de la forma del relieve costero, los patrones de transporte de las aguas superficiales y la salinidad, por lo que existe la posibilidad de que algún factor aleatorio promueve el comportamiento que presenta la especie en Isla de Cañas.

De acuerdo a las características estructurales de bosques ribereños, obviamente este manglar es menos desarrollado, posiblemente por las condiciones menos favorables de aporte de agua dulce, menor aporte de nutrientes, además de una mayor presión antropogénica (Marmillo *et al.*, 2004). Por otro lado, D'Cross y Del Rosario (1986) señalan que los rodales de mangle rojo de menor altura en el Golfo de Chiriquí, por lo general se encuentran en las áreas del manglar que no tienen contacto directo con el mar y alejadas del cauce principal del río donde alcanzan un dosel entre 10 y 20 metros, mientras que el manglar del Golfo de San Miguel varía a partir de la costa, donde es más bajo, y aumenta hacia el interior (ANAM, 2005). Sin embargo, si comparamos las características estructurales del manglar de Isla de Cañas con manglares tipo borde, podemos indicar que el manglar estudiado posee un desarrollo estructural superior a otros manglares del mismo tipo de Centroamérica, México, el Caribe y Brasil.

REFERENCIAS

ANAM. 2000. Proyecto de conservación y repoblación de las áreas amenazadas del bosque de manglar del pacífico panameño.

ANAM. 2005. Valoración económica de los recursos naturales y diseño de un sistema de cuentas ambientales satélite en el marco de las cuentas nacionales de Panamá. 131p.

Anguizola, R., V. Cedeño & G. Sopalda. 1988. Inventario de manglares de la República de Panamá. Instituto Geográfico Nacional "Tommy Guardia". 24 p.

Carrasquilla, L. 1987. Estudio florístico de la Isla de Cañas. *Rev. Antataura*. Universidad de Panamá. Panamá. 117-131 p

Carrillo Bastos, A., E.M. Elizalde Rendón, N. Torrescano Valle & G. Flores Ortiz. 2008. Adaptación ante disturbios naturales, manglar de Puerto Morelos, Quintana Roo, México. *Foresta Veracruzana* 10(1): 31-38.

CATHALAC. 2007. Diagnóstico del estado actual de los manglares, su manejo y su relación con la pesquería en Panamá. (Primera etapa). Centro del Agua del Trópico Húmedo. 125 pp.

Cintrón, G. & Y. Schaeffer-Novelli. 1983. Introducción a la ecología del manglar. UNESCO, Montevideo, 109 p.

Cintrón, G. & Y. Schaeffer- Novelli. 1984. Methods for studying mangrove structure. In: Snedaker S.C. & Snedaker J.C. (eds). Monographs on oceanographic methodology. UNESCO, Paris. pp. 91-115.

Cintrón, G. & Y. Schaeffer-Novelli. 1985. Características y desarrollo estructural de los manglares de Norte y Sur América. *Ciencia Interamericana* 25(1-4) 4-15.

Córdoba, L., J. Hernández, L. Melgar, D. Osorio & D. Saavedra. 1998. Desarrollo del Ecoturismo en las áreas silvestres de Azuero. Universidad Tecnológica de Panamá. Panamá.

Cuhna-Lignon, M. 2001. Dinâmica do manguezal no Sistema de Cananéia-Iguape, Estado de São Paulo – Brasil. Tesis Mestrado. IOUSP, 57 p.

Da Silva, M.A.B., E. Bernini & T.M.S. do Carmo. 2005. Características estruturais de bosques de mangle do estuário do Rio Mateus, E.S. Brasil. *Acta Bot. Bras.* 19(3): 465-471.

D' Croz, L. & B. Kwiecinski. 1979. Contribución de los manglares a las pesquerías de la Bahía de Panamá. *Rev. Biol. Trop.* 28(1): 13-29.

D' Croz, L. & J. Del Rosario. 1986. Ecología de la vegetación de la cuenca inferior del río Chiriquí: su posible relación con las obras hidroeléctricas. En D. Hernández & D' Croz (eds.) Evaluación Ecológica del Río Chiriquí, en relación a la construcción de la represa hidroeléctrica Edwin Fabrega (Fortuna). *Centro de Ciencias del Mar y Limnología, Univ. de Panamá.* 79 p.

Felix-Pico, E.F., O.E. Holguin Quiñones, A. Hernández Herrera & F. Flores-Verdugo. 2006. Producción primaria de los mangles del Estero el Conchalito en Bahía de La Paz (Baja California Sur). *Ciencias Marinas* 32(1A): 53-63.

García-Hansen, L., J.f. Gaviria-Chiquazuque & M.C. Prada-Triana & R. Alvarez-León. 2002. Producción de hojarasca en los manglares de la Isla de San Andrés, Caribe colombiano. *Rev. Biol. Trop.* 50 (1): 273-291.

Holdridge, L. R. 1978. Ecología basada en zonas de vida. IICA. Costa Rica. 216 p.

INRENARE, 1997. Medición y Cubicación Forestal. Cubicación de árboles maderables. CEMARE. Panamá. 8-17 pp.

Instituto Geográfico Nacional Tommy Guardia. 2007. Atlas Nacional de la República de Panamá. Panamá. IV Edición. 290 p.

INVEMAR. 2003. Formulación y diseño del sistema de gestión de indicadores ambientales, marinos y costeros de Colombia. Instituto de Investigaciones Marinas y Costeras "José Benito Vives D'Andreis. 15 pp.

Jiménez, J.A. 1994. Los manglares del Pacífico Centroamericano. Ed. Fundación UNA, Costa Rica. 336 p.

Lugo, A. & S. Snedaker. 1974. The ecology of mangroves. Annu. Rev. Ecol. Syst. 5: 39-64.

Marmillod, D., O. Cajina, C. Paniagua & E. Sediles. 2004. Elementos técnicos, económicos y sociales para el manejo forestal de los manglares del Pacífico del norte de Nicaragua. Nicaragua. CATIE. 110 p.

Melo, O. & R. Vargas. 2003. Evaluación ecológica y silvicultural de ecosistemas boscosos. Universidad del Tolima. Colombia. 183 p.

Mendieta, J. 2006. Las plantas en el bosque de mangle. Tecnociencia 8(2): 7-21.

Moreno, P. & D. Infante. 2009. Manglares y selvas inundables. Instituto de Ecología. A.C. CONAFOR, y OIMT, México. 150 p.

Orihuela Belmonte, D.E., C. Tovila Hernández, H.F. M. Vester & T. Alvarez Legorreta. 2004. Flujo de materia en un manglar de la costa de Chiapas, México. Madera y Bosques. Número especial 2: 45-61.

Osorio, O.O. 1994. Situación de los manglares de Panamá 176 – 193. En D.Suman (ed.), El ecosistema de manglar en América Latina y la cuenca del Caribe: su manejo y conservación. Rosenstiel School of Marine and Atmospheric Science & The Tinker Foundation.

Pool, D.J., S.C. Snedaker & A.E. Lugo. 1977. Structure of mangrove forest in Florida, Puerto Rico, Mexico and Costa Rica. *Biotropica* 9: 195-212.

Ramos, E. & M. Medina 2002. Seminario de Guías Turísticas. Refugio de Vida Silvestre Isla Cañas. Tesis de Licenciatura. Universidad de Panamá. Panamá.

Sánchez, L., R. Miró, R. Montañez & N. Scott-Pezet. 2007. Construyendo una experiencia participativa de conservación. Lecciones aprendidas de biomonitorio comunitario en el humedal Bahía de Panamá. Sociedad Audubon de Panamá. 144 p.

Sepala, R., A. Buck & P. Katila. 2009. Adecuar los bosques al cambio climático. Una perspectiva global de los efectos del cambio climático sobre los bosques y las poblaciones y las opciones de adaptación al mismo. Unión Internacional de Organizaciones de Investigación Forestal, 37 p.

Snedaker, S. & C. Getter. 1985. Costas. Pautas para el manejo de los recursos costeros. Research Planning Institute, Inc. South Carolina. 286 p.

Universidad de Panamá. 2001. Diccionario Geográfico de Panamá. Editorial Universitaria Carlos Manuel Gasteazoro. 461p.

Watson, R.T., M.C. Zinyowera, R.H. Moss & D.J. Dokken. 1997. Impactos regionales del cambio climatic: evaluación de la vulnerabilidad. Grupo intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático. OMM/PNUMA. 27 p.

Yáñez-Arancibia, A., R. Twilley & A. Lara-Domínguez. 1998. Los ecosistemas de manglar frente al cambio climático global. *Madera y Bosques* 4(2): 3-19.

Recibido febrero de 2011, aceptado mayo de 2012.



DESCRIPCIÓN DE LA COMUNIDAD DE MACROINVERTEBRADOS ASOCIADOS A HOJARASCA Y SU RELACION CON AGUAS DE DIFERENTE CALIDAD, EN NUEVO SAN JUAN Y CHILIBRE, PANAMA

Yolanda Aguila S.¹ y Alexis N. Garcia

Universidad de Panamá, Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y Tecnología,
¹Departamento de Zoología, Vicerrectoría de Investigación y Postgrado, Programa de Maestría en Entomología.

RESUMEN

El estudio se realizó en las Qbdas. Ancha y Limón y los ríos Chilibre y Chilibrillo, de septiembre de 1999 a mayo de 2000. Nos propusimos describir la comunidad de macroinvertebrados asociados a hojarasca y establecer relaciones entre las variables fisico-químicas y biológicas. En cada sitio se estableció una estación de 25 metros de longitud y durante 9 meses se estimaron variables físicas (ancho, profundidad, descarga), se colectaron dos muestras de agua y tres muestras de paquetes de hojarasca ('leafpacks'). Los sitios presentaron diferencias en cuanto a descarga, SS, PO₄, NH₄, así como en la comunidad de macroinvertebrados. Se colectó un total de 12,639 macroinvertebrados acuáticos distribuidos en 107 taxa que representaban 49 familias de Insecta, 8 taxa de Mollusca y 1 a 2 grupos de Turbellaria, Chelicerata, Crustacea, Hirudinea, Oligochaeta y Nematoda. Los taxa más numerosos fueron *Smicridea*, *Leptolophes* y *Chimarra*. Los 'grupos funcionales' evidencian una posible relación entre la calidad del agua y la abundancia de algunos insectos que utilizan la hojarasca como sustrato.

PALABRAS CLAVES

Macroinvertebrados, calidad del agua, grupos funcionales.

ABSTRACT

The study was developed in Qbda. Ancha, Qbda. Limón, Chilibre, and Chilibrillo, during period September 1999 – May 2000, in order to describe the

macroinvertebrates community associated to leaf packs, and to establish relationships among physico-chemical and biological variables. A 25m long study site was established in each stream, where physical measurements (width, depth, and discharge), two water samples, and three leaf packs were taken monthly. Sites were different in terms of discharge, SS, PO₄, NH₄, and biological variables. A number of 12,639 macroinvertebrates were collected, representing 107 taxa, including 49 insect families, 8 taxa of Mollusca, and one or two groups of Turbellaria, Chelicerata, Crustacea, Hirudinea, Oligochaeta and Nematoda. Most abundant taxa were *Smicridea*, *Leptolyphes*, and *Chimarra*. Functional feeding groups seem to show possible relationship between water quality and some insects that use leaf packs as substrate.

KEYWORDS

Macroinvertebrates, water quality, functional feeding groups.

INTRODUCCIÓN

Los estudios sobre macroinvertebrados de agua dulce en Panamá han sido variados e innumerables, la mayoría se ha orientado hacia el estudio de crustáceos, moluscos o insectos acuáticos, pero no todos han incluido la componente físico-química. Entre éstos podemos mencionar: Adames (ed.), 1977; CSMRI, 1980; Hernández & D’Croz, 1986; PMCC, 2000; ICAB, 2000; Cornejo, 2001; Pardo, 2002; ACP, 2003; García, 2004; Robles & Vega, 2004; Medianero & Samaniego, 2004; Sánchez-Arguello, 2010 a y b.

Esta investigación se orientó principalmente hacia la descripción de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos, asociados a hojarasca, en sitios selectos de la Región Oriental de la Cuenca del Canal que están afectados directa o indirectamente por el hombre (ambientes extremos). Además, también teníamos como objetivos caracterizar los sitios en términos físico-químicos, establecer posibles relaciones entre las componentes físico-química y biológicas, y utilizar el Marco Teórico Conceptual sobre Ecología de Macroinvertebrados Acuáticos en la discusión de los resultados.

Toda vez que los estudios en Panamá eran tan diversos, y que pocos consideraban las tres componentes (físico-química-biológica) de forma integral, se dificultaba hacer predicciones de lo que se esperaba observar,

pero asumimos que ante condiciones ambientales contrastantes podrían presentarse también comunidades de macroinvertebrados contrastantes. En nuestro caso, utilizamos como guía el marco de referencia presentado por Barbour *et al.* (1999) y el análisis de grupos funcionales presentado por Merritt *et al.* (1996).

AREA DE ESTUDIO

El estudio se realizó en los ríos Chilibre y Chilibrillo (Corregimiento de Chilibre, Provincia de Panamá) y las Quebradas Ancha y Limón (Corregimiento de Nuevo San Juan, Colón) en el punto en que cruzan la carretera Transistmica y desde septiembre de 1999 a mayo de 2000. La descripción de cada sitio se presenta a continuación.

Qbda. Ancha (79° 39' 40" O y 9° 15' 18" N). Cauce relativamente angosto (5.00-6.00m) y profundo (0.10-0.57), sin llanura de inundación, con fondo areno-fangoso en las zonas deposicionales y gravoso en las erosionales. Bosque de galería muy alterado, cubriendo el cauce sólo en el límite inferior de la estación.

Qbda. Limón (79° 37' 39" O y 9° 13' 39" N). Cauce relativamente angosto (2.40-3.10 m) y poco profundo (0.03-0.11m), sin llanura de inundación, con fondo gravoso en la zona erosional que predominaba en la estación de estudio. Bosque de galería muy alterado.

Chilibre (79° 37' 16" O y 9° 9' 28" N). Cauce relativamente ancho (12.00-17.50 m) y poco profundo (0.06-0.22 m) con fondo gravoso y algunos montículos de arena gruesa. Orilla derecha con bosque de galería poco intervenido; aunque la izquierda fuertemente alterada. Se observan grandes acumulaciones de basura en los meses de la época seca.

Chilibrillo (79° 36' 58" O y 9° 10' 33" N). Cauce relativamente ancho (10.32-16.80 m) y poco profundo (0.14-0.50 m), con fondo principalmente dominado por roca madre y porciones aisladas de arena y grava fina. Bosque de galería poco intervenido, con extensiones de ramas cubriendo el cauce.

MATERIALES Y MÉTODOS

En cada sitio seleccionado y caminando por la orilla, se estableció una estación de 25m de longitud para luego coleccionar dos muestras de agua (1.0 L c/u) para análisis físico y químico selecto (S.S., NH₄, PO₄, Alcalinidad, Dureza), de acuerdo con las facilidades que ofrecieron los laboratorios del Centro de Ciencias del Mar y Limnología (CCML) ubicados en la isla de Naos y siguiendo los protocolos recomendados en ese momento (APHA, 1989). Además, utilizando una cinta métrica de plástico, un metro de madera, cronómetro y un termómetro normal, se estimaron, durante nueve meses, variables físicas tales como ancho, profundidad, velocidad, de la corriente, descarga y temperatura. Toda vez que en el mes de diciembre no se pudo hacer la colecta por problemas logísticos, en el mes de enero de 2000 se realizaron dos colectas, la primera el 7 y la segunda el 31 de enero. Estas colectas son denominadas en el texto como Enero1 (Ene1) y Enero2 (Ene2).

Para la componente biológica, se coleccionaron manualmente ('hand full'), en cada sitio y por nueve meses, tres paquetes o acumulaciones de hojarasca ('leaf packs'). Cada muestra de hojarasca llenaba aproximadamente 3/4 de una bolsa plástica de 8" x 7". Las muestras fueron procesadas (limpieza de sedimento, separación de organismos, secado y peso de hojarasca) en los laboratorios del Programa Centroamericano de Maestría en Entomología de la Universidad de Panamá. Los organismos fueron determinados al nivel de morfoespecie, familia o clase dependiendo del taxon y el tiempo que se utilizaba para la determinación de cada uno. Se utilizó bibliografía especializada, diversa y disponible, para la determinación de los distintos grupos taxonómicos (Edmunds, 1976; Wiggins 1996; Pennak, 1989; Merritt & Cummins, 1996).

Para el análisis de datos físico-químicos obtenidos según protocolos de APHA (1989) se utilizaron todos los datos disponibles (seis meses), se estimaron correlaciones (Spearman) y un Análisis de Varianza (serie de tiempo) para determinar diferencias significativas entre sitios. Para el análisis total de macroinvertebrados se utilizaron seis (6) de las nueve colectas o sea un total de 72 muestras obtenidas en el periodo septiembre 1999-febrero 2000. Para los datos biológicos, se consideró la identidad (nombre del taxa), número de individuos (No.), abundancia relativa,

composición porcentual de taxa dominantes (%), densidad (número de individuos por gramo de hojarasca seca, No.ind./g), riqueza (número de taxa), diversidad (Shannon-Wiever, H') y grupos funcionales (sensu Cummins *et al.*, 1973). Con relación a esto último, aunque respetamos lo expuesto por Camacho *et al.* (2009) tuvimos que asumir coincidencia de hábitos para proceder con un análisis exploratorio en este ámbito. Se asumió como válidos los grupos presentados por Merritt *et al.* (1996) y Merritt & Cummins (1996) para poder incluir esta variable en este estudio piloto porque no contábamos en este momento, con investigaciones sobre grupos funcionales para los insectos acuáticos de Panamá.

RESULTADOS

Componente físico-química

La estación en el Río Chilibre se caracterizó por estimaciones significativamente ($p = 0.0004^*$) mayores de fosfatos (PO_4) y la de Qbda. Limón por las mayores concentraciones de amonio (NH_4) Fig. 1a y 1b. La alcalinidad resultó muy irregular aunque entre enero a abril presentó un ascenso en Qbda. Ancha, Chilibrillo y Chilibre. La dureza presentó una tendencia de incremento de enero a marzo en los cuatro sitios.

La época de mayor descarga se evidenció en el mes de octubre para Qbda. Ancha, Chilibrillo y Chilibre, observándose la menor descarga, más o menos estable, para Qbda Limón (Fig.2a). La estimación más notoria de sólidos en suspensión se registró en la estación del Río Chilibre, no observándose fluctuaciones específicas en los otros sitios. La colecta de hojarasca (biomasa vegetal) fue bastante irregular para los cuatro sitios durante el estudio, aunque los datos de Qbda. Ancha y Chilibre evidencian una ligera tendencia de incremento de septiembre a mayo de 2000, determinándose una correlación inversa y significativa ($r = -0.78^*$) entre la biomasa vegetal y la descarga en Quebrada Ancha. Se evidencian las condiciones contrastantes entre los sitios estudiados tanto en la estación seca como en el inicio de la lluviosa y principalmente en términos de sólidos en suspensión, concentración de fosfatos y amonio. Esto se observa claramente en el análisis jerárquico realizado con los datos de las variables físico-químicas disponibles (Fig. 3^a y 3^b).

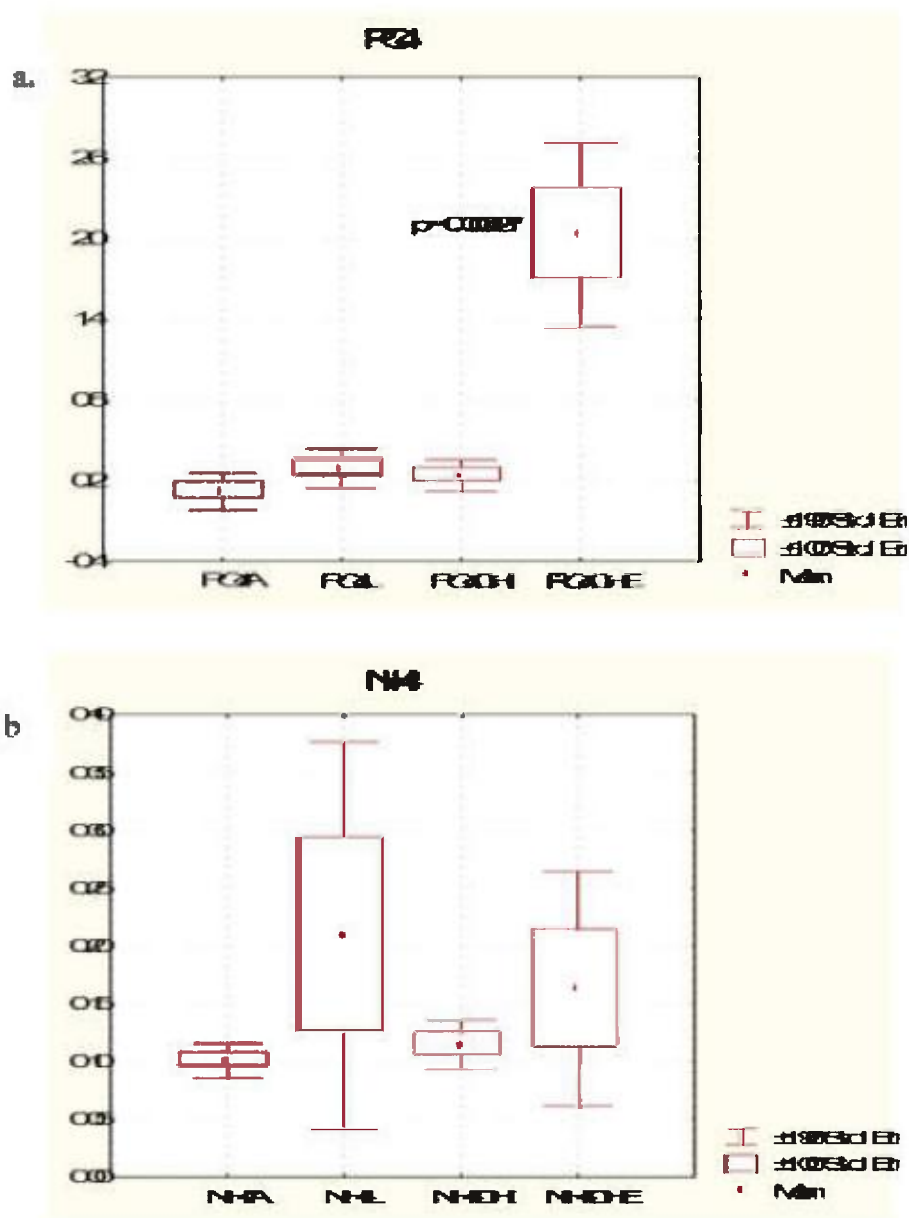


Fig. 1^a. Comparación de las concentraciones de Fosfato (PO₄ mg/l);
 1b. Comparación de las concentraciones de Amonia (NH₄mg/l)
 (A = Qbda. Ancha, L = Qbda. Limón; CHI = Chilibrillo; CHE = Chilibre).

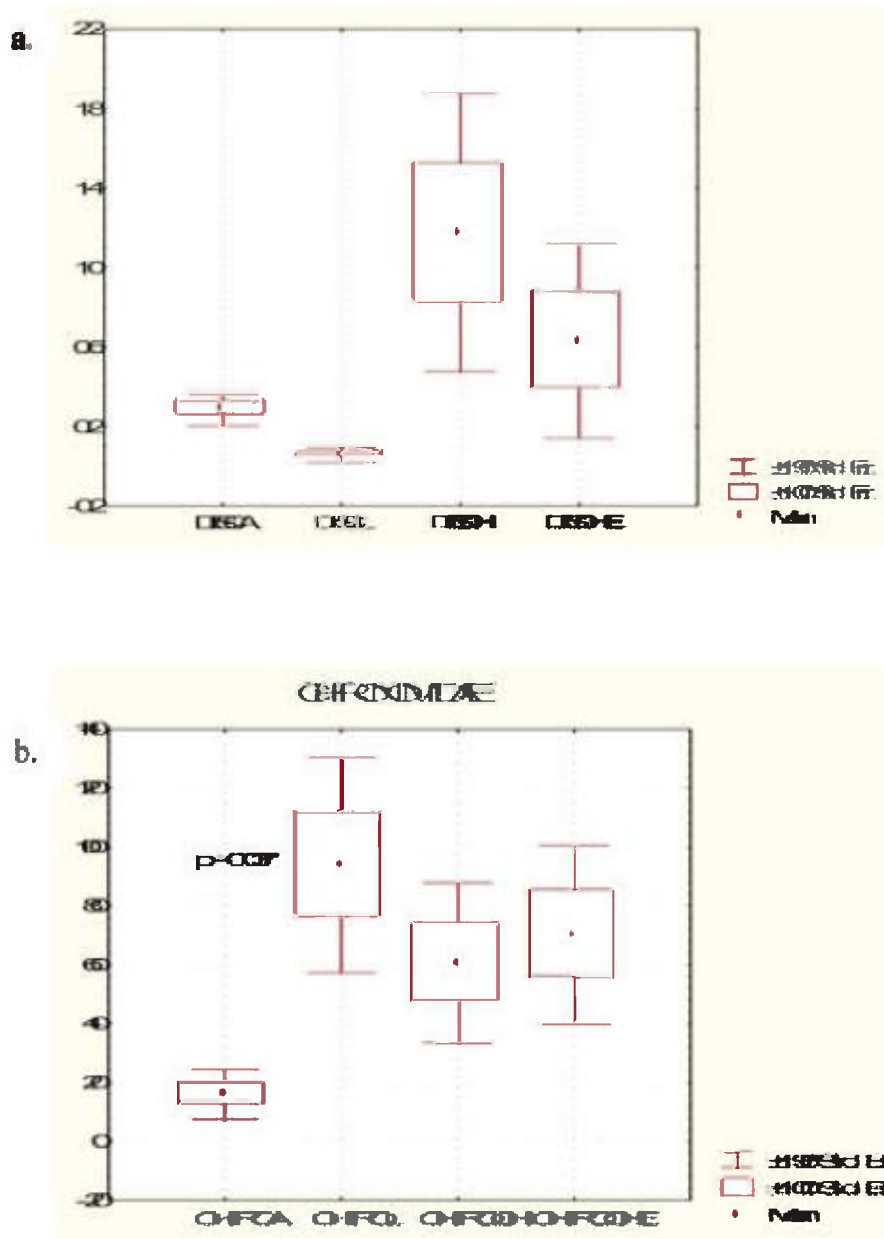


Fig. 2^a. Comparación de la descarga (DESC = m³/seg);
 2b. Comparación de la abundancia de Chironomidae (CHIRO = No.)
 (A = Qbda. Ancha; L = Qbda. Limón; CHI = Chilibrillo; CHE = Chilibre).

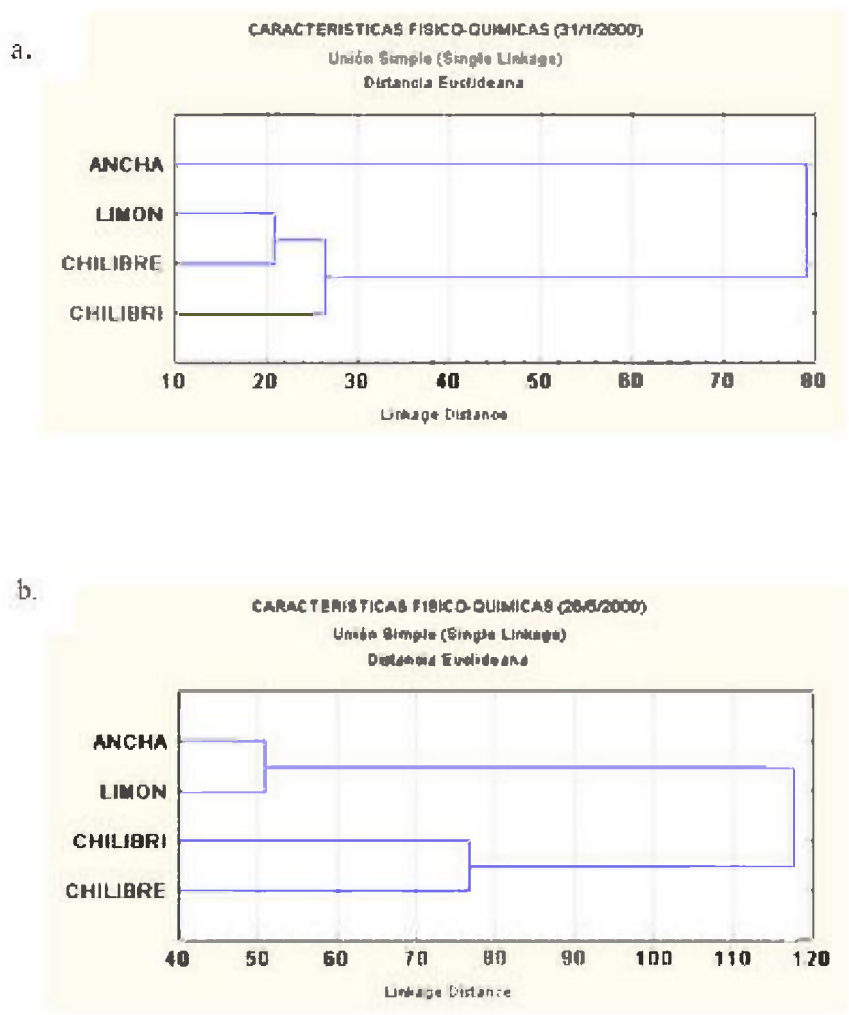


Fig. 3. Análisis jerárquico (Cluster) para las variables físico-químicas (mg/l) para la época seca 'a' (31/1/2000) e inicio de la lluviosa 'b' (26/5/2000).

Componente biológica

En Qbda. Ancha se colectó un total de 628 macroinvertebrados acuáticos, agrupados en 16 taxa mayores (Phyllum, Clase, Orden) o en 35 taxa si se incluye el nivel de morfoespecie. El Phyllum Mollusca resultó con la mayor riqueza (6), seguido de Coleoptera (5), Odonata (3) y Trichoptera (3). En cuanto a la abundancia total por taxa, los Diptera fueron los más abundantes (279), seguido del Phyllum Mollusca (220), el orden Coleoptera (30) y las clases Turbellaria (24), Hirudinea (22), y Oligochaeta (21). Dentro de Diptera, la familia Chironomidae fue la que presentó mayor importancia numérica con 275 individuos (44.8% del total en Qbda. Ancha), en cambio en Mollusca dominó la familia Ancyliidae con 93 ind. En términos de densidad (No. ind. / g : g = peso seco de hojarasca), se observó una tendencia similar a la registrada con los datos de abundancia (No. de individuos), siendo la colecta de febrero la que evidenció mayor densidad (4.18 ind./g).

En Qbda. Limón se colectó un total de 5,867 macroinvertebrados acuáticos (43.7% del total del estudio) agrupados en 80 taxa (nivel: morfoespecie). El orden Diptera fue el más rico con respecto al número de taxa (riqueza), seguido de Coleoptera, Trichoptera, Ephemeroptera y Odonata. En general, el orden Diptera fue el más abundante con 3,346 individuos, le siguió Trichoptera (1,046 individuos), Ephemeroptera (1,095 individuos), Coleoptera (150 individuos) y Turbellaria (75 individuos). Las familias más numerosas fueron Chironomidae (Diptera) con 3146 individuos (Fig. 2b) seguida de Hydropsychidae (Trichoptera) con 618 individuos y Leptohyphidae (Ephemeroptera) con 399. La densidad disminuyó de septiembre a noviembre, determinándose las mayores densidades en las colectas de el 7 y 31 de enero (19.17 ind/g, 20.23 ind/g), respectivamente). Esta tendencia también se corresponde con los datos de abundancia

En el Río Chilibrillo, se identificaron 1,246 macroinvertebrados acuáticos (9.8% del total por estudio) agrupados en 45 Taxa (nivel: morfoespecie). Con respecto a la riqueza de taxa, los órdenes Ephemeroptera (12), Trichoptera (9) y Coleoptera (6), fueron los más representados. En cuanto a la abundancia, el Orden Diptera fue el más numeroso con 625 individuos, seguido de Ephemeroptera con 475, Coleoptera con 54 y Trichoptera 28. La familia más abundante fue

Chironomidae (Diptera) con 601 individuos, seguida de Leptohiphidae (Ephemeroptera) con 269 y Leptophlebiidae (Ephemeroptera) con 163. La tendencia de disminución, en términos de densidad, fue evidente en el periodo septiembre-noviembre. Determinándose un incremento notorio en las colectas de enero (2.16 ind/g, 4.12 ind./g). Tendencia similar se evidenció con los datos de abundancia.

En el Río Chilibre, se identificó un total de 5,342 macroinvertebrados acuáticos (41.6% del total del estudio), agrupados en 51 taxa (nivel: morfoespecie). Con relación a la riqueza de taxa, tenemos que fue el orden Diptera el que estuvo mayormente representado (8) seguido de Coleoptera (5), Trichoptera (4), Odonata (4), Ephemeroptera (3) y Mollusca (3). En cuanto a la abundancia por taxa superior de macroinvertebrados tenemos que Diptera resultó con 3,568 individuos, seguido de Ephemeroptera (937), Trichoptera (566) y Coleoptera (194). Las familias más numerosas fueron Chironomidae (Diptera) con 3,509, Hydropsychidae (Trichoptera) con 565 y Leptohiphidae (Ephemeroptera) con 457. En las muestras de este sitio, se determinó una tendencia de incremento en la densidad de septiembre a febrero, estimándose en este mes, la mayor densidad del estudio (55.91 ind./g).

El sitio que presentó mayor riqueza de taxa fue Qbda. Limón (80), seguida de Chilibre (51), Chilibrillo (45) y Qbda. Ancha (35). Los 'grupos funcionales' mayormente representados fueron los cortadores-picadores ('shredders') y los colectores-filtradores ('collector-filterers'), siendo *Polypedilum* (Diptera, Chironomidae), *Smicridea* (Hydropsychidae) y *Chimarra* (Philopotamidae) los más útiles para el análisis sobre grupos funcionales.

DISCUSIÓN

Consideramos que el número de taxa de macroinvertebrados identificados en nuestras 72 muestras fue relativamente alto al nivel de morfoespecie. Esta riqueza fue parecida a la encontrada por Aguila (1998) en 36 muestras de musgos acuáticos colectadas en quebradas ubicadas en las montañas de Ouachita (Arkansas) aunque en éstas dominaron grupos cortadores-picadores del Orden Amphipoda (Crustacea) y no se observaron turbelarios, ni hirudíneos. La presencia

en nuestro estudio de grupos cortadores-picadores como los Chironomidae del género *Polyedilum* (Coffman & Ferrington, 1996; Pardo, 2002) y colectores filtradores como los incluidos en las familias Hydropsychidae y Leptohiphidae, podría ser indicativo de buen condicionamiento de la hojarasca y abundancia de partículas en suspensión dentro del microhábitat definido por el mencionado paquete de hojarasca. Ya ha sido reportada la relación que hay entre aguas con más nutrientes de lo normal, producción de perifiton, condicionamiento de la hojarasca y por ende proliferación de macroinvertebrados que cortan y pican esa hojarasca condicionada o suavizada.

En un estudio similar ('leaf packs') realizado por Aguila (2005) en Río Indio, Miguel de La Borda y Coclé del Norte (n = 40) se logró determinar 47 familias de insectos, notándose nuevamente la dominancia de las familias Chironomidae, Hydropsychidae y Leptohiphidae, así como el incremento en número de individuos y riqueza de insectos acuáticos en la colecta de la estación seca, patrón que se ha observado en varios estudios tanto en Panamá (Aguila, 2005) como en Costa Rica (Ramirez & Pringle, 2006).

La gran abundancia de macroinvertebrados acuáticos en Qbda. Limón (43.7%) podría también estar relacionada con la estructura (geomorfología) de la misma toda vez que el sitio de colecta se caracterizaba por la presencia de grava y piedras de mediano tamaño (15-20 cm. long.) hecho que contribuye al poder de retención de detritos, incluidos entre estos la hojarasca, especialmente para la época seca donde disminuye notoriamente el caudal y el estrés físico producido por la corriente. Resulta interesante relacionar la marcada abundancia de individuos de la familia Chironomidae en las muestras de esta quebrada y la estimación de el mayor promedio de concentración de Amonio (NH₄) en la misma puesto que este factor podría estar incidiendo en la producción de un perifiton con mayor calidad (Huryn *et al.*, 2002) que a su vez haría la hojarasca más apetecible.

Por otro lado, la presencia notoria de *Chimarra* (Philopotamidae) en esta quebrada pudiese estar relacionada con las condiciones de poco flujo típicas de la Qbda. Limón en los meses de enero y febrero,

hecho que ha sido reportado anteriormente por Rincón y Cressa (2000).

Los resultados del análisis por grupo funcional parecieran estar indicando que en los paquetes de hojarasca colectados en Qbda. Limón se dieron las condiciones óptimas para el desarrollo de organismos cortadores-picadores como el quironómido *Polypedilum* y organismos colectores-filtradores como *Smicridea* y *Chimarra*. Esto es una hojarasca bien condicionada (procesada, suavizada) y abundantes partículas en suspensión.

Las muestras del río Chilibre pudieran indicar que también se daban las condiciones óptimas para la presencia de cortadores-picadores y colectores-filtradores, bajo las condiciones microambientales antes mencionadas. Debemos resaltar que en esta estación se reportó la mayor concentración de sólidos en suspensión y fosfatos (PO_4) lo cual nuevamente podría incidir en la calidad de la película biológica sobre la hojarasca.

El menor número de macroinvertebrados en las muestras de Chilibrillo y Qbda. Ancha podría estar influenciado por múltiples factores, pero el reporte de un grupo colector-recolector representado por *Leptolophes* y el quironómido *Micropsectra* (Aguila & García, 2002; Pardo, 2002) podría ser indicativo de condiciones diferentes toda vez que esta última ha sido relacionada con incremento de partículas orgánicas en ambientes lénticos en otras latitudes (Torbjorn & Willassen, 1993).

Consideramos que Qbda. Ancha es de hecho un sistema extremo toda vez que se caracteriza por los mayores promedios de alcalinidad y dureza. Además, es un ambiente regulado por el hombre toda vez que recibe aportes de agua de una empresa cercana. Es de esperar entonces que los registros de descarga de esta quebrada no coincidieran con los patrones de estación seca y lluviosa que se observaron en las otras estaciones. En este sitio, la dominancia de Chironomidae específicamente Tanypodinae (Pardo, 2002) que es un típico depredador, y de las familias Ancyliidae (Gasteropoda: Pulmonata) y Thiaridae (Gasteropoda: Prosobranchia) podría también estar en función

de la presencia de suficientes presas y condiciones químicas favorables en cuanto a la concentración de compuestos carbonatados, esto último típico de esta quebrada.

CONCLUSIONES

Los sitios estudiados son contrastantes en términos físicos, químicos y biológicos, siendo Qbda. Ancha la que presenta una comunidad de macroinvertebrados más diferente. Se podría concluir que las condiciones de enriquecimiento de nutrientes en Qbda. Limón y el río Chilibre podrían estar incidiendo, indirectamente, en el tipo de comunidad de macroinvertebrados al propiciar una hojarasca más apetecible para los macroinvertebrados. Por otro lado, la presencia notoria de grupos como Ancyliidae (Mollusca: Gasteropoda) y Thiaridae (Mollusca: Gasteropoda) en Qbda. Ancha, podría ser el resultado de múltiples factores combinados (sustrato vegetal, falta de depredadores, calidad del agua) que promueven la proliferación de estos grupos.

REFERENCIAS

- Adames, A.J. (ed.). 1977. Evaluación ambiental y efectos del proyecto hidroeléctrico Fortuna. Informe Final. Revista Lotería Vol.254-256: 1-538.
- Aguila, Y. 1998. Effects of forestry practices on stream ecosystems. Tesis Doctoral. Universidad de Arkansas, U.S.A., 124 pp.
- Aguila, Y. & A. García. 2002. Descripción y variación espacial-temporal de la comunidad de Trichoptera (Insecta) asociada a hojarasca, en corrientes con diferente tipo de contaminación. Resúmenes. XXI Congreso Científico Nacional, 7-11 de octubre de 2002, Universidad de Panamá.
- Aguila, Y. 2005. 'Descripción de la comunidad de insectos acuáticos asociada a hojarasca colectada en Río Indio, Miguel De La Borda y Coclé del Norte (ROCC), en temporada lluviosa y seca'. Informe de Investigación para la Vicerrectoría de Investigación y Postgrado de la Universidad de Panamá (VIP-0190-50-00-2005-08).

APHA-AWWA-WPCF. 1989. Standart Methods for the Examination of Water, and Wastewater. Ed. 17. Washington D. C.: American Public Health Association.

Autoridad del Canal de Panamá. 2003. Recopilación y presentación de datos de recursos ambientales y culturales en la Región Occidental de la Cuenca del Canal de Panamá. Informe Final. The Louis Berger Group Inc., Universidad de Panamá, Smithsonian Tropical Research Institute.

Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder & J.B. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish, 2nd ed. EPA 841-B-99-002. U.S. Environ. Protection Agency; Office of Water, Washington, D.C. 202 pp.

Camacho, R. L. B., A. Cornejo, A. Ibáñez & R.G. Pearson. 2009. Local variation in shredder distribution can explain their oversight in tropical streams. *Biotropica* 41(5): 625-632.

CSMRI. 1980. An ecological study of the San Félix River in Western Panama, Republic of Panama. Colorado School of Mine Research Institute- Universidad de Panamá.

Coffman, W.P. & L.C. Ferrington. 1996. Chapter 26: Chironomidae. Páginas 635-754 en: R.W. Merritt y K.W. Cummins (eds.) An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Kendall/Hunt Pub. Co.

Cornejo, A. 2001. Estructura de la Comunidad de Insectos Acuáticos en la Cuenca del Río Coco Solo y su relación con la población urbana. Tesis de Licenciatura. Universidad de Panamá.

Cummins, K.W. 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Ann. Rev. Ent.* 18: 183 - 206.

Edmunds, G.F. Jr., S.L. Jensen & L. Berner. 1976. The Mayflies of North and Central America. University of Minnesota Press.

García, A. 2004. Estudio sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos asociada a hojarasca, en ecosistemas lóticos contrastantes. Tesis de Licenciatura, Universidad de Panamá, 137 pags.

Hernández, D. & L. D'Croz (eds.). 1986. Evaluación ecológica del río Chiriquí en relación a la construcción de la represa hidroeléctrica Edwin Fábrega. Informe Técnico, IRHE, Panamá.

Hurn, A.D., V.M. Butz Hurn, C.J. Arbuckle & L. Tsomides. 2002. Catchment land-use, macroinvertebrates and detritus processing in headwater streams: taxonomic richness versus function. *Freshwater Biology* 47: 401-41.

ICAB. 2000. Diagnóstico preliminar de la Gira Socioambiental y Científica a la Reserva Forestal El Montuoso, Provincia de Herrera: Evaluación Ecológica Rápida del Componente de Fauna Acuática. Informe Final. Instituto de Ciencias Ambientales y Biodiversidad (ICAB), Universidad de Panamá.

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.

Merritt, R.W. & K.W. Cummins (eds.). 1996. An Introduction to the Aquatic Insects of North America, 3rd. Edition, Kendall/Hunt, Dubuque, IA.

Merritt, R.W., J.R. Wallace, M.J. Higgins, M.K. Alexander, M.B. Berg, W.T. Morgan, K.W. Cummins & B. Vandeneeden. 1996. Procedures for the functional analysis of invertebrate communities of the Kissimmee river-floodplain ecosystem. *Florida Scientist* 59 (4): 216-274.

Pardo, J. 2002. Estudio comparativo de la comunidad de Chironomidae (Diptera) en ríos contrastantes en el eje de la Transistmica, Corregimientos de Chilibre y Nuevo San Juan. Tesis de Maestría en Entomología, V.I.P., Universidad de Panamá. 85pp.

Pennak, R.W. 1989. Fresh-Water Invertebrates of the United States. Third Edition. John Wiley & Sons, Inc.

PMCC. 2000. Proyecto de Monitoreo de la Cuenca del Canal. Informe Final. The Louis Berger Group.

Ramírez, A. & C.M. Pringle. 2006. Temporal and spatial patterns in stream physicochemistry and insect assemblages in tropical lowland streams. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 25(1): 108-125.

Rincón, J. & C. Cressa. 2000. Temporal variability of macroinvertebrate assemblages in a neotropical intermittent stream in Northwestern Venezuela. *Archiv. Fuer Hydrobiologie*, 148(3): 421 - 432.

Robles, Y. & A. Vega. 2004. Caracterización físico, química y biológica de la parte media baja del Río Santa María, Veraguas, Panamá. *Tecnociencia* 6(2): 75 – 89.

Sánchez-Arguello, R.I., A. Comejo, L. Boyero & A. Santos. 2010a. Evaluación de la calidad del agua en la cuenca del río Capira. *Tecnociencia* 12(2): 57-70.

Sánchez-Arguello, R.I., A. Comejo, R.G. Pearson & L. Boyero. 2010b. Spatial and temporal variation of stream communities in a human-affected tropical watershed. *Ann. Limnol. – Int. J. Lim.* 46: 149-156.

Torbjorn, A. & E. Willassen. 1993. Late Weichselian Chironomidae (Diptera) stratigraphy of Lake Nedre Erastvatn, Andoya, Northern Norway. *Hydrobiologia* 264: 21 - 32.

Wiggins, G.B. 1996. Trichoptera families. Páginas 309-349 en: R.W. Merritt / K.W. Cummins (eds.) An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Kendall/Hunt Pub. Co.

Recibido septiembre de 2010, aceptado mayo de 2012.



PROPIEDADES TOPOLÓGICAS DE LA LÍNEA KHALIMSKY

Eric Antonio Acevedo

Universidad de Panamá, Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y Tecnología
Departamento de Matemática.
E-mail: eric.acevedo@utp.ac.pa

RESUMEN

En los años 1977 y 1986, Khalimsky, y más recientemente Kovalevsky (1988), propusieron que una imagen digital está asociada a un espacio topológico. Desde entonces, las nociones de topología general son usadas en el procesamiento de imágenes digitales. En este contexto, una de las topologías más utilizada es la topología de Khalimsky. El objetivo de este trabajo es categorizar el espacio topológico de Khalimsky tomando como punto de partida las propiedades de los espacios de Alexandroff.

PALABRAS CLAVES

Espacios de Alexandroff, Conjuntos Parcialmente Ordenados, Espacios de Kolgomoroff o Espacios T_0 , Topología de Khalimsky.

ABSTRACT

In the years 1977 and 1986, Khalimsky, and more recently Kovalevsky (1988), have shown that the digital images are associated to topological notions. Since then, the notions of general topology had been used in the processing of digital images. In this context, one of the more useful topologies is the Khalimsky's topology. The aim of this work is to categorize the Khalimsky's topological space taking as a starting point the properties of the spaces of Alexandroff.

KEYWORDS

Alexandroff Space, Ordered Partial Sets, Kolgomoroff Space or T_0 –Space, Khalimsky Topology.

INTRODUCCIÓN

En los espacios topológicos en las que los abiertos son estables por intersecciones arbitrarias, son de especial interés en la Topología General y la Topología Digital. Paul Alexandroff (1937) realizó estudios acerca de tales espacios. Más adelante Efim Khalimsky (1987; 1990) publicó sobre estos espacios y además desarrollo una topología sobre ellos, que hoy en día es la base de la Topología Digital para el procesamiento de imágenes en computadora (Kovalevsky, 2006). Erik Melin ha escrito varios artículos con respecto a esta topología (Melin, 2003a, 2003b, 2008, 2004) y las propiedades que ella posee con respecto a otros espacios topológicos.

1. ESPACIOS DE ALEXANDROFF

Definición 1 Un espacio topológico es de Alexandroff si la intersección arbitraria de conjuntos abiertos es un conjunto abierto.

Una característica importante de estos espacios es que tienen una base de elementos mínimos o vecindad mínima.

Definición 2 Sea (X, τ) un espacio topológico y $x \in X$.

Definimos $V(x) = \bigcap \{U \in \tau : x \in U\}$

Observemos que para todo x elemento de un espacio topológico (X, τ) ; $V(x) \neq \emptyset$.

Pues, al ser x un elemento de τ tenemos que $x \in V(x)$.

Claramente, cuando (X, τ) es un espacio de Alexandroff, $V(x)$ es un elemento de τ . El recíproco de esta afirmación también es verdadero, cuando $V(x) \in \tau$ para toda $x \in X$, a continuación damos la prueba.

Proposición 1. Sea (X, τ) un espacio topológico. Entonces $V(x) \in \tau$, para toda $x \in X$ si y solo si (X, τ) es de Alexandroff.

Demostración: Si (X, τ) es de Alexandroff es inmediato que $V(x) \in \tau$, para toda $x \in X$. Ahora, supongamos que $V(x) \in \tau$ para toda $x \in X$ y sea $\{U_i\}_{i \in I}$ una familia de abiertos de τ . Hay que demostrar que $\bigcap_{i \in I} U_i \in \tau$.

Es suficiente con verificar que para todo $U \in \bigcap_{i \in I} U_i$ existe una vecindad de U que es un subconjunto de $\bigcap_{i \in I} U_i$. Sea $x_0 \in \bigcap_{i \in I} U_i$, entonces $x_0 \in U_j$ para toda $j \in I$, pero, por hipótesis $V(x_0) \in \tau$, por lo que $V(x_0) \subset U_j$ para toda $j \in I$. Por lo tanto $x_0 \in V(x_0) \subset \bigcap_{i \in I} U_i$. Concluimos que (X, τ) es de Alexandroff.

Si (X, τ) es de Alexandroff, llamaremos a $V(x)$ la vecindad mínima de x o la estrella de x , y la denotaremos como $St(x)$.

Observación: Si (X, τ) es un espacio de Alexandroff, $x \in X$ y V es una vecindad de x entonces $St(x) \subseteq V$.

Proposición 2. Sea (X, τ) un espacio de Alexandroff. Entonces: $\beta = \{St(x); x \in X\} \cup \{\emptyset\}$ es una base de τ .

Demostración: Por ser (X, τ) de Alexandroff, $\beta \subset \tau$.

Para demostrar que β es una base de τ es suficiente con asegurar que para cada $x \in X$ y cada vecindad U de x , existe un $V \in \beta$ tal que $x \in V \subset U$.

Sean $x \in X$ y U una vecindad de x , sabemos que $St(x) \subset U$. Por lo tanto β es base de τ .

Sea Z el conjunto de los números enteros y consideremos la familia β de subconjuntos de Z dado por

$$\beta = \{ \{2n, 2n + 1, 2n + 2\} : n \in Z \}$$

o el equivalente, generado por la base

$$\sigma = \{ \{2n, 2n + 1, 2n + 2\} : n \in \mathbb{Z} \} \cup \{ \{2n+1\} : n \in \mathbb{Z} \} \cup \{ \emptyset \}$$

Entonces β es sub-base de una única topología sobre \mathbb{Z} . A esta topología la llamamos la Topología de Khalimsky sobre \mathbb{Z} y la denotamos τ_k .

Observación: Los abiertos de τ_k son uniones de conjuntos de la forma $\{n - 2, n - 1, n\}$ con n par y $\{n\}$ con n impar.

Proposición 3. (\mathbb{Z}, τ_k) es un espacio de Alexandroff.

Demostración: Comprobaremos que para cada $n \in \mathbb{Z}$: $V(n) \in \tau_k$.

Sea $A = \{n - 2, n - 1, n\}$ y $B = \{n, n + 1, n + 2\}$ dos abiertos de τ_k .

Si n es par, tenemos que $A \cap B = \{n\}$ es abierto.

Sea $m \in \mathbb{Z}, m \neq n$, si $m < n$, el abierto B no contiene a m , si $m > n$, el abierto A no contiene a m , por tanto $V(n) = \{n\} \in \tau_k$.

Si n es impar tenemos que $n + 1$ es par y $C = \{n - 1, n, n + 1\}$ es abierto y contiene a n , donde $C = V(n) \in \tau_k$ (Por la observación anterior).

Sea V una vecindad de n , entonces existe un abierto O de τ_k tal que $n \in O \subseteq V(n)$.

Por lo tanto (\mathbb{Z}, τ_k) es de Alexandroff.

Observación:

De la demostración anterior, tenemos que:

$$St(n) = \begin{cases} \{n\} & \text{si } n \text{ es par} \\ \{n-1, n, n+1\} & \text{si } n \text{ es impar} \end{cases}$$

Recordemos que en un espacio de Alexandroff habíamos convenido en llamar a $V(x)$ estrella y denotarlas como $St(x)$. Luego la base que define al espacio (Z, τ_k) de acuerdo a la Proposición 2 quedaría de la siguiente manera:

$$\beta = \{St(n) : n \in Z\}$$

Según el resultado anterior, (Z, τ_k) es un espacio de Alexandroff pero, claramente, tiene un número infinito de elementos; este espacio lo llamaremos Espacio Topológico de Khalimsky.

1.1 Espacios Topológicos Inducidos por Órdenes Parciales

En esta sección, dado un conjunto parcialmente ordenado (X, \leq) ; construiremos una topología en X tomando como base los conjuntos de la forma:

$$U(x) = \{y \in X; x \leq y\} \text{ con } x \in X \quad (1)$$

Teorema 1. Sea (X, \leq) un conjunto parcialmente ordenado. Entonces (X, \leq) es un espacio topológico, donde τ_{\leq} es la topología generada por la base.

$$\beta = \{U(x) : x \in X\} \cup \{\emptyset\}; \text{ donde } U(x) = \{y \in X : x \leq y\}$$

Demostración: Primero probaremos que $\bigcup_{x \in X} U(x) = X$. Sea $x_0 \in X$ entonces, como \leq es reflexiva $x_0 \in U(x_0)$. Luego $X \subset \bigcup \beta$. Por lo tanto $\bigcup_{x \in X} U(x) = X$. Sea $x_1, x_2 \in X$ y verifiquemos que existe $U(x) \subseteq U(x_1) \cap U(x_2)$ como $y \in U(x)$ entonces si $x_1 \leq x$ tenemos que $x_1 \leq y$ por lo tanto $y \in U(x_1)$. De igual forma se

prueba que $y \in U(x_2)$. Por lo tanto, τ_{\leq} es la única topología de la que β es base.

De acuerdo con el resultado anterior, $U(x)$ es un conjunto abierto, para cualquier $x \in X$. Más aún, no existe ningún abierto no totalmente contenido en $U(x)$.

Observación: En cualquier espacio topológico (X, τ) toda vecindad $U(x) \subset U$.

Colorario 1. Si (X, \leq) es un conjunto parcialmente ordenado y τ_{\leq} es la topología dada por \leq sobre X , (X, τ_{\leq}) es de Alexandroff.

Demostración: Sea $\bigcap_{i \in I} U_i = \emptyset$ entonces, trivialmente

$\bigcap_{i \in I} U_i \in \tau_{\leq}$. Supongamos $\bigcap_{i \in I} U_i \neq \emptyset$, entonces $\{U_i\}_{i \in I}$ es una

familia de abiertos de τ_{\leq} . Supongamos que $x \in \bigcap_{i \in I} U_i$ para toda $i \in I$,

entonces $x \in U(x) \subseteq \bigcap_{i \in I} U_i$, hemos probado así que $\bigcap_{i \in I} U_i$ es

vecindad de todos sus puntos; por lo tanto es abierto. Con esto (X, τ_{\leq}) es de Alexandroff.

Tenemos que para estos espacios $U(x) = Sr(x)$. Por lo que de ahora en adelante utilizaremos la notación $Sr(x)$ cuando trabajemos con este tipo de espacio. Por definición de $Sr(x)$, este es el abierto mínimo que contiene a x y podemos describirla en término de la relación de orden en (1). Esto también es posible para describir al mínimo conjunto cerrado que contiene a un elemento x , es decir, podemos caracterizar a la cerradura de cualquier elemento a partir de la relación de orden.

Escrito de otra forma tenemos que:

Sea $x \in X$, entonces $\{U_i\}$ con $i \in I$ es la familia de abiertos de τ que contiene a x . Sabemos que $\bigcap_{i \in I} U_i$ es abierta y contiene a $U(x)$, por lo tanto $U(x) = Sr(x)$.

Ser de Alexandroff, no es la única propiedad que estos espacios tienen. Recordemos que un espacio topológico (X, τ) es T_0 o de Kolgomoroff, si para todo $x, y \in X$ existe U vecindad de x tal que $y \notin U$, o, existe V vecindad de y tal que $x \notin V$.

Colorario 2. Si (X, \leq) es un conjunto parcialmente ordenado y τ_{\leq} una topología sobre X entonces (X, τ_{\leq}) es T_0 .

Demostración: Sean $x, y \in X, x \neq y$. Si x, y son comparables podemos suponer sin pérdida de generalidad que $x \leq y$. Es decir, $y \in Sr(x)$; si $x \in Sr(y)$, tendríamos que $y \leq x$, lo que implicaría que $x = y$, pues \leq es antisimétrica y esto contradice nuestras suposiciones. Por lo que $x \notin Sr(y)$. Si x, y no son comparables entonces $Sr(y)$ es una vecindad de y que no contiene a x , lo mismo ocurre con $Sr(x)$, es una vecindad de x que no contiene a y . Por lo tanto, (X, τ_{\leq}) es T_0 .

Como ejemplo de los resultados obtenidos en esta sección construiremos un espacio topológico que resultará ser homeomorfo al Espacio de Khalimsky a partir de un conjunto parcialmente ordenado.

Proposición 4. Sea (X, τ_{\leq}) un espacio topológico, entonces (X, τ_{\leq}) es homeomorfo a (Z, τ_k) , el Espacio Topológico de Khalimsky.

Demostración: Sea $f: (X, \tau_{\leq}) \rightarrow (Z, \tau_k)$ dada por:

$$f(x) = \begin{cases} 2n & \text{si } x = \{2n-1, 2n+1\} \\ 2n+1 & \text{si } x = \{2n+1\} \end{cases}$$

Claramente f es inyectiva y sobreyectiva, luego f es invertible.

Veamos ahora que f y f^{-1} son continuas.

Como $\beta = \{\{2n, 2n + 1, 2n + 2\}; n \in \mathbb{Z}\} \cup \{2n; n \in \mathbb{Z}\} \cup \emptyset$ es una base en τ_k y

$\sigma = \{((2n-1, 2n+1), \{2n+1\}, (2n+1, 2n+3)) \subset \mathbb{R}; n \in \mathbb{Z}\} \cup \{(2n-1, 2n+1) \subset \mathbb{N}; n \in \mathbb{Z}\} \cup \emptyset$ es una base de τ .

Demostraremos que la imagen inversa de β bajo f es un abierto de τ_k

Sea $U \in \beta$

Si $U = \{2n\}$ para algún $n \in \mathbb{Z}$ entonces $f^{-1}(U) = \{(2n-1, 2n+1)\} \in \sigma \subset \tau$

Si $U = \{2n, 2n+1, 2n+2\}$ tenemos que:

$$f^{-1}(U) = \{(2n-1, 2n+1)\} \cup \{2n+1\} \cup \{(2n+1, 2n+3)\} \in \sigma \subset \tau$$

Por lo tanto f es continua. Para demostrar la continuidad de f^{-1} utilizamos los mismos razonamientos. Por lo tanto concluimos que f es un homeomorfismo.

Una de las consecuencias inmediatas de esta proposición es el siguiente corolario.

Corolario 3. El Espacio de Khalimsky es T_0

1.2 Conjuntos Parcialmente Ordenados a partir de un Espacio Topológico

En la siguiente sección observaremos que dada una topología sobre un espacio, podemos generar una relación de orden \leq , para dotar al conjunto de un orden parcial.

Dado un espacio topológico X , A subconjunto de X denotamos por \bar{A} la clausura de A en X .

Teorema 2. Sea (X, τ) un espacio topológico T_0 y \leq una relación definida por $x \leq y$ si $x \in \overline{\{y\}}$. Entonces (X, \leq) es un conjunto parcialmente ordenado.

Demostración: En primer lugar demostraremos que \leq es reflexiva.

Sea $x \leq x$ entonces $x \in U_x (U_x \subseteq U_x)$ por lo tanto $x \in \overline{U_x}$ y como los U_x son base de la topología de τ entonces $x \in (X, \tau)$. Entonces \leq es reflexiva.

Ahora probaremos la antisimetría de \leq , sean $x, y \in X$ tales que $y \leq x$ y $x \leq y$.

Demostraremos que $x = y$.

Supongamos que $x \neq y$, entonces para toda vecindad U_x tenemos que $y \in U_x$ lo mismo ocurre para toda vecindad U_y , $x \in U_y$ esto contradice el hecho de que (X, τ) es T_0 por lo tanto $x = y$ y esto implica entonces que \leq sea antisimétrica.

Finalmente, probaremos la transitividad.

Sea $z \in U_x \cap U_y$ entonces $z \leq x$ y $z \leq y$ por lo tanto se tiene que $z \in U_z \subseteq U_x \cap U_y$ (la pertenencia vale por la reflexividad de \leq y la inclusión por la transitividad) donde

$U_x = \{y \in X / y \leq x\}$ y $U_y = \{x \in X / x \leq y\}$. Así \leq es también transitiva. Por lo tanto (X, \leq) es un conjunto parcialmente ordenado.

La topología definida a partir de un conjunto parcialmente ordenado y la relación de orden que se define a partir de un espacio topológico están estrechamente relacionadas.

1.3 Propiedades Topológicas de los Espacios de Alexandroff

Observaremos ahora las propiedades topológicas que cumplen los Espacios de Alexandroff.

Teorema 3. Sea X un espacio de Alexandroff, y β una base de X , las siguientes condiciones son equivalentes:

- i) β es una base minimal.
- ii) Si β' es una subfamilia de β tal que $\bigcup_{\beta \in \beta'} \beta \in \beta \Rightarrow \bigcup_{\beta \in \beta'} \beta \in \beta'$

Demostración:

\Leftarrow Sea β' una base de X tal que $\beta' \subseteq \beta$ y sea $A \in \beta$ entonces $A = \bigcup_{\beta_i \in \beta'} \beta_i \in \beta$ (Por hipótesis) $\Rightarrow A \in \beta'$. Así $\beta \subseteq \beta'$. Luego β es minimal.

\Rightarrow Supongamos que $\beta \subsetneq \beta'$ es base de X . Sea $\beta \in \beta \setminus \beta'$, entonces $B = \bigcup_{\beta_i \in \beta'} \beta_i \in \beta \Rightarrow B \in \beta'$ y esto es absurdo.

Así toda base de X es incomparable con β o contiene a β . Luego β es minimal.

Teorema 4. Sea X un espacio de Alexandroff X es T_0 si y solamente si $V(x) \neq V(y)$, esto implica que $x \neq y$.

Demostración:

Sean $x, y \in X$. Si $x \neq y$ entonces podemos suponer que existe O abierto tal que $x \in O, y \notin O$ luego $V(x) \subseteq O, V(y) \not\subseteq O \Rightarrow V(x) \neq V(y)$.

Sean $x, y \in X, x \neq y \Rightarrow V(x) \neq V(y)$ Supongamos que no es T_0 y sean $x, y \in X$ tal que todo abierto que contiene a x contiene a y y viceversa, entonces $V(x)$ es abierto y contiene a y por la tanto $V(y) \subseteq V(x)$ de esta forma se tiene que $V(x) \subseteq V(y)$ y así $V(x) = V(y)$. Por la tanto no es $T_0 \Rightarrow \exists x, y \in X; x \neq y; V(x) = V(y)$.

Teorema 5. Sean X y Y espacios de Alexandroff; U y V sus respectivas bases mínimas.

Entonces:

1. Si X es un sub-espacio de Y , entonces

$$U = \{V_i \cap X : V_i \in \mathcal{V}\}$$

2. $X \times Y$ es un espacio de Alexandroff y su base mínima está dada por $U \times V = \{U_i \times V_j : U_i \in U, V_j \in V\}$

Teorema 6. Sea X un espacio de Alexandroff - T_0 . Las siguientes afirmaciones son equivalentes:

1. X es conexo por arco
2. X es conexo
3. X es conexo por cadena
4. Para todo $a, b \in X$, existe $a_0, \dots, a_{n+1} \in X$ tal que $a_0 = a$, $a_{n+1} = b$ y $V(a_i) \cap V(a_j) \neq \emptyset$ si $|i - j| \leq 1$.
5. Para todo $a, b \in X$, existe $a_0, \dots, a_{n+1} \in X$ tal que $a_0 = a$, $a_{n+1} = b$ y $\overline{V(a_i)} \cap \overline{V(a_j)} \neq \emptyset$ si $|i - j| \leq 1$.
6. Para todo $a, b \in X$, existe $a_0, \dots, a_{k+1} \in X$ tal que $a_0 = a$, $a_{k+1} = b$ y $\{\overline{a_i}\} \cap \{\overline{a_j}\} \neq \emptyset$ si $|i - j| \leq 1$.

Teorema 7. Sea X un espacio Alexandroff - T_0 entonces:

1. X es localmente conexo por arco
2. X es primer contable
3. X es paracompacto si y solo si, toda $V(x)$ contiene solamente un número finito de $V(y)$ si X es paracompacto entonces X es localmente finito (Su inversa no es cierta).
4. X es segundo contable si y solo si, el es contable
5. X es separable si y solo si $X = \bigcup_{n=1}^{\infty} \{\overline{x_n}\}$
6. X es Lindelöf si y solo si $X = \bigcup_{\alpha=1}^{\infty} V(x_\alpha)$

7. Existen espacios Lindelöf T_0 – Alexandroff que no son separable y espacio separable T_0 – Alexandroff que no son Lindelöf.
8. Si X es finito, entonces X es compacto.
9. Si X es localmente finito, entonces es localmente compacto.
10. X es contable si y solo si X es localmente contable y Lindelöf.
11. Si X es localmente finito, X es compacto si y solo si X es finito.

Teorema 8. Sea X un Espacio de Alexandroff entonces:

1. X es regular si y solamente si $V(x)$ es cerrado para todo $x \in X$ (donde X es 0 – dimensional)
2. Si X es regular y compacto, entonces X es localmente compacto.
3. Si X es regular y separable, entonces X es perfectamente normal.
4. X es pseudo- metrizable si y solamente si $V(x)$ es cerrado y finito para todo $x \in X$.

2. TOPOLOGÍA DE KHALIMSKY

Como hemos visto desde 1937 se realizaron estudios acerca de ciertos espacios topológicos que presentan algunas características muy importantes que en el año 1977 Efim Khalimsky utilizó para desarrollar una topología sobre el plano digital Z^2 tomando como base el producto de dos Líneas de Khalimsky. Vemos que esta topología lo que hace es aproximar al conjunto Z con la recta real.

Definición 3. El conjunto Z con la topología τ_k definida en la Proposición 2 recibe el nombre de Línea de Khalimsky.

Observamos entonces que la Línea de Khalimsky es un espacio de vecindad mínima y además es conexo.

Otra forma de definir la Topología de Khalimsky es la siguiente:

Recordemos que un número real x se puede expresar de la forma:

$x = [x] + \{x\}$, donde $[x]$ es la parte entera de x , es decir el mayor entero menor que x y $\{x\}$ es la parte decimal de x .

Por definición $[x] \in \mathbb{Z}$; y $0 \leq \{x\} < 1$.

Consideremos \mathbb{R} con la topología usual y las funciones $g: \mathbb{R} \rightarrow \mathbb{Z}$ y $f: \mathbb{R} \rightarrow \mathbb{Z}$ definidas de la siguiente forma:

$$g(x) = \begin{cases} [x] & \text{si } [x] \text{ es par} \\ \{x\} + 1 & \text{si } [x] \text{ es impar} \end{cases}$$

$$f(x) = \begin{cases} [x] & \text{si } \{x\} < \frac{1}{2} \\ g(x) & \text{si } \{x\} = \frac{1}{2} \\ [x] + 1 & \text{si } \{x\} > \frac{1}{2} \end{cases}$$

Donde f no es más que la conocida función de redondeo. La topología de Khalimsky sobre \mathbb{Z} es la topología más fina sobre \mathbb{Z} tal que $f: \mathbb{R} \rightarrow \mathbb{Z}$ es continua.

Definición 3. Sea $f: M \rightarrow N$ una aplicación entre dos espacios métricos, se dice que f satisface la condición de Lipschitz si existe una constante $k > 0$ tal que $d(f(x), f(y)) \leq k d(x, y)$ para todo $x, y \in M$. En tal caso, k es llamada la constante de Lipschitz de la función.

Además observamos que toda función Lipschitz es uniformemente continua y por lo tanto continua. Aquellas funciones de Lipschitz donde $k = 1$ reciben el nombre de funciones cortas.

Proposición 5. Sea X un espacio topológico y $f: X \rightarrow \mathbb{Z}$ una aplicación continua y $x_0 \in X$. Si $f(x_0)$ es impar entonces f es constante en $V(x_0)$ y $|f(x) - f(x_0)| \leq 1$ para todo $x \in \{\bar{x}\}$. Si $f(x_0)$

es par, entonces f es una constante en $\{\bar{x}\}$ y $|f(x) - f(x_0)| \leq 1$ para todo $x \in V(x_0)$.

Demostración: Sea $y_0 = f(x_0)$ impar. Entonces $\{y_0\}$ es un abierto, donde $f^{-1}(\{y_0\})$ es abierto dado que $V(x_0) \subset f^{-1}(\{y_0\})$, donde $f(V(x_0)) = \{y_0\}$. Más aún, si el conjunto $A = \{y_0, y_0 \pm 1\}$ es cerrado, entonces el conjunto $f^{-1}(A)$ es un cerrado y esto implica que $f(x) \in A$ para todo $x \in \{\bar{x}\}$.

Teorema 9. Una función $f : Z \rightarrow Z$ es continua si y solo si

1. f es Lipschitz 1
2. Para todo x par, $f(x)$ x implica que $f(x \pm 1) = f(x)$.

Demostración: Sea $A = \{y - 1, y, y + 1\}$ donde y es un número par de cualquier elemento de una sub-base, mostraremos que $f^{-1}(A)$ es un abierto.

Si $x \in f^{-1}(A)$ es impar, entonces $\{x\}$ es una vecindad de x . Si x es par, tenemos entonces dos casos:

- Si $f(x)$ es impar, la condición (2) implica que $f(x + 1) = f(x)$ así que $\{x - 1, x, x + 1\} \subset f^{-1}(A)$ es una vecindad de x
- Si $f(x)$ es par, entonces $f(x) = y$, la condición Lip-1 implica que $|f(x \pm 1) - y| \leq 1$ donde obtenemos otra vez que $\{x - 1, x, x + 1\} \subset f^{-1}(A)$ es una vecindad de x .

Por lo tanto f es continua.

3. PROPIEDADES TOPOLÓGICAS DE LA LÍNEA DE KHALIMSKY

El objeto de esta sección es presentar las propiedades que posee la línea de Khalimsky o sea ver que propiedades topológicas tiene la línea de Khalimsky con respecto a otros espacios. Solamente demostraremos algunas de estas propiedades las demás se pueden encontrar en Acevedo (2009).

Teorema 10. El espacio (Z, τ_k) tiene las siguientes propiedades:

- Es T_0 .
- No es T_1 .
- No es T_2 .
- No es T_3 .
- No es $T_{3\frac{1}{2}}$.
- No es T_4 .
- No es T_5 .
- No es de Uryshon.
- No es Semiregular.
- No es Regular.
- Es T_6 pero no es T_7 .
- No es completamente Regular.
- No es Normal.
- No es Completamente Normal.
- No es totalmente T_4 .
- No es compacto.
- Si es σ -Compacto.
- Si es Lindeloff.
- No es contable compacto.
- Si es secuencialmente compacto.
- No es débil contable compacto.
- Si es pseudo-compacto.
- Si es localmente compacto.
- Si es fuerte localmente compacto.
- Si es σ -localmente compacto.

- Es separable.
- Es primer contable.
- Es segundo contable.
- Es paracompacto y metacompacto.

Demostración: Tenemos que en este espacio la familia de vecindades mínimas es un refinamiento de todo cubrimiento de Z y es obvio que ésta es puntualmente finita y localmente finita. Por lo tanto es meta y paracompacto.

- Es conexo.

Demostración: Si. Tenemos que este espacio (Z, τ_t) es la imagen de la función redondeo de \mathfrak{R} en Z dotado de la topología de Khalimsky.

- Es conexo por camino.)

Demostración: Si. Sea m un entero par entonces existe una función continua

$f: [0,1] \rightarrow Z$ tal que $f(0) = m$ y $f(1) = m+1$. En efecto si definimos $f(x) = m$ si $x \in \left[0, \frac{1}{2}\right]$ y $f(x) = m+1$ si $x \in \left(\frac{1}{2}, 1\right]$, f resulta continua.

Sea $n \in Z$ si n es impar su vecindad mínima es $V(n) = \{n\}$.

Si n es distinto de $m+1$, $f^{-1}(V(n))$ es vacío, luego abierto, si $n = m+1$, $f^{-1}(V(n)) = \left(\frac{1}{2}, 1\right]$ que también es abierto en $[0,1]$.

Si n es par y $n \neq m$, $f^{-1}(V(n))$ es vacío, luego abierto, si $m = n$, como la vecindad mínima de n es $V(n) = \{n-1, n, n+1\} = \{m-1, m, m+1\}$, resulta que $f^{-1}(V(n)) = [0, 1]$.

Hemos probado así que las vecindades mínimas tienen imágenes inversas abiertas por f , y esto equivale a decir que f es continua.

Esto prueba que dos enteros consecutivos siempre se pueden unir por un camino en Z , y por lo tanto Z es conexo por caminos.

- No es arco conexo.
- No es localmente conexo por camino.
- No es hiperconexo.
- No es ultraconexo.
- Es localmente conexo.
- No es localmente arco-conexo.
- Es biconexo.

Demostración: El conjunto de los enteros mayores o iguales a cero es conexo puesto que es la imagen de la función valor absoluto de \mathbb{R} en \mathbb{Z} , es continua, Lips-1 y además par.

Si se prueba que el conjunto de los enteros negativos $Y = \{-1, -2, -3, \dots\}$ es conexo, podemos concluir que no es biconexo.

Basta probar que $X = \{1, 2, 3, \dots\}$ es conexo, pues la aplicación $f(n) = -n$ también es Khalimsky continua.

Supongamos que X no es conexo y $X \subset A \cup B$, donde A, B son abiertos y $A \cap B = \emptyset$, esto quiere decir que todos los pares no pueden estar incluidos en A , porque sino también estarían incluidos los impares y B sería entonces vacío. Sea m el menor par no incluido en A , entonces m está en B .

Como B es abierto $\{m-1, m, m+1\} \subset B$. Esto implica que $m+2$ tampoco está en A , pues si $m+2 \in A$, $\{m+1, m+2, m+3\}$ estaría incluido en A . Esto es absurdo, pues $m+1 \in B$. De esta forma se prueba que A no contiene ningún par mayor que m , es decir todos los pares mayores o iguales a m están en B .

Esto implica que todos los impares mayores o iguales a $m-1$ están en B . Es decir sea $C = \{m-1, m, m+1, \dots\} \subset B$. De igual forma si n es el menor par no incluido en B . $D = \{n-1, n, n+1, \dots\} \subset A$.

Así $C \cap D \subset A \cap B = \emptyset$. Pero esto es absurdo porque $B \cap C \neq \emptyset$. Luego X es conexo y por lo tanto Y es conexo.

Así $Z = \{X \cup \{0\} \cup Y\}$ con $\{X \cup \{0\}\}$, Y conexos no vacíos disjuntos.

Por lo tanto Z no es biconexo.

- No es localmente biconexo.
- Todos sus puntos son de dispersión.
- No es totalmente desconexo por camino.
- No es totalmente desconexo.
- No es totalmente separado.
- No es extremadamente desconexo.
- No es Cero-dimensional.
- No es disperso.
- No es discreto.
- No es metrizable.
- Es de segunda categoría.
- No es topológicamente completo.
- Tiene una familia localmente finita.
- Es fuertemente conectado.
- Es Hemicompacto.

REFERENCIAS

Acevedo, E. 2009. "La Topología de Khalimsky" Tesis de Maestría en Matemática Pura. Universidad de Panamá.

Alexandroff, P. 1937. Diskrete Raume. Mat, Sb. 2: 501-519.

Khalimsky, E. 1987. Topological Structures in Computer Science. *Journal of Applied Math. and Simulation*. 1(1): 25-40.

Khalimsky, E., R. Kopperman & P. R. Meyer. 1990. Computer Graphics and Connected Topologies on Finite Ordered Sets. *Topology and its Application*. 36(1), 1-17.

Kovalevsky, V. 2006. "Axiomatic Digital Topology". Página visitada en octubre de 2009. <arxiv.org/pdf/1010.0649>

Melin, E. 2003. Connectedness and Continuity in Digital Spaces with the Khalimsky Topology. Página visitada en octubre de 2009.

<<http://uu.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2:306620>>

<uu.diva-portal.org/smash/get/diva2:306620/FULLTEXT01>

Melin, E. 2003. Digital Straight lines in the Khalimsky Plane. Página visitada en octubre de 2009.

<www.math.uu.se/~melin%20/diglines.pdf>

Melin, E. 2004. Extension of Continuous Functions in Digital Spaces with the Khalimsky Topology. Página visitada en octubre de 2009.

<www2.math.uu.se/~melin%20/khext.pdf>

Melin, E. 2008. Continuous Digitization in Khalimsky Spaces. *Journal of approximation Theory* 150: 96-116.

Recibido septiembre de 2010, aceptado junio de 2012.