

ISSN 1808-8092



**Biología-Química-Física  
Matemática-Estadística**

# TECNOCIENCIA



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



## **CAMBIOS TEMPORALES EN LA ABUNDANCIA Y DIVERSIDAD DE POLIQUETOS EN UN ÁREA DE LA ZONA ENTRE MAREAS DE PLAYA BIQUE (PACÍFICO DE PANAMÁ)**

**Grettehun G. Grajales González <sup>(1)</sup>, Carlos Vergara Chen <sup>(2)</sup>**

Universidad de Panamá, Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y Tecnología,  
Escuela de Biología.

E-mail: <sup>(1)</sup> grajaleg@naos.si.edu; <sup>(2)</sup> vergarac@naos.si.edu

### **RESUMEN**

El principal objetivo de este trabajo fue determinar la diversidad y abundancia de los poliquetos de un área de la zona entre mareas de la Bahía de Bique, Pacífico de Panamá. Durante los meses de enero a junio de 1995 se colectaron 3.555 poliquetos distribuidos dentro de 24 grupos taxonómicos (área total muestreada: 0.748 m<sup>2</sup>, tamiz de 1.0 mm de malla). La densidad promedio fue de 4,884/m<sup>2</sup>, con rango de 386 a 15,045/m<sup>2</sup>. La abundancia varió significativamente entre fechas de colecta. La salinidad se relacionó inversamente con la abundancia de poliquetos. Se presentó una relación directa con el número de individuos y la precipitación. El índice de diversidad (H') osciló entre 0.68 y 2.28 por fecha. La equitabilidad varió de 0.37 a 0.89. Se encontró una diferencia para H' entre las temporadas seca y lluviosa. Los parámetros ambientales estudiados no tuvieron efecto sobre la estructura de la comunidad de poliquetos de Playa Bique la cual probablemente se encuentra regulada por factores bióticos (depredación y/o competencia). Sin embargo, no se debe dejar de considerar los efectos de factores ambientales múltiples junto con sus efectos interactivos los cuales pueden determinar cambios temporales en las comunidades bentónicas.

### **PALABRAS CLAVES**

Poliquetos, ecología, playa arenosa-fangosa, macrobentos, Pacífico, Panamá.

### **ABSTRACT**

The objective of this work was to determine the diversity and abundance of the polychaete worms of an area of intertidal zone of the Bay of Bique, Pacific Panama. From January to June of 1995, 3,555 polychaetes belongs to 24 taxonomic groups

(total sampling area: 0.748 m<sup>2</sup>, sieve of 1.0 mm). The density average was 4,884 individuals/m<sup>2</sup>, with range from 386 to 15,045 individuals/m<sup>2</sup>. The abundance varied significantly among sampling dates. The diversity (H') oscillated between 0.68 and 2.28 by date. The evenness varied from 0.37 to 0.89. A difference was found for H' among the rainy and dry seasons. The environmental parameters studied did not have effect on the polychaete community structure of Bique Beach which probably is regulated by biotic factors (predation and/or competence). Nevertheless, environmental factors may have interactive additive effects over the temporal changes observed on the benthic community.

## **KEYWORDS**

Polychaetes, ecology, sand-mud flat, macrobenthos, Pacific, Panama.

## **INTRODUCCIÓN**

Los anélidos poliquetos constituyen un grupo relevante de invertebrados marinos bentónicos. Por lo general, son los organismos más abundantes en especies e individuos en las comunidades marinas macrobentónicas de fondos blandos. Sus asociaciones juegan una función importante en los sistemas bentónicos tropicales formando un enlace entre los niveles más bajos y los más altos dentro de la cadena trófica (Muniz & Pires 1999). En América Central, las comunidades del macrobentos y los poliquetos han sido objeto de algunos estudios, como los realizados en Costa Rica (Vargas 1987; Maurer et al., 1988) y en El Salvador (Molina-Lara & Vargas 1994, 1995). Por otro lado, en Panamá se han llevado a cabo trabajos sobre taxonomía y ecología del grupo (Fauchald 1977b; Vasquez-Montoya & Thomassin 1983; Luna & Villalaz 1990; González & Harris 1991, Gómez et al., 2001). Sin embargo, continúa existiendo poco conocimiento sobre los poliquetos de la región centroamericana en general, y de las costas panameñas en particular.

Las únicas referencias documentadas sobre los poliquetos de Bahía Bique son, un estudio en el cual se investigó la zonación del macrobentos (Águila et al., 1978), y la distribución espacial de estos organismos en relación a la composición granulométrica del sedimento (Luna & Villalaz 1990). Estos hechos han motivado estudios que aborden la ecología de la comunidad de anélidos poliquetos que habitan la zona entre mareas de este litoral arenoso-fangoso basado en datos sobre la infauna bentónica realizado por Grajales & Vergara (1996).

El propósito de esta investigación fue describir la estructura y organización de la comunidad de poliquetos de un área de la zona de mareas de Playa Bique, en función de su abundancia (número de individuos) y diversidad de especies. Se intentó determinar la existencia de cambios temporales en el número de individuos, composición de especies y diversidad faunística. A su vez, pretende contribuir al mejor conocimiento de la fauna de poliquetos del Pacífico de Panamá.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Descripción del área de estudio

Playa Bique, es un litoral arenoso fangoso situado entre los 08°53' de latitud Norte y los 79°40' de longitud Oeste, en la Bahía de Panamá. Esta playa posee una pendiente ligera con una separación de las líneas de bajamar y pleamar de aproximadamente 1 Km y más. Sus orillas están pobladas por mangles de las especies *Rhizophora mangle* y *Avicennia nitida*. Su principal vía de acceso está en el caserío La Playita, a 30 Km de la Ciudad de Panamá (Fig.1).

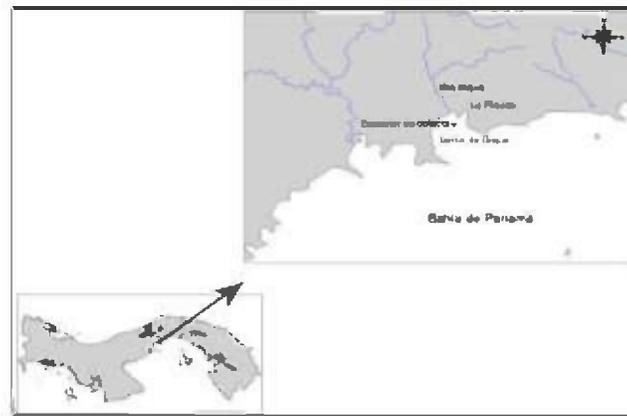


Fig. 1. Ubicación de la estación de colecta en la Bahía de Bique (Pacífico de Panamá).

### **Colecta y procesamiento de muestras**

Las colectas se efectuaron quincenalmente durante mareas bajas iniciándose el 9 de enero y finalizando el 30 de junio de 1995, para un total de 11 fechas de muestreo. Los intervalos de muestreo oscilaron entre 12 y 16 días (media=14 días), con la excepción del periodo de febrero a marzo cuando las colectas se llevaron a cabo en febrero 17 y marzo 18.

Las muestras fueron tomadas al azar con una pala hasta una profundidad de 10 cm dentro del sedimento, haciendo un peso de 3.5 Kg en un área de 220 cm<sup>2</sup>. Para cada fecha de colecta se tomaron tres réplicas para el conteo e identificación de los poliquetos (área= 0.066m<sup>2</sup>) y una adicional para el análisis de sedimento. Las muestras fueron guardadas en bolsas plásticas. A tres de las cuatro réplicas se le añadió formalina al 5% para preservar los organismos y Rosado Bengala para teñirlos, mientras que la cuarta réplica se mantuvo congelada para su análisis posterior. La temperatura del sedimento y el agua fue medida con un termómetro de mercurio y la salinidad intersticial se determinó con un refractómetro óptico. Los datos de precipitación pluvial fueron obtenidos en los registros de la estación pluviométrica de Nuevo Emperador (Arraiján) mantenida por el Departamento de Hidrología y Meteorología de la compañía local de transmisión de electricidad.

El tamaño de las partículas de sedimento se estimó con las técnicas usuales de granulometría (Aguila et al. 1978; Méndez & Green-Ruiz 1998). Luego se realizaron transformaciones logarítmicas de la escala Wentworth a unidades phi ( $\phi$ ), seguidamente se procedió a determinar la variación de la mediana (Md  $\phi$ ) para el diámetro de las partículas (Sheppard 1967; Aguila et al., 1978; Martínez & Villalaz 1983; Méndez & Green-Ruiz 1998). El contenido de materia orgánica en el sedimento se determinó por pérdida de peso después de incinerar a 500° C para obtener porcentajes de carbón orgánico por muestra (Dean 1974; Méndez & Green-Ruiz 1998). En el laboratorio cada muestra se lavó con agua dulce en tamiz de 1.0 mm de luz de malla, para eliminar la sal y el exceso de formalina. Posteriormente, los poliquetos fueron separados bajo un microscopio estereoscópico (10X). Los organismos se preservaron en alcohol etílico al 70% para su identificación. Para la identificación taxonómica se utilizaron como referencias las obras de Fauchald & Reimer (1975) y Fauchald (1977a, 1977b).

### **Análisis y tratamiento de datos**

La asociación entre la abundancia y los parámetros ambientales fue analizada mediante correlaciones simples. Para determinar diferencias en la abundancia entre fechas de colecta y temporadas seca y lluviosa se emplearon las pruebas de Kruskal-Wallis & U de Mann-Whitney, respectivamente. La diversidad de especies fue calculada utilizando los índices de Shannon-Weaver (H') y equitabilidad (J), según Hair (1987). La diferencia en la función Shannon-Weaver entre las temporadas seca y lluviosa fue evaluada usando la prueba "t" student para comparación de dos varianzas.

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

### **Datos ambientales**

La temperatura del sedimento promedió 30°C a lo largo de todo el estudio, oscilando dentro de un rango de 26 a 35°C. Los valores de salinidad intersticial del sedimento fueron altos de enero a abril con un promedio de 42 ‰ y un ámbito de 38 a 46 ‰. Durante mayo y junio, se notó un descenso de la salinidad del sedimento con una media de 33 ‰, con una variación de 30 a 38 ‰.

Durante los seis meses de estudio los valores de precipitación fueron bastante bajos de enero a marzo, observándose un remarcado incremento de abril a junio. Hay que resaltar que durante el periodo de estudio se notó un comportamiento irregular de las lluvias en cuanto a la estacionalidad que sucede de año en año, ocurriendo precipitaciones frecuentes durante la temporada seca.

El análisis granulométrico del sedimento indica que la mediana (Md $\phi$ ) promedio para el tamaño de las partículas del sedimento fue de 0.95  $\phi$ , lo que equivale a 0.51 mm para el tamaño promedio de las partículas. El sedimento de Playa Bique consistió de arena gruesa (34.9%), arena fina (47.6%) y un mediano contenido de limo y arcilla (16.5%). El porcentaje de materia orgánica en el sedimento se mantuvo constante a lo largo de todo el estudio obteniéndose una media de 3.7%: un ligero incremento fue observado en febrero (4.4%). En el cuadro 1, se muestran los valores de los parámetros ambientales registrados en Playa Bique durante el periodo de estudio.

Cuadro 1. Parámetros ambientales. T: temperatura del agua (°C), S: salinidad del agua (‰), y porcentajes de arena gruesa (AR), arena fina (AF), limo/arcilla (LA), materia orgánica (MO), registrados en Playa Bique, Pacífico de Panamá, de enero a junio de 1995.

Fecha	T	S	AG	AF	LA	MO
24 ene	29.0	30	9.0	78.0	13.0	3.65
17 feb	30.0	35	34.0	54.0	12.0	4.39
18 mar	33.0	34	51.0	46.0	3.0	3.39
4 abr	32.5	34	74.0	18.0	8.0	3.06
19 abr	32.0	37	30.0	55.0	15.0	3.50
3 may	36.0	47	14.0	58.0	28.0	3.80
17 may	39.0	40	30.0	53.0	17.0	3.25
1 jun	34.0	32	42.0	23.0	35.0	4.62
14 jun	31.5	30	22.0	57.0	21.0	3.62
30 jun	29.5	26	43.0	34.0	13.0	3.14
$\bar{x}$	32.6	34.5	34.9	47.6	16.5	3.65

### Abundancia y diversidad de especies

Se recolectaron e identificaron 3,555 anélidos poliquetos del procesamiento de 34 muestras (0.748 m<sup>5</sup> de sedimento en total), pertenecientes a 24 especies o grupos taxonómicos (Cuadro 2). El organismo más abundante fue *Amphicteis* sp. con un 56.8% del total de poliquetos colectados; le siguieron *Sabella* sp. (11.9%), *Capitella* sp. (8.1%) y *Nothria* sp. (7.1%). En el Cuadro 3, se observan los seis grupos taxonómicos más abundantes identificados durante el periodo de estudio. En una playa fangosa de Costa Rica, Vargas (1987) encontró una abundancia total de 5,563 poliquetos dentro de 38 especies. Posteriormente, en el Golfo de Nicoya (Costa Rica), Maurer et al. (1988) encontraron 78 especies de poliquetos asociados a fondos blandos sublitorales; por otra parte, se han reportado 5,316 individuos en 30 especies de poliquetos en el estero de Jaltepeque en El Salvador (Molina-Lara & Vargas 1995). Las diferencias observadas entre el presente estudio y otros trabajos pueden explicarse en base a los

métodos de muestreo empleados y a las características particulares de los sitios estudiados.

La abundancia total de poliquetos (Fig. 2) varió en un rango de 34 a 993 individuos, en enero 9 y junio 30 respectivamente, mientras que la densidad mínima fue de 386 y la máxima de 15,045 poliquetos/m<sup>2</sup>, con un promedio de 4,884/m<sup>2</sup>. Estos valores están cercanos para los presentados para las densidades de poliquetos en la zona de mareas de Jaltepeque, El Salvador (Molina-Lara & Vargas 1995). La abundancia presentó diferencias significativas entre fechas de colecta ( $p < 0.05$ ), pero no así, entre las temporadas seca y lluviosa ( $p > 0.05$ ) observándose un relativo incremento poblacional a medida que aumentaban las lluvias.

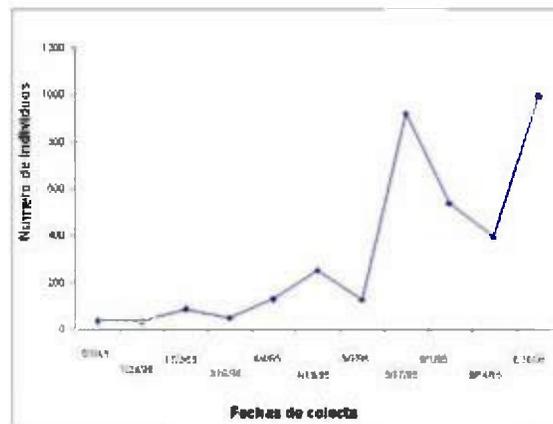


Fig. 2. Variación temporal de la abundancia total de poliquetos en Playa Bique.

La ausencia de variaciones estacionales en comunidades bentónicas tropicales puede deberse a disponibilidad constante de alimento durante el año y a la presencia de una fauna no limitada por el alimento (Alongi 1989; Riddle et al., 1990). En adición, hay que tener presente la influencia de las mareas, fotoperiodo, ciclos lunares, oxígeno, salinidad y temperatura sobre la distribución temporal y el balance de energía de los organismos bentónicos (Hernández-Alcántara & Solis-Weiss 1995;

Come et al., 2000). Previamente, Levin (1986) concluyó que la circulación de las mareas provoca oscilaciones en la masa de agua con lo cual se retienen larvas en playas fangosas localizadas en la parte alta de bahías. Estas larvas provienen principalmente de las poblaciones progenitoras. Una hipótesis interesante para evaluación futura es determinar la contribución de este mecanismo en la distribución espacial y colonización de larvas de especies bentónicas en Playa Bique.

Existe la teoría de que la biomasa del bentos en ecosistemas marinos someros tropicales no exhibe cambios estacionales (Alongi & Christoffersen 1992). Esta conclusión fue demostrada en lo concerniente a la macrofauna "grande" y un rango de variables ambientales de una laguna tropical en Tahiti (Frouin & Hutchings 2001). Sin embargo, el bentos de este ecosistema presentó variaciones temporales, especialmente en lo que respecta a la densidad de individuos, pero no se observaron variaciones estacionales. Estos patrones de variabilidad en tiempo han sido detectados en este estudio en cuanto a la abundancia de poliquetos, pero las comparaciones pueden ser difíciles debido a la metodología de colecta utilizada, al tamaño y a la distribución de las especies las cuales pueden ser en algunos casos territoriales, raras o capaces de evitar la captura. Se sugiere que la biomasa quizás sea la variable más útil que la densidad para comparar áreas biogeográficas diferentes (Frouin & Hutchings 2001).

Los análisis de correlación indican que el único parámetro ambiental que presentó una relación inversa significativa con el número de poliquetos fue la salinidad ( $r = -0.86$ ,  $p < 0.01$ ); mientras que no se evidenciaron asociaciones significativas con la temperatura, composición granulométrica y contenido orgánico del sedimento. No obstante, se observó una relación directa con la precipitación pluvial aunque resultó no significativa ( $r = 0.64$ ,  $p > 0.01$ ). La ausencia de asociación de la abundancia de poliquetos con las condiciones del ambiente abiótico puede deberse a que las variaciones naturales de los factores físicos se encuentran dentro del ámbito de tolerancia de los poliquetos. Es probable que los factores bióticos, tales como competencia, depredación, disponibilidad de alimento y reclutamiento sean los principales reguladores de la fauna de poliquetos. Es necesaria la realización de experimentos en el campo que permitan probar la hipótesis de que la depredación y el

asentamiento larvario ejercen una influencia significativa en la comunidad. Se sabe que las poblaciones de poliquetos en fondos blandos litorales de la Bahía de Panamá pueden estar reguladas por el afloramiento costanero que ocurre anualmente durante la época seca, y en muchos casos a la disponibilidad de alimento debido al desagüe de las aguas continentales (González & Harris 1991). Los análisis sobre la asociación de los poliquetos sésiles con la granulometría del sedimento en Playa Bique realizados por Luna & Villalaz (1990) sugieren que la ausencia de asociación es debida a un amensalismo de grupos tróficos, de acuerdo a la hipótesis propuesta por Rhoads & Young (1970). Generalmente, los organismos reaccionan a su ambiente total más que a un factor único. Una combinación de factores ambientales proveería de un enfoque más exitoso para entender los patrones estacionales de los organismos bentónicos. Es un reto integrar los efectos de factores múltiples y sus interacciones para determinar la estacionalidad en las historias de vida de los organismos marinos (Come et al., 2000).

Cuadro 2. Número total de individuos (n) y porcentaje del número de individuos (%) de los seis géneros de poliquetos más abundantes colectadas en Playa Bique, Pacífico de Panamá, de enero a junio de 1995.

Género	n	%
<i>Amphicteis sp.</i>	2020	52.86
<i>Biborin sp.</i>	109	3.06
<i>Capitella sp.</i>	290	8.15
<i>Nereis sp.</i>	120	3.37
<i>Nothria sp.</i>	253	7.11
<i>Sabella sp.</i>	424	11.92

El número de especies de poliquetos registradas en Playa Bique (24 spp.) resulta moderado en comparación con los valores reportados en algunos estudios previos: 44 spp. en Florida (Santos & Simón 1974); 45 spp. en Galeta, Panamá (Vasquez-Montoya & Thomassin 1983); 38 spp. en

Punta Morales (Vargas 1987) y 78 spp. en el Golfo de Nicoya (Maurer et al., 1988), ambas localidades en el Pacífico de Costa Rica, 39 spp. en la Bahía de San Quintín (México) (Calderón-Aguilera 1992); 29 spp. en la bahía de Paranaguá (Brasil) (Lana et al., 1995). Se propone que nuestros estimados de número de especies han sido influenciados por el esfuerzo de muestreo que fue relativamente bajo (11 fechas de colecta) o por el tamaño de malla utilizada, que en el caso de estos autores fue de 0.5 mm. Estas afirmaciones deben considerarse con cuidado ya que este estudio sólo incluyó un área ubicada en la zona de sedimento intermedio, en donde no habitan todas las especies de Playa Bique (Aguila et al., 1978).

Cuadro 3. Listado de los grupos taxonómicos de la Clase Polychaeta colectados en Playa Bique, Pacífico de Panamá, de enero a junio de 1995.

Clase Polychaeta (Annelida)

Familia	Especie
Ampharetidae	<i>Amphicteis</i> sp.
Arenicolidae	<i>Arenicola</i> sp.
Arabellidae	<i>Biborin</i> sp.
Capitellidae	<i>Capitella</i> sp.
Cirratulidae	<i>Cirranulus</i> sp.
Maldanidae	<i>Chymenella</i> sp.
Ctenodrilidae	<i>Ctenodrylus</i> sp.
Eunicidae	<i>Eunice</i> sp.
Glyceridae	<i>Goniada</i> sp.
Lumbrineridae	<i>Lumbrineris</i> sp.
Nereidae	<i>Nereis</i> sp.
	<i>Neanthes</i> sp.
Onuphidae	<i>Nothria</i> sp.
Oweniidae	<i>Owenia</i> sp.
Pilargiidae	sp. 1
Phyllodoceidae	sp. 1
Sabellidae	<i>Sabella</i> sp.
Spionidae	sp. 1
Syllidae	sp. 1
Terebellidae	<i>Terebella</i> sp.
	Polychaeta sp. 1
	Polychaeta sp. 2
	Polychaeta sp. 3

La función  $H'$  de la diversidad Shannon-Weaver presentó un promedio de 1.61, encontrándose un ámbito de 0.68 (abril 4) a 2.28 (marzo 18). Por otra parte, la equitabilidad ( $J'$ ) varió dentro de un rango de 0.37 (abril 4) a 0.89 (marzo 18) con una media de 0.51 (Cuadro 3). El valor

promedio de la diversidad Shannon-Weaver cae dentro del rango registrado para la comunidad de poliquetos del Golfo de Nicoya (Costa Rica): 0.43 a 2.97 (Maurer et al. 1988) y para el estero de Jaltepeque (El Salvador): 0 a 3.8 (Molina-Lara & Vargas 1995). La mayor diversidad  $H'$  de la comunidad se observó en la temporada seca ( $H'= 2.04$ ), mientras que en la época lluviosa la diversidad fue más baja ( $H'= 1.45$ ). Se encontró una diferencia significativa para estos valores entre ambas temporadas ( $P < 0.001$ ). Este resultado indica que hay muchas especies dominantes en la época seca y pocas especies dominando la población de poliquetos durante la estación de lluvias. La temporada lluviosa parece ser un período con condiciones ambientales extremas, que favorece la prevalencia de pocas especies. Estas diferencias son debidas a variaciones en la distribución de la frecuencia relativa de individuos por especie (Pielou 1977; Hair 1987; Magurran 1988).

Cuadro 3. Número total de individuos (N), número de especies (S), función Shannon-Weaver ( $H'$ ) y equitabilidad (J) para la comunidad de anélidos poliquetos de Playa Bique, Pacífico de Panamá, de enero a junio de 1995.

Fecha	N	S	$H'$	J
9 ene	34	9	1.78	0.81
24 ene	37	8	1.69	0.81
17 feb	84	11	1.66	0.69
18 mar	47	13	2.28	0.89
4 abr	129	6	0.68	0.37
19 abr	249	10	1.91	0.82
3 may	123	10	1.93	0.83
17 may	921	12	0.99	0.39
1 jun	539	13	1.80	0.70
14 jun	399	13	1.89	0.73
30 jun	993	12	1.33	0.53

## CONCLUSIONES

Se registró un total de 3,555 poliquetos pertenecientes a 24 especies o grupos taxonómicos, durante los 11 muestreos realizados en Playa Bique.

Los géneros más abundantes fueron *Amphicteis sp.*, *Sabella sp.*, *Capitella sp.* y *Nothria sp.*, los cuales constituyeron el 83.9 % del total de individuos colectados.

La abundancia de poliquetos no presentó diferencias estacionales aunque sus valores mostraron variaciones significativas por fechas de colecta a lo largo del periodo de estudio.

La salinidad se relacionó inversamente con el número de poliquetos. La precipitación presentó una relación directa no significativa con la abundancia relativa.

La diversidad faunística ( $H'$ ) fue mayor en la temporada seca cuando en la comunidad se observó una mejor distribución de la abundancia relativa de individuos por grupo taxonómico.

## REFERENCIAS

- Alongi, D. M. 1989. The ecology of tropical soft-bottom benthos: a review with emphasis on emerging concepts. *Rev. Biol. Trop.* 37: 85-100.
- Alongi, D. M. & P. Christoffersen. 1992. Benthic infauna and organism-sediment relations in a shallow, tropical coastal area: influence of outwelled mangrove detritus and physical disturbance. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 81: 229-245.
- Aguila, Y., I. Luna & J. Villalaz. 1978. Zonación de una playa arenosa fangosa. Trabajo de Graduación. Universidad de Panamá.
- Calderón-Aguilera, L. E. 1992. Análisis de la infauna béntica de Bahía San Quintín, Baja California, con énfasis en su utilidad en la evaluación de impacto ambiental. *Ciencias Marinas* 18(4): 27-46.
- Come, R., M. Ribes, J. M. Gili & M. Zabala. 2000. Seasonality in coastal marine ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution* 15(11): 448-453.

Dean, W. E. 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss of ignition: comparison with others methods. *J. Sed. Petrol.* 44: 242-248.

Dittmann, S. 2001. Abundance and distribution of small infauna in mangroves of Missionary Bay, North Queensland. *Rev. Biol. Trop.* 49(2): xx-xx.

Fauchald, K. & A. A. Reimer. 1975. Clave de poliquetos panameños con la inclusión de una clave para todas las familias del mundo. *Bol. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente*, 14(1): 71-94.

Fauchald, K. 1977a. The polychaetes worms. Definitions and keys to the order, families and genera. Natural History Museum of Los Angeles County. Science Series 28: 1-190.

Fauchald, K. 1977b. Polychaetes from intertidal areas in Panama, with a review of previous shallow-water records. *Smith. Contr. Zool.* 221.

Frouin, P. & P. Hutchings. 2001. Macrobenthic communities in a tropical lagoon (Tahiti, French Polynesia, Central Pacific). *Coral Reefs* 19: 277-285.

Grajales, G. & C. Vergara. 1996. Ecología de la infauna bentónica de Playa Bique, enero a junio de 1995. Trabajo de Graduación. Universidad de Panamá. 93p.

Gómez H., J. A., R. Herrera, V. Ríos & G. Villaláz, J. R. 2001. Análisis del sedimento y organismos de la infauna de Playa El Salado-Aguadulce. *Tecnociencia (Universidad de Panamá)* 3(1): 83-102.

González, E. E. & L. Harris. 1991. A preliminary study on the polychaete fauna on some beaches in Panama city, Panama. *Bull. Mar. Sci.* 48: 587.

Hair, J. D. 1987. Medida de la diversidad ecológica. En: R.R. Farris (ed.) *Manual de técnicas de gestión de vida silvestre.* The Wildlife Society. Bethesda, Maryland. U.S.A. 283 - 289p.

Hernández-Alcántara, P. & V. Solis-Weiss. 1995. Algunas comunidades macrobentónicas asociadas al manglar (*Rhizophora mangle*) en laguna de Términos, Golfo de México. Rev. Biol. Trop. 43 (1-3): 117-129.

Lana, P.C., E. C. G. Couto & M. V. O. Almeida. 1997. Polychaete distribution and abundance in intertidal flats of Paranaguá Bay (SE Brazil). Bull. Mar. Sci. 60 (2): 433-442.

Levin, L. 1986. The influence of tides on larval availability in shallow waters overlying a mud flat. Bull. Mar. Sci. 39: 224-233.

Luna, I. & J. Villaláz. 1990. Asociación de los poliquetos sésiles con el sedimento en Playa Bique, Arraiján. Scientia (Panamá) 5(2): 7-12.

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

Martínez-Vega, V. & J. Villaláz. 1983. Estudio del sedimento de una playa arenosa fangosa en el Pacífico de Panamá (Bique). ConCiencia (Univ. de Panamá) 10(1): 14-18.

Maurer, D., J. A. Vargas & H. Dean. 1988. Polychaetous annelids from the Gulf of Nicoya, Costa Rica. Int. Revue Ges. Hydrobiol. 73: 43-49.

Méndez, N. & M. Green-Ruiz. 1998. Superficial sediments and their relation to polychaetes families in a subtropical embayment, México. Rev. Biol. Trop. 46(2): 237-248.

Molina-Lara, O. A. & J. A. Vargas. 1994. Estructura del macrobentos del estero de Jaltepeque, El Salvador. Rev. Biol. Trop. 42(1-2):165-174.

Molina-Lara, O. A. & J. A. Vargas. 1995. Poliquetos (Annelida: Polychaeta) del estero de Jaltepeque, El Salvador, una comparación 1959-1991. Rev. Biol. Trop. 43(1-3): 195-205.

Muniz, P. & Pires. A. M. S. 1999. Trophic structure of polychaetes in th Sao Sebastiao Channel (Southeastern Brazil). Mar. Biol. 134(9): 517-528.

Pielou, E. C. 1977. *Mathematical Ecology*. John Wiley & Sons, Inc. New York, U.S.A. 385p.

Rhoads, D. C. & D. K. Young. 1970. The influence of deposit-feeding benthos on bottom sediment stability and community trophic structure. *J. Mar. Res.* 28: 150-178.

Riddle, M. J., D. M. Alongi, P. K. Dayton, J. A. Hanson, & D.W. Klum. 1990. Detrital pathways in a coral reef lagoon. I. Macrofaunal biomass and estimates of production. *Mar. Biol.* 104: 109-118.

Santos, S. L. & J. L. Simón. 1974. Distribution and abundance of the polychaetes annelids in a south Florida estuary. *Bull. Mar. Sci.* 24(3): 669-689.

Sheppard, F. P. 1967. *Submarine Geology*. Harper International Ed. Second Edition. 543p.

Vargas, J. A. 1987. The benthic community of an intertidal mud flat in the Gulf of Nicoya, Costa Rica. Description of the community. *Rev. Biol. Trop.* 35(2): 299-316.

Vásquez-Montoya, R. & B. Thomassin. 1983. Contribución al conocimiento de los anélidos poliquetos de las praderas de *Thalassia testudinum* y *Halodule sp.* del sector de Punta Galeta (Panamá, Provincia de Colón). *An. Inst. Cienc. del Mar y Limnol. Univ. Nal. Autón. México*, 10(1): 1-10.

*Recibido agosto de 2003, aceptado diciembre de 2003.*



## INVERSION OF SURFACE WAVE PHASE VELOCITIES IN A SLIGHTLY ANISOTROPIC MEDIUM

V. Corchete<sup>1</sup> and J. Badal<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Department of Applied Physics, University of Almeria, Almeria, Spain.

<sup>2</sup>Department of Theoretical Physics-Geophysics, University of Zaragoza, Zaragoza, Spain

E-mail: corchete@ual.es, Fax +34 950 015477.

### ABSTRACT

Inversion of surface wave velocities in examples of multilayered anisotropic media is examined using an extension of the Smith-Dahlen formulation. Thus, surface wave propagation in a slightly anisotropic earth model has been found and the inversion of the azimuthal dependence of surface wave dispersion curves has been performed. The inversion scheme proposed in this paper has been verified by numerical matrix inversion with a computer programme in FORTRAN code. In two examples, hexagonal symmetry and 13 non zero canonical harmonic components, we have got results that show an excellent agreement between all phase velocities obtained for both Love and Rayleigh waves. We also perform two additional experiments with observed data, Love and Rayleigh waves phase velocities results of previous studies carry out in the Pacific (Nishimura & Forsyth, 1985, 1988, 1989). In these data test we also have a good agreement between observed and theoretical data.

### KEYWORDS

Surface waves, dispersion, inversion, anisotropy.

### RESUMEN

Se estudia la inversión de las velocidades de las ondas superficiales en ejemplos de medios anisotrópicos multiestratificados, usando una extensión de la formulación de Smith & Dahlen. Así, es estudiada la propagación de ondas superficiales en un modelo de tierra ligeramente anisotrópico y llevada a cabo la inversión de la dependencia acimutal de la dispersión de las ondas superficiales. El esquema de inversión propuesto en este artículo ha sido verificado por inversión numérica

matricial con un programa de ordenador en lenguaje FORTRAN. En dos ejemplos, simetría hexagonal y 13 componentes armónicos canónicos distintos de cero, hemos conseguido resultados que muestran un excelente acuerdo entre todas las velocidades de fase obtenidas para ambos tipos de ondas, Love & Rayleigh. También llevamos a cabo dos experimentos adicionales con datos observados: velocidades de fase de ondas Love & Rayleigh resultantes de estudios previos llevados a cabo en el Pacífico (Nishimura & Forsyth, 1985, 1988, 1989). En estas pruebas con datos también obtenemos un buen acuerdo entre datos teóricos y observados.

## PALABRAS CLAVES

Ondas Superficiales, dispersión, inversión, anisotropía.

## INTRODUCTION

Most possible constituents of the Earth are anisotropic on a small scale. Moreover, the mechanisms present today or in the past could cause alignment of this anisotropy over wide areas, particularly in the upper mantle. This anisotropy has been evidenced in recent years for the upper mantle beneath oceans, which possesses an inherent slight anisotropy. Thus, the existence of a slight anisotropy over wide areas in the Earth, probably due to a preferential alignment of olivine crystals in the upper mantle, should have an effect on the propagation of Love and Rayleigh surface waves. For this reason, the study of surface wave propagation in slightly anisotropic structures, is of importance to seismology in determining of the presence or absence of anisotropic layers within the Earth. The study of this problem, is possible on the base of a very simple hypothesis (Smith & Dahlen 1973): the azimuthal dependence of the surface wave phase velocity (Love or Rayleigh),  $c(\omega, \theta)$ , in a slightly anisotropic structure is of the form:  $c(\omega, \theta) = c(\omega) + \delta c(\omega, \theta)$ ; where  $c(\omega)$  is the isotropic phase velocity and for Love wave the anisotropy term  $\delta c(\omega, \theta)$  is of the form

$$\delta c(\omega, \theta) = \frac{1}{2G_1(\omega)} [L_0(\omega) + L_1(\omega) \cos 2\theta + L_2(\omega) \sin 2\theta + L_4(\omega) \cos 4\theta + L_5(\omega) \sin 4\theta] \quad (1)$$

and for Rayleigh wave

$$\delta(\omega, \theta) = \frac{1}{2G_R(\omega)} [R_1(\omega) + R_2(\omega) \cos 2\theta + R_3(\omega) \sin 2\theta + R_4(\omega) \cos 4\theta + R_5(\omega) \sin 4\theta] \quad (2)$$

We introduce in the above equations  $G_R(\omega)$  denoting the isotropic Rayleigh wave group velocity, and similarly  $G_L(\omega)$  denoting the isotropic Love wave group velocity. The effect of a slight anisotropy on the dispersion of surface waves is associated to the canonical harmonic components  $\gamma_{\sigma}^{lm\phi}(z)$  through the expressions (1) and (2), where the components  $\gamma_{\sigma}^{lm\phi}(z)$  are related with the elements of an arbitrary elastic tensor  $\gamma_{ijkl}(z)$  (Smith & Dahlen 1973), giving the explicit dependence of the coefficients  $L_n(\omega)$  and  $R_n(\omega)$  on the anisotropic elastic properties  $\gamma(z)$  of the half-space, are precisely the results that are required for an inversion of the data.

Our purpose with this paper is to provide an inversion scheme for the  $L_n(\omega)$  and  $R_n(\omega)$  coefficients to determine the anisotropic structure, that is, the elastic tensor  $E(z) = E_0(z) + \gamma(z)$ , where  $\gamma(z)$  is a small perturbation. The inverse problem for  $\gamma(z)$  is an incomplete problem, in the sense of that not all 21 independent canonical harmonic components  $\gamma_{\sigma}^{lm\phi}(z)$  appear explicitly, since only appear 13 independent canonical harmonic components. Nevertheless, it is a linear inverse problem and its structure is well understood. The object of this paper is precisely to explore some cases of surface wave propagation in anisotropic media, and to use the inversion theory to obtain the elastic tensor  $E(z) = E_0(z) + \gamma(z)$ . This method should be an useful tool to study the anisotropic structure of wide areas of the Earth, if we have collected sufficient high-quality dispersion data and the dominant isotropic properties of the medium are well known in advance.

## METHODS

### 2. Analytical procedure

The five coefficients  $L_n(\omega)$  for Love wave and the five coefficients  $R_n(\omega)$  corresponding to Rayleigh wave are related with the canonical

harmonic components  $\gamma_{\sigma}^{lm\phi}(z)$ . In particular,  $L_S(\omega)$  and  $R_S(\omega)$  depend explicitly only on  $\gamma_S^{44s}(z)$  through the integral expressions

$$L_S(\omega) = \frac{1}{L_0} \int_0^z [-\gamma_S^{44s} \cdot W^2] dz \quad \dots \quad R_S(\omega) = \frac{1}{R_0} \int_0^{\infty} [\gamma_S^{44s} V^2] dz$$

where  $W(z)$  is some scalar function of depth corresponding to the Love wave displacement field and  $V(z)$  is an analogue function corresponding to the Rayleigh wave horizontal displacement. In a multilayered anisotropic medium,  $\gamma_S^{44s}(z)$  is constant in each layer, and then

$$L_S(\omega) = \frac{-1}{L_0} \sum_{i=1}^n \gamma_S^{44s}(z_i) \int_{z_i}^{z_{i+1}} W^2 dz \quad , \quad (z_1 = 0, z_2 = d_1 + z_1, \dots, z_{i+1} = d_i + z_i, \dots, z_{n+1} = \infty)$$

where  $n$  is now the number of layers of the earth model,  $d_i$  is the thickness of the  $i$ th-layer, and  $\gamma_S^{44s}(z_i)$  is the canonical harmonic component for the  $i$ th-layer. Obviously, for  $R_S(\omega)$  we write a similar relation. Note that it is possible to introduce a matrix formulation in the form

$$L_S(\omega_j) L_0(\omega_j) = \sum_{i=1}^n \gamma_S^{44s}(z_i) S_i(\omega_j) \quad \dots \quad S_i(\omega_j) = - \int_{z_i}^{z_{i+1}} W^2(\omega_j) dz$$

where  $\omega_j$  is a fixed angular frequency. Thus, the five coefficients  $L_n(\omega)$  for Love wave and the five ones  $R_n(\omega)$  for Rayleigh wave, are related explicitly with the canonical harmonic components  $\gamma_{\sigma}^{lm\phi}(z)$  by means of five matrices whose elements are integrals of scalar functions of depth corresponding to the surface wave displacement field for each layer. We have a matrix relation of the form:  $\mathbf{L}_S = \mathbf{A} \mathbf{X}$ ; for the coefficient  $L_S(\omega)$ , where (using the summation convention for repeated subscripts)

$$\mathbf{L}_S = (L_j^i) \quad (j = 1, 2, \dots, m) \quad \dots \quad L_j^i = L_S(\omega_j) L_0(\omega_j) = A_{ji} X_i \quad \dots \quad \mathbf{X} = (X_i) \quad (i = 1, 2, \dots, n) \quad \dots \quad X_i = \gamma_S^{44s}(z_i) \quad \dots \quad \mathbf{A} = (A_{ji}) \quad \dots \quad A_{ji} = S_i(\omega_j)$$

Similarly, for the rest of coefficients  $L_n(\omega)$  and  $R_n(\omega)$  we have matrix relations of the form

$$L_n = A X_n, \quad R_n = B X_n \quad (n=1, 2, \dots, 5) \quad (3)$$

Equations (3) are five linear relations of the coefficients  $L_n(\omega)$  and  $R_n(\omega)$  to the canonical harmonic components  $\gamma_\sigma^{lm\phi}(z_i)$  that are constants for each layer. Then an inversion process to obtain  $\gamma_\sigma^{lm\phi}(z_i)$  from the coefficients  $L_n(\omega)$  and  $R_n(\omega)$ , can be performed by linear inversion (Aki & Richards 1980) according to the generalized inversion theory (Tarantola 1987).

## RESULTS AND DISCUSSION

### 3. Numerical procedure

The remainder of the paper discusses two examples of seismic wave propagation in earth models with slight anisotropy. In both cases the dominant isotropic properties of the medium are the same, that is, we have considered the elastic isotropic tensor  $E_{ijkl}^0(z)$  in which the Lamé constants are obtained from an isotropic earth model (Table 1).

Table 1. Isotropic earth model considered in this study for numerical computation ( $\alpha$ : compressional seismic velocity;  $\beta$ : shear velocity;  $\rho$ : mass density).

Thickness (km)	$\alpha$ (km/s)	$\beta$ (km/s)	$\rho$ (g/cm <sup>3</sup> )
10	5.80	3.40	2.70
20	6.59	3.81	2.90
80	8.135	4.670	3.324
$\infty$	9.00	5.40	3.60

Table 2. Stiffness tensor components in the matrix notation  $E_{ij}$  (first example). Units are in GPa.

$$(E_{ij}) = \begin{pmatrix} 131 & 43 & 50 & 0 & 0 & 0 \\ 43 & 131 & 50 & 0 & 0 & 0 \\ 50 & 50 & 121 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 40 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 40 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 44 \end{pmatrix} \quad (E_{ij}) = \begin{pmatrix} 239 & 80 & 95 & 0 & 0 & 0 \\ 80 & 230 & 95 & 0 & 0 & 0 \\ 95 & 95 & 210 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 70 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 70 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 75 \end{pmatrix}$$

thickness = 20 km                      thickness = 80 km  
density = 2.90 g/cm<sup>3</sup>                      density = 3.324 g/cm<sup>3</sup>  
symmetry: hexagonal                      symmetry: hexagonal

Table 3. Stiffness tensor components in the matrix notation  $E_{ij}$  (second example). Units are in GPa.

$$(E_{ij}) = \begin{pmatrix} 131 & 43 & 50 & 0 & 0 & 0 \\ 43 & 131 & 50 & 0 & 0 & 0 \\ 50 & 50 & 121 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 40 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 40 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & 44 \end{pmatrix} \quad (E_{ij}) = \begin{pmatrix} 260 & 87 & 69 & 0 & 0 & 10 \\ 87 & 232 & 65 & 0 & 0 & 6 \\ 69 & 65 & 218 & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 65 & -3 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & -3 & 63.5 & 0 \\ 10 & 6 & 0 & 0 & 0 & 75.5 \end{pmatrix}$$

thickness = 20 km                      thickness = 80 km  
density = 2.90 g/cm<sup>3</sup>                      density = 3.324 g/cm<sup>3</sup>  
symmetry: hexagonal                      symmetry: free choice

In the first case, the Table 2 shows the elastic anisotropic tensor  $E_{ijkl}(z)$  from the usual definition of matrix  $E_{ij}$ , in which the indices  $i$  and  $j$  vary from 1 to 6 (Babuska & Cara 1991). Likewise, the Table 3 gives  $E_{ijkl}(z)$  for the second example. In both cases, we obtain first the azimuthal variation of Love and Rayleigh wave phase velocity (fundamental mode) by means of the equation  $c(\omega, \theta) = c(\omega) + \delta c(\omega, \theta)$ , where  $c(\omega)$  is computed from the elastic isotropic properties related to the values given in table 1 (Abo-Zena 1979; Kennett & Clarke 1983), and  $\delta c(\omega, \theta)$  from equations (1) and (2), in which the effect of a slight anisotropy is associated to  $\gamma_{ijkl}(z)$ . Any tensor component  $\gamma_{ijkl}(z)$  is computed by  $E_{ijkl}(z) - E_{ijkl}^0(z)$ . In a second step, we compute the inversion of

relations (3) to obtain  $\gamma_{\sigma}^{lm\phi}(z_i)$  from the coefficients  $L_n(\omega)$  and  $R_n(\omega)$  calculated before. To this end we take into account errors that usually remain in the estimation of surface wave dispersion data, such as errors in the origin time of the seismic events, digitisation or background noise; in practice, we can expect an uncertainty in  $L_n(\omega)$  and  $R_n(\omega)$  of approximately 1% in very homogeneous media. Thus, in this work we consider an uncertainty of 1% for the coefficients  $L_n(\omega)$  and  $R_n(\omega)$  in order to carry out the inversion process of relations (3) to obtain  $\gamma_{ijkl}(z)$ . In order to show that the results of first a second procedure give a good agreement between all phase velocities obtained for both Love and Rayleigh waves, the inversion scheme is tested in four examples to allow an efficient calculation procedure, which could be used to perform the inversion of azimuthal dependence of the surface wave phase velocity found in different regions of the Earth.

#### 4. Testing the inversion method

For the testing of the inversion method proposed, we shall carry out the inversion of azimuthal dependence of Love and Rayleigh wave dispersion, in two numerical examples and two examples more with observed data. In the first numerical example, we shall consider an anisotropic structure with hexagonal symmetry. In the second one, we shall consider a more general anisotropy case with 13  $\gamma_{ijkl}(z)$  non-zero stiffness tensor components. Finally, we perform two experimental data test with Love and Rayleigh waves phase velocities, obtained in previous studies for the Pacific (Nishimura & Forsyth 1985, 1988, 1989).

##### *Hexagonal symmetry*

Several studies (Nishimura & Forsyth 1989) show that realistic models are obtained by assuming transvers e isotropy (hexagonal symmetry) with the axis of symmetry oriented vertically. For this reason we shall consider this kind of symmetry in the first example. With this goal in mind, we take into consideration an earth model so that the elastic isotropic tensor is obtained from the parameters given in table 1, and the elastic anisotropic tensor  $E_{ijkl}(z)$  is given in table 2. Then, we obtain the Love and Rayleigh wave phase velocity (fundamental mode) and  $\delta c(\omega, \theta)$  from equations (1) and (2), in which the effect of a slight

anisotropy is associated to  $\gamma_{ijkl}(z)$ . Finally, we compute the inversion of relations (3) to obtain  $\gamma_{\sigma}^{lm\phi}(z_i)$  from the coefficients  $L_n(\omega)$  and  $R_n(\omega)$  already calculated, by considering an uncertainty in  $L_n(\omega)$  and  $R_n(\omega)$  of approximately 1%. Results of this procedure for the perturbations of the stiffness tensor components are shown in table 4, in which we can see that it is possible to obtain  $\gamma_{ijkl}(z)$  with a small error.

*13 canonical harmonic components non zero.*

In this second example we take into consideration the same starting earth model. The elastic isotropic tensor is obtained again from the parameters listed in Table 1, but the elastic anisotropic tensor  $E_{ijkl}(z)$  is given now by Table 3. As before, we obtain in this case the azimuthal variation of Love and Rayleigh wave phase velocity (see figures 1 and 2) from equations (1) and (2). We compute the inversion of relations (3) to obtain  $\gamma_{\sigma}^{lm\phi}(z_i)$  from the coefficients  $L_n(\omega)$  and  $R_n(\omega)$  and with an uncertainty in  $L_n(\omega)$  and  $R_n(\omega)$  of approximately 1%. Results of this procedure show again that it is possible to obtain  $\gamma_{ijkl}(z)$  with a small error, also when the 13  $\gamma_{ijkl}(z)$  are non zero. The outputs in terms of Love and Rayleigh wave phase velocity depending on the azimuth are shown in figures 1 and 2.

**Table 4.** Perturbations of the stiffness tensor components and 1- $\sigma$  errors ( $\gamma_{ij} \pm \Delta\gamma_{ij}$ ). Units are in Gpa.

$$(\gamma_{ij}) = \begin{pmatrix} (5.1 \pm 0.4) & (1.25 \pm 0.21) & (8.25 \pm 0.19) & 0 & 0 & 0 \\ (1.25 \pm 0.21) & (5.1 \pm 0.4) & (8.25 \pm 0.19) & 0 & 0 & 0 \\ (8.25 \pm 0.19) & (8.25 \pm 0.19) & (-4.9 \pm 0.6) & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & (-2.10 \pm 0.14) & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & (-2.10 \pm 0.14) & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & (-1.90 \pm 0.15) \end{pmatrix}$$

thickness = 20 km  
density = 2.90 g/cm<sup>3</sup>  
symmetry : hexagonal

$$(\gamma_{ij}) = \begin{pmatrix} (10.0 \pm 0.6) & (5.0 \pm 0.4) & (10.0 \pm 0.3) & 0 & 0 & 0 \\ (5.0 \pm 0.4) & (10.0 \pm 0.6) & (10.0 \pm 0.3) & 0 & 0 & 0 \\ (10.0 \pm 0.3) & (10.0 \pm 0.3) & (-10 \pm 1) & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & (-2.49 \pm 0.23) & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & (-2.49 \pm 0.23) & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & (2.51 \pm 0.26) \end{pmatrix}$$

thickness = 80 km  
density = 3.324 g/cm<sup>3</sup>  
symmetry: hexagonal

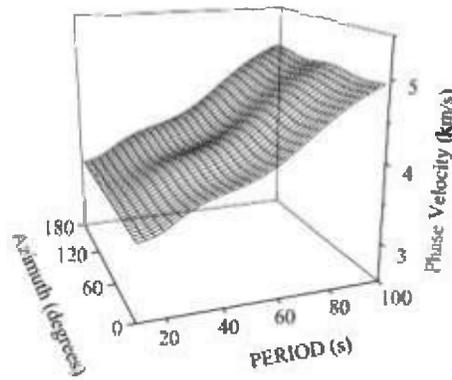


Fig. 1. Azimuthal dependence of Love wave phase velocity in a slightly anisotropic structure with elastic parameters given by Table 3.

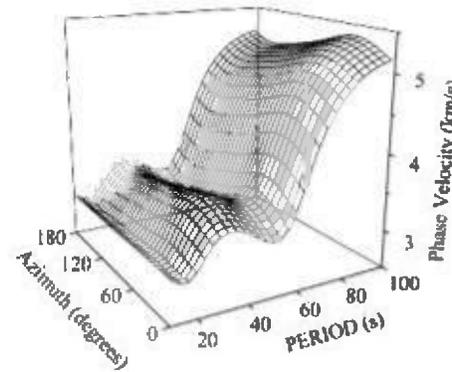
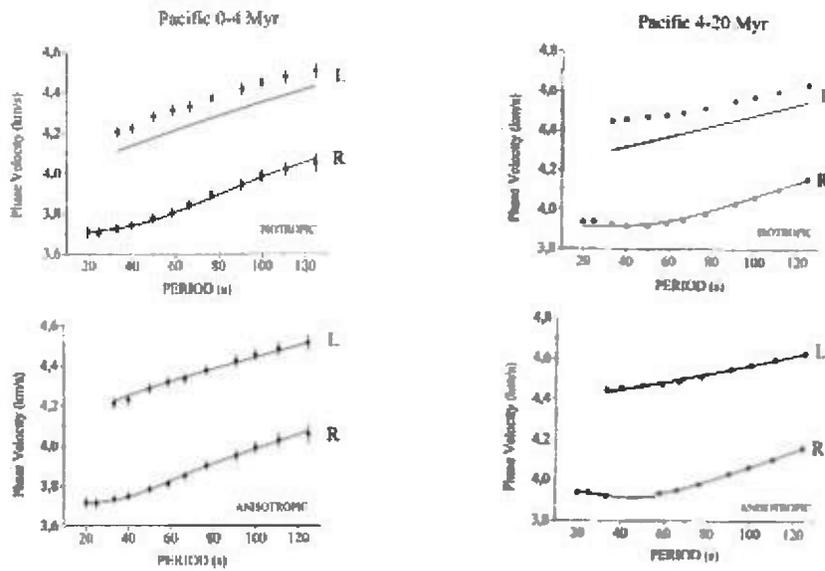


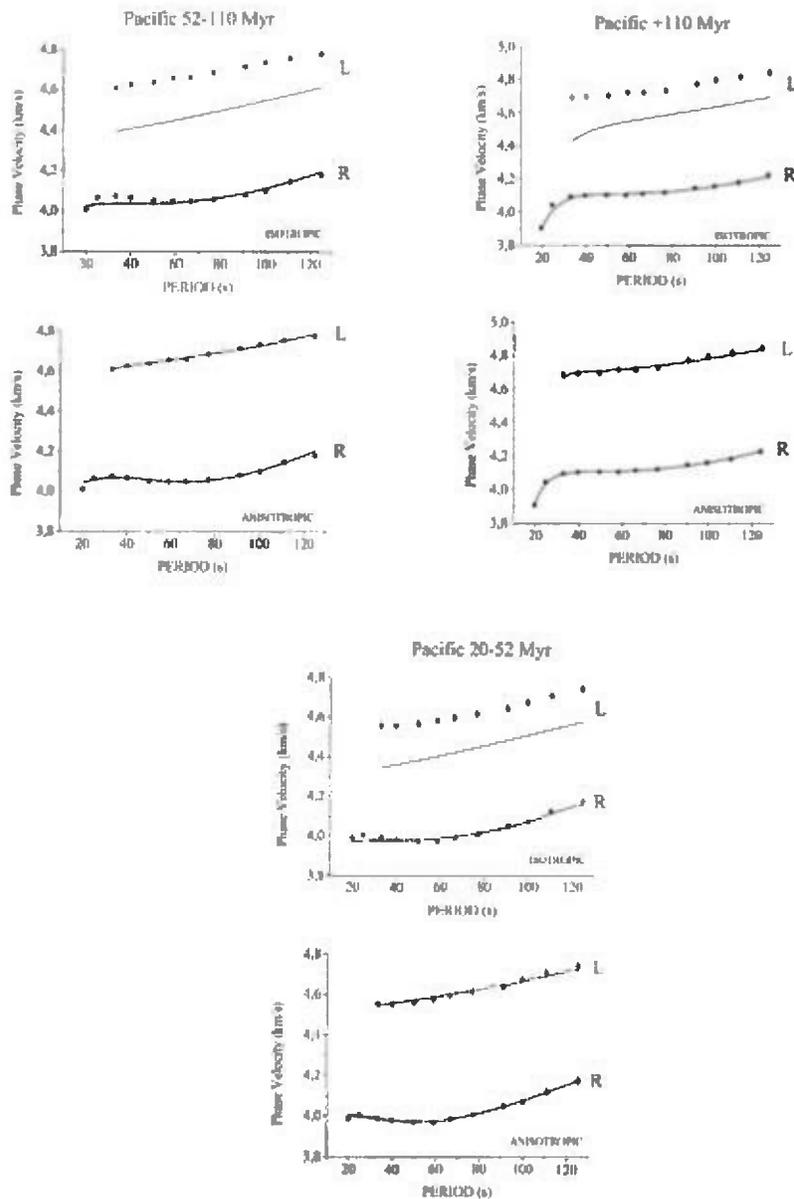
Fig. 2. Azimuthal dependence of Rayleigh wave phase velocity in a slightly anisotropic structure with elastic parameters given by Table 3.

*First experimental data test.*

As an additional reliability test of the inversion method proposed, we perform the inversion of the observed Love and Rayleigh wave dispersion, determined in previous studies for the Pacific region (Nishimura & Forsyth 1985, 1988, 1989). These dispersion curves are showed in the Figure 3, for all age regions considered in this study (0-4, 4-20, 20-52, 52-110 and 110+ Myr), with standard deviations bars at its reference periods. We shall consider an anisotropic structure with hexagonal symmetry for the inversion of these regionalized dispersion curves, because no azimuthal dependence of surface waves propagation are given in these dispersion data.

Fig. 3. Love and Rayleigh wave phase velocities used in this study (Nishimura & Forsyth 1985, 1988, 1989). For each age region we show a comparison between observed values (small circles with vertical bars denoting 1- $\sigma$  errors) and theoretical values (continuous line). Theoretical values showed in the upper part are predicted by forward modeling of the starting isotropic models (Table 5), and the other ones showed in the lower part are predicted by the final anisotropic model obtained by inversion (Table 6).





Previous to inversion process, we propose a starting isotropic earth model, for each region considered, as listed in Table 5. In Figure 3 we observe a good agreement between theoretical Rayleigh wave dispersion curves (obtained by forward modelling of the isotropic models listed in Table 5) and the corresponding observed curves, for all regions. Nevertheless, the Love wave theoretical dispersion curves

(Fig. 3) are in clear discrepancy with the respective observed curves. This fact is well known in regions of the Earth, like Pacific, in which anisotropy is present. This fact is called discrepancy Love-Rayleigh and it is a consequence of anisotropic properties of mantle materials. Then, Love and Rayleigh wave dispersion curves are not compatible with a unique isotropic model and it is necessary to consider an anisotropic model. For that reason, we perform here an anisotropic inversion.

Table 5. Starting isotropic earth models proposed for each region considered in this study ( $\alpha$ : compressional seismic velocity;  $\beta$ : shear velocity;  $\rho$ : mass density). These regions have been obtained by a regionalization scheme based on the seafloor age (Nishimura & Forsyth 1985, 1988, 1989). as result of this procedure we have five age regions: 0-4, 4-20, 20-52, 52-110 and 110+ Myr.

AGE REGION 0-4 Myr

Layer (n°)	Thickness (km)	$\alpha$ (km/s)	$\beta$ (km/s)	$\rho$ (g/cm <sup>3</sup> )
1	15	6.80	3.90	2.90
2	130	7.15	4.07	2.95
3	200	7.75	4.50	3.35
4	50	8.90	4.68	3.52
5	50	9.15	4.85	3.65
6	50	9.40	5.05	3.80
7	50	9.68	5.19	3.89
8	50	9.94	5.40	3.99
9	50	10.30	5.64	4.12
10	$\infty$	10.79	5.95	4.32

AGE REGION 4-20 Myr

Layer (n°)	Thickness (km)	$\alpha$ (km/s)	$\beta$ (km/s)	$\rho$ (g/cm <sup>3</sup> )
1	5	6.80	3.90	2.90
2	90	7.60	4.28	3.20
3	50	7.25	4.18	3.10
4	50	8.00	4.38	3.35
5	100	8.70	4.60	3.50
6	50	8.60	4.59	3.50
7	50	8.84	4.72	3.56
8	50	9.14	4.86	3.67
9	50	9.34	5.04	3.75
10	50	9.68	5.19	3.89
11	50	9.94	5.39	3.99
12	50	10.30	5.64	4.12
13	$\infty$	10.79	5.95	4.32

AGE REGION 20-52 Myr

Layer (n°)	Thickness (km)	$\alpha$ (km/s)	$\beta$ (km/s)	$\rho$ (g/cm <sup>3</sup> )
1	5	6.80	3.90	2.90
2	90	7.80	4.34	3.35
3	50	7.80	4.30	3.35
4	50	7.70	4.25	3.35
5	50	8.10	4.45	3.35
6	100	8.93	4.75	3.58
7	100	9.14	4.87	3.67
8	50	9.34	5.04	3.75
9	50	9.68	5.19	3.89
10	50	9.94	5.39	3.99
11	50	10.30	5.64	4.12
12	$\infty$	10.79	5.95	4.32

AGE REGION 52-110 Myr

Layer (n°)	Thickness (km)	$\alpha$ (km/s)	$\beta$ (km/s)	$\rho$ (g/cm <sup>3</sup> )
1	5	6.80	3.90	2.90
2	140	8.08	4.40	3.35
3	50	7.60	4.20	3.35
4	50	8.10	4.45	3.35
5	100	8.93	4.75	3.58
6	100	9.14	4.87	3.67
7	50	9.34	5.04	3.75
8	50	9.68	5.19	3.89
9	50	9.94	5.39	3.99
10	50	10.30	5.64	4.12
11	$\infty$	10.79	5.95	4.32

AGE REGION 110+ Myr

Layer (n°)	Thickness (km)	$\alpha$ (km/s)	$\beta$ (km/s)	$\rho$ (g/cm <sup>3</sup> )
1	20	5.60	3.30	2.65
2	75	8.70	4.73	3.45
3	150	8.20	4.50	3.35
4	100	8.60	4.55	3.50
5	100	9.18	4.90	3.70
6	50	9.34	5.04	3.75
7	50	9.68	5.19	3.89
8	50	9.94	5.39	3.99
9	50	10.30	5.64	4.12
10	$\infty$	10.79	5.95	4.32

This inversion process is the same to the above described (hexagonal symmetry epigraph), but now the effect of a slight anisotropy is associated (for each age region) to the second elastic layer of the Earth model. Thus, the stiffness tensor perturbations ( $\gamma_{ijkl}(z)$ ) obtained by such inversion scheme are listed in Table 6.

**Table 6.** Perturbations of the stiffness tensor components and 1- $\sigma$  errors ( $\gamma_{ij} \pm \Delta\gamma_{ij}$ ), for each age region considered. Units are in Gpa.

<p><b>AGE REGION 0-4 Myr</b></p> $(\gamma_{ij}) = \begin{pmatrix} (-172 \pm 11) & (-225 \pm 6) & (-32 \pm 5) & 0 & 0 & 0 \\ (-222 \pm 6) & (-172 \pm 11) & (-32 \pm 5) & 0 & 0 & 0 \\ (-32 \pm 5) & (-32 \pm 5) & (422 \pm 13) & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & (102 \pm 4) & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & (102 \pm 4) & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & (132 \pm 1) \end{pmatrix}$ <p>layer = 2 thickness = 150 km density = 2.95 g/cm<sup>3</sup> symmetry: hexagonal</p>	<p><b>AGE REGION 4-20 Myr</b></p> $(\gamma_{ij}) = \begin{pmatrix} (-182 \pm 6) & (-252 \pm 6) & (92 \pm 6) & 0 & 0 & 0 \\ (-252 \pm 6) & (-182 \pm 6) & (92 \pm 6) & 0 & 0 & 0 \\ (92 \pm 6) & (92 \pm 6) & (282 \pm 12) & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & (122 \pm 4) & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & (122 \pm 4) & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & (62 \pm 3) \end{pmatrix}$ <p>layer = 2 thickness = 90 km density = 3.28 g/cm<sup>3</sup> symmetry: hexagonal</p>
<p><b>AGE REGION 20-52 Myr</b></p> $(\gamma_{ij}) = \begin{pmatrix} (-35 \pm 3) & (-55 \pm 3) & (-42 \pm 1) & 0 & 0 & 0 \\ (-55 \pm 3) & (-35 \pm 3) & (-42 \pm 1) & 0 & 0 & 0 \\ (-42 \pm 1) & (-42 \pm 1) & (592 \pm 11) & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & (222 \pm 6) & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & (222 \pm 6) & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & (140 \pm 8) \end{pmatrix}$ <p>layer = 2 thickness = 90 km density = 3.35 g/cm<sup>3</sup> symmetry: hexagonal</p>	<p><b>AGE REGION 52-110 Myr</b></p> $(\gamma_{ij}) = \begin{pmatrix} (13 \pm 4) & (-42 \pm 3) & (25 \pm 3) & 0 & 0 & 0 \\ (-42 \pm 3) & (13 \pm 4) & (-25 \pm 3) & 0 & 0 & 0 \\ (25 \pm 3) & (-25 \pm 3) & (67 \pm 6) & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & (-6 \pm 2) & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & (-6 \pm 2) & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & (9 \pm 2) \end{pmatrix}$ <p>layer = 2 thickness = 140 km density = 3.35 g/cm<sup>3</sup> symmetry: hexagonal</p>
<p><b>AGE REGION 110+ Myr</b></p> $(\gamma_{ij}) = \begin{pmatrix} (32 \pm 7) & (-25 \pm 7) & (82 \pm 7) & 0 & 0 & 0 \\ (-25 \pm 7) & (32 \pm 7) & (82 \pm 7) & 0 & 0 & 0 \\ (82 \pm 7) & (82 \pm 7) & (202 \pm 8) & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & (-12 \pm 4) & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & (-12 \pm 4) & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & 0 & (142 \pm 4) \end{pmatrix}$ <p>layer = 2 thickness = 75 km density = 3.45 g/cm<sup>3</sup> symmetry: hexagonal</p>	

Table 7. Comparison of the  $\beta_v$  parameter obtained by Nishimura & Forsyth (1989) and that of this study.

AGE REGION (Myr)	Depth Range (km)	$\beta_v$ (km/s)	$\beta_v$ (km/s)
0 - 4	15 - 145	4.472 ± 0.152	4.02 - 4.43
4 - 20	5 - 95	4.743 ± 0.132	4.13 - 4.58
20 - 52	5 - 95	5.040 ± 0.178	4.21 - 4.61
52 - 110	5 - 145	4.192 ± 0.071	4.20 - 4.63
110 -	20 - 95	4.699 ± 0.123	4.43 - 4.63

(<sup>\*</sup> This study)

(<sup>\*</sup> Nishimura & Forsyth 1989)

When we take to account an anisotropic model, we obtain a good agreement in both Love and Rayleigh theoretical dispersion curves and the respective observed curves (Fig. 3). This fact confirms that the final anisotropic model obtained is a valid Earth model, for each region considered. The final anisotropic model obtained for each age region is also in agreement with the another one obtained by Nishimura & Forsyth (1989), as it can see in Table 7. We compare our  $\beta_v$  parameter with the corresponding parameter calculated by Nishimura & Forsyth, because the resolving kernels obtained by these authors clearly demonstrate that the dominant parameter in their inversion scheme is  $\beta_v$ . Moreover, the  $\beta_v$  parameter is the most resolvable parameter computed by these authors, as it is showed by the resolving kernels of the inversion process follow by themselves.

#### *Second experimental data test.*

In this second data test, we take to account the azimuthal variation of the Rayleigh wave dispersion joint to Love wave dispersion (Nishimura & Forsyth 1989) for determine an anisotropic model which satisfy these dispersion data jointly. As in the previous data test, we propose a starting isotropic earth model, for each region considered, as listed in Table 8. In Figure 4 we observe a good agreement between theoretical Rayleigh wave dispersion curves (obtained by forward modelling of the isotropic models listed in Table 8) and the corresponding observed

curves, for both regions. Like the previous data test, the Love wave observed dispersion curves can not satisfy by an isotropic model (Fig. 4). Now, we perform an anisotropic inversion of azimuthal variation of the Rayleigh wave dispersion joint to Love wave dispersion, for each region considered, with 13 canonical harmonic components non-zero obtaining, as a result of this computation for each region, the stiffness tensor perturbations ( $\gamma_{ijkl}(z)$ ) listed in Table 9. We observe again a good agreement in both Love and Rayleigh theoretical dispersion curves and the respective observed curves (Fig. 4).

Table 8. Starting isotropic earth models proposed for the age regions: 0-80 and 80+ Myr ( $\alpha$ : compressional seismic velocity;  $\beta$ : shear velocity;  $\rho$ : mass density).

AGE REGION 0-80 Myr				
Layer (n°)	Thickness (km)	$\alpha$ (km/s)	$\beta$ (km/s)	$\rho$ (g/cm <sup>3</sup> )
1	5	6.80	3.90	2.90
2	90	7.63	4.22	3.30
3	100	7.60	4.20	3.30
4	130	8.73	4.65	3.50
5	50	8.84	4.72	3.56
6	30	9.14	4.86	3.67
7	30	9.34	5.04	3.75
8	30	9.68	5.19	3.89
9	30	9.94	5.39	3.99
10	30	10.30	5.64	4.12
11	$\infty$	10.79	5.95	4.32

AGE REGION 0-80 Myr				
Layer (n°)	Thickness (km)	$\alpha$ (km/s)	$\beta$ (km/s)	$\rho$ (g/cm <sup>3</sup> )
1	20	3.60	3.30	2.63
2	75	8.70	4.73	3.45
3	130	8.20	4.50	3.35
4	100	8.60	4.55	3.50
5	100	9.18	4.90	3.70
6	50	9.34	5.04	3.75
7	50	9.68	5.19	3.89
8	50	9.94	5.39	3.99
9	30	10.30	5.64	4.12
10	$\infty$	10.79	5.95	4.32

Table 9. Perturbations of the stiffness tensor components and 1- $\sigma$  errors ( $\gamma_{ij} \pm \Delta\gamma_{ij}$ ) for both age regions: 0-80 and 80+ Myr. Units are in Gpa.

AGE REGION 0-80 Myr						AGE REGION 80+ Myr						
$C_{11}$	(-6821.1)	(-9021.7)	(-2021.8)	0	0	(-1.020.9)	(727)	(-2827)	(827)	0	0	(1.120.9)
$C_{12}$	(-9021.2)	(-6821.1)	(-4921.9)	0	0	(-1.200.4)	(-2827)	(627)	(727)	0	0	(1.120.9)
$C_{13}$	(-2021.8)	(-1821.9)	(221.8)	0	0	(-0.820.8)	(827)	(727)	(2021.8)	0	0	(1.120.9)
$C_{22}$	0	0	0	(6020)	(1.120.9)	0	0	0	(124)	(-1.020.9)	0	0
$C_{23}$	0	0	0	(1.120.9)	(6020)	0	0	0	(-1.020.9)	(-824)	0	0
$C_{33}$	(-1.020.4)	(-1.020.4)	(-0.820.8)	0	0	(727)	(1.120.9)	(1.120.9)	(1.120.9)	0	0	(1.620)

layer = 2	layer = 2
thickness = 90 km	thickness = 70 km
density = 3.30 g/cm <sup>3</sup>	density = 3.45 g/cm <sup>3</sup>

Fig. 4. Love & Rayleigh wave phase velocities for the Pacific age regions: 0-80 and 80+ Myr (Nishimura & Forsyth 1985, 1988 and 1989). For each age region we show a comparison between observed values (small circles with vertical bars denoting 1- $\sigma$  errors) and theoretical values (continuous line). Theoretical values showed in the upper part are predicted by forward modeling of the starting isotropic models, and the other ones showed in the lower part are predicted by the final anisotropic model.

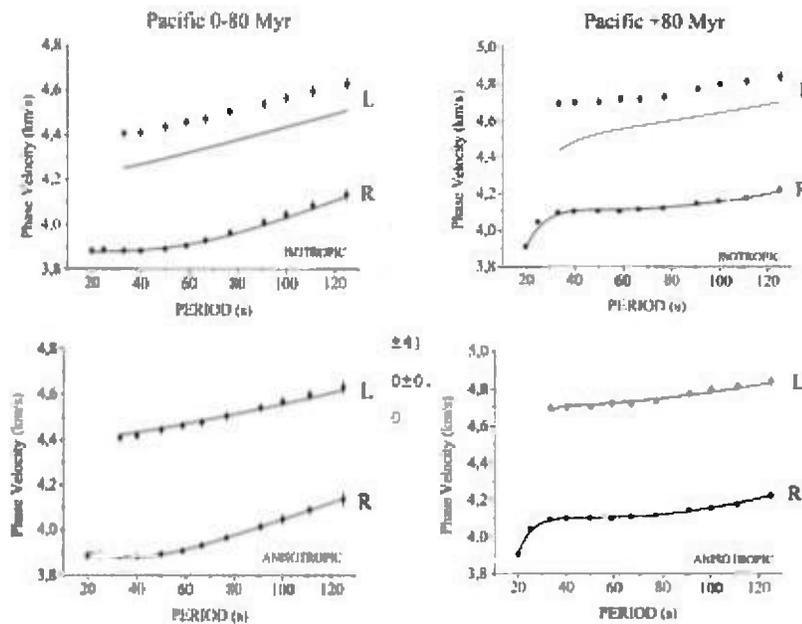
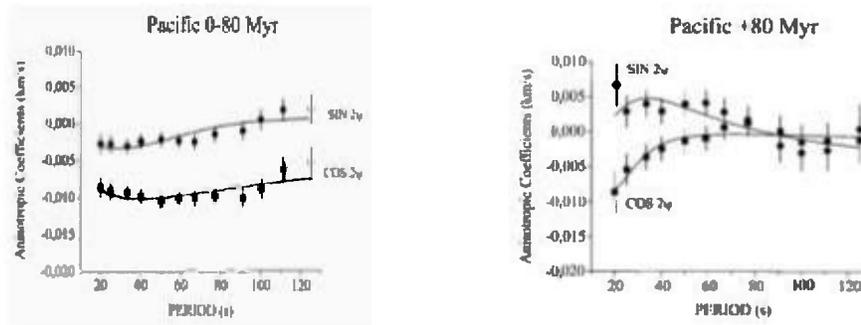


Fig. 5. Rayleigh wave azimuthal anisotropy coefficients ( $\sin 2\psi$  and  $\cos 2\psi$ ) corresponding to 0-80 and 80+ Myr age regions of the Pacific (Nishimura & Forsyth 1989), are plotted with circles and squares respectively, vertical bars denote 1- $\sigma$  errors. Theoretical values of the azimuthal anisotropy coefficients (continuous line) are predicted by the final anisotropic models.



In the other hand, we also observe that the Rayleigh wave azimuthal anisotropy coefficients are also satisfies by the anisotropic models obtained for each region (Fig. 5).

## CONCLUSIONS

Starting from the existence of a slightly anisotropy over wide areas in the Earth, the problem of the surface wave propagation in slightly anisotropic structures is re-visited from the Smith & Dahlen's hypothesis. This problem is posed as a linear inversion one and the inversion scheme proposed is performed by numerical matrix inversion. On this base, both forward and inverse modelling may be carried out, and in particular we can characterise a medium with slight anisotropy by the non zero stiffness tensor components computed from the azimuthal dependence of the surface wave velocity dispersion. The corresponding numerical procedure is indeed easy to be implemented. Four examples concerning to different anisotropic structures show the efficiency of our inversion scheme, which could be used to perform anisotropic inversion of surface wave velocity in the practice and to determine the anisotropic characteristics of some regions of the Earth. Much more realistic earth models could so be obtained.

## ACKNOWLEDGEMENTS

Helpful comments and suggestions from anonymous referees are gratefully acknowledged. This research was partially supported by the Dirección General de Enseñanza Superior (DGES): projects PB96-0139-C04-01-04 and by the Dirección General de Investigación, Ministerio de Ciencia y Tecnología, Spain: projects REN2000-1740-C05-03-04.

## REFERENCES

- Abo-Zena, A. 1979. Dispersion function computations for unlimited frequency values, *Geophys. J. R. astr. Soc.*, 58, 91-105.
- Aki, K. & P.G. Richards. 1980. *Quantitative Seismology. Theory and Methods*, Freeman, San Francisco.
- Babuska, V. & M. Cara. 1991. *Seismic Anisotropy in the Earth*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands.
- Kennett, B. L. N. & T. J. Clarke. 1983. Rapid calculation of surface wave dispersion, *Geophys. J. R. astr. Soc.*, 72, 619-631.
- Nishimura, C. E. & D. W. Forsyth. 1985. Anomalous Love-wave phase velocities in the Pacific: sequential pure-path and spherical harmonic inversion, *Geophys. J. R. Astr. Soc.*, 81, 389-407.
- Nishimura, C. E. & D. W. Forsyth. 1988. Rayleigh wave phase velocities in the Pacific with implications for azimuthal anisotropy and lateral heterogeneities, *Geophys. J. R. Astr. Soc.*, 94, 479-501.
- Nishimura, C. E. & D. W. Forsyth. 1989 The anisotropic structure of the upper mantle in the Pacific, *Geophys. J. Int.*, 96, 203-229.
- Smith, L. M. & F. A. Dahlen. 1973. The Azimuthal Dependence of Love Wave Propagation in a Slightly Anisotropic Medium, *J. Geophys. Res.*, 78, 3321-3333.
- Tarantola, A. 1987. *Inverse Problem Theory. Methods for Data Fitting and Model Parameter Estimation*, Elsevier, Amsterdam.

*Recibido septiembre de 2003, aceptado enero de 2004.*



## NOTAS SOBRE LA FAMILIA BETHYLIDAE (HYMENOPTERA: ACULEATA) DEL PARQUE NACIONAL DARIÉN

Alonso Santos Murgas<sup>1</sup> y Publio E. González D<sup>2</sup>.

Museo de Invertebrados G. B. Fairchild, Facultad de Ciencias Naturales Exactas y Tecnología, Universidad de Panamá, Estafeta Universitaria, apartado 10860, Panamá, Rep. Panamá.

E-mail: santosalonso@hotmail.com<sup>1</sup>; santosa@tivoli.si.edu<sup>1</sup>; publiogd@yahoo.com<sup>2</sup>

### RESUMEN

Un total 14 géneros y 54 especies de betílidos se registran para el Parque Nacional Darién. 10 especies se reportan por primera vez: *Bakeriella reclusa*, *Cephalonomia stephanoderis*, *C. hyalinipennis*, *Epyris monticola*, *E. perpolitus*, *Apenesia crenulata*, *A. laevigata*, *Pristocera erythropoda*, *Prosierola oblicua*, *Pseudisobrachium petiolatum*. Comentarios sobre la diversidad y biología de la Bethylidae se presentan en este trabajo.

### PALABRAS CLAVES

Bethylidae, diversidad, hospederos, Parque Nacional Darién, parasitoides.

### ABSTRACT

Fourteen genus and 52 species of Bethylidae were registered from the Darien National Park. The following eighth species of this family were recorded for first time in the Darien National Park: *Bakeriella reclusa*, *Cephalonomia stephanoderis*, *C. hyalinipennis*, *Epyris monticola*, *E. perpolitus*, *Apenesia crenulata*, *A. laevigata*, *Pristocera erythropoda*, *Prosierola oblicua*, *Pseudisobrachium petiolatum*. General aspects of the biology and diversity of the Bethylidae are mentioned.

### KEYWORDS

Bethylidae, diversity, hosts, Darien National Park, parasitoids.

## **INTRODUCCIÓN**

Pocos estudios sobre los betílidos del Parque Nacional Darién (PND) han sido publicados. Santos & González (2001) presentan en su tesis de licenciatura, algunos resultados preliminares sobre la familia Bethyidae del Parque Nacional Darién. En Panamá existen reportadas hasta el presente, 105 especies y 195 morfoespecies, de las cuales para la Provincia de Darién se conocían previamente 45 especies y 31 morfoespecies (Santos & González 2001). Azevedo (1999) estima que existen 6,000 especies en todo el mundo. Evans (1964) lista 27 géneros y 417 especies para América.

Estas avispas pueden tener poco o un marcado dimorfismo sexual como en las especies de la subfamilia Pristocerinae (machos alados y hembras ápteras). Las hembras son ectoparasitoides idiobiontes de otros insectos; y entre sus hospederos se incluyen larvas de Coleoptera, Lepidoptera e Hymenoptera.

El presente estudio tiene como objetivo dar a conocer la diversidad de la familia Bethyidae en el Parque Nacional Darién y su comparación con la diversidad del resto de Panamá. Además, evaluar el potencial para control biológico que pudieran tener algunas especies encontradas.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

En el Parque Nacional Darién se realizaron nueve giras de campo. La primera del 4 al 13 de abril de 1991 a la Estación biológica de Cana; la segunda del 6 de febrero al 4 de marzo de 1993 a la Estación Cruce de Mono, Autoridad Nacional del Ambiente (ANAM); las siete últimas giras se realizaron a la Estación Rancho Frio, Cerro Pirre (ANAM), durante las siguientes fechas: 21 de marzo al 4 de abril de 2000; 7-16 de noviembre de 2000; 18-24 de enero de 2001; 24-26 de marzo de 2002; 9-17 de abril de 2002; 30 de julio al 8 de agosto de 2002; y la última del 2-18 de octubre de 2002 (Fig. 1).

Las colectas fueron realizadas con trampas Malaise (Townes modificadas), bandejas amarillas y manualmente con redes entomológicas. Los guardaparques de la Estación Rancho Frio fueron entrenados para darles mantenimiento y coleccionar insectos con cinco trampas Malaise desde el 18 de noviembre de 2000 hasta el 2 de octubre de 2002.

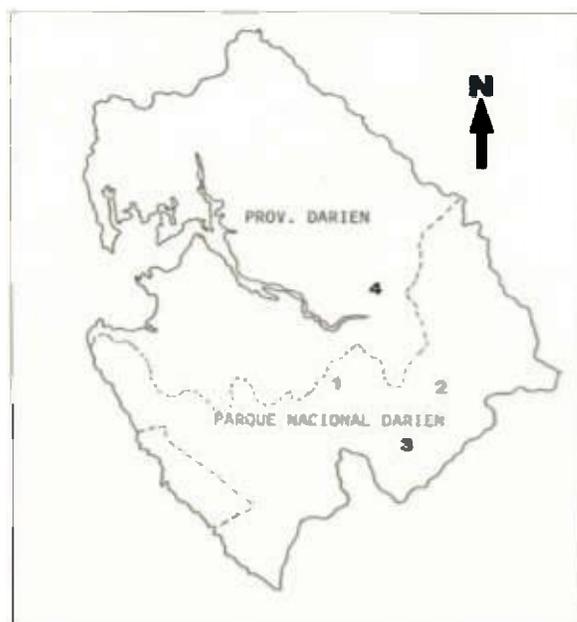


Fig. 1. Mapa de la Provincia de Darién, mostrando el Parque Nacional Darién y las localidades muestreadas: 1= Estación Rancho Frio, Cerro Pirre; 2= Estación Cruce de Mono; 3= Estación Biológica Cana; 4 = Yaviza; -----= Límite del Parque.

Se utilizan las siguientes abreviaciones para los sitios de colecta y números para su ubicación en el mapa: Estación Rancho Frio, Cerro Pirre= CP (1); Estación Cruce de Mono= CM (2); Estación Biológica Cana= CA (3); y Yaviza= YA (4).

En la sección de resultados y discusión se presentan dos listados en orden alfabético, siguiendo la clasificación de Gordh & Moczar (1990). En el primer listado se menciona, para cada género colectado en el PND, su distribución mundial y las especies reportadas para Panamá [consultar Santos & González (2001) cuando esta información no es suministrada en el listado], especies colectadas y aspectos sobre su biología.

El segundo listado incluye únicamente las especies que se han colectado en el PND con su autor, entre paréntesis el número de especímenes colectados y los sitios de colecta. Los especímenes colectados se encuentran en el Museo de Invertebrados G. B. Fairchild de la Universidad de Panamá.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el PND, examinamos 2072 especímenes de betilidos, ubicados en tres subfamilias, 14 géneros, 54 especies y 78 morfoespecies; y distribuidos de la siguiente manera:

**BETHYLINAE** la mayoría de sus miembros son parasitoides de Lepidoptera (Microlepidoptera).

**Goniozus** (Fig. 2. hembra) Su distribución es cosmopolita; 141 especies a nivel mundial, 80 de ellas en América, Santos & González (2001) registran este género por primera vez para Panamá. Dos especies nuevas presentes en el PND.

Parasitoides de Lepidoptera: Psychidae *Oiketicus kirbyi* Stephens (1962) e Hymenoptera: Sphecidae *Microstigmus xylicola* y *M. similis* Melo & Evans (1993).



Fig. 2. Bethyilidae del Parque Nacional Darién, *Goniozus* sp., hembra vista dorsal.

*Prosierola* (Fig. 3. hembra). Es un género neotropical, relativamente pequeño, sólo 10 especies en el mundo, 9 especies para América y una en Moldavia (USSR). Santos & González (2001) reportan tres especies para Panamá. En este trabajo reportamos por primera vez este género para esta provincia con la especie *oblicua*. En el aspecto biológico, este género parasita larvas de Lepidoptera (Microlepidoptera), Olethreutidae y Pyralidae (Evans 1964).



Fig. 3. Bethyilidae del Parque Nacional Darién, *Prosierola* sp., hembra vista dorsal.

**EPYRINAE** todas las especies de esta subfamilia son parasitoides de Coleoptera y Lepidoptera.

*Anisepyrus*. Exclusivo de América con 67 especies. Santos & González (2001) reportan 15 especies para Panamá. 8 se encuentran en el PND: *anduzei*, *bifidus*, *bogotensis*, *columbianus*, *fasciipennis*, *franciscanus*, *occidentalis* y *sculptilis*. Aún no se tiene conocimiento de sus hospederos.

*Bakeriella* (Fig. 4. hembra). Es un género restringido para América desde el Sur de Estados Unidos hasta el norte de Argentina, con 27 especies descritas. Santos & González (2001) registran 6 especies para Panamá. 4 en el PND: *inconspicua*, *montivaga*, *quinquepartita* y *reclusa*. Evans (1964) registra la especie *inconspicua* como parasitoide de larvas de *Eciton burchellii* (Hymenoptera: Formicidae).



Fig. 4. Bethylinidae del Parque Nacional Darién, *Bakeriella* sp., hembra vista dorsal.

*Cephalonomia* (Fig. 5. hembra). Amplia distribución Europa, Asia, África y América. 34 especies en todo el mundo, 10 en América. Santos & González (2001) registran por primera vez para Panamá este género. *Cephalonomia stephanoderis* colectada a 1,000 msnm y *C.*

*hyalinipennis* colectada a 80 msnm ambas en Cerro Pirre son las dos especies presentes en el PND.



Fig. 5. Bethylinidae del Parque Nacional Darién. *Cephalonomia* sp., hembra vista dorsal.

En los años 90 *C. stephanoderis*, introducida desde el continente africano, tomó mucha importancia en el control biológico de la “broca del café” *Hypothenemus hampei* (Ferrari) (Coleoptera: Scolytidae).

***Epyris***. Cosmopolita; 198 especies descritas, 75 en América. Santos & González (2001) registran 27 especies para Panamá. En el PND, se colectaron 11 especies y una especie no determinada: *bipunctatus*, *comexus*, *dodecatomus*, *insolitus*, *luteicornis*, *monticola*, *parallelus*, *perpolitus*, *septemcarinatus*, *spissus* y *tenamus*. Evans (1964) menciona que parasitan larvas de Tenebrionidae.

***Holepyris***. Cosmopolita; 104 especies a nivel mundial, 33 en América. Santos & González (2001) registran 4 especies y 5 morfoespecies para Panamá. En el PND, se colectaron tres morfoespecies y las siguientes especies: *floridamus*, *graminis* y *micidus*. Entre sus hospederos están larvas de Tenebrionidae, Cucujidae y Microlepidoptera plagas de granos almacenados. Muchas especies de este género son fácilmente

transportadas a diferentes partes del mundo por la actividad humana (Finnamore & Gauld 1995).

**Laelius.** Ampliamente distribuida con 17 especies, 5 en América. Santos & González (2001) registran por primera vez este género para Panamá. Dos especies no identificadas colectadas en el PND. Parasitan larvas de Dermestidae que se encuentran dentro de construcciones y viviendas humanas (Krombein 1979 en: Krombein et al., 1979 Africa y América sólo tres especies. Santos & González (2001) r).

**Prorops.** registran por primera vez este género para Panamá. Una especie no identificada, se encontró a 1,000 msnm en el PND. Al igual que el género *Cephalonomia*, este género fue introducido desde Africa para controlar la plaga agrícola “barrenador del café” *Hypothenemus hampei* (Ferrari) (Coleoptera: Scolytidae). En Colombia se sueltan masivamente la especie *Prorops nasuta* para controlar a esta plaga.

**Rhabdepyris** Cosmopolita, 110 especies, 51 presentes en América. Santos & González (2001) registran 22 especies para Panamá. En el PND, colectamos dos morfoespecies probablemente nuevas especies y 8 especies: *amabilis*, *fortunatus*, *luteipennis*, *muesebecki*, *quinquelineatus*, Aff. *Nigerrimus*, *subviridis* y *virescens*. Es muy poco lo que se conoce de su biología, Evans (1964), Kieffer (1914) han encontrado algunas especies en nidos de hormigas (*Tetramorium*).

**PRISTOCERINAE** Todos los miembros de esta Subfamilia parasitan Coleoptera e Hymenoptera.

**Apenesia** (Fig. 6. hembra). Cosmopolita, 122 especies, 85 en América. Santos & González (2001) registran 25 especies para Panamá. 13 especies y una morfoespecie se colectaron en el PND: *alutacea*, *brasiliensis*, *bugabensis*, *cochise*, *crenulata*, *delicata*, *inca*, *laevigata*, *paradoxa*, *peculiaris*, *peruana*, *pilicornis* y *sulcata*. Las hembras ápteras parasitan larvas de Curculionidae y los machos alados pueden observarse sobre las hojas o en flores tomando néctar.



Fig.6. *Apenesia* sp. Hembra, vista dorsal.

*Dissomphalus* (Fig. 7. Cópula forética). Cosmopolita, 78 especies descritas, 60 en América. Santos & González (2001) registran 5 especies descritas para Panamá y 65 morfoespecies. Los 92 individuos colectados en el PND fueron enviados al Dr. Celso Oliveira Azevedo de la Universidad Federal de Espírito Santo, Brasil, reconociendo 18 morfoespecies para el PND. El Dr. Azevedo nos comunicó que es imprescindible la disección de las genitalias para reconocer las especies. Algunas especies de *Dissomphalus* parasitan escarabajos (mirmecófilos) y hormigas del género *Eciton* (hormigas guerreras).



Fig. 7. *Dissomphalus* sp. Cópula forética.

***Pristocera***. Cosmopolita, 101 especies descritas, 24 en América. 4 especies reportan Santos & González (2001) para Panamá. En el PND, colectamos la especie *erythropoda* y adicionalmente dos morfoespecies. En este género se encuentran los betilidos de mayor tamaño en Panamá. Ellos parasitan larvas de Elateridae del género *Limonius* y *Aeolus* (Hyslop 1916; Hayes 1927).

***Pseudisobrachium***. Se encuentran en todas las zonas geográficas, excepto en Australia. En América existen 121 especies. En Panamá Santos & González (2001) registran 9 especies y 106 morfoespecies. Se colectaron tres especies y 45 morfoespecies en el PND: *brunneum*, *coxalis* y *petiolatum*. Parasitan hormigas y escarabajos (mirmecófilos) (Evans 1964).

De los 14 géneros de Bethyilidae presentes en el PND podemos mencionar que 10 son de distribución cosmopolita y tres presentan una distribución restringida para América. De las 54 especies reportadas para el PND, las siguientes seis especies no han sido colectadas en ninguna otra localidad en Panamá: *Cephalonomia hyalinipennis*, *Epyris septemcarinatus*, *E. spissus*, *E. tenanus*, *Rhabdepyris nigerrimus*, *Apenesia brasiliensis*, *A. peruana*, y adicionalmente 28 morfoespecies que probablemente sean nuevas especies.

Los géneros con más especímenes colectados fueron: *Pseudisobrachium* (540 especímenes) 26.1% del total colectado, *Dissomphalus* (525) 25.3%, *Apenesia* (488) 23.5%, *Bakeriella* (279) 13.5%, *Anisepyris* (202) 9.7%. Los demás géneros tenían menos de 150 especímenes colectados cada uno.

Los géneros más diversos en el PND en cuanto a especies son: *Apenesia* (13 especies) y *Epyris* (11 especies). El primero representa el 24.1% de las especies en el PND y sus 25 especies a nivel nacional representan el 52.0%. *Epyris* (11) constituye el 20.4% de las especies en el PND, 27 especies de este género están presentes en todo Panamá, encontrándose el 40.7% de las especies en el PND. los géneros *Anisepyris* y *Rhabdepyris*, cada uno con 8 especies presentan un porcentaje de 14.8% del total de las especies presentes en el PND.

Comparando con el total de especies por género a nivel nacional, en el PND encontramos el 53.3% del primero y 36.4% del segundo.

*Bakeriella montivaga*, resultó ser la especie mayormente colectada con 203 especímenes, el 11.1% del total de especímenes colectados.

Es importante seguir conservando y protegiendo los bosques del Parque Nacional Darién, ya que alberga una importante y alta diversidad de Betílidos; algunas especies de importancia económica actuando como control biológico. Hay que señalar la importancia del PND en cuanto a la distribución de algunas especies en América; entre ellas con distribución Suramericana y que llegan hasta la Provincia de Darién, tenemos: *Epyris septemcarinatus*, *E. tenanus*, *Rhabdepyris nigerrimus*, *Apenesia brasiliensis* y *A. peruana*. Las especies que tienen una distribución hacia el Norte y no han pasado hacia el Sur tenemos: *Epyris spissus* y *Rhabdepyris subviridis*.

Es muy probable que si se continúa con la política de “Protección de estos Bosques”, muchas especies que tenían una distribución hacia el Sur puedan penetrar hacia Norteamérica y viceversa.

## LISTADO DE ESPECIES PARA LA PROVINCIA DE DARIÉN

### BETHYLINAE

*Goniozus* (2 morfoespecies) [ 5 ] CM

*Prosierola obliqua* Evans, 1964 [10] CP

### EPYRINAE

*Anisepyris anduzei* Evans, 1965 [ 3 ] CM

*Anisepyris bifidus* Evans, 1966 [ 5 ] CM ; [ 10 ] CP

*Anisepyris bogotensis* (Kieffer), 1910 [ 3 ] CM

*Anisepyris columbianus* (Ashmead), 1893 [7] CM; [4] CP

*Anisepyris fasciipennis* Kieffer, 1906 [21]CM; [11] CP; [1] YA

*Anisepyris franciscanus* Evans, 1966 [1] CM

*Anisepyris occidentalis* (Ashmead), 1893 [2] CM

*Anisepyris sculptilis* Evans, 1966 [1] CM

*Bakeriella inconspicua* Evans, 1964 [2] CM

*Tecnociencia, Vol. 6, N° 2*

*Bakeriella montivaga* Kieffer, 1910 [49]CM; [150] CP  
*Bakeriella quinquepartita* (Kieffer), 1910 [1] CM; [15] CP  
*Bakeriella reclusa* (Evans), 1969 [1] CP  
*Cephalonomia stephanoderis* Betrem, 1961 [2] CP  
*Epyris* sp. (1 morfoespecie) [1] CP  
*Epyris bipunctatus* Kieffer 1910 [1] CM  
*Epyris connexus* Evans, 1963 [2] CM  
*Epyris dodecatomus* Kieffer, 1906 [2] CM; [1] CP  
*Epyris insolitus* Evans, 1969 [1] CM  
*Epyris luteicornis* Evans, 1969 [10] CM  
*Epyris monticola* Ashmead, 1890 [2] CP  
*Epyris parallelus* Evans, 1969 [1] CM  
*Epyris perpolitus* Evans, 1969 [1] CP  
*Epyris septencarinatus* Evans, 1969 [1] CM  
*Epyris spissus* Evans, 1969 [1] CM  
*Epyris tenamus* Evans, 1969 [1] CM  
*Holepyris* sp. (3 morfoespecie) [2] CM; [1] CP  
*Holepyris floridanus* (Ashmead), 1887 [5] CM  
*Holepyris graminis* Evans, 1977 [3] CM; [2] CP  
*Holepyris micidus* Evans, 1977 [5] CM  
*Laelius* sp. (2 morfoespecies) [2] CM  
*Prorops* sp. (1 morfoespecie) [1] CP  
*Rhabdepyris* sp. (2 morfoespecie) [16] CM; [3] CP  
*Rhabdepyris amabilis* Fouts, 1927 [1] CM; [2] CP  
*Rhabdepyris fortunatus* Evans, 1965 [2] CM  
*Rhabdepyris luteipennis* Evans, 1965 [2] CM  
*Rhabdepyris muesebecki* Evans, 1965 [12] CM; [1] CP  
*Rhabdepyris quinquelineatus* Kieffer, 1906 [1] CA; [3] CM  
*Rhabdepyris* Aff. *nigerrimus* Evans, 1955 [1] CM  
*Rabdepyris subviridis* (Kieffer), 1911 [2] CM  
*Rabdepyris virescens* Evans, 1965 [6] CM

#### PRISTOCERINAE

*Apenesia* sp. (2 morfoespecie) [12] CP  
*Apenesia alutacea* Evans, 1963 [1] CM  
*Apenesia brasiliensis* (Kieffer), 1910 [1] CM  
*Apenesia bugabensis* (Cameron), 1888 [1] CM  
*Apenesia cochise* Evans, 1963 [2] CM; [3] CP

*Apenesia crenulata* Kieffer, 1910 [1] CP  
*Apenesia delicata* Evans, 1963 [3] CP  
*Apenesia inca* Evans, 1963 [1] CM; [2] CP  
*Apenesia laevigata* (Evans), 1958 [7] CP  
*Apenesia paradoxa* Evans, 1963 [1] CM  
*Apenesia peculiaris* Evans, 1963 [1] CM  
*Apenesia peruana* Evans, 1963 [1] CM; [3] CP  
*Apenesia pilicornis* Evans, 1963 [1] CM; [3] CP  
*Apenesia sulcata* Evans, 1963 [1] CM  
*Dissomphalus* sp. (18 morfoespecies) [87] CM; [5] CP  
*Pristocera* sp. (2 morfoespecies) [4] CP  
*Pristocera erythropoda* Cameron, 1888 [1] CP  
*Pseudisobrachium* sp. (45 morfoespecies) [15] CM; [59] CP  
*Pseudisobrachium brunneum* Evans, 1965 [5] CM  
*Pseudisobrachium coxalis* (Cameron), 1888 [4] CM; [2] CP  
*Pseudisobrachium petiolatum* Evans, 1961 [3] CP

## CONCLUSIONES

El Parque Nacional Darién, cuenta con una rica fauna de Bethilidos ya que encontramos el 51.4% de las especies presentes en Panamá. La presencia de los géneros *Cephalonomia*, *Goniozus* y *Prorops*, representa un potencial que puede proporcionar tres opciones viables como control biológico y minimizar los daños que puedan causar las diferentes poblaciones de plagas agrícolas, que en un futuro podrían ser un serio problema en nuestro país.

## REFERENCIAS

- Azevedo, C.O. 1999. Familia Bethylidae, p. 169-181. En: Brandao, C.R.F. & E.M. Canello (eds). *Biodiversidade do Estado de Sao Paulo, sintese do Convencimento do final do século XX, Vol 5: Invertebrados Terrestres*. Sao Paulo, XVIII, 18 plates, 279 pp.
- Evans, H.E. 1964. A Synopsis of the American Bethylidae (Hymenoptera, Aculeata). *Bulletin of the Museum of Comparative Zoology*. 132: 1-222.

Finnamore, A. T. & I. D. Gauld. 1995. Bethylidae. 470-479 pp. En: *Hymenoptera of Costa Rica*. Hanson, P. E. & Gauld, I. D. (eds). Oxford University Press.

Gordh, G. & L. Moczar. 1990. A catalog of the world Bethylidae (Hymenoptera, Aculeata). *Memoirs of the American Entomological Institute*. 46: 1-364.

Hayes, W. P. 1927. Another host of *Pristocera armifera* (Say) (Hymenoptera, Bethylidae). *Proceedings of the Entomological Society of Washington* 29 (1): 20-22.

Hyslop, J. A. 1916. *Pristocera armifera* (Say) Parasitic on *Limonijs agomis* (Say). *Proceedings of the Entomological Society of Washington*. 18 (3): 169-170, plate XI figures 1-3.

Kieffer, J. J. 1914. Bethylidae. *Das Tierreich*. 41: 228-595, figures 112-205.

Krombein, K. V., P.D. Jr., D.R. Smith & B.D. Burks. (eds). 1979. *Catalog of Hymenoptera in America North of Mexico*. 3 vols, 2735 pp. Smithsonian Institution Press, Washintong D.C.

Melo, G. A. R. De & H. E. Evans. 1993. Two New *Microstigmus* species (Hymenoptera: Sphecidae), With the Description of their Parasite, *Goniozus microstigma* sp. n. (Hymenoptera: Bethylidae). *Proceedings of the Entomological Society of Washington*. 95: 258-263.

Santos, M.A. & D.P.E. González. 2001. *Biosistemática de la Familia Bethylidae (Insecta: Hymenoptera) en Panamá*. Tesis de Licenciatura. Universidad de Panamá. 169 pp.

Stephens, C. S. 1962. *Oiketicus kirbyi* (Lepidoptera: Psychidae) a pest of Bananas in Costa Rica. *Journal of Economic Entomology*. 55: 381- 386.

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradecemos al Dr. Alfonso Sanabria del proyecto Comanejo, por su apoyo en la obtención de una parte de los fondos para las giras de campo al Parque Nacional Darién. A Ricardo Rivera, Indra Candanedo y Laura Fernández de la Dirección Nacional de Patrimonio Natural, ANAM, por la ayuda en los trámites de los permisos de colectas y alojamiento en la estación. Al Profesor Roberto A. Cambra T. por su valiosa cooperación en las colectas de campo. A Narciso “Chicho” Bristán, Luis Pizarro, Antonio Henrris, Aristides Tucama, Christian Barrios, Eliseo Pandales, Luis Pacheco y Leonardo Bustamante, personal de ANAM que labora en el Real y la estación Rancho Frio (Pirre) por la ayuda brindada durante todo el trabajo de campo. A Ronald Zuñiga, por tomar las fotos y al Lic. Alex F. Espinosa Rivas por su colaboración en la digitalización y escaneado de las fotografías que ilustran este trabajo. Agradecemos finalmente al Dr. Diomedes Quintero A. por todo el apoyo logístico y Angel Aguirre, Smithsonian Tropical Research Institute, por ayudarnos en la localización de las referencias bibliográficas. El trabajo de campo en parte fue apoyado por fondos de Biodarién (PAN/ 94/ G31).

*Recibido octubre de 2003, aceptado enero de 2004.*



**DETERMINACIÓN DE LA ENTOMOFAUNA ASOCIADA A CARCASAS DE CERDOS DOMÉSTICOS VESTIDOS (*Sus scrofa*), EN EL PUERTO DE VACAMONTE, PROV. DE PANAMÁ.**

**Percis A. Garcés, Sergio Bermudes y Gladys Quintero**

Universidad de Panamá, Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y Tecnología.  
Departamento de Zoología.  
E-mail: perchysg@hotmail.com

**RESUMEN**

En la presente investigación se colocaron tres cerdos vestidos, un ejemplar cada mes, para determinar la entomofauna que acudía a realizar algún tipo de actividad (alimentación, ovipostura, depredación). Los mismos fueron sacrificados mediante heridas hechas con un cuchillo en el cuello y en el abdomen. Posteriormente, estos eran colocados en un pajonal del Puerto de Vacamonte en Arraiján donde se procedía a recoger las muestras de los insectos y se registraron diversas temperaturas. Se determinaron cuatro estados de descomposición en los que se registraron un total de 50 especies, incluidas en 28 géneros y 8 órdenes. Los Diptera Calliphoridae (*Cochliomya macellaria*, *Chrysomya ruffifacies* y *C. megacephala*) y los Sarcophagidae (*Peckia gulo* y *P. intermutans*) fueron los primeros en arribar sobre las carcasas.

**PALABRAS CLAVES**

Entomofauna, Diptera, cerdo en descomposición, indicadores forenses.

**ABSTRACT**

In order to determine the entomofauna related to their decomposition of dressed pigs, one out of three of them with injuries in their necks and abdomen made with a knife were studied during a month at Vacamonte Port, Arraiján. Along with it, the temperature of the injuries, inside the mouth and underneath the body were taken. Four decompositions stages were recognized at the carcasses, in which 50 species included in 28 genera and 8 orders were identified. Calliphoridae (*Cochliomya*

*macellaria*, *Chrysomya rufifacies*, *C. megacephala* and Sarcophagidae *Peckia gulo* and *P. intermutans* were the first insects in arrived, oviposited and larviposited on the carcasses. Therefore, this species would be considered good forensic indicators in human body in decomposition..

## **KEYWORDS**

Entomofaune, Diptera, carcasses decomposition, forensic indicators.

## **INTRODUCCIÓN**

En el proceso de descomposición de un cadáver intervienen una gran cantidad de organismos, iniciando con la acción de microorganismos, como: bacterias y hongos; seguido de una invasión de diversas especies de artrópodos, principalmente insectos sarcosaprófagos. Estos insectos arriban al cadáver siguiendo una determinada secuencia denominada sucesión, que está influenciada por el estado de descomposición del cadáver y las condiciones atmosféricas imperantes en el área (Nourteva 1977; Anderson 1997). El conocimiento de la entomofauna asociada a cadáveres ha impulsado la utilización de insectos saprófagos en la medicina forense, llegando a ser utilizados como indicadores del tiempo de muerte (Carvalho et al., 2000).

La razón básica de utilizar a los insectos como indicadores del tiempo de muerte, radica en que éstos son los primeros que descubren un cadáver y están presentes en todos los estados de descomposición. Algunos de ellos ovipositan sobre los cadáveres poco tiempo después del deceso. Así, sus larvas se desarrollan durante el tiempo que demore el cadáver en descomponerse, dando suficiente información del tiempo de muerte (Smith 1986). Actualmente, la entomología forense ofrece muchas pistas a los investigadores al momento de investigar un caso de homicidio, suicidio o muerte natural. Tal es el caso del análisis de ADN mitocondrial de las larvas encontradas sobre un cadáver que se puede utilizar para determinar todos los estadios de una mosca carroñera o el consumo de algún tipo de fármaco por el occiso (Sperling et al., 1994; Introna et al., 1999).

Atendiendo al interés por conocer la fauna de insectos que pudiera servir como indicadores forenses, se procedió a realizar la presente investigación con carcasas de cerdos domésticos (*Sus scrofa*), debido a

que sus proteínas son similares a las del hombre. Por lo que es probable que el comportamiento que exhiben los insectos en las carcasas de cerdos sea muy similar al que exhiben en un cadáver humano en estado de descomposición. El hecho de usar estos animales con ropa nos acerca muchos a las condiciones imperantes en la mayoría de los asesinatos humanos. Considerando fundamentalmente que muchas larvas de moscas tienden a esconderse debajo de la ropa al momento de pupar. De esta manera, este estudio tuvo como objetivos 1) determinar la entomofauna asociada con las carcasas de cerdos domésticos vestidos (*Sus scrofa*) en un área de pajonal y 2) estimar el crecimiento promedio de las larvas de moscas a medida que avanza la descomposición de las carcasas de cerdos.

#### **MATERIALES Y MÉTODOS**

El presente estudio se realizó en los predios del Puerto de Vacamonte, distrito de Arraiján, provincia de Panamá. El área de estudio está a 100m de la garita de entrada al Puerto. El sitio se caracterizó por presentar a la paja canalera (*Saccharum spontaneum*) como su cubierta vegetal dominante, aunque aproximadamente a unos 200m sobresalía un parche de bosque secundario. Este estudio se realizó durante los meses de junio, agosto y noviembre de 2000.

Debido a lo costoso de este estudio, tres bioensayos fueron realizados, con un cerdo vestido de aproximadamente 25 lbs (con camisa y pantalón) en cada uno. En este sentido y para tratar de simular la escena de un cadáver humano se procedió a infringir heridas a los cuerpos de los cerdos y a vestirlos con ropa (camisa y pantalón de bebe) para reproducir la escena de un cadáver humano abandonado. Estas heridas tenían el propósito de contribuir a simular una muerte violenta producida con arma blanca a fin de ampliar las áreas de emanación de fluidos, de atracción y ovipostura, y con ello atraer a la mayor cantidad de insectos posibles.

Los cerdos se colocaron en una jaula de alambre de 60.5 x 89 x 40 cm para evitar que fueran removidos por los animales carroñeros. Posteriormente, se colectó una muestra representativa de insectos

adultos con una red entomológica y seguidamente fueron colocados en viales con alcohol al 75%. Las colectas iniciaban a la 8:00 a.m. y continuaban cada dos horas hasta aproximadamente la 4:00 p.m. La temperatura ambiental en las heridas y en los orificios naturales de los cerdos fue registrada con un termómetro digital.

Transcurridas las primeras 17 horas se extraían al azar un grupo de larvas con una pinza entomológica, tanto de los orificios naturales como de las heridas. Estas fueron colectadas y medidas para estimar su crecimiento. Al cuarto día, se seleccionaban unas 20 larvas y se colocaban en recipientes de vidrio que debían funcionar como cámaras de emergencia que contenían tierra y aserrín para permitir la pupación de las larvas y su desarrollo hasta adulto.

Para la identificación de los Calliphoridae se utilizó la clave de Mariluis & Peris (1984). En tanto que los Sarcophagidae fueron enviados al Dr. Thomas Pape del Museo Natural de Estocolmo en Suecia. Otros órdenes de insectos y artrópodos fueron llevados al Museo de Invertebrados G. B. Fairchild de la Universidad de Panamá para su debida identificación.

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

La descripción o caracterización de los estados de descomposición, el nombre y el número de estados varía de acuerdo a criterios subjetivos empleados por diversos autores (Payne 1965; Johnson, 1975; Early & Goff 1986; Tullis & Goff 1987; Braack 1987 y Garcés 1998). Por ello, en este estudio sólo se identificaron los mismos y no se detallaron los cambios morfológicos y fisiológicos que operan en un cadáver a medida que avanza la descomposición. Los estados de descomposición contemplados en este estudio correspondieron al fresco, hinchazón, descomposición avanzada y restos propuestos por Early & Goff (1986) y Tullis & Goff (1987). Aunque con cierta modificación en los estados denominados pudrición y post-pudrición que nosotros al no encontrar los elementos necesarios para ésta subdivisión lo denominamos estado de descomposición avanzada.

Los artrópodos que visitan un cadáver en descomposición lo hacen atraídos por la degradación de las proteínas, los estados de

descomposición y en respuesta a sus facultades de asimilación nutritiva. Muchos de estas especies de artrópodos arriban a los restos en patrones de sucesión definidos (Keh 1985; Early & Goff, 1986). Por lo que este arribo ha sido usado por los entomólogos forenses para estimar el intervalo postmortem en caso de homicidios, suicidios, muertes accidentales o muertes por causas naturales (Tullis & Goff, 1987).

Durante este estudio se capturaron un total de 50 especies de artrópodos incluidos en 28 familias y en 8 órdenes (Cuadro 1). Las mismas fueron agrupadas siguiendo la clasificación ecológica propuesta por Catts & Goff (1992) que incluyen a las especies necrófagas, depredadoras, parásitas y accidentales. El número de organismos reportados en nuestro estudio difiere grandemente con el número de especies registradas por otros autores (Payne 1965; Early & Goff 1986; Braack 1987; Tullis & Goff 1987; Garcés 1998). Por lo que, es probable que esta diferencia se deba a factores como: las regiones biogeográficas, las condiciones climáticas, la especie y el tamaño de la carcasa empleada, la cobertura vegetal, la floración, las propiedades físicas del suelo, así como las técnicas de colectas utilizadas.

**Día 1- Estado Fresco:** Al momento de colocar las carcasas, éstas presentaban emanaciones sanguinolentas en la nariz y la boca; así como, en las heridas del cuello y del abdomen. Los primeros insectos en arribar a ellas fueron los Calliphoridae *Cochliomyia macellaria* (45.74%), *Chrysomya rufifacies* (31.21 %) y, posteriormente, *Chrysomya megacephala* (18.28 %). Asimismo, en este estado llegaron los Sarcophagidae *Oxysarcodexia conclausa* (3.47%) y *O. timida* (0.84%) (Cuadro 1).

Estos resultados concuerdan con las observaciones hechas por otros investigadores que reportan que los Calliphoridae y Sarcophagidae son los primeros en colonizar a los cadáveres frescos (Denno & Cothran 1975, Linhares 1981, Early & Goff 1986, Tullis & Goff 1987). El pionerismo de las moscas de encontrar un cadáver fresco probablemente depende de la habilidad diferencial de cada especie de percibir el nitrógeno y sulfuro proveniente de las proteínas degradadas (Denno & Cothran 1975). Al respecto, creemos que la habilidad de una mosca de encontrar un cadáver fresco depende de un gran número de factores ambientales, fisiológicos, endógenos y exógenos de la

mosca; así como, del espacio donde se ha depositado el cadáver. Esto quiere decir que, mientras más próxima se encuentre la mosca al cadáver más rápido será su arribo al mismo. Como la temperatura juega un papel importante en el medio, la temperatura ambiental promedio fue de 29.7 °C, mientras que las registradas en las heridas y en los orificios naturales de las carcasas fue de 25.0 °C.

**Día 2 - Estado de Hinchazón:** Las carcasas comenzaron a evidenciar un ligero abultamiento en la región abdominal. Para este día, se observó un notable incremento en las poblaciones de Calliphoridae y Sarcophagidae sobre las carcasas y en los alrededores de la misma. Este incremento puede estar asociado con la liberación y dispersión del olor característico de la descomposición anaerobia que está ocurriendo en el interior de los intestinos de cadáveres de cerdos.

Las especies más capturadas a lo largo de este día fueron *Co. macellaria* (40.59 %), *C. rufifacies* (23.44 %) y *C. megacephala* (17.57 %). También arribaron los Sarcophagidae *O. conclausa* (2.14%), *O. timida* (1.57 %), *Blaesoxipha plinthopyga* (0.77 %) y *Peckia intermutans* (0.45 %) (Cuadro 1). Las especies que acuden tempranamente a ovipositar sobre este tipo de carcasa pueden ser de gran utilidad en las investigaciones forenses. En este caso tenemos a *Co. macellaria* y *C. rufifacies*, las cuales han sido reportadas alimentándose de cadáveres humanos (Jirón & Cartin 1981; Greenberg 1991). También se observó el Stratiomyidae *Hermetia illuscens*. Dunn (1916) reportó una gran cantidad de larvas de ésta especie en un cadáver humano en la Zona del Canal de Panamá. Durante este día también se capturaron Muscidae del género *Fannia* que volaban activamente alrededor de las carcasas.

Larvas de primer estadio de Sarcophagidae y Calliphoridae, así como masas de huevos de esta última, fueron observadas adheridos a los bordes de las heridas, fosas nasales, boca, debajo de las carcasas y por debajo de la ropa. La colocación de larvas y de huevos en cualquiera de estos sitios es una forma de acceder más rápidamente al alimento o de protegerse contra el sol, lluvia o acción de depredadores.

Las larvas colectadas correspondieron mayormente a *Co. macellaria*, representando el 67.1 % del total de las colectas, con un tamaño de promedio de 2.5mm (1.0 -3.1 mm). En tanto que, las larvas de

*C. rufifacies* representaron el 25.8 %, con un tamaño promedio de 3.0mm (1.0 - 3.5mm). Por último, las larvas de *C. megacephala* constituyeron el 5.2 % del total con un tamaño promedio de 2.9mm, (2.8 – 3.0mm). Por otra parte, el 1.9 % de la colecta estuvo constituida por las larvas de Sarcophagidae, presentando un tamaño entre 5.1mm a 6.1mm. Este mayor tamaño de estas larvas se debe a que las hembras de esta familia depositan larvas vivas de primer estadio, por lo que son más activas y tienden a buscar refugio en el interior de la carcasa donde proceden alimentarse inmediatamente de la misma. La temperatura ambiental promedio fue de 31.7 °C, en tanto que la de la boca fue de 34.5 °C y en las heridas del cuello y abdomen fue de 35.6 °C y 34.4 °C, respectivamente.

**Día 3:** Las carcasas presentaron el mayor grado de hinchazón y el olor de la descomposición era más intenso. Durante este día, se logró la mayor captura de moscas adultas de Calliphoridae en comparación con los días anteriores. Las especies más frecuentes fueron *Co. macellaria* (37.84 %), *C. rufifacies*, (25.08 %) y *C. megacephala* (17.21 %). Contrario a lo observado en este estudio, las especies *C. rufifacies* y *C. megacephala* han sido identificadas como colonizadores secundarios (Early & Goff 1986).

Durante el tercer día del segundo y tercer bioensayo se capturaron algunos ejemplares de *Phaenicia eximia* (0.57%), especie que ha sido identificada como colonizadora primaria en carcasas de perros (Jirón & Cartin 1981). En cuanto a los Sarcophagidae se capturaron las especies *Oxysarcodexia conclausa* (1.33%), *O. timida* (0.85 %), *Peckia intermutans* (0.28 %), *P. gulo* (0.19 %), *P. chrysostoma* (0.52 %) y *Blaesoxipha plinthopyga* (0.14 %) (Cuadro 1). De acuerdo con Carvalho et al. (2000) las especies del género *Peckia* son pioneras en la colonización de los cuerpos en descomposición

En cuanto a la colocación de huevos y larvas se observó un ligero aumento en la masa y en el tamaño de las mismas. Las larvas de *Co. macellaria* y *C. rufifacies* fueron muy dominantes a nivel de primer, segundo y tercer estadio, lo cual sugiere la probable ocurrencia de oviposturas sucesivas. Las larvas de *Co. macellaria* constituyeron el 59.9 % del total de las larvas colectadas y presentaban un tamaño promedio de 5.8mm (3.7- 6.1mm). Por otro lado, las larvas de *C. rufifacies*

representaron el 29.8 % de la colecta total con un tamaño promedio de 3.2mm (2.8-4.0mm). En tanto que, las larvas de *C. megacephala* constituyeron el 11.1% de las colectas con un tamaño promedio de 5.1mm (3.8 - 6.0mm).

En forma muy general se observó la mayor cantidad de larvas en las heridas del cuello, seguido de la boca, la nariz y las heridas abdominales. También hubo una ligera variación en cuanto al tamaño promedio de acuerdo al área corporal; en donde las del cuello midieron 4.2mm, la boca 4.0mm y región abdominal 3.7mm. De acuerdo con el tamaño que presentaban estas larvas, es probable que las moscas adultas hayan iniciado la ovipostura en las heridas del cuello; debido a que la mayor emanación de fluidos sanguinolentos aumenta la superficie de área expuesta lo que es aprovechado por las moscas para la iniciar tempranamente la postura de larvas y huevos.

Por otra parte, la temperatura ambiental promedio fue de 28.7 °C; en tanto que, la de la boca fue de 42.0 °C y las heridas del cuello y abdomen fueron de 44.8 °C y 43.5 °C, respectivamente. El notable incremento que se observó en las heridas de los cerdos con respecto al ambiente, puede deberse al aumento de la actividad metabólica de las masas de larvas o al calor que estas liberan durante su movilización por el cadáver. Tullis & Goff (1987) señalan que la actividad de los artrópodos asociados al proceso de descomposición causa un aumento de la temperatura interna de la carroña.

En este día se observó el mayor número de insectos depredadores de las larvas de moscas. Según Braack (1987) muchas especies de insectos dependen directa e indirectamente de las larvas de Diptera, ya sea porque se alimentan de ellas o por la actividad que éstas realizan. En nuestro estudio los Hymenoptera fueron los depredadores más sobresalientes, tal como ocurrió con la especie *Ectatomma ruidum* (Formicidae), cuyos miembros cargaban larvas de moscas hacia sus nidos. Dos especies de avispas *Agelaia multipicta* y *Polybia occidentalis* (Vespidae), también, depredaron activamente larvas de moscas. El papel de los depredadores en este tipo de estudio merece especial atención, debido a que ellos se acercan a los cadáveres frescos y actúan sobre éstos sólo después de que ha ocurrido la ovipostura, por lo que su presencia también puede ser utilizada como un indicador del

tiempo de muerte. Además, participaron las especies *Canthon septemmaculatus* y *C. cyanellus* (Scarabaeidae) que intervienen cuando hay exposición de carne o de material fecal por parte de la carcasa.

En cuanto al grupo de los parásitos que intervinieron en este microhábitat temporal, se colectaron ácaros incluidos en dos géneros, *Leptus* (Erythraeidae) y *Glyptolapsis* (Macrochelidae), que son trasladados por las moscas adultas. De acuerdo con Abro, (1988) y Goff & Catts (1990) ambas familias de ácaros actúan como controladores biológicos de larvas de moscas.

**Día 4 - Estado de Descomposición Avanzada** Este día ocurrió la ruptura de la pared abdominal de las carcasas, lo que hizo que el olor de la descomposición fuera más intenso en el área de estudio. A pesar de este evento, fue evidente la disminución de los Calliphoridae y Sarcophagidae sobre la carcasa. Sin embargo, el grupo de los Muscidae incrementó su número en este estado. Tullis & Goff (1987) reportaron resultados algo parecido; es decir, con un ligero aumento de los Muscidae en el estado de pudrición y su decrecimiento en el inicio del estado de postpudrición. Otro evento a destacar este día fue que muchas larvas de tercer estadio de *Co. macellaria* y *C. megacephala*; así como, algunas de Sarcophagidae, empezaron a abandonar las carcasas, probablemente para pupar. El desplazamiento de las larvas lejos de las carcasas ha sido documentado por Greenberg (1990) y Godoy et al. (1999).

A razón de que las larvas de *Co. macellaria* y *C. megacephala* abandonaban la carcasa, las larvas de *C. rufifacies* pasaron a ser las dominantes y constituían el 98.5 % del total de larvas. Estas tenían un tamaño promedio de 9.0mm (8.4 - 12.1mm). Las larvas de *Co. macellaria* representaban el 1.2% del total de las larvas colectadas en las carcasas y su tamaño promedio era de 8.5mm (7.5 - 10.8mm). Mientras que las larvas de *C. megacephala* representaban el 0.3% y presentaban un tamaño promedio de 8.7mm (6.8 - 9.7mm). Por último, las larvas de Sarcophagidae presentaban un tamaño promedio de 15.2mm (12.5 - 17.0mm).

Por otra parte, la temperatura ambiental promedio fue de 29.7 °C, mientras que las heridas del cuello fue de 42.2 °C, del abdomen 40.5 °C y

la de la boca 43.7 °C. En este momento de la descomposición se observó una entomofauna más heterogénea que incluía ejemplares de las familias Histeridae, Scarabaeidae, Dermestidae, Cleridae y Staphylinidae.

**Día 5:** La carne de los cerdos prácticamente ha sido consumida por las larvas, tan sólo quedaban restos de piel, pelo y huesos. Los Calliphoridae y Sarcophagidae prácticamente han desaparecido del área, con excepción de los Muscidae que estuvieron presentes en cantidad moderada. A medida que se redujo la carne de las carcasas, las larvas de las moscas quedaron más expuestas, lo cual tiende a facilitar la participación de los himenópteros y escarabajos como agentes depredadores. En el caso de los Coleoptera, los más comunes fueron los Scarabaeidae y Cleridae.

**Día 6 en adelante - Estado de Restos:** Los restos de las carcasas quedaron completamente descarnados, exhibiendo los huesos y una delgada capa de piel. Los Diptera colectados correspondieron a ejemplares de las familias Muscidae y Otitidae. Durante este estado los Coleoptera estuvieron presentes, aunque en menor cantidad y ocupaban los agujeros de la cavidad ósea y los espacios entre las vértebras. En este grupo sobresalen las especies necrófagas *C. septemmaculatus*, *C. mutabilis*, *Necrobia* sp., y *Dermestes* sp. Seguido de algunos depredadores como *Cercyon* sp. (Hydrophilidae) y *Aleochara* sp. (Staphylinidae) los que se colectaron alrededor y por debajo de las carcasas. También se logró la captura de algunos Collembola (Entomobryidae), ácaros *Leptus* (Erythraeidae) y grillos *Ellipes* (Tridactylidae) entre los huesos.

Por último, al duodécimo día ocurrió la emergencia de los primeros Calliphoridae y Sarcophagidae. Las primeras especies en emerger fueron *Co. macellaria*, y *C. megacephala* (Calliphoridae), haciéndolo entre los primeros 12 y 15 días. Tullis & Goff (1987) registraron la emergencia de *C. megacephala* en carcasas de cerdos el día 16. En el caso de las Sarcophagidae las especies *P. intermitans*, *P. chrysostoma* y *O. conclausa* emergieron en igual fecha que las Calliphoridae. Por último, *C. rufifacies* inició su emergencia el día 13 y culminó el 16. Early & Goff (1986) reportaron la emergencia de ésta especie el día 12.

Cuadro 1. Artrópodos en carcasas de cerdos vestidos.

## ESTADO FRESCO

ORDEN	FAMILIA	ESPECIES	E1	E2	E3	%
Diptera	Calliphoridae	<i>Cochliomyia macellaria</i>	125	175	188	45.74
		<i>Chrysomya rufifacies</i>	113	105	115	31.21
		<i>C. megacephala</i>	73	90	32	18.28
	Sarcophagidae	<i>Oxysarcodexia conclausa</i>	17	16	4	3.47
		<i>O. timida</i>	7	0	2	0.84
	Muscidae	<i>Fannia</i> sp.	0	0	5	0.47

## ESTADO DE HINCHAZÓN

Diptera	Calliphoridae	<i>Cochliomyia macellaria</i>	225	281	29	37.84	
		<i>Chrysomya rufifacies</i>	170	185	17	25.08	
		<i>C. megacephala</i>	158	108	97	17.21	
		<i>Phaenicia eximia</i>	0	0	12	0.57	
		<i>Cochliomyia hominivorax</i>	0	1	0	0.05	
		Sarcophagidae	<i>Blaesoxipha plinthopyga</i>	0	1	2	0.14
			<i>Oxysarcodexia conclausa</i>	6	15	7	1.33
	<i>O. timida</i>		13	0	5	0.85	
	<i>Peckia gulo</i>		0	2	2	0.19	
	<i>P. intermutans</i>		0	3	3	0.28	
	Muscidae	<i>P. chrysostoma</i>	0	6	5	0.52	
		<i>Fannia</i> sp.	21	18	30	3.27	
		Stratiomyidae	<i>Hermetia illuscens</i>	1	0	2	0.14
	Coleoptera	Asilidae	sp1	0	0	0	0.00
		Scarabaeidae	<i>Canthon septemmaculatus</i>	15	0	8	1.09
<i>C. cyanellus</i>			0	3	5	0.38	
<i>Hister</i> sp.			5	4	8	0.81	
Carabidae		sp1	0	0	0	0.00	
Buprestidae		sp1	0	0	0	0.00	
Coccinellidae		sp1	2	0	0	0.09	
Hymenoptera		Formicidae	<i>Camponotus</i> sp.	17	12	8	1.75
			<i>Ectatomma ruidum</i>	24	15	11	2.37

	Vespidae	<i>Agelaia multipicta</i>	8	3	6	0.81
	Braconidae	<i>Gnathopleura</i> sp.	1	5	2	0.38
	Halictidae	sp1	0	0	0	0.00
	Apidae	<i>Trigona</i> sp.	10	12	12	1.61
		<i>Trigona rufiventris</i>	19	10	19	2.28
Hemiptera	Reduviidae	<i>Pastrongylus geniculatus</i>	0	0	2	0.09
Acari	Erythraeidae	<i>Leptus</i> sp.	0	0	0	0.00
	Macrochelidae	<i>Glyphotolapsis</i> sp.	1	0	0	0.05
Araneae	Lycosidae	sp1	4	7	5	0.76

#### ESTADO DE DESCOMPOSICIÓN AVANZADA

Diptera	Calliphoridae	<i>Cochliomyia macellaria</i>	60	109	60	26.02
		<i>Chrysomya rufifacies</i>	32	52	54	15.68
		<i>Chrysomya megacephala</i>	21	43	10	8.41
		<i>Co. hominivorax</i>	3	0	0	0.34
	Sarcophagidae	<i>Oxysarcodexia conclausa</i>	10	0	6	1.82
		<i>O. timida</i>	20	19	7	5.23
		<i>Peckia gulo</i>	7	1	1	1.02
	Muscidae	<i>Fannia</i> sp.	55	78	71	23.18
	Stratiomyidae	<i>Hermetia illuscens</i>	2	0	2	0.45
Coleoptera	Scarabaeidae	<i>C. septemmaculatus</i>	5	2	0	0.80
		<i>C. mutabilis</i>	6	0	3	1.02
	Chrysomelidae	<i>Pachybrachys</i> sp.	2	0	0	0.23
	Cleridae	<i>Necrobia</i> sp.	20	17	15	5.91
	Histeridae	<i>Hister</i> sp.	12	6	17	3.98
	Dermestidae	<i>Dermestes</i> sp.	10	5	6	2.39
	Staphylinidae	<i>Aleochara</i> sp.	0	5	2	0.80
Hymenoptera	Vespidae	<i>Polybia occidentalis</i>	10	8	0	2.05
		<i>Polistes</i> sp.	5	0	0	0.57

## ESTADO DE RESTOS

Diptera	Calliphoridae	<i>Cochliomyia macellaria</i>	609	537	722	38.81
		<i>Chrysomya rufifacies</i>	694	502	600	37.32
		<i>C. megacephala</i>	283	281	258	17.08
	Sarcophagidae	<i>Peckia intermutans</i>	4	0	0	0.08
		<i>P. chrysostoma</i>	0	5	0	0.10
		<i>Oxysarcodexia conclausa</i>	6	7	2	0.31
	Muscidae	<i>Fannia</i> sp.	71	69	58	4.11
	Otitidae	sp1	10	11	0	0.44
	Micropezidae	sp1	5	0	0	0.15
	Stratiomyidae	<i>Hermetia illuscens</i>	5	0	0	0.10
Coleoptera	Scarabaeidae	<i>C. septemmaculatus</i>	3	1	0	0.08
		<i>C. mutabilis</i>	1	0	2	0.06
	Cleridae	<i>Necrobia</i> sp.	10	8	7	0.52
	Dermestidae	<i>Dermestes</i> sp.	0	10	4	0.29
	Staphylinidae	<i>Aleochara</i> sp.	14	5	2	0.44
	Hydrophilidae	<i>Cercyon</i> sp.	0	1	0	0.04
Orthoptera	Tridactylidae	sp1	0	2	0	0.04
Hemiptera	Gelastocoridae	<i>Nertha</i> sp.	1	0	0	0.02
Collembola	Entomobryidae	<i>Ellipes</i> sp.	0	10	4	0.29
Acari	Erythraeidae	<i>Leptus</i> sp.	10	11	0	0.44

## CONCLUSIONES

Las heridas inducidas a un cuerpo parecen funcionar como un fuerte atrayente a la ovipostura de los indicadores primarios.

Las especies de Calliphoridae *Cochliomyia macellaria*, *Chrysomya rufifacies*, *C. megacephala* y *Phaenicia eximia* colectadas durante el primer y segundo día de exposición de las carcasas pueden ser utilizadas como indicadores forenses del tiempo de postmortem.

Las especies de Sarcophagidae representadas por *Blaesoxipha plinthopyga*, *Peckia gulo*, *P. intermutans*, *P. chrysostoma*, *Oxysarcodexia conclausa*, *O. timida*, colectadas durante el primer y segundo día de exposición de las carcasas de cerdos pueden ser utilizadas como indicadores forenses.

La estimación adecuada del tamaño promedio de las larvas de Calliphoridae y Sarcophagidae criadas sobre un cadáver de cerdo puede servir para determinar con cierto grado de precisión el tiempo de postmortem de un cadáver humano encontrado en cualquiera de los estados de descomposición.

## REFERENCIAS

Abro, A. 1988. The mode of attachment of mite larvae (*Leptus* spp) to harvestmen (Opiliones). J. Nat. Hist. 22: 123-130.

Anderson, G. 1997. The use of the insects to determine time of decapitation: A case study from British Columbia. J. For. Sci. 42: 947-95.

Braack, L. E. O. 1987. Community dynamics of carrion-attendant arthropods in tropical African woodland. Oecologia. 72: 402-409.

Carvalho, L., P. Thyssen, A. Linhares, & F. Palhares. 2000. A checklist of arthropods associated with pig carrion and human corpses in south-eastern Brazil. Mem. Inst. Oswaldo Cruz. 95:135-138.

Catts, E. P. & M. L. Goff. 1992. Forensic entomology in criminal investigations. Ann. Rev. Entomol. 37: 253-272.

Denno, R. & W. Cothran. 1975. Niche relationships of a guild of necrophagous flies. Ann. Entomol. Soc. An. 68: 741-754.

Dunn, L. 1916. *Hermetia illuscens* breeding in a human cadaver. Entomology News. 27: 9-61

Early, M & Goff, M. L. 1986. Arthropods succession patterns in exposed carrion on the island O'ahu, Hawaii Islands, USA. J. Med. Entomol. 23: 520-531.

Garcés, P. 1998. Fauna tanatológica asociada a cadáveres de gatos domésticos. Scientia. 13: 7-29.

Godoy, W., H. Fowler, C. Von Zuben, L. Ziti, & O. Ribeiro. 1999. Larval Dispersion in *Chrysomya megacephala*, *Chrysomya putoria* and *Cochliomyia macellaria*. J. Appl. Ent. 119: 263-266.

Greenberg, B. 1990. Nocturnal behavior of blow flies (Diptera: Calliphoridae). J. Med. Entomol. 27: 807-810.

Greenberg, B. 1991. Flies as Forensic indicators. J. Med. Entomol. 27: 807-10.

Introna, F., J. Wells, G. Di Vella, C. P. Campobasso & F. A. H. Sperling. 1999. Human and other animal mt DNA analysis from maggots. Proc. Am. Ac. For. Sci., 5: 196

Jirón, L. F. & V. M. Cartín. 1981. Insect succession in the decomposition of mammal in Costa Rica. J. New York Entomol. Soc. 89: 158-165.

Johnson, M. D. 1975. Seasonal and microseral variations in the insect populations on carrion. Am. Midl. Nat. 93: 79-93.

Keh, B. 1985. Scope and applications of forensic entomology. Ann. Rev. Ent. 30: 137- 154.

Linhares, A. 1981. Synanthropy of Calliphoridae and Sarcophagidae in the City of Campinas, Sao Paulo, Brazil. Rev. Bras. Ent. 25: 189-215.

Mariluis, J. & S. Peris. 1984. Datos para una sinopsis de los Calliphoridae Neotropicales. Eos. 60: 67-86.

Nourteva, P. 1977. Sarcosaprophagous insects as forensic indicators. En: Tedechi, C. D. (ed.). Forensic Medicine. U.S.A. 168p.

Payne, J. A. 1965. A summer study of the baby pig, *Sus scrofa* Linnaeus. Ecology 46: 592-601.

Smith, K. G. V. 1986. A Manual of forensic Entomology. 1th ed. Ed. British Musseum (Natural History) and Cornell University Press. 205 p.

Sperling, F. A., Anderson, G. S., Hickey, D. A. 1994. A DNA –based approach to the identification of insect species used for postmortem interval estimation. *J. Forensic. Sci.* 39: 418-427.

Tullis, K. & Goff, M. L. 1987 Arthropod succession in exposed carrion a in tropical rainforest on O'ahu Island, Hawaii *J. Med. Entomol.* 24: 332-339.

*Recibido septiembre de 2003, aceptado marzo de 2004.*



## CARACTERIZACIÓN FÍSICO, QUÍMICA Y BIOLÓGICA DE LA PARTE MEDIA – BAJA DEL RÍO SANTA MARÍA, VERAGUAS, PANAMÁ

**Yolani Robles y Ángel Javier Vega**

Universidad de Panamá, Sede Veraguas, Escuela de Biología. Tel. 958 7623, Fax. 9587622.

Email:angeljv@cwpa.net.pa

### RESUMEN

Entre abril del 2002 y marzo de 2003 se realizó un estudio limnológico de la cuenca media- baja del río Santa María con el objetivo de realizar una caracterización ecológica del Río, para lo cual se establecieron 5 estaciones de muestreo, una de las cuales se ubicó en la desembocadura del río Cañazas. Para los parámetros fisicoquímicos se realizaron giras mensuales desde agosto hasta abril. En cuanto a los parámetros biológicos, los muestreos se realizaron en las dos temporadas secas consecutivas, con 5 giras en cada una, para lo cual se utilizaron diferentes aparejos y técnicas de pesca. Las variables físico-químicas medidas en el cauce del río Santa María mostraron pocas fluctuaciones a excepción de los fosfatos, mientras que en el río Cañazas las fluctuaciones fueron considerables principalmente en la temporada seca. En cuanto a los parámetros biológicos, se capturaron 51 especies de las cuales 37 pertenecen a peces una de ellas *Arius cooki*, primer reporte para el Santa María, 5 a moluscos y 9 a crustáceos. Los resultados indican que el río Santa María, en el área de estudio presenta, una buena calidad del agua para el desarrollo de las comunidades de peces, crustáceos y moluscos.

### PALABRAS CLAVES

Río Santa María, crustáceos, peces, moluscos, evaluación ecológica.

### ABSTRACT

During the period beginning in April 2002 through March 2003, a limnological study was carried out in the middle low river basin of the Santa Maria River. Physicochemical determinations and a survey of the communities of the fishes, mollusks and crustacea was performed in five stations in the outlet of the Cañazas River. The physicochemical parameters were performed monthly beginning in August through April.

The sampling of biological parameters took place during two consecutive dry seasons, comprising five excursions for each one. Different fishing art and technical were used to collect samples of fauna. Physicochemical variables in general showed small fluctuations along in the river bed; only phosphates exhibited significant changes, while in the outlet of Cañazas River the fluctuations were significant, mainly in the dry stations. Biological communities consisted of the 51 species. Fishes 37 species, including first report of *Arius cookii*; crustaceans nine species and mollusks five species. The results indicate that the area studied in the Santa María River, presents good water quality which is adequate for the community of fishes, mollusks and crustaceans.

## KEYWORDS

Santa María River, crustaceans, fishes, mollusks, ecological evaluations.

## INTRODUCCIÓN

Existen diversos métodos para evaluar la calidad del agua, de los cuales los más utilizados son los de carácter físico - químico, que no reflejan las posibles alteraciones que se hayan dado en épocas pasadas. Por este motivo, la vigilancia y control de la contaminación del agua se complementa con la utilización de comunidades indicadoras (Alba-Tercedor 1996, Roldán 1988). Adicionalmente, parámetros como temperatura, salinidad, pH y la productividad primaria son algunas de las variables de mayor importancia en la ecología de los organismos acuáticos. La temperatura regula las funciones metabólicas de los organismos, el oxígeno influye en la supervivencia de los mismos y la producción primaria es la medida de potencialidad de alimento natural en el medio (Valdez- Horguin & Martínez- Córdova 1993).

Existe una amplia gama de organismos utilizados como indicadores de calidad de agua entre ellos: diatomeas, macroinvertebrados y peces, cuya permanencia dentro de los sistemas acuáticos depende del grado de contaminación y de sus requerimientos ecológicos para su desarrollo y supervivencia. Estos indicadores biológicos ofrecen una información más completa, ya que se evalúa la situación antes, durante y después de la perturbación debido a su presencia relativamente larga en el sistema, que permite evaluar las condiciones, contrario a lo que sucede con los parámetros físico- químicos cuyos resultados son muy puntuales (Alba- Tercedor 1996, Roldán 1988, Arocena 1996).

La información que se tiene para el río Santa María y otros sistemas similares es básicamente inventarios faunísticos (Hernández 1998,

Mendoza & Solís 1998, y Calderón & Tuñón 1999). Sin embargo, el desarrollo de diferentes actividades agroindustriales en las márgenes del río sugiere la presencia de fuentes de contaminación, por lo que fue nuestro objetivo evaluar y relacionamos algunos parámetros físicos, químicos y biológicos con la calidad del agua del río Santa María.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### **Área de estudio**

La cuenca del Río Santa María se encuentra ubicada en la vertiente Pacífica del país. Nace en la Cordillera Central, al norte del distrito de Santa Fé, en la provincia de Veraguas y recorre 148 Km. aproximadamente y fluye en dirección sur-este atravesando parte de la provincia de Coclé y desembocando en la provincia de Herrera (Universidad de Panamá 1972) (Fig. 1).

### **Parámetros físico - químicos**

Se midieron mensualmente entre agosto 2002 y abril 2003, para lo cual se establecieron 5 estaciones: toma de agua en San Francisco (E1), Tierra Hueca (E2), la Raya (E3), represa del río Cañazas (E4) y bajo el puente del río Santa María (Divisa) (E5). Las variables analizadas fueron: oxígeno disuelto, temperatura del agua, conductividad y salinidad, medidas con un oxigenómetro digital YSI 55 y un salinómetro digital YSI 30. Se determinó CO<sub>2</sub>, nitrato, fosfato, dureza total, dureza de calcio y sílica, con un kit limnológico. Otras variables medidas fueron: turbidez (disco Secchi), pH (Ph-metro) y azúcar (refractómetro).

### **Parámetros biológicos**

Los muestreos de peces, moluscos y crustáceos se realizaron en 5 estaciones: La Mata, Tierra Hueca, la Raya, La Huaca de Divisa y entre Divisa y la desembocadura del río Cañazas. Se realizaron muestreos diurnos y nocturnos, utilizando diferentes técnicas y aparejos de pesca: atarraya de vuelo, chinchorro de 0.70 m de diámetro con malla de 1 cm, chinchorro de crinolina de 0.70 m de diámetro con una malla de 0.5 cm, trampas tipo nasa, trasmallo de 7.62 cm de malla, redes de arrastre, anzuelos, arpón, observación directa y capturas manuales. Para la identificación de los especímenes se utilizó la siguiente literatura: Meek & Hildebrand (1916), Hildebrand (1938), Bussing (1998), Acero & Betancur (2002), Holthuis (1952), Maugle (1974), Pretzman (1974), Holthuis (1980-1986), Thompson (1984), Hendrickx (1995).



Fig. 1. Río Santa María. Se indica el área de muestreo.

## **RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

### **Parámetros físico-químicos**

Los valores registrados para estos parámetros demuestran que en el cauce principal del río Santa María las condiciones son estables y dentro de lo esperado para este tipo de ecosistema, a excepción de los fosfatos que en las tres primeras estaciones, en el mes de noviembre, registraron valores de 0.6 ppm, superiores a los límites establecidos (0.1 ppm) (Roldán 1988, Posada et al., 2000). Una situación contraria se observa en la desembocadura del río Cañazas que es un sistema contaminado por el vertimiento de parte de los desechos del Ingenio, donde la situación más crítica se observó en la temporada seca donde la capacidad de dilución del Río disminuye y aumentan los procesos de degradación de la materia orgánica, considerando que este Río está represado en su desembocadura, lo que disminuye la liberación de sus aguas.

Al comparar con Reen (1970), los resultados obtenidos en la desembocadura del río Cañazas indican valores anormales de oxígeno disuelto, dureza total y de calcio, dióxido de carbono, sílica y conductividad (Fig. 2). Esta última situación coincide con lo reportado para algunos ríos de Costa Rica (Bussing 1993, Umaña 1998), en ríos colombianos (Sánchez & González 1999) y en ambientes de agua dulce de Ecuador (Almeida & Maldonado 2002).

Se observó que el grado de interacción entre el río Cañazas y el río Santa María depende de la época. Si analizamos el oxígeno disuelto observamos que a pesar de que entre agosto y diciembre los valores están bajos para el río Cañazas, los mismos están por encima de 4 ppm. A partir de diciembre, por la disminución del caudal del Río y su represamiento el sistema se estanca y los valores de oxígeno disuelto se ubican por debajo de 4 ppm, lo cual se agrava por la actividad de zafra de la Central Azucarera La Victoria, que vierte parte de sus desechos en el río Cañazas. En la temporada lluviosa las crecidas del río Santa María inundan al río Cañazas “lavando el sistema”.

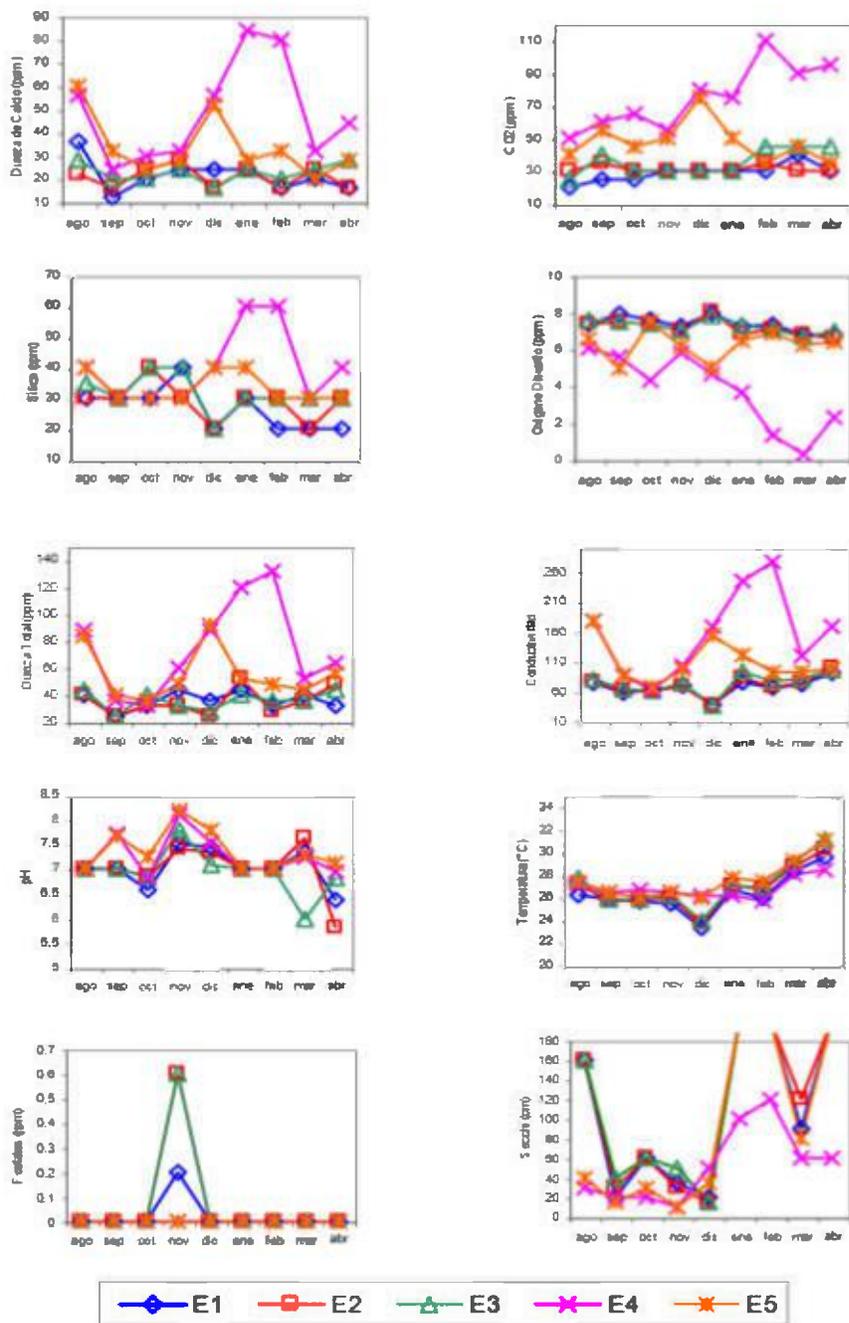


Fig. 2. Parámetros físicos y químicos analizados en la parte media baja del río Santa María. Veraguas, Panamá.

### **Parámetros biológicos**

Se capturó un total de 51 especies, de las cuales 37 pertenecen a peces cuya preferencia ecológica, en relación con la profundidad, correspondió a media agua, zonas de remansos y una menor representación en aguas superficiales. La familia con mayor cantidad de especies fue Characidae (8), adicionalmente se hace el primer reporte de *Arius cookei* para el río Santa María (Cuadro 1).

De acuerdo con estudios realizados en el río Santa María (Cooke & Tapia 1994, Calderón & Tuñón 1999), se puede inferir que la cantidad de especies es similar a la encontrada en nuestro trabajo, a excepción de algunas especies no capturadas (*Brachyrhaphis episcopi* y *Symbranchius marmoratus*), lo que puede estar asociado a la dificultad de muestreo o a su distribución ecológica. Al comparar nuestros resultados con lo reportado para otros sistemas similares (Hernández 1998, Mendoza & Solís 1998, Batista & Garuz 1999), podemos afirmar que a pesar de las diferentes actividades agroindustriales que se desarrollan en las márgenes del Río, la riqueza íctica no ha sido alterada; sin embargo esta situación puede cambiar de continuarse con estas actividades, que provocan deforestación y contaminación al eliminar los bosques que funcionan como barrera contra las escorrentías, al eliminar hábitat y alterar la cadena trófica del sistema (Alba –Tercedor 1996, Bussing 1998, Brenes & Segura 1999).

Los crustáceos fueron abundante en sustratos con cantos rodados, en aguas quietas o remansos. Cabe señalar que en este grupo también hay especificidad de hábitat como son *Macrobrachium americanum*,

Cuadro. 1. Distribución de las especies de acuerdo a la profundidad y a los tipos de hábitat.

Familias	Especies	A			B		C	D		
		s	m	f	c	r	v	a	p	rv
Loricariidae	<i>Rineloricaria uracantha</i>			x	x	x		x	x	x
	<i>Hypostomus panamensis</i>			x		x			x	x
Eleotridae	<i>Eleotris picta</i>			x		x	x			
	<i>Gobiomorus maculatus</i>			x		x		x		x
Pimelodidae	<i>Pimelodella chagresi</i>			x	x	x			x	x
	<i>Rhamdia guatemalensis</i>			x					x	
Mugilidae	<i>Agonostomus monticola</i>		x		x					
Curimatidae	<i>Curimata magdalenae</i>		x		x	x				
Centropomidae	<i>Centropomus nigrescens</i>		x		x	x				
	<i>Centropomus robalito</i>		x		x					
	<i>Centropomus viridis</i>		x		x	x				
Auchenipteridae	<i>Trachycorystes amblops</i>			x		x				
Poeciliidae	<i>Priapichthys dariensis</i>	x					x			
	<i>Priapichthys tridentiger</i>	x					x			
	<i>Brachyrhaphis roseni</i>	x					x			
Gerreidae	<i>Eugerres lineatus</i>		x		x					
Achiridae	<i>Achirus mazatlanus</i>			x		x		x		x
Syngnathidae	<i>Pseudophallus starksi</i>			x	x	x	x		x	
Haemulidae	<i>Pomadasys bayanus</i>		x		x					
Cichlidae	<i>Cichlasoma sieboldi</i>		x	x	x	x		x	x	x
	<i>Aequidens Coeruleopunctatus</i>		x	x	x	x		x	x	x
	<i>Tilapia</i>		x		x					
Gobiidae	<i>Sicydium salvini</i>			x	x					x
	<i>Awaous transandeanus</i>			x	x	x		x	x	
Characidae	<i>Astyanax ruberrimus</i>		x		x	x	x			
	<i>Bryconamericus emperador</i>		x		x					
	<i>Roeboides occidentalis</i>		x		x	x				
	<i>Gephyrocharax intermedius</i>		x		x	x	x			
	<i>Pseudocheirodon affinis</i>		x		x	x	x			
	<i>Compsura gorgonae</i>		x		x	x	x			
	<i>Hemibrycon dariensis</i>		x		x	x				
Ctenoluciidae	<i>Ctenolucius beani</i>			x		x		x		x
Gobiesocidae	<i>Gobiesox sp.</i>			x	x				x	
Sternopygidae	<i>Sternopygus dariensis</i>			x		x		x	x	
Ariidae	<i>Cathorops tuya</i>		x			x				
	<i>Arius cooki</i>		x			x				
Erythrinidae	<i>Hoplias microlepis</i>			x		x				

s: superficie, m: media agua, f: fondo, c: corriente, r: remansos, v: borde con vegetación, a: arena, p: piedra, rv: restos vegetales.

*M. hancocki*, *M. tenellum*, que como juveniles los encontramos en zonas con corrientes y como adulto en zonas profundas, asociados a restos vegetales o entre madrigueras en rocas y *M. digueti* siempre fue observado en aguas quietas asociados a cantos rodados. *Potimirin glabra* fue encontrado en sustrato arenoso con hojarasca principalmente en aguas quietas (Cuadro 2).

Los moluscos fueron encontrados en sustratos areno-rocoso en áreas de poca corriente (*Melanoides tuberculata* y *Polymesoda radiata*) y entre la vegetación sumergida (Pilidae) (Cuadro 2).

Cuadro 2. Distribución de crustáceos y moluscos en base a sustratos y hábitat.

Familias	Especies	Tipos de sustrato					
		c	r	a	p	vs	rv
Palaemonidae	<i>Macrobrachium digueti</i>		x		x		x
	<i>M. americanum</i>	x	x		x		x
	<i>M. hancocki</i>	x	x		x	x	x
	<i>M. tenellum</i>	x	x		x		x
	<i>M. occidentale</i>		x		x		
Atyidae	<i>Potimirin glabra</i>		x	x	x	x	x
	<i>Atya crassa</i>		x		x		
	<i>Atya</i> sp.		x		x		
Pseudothelphusidae	<i>Pseudothelphusa</i> sp.		x		x		x
Moluscos							
Thiaridae	<i>Melanoides tuberculata</i>			x	x		
Corbiculidae	<i>Polymesoda radiata</i>			x			
Physidae							?
Pilidae		x				x	
Hydrobiidae							?

c: corriente, r: remansos, a: arena, p: piedra, vs: vegetación sumergida, rv: restos vegetales.

Resultados obtenidos para otros sistemas similares (Abele & Blum 1977, Phral et al., 1984, Hernández 1999), nos llevan a inferir que la cantidad y diversidad de especies encontrada en nuestro estudio es similar. En el caso de los moluscos cabe señalar que la diversidad de especies de agua dulce es baja y difiere de una región a otra, en Costa

Rica por ejemplo se encuentran unas 50 especies aproximadamente entre bivalvos y gasterópodos (Taylor 1993). Sumado a esto la baja diversidad puede estar relacionada con la naturaleza e inestabilidad del sustrato (Roldán 1988, Umaña 1998).

Dentro de los moluscos encontramos especies indicadores de contaminación y que bajo estas condiciones se desarrollan en grandes cantidades como las familias Physidae y Lymnaeidae, la primera más resistente, sin embargo se considera que los bivalvos son característicos de aguas no contaminadas (Roldán 1988).

Por su parte los crustáceos están representados por palemónidos, muy sensibles a los problemas de contaminación pues se conoce que estos presentan migraciones hacia zonas más favorables luego de perturbaciones (eutrofización) y en algunos casos la población disminuye (Abele & Blum 1977), también, son afectados por el represamiento de las aguas con lo cual se produce una dramática disminución de la población, relacionado probablemente con la alteración de hábitat (De Cruz & Rosario 1983).

Durante los recorridos realizados se pudo observar la existencia de actividades antrópicas, que representan posibles fuentes de perturbación para el río, entre ellas: la utilización de los peces y crustáceos como fuente de alimento para los pobladores de la zona. En varios de los muestreos coincidimos con pescadores los cuales, mediante la utilización de chinchorros, atarrayas, cuerdas y arpón se dedican a la extracción de barbudos (Pimelodidae), macanas (Stemopygidae), guabinas y “peje” sapo (Eleotridae), robalos (Centropomidae), concora (Loricariidae) y camarón de concha (*Macrobrachium americanum*), entre otros. Según estos pescadores, la abundancia en los últimos años ha disminuido, pues el esfuerzo de pesca es mucho mayor ahora, que años atrás para lograr buenas capturas. Sumado a esto los cortadores de caña acampan en las márgenes del río utilizando los peces y crustáceos como parte de su dieta diaria, situación que se repite cada época seca.

Las actividades de tipo agrícola, ganaderas e industriales en las márgenes del ríos son la principal causa de deforestación y por ende de erosión, afectando las condiciones del Río, principalmente en la temporada lluviosa cuando aumenta el caudal y provoca derrumbes.

contribuyendo con los problemas de sedimentación, destrucción y modificación de hábitat, de tal forma que se altera la distribución de las especies y finalmente puede causar la eliminación de algunas cuyas requerimientos ecológicos son muy especiales. En el caso de la agricultura, el uso de fertilizantes aunado a los procesos de degradación de la materia orgánica producen toxicidad en los peces (Bussing 1998).

La producción porcina y avícola que se desarrolla a unos pocos metros de su cauce, cuyo impacto sobre la calidad del agua depende de la distancia, inclinación del suelo y cantidad de animales (Michels 1998). En el caso de las actividades porcinas pudimos observar como el manejo que se les da a las porquerizas incluye lavados diarios con agua del Río y como esa misma agua regresa sin ningún tratamiento al sistema.

Otra situación que repercute en las condiciones ecológicas del río, que hay que considerar, es el desarrollo de las actividades que se realizan en la parte alta, de la cual no se tiene información, pues hasta ahora no se ha realizado ningún tipo de evaluación que permita conocer las condiciones en que se encuentra esta zona.

De continuarse con estas actividades con mayor intensidad, podríamos mirar este sistema a lo largo del tiempo con serios problemas de contaminación como es caso del río Guey en Venezuela en el cual se reporta la desaparición de 70% de las especies reportadas para este sistema, producto de las actividades agroindustriales y comunitarias (Fernández-Ballidol & Lugo 1994).

Esta evaluación ecológica sienta las bases sobre la condición actual de la calidad físico-química y biológica de la parte media baja del Río, en la cual se presenta información sobre riqueza de especies, requerimientos ecológicos de los grupos de organismos y de su distribución dentro del sistema acuático. Adicionalmente se aporta información sobre los riesgos que representa el desarrollo de diferentes actividades en zonas aledañas y el impacto de estas en los ambientes acuáticos. Situación que sugiere mantener un constante monitoreo por las autoridades correspondientes, principalmente por el hecho de que este río es la fuente de abastecimiento para agua potable de todo el distrito de Santiago y de las comunidades que se desarrollan en sus

alrededores. Otro punto importante es ampliar el margen de investigación hacia la parte alta y baja para tener información completa de la situación en toda la extensión del Río.

### **CONCLUSIONES**

Los parámetros físico-químicos se encuentran dentro de los límites permisibles para el normal funcionamiento de los sistemas de agua dulce.

A pesar del desarrollo de las diferentes actividades antrópicas en los márgenes del río los niveles de perturbación no han afectado la riqueza de especies de peces, crustáceos y moluscos y su principal fuente de contaminación son las actividades agroindustriales.

El río Cañazas (E4) se encuentra contaminado, encontrándose en su punto más crítico en la temporada seca.

### **AGRADECIMIENTOS**

A la Fundación Natura por el financiamiento otorgado para la realización de esta investigación.

### **REFERENCIAS**

Abele, L. G. & N. Blum. 1977. Ecological aspects of the freshwater decapod crustaceans of The Perlas Archipelago, Panama. *BIOTROPICA* 9 (4): 239-252.

Acero-P. & R. Betancur-R. 2002. *Arius cookei*, a new species of ariid catfish from the tropical American Pacific. *Aqua, Journal of Ichthyology and Aquatic Biology* 5(4): 113-138.

Alba- Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV simposio del agua en Andalucía (SIAGA).

Almeida, A. & A. Maldonado. (eds). 2002. Manuales de monitoreo ambiental comunitario. Manual 3 Indicadores físicos en ríos, indicadores físico-químicos en aguas, indicadores en salud y actividad petrolera. Quito Ecuador. 39 pp.

Arocena, R. 1996. La comunidad bentónica como indicadora de zona de degradación y recuperación en arroyo Toledo ( Uruguay). *Rev. Biol. Trop.* 44 (2-A): 659-670.

Batista C., D. B. & D. A. Garuz B. 1999. Taxonomía y distribución geográfica de la fauna ictica en los principales ríos de las cuencas hidrográficas de la provincia de Chiriquí. Tesis de Licenciatura. Universidad Autónoma de Chiriquí, Chiriquí, Panamá 188 pp.

Brenes Q., G. & S. Segura S. 1999. Programa de monitoreo ambiental proyecto Hidroeléctrico Angostura. Instituto Costarricense de Electricidad.

Bussing, W. A. 1993. Fish communities and environmental characteristics of a tropical rain forest river in Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 41(3-B): 791-809.

Bussing, W. A. 1998. Peces de las aguas continentales de Costa Rica. Segunda Edición. Editorial Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica. 504 pp.

Calderón R., R A. & O. A. Tuñón P. 1999. Fauna ictica del río Santa María en la provincia de Veraguas en la temporada seca (1998-1999). Tesis de Licenciatura. Universidad de Panamá. 86 pp.

Cooke, R. & G. Tapia R. 1994. Marine and freshwater fish amphidromy in a small tropical river on the Pacific coast of Panama: a preliminary evaluation based on gill- net and hook-and-line captures. Fish exploitation in the past. Proceedings of the 7 th meeting of the ICAZ, Sciences Zoologiques N° 274: 99-106.

D' Cruz, L. & J. B. Del Rosario 1983. Macroinvertebrados bentónicos en el Lago Bayano. p16-19. In Candanedo y D' Cruz (ed.). Ecosistema acuático del Lago Bayano: un embalse tropical. Publicación técnica IRHE Dirección de Ingeniería. Departamento de Hidrometeorología Panamá.

Fernández -Badillol, A. & M. E. Lugo S. 1994. Cambios en la composición de la ictiofauna del río Guey. *Rev. Fac. Agron. (Maracay)* 20: 133-142.

Hendrickx, M. E. 1995. Camarones. p 417-537. In Fischer et al. (eds.) Guía FAO para la identificación de especies para los fines de la pesca. Pacífico Centro- Oriental, Volumen I. Plantas e Invertebrados. Roma, FAO. 646 pp.

Hernández, N. 1999. Estudio de la ictiofauna de agua dulce al Noroeste de la provincia de Veraguas. Tesis de Licenciatura Universidad de Panamá. 152 pp.

Hildebrand, S. F. 1938. A new catalogue of the freshwater fishes of Panama. Field Mus. Nat. Hist. Zool. Ser. 22: 219-359.

Holthuis, L. B. 1952. The subfamily Palaemonidae. A general revision of Palaemonidae (Crustacea, Decapoda, Natantia) of the America. Allan Hancock Found 325 pp.

Holthuis, S. F. 1980. Species catalogue I. Shrimps and prawns of the world an annotated catalogue of species of interest to fisheries. Synop 125: 126 p.

Holthuis, L. B. 1986. Fresh-water Shrimps of the family Atyidae (Crustacea: Decapoda) from Western Colombia. Journal of Crustacean Biology 6 (3): 438-445.

Maugle, V. P. 1974. Clave de identificación de especies de langostinos del género *Macrobrachium* sobre la costa norte de Colombia. Mimiografiado 21 p.

Meek, S. E. & S. F. Hildebrand. 1916. The fishes of the freshwater of Panamá. Field Mus. Nat. Hist., Zool. Ser. 10: 217-374.

Mendoza P. M.I. & E.I. Solis C. 1998. Fauna ictica del rio La Villa. Tesis de Licenciatura. Universidad de Panamá. 115 pp.

Michels, A. 1998. Use of diatoms (Bacillariophyceae) for water quality assessment in two tropical streams in Costa Rica. Rev. Biol. Trop. 46 supl. 6: 143-152.

Posada G., J. A., G. Roldán P. & J. J. Ramirez R. 2000. Caracterización Físico- Química y Biológica de la quebrada Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. Rev. Biol. Trop. 48: 59-70.

Prahl, H. von, C. Caicedo & R. Ríos. 1984. Camarones Palaemonidos (Crustacea: Caridea: Palaemonidae) de agua dulce y salobre del departamento del Valle del Cauca. *CESPEDESIA XIII* (47-48): 45-58.

Prestzman, G. 1974. Sur systematic der Pseudothelphusidae (Decapoda, Brachyura). *Crustaceana*. 27(3): 294-302.

Reen, C. E 1970. A water análisis LaMOTTE COMPANY. Printed in USA. 50 pp.

Roldán P., G. 1988. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del departamento de Antioquia. Fondo para la Protección del medio ambiente. Bogota, Colombia. 217.

Sánchez C., M. & H. González Z. 1999. Evaluación del efecto generado por la extracción de arena sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos y la calidad físico- química del agua en el río Los Robles, departamento del Cauca. *CESPEDECIA*. V 23: 79-97.

Taylor, D.W. 1993. Moluscos dulceacuicolas de Costa Rica: introducción y lista preliminar. *Rev. Biol. Trop.* 41 (3-A): 653-655.

Thompson, F. G. 1984. *The Freshwater Snails of Florida, A Manual for Identification*. University Presses of Florida.

Umaña V., G. 1998. Characterization of some Golfo Dulce drainage basin rivers (Costa Rica) *Rev. Biol. Trop.* 46: 125-135.

Universidad de Panamá. 1972. *Diccionario geográfico de Panamá*. Editorial Universitaria cuatro tomos.

Valdez- Holguín, E. J. & Martínez- Córdova, L. R. 1993. Variabilidad de algunos parámetros físico-químico y productividad primaria en la laguna La Cruz, Sonora, México. *Rev. Biol. Trop.* 41 (2): 161-179.

*Recibido noviembre de 2003, aceptado mayo de 2004.*



## CONCENTRACIÓN DE CADMIO, PLOMO Y COBRE EN *Anadara tuberculosa* DEL MANGLAR DE LA ISLA TABORCILLO, PUNTA CHAME, REPUBLICA DE PANAMÁ

Durán, I. L.<sup>1</sup>, Fuentes, M. V.<sup>2</sup>, Gómez, J. A.<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Escuela de Biología, Universidad de Panamá.

<sup>2</sup> Escuela de Bioanálisis, Núcleo de Sucre, Universidad de Oriente, Venezuela.

<sup>3</sup> Departamento de Biología Marina y Limnología, Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y Tecnología, Universidad de Panamá.

### RESUMEN

En este estudio se analizó la presencia de los metales cadmio, plomo y cobre en los tejidos del bivalvo *Anadara tuberculosa*. El área de estudio comprendió la Bahía de Chame, específicamente el manglar de la Isla Taborcillo, entre 8° 33' 00" y 8° 44' 44" de latitud norte y entre 79° 42' 00" y 79° 77' 00" de longitud occidental. Estos metales fueron extraídos mediante digestión con ácido nítrico y cuantificados por espectrofotometría de absorción atómica. El análisis estadístico se llevó a cabo utilizando el programa SYSTAT 6.0, el cual indicó que la menor concentración de Cd, Pb, Cu se encontró en la gónada – glándula digestiva, y la acumulación de Cd y Cu mostraron un patrón estacional.

### PALABRAS CLAVES

Cadmio, plomo, cobre, metales pesados, concentración, *Anadara tuberculosa*.

### ABSTRACT

In this research, the presence of metals cadmium, lead and copper were analyzed in the tissues of bivalve *Anadara tuberculosa*. The area of study was Chame Bay, specifically in the mangrove area of Taborcillo Island, located at 8° 33' 00" and 8° 44' 44" north latitude, 79° 42' 00" and 79° 77' 00" west longitude. The metal concentration was determined with the method of nitric acid digestion measuring the concentration with an atomic absorption spectrophotometer. The statistical analysis

showed than *Anadara tuberculosa* has been accumulated Cd, Pb and Cu, seasonality and in different form in the tissues.

## **KEYWORDS**

Cadmium, lead, copper, heavy metals, concentration, *Anadara tuberculosa*.

## **INTRODUCCIÓN**

Muchos metales trazas como el cadmio, cobre y plomo son potencialmente tóxicos. Ellos se utilizan, ampliamente, en la minería, fundición de metales, fabricación de pinturas y otras actividades industriales. Las descargas residuales de dichas actividades, generalmente, son vertidas a los sistemas acuáticos, sin tratamiento previo, y cuando aportes de dichas industrias alcanzan la atmósfera pueden ser transportados por los vientos y las escorrentías producidas por las lluvias más allá de la fuente local que los produce (Pacyna et al., 1995; Munger et al., 1999).

En ecosistemas marinos que recibieron descargas urbanas e industriales se encontraron altos niveles de Cd y Pb y, en aquellos próximos a industrias relacionadas con la construcción naval, las concentraciones de Cu y Zn superaron los límites naturales (Ponce et al., 2000).

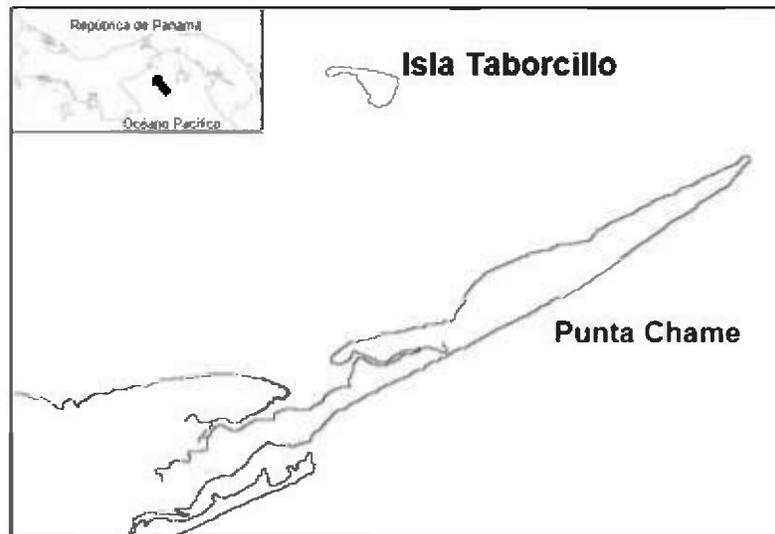
Muchos investigadores han encontrado correlación entre la concentración de metales en agua de mar y sedimentos marinos con el nivel acumulado en los organismos marinos que usan las branquias como ruta de ingestión nutritiva y organismos bénticos, respectivamente (Roditi & Fisher 1999).

Lakshmanan & Nambisan (1983), en los moluscos bivalvos *Villorita cypirinoidea* var. *Cochinensis*, *Meretrix casta* y *Perna viridis* consiguieron la concentración de Pb baja, sin embargo, para el Cu fueron comparable en las tres especies. Asimismo, notaron que los niveles de Cu, Zn, Fe y Pb en todas estas especies variaron importantemente en los tejidos y mostraron un patrón definido con la estación del año. Altas concentraciones de septiembre a diciembre, relacionados con periodos de lluvia y baja salinidad, y bajas concentraciones en los meses de verano, cuando la salinidad y el pH son altos.

El Cu es un elemento esencial para el normal crecimiento de los organismos marinos, pero no el Cd y Pb, sin embargo, la bioaccesibilidad de estos metales depende de la especie química presente (generalmente, el estado de oxidación +2 es el más tóxico), del pH, de la salinidad, de factores biológicos, etc. Los organismos son capaces de acumularlos en sus tejidos, transferirlos a través de la cadena trófica y provocar su magnificación en los niveles bióticos superiores (excepto Cu). Esto constituye un grave riesgo para las comunidades humanas que los incorporan a su dieta (Sadiq 1992). En este sentido, se consideró interesante determinar la concentración de cadmio, plomo y cobre en gónada-glándula digestiva (GGD), resto del tejido blando (RT) y en el tejido blando completo (TBC) del bivalvo *Anadara tuberculosa*.

### ÁREA DE ESTUDIO

El muestreo se realizó en el manglar de la Isla de Taborcillo, Bahía de Chame, Distrito de Chame, en el extremo occidental Pacífico de la Provincia de Panamá, a unos 65 km de la capital, aproximadamente entre 8° 33' 00" y 8° 44' 44" de latitud norte y entre 79° 42' 00" y 79° 77' 00" de longitud occidental (Fig. 1). La extensa línea costera de la bahía (50.44 km<sup>2</sup>) está bañada por los ríos Salado-Capira, Sajalices y Lagarto, posee una basta zona de mangle rojo (*Rhizophora mangle*) y algunos asentamientos humanos dedicados a la pesca artesanal, cultivo de camarones y la extracción de mangles para la producción de carbón.



## MATERIALES Y MÉTODOS

Los ejemplares de *Anadara tuberculosa* fueron colectados durante los meses de octubre de 1998 hasta marzo de 1999 y trasladados, en una cava con aireación continua, a los Laboratorios Marinos de la Universidad de Panamá. Allí fueron separados, congelados y etiquetados en bolsas plásticas hasta su análisis.

Cada mes la gónada – glándula digestiva (GGD) de veinte especímenes fueron separados del resto del tejido blando (RT). En otros veinte organismos se retiró el tejido blando completo (TBC). Todos ellos fueron secados en un horno a 60°C durante 72 horas hasta peso constante y luego calcinados en una mufla a 350°C por 1 hora. Las cenizas fueron sometidas a digestión seca en HNO<sub>3</sub> 50% v/v (Merck) y filtradas con papel Albet 135 para análisis cuantitativo, sin cenizas. El volumen recogido se completó hasta exactamente 25 mL con agua nanopura. En estas soluciones se determinaron Cd, Pb y Cu mediante un espectrofotómetro de Absorción Atómica Perkin Elmer 3110, con llama aire acetileno y lámpara correctora de deuterio, usando las longitudes de onda característica para cada metal, siguiendo la metodología establecida por Dalziel & Baker (1983).

Los resultados de las concentraciones de Cd, Pb y Cu, tanto en GGD, RT como en TBC, fueron expresados como  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de peso seco (p.s.). Los análisis fueron comparados con material de referencia (Standard Reference Material 1566<sup>a</sup> Oyster tissue, US Department of commerce, Technology, Gathersburg, MD).

Una vez determinadas las concentraciones se realizaron análisis de varianza entre la acumulación del metal dependiendo del tipo de tejido, meses y época del año (Sokal & Rohlf 1997; SYSTAT 6.0, 1996).

## RESULTADOS

### Cadmio

El cadmio se acumuló en el siguiente orden: gónada –glándula digestiva (GGD) < resto de tejido blando (RT) < tejido blando completo (TBC). Y sus concentraciones decrecieron desde la época lluviosa (octubre) hasta el final de la seca (marzo). El máximo contenido en RT fue  $3.90 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , mientras que en GGD resultó  $0.75 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ . Este metal no fue detectado (nd) en RT, ni en GGD en los meses de noviembre y marzo, respectivamente (Fig. 2).

Al observar la variación temporal de las concentraciones en el TBC (Fig. 3), se nota un decaimiento brusco desde octubre ( $4.60\mu\text{g.g}^{-1}$ ) hasta noviembre (nd), en diciembre se incrementa a  $2.47\mu\text{g.g}^{-1}$ , decrece en enero ( $0.69\mu\text{g.g}^{-1}$ ) y febrero ( $0.07\mu\text{g.g}^{-1}$ ) y aumenta levemente en marzo ( $0.82\mu\text{g.g}^{-1}$ ). Por otro lado, el análisis de varianza indicó diferencias altamente significativas en el Cd acumulado en los tejidos durante los diferentes meses y entre el tipo de tejido y el mes (Cuadro 1).

### **Plomo**

La mayor acumulación de Pb en GGD ( $5.32\mu\text{g.g}^{-1}$ ) y RT ( $7.79\mu\text{g.g}^{-1}$ ) ocurrió en el mes de noviembre, concentración mínima en GGD ( $0.38\mu\text{g.g}^{-1}$ ) y no fue detectado en el mes de octubre en RT (Fig. 4). En noviembre, el nivel acumulativo fue el más alto para el organismo completo ( $13.06\mu\text{g.g}^{-1}$ ; Fig. 5), decae en los meses de diciembre ( $8.34\mu\text{g.g}^{-1}$ ) y enero ( $1.11\mu\text{g.g}^{-1}$ ) y se incrementa ligeramente en febrero ( $5.00\mu\text{g.g}^{-1}$ ) para luego disminuir de nuevo en marzo ( $2.78\mu\text{g.g}^{-1}$ ). Cabe destacar la acumulación antagonica que manifiestan Cd y Pb en los distintos meses, sin embargo su acumulación mostró el mismo comportamiento en cuanto a los tipos de tejidos que el Cd y Cu:  $\text{GGD} < \text{RT} < \text{TBC}$ . El análisis estadístico revela diferencias altamente significativas en la acumulación del Pb en los tejidos en el tiempo (Cuadro 1).

### **Cobre**

Durante la estación lluviosa, la concentración en GGD estuvo comprendidas entre  $0.36$  y  $0.42\mu\text{g.g}^{-1}$ , mientras que en la estación seca entre  $0.07$  y  $0.29\mu\text{g.g}^{-1}$ . En el RT, el contenido del metal varió de  $0.08\mu\text{g.g}^{-1}$  (marzo) a  $0.58\mu\text{g.g}^{-1}$  (diciembre), sin guardar relación con temporada en particular (Fig. 6).

Al determinar la concentración total del organismo (Fig. 7) se encontró  $0.88\mu\text{g.g}^{-1}$  en octubre, luego disminuye en noviembre a  $0.64\mu\text{g.g}^{-1}$ , alcanza  $0.99\mu\text{g.g}^{-1}$  (valor máximo) en diciembre y decae paulatinamente hasta marzo ( $0.17\mu\text{g.g}^{-1}$ ). El análisis de varianza mostró solo diferencias muy significativas entre la concentración de Cu en los tejidos y la temporada de estudio (Cuadro 1).

La abundancia de metales en los tres tipos de tejido fue  $\text{Pb} > \text{Cd} > \text{Cu}$ .

Cuadro 1. Valores de F de los análisis de varianza para determinar diferencia significativa entre tejidos, tiempo y la interacción de tiempo y tejidos para los diferentes metales en digestión seca. \*=P<0.05, \*\*=P<0.01, \*\*\*=P<0.001, ns=no significativo

Metales	Tratamientos		
	Meses	Tejidos	Meses*Tejidos
Cadmio	55.77 ***	133.92 ***	32.64***
Plomo	11.03 ***	0.06 ns	0.83 ns
Cobre	5.80 **	0.70 ns	0.46 ns

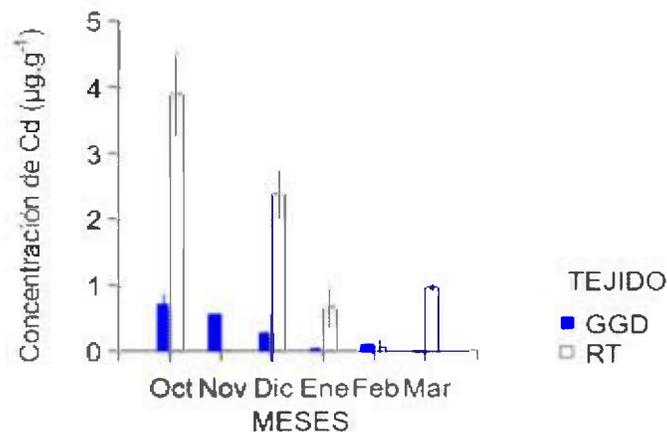


Fig. 2. Concentración de Cd, en  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  peso seco, en la gónada-glándula digestiva (GGD) y el resto de tejido (RT) de *Anadara tuberculosa* durante la estación lluviosa (Octubre.-Diciembre 1998) y la estación seca (Enero-Marzo 1999).

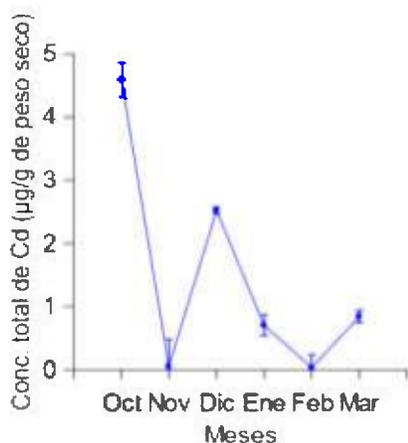


Fig. 3. Concentración total de Cd en  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  de peso seco) en *Anadara tuberculosa* durante la estación lluviosa (Octubre-Diciembre 1998) y la estación seca (Enero -Marzo 1999).

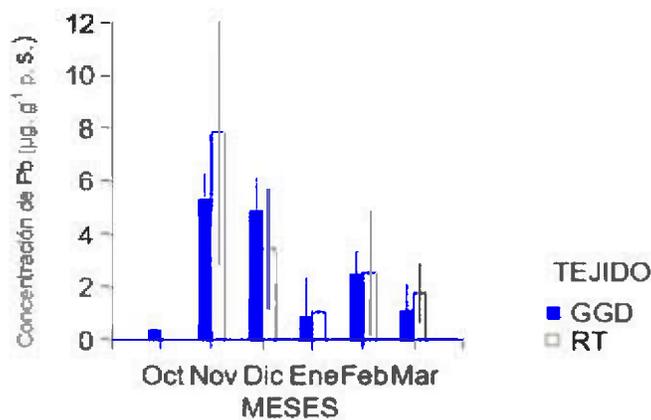


Fig. 4. Concentración de Pb en  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  peso seco en gónada-glándula digestiva (GGD) y resto de tejido (RT) de *Anadara tuberculosa* durante la estación lluviosa (Octubre-Diciembre 1998) y la estación seca (Enero-Marzo 1999).

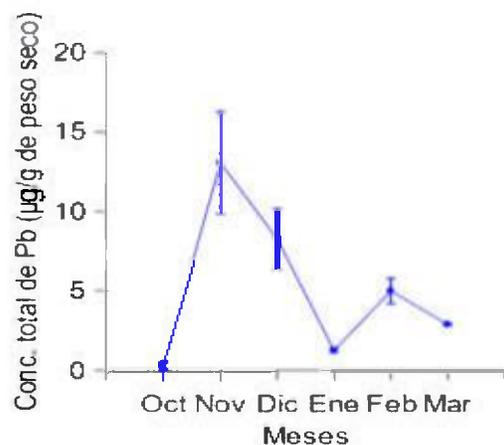


Fig. 5. Concentración total de Pb en  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  peso seco de *Anadara tuberculosa* durante la estación lluviosa (Octubre - Diciembre 1998) y la estación seca Enero-Marzo 1999).

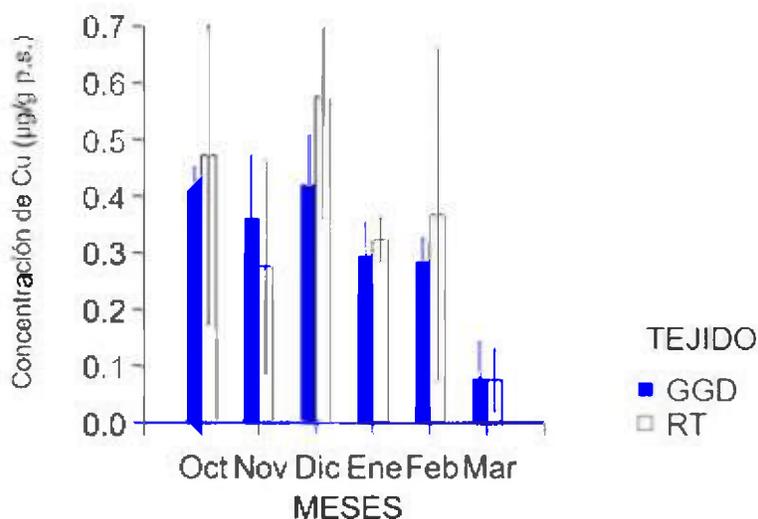


Fig. 6. Concentración de Cu en  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  peso seco en gónada-glándula digestiva (GGD) y resto de tejido (RT) de *Anadara tuberculosa* durante la estación lluviosa (Octubre-Diciembre 1998) y la estación seca (Enero - Marzo 1999).

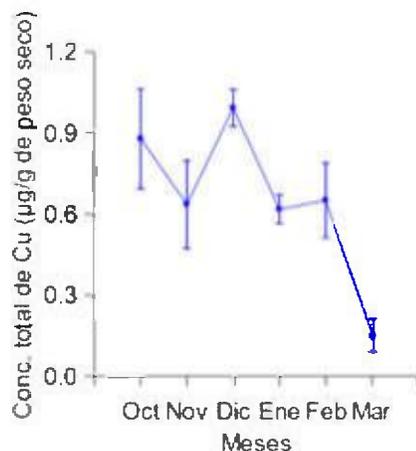


Fig. 7. Concentración total de Cu en  $\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  peso seco en *Anadara tuberculosa* durante la estación lluviosa (Octubre - Diciembre 1998) y la estación seca (Enero-Marzo 1999).

## DISCUSION

Muchos investigadores han informado que los moluscos y crustáceos son los organismos marinos que acumulan más cadmio:  $0.88 - 23 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  (especies comerciales) y  $9 - 500 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$ , (especies no comerciales). Las concentraciones de Cd en *Anadara tuberculosa* se asemejan al intervalo de  $0.77$  a  $3.16 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  encontrado por Bou-Alayan et al. (1995) en la ostra *Pinctada radiata* en una costa de Kuwait en donde ocurrió un derrame petrolero y al de  $0.9 - 5.0 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  registrado por De Gregori et al. (1994) en Navajuela y Almeja chilena, sin embargo son inferiores a  $10.9 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$  cuantificado por Krishnakumar & Bhat (1998) en ostras de la India.

El patrón estacional de acumulación de Cd coincide con el observado por Laksmanan & Nambisan (1983) en moluscos bivalvos: altas concentraciones en periodos lluviosos de baja salinidad y pH, y bajas concentraciones en época seca de alta salinidad y pH. Este hecho sugiere que la salinidad parece jugar un papel importante en la concentración del metal en las partes blandas, puesto que en estas condiciones puede ser más accesible a la biota.

De Gregori et al. (1994) cuantificaron altos contenidos de Pb, Cd, y Cu en el tejido blando completo de las Navajuelas y Almejas chilenas, y resaltaron que el Pb, Cd y Cu se acumulaban preferiblemente en las vísceras, branquias y gónadas. Este resultado coincide con el obtenido en *Anadara tuberculosa* y parece indicar que puede haber una relación entre el estado de desarrollo de la gónada y la cantidad de Cd acumulado, probablemente relacionados con la reproducción y adaptación estacional (Cossa et al., 1980).

El Cd es un metal muy tóxico para los organismos marinos y humanos por lo que se considera importante cuantificar las entradas antropogénicas que permanecen disueltas en el mar, así como la forma química que se presenta en los sedimentos. Su estado de oxidación, en ambientes considerados naturales, es Cd (II) y no se afecta directamente por las condiciones redox.

Este metal puede formar cloruros y complejos orgánicos y ocasionar daños fisiológicos cuando se presentan en alta concentraciones, pues perturba los procesos metabólicos responsables de la biosíntesis de los lípidos en las membranas, altera el balance Na/K/Ca y determina el reemplazo del Ca produciendo selectividad en su paso por las membranas con un incremento en la concentración interna (Viarengo 1985; Chelomin & Belcheva 1990).

La concentración de Pb fue baja, si se compara con  $112.5\mu\text{g. g}^{-1}$  encontrada en el sedimento (Durán 2000) y a la contenida en *Pinctada radiata* (10.68- 18.66) de Kuwait (Bou-Olayan et al., 1995), a  $70.5\mu\text{g. g}^{-1}$  reportada por Krishnakumar & Bhat (1998) en tejidos de ostras y a  $18.66\mu\text{g. g}^{-1}$  contenida en *Pinctada radiata* de Kuwait, pero similar a  $13.40\mu\text{g. g}^{-1}$  registrado por Fuentes & Gómez (2000) en *Ascidia nigra* de dos zonas costeras venezolanas, las cuales reciben aportes del tráfico automotor y marítimo que se introducen al medio marino al caer de la atmósfera. Los compuestos alquílicos hidrofílicos son los compuestos de Pb más biotóxicos y comúnmente se presentan en organismos marinos. Bou-Olayan et al. (1995) concluyeron que los altos niveles mostrados se debían a descargas de efluentes industriales y aguas municipales.

La distribución temporal del Pb fue antagónica con respecto al Cd, lo que probablemente indica no sigue un patrón de acumulación estacional, a diferencia del Cd y Cu.

Las concentraciones en *Anadara tuberculosa* estuvieron muy por debajo de los valores encontrados en tejidos del mejillón *Perna viridis*, la ostra *Crassostrea cucullata* y la almeja *Meretrix casta* de 128 - 201  $\mu\text{g. g}^{-1}$ , en la costa oeste de la India (Krishnakumar & Bhat 1998) y de 1,01 - 1,18  $\mu\text{g. g}^{-1}$  de la ostra perlífera *Pinctada radiata* de una costa de Kuwait que resultó impactada por un derrame petrolero y recibe desechos de una industria petroquímica (Bou-Olayan et al., 1995). Se presume que el Pb reemplazó al Cu. A su vez los resultados se distinguen mucho de los reportados por Ahumada (1994) en la Bahía de San Vicente (Chile): *Tagelus dombeii* (7.6-8.8  $\mu\text{g. g}^{-1}$ ), *Choromytilus chorus* (13.0  $\mu\text{g. g}^{-1}$ ), *Glycymeris ovatus* (13.0  $\mu\text{g. g}^{-1}$ ), *Cancer coronatus* ( 10.0  $\mu\text{g. g}^{-1}$ ).

La distribución temporal de las concentraciones de Cu en *Anadara tuberculosa* permite deducir un patrón estacional coincidiendo en este sentido con la distribución del Cd, concentraciones superiores en la temporada lluviosa (baja salinidad y pH) e inferiores en la seca (alta salinidad y pH). Los contenidos se mantuvieron prácticamente constantes en cada temporada. Probablemente porque en la época de baja salinidad se incrementa la cantidad de especies iónicas en solución (Lakshmanan & Bhat 1983). Otros investigadores han observado baja concentración del metal durante el periodo de alta productividad, y establecen que la incorporación de metales al fitoplancton reduce el contenido de iones disueltos en el agua.

Los organismos marinos que usan branquias como principal ruta de nutrientes, pueden acumular Cu en respuesta a la concentración en el agua de mar y sedimentos. El Cu no es bioacumulado en los niveles tróficos superiores. Aunque el Cu exhibe comportamiento de nutriente, estudios previos sobre efectos fisiológicos demuestran la alta toxicidad y efectos mortales. Su ingreso al medio marino como contaminante es meramente antropogénico y su toxicidad parece resultar de su interacción con las membranas celulares, las cuales son lábiles a los procesos lipoperoxidativos. El incremento en la formación de radicales libres y la peroxidación lipídica puede conllevar a un stress celular severo.

La legislación española establece que el límite permitido de Cd, Pb y Cu en moluscos frescos que se consumirán como alimento debe ser 1, 5 y 20 ppm peso seco (De Gregori et al., 1994), es decir que la *Anadara* de la Bahía de Chame contiene altos niveles de Cd y Pb, probablemente de fuentes antropogénicas que afecta su habitat.

Es bien conocido que los moluscos bivalvos por ser organismos filtradores acumulan altos niveles de contaminantes (por ejemplo metales pesados). La contaminación está asociada con la materia particulada suspendida en la columna de agua, y el plancton ingerido durante el proceso de filtración.

Debido a que los metales pesados no son biodegradables se acumulan favorablemente en los tejidos viscerales. La forma como se acumulan no está muy dilucidada y se ha especulado sobre su fuerte enlazamiento con proteínas de bajo peso molecular como las metalotioneinas (Sadiq 1992). De hecho, los metales pesados son capaces de inducir la síntesis de las metalotioneinas, considerado esto como el evento más importante en la homeostasis y regulación intracelular de metales esenciales como el Zn y Cu, y en la detoxificación de cationes xenobióticos divalentes como el Cd, Pb y Hg (Mouneyrac et al., 1998, Fuentes & Gómez 2000).

El alto contenido de Cd y Pb en los organismos pueden ser atribuidos a fuentes naturales y antropogénicas que afectan el agua y sedimentos del hábitat, por ejemplo, residuos domésticos e industriales arrastrados por los ríos que desembocan en la Bahía de Chame, la circulación de vehículos automotores y marítimos. Sin embargo el Cu parece ser natural.

## CONCLUSIONES

El metal más abundante en los tejidos de *Anadara tuberculosa* fue el Pb y el más escaso el Cu. La acumulación de estos metales resultó menor en la gónada glándula digestiva que en el tejido blando restante, mostrando el Cd y Cu un patrón estacional de acumulación, más no el Pb, el cual parece ser transferido al agua de mar por fuentes antrópicas.

## REFERENCIAS

Ahumada, R. 1994. Nivel de concentración e índice de bioacumulación para metales pesados ( Cd, Cr, Hg, Ni, Cu, Pb, y Zn) en tejidos de invertebrados bénticos de Bahía San Vicente, Chile. *Rev. Bio. Mar*, Valparaiso, Vol. 29 (1): 77-87.

Bou-Olayan, A., S. Al-Mattar, S. Al-Yakoob & S. Al-Hazeem. 1995. Accumulation of lead, cadmium, copper and nickel in the oyster *Pinctada radiata* from Kuwait. *Mar. Pollut. Bull.* 30 (3): 225-231.

Chelomin, V. P. & N. N. Belcheva. 1990. Alterations of microsomal lipid synthesis in gills of bivalve mollusc *Mizuhopecten yessoensis* in response to cadmium accumulation. *Comp. Biochem. Physiol.* 99C (1/2): 1-5.

Cossa, D. E. B., D. Pouliot, J. Piuze & J. Chanut. 1980. Geographical and seasonal variations in the relationship between trace metal content and body weight in *Mytilus edulis*. *Marine Biology* 58, 7-14.

Dalziel, J. & C. Baker. 1983. Analytical methods for measuring metals by atomic absorption spectrophotometric. *FAO Fish. Tech.* Vol. 212: 14-20.

De Gregori, D., D. Delgado, H. Pinochet, N. Gras, L. Muñoz, C. Bruhn & G. Navarrete. 1994. Cadmium, lead, copper and mercury levels in fresh and canned bivalve mussels *Tagelus dombeii* (Navajuela) and *Semella solida* (Almeja) from the Chilean coast. *Sci. Total Environ.* 148:1-10.

Durán, I. 2000. Determinación de metales pesados en *Anadara tuberculosa* en el manglar de la Isla de Taborcillo, Punta Chame. Tesis de licenciatura, Universidad de Panamá, 117 pp.

Fuentes, M. V. & J. A. Gómez. 2000. Metales trazas en *Ascidia nigra* (Savigny, 1816) colectadas en zonas costeras del Estado Sucre, Venezuela. *Scientia* (Panamá), 15(2):45-59.

Krishnakumar, P. K. & G. S. Bhat. 1998. Heavy metal distribution in the biotic and abiotic matrices along Karnataka coast, west coast of India. *Indian J. Mar. Sci.* 27: 201-205.

Laksmanan, P. & P. Nambisan. 1983. Seasonal variations in trace metal content in bivalve mollusks, 12: 100-103.

Mouneyrac, C., J. C. Amiard & C. Amiard-Triquet. 1998. Effects of natural factors (salinity and body weight) on cadmium, copper, zinc and metallothionein-like protein levels in resident populations of oysters *Crassostrea gigas* from a polluted estuary. Mar. Ecol. Prog. Ser. 162: 125-135.

Munger, C., H. Landis & A. Tessier. 1999. Cadmium sources and exchange for *Chaoborus* larvae nature. Limnol. Oceanogr. 44(7):1763-1771.

Pacyna, J., M. Scholtz & Y. Li. 1995. Global budget of trace metal source. Environ. Rev. 3:145-159.

Ponce, R., J. Forja & A. Parra. 2000. Influencia de la actividad antropogénica en la distribución vertical de Zn, Cd, Pb y Cu en agua intersticial y sedimentos marinos costeros (Bahía de Cádiz, S. W. de España). Ciencias Marinas, 26(3):479-502.

Roditi, H. & N. Fisher. 1999. Rates and routes of trace element uptake in Zebra mussels. Limnol. Oceanogr. 44(7):1730-1749.

Sadiq, M. 1992. Toxic Metal Chemistry in Marine environments. Marcel Dekker Inc., New York. 390pp.

Sokal, R. & J. Rohlf. 1997. Biometría: Principios y Métodos estadísticos en la Investigación Biológica. Madrid: Heroes SA. 832.

SYSTAT 6.0 for windows. Sthatics. 1996. Chicago: Microsoft Corporation. SPSS Inc. 600 .

Viarengo, A. 1985. Efectos bioquímicos de los metales trazas. Mar. Poll. Bull. Vol. 16. Nº4. 153-158.

*Recibido enero de 2004, aceptado febrero de 2004.*



**CONDITIONING FACTORS THAT INFLUENCE THE SPONTANEOUS VOLTAGE GRADIENT AND THE TRANSEPITHELIAL RESISTENCE IN DIVERSE IN VITRO MAMMALIANS AND AMPHIBIANS EPITHELIA**

**Eric J. Serrano C<sup>1,2</sup>.**

<sup>1</sup>Physiology Department of Medicine School, Panama University. <sup>2</sup>Universidad Especializada De Las Américas.

**ABSTRACT**

An experimental study about spontaneous voltage gradient, total transepithelial resistance and short-circuit current is made on different amphibian and mammalian epithelia. The dissected tissue is placed between two cubic chambers. The biological membrane divides two electrolytic oxygenated-solutions at 20°C and pH 7.4 conditions. A multimeter measures the voltage difference between the solutions, then 6 $\mu$ A of direct current is applied through them for transepithelial resistance calculation. Thereafter a 9 – 56 V outer electromotive force and a potential divider are placed in series with the tissue to adjust and maintain zero potential, in order to measure the short-circuit current. Significant differences with 0.01 level confidence were found in the electric epithelial parameters of the frog skin and urinary bladder and in the rabbit and rat proximal colon, urinary bladder and gallbladder. While [Na<sup>+</sup>] decrease from 107 to 0.375 mM minimized the short-circuit current in the frog skin, 100 mU/ml vasopressin in the serosal solution significantly increased it by 62%. The frog urinary bladder transepithelial resistance increased by means of pH decrease from 7.4 to 6.0 in the serosal solution and also by 10 mM amiloride in the mucosal solution. Neither the total transepithelial resistance nor the short-circuit current significantly changed in the rabbit urinary bladder exposed to amiloride.

**KEYWORDS**

Transepithelial resistance, spontaneous voltage, ionic transport, oxygenated chamber.

## RESUMEN

Se realiza un estudio experimental sobre el gradiente de voltaje espontáneo, la resistencia transepitelial total y la corriente cortocircuito en algunos epitelios de anfibios y mamíferos. Se coloca el tejido disecado entre dos hemicámaras cúbicas de acrilato. El tejido separa a dos soluciones electrolíticas oxigenadas, a 20°C y pH 7.4. Un multímetro mide la diferencia de voltaje entre las soluciones y luego se inyecta 6µA de corriente para calcular la resistencia transepitelial. Luego se coloca una fuerza electromotriz externa de 9 – 56 V y un resistor variable en serie con el tejido para medir la corriente cortocircuito cuando la diferencia de voltaje es 0 mV. Se encontraron diferencias significativas en los parámetros eléctricos transepiteliales medidos en la piel y vejiga urinaria del sapo, en la vesícula biliar, colon y vejiga urinaria del conejo y de la rata, con un nivel de confianza de 0.01. La disminución de la [Na<sup>+</sup>] de 107 a 0.375 mM disminuyó la corriente cortocircuito en la piel de sapo. La administración de 100 mU/ml de vasopresina en el lado seroso de la piel de sapo aumentó significativamente la corriente en un 62%. La resistencia transepitelial aumentó por efecto de la disminución del pH de 7.4 a 6.0 en la vejiga urinaria del sapo y también cuando se administró 10 mM amilorida en su lado mucoso. Ni la resistencia ni la corriente cortocircuito variaron significativamente en la vejiga urinaria de conejo expuesta a amilorida.

## PALABRAS CLAVES

Resistencia transepitelial, voltaje espontáneo, transporte iónico, cámara oxigenada.

## INTRODUCTION

Epithelial cell membranes contain different types of ion channels that determine the total current of the cell membrane. It is possible to distinguish currents derived from passive and active ionic transports. Ussing & Zerahn (1951, republished in 1999) invented an 80 ml cubic chamber that has his surname and probably never imagined the wide range of applications this system would have. Today there are spheroidal microchambers (Pedersen et al., 1999; Negrete et al., 1996) with 0.3 ml at least (Carrasquer et al., 1999; Veeze et al., 1991). An oxygenated two-baths system hermetically divided by the biological membrane is used in the actual research. The electrophysiological characteristics of the in vitro epithelia from the frog skin and urinary bladder, from the rabbit colon, urinary bladder and gallbladder and from the rat colon and urinary bladder are compared in an opened then closed electric circuit. Low sodium concentration, changes in the pH solutions, amiloride and vasopressin manipulations in the solutions are also evaluated. Epithelial cells form a tridimensional syncytium that functions as a unique cell with asymmetric ionic transports in the apical

with respect to the basolateral membrane, in order to generate polarity or potential gradient. It is convenient to consider the epithelium as an equivalent circuit where an apical membrane resistance is in series with the basolateral membrane resistance. These membrane resistances are in parallel with the tight junction resistance, which are specially high resistances in cultured tissues (Handler et al., 1981). According to Kirchoff Law, total transepithelial resistance depends on the three resistances mentioned above (Hug 2002). The short-circuit current is due to ionic active transport, principally the sodium flow. There is an epithelial sodium channel in the apical membrane and the  $\text{Na}^+ - \text{K}^+$  ATPase pump in the basolateral one, which permit the first a net sodium movement into the cell and the second the exit from it. Traditionally, short-circuit current ( $I_{sc}$ ) is defined as a direct macroscopic current that operates in the epithelium when the cell membrane voltage with identical Ringer solution at both sides of the tissue is clamped to zero potential. The short-circuit current is the sum of the currents derived from individual ionic channel populations that fluctuate between an opened and a closed state, just to induce very low current variations (Baker et al., 2002). Some conditions and reagents that decrease  $I_{sc}$  are: low apical sodium charge, amiloride (Mauro et al., 1987), ouabain (Beltowski 2003), low oxygen tension, tetrodotoxin (Li et al., 1994) and low temperature. Other conditions increase the current: vasopressin, forskolin, aldosterone (Grubb et al., 1987),  $\text{CaCO}_3$  crystall accumulations in the urinary bladder (Loo et al., 1985),  $\text{PGE}_2$ ,  $\text{PGI}_2$  (Pohlman et al., 1983) and teophyllin (Knauf et al., 1984). Less appreciated is that these epithelial functions can be modified by macromolecules other than neurotransmitters and hormones (Lewis et al., 1995). The general objective of the present study is to measure the electrical transepithelial parameters in amphibians and mammals by using an in vitro model system, based on the Ussing Chamber, with specific modifications in its construction. The specific objectives are the following: 1-Compare the spontaneous voltage gradient, the transepithelial resistance and the short circuit current between the frog and the rabbit urinary bladders; between the rabbit urinary bladder and gallbladder; between the frog skin and urinary bladders; between the rabbit and the rat urinary bladders and colons and between the rabbit urinary bladder and colon. 2-Observe the low sodium concentration effect in the frog skin and the rabbit urinary bladder electrical parameters. 3 - Evaluate the vasopressin effect in the frog skin short

circuit current. 4-Evaluate the amiloride effect in the frog and the rabbit urinary bladder. 5- Observe the pH influence in the frog urinary bladder transepithelial resistance.

## METHODS

This is a prospective, analytic and experimental study. Animals were rabbits, rats and frogs. Control groups were the following isolated tissues: 1. Ten frog skins and urinary bladders, 2. Eight rabbit colon, urinary bladders and gallbladders, and 3. Five rat colon and urinary bladders. Cohort groups were the following: 1. Sixteen frog skins and urinary bladders and 2. Ten rabbit urinary bladders. Living frogs weighted between 100 – 200 g, the rabbits 1.5 – 3 kg and the rats 100 – 200 g. Both solutions were at 20°C. The eight cohort frog skins were exposed to 0.375 mM sodium, the other eight cohort frog skins were exposed to 100 mU/ml ADH in the serosal solution. Eight cohort frog urinary bladders were exposed to pH = 6 in the serosal solution and the other eight urinary bladders were exposed to 10 mM amiloride in the mucosal solution. The same electrical transepithelial parameters were measured from both control and cohort groups. Thirty minutes after the initial measures in the rabbit urinary bladder and the frog skin and urinary bladder control groups, these samples were exposed to the same manipulations as the cohort groups. **Transepithelial Electrical Parameters:** 1. Transepithelial voltage gradient ( $\Delta V$ ) is the voltage difference (mV) between the mucosal and the serosal solution. Fine tip electrodes are placed respectively in both solutions in order to measure the spontaneous voltage by a multimeter when less than 1 mV oscillations are constantly registered just 30 minutes after the open circuit is assembled. 2. Total transepithelial resistance ( $R_{te}$ ) is calculated according to Ohm's Law ( $R=V/I$ ) by registering the voltage change in the biological membrane when a 6  $\mu A$  pulse current of one second duration is applied to the solutions, which is six times higher than the current injection reported in 1976 by Lewis & Diamond in their Electrical Methods. Unit resistance measure is expressed in kohm/cm<sup>2</sup> of surface area. The short-circuit current ( $I_{sc}$ ) is the current in the closed or shunted circuit that occurs when a zero or closed to zero transepithelial voltage is clamped by adding an outer 9 – 56 V electromotive force and a potential divider that nulls the passive ionic transports in two symmetric solutions. The unit current measure is expressed in  $\mu A/cm^2$ . All measures in the control and the cohort groups were done thirty minutes after the open circuit was assembled.

The modified Ussing system consisted of two identical, cubic chambers built of acrylic material (size: 0.5 or 2 cm each side). The chamber size used in each control or cohort group depended on the biological sample size. The two chambers of five sides each were joined together, with the biological sample between them. A cyanoacrylate sealant was placed at the borders of the vacant side of each chamber to adhere the biological membrane and prevent the solution escape from each side of the system. Each chamber contained an electrolytic solution that occupied either 125  $\mu$ l in the 0.5 cm side chamber or 8 ml in the 2 cm side chamber. One solution contacted the apical side of the epithelium. This solution was called the mucosal solution. The other solution was nearer to the basolateral side of the epithelium, which was called the serosal solution. At the superior side of the chamber there were two apertures 3 mm in diameter. Five millimeters of a flexible plastic tube 5 cm long was introduced through one of each chamber orifices, which was also hermetically connected to a cylinder 1 – 2 cm diameter per 4 cm long. Two acrylic cylinders, each one connected to one chamber, contained the same electrolytical solution of the chambers and were opened at the top for receiving 3 L/min carbogen gas (95% O<sub>2</sub> and 5% CO<sub>2</sub>) from a tank. The other orifice of each chamber was used to introduce not only the multimeter electrodes for voltage, current and temperature measures, but also the current injection and/or the negative electrode in the closed circuit with the dry battery and the potential divider. Two digital multimeters model AVD-830D with 95% sensibility and 90% specificity were used in the electric circuit. Injection current was provided by Grass SD9 stimulator which has 90% sensibility and 100% specificity. The voltmeter was located in parallel position with the tissue. In the closed electric circuit a dry 9 – 56 V battery was placed with the potential divider in series with the biological membrane, according to the particular sample transepithelial resistance and capacitance (Fig. 1: Closed Circuit in the Biological Assembling). The negative output of the battery was connected through a silver – silver chloride fine wire that ended in the chamber where the negative voltmeter electrode was handled. From a zero outer resistance, the potential divider was manipulated accurately so that as the resistance increase was obtained, the spontaneous membrane voltage dropped to zero. Then the short-circuit current was measured when the amperimeter was placed in series with the biological membrane. **Solutions:** Rabbit

Ringer (mM) 132 NaCl, pH 7.4, 7 KCl, 25 NaHCO<sub>3</sub>, 2 CaCl<sub>2</sub>, 1.2 MgSO<sub>4</sub>, 0.375 NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>, 10 glucose; Rat Ringer Locke (mM) 130 NaCl, pH 7.4, 7 KCl, 25 NaHCO<sub>3</sub>, 2 CaCl<sub>2</sub>, 1.2 MgSO<sub>4</sub>, 0.375 NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>, 10 glucose; Frog Ringer (mM) 102 NaCl, pH 7.4, 4 KCl, 5 NaHCO<sub>3</sub>, 1 CaCl<sub>2</sub>, 0.8 MgSO<sub>4</sub>, 1 phosphate, 10 glucose; Ringer Coline (mM) 111.2 coline<sup>(17)</sup>, pH 7.4, 5.8 KCl, 2 CaCl<sub>2</sub>, 1.2 MgSO<sub>4</sub>, 0.375 NaH<sub>2</sub>PO<sub>4</sub>, 10 glucose. **Drugs and Reagents:** Vasopressin 100 mU/ml, Amiloride 10 mM, HCl 0.1 N for serosal solution acidification to pH 6 and KCl 3 M for rabbits and rats sacrifices. **Dissections:** A.Rabbit and Rat. These animals were mentally depressed with 15 mg/kg of intraperitoneal xylazine, then they were sacrificed with 2cc of intracardiac KCl 3M. Urinary bladder and gallbladder were washed out vigorously three times with Ringer solution and placed each other separately in oxygenated solutions. The colon procedure was the same as the above but washed out five times to discard fecal content. The sample tissue had the least possible thickness, close to the epithelial thickness itself. The carefully connective and muscular tissues separations from the epithelia were done in the urinary bladder and the colon. B.Frog. The brain and spinal cord amphibian was traumatically, then a square of abdominal skin was taken out, 2.5 cm each side. The frog lobulated urinary bladder was also removed. **Total Sample and Epithelial Thicknesses Measures:** Each sample was fixed with buffered formalin and stained with hematoxylin and eosin. Eight different fields of the total samples and the epithelia thicknesses were measured with a 20x power vision light microscope. All epithelial average thicknesses were less than 35 μm and all the total sample thicknesses were less than 141 μm (Fig. 2). **Statistic Test:** I used the t student test with 0.01 and 0.05 level confidence not only for control group comparisons, but also for comparisons between control and cohort groups and between experimental and control periods of the control groups.

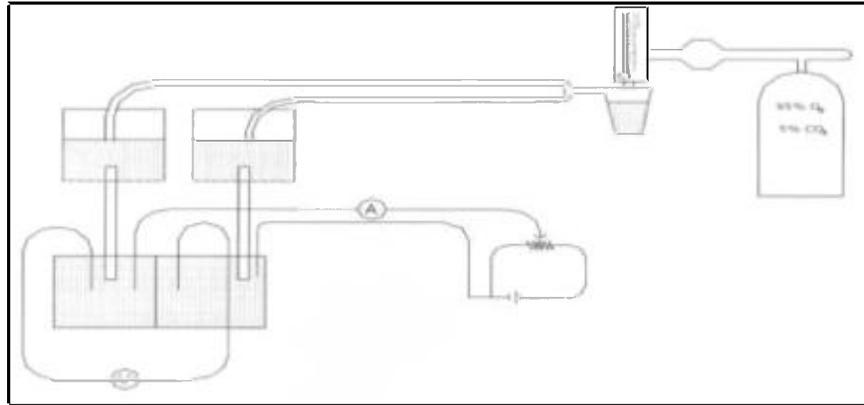


Fig. 1. Closed Circuit in the Biological Assembling.



Fig. 2. Rabbit Urinary Bladder Total Thickness.

## RESULTS

The frog skin and the rat urinary bladder had the highest average voltage gradients in their epithelia (34.4 mV and 28.1 mV respectively); instead the rat colon (1.8 mV) and the rabbit colon

(3.4 mV) had the lowest voltage gradients. The rat and rabbit urinary bladders had the highest transepithelial resistances (643.2 and 590.6 kohm/cm<sup>2</sup> respectively); instead the rabbit gallbladder had the lowest resistance (5.3 kohm/cm<sup>2</sup>). Transepithelial resistances are mentioned in the decreasing order: rat urinary bladder > rabbit urinary bladder > frog skin > rabbit colon > frog urinary bladder > rat colon > rabbit gallbladder. The highest short-circuit current (Fig. 3) occurred in the rabbit gallbladder epithelium (32.9 μA/cm<sup>2</sup>), followed by the frog urinary bladder (24.7 μA/cm<sup>2</sup>). The closed electric circuits of the rabbit colon and the rat urinary bladder control groups used the greatest external resistances for the short-circuit current determinations (302.5 and 352.2 kohm respectively). There were significant differences in voltage, resistance and short-circuit current parameters between the majority of the control groups comparisons for 0.01 level confidence, except in the following situations: 1-No voltage difference between rabbit and frog urinary bladders, 2-No voltage difference between rabbit urinary bladder and gallbladder, 3-No resistance and short-circuit current differences between rabbit and rat urinary bladders. The low sodium experiment in the frog skin cohort group had lower spontaneous voltage, lower short-circuit current and higher resistance than the isotonic sodium in the frog skin control group for a 0.01 level confidence (Table 1). There were no statistical differences in the electric parameters between control and cohort rabbit urinary bladder groups in the low sodium experiment for a 0.01 level confidence. There was no voltage difference between the frog skin control and cohort groups in the vasopressin experiment, but resistance was significantly lower and short-circuit current higher in the cohort group. Both the amiloride and pH 6 experiments had lower spontaneous voltages and short circuit-currents in the frog urinary bladder cohort groups for a 0.01 level confidence. The short-circuit current and the transepithelial resistance in the rabbit urinary bladder cohort group were lower than the control group in the amiloride experiment for a 0.05 level confidence, but there was no difference in the spontaneous voltage. The electric parameters in ten control frog skins and urinary bladders and eight control rabbit urinary bladders were also measured thirty minutes after they were exposed to the experimental period. Five of the ten frog skins were exposed to low sodium and five were exposed to serosal vasopressin. Five of the ten frog urinary bladders were exposed to serosal pH 6 and five were exposed to mucosal amiloride. Four of the eight rabbit urinary bladders were exposed to

low sodium and four were exposed to amiloride. Contrary to the results in the cohort group, transepithelial resistance increased in the pH 6 and amiloride experimental periods of the control group (Table 2). Similarly the resistance increased in the amiloride experimental period of the rabbit urinary bladder control group. There were significant voltage and short-circuit current reductions in the low sodium experimental period in the frog skin control group, but resistance did not rise significantly. No significant voltage and short-circuit current rise were detected in the vasopressin frog skin experimental period, but resistance decreased for a 0.01 level confidence. The short-circuit currents and the voltages decreased in both the pH 6 and the amiloride manipulated frog urinary bladder in the experimental period of the control group. The resistance increased and the current decreased in the amiloride period of the control frog urinary bladders. Meanwhile the amiloride period did not change the rabbit urinary bladder parameters in the control group; neither did the low sodium period in the resistance and the voltage parameters. Instead the short-circuit current lowered in the low sodium period of the control rabbit urinary bladders. Amiloride in the experimental period decreased the short-circuit current in both the rabbit and the frog urinary bladders control groups for a 0.05 level confidence. All epithelia (skin, urinary bladder, colon and gallbladder) had inverse relationships between transepithelial resistance and spontaneous voltage in the control periods.

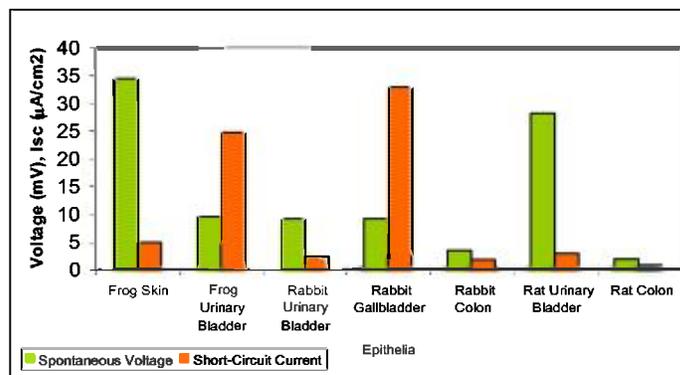


Fig. 3. Spontaneous Voltage and Short-Circuit Current in the Control Groups.

**Table 1. Averages and Standard Deviations of Spontaneous Voltages, Transepithelial Resistances and Short-Circuit Currents in the Control and Cohort Groups.**

Epithelia	Control Groups: Ringer Solutions			Cohort Groups: Ringer Choline				
	n	$\Delta V$ (mV)	R (kohm/cm <sup>2</sup> )	Isc ( $\mu A/cm^2$ )	n	$\Delta V$ (mV)	R (kohm/cm <sup>2</sup> )	Isc ( $\mu A/cm^2$ )
Frog Skin	10	34.4 +/- 11	82.8 +/- 9.0	4.8 +/- 1.1	8	13 +/- 4.9	93.1 +/- 3.8	3.1 +/- 0.7
Rabbit Urinary Bladder	8	9.1 +/- 2.6	590.6 +/- 107.9	2,5 +/- 0.4	5	6.4 +/- 1.8	586 +/- 78.6	1 +/- 0.2

Epithelia	Control Group			Cohort Group: Serosal ADH (100 mU/ml)				
	n	$\mu V$ (mV)	R (kohm/cm <sup>2</sup> )	Isc ( $\mu A/cm^2$ )	n	$\Delta V$ (mV)	R (kohm/cm <sup>2</sup> )	Isc ( $\mu A/cm^2$ )
Frog Skin	10	34.4 +/- 11	82.8 +/- 9.0	4.8 +/- 1.1	8	35.4 +/- 3.3	39.5 +/- 6	7.8 +/- 1.2

Epithelia	Control Group			Cohort Group: Serosal pH 6				
	n	$\Delta V$ (mV)	R (kohm/cm <sup>2</sup> )	Isc ( $\mu A/cm^2$ )	n	$\Delta V$ (mV)	R (kohm/cm <sup>2</sup> )	Isc ( $\mu A/cm^2$ )
Frog Urinary Bladder	10	9.5 +/- 2.3	35 +/- 6.2	24.7 +/- 5.3	8	3.8 +/- 0.7	30.1 +/- 3.1	14.4 +/- 1.6

Epithelia	Control Groups			Cohort Groups: Mucosal Amiloride (10 mM)				
	n	$\Delta V$ (mV)	R (kohm/cm <sup>2</sup> )	Isc ( $\mu A/cm^2$ )	n	$\Delta V$ (mV)	R (kohm/cm <sup>2</sup> )	Isc ( $\mu A/cm^2$ )
Frog Urinary Bladder	10	9.5 +/- 2.3	35 +/- 6.2	24.7 +/- 5.3	8	4.5 +/- 1.4	31.6 +/- 5.8	12.4 +/- 2
Rabbit Urinary Bladder	8	9.1 +/- 2.6	590.6 +/- 107.9	2,5 +/- 0.4	5	9.5 +/- 2	405 +/- 135	1.8 +/- 0.5

Table 2. Averages +/- Standard Deviations of Spontaneous Voltages, Transepithelial Resistances and Short-Circuit Currents in the Control and Experimental Periods of the Control Groups.

	Control Period			Experimental Period				
	n	$\Delta V$ (mV)	Isc ( $\mu A/cm^2$ )	Rte (kohm/cm <sup>2</sup> )	Manipulations	$\Delta V$ (mV)	Isc ( $\mu A/cm^2$ )	Rte (kohm/cm <sup>2</sup> )
Epithelia								
Frog Skin	5	32.8+/-8	3.6+/-0.6	90+/-15.1	Low Sodium	14.6+/-7.5	1+/-0.7	106.8+/-15.4
Frog Skin	5	35.1+/-12.5	5.9+/-2.1	75.6+/-8.7	Serosal ADH	52.1+/-7.3	9.1+/-1.7	41.4+/-6.9
Frog Urinary Bladder	5	10.6+/-3.3	28.1+/-5.4	42+/-9.1	Serosal pH 6	5.2+/-1.1	11.6+/-4.5	74+/-10.7
Frog Urinary Bladder	5	8.7+/-1.3	26.6+/-9.1	21.8+/-7.8	Amiloride	4.2+/-1	12.7+/-7.6	53.4+/-8.7
Rabbit Urinary Bladder	4	9.1+/-2.7	2+/-0.7	768.8+/-83.4	Low Sodium	3.8+/-3.1	0.5+/-0.6	787.5+/-83.1
Rabbit Urinary Bladder	4	9.1+/-2.6	3+/-0.5	412.5+/-154	Amiloride	4+/-3.2	2.2+/-0.3	424.8+/-156.1

## DISCUSSION

This research first presents the in vitro epithelia electric parameters in amphibians and mammals. Ussing found less than 91 mV spontaneous voltage and approximately 40  $\mu A/cm^2$  current density in the frog skin. In the original assembling, he included agar bridges that connected the chambers to small cylinders filled with electrolytic solution. The cylinders contained calomel-KCl electrodes for the voltage and current measurements. Although the short-circuit current was lower in our research (4.8 +/- 1.1  $\mu A/cm^2$ ), the spontaneous voltage gradients in the frog skin were quiet similar in both studies (34.4 +/- 11.0 mV in the actual study). Lewis & Diamond (1976) found 20 – 75 mV spontaneous voltage, 1.5 – 20.5  $\mu A/\mu F$  and 7000 – 40000 ohm- $\mu F$  transepithelial resistance in the rabbit urothelium. Attending to membrane capacitance normalization in the rabbit urinary bladder, that is 1.36  $\mu F/cm^2$  due to mucosal folding, it means that these authors found currents and resistances about 2.0 – 27.9  $\mu A/cm^2$  and 5147 – 29411 ohm/cm<sup>2</sup> respectively. The actual research found lower spontaneous voltages and short-circuit currents (9.1 +/-2.6 mv and 2.5 +/- 0.4  $\mu A/cm^2$  respectively) and higher total membrane resistances (590.6 +/- 107.9 kohm/cm<sup>2</sup>) than

Lewis & Diamond publications in 1976. The total transepithelial resistances obtained in the three species were in general greater than total resistances found in other publications. The total transepithelial resistances that were found in this research had magnitude orders similar to tight junction resistances. The total resistance in the rabbit urinary bladder control group in the actual study was  $590.6 \pm 107.9$  kohm/cm<sup>2</sup>. The sodium substitution with choline decreased the short-circuit current in the frog skin and rabbit urinary bladder control groups in the experimental period, otherwise it was not significantly demonstrated in the rabbit urinary bladder cohort group of this research. As a matter of fact, it is described that the short-circuit current could be used as a sodium-potassium ATPase pump activity index (Tosteson 1989). The solvent flow through a biological membrane in the Ussing chamber could drag many ions. This fact could partly explain the Isc statistical differences between cohort groups and the experimental periods in the control groups. Considering the solvent drag, the flow ratio is not independent from the nature path, but directly proportional to the water volume flow rate and inversely related to the ion free diffusion quotation. The biological membrane areas used in the research, 0.25 cm<sup>2</sup> and 4 cm<sup>2</sup>, were bathed at both sides by 125  $\mu$ L and 8 mL respectively. As the short-circuit current and the total resistance parameters were expressed per superficial area, it permits the control and cohort groups comparisons, but it is possible that the different solvent flow volumes used according to the specific epithelium assembling determined the statistical differences mentioned above. The other factor that determines solvent drag is the integral describing the shape of the path the ion and the solvent have to follow. The sodium load effect in the apical membrane (Lyoussi et al., 1992; Palmer et al., 1988; Fuchs et al., 1977) and the intracellular sodium concentration will respectively change the epithelial sodium channel and the Na<sup>+</sup> - K<sup>+</sup> ATPase pump activities (Horisberger 1994). Under physiological conditions, intracellular sodium activates the pump with a half constant activation K<sub>1/2</sub> of 10 – 20 mM and a Hill coefficient of 2 – 3. It has been proposed that the intracellular sodium concentration recruits a latent pool of the pump subunits whose size is modulated by corticosteroids (Barlet-Bass et al., 1990). Lewis et al. (1984) pointed out by macroscopic transepithelial current fluctuation analysis that amiloride-sensitive apical sodium channels in the rabbit urinary bladder share characteristics with collecting ducts in the rabbit, as well as with the

amphibian skin and urinary bladder, otherwise no patch clamp measures have been made yet in isolated channels. A peak current that lowers to a steady state within a second is demonstrated when sodium concentration is increased in the mucosal side of the frog skin. These experiments prove that sodium extracellular concentration influences the channel activity independently from the sodium intracellular composition. This phenomenon represents a self-inhibition caused by the sodium union to the outer regulatory site of the channel. Amiloride is a pyrazinic diuretic that inhibits the sodium transport in the distal renal tubule (Baer et al., 1967), the frog urinary bladder (Bentley et al., 1968), the frog skin and colon (Crabbé et al., 1968) and the rabbit urinary bladder (Frömter & Diamond 1972). As the sodium transport is inhibited by amiloride, the spontaneous voltage and the short current circuit are thus lowered by amiloride. The guanidinium group in the amiloride chemical structure blocks the Epithelial Sodium Channel (ENaC) at its outer entrance (Garty et al., 1988). In the present investigation, both the rabbit and the frog urinary bladder cohort and control groups exposed to amiloride had either lower or reduced short-circuit current and had either higher or augmented the transepithelial resistance for a 0.05 level confidence. Lewis (2000) stated the high amiloride sensitivity of the apical sodium transport at  $2 - 3 \mu\text{A}/\text{cm}^2$ . Our research found a higher short-circuit current in the frog urinary bladder control group ( $24.7 \pm 5.3 \mu\text{A}/\text{cm}^2$ ), but the rabbit urinary bladder control group had a short-circuit current ( $2.5 \pm 0.4 \mu\text{A}/\text{cm}^2$ ) within the Lewis current range proposal. Cox (1992) found that the amiloride sensitivity in the apical sodium channel depends on the amphibian age. Amiloride stimulated the short-circuit current in the frog tadpole skin, but inhibited it in the adult frog skin (Cox 1992, Mauro 1987).

Antidiuretic hormone increases the sodium transport and conductance in the frog skin, renal collecting duct and urinary bladder. Verrey (1994) found that vasopressin induces a bifasic short-circuit current in the *Xenopus laevis* distal nephron A6-C1 cells. Lewis and Diamond (1976) showed a low decrease by  $22 \pm 8 \%$  in the rabbit urinary bladder resistance, but no significant change in the short-circuit current with the addition of 100 mU ADH to the serosal bath. In the ADH frog skin exposed cohort group occurred 52% less resistance and 62% more short-circuit current than the control group, with a slim

transepithelial voltage change. The actual research also found a 45% resistance decrease and a 54% short-circuit current increase during the vasopressin exposition in the experimental period of the frog skin control group. Lewis et al. (1976, 1984) found short-circuit current variations by changing the mucosal pH values: compared to pH 7.4, there was a 15% current increase at pH 8.4 and a 42% current decrease at pH 5.8. Our findings were the following: compared to pH 7.4 there was 60% less current and 29% less spontaneous voltage in the rabbit urinary bladder cohort group, and 35% less current and 62% less spontaneous voltage in the frog skin. The transepithelial resistences variations were less evident: compared to the pH 7.4 control groups, there was 12% less resistance in the frog skin and 1% less resistance in the rabbit urinary bladder cohort groups. The vasopressin's transduction signal is as follows in the epithelia: it bounds to  $V_2$  receptors in the basolateral cell membrane, then Gs protein is activated ( $G_{s\alpha}$ -ATP). Active Gs protein stimulates adenylatecyclase, which increases the cAMP intracellular concentration. As the proteinkinase A fosforilates the ENaC aggregates, they are activated in the apical cell membrane, which will increase the sodium transport, the spontaneous voltage and the short-circuit current.

The hydrogen concentration has been implicated in the sodium-potassium ATPase pump activity since Lewis & Diamond publications in 1976. The pump is a current source in the basolateral side with one hundred charges per second per cycle or its equivalent  $10^{-5}$  pA, which is 4 to 5 order magnitude lower than the ionic channel current. Multiple factors change the in vitro pump activity, particularly low oxygen tension, pH, osmolality and calcium concentration. Sodium enters the apical membrane following the electrochemical gradient into amiloride sensitive channels. The apical membrane of the rabbit urothelium has a  $-55$  mV gradient voltage, negative the interior respect to mucosal solution, and a 7 mM chemical gradient when the sodium concentration in the mucosal solution is 120 mM. The basolateral sodium-potassium ATPase pump extrudes intracellular sodium at the time it introduces potassium to the cell. Potassium exits the basolateral membrane through selective potassium channels, which generate a  $-55$  mV gradient voltage in the basolateral membrane. The rabbit urothelium pump kinetic has a  $3 Na^+$  and  $2 K^+$  stechiometry, with 14.2 mM sodium and 2.3 mM potassium Km. Hill coefficient for these ions are 2.8 and 1.8 respectively (Lewis 1983).

## CONCLUSIONS

Most of the spontaneous voltage, total transepithelial resistance and the short-circuit current registered in the research were statistically different with 0.01 level confidence. The frog and rabbit urinary bladders had different resistances and short-circuit currents between them. The same occurred in all electric parameters between the frog skin and urinary bladder and between the rabbit colon and urinary bladder. Resistances and short-circuit currents were different between the rabbit urinary bladder and gallbladder. The rat colon and urinary bladder had different electric parameters in their epithelia, as well as the rat and rabbit colon are different. There were no statistical differences between the frog and rabbit urinary bladder voltage, between the rabbit urinary bladder and gallbladder voltage and between the rat and rabbit urinary bladder resistance and short-circuit current. Low sodium concentration in the baths decreased both the spontaneous voltage and the short-circuit current in the frog skin with a 0.01 level confidence, but transepithelial resistance did not change in the frog skin control group exposed to low sodium. Instead the frog skin transepithelial resistances in the cohort and the control group in the ADH experimental period were lower than the control groups not exposed to vasopressin. The frog skin short-circuit current increased in the control group experimental period exposed to vasopressin with a 0.01 level confidence. The frog urinary bladder cohort and control group in the experimental period had less spontaneous voltages when they were exposed to serosal pH 6. The same happened to the current in the control group exposed to pH 6, but the transepithelial resistance increased. The spontaneous voltage changed neither in the rabbit urinary bladder cohort group nor in the control group exposed to amiloride. The short-circuit current and the resistance did not significantly change in the rabbit urinary bladder control group exposed to amiloride, but the current decreased in the cohort group with a 0.05 level confidence. The external resistances in the cohort groups were not significantly different from control groups, except for the frog urinary bladder exposed to pH 6, in which the external resistance was 47% less than the control group. These results derived from a simple in vitro system that was electrically injected with an external electromotive force and a potential divider located in series with the biological membrane. It seems reasonable to repeat this methodology elsewhere, this time using the voltage clamp technique. Concomitantly, kinetic radiolabeled ion and water flows shall also be evaluated.

## REFERENCES

- Baer, J.E., C.B. Jones, S.A. Spitzer & H.F. Russo. 1967. *The potassium sparing and natriuretic activity of amiloride*. J Pharmacol Exp. Ther 157 :472.
- Baker, T., K. Rios & S.D. Hillyard. 2002. *Electrophysiological Properties Of The Tongue Epithelium Of TH Toad Bufo Marinus*. The Journal of Experimental Biology 205, 1943-1952.
- Barlet-Bas, C., C. Khadouri, S. Marsy & A. Doucet. 1990. *Enhanced Intracellular Sodium Concentration In Kidney Cells Recruits A Latent Pool Of Na-K-ATPase Whose Size Is Modulated By Corticosteroids*. J Biol Chem; 265:7799-7803.
- Beltowski, J, A. Marciniak, G. Wójcicka & D. Górny. 2003. *Regulation Of Renal Na-K-ATPase And Ouabaine Sensitive H-K-ATPase By The Cyclic AMP Proteinkinase A Signal Transduction Pathway*. Acta Biochimica Polonica Vol 50 No.1, pp 103-114.
- Bentley, P.J. 1968. *Amiloride: a potent inhibitor of sodium transport across the toad bladder*. J Physiol 195:317.
- Carrasquer, G., M. Li, S. Yang, M. Schwartz & M. Dinno. 1999. *Effect of Pentachlorophenol (PCP) On Frog Cornea Epithelium (44436)*. PSEBM, Vol 222:139-144.
- Cox, TC. 1992. *Calcium Channel Blockers Inhibit Amiloride-Stimulated Short Circuit Current In Frog Tadpole Skin*. Am J Physiol Regul Integr Com Physiol 263:R827-R833.
- Frömter, E. & J.M. Diamond. 1972. *Route of passive ion permeation in epithelia*. Nature, New Biol 235:9.
- Fuchs, W., E. Hvüd-Larsen & B. Lindemann. 1977. *Current-Voltage Curve Of Sodium Channels And Concentration Dependence Of Sodium Permeability In Frog Skin*. J Physiol; 267: 137-166.
- Garty, H., O. Yeger & C. Asher. 1988. *Sodium-Dependent Inhibition Of The Epithelial Na<sup>+</sup> Channel By An Arginyl-Specific Reagent*. J Biol Chem; 263: 5550-5554.

Grubb, B.R. & P.J. Bentley. 1987. *Aldosterone Induced, Amiloride-Inhibitable Short-Circuit Current In The Avian Ileum*. Am J Physiol Gastrointest Liver Physiol 253: G211-G216.

Handler, J.S, F.M. Perkins & J.P. Johnson. 1981. *Hormone Effects On Transport In Cultured Epithelia With High Electrical Resistance*. Am J Physiol Cell Physiol 240: C103-C105.

Horisberger, J.D. 1994. *The Na-K-ATPase: Structure-Function Relationship*. Austin: Landes.

Hug, M. 2002. *Transepithelial Measurements Using The Ussing Chamber*. The European Working Group on CFTR Expression.

Knauf, H., K. Haag, R. Lubcke, E. Berger & W. Gerok. 1984. *Determination of Short-Circuit In The In Vivo Perfused Rat Colon*. Am J Physiol Gastrointest Liver Physiol 246: G151-G158.

Lewis, S.A. 2000. *Everything You Wanted To Know About The Bladder Epithelium But Were Afraid To Ask*. AJP – Renal Physiol Vol 278, Issue 6, F867-F874.

Lewis, S.A., J.R. Berg & T.J. Kleine. 1995. *Modulation Of Epithelial Permeability By Extracellular Macromolecules*. Physiol Reviews, Vol 75, 561-589.

Lewis, S.A., M.S. Ifshin & D.D. Loo. 1984. *Studies Of Sodium Channels In Rabbit Urinary Bladder By Noise Analysis*. J Memb Biol; 80:135-151.

Lewis, S.A. & N.K. Wills. 1983. *Apical Membrane Permeability And Kinetic Properties Of The Sodium Pump In Rabbit Urinary Bladder*. The J of Physiol, Vol 341, Issue 1, 169-184.

Lewis, S.A. & J.M. Diamond. 1976. *Na<sup>+</sup> Transport By Rabbit Urinary Bladder, A Tight Epithelium*. J Memb Biol 28, 1-40.

Lewis, S.A., D.C. Eaton & J.M. Diamond. 1976. *The Mechanism Of Na<sup>+</sup> Transport By Rabbit Urinary Bladder*. J Memb Biol 28; 41-70.

Li, Y.F., W. Weisbrodt, R.F. Lodato & F.G. Moody. 1994. *Nitric Oxide Is Involved In Muscle Relaxation But Not In Changes In Short-Circuit Current In Rat Ileum*. Am J Physiol Gastrointest Liver Physiol 266: G554-G559.

Loo, D.D. & J.M. Diamond. 1985. *Crystal Accumulation And Very High Short-Circuit Currents In Rabbit Urinary Bladder*. Am J Physiol Renal Physiol 248: F70-F77.

Lyoussi, B. & J. Crabbe. 1992. *Influence of Apical Na<sup>+</sup> Entry On Na<sup>+</sup>-K<sup>+</sup>-ATPase In Amphibian Distal Nephron Cells In Culture*. The J of Physiology, Vol 456, Issue 1, 655-665.

Mauro T., T.G. O'Brien & M.M. Civan. 1987. *Effects Of t-PA On Short-Circuit Current Across Frog Skin*. Am J Physiol Cell Physiol 252: C173-C178, 1987.

Negrete, H.O., J.P. Lavelle, J. Berg, S.A. Lewis & M.L. Zeidel. 1996. *Permeability Properties Of The Intact Mammalian Bladder Epithelium*. AJP – Renal Physiol, Vol 271, Issue 4, F886-F894.

Palmer, LG. & G. Frindt 1988. *Conductance And Gating Of Epithelial Na<sup>+</sup> Channels From Rat Cortical Collecting Tubule. Effects Of Luminal Na and Li*. J Gen Physiol; 92: 121-138.

Pedersen, P.S., O. Frederiksen, N.H. Holstein-Rathlow & P.L. Larsen. 1999. *Short-Circuit Currents And Resistances In Epithelial Spheroids From Human CF And Non-CF Airways*. Am J Physiol 276:L75-L80.

Pohlman, T., J. Yates, P. Needleman & S. Klahr. 1983. *Effects Of Prostacyclin On Short-Circuit Current And Water Flow In The Toad Urinary Bladder*. Am J Physiol Renal Physiol 244: F270-F277.

Tosteson, D. 1989. *Membrane Transport: People And Ideas*. American Physiological Society XIV: 337-358.

Ussing, H. & K. Zerahn. 1999. *Active Transport Of Sodium As The Source Of Electric Current In The Short-Circuited Isolated Frog Skin*. J Am Soc Nephrol 10: 2056-2065.

Veeze, H.J., M. Sinaasappel, J. Bijman, J. Bouquet & H.R. de Jonge. 1991. *Ion Transport Abnormalities In Rectal Suction Biopsies From Children With Cystic Fibrosis*. *Gastroenterology* 101 (2): 398-403.

Verrey, F. 1994. *Antidiuretic Hormone Action In A6 Cells: Effect On Apical Cl and Na Conductances And Synergism With Aldosterone For NaCl Reabsorption*. *J Memb Biol*, Feb 138 (1): 65-76.

*Recibido marzo de 2004, aceptado junio de 2004.*



## DETERMINACIÓN DE ALELOS HLA-DRB1 EN PACIENTES PANAMEÑOS CON ARTRITIS REUMATOIDEA SEVERA

**Diana Mora<sup>1</sup>; Orlando Montenegro<sup>2</sup> y Carlos Ramos<sup>3</sup>**

<sup>1</sup>Complejo Hospitalario Metropolitano, Dr. Arnulfo Arias Madrid.

<sup>2</sup>Schering-Plough Pharmaceuticals.

<sup>3</sup>Universidad de Panamá, Departamento de Genética y Biología Molecular.

Email: cramos@ancon.up.ac.pa

### RESUMEN

Se determinó la presencia de alelos HLA-DRB1\*0101 y HLA-DRB1\*04 con epitope reumatoideo en una muestra de la población panameña, formada por 50 individuos con diagnóstico positivo de artritis reumatoidea (AR) severa y 35 individuos no afectados utilizados como controles. La determinación de los alelos se efectuó mediante reacción en cadena de la polimerasa con cebadores de secuencia específica (PCR-SSP). La frecuencia de alelos con epitope reumatoideo SE (+) en individuos con AR severa fue de 68 % y significativamente mayor ( $p < 0.005$ ) que la observada en los individuos controles (34%). El riesgo relativo (R.R.) asociado a la presencia de estos alelos fue de 6.00. El alelo con SE (+) más frecuente en los individuos con AR severa fue HLA-DRB1\*0101, con una frecuencia de 38% versus 17% en el grupo control. No se observó en pacientes panameños asociación de ninguno de los alelos HLA-DRB1\*04 con la AR severa cuando se consideran de manera independiente. El único alelo que de manera independiente mostró asociación con la AR severa fue HLA-DRB1\*0101,  $p < 0.05$  con un R.R. de 2.96.

### PALABRAS CLAVES

Artritis reumatoidea, alelos HLA-DRB1, PCR-SSP, pacientes panameños.

### ABSTRACT

The presence of HLA-DRB1\*0101 and HLA-DRB1\*04 alleles were determined in a sample of fifty panamanian patients with severe arthritis reumatoidea and thirty five not affected individuals used as a controls. The HLA-typing was performed by

polymerase chain reaction specific sequence primer (PCR-SSP). The alleles with shared epitope SE (+) were significantly higher among patients with RA, 68 % ( $p < 0.005$ ) than in control group (34%). The relative risk (R.R.) associated to these alleles were estimated to 6.00. The most frequently occurring SE (+) allele in RA patients was HLA-DRB1\*0101 with a frequency of 38% compared to 17% of the control group. HLA-DRB1\*04 alleles did not show any association with severe RA in panamanian patients. The only allele that show association with severe RA was HLA-DRB1\*0101,  $p < 0.05$  and R.R. =2.96.

## **KEYWORDS**

Rheumatoid arthritis, HLA-DRB1 alleles, PCR-SSP, panamenian patients.

## **INTRODUCCIÓN**

La artritis reumatoidea (AR) es una enfermedad multifactorial compleja, en la que factores innatos de susceptibilidad desempeñan un papel crucial (Maini et al., 1995). La enfermedad afecta principalmente las articulaciones y los tejidos circundantes pero también puede afectar otros sistemas de órganos. Las articulaciones de las muñecas, los pies, y los dedos de las manos son generalmente las más afectadas. La deformación de las articulaciones como resultado de la destrucción progresiva del cartilago, erosiones óseas y la inflamación y ruptura de los tendones es característica. Esta enfermedad afecta alrededor del 3% de la población adulta con predominio en mujeres en una proporción de 3:1 y una incidencia máxima entre los 25-50 años (van Schaardenburg & Breedveld 1994).

A pesar que la causa de la AR se desconoce, se sugiere que la exposición a un agente ambiental, principalmente bacterias, puede contribuir al desarrollo de la enfermedad (Albani & Carson 1996; Krause et al., 1996). Existen además factores genéticos que contribuyen en 30-50% con el riesgo a desarrollar la enfermedad. Aproximadamente, un tercio de esos factores genéticos están en el complejo mayor de histocompatibilidad (MHC) y cuya localización es 6p21.3 (Kilding et al., 2004). Estudios previos demuestran asociación de los alelos HLA-DRB1 que codifican el “epitope compartido” SE (+); ubicado en la posición 70-74 y cuya secuencia es (Q/R)(K/R)RRA y el riesgo a desarrollar AR (Ruiz-Morales et al., 2004; Bongio et al., 2004; Gorman & Criswell 2002). Recientemente se ha sugerido que factores adicionales localizados hacia la porción telomérica del MHC

contribuyen también con el riesgo a desarrollar la enfermedad (Scholand et al., 2003; Zanelli et al., 2001).

La naturaleza multifactorial de la AR hace de ésta, una enfermedad compleja en la que intervienen factores genéticos y no genéticos. Por lo tanto es concebible que la interacción de otros genes, contribuyan también con el riesgo o la severidad de la AR. Se han realizado estudios que demuestran diferencias en asociación a la enfermedad en diferentes grupos étnicos (Gorman & Criswell 2002; Listing et al., 2000; Hajeer et al., 2000; Wakitani et al., 1997). En adición, las manifestaciones clínicas como también la frecuencia y el tipo de alelo asociado a AR varía de un grupo étnico a otro (Del Rincón et al., 2003; McDaniel et al., 1995). Estas diferencias justifican la necesidad de realizar estudios en diferentes poblaciones de manera que se pueda establecer una mejor relación entre la enfermedad y la heterogeneidad genética de cada población.

La población panameña es el resultado de una mezcla de diferentes grupos étnicos que han contribuido a la heterogeneidad genética actual característica de nuestra población, por lo que no es recomendable asumir que los alelos asociados a AR en otras poblaciones son los mismos en la población panameña. En nuestro país no se tiene información sobre la distribución de alelos HLA-DRB1 con SE (+) en pacientes con AR severa, lo cual implica que se desconoce que alelos están asociados a esta condición y las frecuencias en que se presentan. En este trabajo se determinó que alelos HLA-DRB1 están presentes en pacientes panameños con AR severa, y si existe asociación entre la condición y la presencia de SE (+) y los alelos que exhiben asociación.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### **Muestras**

Se analizaron 85 muestras; 50 de pacientes del Servicio de Reumatología del Complejo Hospitalario Dr. Arnulfo Madrid con diagnóstico médico de artritis reumatoidea severa y 35 donantes sanos del Banco de sangre de la misma institución; utilizados como controles. Se colectaron 4.5 mL de sangre venosa de cada individuo y se transfirieron a tubos con EDTA.

## **EXTRACCION DE ADN**

Las muestras de sangre fueron centrifugadas a 3000 rpm por 15 minutos a 4 °C. El plasma resultante fue descartado y la capa rica en glóbulos blancos y plaquetas, transferida a un tubo y resuspendida en 4 mL de solución de lisis I (5 mM MgCl). La suspensión fue centrifugada a 3000 rpm por 15 minutos a 4 °C y el sobrenadante resultante descartado. Las células fueron una vez más resuspendidas en 4 mL de la misma solución y centrifugadas bajo las condiciones antes descritas. El sobrenadante fue descartado y el botón celular resuspendido en 4 mL de solución de lisis II (5 mM MgCl, 0.1 % Nonidet NP-40) y centrifugado a 3000 rpm por 15 minutos a 4 °C. El sobrenadante fue nuevamente descartado y el botón celular resuspendido en 200 µL de Tris-EDTA. Se añadieron 800 µL de proteinasa K (0.3 mg/mL) y se incubó a 56 °C por 2 horas. Luego se procedió a realizar una extracción con igual volumen de fenol-cloroformo-álcohol isoamílico (25:24:1). La suspensión fue centrifugada a 14,000 rpm por 5 minutos, el sobrenadante transferido a un tubo Eppendorf y el ADN precipitado mediante la adición de 300 mM NaCl y dos volúmenes de etanol absoluto. El ADN precipitado fue recuperado mediante centrifugación a 14,000 rpm, lavado con etanol al 70% y resuspendido en TE 1X (10 mM Tris, 1 mM EDTA pH 8.0).

## **PCR-SSP**

La determinación de los alelos HLA-DRB1 presentes en cada individuo se realizó mediante el procedimiento descrito por Lee et al., 1996. El procedimiento utilizado permite la tipificación los alelos HLA-DRB1\*0101, HLA-DRB1\*0402, HLA-DRB1\*0404, HLA-DRB1\*0406, HLA-DRB1\*0407. El procedimiento no discrimina entre los alelos HLA-DRB1\*0405 y 0409 (HLA-DRB1\*0405/\*0409); HLA-DRB1\*0410 y \*0411 (HLA-DRB1\*0410/\*0411); HLA-DRB1\*0403 y \*0406 (HLA-DRB1\*0403/\*0406) y HLA-DRB1\*0401,\*0408 y \*0409 (HLA-DRB1\*0401/\*0408/\*0409). Se prepararon tres mezclas de reacción diferentes (1, 2 y 3). Cada mezcla contenía 2 o más cebadores para la amplificación específica de diferentes alelos (Cuadro 1). Se realizaron tres reacciones de amplificación con cada muestra; cada una con una mezcla diferente de cebadores. Cada mezcla contenía 0.4 µM de cada cebador de secuencia específica, 0.08 µM de cada uno de los cebadores utilizados para la amplificación del control interno, 56 mM

KCl, 1.7 mM MgCl<sub>2</sub>, 11 mM Tris-HCl, pH 8.3, 0.0011% gelatina, 250 µM de cada dNTPs. Se utilizaron en cada reacción 2 µg de ADN y 0.5 U de Amplitaq (Perkin-Elmer). El volumen final de la reacción fue de 50 µL. Las condiciones de amplificación fueron: 30 ciclos de 94 °C 20s, 59 °C 50s y 72 °C 20s. La tipificación de los alelos se realizó con base a el tamaño de los productos de amplificación observados con cada mezcla (Fig. 1).

### ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Se determinó la frecuencia de individuos con alelos HLA-DRB1 y se realizó la prueba de chi cuadrada para determinar la probable asociación utilizando una tabla de 2 x 2 (Steel & Torrie 1995) y la chi cuadrada corregida de Yates, 1934. Se determinó el riesgo relativo según Wolf (1955) para cada uno de los alelos con SE (+) de manera independiente y también combinada.

Cuadro 1. Alelos HLA-DRB1, productos esperados y cebadores en cada mezcla.

Alelos DRB1	(pb)	Cebador 5'	Cebador 3'
Mezcla Nº 1 DRB1*0101	210	GCGGGTGCGGTTGCTGGAA	TGCACTGTGAAGCTCTCAC
Mezcla Nº 2 DRB1*0406	111	GTTTCTTGGAGCAGGTTAAACA	GCTGTGCGAAGCGCACGG
DRB1*0405, 0409, 0410, 0411	171	GTTTCTTGGAGCAGGTTAAACA	TGTTCCAGTACTCGGGCGCT
DRB1*0403, 0406, 0407	222	GTTTCTTGGAGCAGGTTAAACA	TCTGCAGTAGGTGTCCACCT
DRB1*0401, 0405, 0407, 0408, 0409	261	GTTTCTTGGAGCAGGTTAAACA	CTGCACCTGTGAAGCTCTCAC
Mezcla Nº 3 DRB1*0402	214	GTTTCTTGGAGCAGGTTAAACA	GTCAACCGGGCCCGCTC
DRB1*0402, 0403, 0404, 0406	261	GTTTCTTGGAGCAGGTTAAAC	CTGCACCTGTGAAGCTCTCCA
Control Interno (C5, C3)	796	TGCCAAGTGGAGCACCCAA	GCATCTTGCTCTGTGCAGA

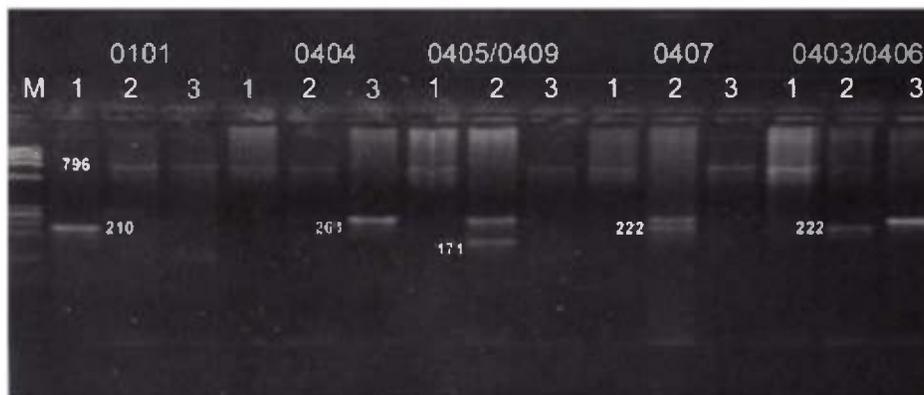


Fig. 1. Productos del PCR-SSP de algunos de los alelos HLA-DRB1 utilizados. M, marcador  $\phi$ X174 Hae III. Se pueden apreciar los productos esperados de cada alelo con las diferentes mezcla de cebadores y una banda de 796 pb del control interno.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La frecuencia de individuos con al menos un alelo HLA-DRB1 con SE (+) y el riesgo relativo para cada uno esos alelos con respecto al grupo control se muestra en el Cuadro 2. La frecuencia de individuos con alelos SE (+) (68% vs 34%,  $P$  no corregida < 0.005) fue significativamente mayor en pacientes con AR que en el grupo control. Frecuencias similares para la presencia de alelos con SE (+) fueron reportadas en pacientes japoneses (Toda et al., 1994; Higami et al., 1997; Yukioka et al., 1998) y en pacientes españoles con AR (González-Escribano et al., 1999). Sin embargo, el alelo más fuertemente asociado a AR en japoneses, griegos, polinesios y españoles es HLA-DRB1\*0405. Por otro lado, HLA-DRB1\*0101 es el alelo que se asocia con AR en italianos, israelíes, indostanes, vascos y algunos españoles (Yelamos et al., 1993; De Juan et al., 1994). En nuestro estudio, el alelo más frecuente en pacientes con AR severa fue HLA-DRB1\*0101 y el único que de manera independiente se asocia con esta condición. La frecuencia de este alelo fue significativamente mayor (38% vs 17%,  $P$  no corregida < 0.05) en pacientes con AR severa que la observada en el grupo control. Por otro lado, a pesar de que las frecuencias de los alelos HLA-DRB1\*0405/\*0409 (20% vs 8.5%), HLA-DRB1\*0410/0411 (4% vs 2.85%), HLA-DRB1\*0401/\*0408 (8% vs 5.7%) y HLA-DRB1\*0404 (8% vs 5.7%) fueron mayores en pacientes con AR

severa con respecto al grupo control, las diferencias observadas no fueron estadísticamente significativas. El riesgo relativo para la presencia de alelos HLA-DRB1\* con SE (+) fue de 6.0 mientras que para la presencia de HLA-DRB1\*0101 de 2.96. Este valor es considerablemente mayor que el reportado por Wakitani et al. (1997) de 1.8 pero muy similar (2.7) al reportado por Yukioka et al. (1998) en la población japonesa.

La no asociación observada entre AR y la presencia de subtipos HLA-DRB1\*04 (HLA-DRB1\*0404, HLA-DRB1\*0405/\*0409, HLA-DRB1\*0410/\*0411 y HLA-DRB1\* 0401/\*0408/\*0409) contrasta con lo reportado en otros estudios en los cuales los alelos HLA-DRB1\*04 son los más frecuentes en pacientes con AR severa (Gorman & Criswell 2002). Es posible que en nuestra población el alelo más común en pacientes con AR sea HLA-DRB1\*0101 en lugar de los alelos HLA-DRB1\*04. Los resultados de este estudio deben ser validados mediante un estudio con un número mayor de pacientes. Este trabajo representa el primero en el cual se proporciona información sobre la distribución y asociación de HLA-DRB1 y AR severa en pacientes panameños.

**Cuadro 2.** Frecuencia de individuos con alelos HLA-DRB1 que codifican el SE y riesgo relativo en pacientes panameños con AR severa.

HLA-DRB1* con SE(+)	Control (N=35)	Pacientes (N=50)
0101	17%	38% (2.96)*
0405/0409	8.5%	20% (2.34)
0410/0411	2.8%	4% (1.42)
0401/0408	5.7%	8% (3.21)
0404	5.7%	8% (3.31)
<b>HLA-DRB1*SE(+)</b>	<b>34%</b>	<b>68% (6.00)**</b>

Números en paréntesis corresponden al riesgo relativo

HLA-DRB1\* SE (+) significa todos los alelos con SE (+)

\* Valor de P no corregido es significativo comparado con el grupo control.

\*\* Valor de P corregido es significativo comparado con el grupo control.

## CONCLUSIÓN

La asociación entre AR y alelos HLA-DRB1\* SE (+) ha sido previamente demostrada en la gran mayoría de las poblaciones estudiadas. En pacientes panameños con AR severa la frecuencia de alelos HLA-DRB1 con SE (+) es significativamente mayor que en los individuos que no padecen de la enfermedad demostrándose una vez más la asociación entre estos alelos y la AR severa. Con excepción de HLA-DRB1\*0101 ninguno de los alelos HLA-DRB1\* con SE (+) mostró por sí sólo asociación con la AR severa.

## REFERENCIAS

- Albani, S., & D. A. Carson. 1996. A multistep molecular mimicry hypothesis for the pathogenesis of rheumatoid arthritis. *Immunol. Today* 17:466-470.
- Bongi S. M., B. Porfirio, G. Rombola, E. Palasciano, E. Beneforti & G. Bianucci. 2004. Shared-epitope HLA-DRB1 alleles and sex ratio in Italian patients with rheumatoid arthritis. *Joint Bone Spine*. 71(1):24-8.
- De Juan, M. D., I. Belmonte, J. Barado, J. Martínez-Lasso, M. Figueroa, A. Arauz-Villena & E. Cuadrado. 1994. Differential associations of HLA\_DR antigens with rheumatoid arthritis (RA) in Basques: high frequency of DR1 and DR10 and lack of associations with HLA-DR4 of any of its subtypes. *Tissue Antigens* 43(5):320-3.
- Del Rincón I, D. F. Battafarano, R. A. Arroyo, F. T. Murphy, M. Fischbach & A. Escalante. 2003. Ethnic variation in the clinical manifestation of rheumatoid arthritis: role of HLA-DRB1 alleles. *Arthritis Rheum*. 49(2):200-8.
- González-Escribano, M. F., R. Rodríguez, A. Valenzuela, A. García & A. Núñez-Roldan. 1999. Complex association between HLA-DRB1 genes and female rheumatoid arthritis: results from a prospective study. *Hum Immunol* 60:1259-1265.
- Gorman, J. D., & L.A. Criswell. 2002. The shared epitope and severity of rheumatoid arthritis. *Rheumatic Diseases Clinics of North America*. 28(1):265-274.

Hajeer, A. H., A. Dababneh, R. F. Makki, W. Thomson, K. Poulton M. A. Gonzalez-Gay, C. Garcia-Porrúa, D. L. Matthey & W. E. Ollier. 2000. Different gene loci within the HLA-DR and TNF regions are independently associated with susceptibility and severity in Spanish rheumatoid arthritis patients. *Tissue Antigens*. 55:319-325.

Higami, K., M. Acoda, Y. Matsuda, H. Ueda & S. Kashiwazaki. 1997. Lack of association of HLA-DRB1 genotype with radiologic progresión in Japanese patients with early rheumatoid arthritis. *Arthritis Rheum*. 40(12):2241-7.

Kilding, R., M.M. Iles, J. M. Timms, J. Worthington & A. G. Wilson. 2004. Additional genetic susceptibility for rheumatoid arthritis telomeric of the DRB1 locus. *Arthritis Rheum*. 50(3):763-9.

Krause, A., T. Kamradt & G. Gurmester 1996. Potential infectious agents in the induction of arthritides. *Curr. Opin. Rheumatol*. 8:203-209.

Lee K, Park T., Park Y., Oh M., & Kim Y. 1996. DNA polymorphism analysis of the HLA-DRB1 gene using polymerase chain reaction sequence specific primers (PCR-SSP) among Korean subjects. *J Biochem Mol Biol*. 29(1):45-51.

Listing, J., R. Rau, B. Muller, R. Alten, E. Gromnica-Ihle, D. Hagemann, & A. Zink. 2000. HLA-DRB1 genes, rheumatoid factor and elevated C-reactive protein independent risk factors of radiographic progression in early rheumatoid arthritis. *J Rheumatol*. 27(9):2100-9.

Maini, R. N., C. Q. Chu & M. Feldmann. 1995. Aetiopathogenesis of rheumatoid arthritis. *In* B. Henderson, J. C. W. Edwards, & E. R. Pettipher (eds.), *Mechanisms and models in rheumatoid arthritis*. pp. 25-46. Academic Press Ltd., London, England.

McDaniel, D. O., Alarcon, G. S., Pratt, P. W., Reveille, J. D. 1995. Most African-American patients with rheumatoid arthritis do not have rheumatoid antigenic determinant (epitope) *Ann Intern. Med*. 123 (3): 232-3.

Ruiz – Morales, J. A., G. Vargas - Alarcon, P. O. Flores - Villanueva, C. Villarreal-Garza, G. Hernández-Pacheco, J. K. Yamamoto-Furusho, J. M. Rodríguez-Pérez, N. Pérez-Hernández, M. Rull, M. H. Cardiel, & J. Granados. 2004. HLA-DRB1 alleles encoding the “shared epitope” are associated with susceptibility to developing rheumatoid arthritis whereas HLA-DRB1 alleles encoding an aspartic acid at position 70 of the beta-chain are protective in Mexican mestizos. *Hum Immunol.* 65(3):262-9.

Schonland, S. O., C. Lopez, T. Widmann, J. Zimmer, E. Bryl, J. J. Goronzy, C. M. Weyand. 2003. Premature telomeric loss in rheumatoid arthritis is genetically determined and involves both myeloid and lymphoid cell lineages. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA.* 100(23):13471-6.

Steel, R. G. & J. H. Torrie. 1995. *Bioestadística: Principios y Procedimientos.* Editorial McGraw-Hill, USA. 584 pp.

Toda, Y., Y. Minamikawa, S. Akagi, H. Sugano, Y. Mori, H. Nishimura, S. Arita, Y. Sugino, R. Ogawa. 1994. Rheumatoid-susceptible alleles of HLA-DRB1 are genetically recessive to non-susceptible alleles in the progression of the bone destruction in the wrist and fingers of patients with RA. *Ann Rheum Dis.* 53:587-92.

van Schaardenburg, D. & F.C. Breedveld. 1994. Elderly-onset rheumatoid arthritis. *Sem Arthritis Rheum* 23:367-78.

Wakitani, S., N. Murata, Y. Toda, R. Ogawa, T. Kaneshige, Y. Nishimura & T. Ochi. 1997. The relationship between HLA-DRB1 alleles and diseases subsets of rheumatoid arthritis in Japanese. *British J of Rheumatol.* 36:630-6.

Woolf, B. 1955. On estimating the relation between blood group and disease. *Ann Hum Genet.* 19:251-3.

Yates, P. 1934. Contingency tables involving small numbers and the  $X^2$  test. *J Royal Stat Soc Suppl.* 1:217-235.

Yelamos, J., J. R. García-Lozano, I. Moreno, I. Aguilera, M. F. González, A. García & A. Nuñez-roldan, B. Sánchez. 1993.

association of HLA-DR4-Dw15 (DRB1\*0405) and DR10 with rheumatoid arthritis in a Spanish population. *Arthritis Rheum* 36 (6):811-4.

Yukioka, M., S. Wakitani, N. Murata, Y. Toda, R. Ogawa, T. Kaneshige & T. Ochi. 1998. Elderly-onset rheumatoid arthritis and its association with HLA-DRB1 alleles in Japanese. *Br J Rheumatol* 37(1):98-101.

Zanelli E., G. Jones, M. Pascual, P. Eerligh, A.R. van der Slik, A.H., Zwinderman, W. Verduyn, G.M. Schreuder, E. Roovers, F.C. Breedveld, R.R. de Vries, J. Martin & M. J. Giphart. 2001. The telomeric part of the HLA region predisposes to rheumatoid arthritis independently of class II loci. *Hum Immunol.* 62(1):75-84.

*Recibido mayo de 2004, aceptado agosto de 2004.*



## **ESTUDIO DEL EFECTO ESTACIONAL SOBRE LA CORROSIÓN ATMOSFÉRICA INICIAL DE ACEROS DE BAJO CARBONO EN LA CIUDAD DE PANAMÁ**

**Juan A. Jaén<sup>1</sup> y Gerardo Garibaldi<sup>2</sup>**

<sup>1</sup>Universidad de Panamá, Depto. de Química Física, CITEN, Lab. Nº 105, Edificio de Laboratorios Científicos-VIP.

Email: [jjjaen@ancon.up.ac.pa](mailto:jjjaen@ancon.up.ac.pa)

<sup>2</sup>Escuela de Química, Universidad de Panamá.

### **RESUMEN**

En este trabajo se presentan los resultados de la evaluación de la corrosividad atmosférica sobre un acero de bajo carbono A-36, expuesto a la intemperie en la ciudad de Panamá (Campus Central de la Universidad de Panamá). Se determinó el efecto estacional de la exposición tanto en la época seca como en la época lluviosa. Los niveles de deposición de contaminantes (Cl<sup>-</sup> y SO<sub>2</sub>) observados durante el periodo de estudio, febrero 2002-febrero 2003, fueron menores que los observados en estudios previos (MICAT-Panamá). Las velocidades de corrosión en este estudio fueron menores a las obtenidas en el MICAT-Panamá. El valor extrapolado de la velocidad de corrosión fue de 13 µm/año y 19 µm/año, para aceros cuyo inicio de exposición fue en la época seca y en la época lluviosa, respectivamente. La clasificación ISO de corrosividad fue C2, baja corrosividad. Mediante espectroscopia Mössbauer y el análisis infrarrojo de transformada de Fourier se determinó que la naturaleza de los productos iniciales de corrosión dependía de la época del año. La herrumbre obtenida en aceros con exposición iniciada en época seca está constituida inicialmente por oxihidróxidos férricos amorfos e hidratados; mientras que en la época lluviosa la herrumbre es una mezcla de lepidocrocita (γ-FeOOH) y goethita (α-FeOOH). En periodos cortos, ambos tipos de muestras están formados por lepidocrocita y goethita. Las cantidades de goethita crecen con el tiempo de exposición. No se obtuvo fases de espinela.

### **PALABRAS CLAVES**

Corrosión atmosférica, acero de baja aleación, productos de corrosión, espectroscopia Mössbauer, espectros infrarrojos.

## **ABSTRACT**

In this work, the atmospheric corrosivity of a low carbon steel A-36 is assessed after exposure to the environment of Panama City (Main Campus of the University of Panama). Seasonal effect was determined by exposing, both, during dry and rainy season. The levels of contaminants (Cl<sup>-</sup> y SO<sub>2</sub>) observed during this study were lower than those obtained in previous studies (MICAT-Panama). The extrapolated corrosion values were 13 μm/year and 190 μm/year, for steels that were exposed beginning in the dry and rainy season, respectively. Corrosivity was classified as C2 according to ISO. By using Mössbauer spectroscopy and Fourier transform Infrared analysis it was determined that the nature of the initial corrosion products was season dependent. Rust obtained from steels with exposure started during dry season was initially composed of amorphous and hydrated ferric oxyhydroxides; whereas during the rainy season it was a mixture of lepidocrocite (γ-FeOOH) and goethite (α-FeOOH). After short periods, lepidocrocite and goethite constituted both types of samples. The amount of goethite increased with time of exposition. No spinel phase could be identified.

## **KEYWORDS**

Atmospheric corrosion, low carbon steel, corrosion products, Mössbauer spectroscopy, infrared spectra.

## **INTRODUCCIÓN**

Dado el interés por conocer la composición y reactividad de los productos de corrosión formados sobre aceros al carbono o bajo aleados y su correlación con parámetros ambientales, se han realizado diversos estudios sistemáticos de la corrosión atmosférica de aceros en Panamá. Destacan los estudios de Southwell et al. (Alexander 1957; Southwell 1957) y los esfuerzos cooperativos de los proyectos Mapa Iberoamericano de Corrosividad atmosférica (MICAT) (Morcillo et al., 1999; Sánchez de Villalaz, Foti de Bósquez & Jaén 2000) y Protección Anticorrosiva de Metales en las Atmósferas de Iberoamérica (PATINA) (Morcillo et al., 2002).

Se conoce por trabajos anteriores que la naturaleza y cantidad de los productos de corrosión dependen de las condiciones ambientales tales como la temperatura anual promedio, la humedad, el tiempo de humectación y el nivel de contaminantes (cloruros y SO<sub>2</sub>), vientos y precipitación. La velocidad de corrosión que se observa en aceros al carbono en las fases iniciales de la exposición es alta y se nivela en el tiempo (Santana Rodríguez 2002). Estudios de exposición corta muestran que además existen diferencias en los productos de corrosión

formados sobre paneles según el ángulo de exposición y las condiciones atmosféricas al inicio de la exposición (Jaén & Fernández, 1989). En paneles de acero SAE 1010 y 1020 (Jaén et al., 1997) y en aceros A-36 (Jaén et al., 2001) se han logrado identificar los compuestos goethita ( $\alpha$ -FeOOH) de tamaño de partícula intermedio (20-100 nm), lepidocrocita ( $\gamma$ -FeOOH), una fase de espinela  $Fe_{3-x}O_4$  y/o  $\gamma$ - $Fe_2O_3$ , y nanopartículas (< 20 nm) de óxidos de hierro. La fase de espinela se correlacionó con la corrosión a etapas tempranas de exposición, con niveles de contaminación (cloruros y sulfatos) de moderados a altos. Es interesante observar que esta fase no se identificó en estudios previos (Jaén & Fernández 1989; González 1993). La resistencia a la corrosión se incrementa con la cantidad de goethita siguiendo una conducta de saturación (Jaén et al., 1997).

En este trabajo se reporta el efecto estacional en la etapa inicial de la corrosión de un acero al carbono expuesto en una estación de ensayo en el campus universitario, la velocidad de corrosión de las probetas de acero y la composición de fases de las herrumbres formadas en etapas tempranas de exposición a la atmósfera utilizando las técnicas de espectroscopia Mössbauer y la espectroscopia infrarroja. El efecto estacional se determinó iniciando la exposición de algunas muestras en la época seca y otras en la época lluviosa.

## PARTE EXPERIMENTAL

Se utilizaron probetas de acero de bajo carbono (A-36) con dimensiones 7.7 cm x 10 cm y espesor de 4 mm con la composición nominales detalladas en el cuadro 1.

Cuadro 1. Composición nominal del acero A-36 (wt %)

C	Mn	P	S	Si	Cu	Ni	Cr	Mo
0.15	0.69	0.007	0.020	0.018	0.010	0.020	0.013	0.008

Las probetas fueron preparadas siguiendo los procedimientos de la norma ISO DP/2285 (ISO 9225, 1987). Las probetas se limpiaron y desengrasaron con acetona, posteriormente se lavaron con agua del grifo y abundante agua destilada. A continuación se procedió a secar

las láminas con papel toalla. Para remover la capa de óxido superficial las probetas se llevaron a metal blanco mediante chorreado de arena. Se recubrieron los bordes con una pintura anticorrosiva.

En el Cuadro 2 se presenta el programa de exposición a la atmósfera de las probetas de ensayo. El segundo dígito en los códigos se refiere al inicio de la exposición, sea en la época seca (1) ó la época lluviosa (2); u y d se refieren a herrumbre proveniente de la cara de la probeta que mira hacia arriba (cielo) o hacia abajo (suelo), respectivamente. La época seca tiene niveles de precipitación menores que 60mm.

Cuadro 2. Programa de las exposiciones de las probetas de ensayo a la atmósfera.

Código	Periodo de exposición	Código	Periodo de exposición
1-1u / d	6/02/02 - 16/02/02	1-2u / d	6/05/02 - 16/05/02
2-1u / d	6/02/02 - 21/02/02	2-2u / d	6/05/02 - 24/05/02
3-1u / d	6/02/02 - 8/03/02	3-2u / d	6/05/02 - 12/06/02
4-1u / d	6/02/02 - 7/05/02	4-2u / d	6/05/02 - 5/08/02
5-1u / d	6/02/02 - 6/08/02	5-2u / d	6/05/02 - 6/11/02
6-1u / d	6/02/02 - 6/03/03		

La estación de ensayo esta situada en el campus central de la Universidad de Panamá, aproximadamente a 2 km de las playas del Océano Pacífico. Se encuentra a 29 metros sobre el nivel del mar, latitud 8° 58' 57" norte y longitud 79° 31' 52" oeste. Es una zona de alto tráfico, con niveles de contaminación moderado. Nivel de corrosividad C3, contaminación por SO<sub>2</sub> P<sub>1</sub>, contaminación por cloruros S<sub>1</sub> y tiempo de humectación  $\tau_4$  (Morcillo et al., 1999). Los niveles de concentración de cloruros y dióxido de azufre se determinaron mensualmente mediante el método de la vela húmeda y con platos de captación de sulfatos (ISO 9225, 1987).

Los productos de corrosión se separaron mecánicamente antes de determinar las velocidades de corrosión (penetración) a partir de las pérdidas de peso (ISO 9226, 1991; ASTM G1, 1991). Se caracterizaron mediante espectroscopia Mössbauer a temperatura ambiente y análisis infrarrojo de transformada de Fourier. Los

espectros Mössbauer se obtuvieron con un espectrómetro convencional de aceleración constante, con una fuente de  $^{57}\text{Co}(\text{Rh})$  de 20 mCi. Los desplazamientos isoméricos se reportan respecto al centroide del  $\alpha\text{-Fe}$ . Las evaluaciones se realizaron con el programa Recoil, utilizando líneas de Voigt para las distribuciones de parámetros hiperfinos (Rancourt & Ping 1991). Los espectros IR se realizaron en un espectrómetro de transformada de Fourier Perkin Elmer modelo RXI.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los contaminantes atmosféricos que más influencia tienen sobre la velocidad de corrosión son los cloruros ( $\text{Cl}^-$ ) arrastrados por el viento desde las costas marinas y la concentración de  $\text{SO}_2$ . En el Cuadro 3 se presenta la concentración de estos contaminantes durante el periodo del ensayo. Se observa que las concentraciones en ambos casos son relativamente bajas y menores que las obtenidas en estudios previos (Morcillo & colaboradores, 1999; Sánchez de Villalaz, Foti de Bósquez & Jaén 2000) en esta misma estación, en las que la contaminación se clasificó como  $\text{P}_1\text{S}_1$  según la norma ISO 9223 (ISO 9223, 1991).

Cuadro 3. Velocidades de deposición de cloruros y sulfatos obtenidos durante el ensayo.

Mes	$\text{Cl}^-$ $\text{mg}/\text{m}^2\text{día}$	$\text{SO}_2$ $\text{mg}/\text{m}^2\text{día}$
Febrero-02	0.12	9.82
Marzo	0.20	10.84
Abril	0.42	8.66
Mayo	0.11	9.37
Junio	4.69	11.42
Julio	0.05	10.76
Agosto	0.20	7.53
Septiembre	1.99	4.69
Octubre	3.57	3.11
Noviembre	2.00	4.12
Diciembre	2.84	10.53
Enero-03	0.10	9.25
Febrero	0.16	10.02
Promedio	1.27	8.47

Los resultados en esta ocasión indican que la estación se debe clasificar como  $P_0S_0$ , es decir, de baja contaminación por cloruros y sulfatos. Se espera una disminución de las velocidades de corrosión para el periodo, dado el efecto sinérgico de estos contaminantes y los altos valores de humedad relativa (Sánchez de Villalaz, Foti de Bósquez & Jaén 2000).

La velocidad de corrosión de un metal en un medio dado, sigue generalmente la ecuación exponencial de Passano,  $P = A t^n$ , donde P representa la cantidad corroida expresada en  $\mu\text{m}$ , como pérdida de peso o penetración; t es el tiempo en años mientras que A y n son constantes empíricas.

En la Figura 1 podemos observar la relación bilogarítmica entre la penetración y el tiempo obtenidos en la estación de estudio en ambos periodos, seco y lluvioso. Obsérvese que el nivel de corrosividad es mayor en la época lluviosa que en la estación seca, hecho que podemos atribuir al mayor tiempo de humectación y por lo tanto mayor presencia del electrolito sobre la superficie metálica que en la época seca, cuando el tiempo de humectación es mucho menor.

En el Cuadro 4 pueden apreciarse las expresiones obtenidas en esta experiencia para la penetración. Se observa que la diferencia en la pendiente obtenida para la época seca y la lluviosa no es significativa, estadísticamente hablando. Tampoco se observan diferencias significativas entre las pendientes obtenidas en esta experiencia en relación con otras experiencias previas (Jaén et al., 1997) con aceros similares, con lo que se confirma un mecanismo similar de progreso de la corrosión en el tiempo. No obstante, si podemos notar una diferencia significativa en la velocidad de corrosión al primer año de exposición (valor de la constante A). El valor extrapolado de velocidad de corrosión al primer año, según los datos de la Figura 1, en la época seca es ( $13 \mu\text{m/año}$ ) mucho menor que el obtenido para la época lluviosa ( $19 \mu\text{m/año}$ ). Esto se explica por el mayor tiempo de humectación en la época lluviosa, lo que provocará la persistencia de una capa gruesa del electrolito sobre la superficie metálica y por ende la tasa de corrosividad será mayor. Los valores de las velocidades de deposición de los cloruros y sulfatos en el Cuadro 3 son mucho más altas para las muestras cuyo inicio de exposición corresponde a la

época lluviosa que a la época seca. Por supuesto, que el lavado de los contaminantes de la capa del electrolito en contacto con el metal es más efectivo en la cara de la probeta expuesta al cielo (mirando hacia arriba). Estas conductas también pueden tener fuertes implicaciones en la diferencia de la estructura y composición de la herrumbre en ambas caras. En los productos de corrosión de las muestras de este estudio, no se obtiene ninguna fase espinela. Su presencia se supone tiene un efecto autocatalítico en la velocidad de corrosión, lo que se correlaciona con las importantes diferencias en las velocidades iniciales obtenidas en otros estudios (Jaén et al., 1997; Rivera 2000; Sánchez de Villalaz, Foti de Bósquez, Jaén 2000, & Jaén et al., 2001)

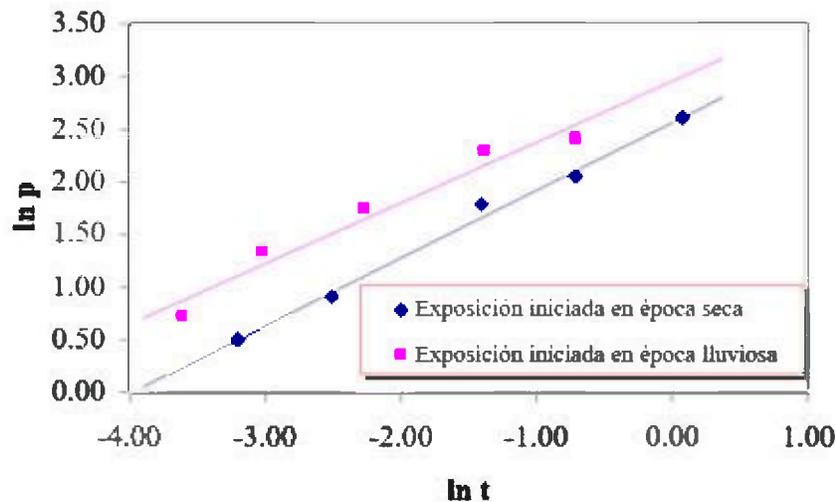


Fig. 1. Gráfica Bilogarítmica de penetración vs tiempo de exposición.

Cuadro 4. Relación bilogarítmica entre el grado de penetración P ( $\mu\text{m}$ ) y el tiempo de exposición t (años), y su coeficiente de correlación (C.C.).

ÉPOCA	ECUACIÓN	$\sigma_A^*$	$\sigma_n^*$	C.C.
Seca	$\ln P = 2.561 + 0.643 \ln t$	0.061	0.032	0.993
Lluviosa	$\ln P = 2.954 + 0.577 \ln t$	0.168	0.069	0.959

\* $\sigma_A$  y  $\sigma_n$  son las correspondientes incertidumbres en A y n, respectivamente.

La atmósfera de la estación, según su corrosividad atmosférica (penetrabilidad) se clasifica como C2, según la norma ISO 9223. Este resultado nuevamente es mayor que el de los estudios previos en los que se había obtenido una clasificación C3, atribuible a la disminución en el nivel de contaminantes. Además, otro factor que puede estar contribuyendo a la diferencia de velocidades observadas es el tratamiento inicial de preparación de las probetas. El tratamiento inicial de la probeta en este trabajo se realizó por chorreado abrasivo de arena, quedando el metal blanco (totalmente desnudo). En las experiencias previas las probetas fueron preparadas mediante lijado, por lo que no se removió totalmente el recubrimiento anticorrosivo de fábrica, y se pudieron tener algo de productos remanentes, como fases de espinela, con el consecuente aumento moderado en la corrosividad.

En la Figuras 2 y 3 se muestran los espectros infrarrojos de muestras seleccionadas. Es de interés observar que en los resultados obtenidos en la estación lluviosa y en la estación seca, sobre todo en los espectros que reflejan los productos de corrosión obtenidos en etapas tempranas de exposición de las probetas a la atmósfera, no se obtiene la fase espinela ( $\text{Fe}_{3-x}\text{O}_4/\gamma\text{-Fe}_2\text{O}_3$ ) encontrada en otros trabajos (Sánchez de Villalaz, Foti de Bósquez & Jaén 2000; Jaén et al., 2001).

Los espectros infrarrojos de las herrumbres formadas durante la época seca son poco definidos. Entre sus características se observan bandas a 1122, 885 y 480  $\text{cm}^{-1}$ , que se pueden asociar a la presencia de óxido/hidróxidos amorfos, similares a la  $\delta\text{-FeOOH}$  y su forma pobremente cristalizada  $\delta'\text{-FeOOH}$  conocida como feroxihita (Schwertman & Cornell 1991). También se observan bandas a 1024 y 745  $\text{cm}^{-1}$ , típicas de lepidocrocita  $\gamma\text{-FeOOH}$ , y en muestras expuestas por tres meses se obtiene además bandas a 885 y 800  $\text{cm}^{-1}$  pertenecientes a la goethita  $\alpha\text{-FeOOH}$ . Por su parte, los espectros de herrumbres formadas durante la época lluviosa muestran claramente la presencia de una mezcla de lepidocrocita ( $\gamma\text{-FeOOH}$  bandas IR a 1020 y 750  $\text{cm}^{-1}$ ) y de goethita ( $\alpha\text{-FeOOH}$  bandas IR a 880 y 800  $\text{cm}^{-1}$ ). Es de interés notar que a medida que aumenta el periodo de exposición la concentración de la lepidocrocita disminuye mientras que la concentración de goethita aumenta. Se puede inferir la transformación de la lepidocrocita en goethita, que se explica por conocidos mecanismos de disolución-precipitación, y que ocurre más pronunciadamente en la época lluviosa por el mayor tiempo de humectación respecto a la época seca.

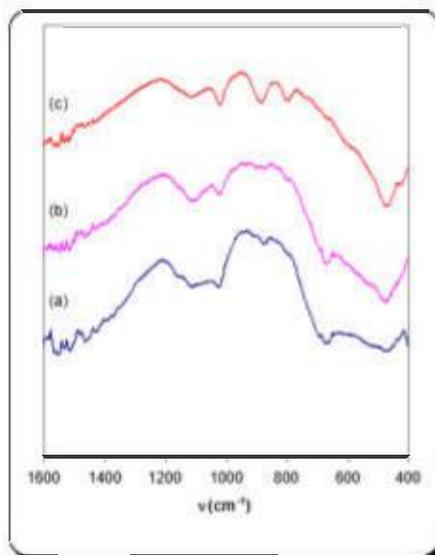


Fig. 2. Espectros Infrarrojo de las muestras (a) 1-1u, (b) 3-1u y (c) 4-1u.

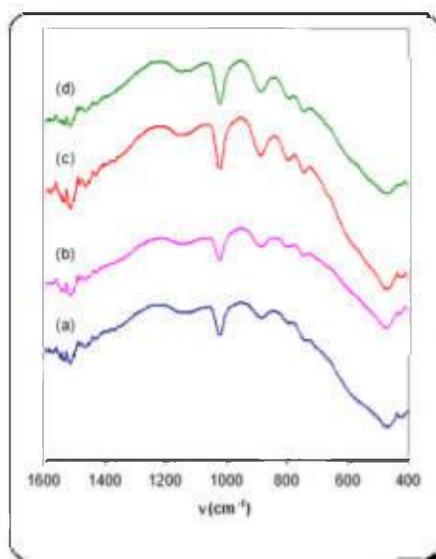


Fig. 3. Espectros Infrarrojo de las muestras (a) 1-2d, (b) 2-2d, (c) 3-2d y (d) 3-2u.

En la Figura 4 se muestran espectros Mössbauer representativos obtenidos a temperatura ambiente para las herrumbres en los distintos periodos de exposición estudiados, y en el Cuadro 5 se presentan los parámetros Mössbauer obtenidos para cada muestra.

Los espectros Mössbauer de las herrumbres de las probetas expuestas durante la época seca exhibieron un doblete cuadrupolar con parámetros  $\delta = 0.36 - 0.43$  mm/s y  $\langle\Delta\rangle = 0.64 - 0.72$  mm/s. Hay una diversidad de sustancias con parámetros Mössbauer a temperatura ambiente en el rango obtenido, tales como la lepidocrocita y la goethita superparamagnética, y oxihidróxidos amorfos como la ferrihidrita y la feroxihita (Murad & Johnston 1987), por lo que se infiere que el doblete obtenido en nuestros espectros se puede atribuir a una mezcla de óxidos/hidróxidos férricos amorfos e hidratados.

Las muestras de la época seca con más de un mes de exposición y las probetas expuestas en periodos de lluvia, muestran, además de un doblete cuadrupolar central, un sexteto de líneas muy anchas que se ajusta como una distribución de campos hiperfinos. Su apariencia y parámetros de ajuste corresponden a la goethita de tamaño de partícula intermedio (Barrero et al., 1995). El doblete tiene parámetros Mössbauer  $\delta = 0.33 - 0.37$  mm/s y  $\langle\Delta\rangle = 0.59 - 0.70$  mm/s, atribuibles a una mezcla de goethita en nanopartículas y lepidocrocita. Es interesante notar que, en términos generales, los valores de desdoblamiento cuadrupolar están en el extremo bajo, de lo que se infiere una importante contribución del componente lepidocrocita al doblete cuadrupolar. Se requieren experimentos Mössbauer a bajas temperaturas para cuantificar estas componentes en la herrumbre.

Es interesante observar que de los espectros Mössbauer a temperatura ambiente no se infieren diferencias en la naturaleza de los compuestos en las herrumbres obtenidas de la cara hacia arriba y cara hacia abajo, pero sí en las cantidades relativas. En la época seca, las cantidades relativas de goethita de tamaño intermedio son mayores en la cara que mira hacia abajo. Esta cara permanece húmeda mayor tiempo que la cara que mira hacia el cielo, por lo que a pesar de los contaminantes que se depositan en esta, el proceso disolución – precipitación es mayor, favoreciendo la transformación lepidocrocita – goethita.

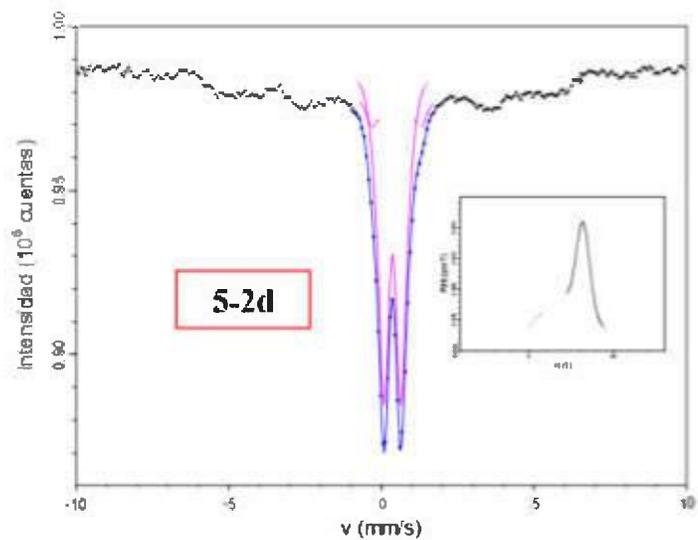
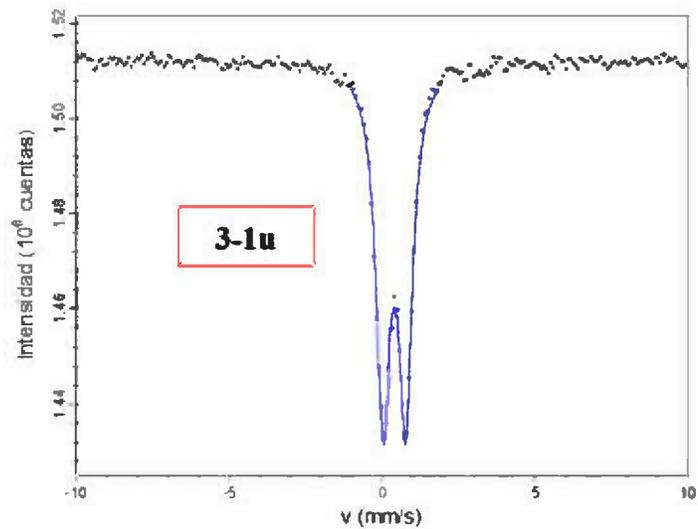


Fig. 4. Ejemplos de espectros Mössbauer a temperatura ambiente de los productos de corrosión. En el inserto la distribución de campos hiperfinos.

Cuadro 5. Parámetros Mössbauer para las herrumbres obtenidas durante la estación seca y lluviosa.

Muestra	Sitio	$\delta$ mm/s	$\langle H \rangle$ T	$\sigma_H$ T	$\langle E \rangle$ mm/s	$\langle \Delta \rangle$ mm/s	$\sigma_3$ mm/s	A %
1-1a	--	0.36	--	--	--	0.69	--	100
1-1d	--	0.35	--	--	--	0.64	--	100
2-1d	--	0.40	--	--	--	0.72	--	100
3-1a	--	0.43	--	--	--	0.70	--	100
3-1d	--	0.40	--	--	--	0.73	--	100
4-1a	QS	0.37	--	--	--	0.64	0.21	77.3
4-1d	HFD	0.33	25.3	9.7	-0.01	--	--	22.7
4-2a	QS	0.36	--	--	--	0.64	0.20	59.9
4-2d	HFD	0.20	23.9	16.0	-0.15	--	--	40.1
5-1a	QS	0.36	--	--	--	0.66	0.20	34.2
5-1d	HFD	0.34	23.2	21.4	-0.21	--	--	46.7
6-1a	QS	0.37	--	--	--	0.60	0.20	46.1
6-1d	HFD	0.37	25.5	15.9	-0.10	--	--	53.9
7-1a	QS	0.36	--	--	--	0.64	0.20	60.7
7-1d	HFD	0.23	31.9	16.4	-0.13	--	--	39.3
8-1a	QS	0.36	--	--	--	0.65	0.19	75.1
8-1d	HFD	-0.10	28.5	16.6	-0.31	--	--	24.9
9-1a	QS	0.37	--	--	--	0.69	0.19	65.6
9-1d	HFD	0.41	24.6	24.8	-0.15	--	--	34.4
10-1a	QS	0.36	--	--	--	0.64	0.20	60.4
10-1d	HFD	0.13	30.2	19.5	-0.21	--	--	39.6
11-1a	QS	0.36	--	--	--	0.63	0.20	61.6
11-1d	HFD	0.18	26.8	19.0	-0.16	--	--	38.4
12-1a	QS	0.37	--	--	--	0.62	0.07	63.7
12-1d	HFD	0.22	30.8	14.6	0.17	--	--	36.3
13-1a	QS	0.36	--	--	--	0.62	0.20	61.7
13-1d	HFD	0.26	26.5	14.1	-0.13	--	--	38.3
14-1a	QS	0.37	--	--	--	0.59	0.20	53.2
14-1d	HFD	0.37	28.9	13.6	-0.04	--	--	46.8
15-1a	QS	0.36	--	--	--	0.70	0.22	53.8
15-1d	HFD	0.44	26.6	17.0	-0.11	--	--	46.2
16-1a	QS	0.37	--	--	--	0.70	0.27	48.5
16-1d	HFD	0.37	27.0	20.8	-0.13	--	--	51.7

$\delta$ : corrimiento isomérico (mm/s) con respecto al  $\alpha$ -Fe

$\langle H \rangle$ : valor promedio del campo hiperfino magnético (T) del sitio HFD

$\langle E \rangle$ : valor promedio del corrimiento cuadrupolar (mm/s) del sitio HFD

$\langle \Delta \rangle$ : valor promedio del desdoblamiento cuadrupolar (mm/s) del sitio cuadrupolar QS

$\sigma$ : anchura gaussiana (desviación estándar) del componente (mm/s o T)

La herrumbre proveniente de la cara hacia arriba no muestra esta tendencia de transformación lepidocrocita-goethita, más bien parece tener una composición menos variable. Probablemente esto sea el resultado de los bajos niveles de contaminación observados en el periodo de estudio y a la similitud de los periodos de humectación en ambas caras.

Los resultados infrarrojos y Mössbauer reflejan en época de lluvia alta concentraciones de lepidocrocita y cantidades pequeñas de goethita en etapas tempranas de exposición sin embargo a medida que transcurre el tiempo la concentración de la lepidocrocita disminuye y aumenta la concentración de goethita. Sobre la superficie aparecerán productos de corrosión más solubles en la capa del electrolito ya que la disolución de los iones contaminantes (cloruros y sulfatos) inducen un cambio en el pH en el electrolito promoviendo de esta manera a la transformación de un producto de corrosión a otro.

En general se observa que la cantidad de goethita de tamaño intermedio crece con la velocidad de corrosión (P) y el tiempo de exposición. La goethita es un amortiguador de la velocidad de corrosión en tiempos prolongados ya que las velocidades de corrosión registradas disminuyeron considerablemente al aumentar la concentración de la misma.

En el periodo de estudio no se obtienen fases de espinela como productos de corrosión. Se ha observado fase de espinela en probetas expuestas horizontalmente (Jaén & Fernández 1989) y en aquellas preparadas mediante lijado mecánico (Jaén et al., 2001). Esto sugiere la realización de estudios variando los ángulos de exposición y que se verifique sistemáticamente el efecto de la preparación de la superficie sobre la naturaleza de los productos de corrosión observados en las etapas tempranas.

## CONCLUSIONES

La atmósfera en la estación de estudio, en el Campus Universitario, en el periodo estudiado presentó bajos niveles de contaminantes atmosféricos ( $S_0P_0$ ) y se clasifica como una atmósfera de con corrosividad baja (C2).

Los productos de corrosión obtenidos en épocas secas y lluviosas difieren, principalmente en periodos cortos de exposición a la atmósfera. Si se inicia en la estación seca, se observa inicialmente la presencia de oxihidróxidos férricos amorfos e hidratados. A medida que transcurre el tiempo, al mes de exposición, se obtiene una herrumbre formada por lepidocrocita y goethita. Si se inicia en la época lluviosa se obtiene una mezcla de lepidocrocita y goethita. En ambos casos, inicialmente se observa que una cantidad de lepidocrocita se transforma en goethita al transcurrir el tiempo.

## **REFERENCIAS**

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

ASTM G1, Preparing, cleaning and evaluating corrosion test specimens (American Society for Testing of Materials, Philadelphia, 1991).

Barrero, C., C. Vandenberghe, R. De Grave, E. & G. Pérez. 1995. Un estudio Mössbauer sobre goethitas sintéticas: primeros resultados. *Rev. Col. Fis* 27 (2): 387-390.

González, A.E., R. Lloyd, L. de Araque, C. Hernández, N. Acosta & J. A. Jaén. 1993. Los Productos de Corrosión Atmosférica del Acero A-36 formados en el Clima de Panamá, *Revista COPAQUI* 13 : 51-55.

ISO 9223, Corrosion of metals and Alloys. Clasification of Corrosivity of Atmospheres, (International Standars Organizations, Geneve 1991).

ISO 9225, Corrosion of Metals and Alloys, Corrosivity of Atmospheres Methods of Measurement of Pollution (International Standards Organization, Ginebra, 1987).

ISO 9226, Corrosion of metals and alloys, Method for determination of corrosion rate of standard specimens for the evaluation of corrosivity. International Standards Organization, Geneve, 1991).

Jaén, J. A., M. Sánchez de Villalaz, L. de Araque, C. Hernández & A. de Bósquez. 2001. Study of the Corrosion Products Formed on Carbon Steels in the Tropical Atmosphere of Panama, *Scientia* 16: 7-16.

Jaén, J. A. & B. Fernández. 1989. Mössbauer Spectroscopy Study of Steel Corrosion in a Tropical Marine Atmosphere, *Electrochem. Acta*, 34: 885-886.

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

M. Sánchez de Villalaz, A. F. de Bósquez & J. A. Jaén (Eds.). 2000. *Corrosividad Atmosférica de Panamá. Proyecto MICAT-Panamá.* Universidad Tecnológica de Panamá, Panamá.

Morcillo, M., E. Almeida, B. Rosales, J. Uruchurtu & M. Marrocos. 1999. *Corrosión y Protección de Metales en las Atmósferas de Iberoamérica. Parte I: Mapas de Iberoamérica de Corrosividad Atmosférica (Red Temática MICAT, XV.1/CYTED).* CYTED, Madrid.

Morcillo, M., E. Almeida, F. Fragata & Z. Panossian. 2002. *Corrosión y Protección de Metales en las Atmósferas de Iberoamérica. Parte II: Protección Anticorrosiva de Metales en las Atmósferas de Iberoamérica (Red Temática PATINA, XV.D/CYTED).* CYTED, Madrid.

Murad, E. & H. Johnston. 1987. Iron oxides and oxyhydroxides, en: C. J. Long (Ed.). *Mössbauer Applied to Inorganic Chemistry. Vol. 2.* Plenum Pub Co, New York – London. 507 – 582pp..

Rancourt, D. G. & J. Y. Ping. 1991. Voigt-based Methods for Arbitrary-shape Static Hyperfine Parameter Distributions in Mössbauer Spectroscopy, *Nucl. Instr. Meth.*, B58: 85-97.

Rivera, D.Y. 2000. Caracterización Mössbauer de Herrumbre de un Acero A-36 Expuestos en Estaciones de Panamá y Colón. Tesis de Licenciatura, Universidad de Panamá. 29 p.

Santana Rodríguez, J.J., F.J. Santana Hernández & J.E. González González. 2002. XRD and SEM studies of corrosion products for carbon steel in various different environments in the province of Las Palmas (The Canary Islands, Spain), *Corr. Sci.* 44: 2425-2438.

Schwertman, U. & R.M. Cornell. 1991. *Iron Oxides in the laboratory: Preparation and Characterization*. VCH Publishers, Inc. , New York, NY (USA). 130 pp.

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

*Recibido mayo de 2004, aceptado agosto de 2004.*



## **SPATIAL PATTERN OF ZOOPLANKTON BIOMASS IN THE GULF OF MONTIJO, PANAMA**

ARTÍCULO DE COMUNICACIÓN CORTA

**Carlos E. Seixas G.**

Universidad de Panamá, Centro Regional Universitario de Veraguas, Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y Tecnología.

e-mail: carlosseix@hotmail.com

### **ABSTRACT**

The following study analyses the spatial pattern of zooplankton biomass in a seven inshore offshore stations between Puerto Mutis and Cébaco island on October of 1997. At each station triplicates of 150 l samples were collected using a 4-stroke self priming volute pump and filtered through an 80  $\mu$ m plankton net. The salinity increased of 9.7 ppt at Puerto Mutis to 30.3 ppt at Gobernadora Island whereas temperature remained constant at 29.5 °C mean. Piñas and Puerto Mutis showed lower Secchi depths whereas higher values were found near Gobernadora. Copepods and nauplios comprised 90% of the catches. Zooplankton biomass was significantly higher at Piñas station ( $83.3 \pm 5.8$  mg/mt<sup>3</sup>) whereas lower values were registered south Leones ( $5.10 \pm 2.8$  mg/mt<sup>3</sup>).

### **KEYWORDS**

Gulf of Montijo, estuaries, zooplankton biomass, zooplankton.

### **RESUMEN**

Se estudiaron los patrones de distribución espacial de la biomasa del zooplancton en siete estaciones de muestreo del golfo de Montijo. El estudio se efectuó en octubre de 1997 e incluyó la recolecta de triplicados de muestras de 150 litros utilizando para ello una bomba de succión de cuatro tiempos y filtrando el material a través de una red de plankton de 80  $\mu$ m de diámetro de poro. La salinidad se incrementó de 9.7 ppm en puerto Mutis a 30.3 ppm en las cercanías de Gobernadora mientras que la temperatura se mantuvo constante cerca de los 29.5 °C. Las aguas de Piñas y Puerto Mutis mostraron baja transparencia mientras que los valores más altos se registraron cerca de Gobernadora. Los copépodos y los nauplios constituyeron el 90% de las capturas mientras que los mayores y menores valores de biomasa se registraron en Piñas ( $83.3 \pm 5.8$  mg/mt<sup>3</sup>) y el sur de Leones ( $5.10 \pm 2.8$  mg/mt<sup>3</sup>).

## **PALABRAS CLAVES**

Golfo de Montijo, estuarios, zooplancton, biomasa del zooplancton.

## **INTRODUCTION**

It has been shown that environmental variability plays a major role in determining spatial and temporal patterns of zooplankton distribution and species composition in marine tropical ecosystems (Moore & Sander 1976, 1982; Chisholm & Roff 1990). The gulf of Montijo is a coastal plankton based ecosystem in which the zooplankton act as trophic intermediates between the very productive phytoplankton and higher trophic levels, including many of the economically important fish, shellfish and shrimps. A multitude of physical, chemical and biological processes affect marine organisms and these processes operate over a range of spatial and temporal scales (Mc Alice 1970; Steele 1974; Lorenzen 1971) that must be considered in explaining variability in the structure, function and distribution of phytoplankton communities. In general, zooplankton abundance has been associated with changes in phytoplankton standing stocks and with the combined effects of regional climatology and local hydrographic variables. The gulf of Montijo, on the pacific slope of Panama, is under influence of the Intertropical Convergence Zone (ITCZ). Frequent rainfalls start in May and continue until October when ITCZ moves northward over Panama. In late November, the dry season has begun in earnest and little or no rain falls until the following May. This seasonal rainfall produce temporal and regional differences in river discharge which induce fluctuations in salinity, nutrient concentrations, turbidity (i.e. penetration of light) and therefore, biological productivity. These differences could be responsible for the observed variations in the spatial dynamics of zooplankton. In this study, we attempt to demonstrate the occurrence of spatial patterns of aggregation in the zooplankton of the gulf of Montijo.

## **MATERIALS AND METHODS**

The gulf of Montijo is located to the south of Veraguas on the Pacific of Panama (Fig.1). The gulf is an estuarine system fringed with either low or tall mangroves and backed by forest, grassy hills, low swampy areas, agricultural land and palm outcrops. Routine sampling of zooplankton abundance was performed through seven sampling stations at one inshore-offshore transect, between Puerto Mutis and Cébaco island.



## RESULTS

### Hydrological patterns

Light penetration at offshore was higher than at inshore stations. Lower Secchi depths were measured at Puerto Mutis and Piñas stations. Temperature was constant around  $29.5 \pm 0.3$  °C while the vertical profile of salinity was more variable. Offshore stations near Gobernadora showed higher values than the inshore stations. The mean for the estuary was  $24.9 \pm 7.9$  ppt. (Table 1).

Table 1. Secchi depth (D) and extinction coefficient (E) and salinity mean (ppt) in different sampling stations of the gulf of Montijo in October of 1997. I: Puerto Mutis, II: Piñas, III: Perdomo, IV: Tres Islas, V: LC1, VI: LC2, VII: LC3.

Sampling stations	D (mts)	E	Salinity (ppt)
I	0.31	5.48	9.7
II	0.68	2.50	18.6
III	2.00	0.85	28.0
IV	2.90	0.58	28.3
V	3.80	0.44	30.0
VI	2.90	0.58	29.9
VII	3.88	0.43	30.3

### Biomass of zooplankton

Significantly higher mean values (Kruskal-Wallis,  $P < 0.01$ ) of zooplankton biomass were found at Piñas station ( $83.3 \pm 5.8$  mg-  $\text{mt}^3$ ). Mean zooplankton abundance at stations V and VI between Leones island and Cébaco were significantly lower than the other (Kruskal-Wallis,  $P < 0.01$ ). The mean total abundance for the gulf of Montijo was  $34.01 \pm 25.35$  mg  $\text{mt}^3$ . (Table 2).

**Table 2.** Spatial pattern of surface zooplankton biomass (mg/mt<sup>3</sup>) in different sampling stations of the gulf of Montijo in October of 1997. I: Puerto Mutis, II: Piñas, III: Perdomo, IV: Tres Islas, V: LC1, VI: LC2, VII: LC3.

Station	Biomass	Mean
I	28.6	41.3 ± 12.7
	54.0	
	41.3	
II	86.0	83.3 ± 5.8
	76.6	
	87.3	
III	58.0	43.7 ± 12.5
	38.6	
	34.6	
IV	14.6	21.9 ± 8.1
	20.6	
	30.6	
V	7.3	5.10 ± 2.8
	6.0	
	2.0	
VI	24.6	16.3 ± 8.3
	8.0	
	16.3	
VII	33.6	26.5 ± 6.6
	20.6	
	25.3	
Mean		34.0 ± 25.3

Copepods and nauplii dominated numerically the catches in all sampling stations. The two groups accounted for approximately 90% of the total zooplankton counts. At Mutis (I) and Piñas (II) stations both taxa comprised together 50% of total zooplankton (30 900 individuals mt<sup>3</sup>). (Table 3).

Table 3. Patterns of distribution of dominant zooplankton taxa (indiv/m<sup>3</sup>) in the gulf of Montijo in October of 1997. I: Puerto Mutis, II: Piñas, III: Perdomo, IV: Tres Islas, V: LC1, VI: LC2, VII: LC3.

TAXA	I	II	III	IV	V	VI	VII	MEAN
Copepods	10 066	8 140	5 266	4 573	2 373	1 433	6 473	5 475
Nauplius	7 800	4 893	3 326	1 740	1 486	726	586	3 384
Chaetognaths	126	46	673	313	440	326	133	294
Appendicularia	100	26	333	226	193	0	140	145
Polychaetes	0	380	120	300	53	0	80	133
Rotifera	0	33	0	26	553	0	260	124
Polychaetes larva	0	240	126	206	46	133	86	120
Zoea	20	80	0	13	106	26	0	35
Mysis	33	33	0	13	6	0	66	21
Fish eggs	0	0	0	2	40	26	0	11
TOTAL	18 145	13 871	9 844	7412	5 296	2670	9824	

## DISCUSSION

In the gulf of Montijo, the influx of fresh water from rainfall is a recurring seasonal phenomenon related with the hydrological patterns. In Panama, annual precipitation ranged between 1 000 to 7000 mm. The annual cycle of precipitation is determined by the northeasterly

winds, known as "alisios" or "trade winds." These winds promoted a well-defined dry and rainy seasons on the Pacific slope. Northeasterly winds become more intensive during the dry season, which last from early December to mid-March. Frequent rainfalls start in May and continue until October, when Intertropical Convergence Zone moves northward over Panama. In late November, the dry season has begun and little or no rain falls on the Pacific slope until the following May. Rainfall runoff is an important source of allocthonous nutrients that subsidize phytoplankton and zooplankton productivity especially into the estuary where the hydraulic residence time is longer (García & López 1989). In the gulf of Montijo the higher zooplankton biomass generally occurred at stations I, II and III upstream into the estuary. Other noticeable feature of zooplankton community structure in the gulf of Montijo is the high relative abundance of copepods and nauplii (90% of the total zooplankton counts) in the waters into the estuary. Samples at stations I, II and III contain near 65% of the total counts of copepods and nauplii. This finding is consistent with previous studies in near-shore zooplankton communities that report high relative abundance of copepods (Sander & Moore 1978; Chisholm & Roff 1990).

The results of this investigation demonstrate the occurrence of aggregation in the zooplankton of the gulf of Montijo with the higher values into the estuary near of Piñas river and relative preponderance of copepods and nauplii. Further studies are necessary to increase our understanding about the dynamic of plankton in this ecosystem.

#### **REFERENCES**

- Chisholm, L. A. & J. C. Roff. 1990. Abundance, growth rates and production of tropical neritic copepods off Kingston Jamaica. *Mar. Biol.* 78-89.
- D'Croz L. 1993. Estado y uso de los manglares en la República de Panamá. En *Ecosistemas de Manglares: Informes Técnicos. Conservación y Aprovechamiento Sostenible de los Bosques de Manglar en Regiones de América Latina.* (ISME).

García, J. R. & J. M. López. 1989. Seasonal pattern of phytoplankton productivity, zooplankton abundance and hydrological conditions in Laguna Joyuda, Puerto Rico. In *Topics in Marine Biology* (Ross, J. D. ed). *Scientia Marina*, 53: 625-631.

Longhurst, A. R. 1985. The structure and evolution of plankton communities. *Oceanogr.* 15:1-35.

Lorenzen, C. J. 1971. Continuity in the distribution of surface chlorophyll. *J. Con. Int. Explor. Mer.* 34:18-23.

McAlicee, B. J. 1970. Observations on the small scale distribution of estuarine phytoplankton. *Mar. Biol.* 7: 100-111.

Moore, E. & F. Sanders. 1976. Quantitative and qualitative aspects of zooplankton and breeding of copepods at two Caribbean coral reef stations. *Estuarine and Coastal Marine Science*, 4: 589-607.

\_\_\_\_\_ 1982. Nutrient-phytoplankton-zooplankton relationships at a highly eutropic tropical station. *Caribbean Journal of Science*, 18: 95-99.

Sander, F. & E. Moore. 1978. A comparative study of inshore and offshore copepods populations at Barbados, West Indies. *Crustaceana*, 35: 225-240.

Steele, J. H. 1974. *The Structure of Marine Ecosystems*. Blackwell Scientific Publications, LTD., Oxford, 128 pp.

*Recibido agosto de 2003, aceptado diciembre de 2003.*



**STREBLIDAE (DIPTERA: PUPIPARA) ECTOPARÁSITOS DE MURCIÉLAGOS, EN LAS TIERRAS BAJAS DEL PARQUE NACIONAL DARIÉN, PROVINCIA DE DARIÉN, PANAMA.**  
ARTÍCULO DE COMUNICACIÓN CORTA

**Publio E. González D.<sup>1</sup>, Alonso Santos M.<sup>2</sup>, Roberto J. Miranda.**

Universidad de Panamá, Facultad de Ciencias Naturales Exactas y Tecnología, Museo de Invertebrados G. B. Fairchild, Apartado 10860 Estafeta Universitaria, Panamá República de Panamá.  
E-mail: publogd@yahoo.com<sup>1</sup>, santosa@tivoli.si.edu<sup>2</sup>, santosalonso@hotmail.com<sup>3</sup>.

**RESUMEN**

En este trabajo *Artibeus jamaicensis*, *A. phaeotis*, *Carollia castanea*, *C. perspicillata*, *Chiroderma salvini*, *Phyllostomus hastatus*, *Sturnira lilium* y *Uroderma bilobatum* son las especies de murciélagos donde la diversidad ectoparasítica estuvo representada por 14 especies de Streblidae; mientras que *Artibeus lituratus*, *A. watsoni* y *Vampyressa pusilla* forman el grupo de los no parasitados. El parásito *Trichobius joblingi* resultó ser el Streblidae más abundante (53 individuos). Reportamos por primera vez para Panamá a *Artibeus phaeotis* como hospedero de *Neotrichobius stenopterus*. Las especies *Mastoptera guimaraesi*, *Speiseria ambigua*, *Strebli mirabilis*, *Trichobius longipes* y *T. sparsus* son especies de Streblidae reportadas por primera vez para la Provincia de Darién.

**PALABRAS CLAVES**

Streblidae, Parque Nacional Darién, parásitos, hospederos, murciélago.

**ABSTRACT**

In this work *Artibeus jamaicensis*, *A. phaeotis*, *Carollia castanea*, *C. perspicillata*, *Chiroderma salvini*, *Phyllostomus hastatus*, *Sturnira lilium* and *Uroderma bilobatum* are the species of parasited bats by Streblidae, while *Artibeus lituratus*, *A. watsoni* and *Vampyressa pusilla* form the group of the non-parasited bats. *Trichobius joblingi* is the most abundant Streblidae (53 specimens). We reported for first time in Panama the species *Artibeus phaeotis* as host for the *Neotrichobius stenopterus*. *Mastoptera guimaraesi*, *Speiseria ambigua*, *Strebli mirabilis*, *Trichobius longipes* and *T. sparsus* are the species of Streblidae reported in the province of Darien.

## **KEY WORDS**

Streblidae. Darien National Park, parasites, hosts, bats.

## **INTRODUCCIÓN**

La familia Streblidae junto con los Nycteribiidae y los Hippoboscidae son un grupo de insectos pertenecientes al orden Díptera, ubicados dentro del grupo de los pupipara. Ellos son ectoparásitos vivíparos, obligatorios y exclusivos de murciélagos, que en lugar de poner huevos o larvas, lo que hacen es poner una pupa ya desarrollada. La viviparidad es adenotrófica; es decir, las larvas se alimentan de las secreciones glandulares en el útero (Guerrero 1993). Esta familia presenta una distribución pantropical; sin embargo, se les puede localizar en zonas más cálidas de las regiones templadas y en las áreas montañosas más frías en los trópicos (Guerrero 1996).

Hasta el presente se conocen unas 223 especies distribuidas en 5 subfamilias. Tres de las subfamilias son exclusivas del nuevo mundo con 147 especies (Guerrero 1993). Gran parte de las especies son neotropicales con una distribución bien definida. Sin embargo, algunas especies pueden presentar una distribución disyunta; es decir, especies que se encuentran en el sur de Estados Unidos pueden encontrarse en el Norte de Sudamérica, pero no en Centro América (Wenzel 1966; Guerrero 1996).

En Panamá, hasta 1966 se registran 20 géneros y 66 especies (Wenzel 1966). Para la Provincia de Darién se han registrado 28 especies de Streblidae, 42.4 % del total de especies presentes en Panamá.

El trabajo, además de dar un listado de las especies de Streblidae presentes en el Parque Nacional Darién, se reportan nuevos hospederos para algunas especies de Streblidae en Panamá.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

La captura se realizó del 5 al 16 de octubre de 2002. Se utilizaron cuatro redes de niebla de 12 metros de largo por 2.5 metros de ancho colocadas a 0.5 metros sobre el suelo (Kunz & Kurta 1988). Las redes se ubicaron en tres sitios: interior del bosque (ib), borde de bosque (bb) y área abierta de bosque (aab). Las redes eran abiertas a las 18:00 y

cerradas a las 23:00 horas durante los diez días que estuvimos muestreando.

Los individuos atrapados eran colocados en bolsas de tela para luego procesarlos en el campamento. Una vez allí, tomamos los datos correspondientes en una hoja de campo que incluía: datos del lugar, fecha, número de redes, hora de abrir y hora de cierre de las redes, peso en gramos, medida de su antebrazo, sexo, edad [la cual, según Anthony (1988) depende del grado de osificación de las epifisis de las falanges alares] y notas sobre la presencia o ausencia de ectoparásitos, para luego, identificarlo por medio de la clave de Handley (1981). Por último, revisamos minuciosamente los ejemplares (alas, orejas, uropatagio, dorso, etc.) para coleccionar todos los posibles estrebidos; los cuales eran colocados en viales "screw cap" de 2 drams con alcohol al 90%, debidamente rotulados. En el laboratorio se separó e identificó el material mediante la clave taxonómica de Wenzel (1966).

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En diez días de muestreo obtuvimos un total de 113 horas/red y capturamos un total de 72 murciélagos, distribuidos en 3 subfamilias, 7 géneros y 11 especies, pero sólo en 8 (72.7 %) especies se encontraron Streblidae (Cuadro 1). *Artibeus lituratus*, *A. watsoni* y *Vampiressa pusilla* fueron las especies que no estuvieron parasitadas por Streblidae. Del total de murciélagos capturados sólo 47 ejemplares (65.2 %) estuvieron parasitados.

La especie *Phyllostomus hastatus* presentó el mayor parasitismo, ya que en cinco individuos (5♀) se coleccionaron 79 Streblidae correspondientes a seis especies. La especie más abundante fue *Trichobius longipes* con 38 especímenes. Por el otro lado las menos abundantes fue *Trichobius joblingi* (Fig. 1) y *Aspidoptera busckii* con un solo ejemplar. En tanto que *Strebla mirabilis*, *Mastoptera guimaraesi* (Fig. 2) y *Trichobius sparsus* también fueron encontrados en este hospedero. Sugerimos que el alto porcentaje de parasitismo en esta especie de murciélago puede deberse a que viven en grupos numerosos de hasta 100 individuos, al tamaño corporal de esta especie y a su poco acicalado.

Cuadro 1. Porcentaje de parasitismo de Streblidae en cada especie de murciélago en las tres áreas de muestreo.

Especies de murciélagos	Áreas muestradas		
	ib	bb	Aab
<i>Artibeus jamaicensis</i>	3♂: 1♀ 2/4= 50%	6♀ 5/6= 83%	1♂: 4♀ 5/5= 100%
* <i>Artibeus lituratus</i>		1♂: 1♀ 0/2= 0%	
<i>Artibeus phaeotis</i>		1♂: 1♀ 1/2= 50%	
* <i>Artibeus watsoni</i>			1♂ 1/0= 0%
<i>Carollia castanea</i>	1♂ 0/1= 0%	7♂: 4♀ 9/11= 82%	3♀ 1/3= 33%
<i>Carollia perspicillata</i>	1♂: 1♀ 1/2= 50%	14♂: 5♀ 14/19= 74%	1♀ 1/1= 100%
<i>Chiroderma salvini</i>		1♂ 1/1= 100%	
<i>Phyllostomus latidorsus</i>		3♀ 3/3= 100%	2♀ 2/2= 100%
<i>Sturnira lilina</i>			2♂: 1♀ 1/3= 33%
<i>Uroderma bilobatum</i>		1♂ 0/1= 0%	1♂ 1/1= 100%
* <i>Vampyressa pusilla</i>	3♂ 0/3= 0%		1♂ 0/1= 0%

Total parasitado X 100 = % de parasitismo  
Total capturado  
\* Sin Streblidae

ib= interior de bosque  
aab= área abierta de bosque  
bb= borde de bosque



Fig. 1. *Trichobius joblingi*, vista dorsal.



Fig. 2. *Mastoptera guinaraesi*, vista dorsal.

En 22 individuos de *Carollia perspicillata* (15♂: 7 ♀). 16 estaban parasitados (72.7 %) y les colectamos 60 Streblidae. De estos, 48 pertenecen a la especie *Trichobius joblingi* y tres especímenes de *Speiseria ambigua*. Otra especie colectada en este hospedador fue *Strebla carolliae* (Fig. 3).



Fig.3. *Strebliidae*, vista dorsal.

En 15 individuos de *Artibeus jamaicensis* (4♂: 11♀), 12 estaban parasitados (80 %) por 27 individuos de Streblidae, siendo *Aspidoptera busckii* la más frecuente, con 14 individuos y *Metalasmus pseudopterus* la menos abundante con tres especímenes. *Megistopoda aranea* también forma parte de la fauna ectoparásita de *A. jamaicensis*. En 10 ejemplares de *Carollia castanea*, de un total de 15 (8♂: 7♀), se encontraron 13 Streblidae. La especie *Strebliidae* fue la más abundante, con siete especímenes, aunque *Trichobius joblingi* presentó un total de cinco especímenes. Por el otro lado, la especie menos abundante en esta especie de murciélago fue *Speiseria ambigua* con un sólo espécimen.

En la especie de Murciélago *Artibeus phaeotis* capturamos dos individuos (1♂: 1♀ sin ectoparásitos), donde colectamos un Streblidae que pertenece a la especie *Neotrichobius stenopterus* (Fig. 4), el cual es el primer reporte de esta especie en *A. phaeotis* para Panamá.

En *Chroderma salvini* (1♂) se observó la presencia de tres individuos de *Paratrichobius salvini* (Fig. 5). Entre los murciélagos nectarívoros capturamos tres individuos de *Sturnira lilium* (2♂: 1♀), con sólo un individuo de esta especie con un ejemplar del Streblidae *Aspidoptera delaterrei* (Fig. 6). En tanto que para *Uroderma bilobatum* (2♂) capturamos dos individuos, pero sólo uno resultó ser hospedero de un único espécimen de *Paratrichobius dumii*.



Fig. 4. *Neotrichobius stenopterus*, vista ventral.



Fig. 5. *Paratrichobius salvini*, vista ventral.



Fig. 6. *Aspidoptera delaterrei*, vista dorsal.

La mayor incidencia porcentual de Streblidae (Cuadro 2), ocurrió en la especie *Phillostomus hastatus*, parasitado por seis especies de Streblidae. De estos, *Mastoptera guimaraesi*, *Strebli mirabilis* y *Trichobius longipes*, presentan un 80 % de incidencia porcentual parasitaria. Mientras que *Aspidoptera busckii*, *Trichobius joblingi* y *Trichobius sparsus* presentaron una incidencia del 20 %. *Carollia perspicillata* presentó tres especies de Streblidae, *Trichobius joblingi* con 92,8 %, *Strebli carolliae* 42,8% y *Speiseria ambigua* 21,4 %. *Artibeus jamaicensis*, también parasitado por tres especies de Streblidae, presentó mayor incidencia parasitaria por parte de *Aspidoptera busckii* 66,6 %, luego *Megistopoda aranea* 58,3 % y el 25,0 % para *Metatassius pseudoapterus*. *Strebli carolliae* y *Trichobius joblingi* hospedados en *Carollia castanea* presentaron una incidencia porcentual parasitaria de 50 %. En el caso de las especies que mostraron un 100 % de incidencia porcentual parasitaria, es debido a que sólo se capturó un murciélago parasitado o se capturaron varios, pero sólo uno de ellos estaba parasitado como en el caso de *Sturnira lilium*, tres individuos capturados sólo uno parasitado por *Aspidoptera delaterrei*. Debido a esto, *Artibeus phaeotis* hospedero de *Neotrichobius stenopterus* mostró un 100 % de incidencia porcentual de Streblidae en este hospedero. Este patrón porcentual del 100% se mantuvo en *Chiroderma salvini* hospedero de *Paratrachobius salvini* y en *Uroderma bilobatum* hospedero de *Paratrachobius dumii*.

#### LISTADO DE ESPECIES DE STREBLIDAE PARA EL PND:

*Aspidoptera busckii* Coquillet, 1899.

Material examinado: 15 especímenes, 14 de ellos en 8 *Artibeus jamaicensis* y uno en un *Phillostomus hastatus*.

*Aspidoptera delaterrei* Wenzel, 1966.

Material examinado: un espécimen en un *Sturnira lilium*.

*Mastoptera guimaraesi* Wenzel, 1966.

Material examinado: 10 especímenes en cuatro *Phillostomus hastatus*.

Comentarios: Es la primera vez que se registra este estreblido para la Provincia de Darién.

*Megistopoda aranea* (Coquillet 1899).

Material examinado: 10 especímenes en siete *Artibeus jamaicensis*.

***Metasemus pseudopterus*** Coquiliet, 1907.

Material examinado: tres especímenes en tres *Artibeus jamaicensis*.

***Neotrichobius stenopterus*** Wenzel & Aitken, 1966.

Material examinado: un espécimen en un *Artibeus phaeotis*

Comentarios: Es el primer registro de este ectoparásito en *A. phaeotis* para Panamá.

***Paratrichobius dunni*** (Curran 1935).

Material examinado: un espécimen en un *Uroderma bilobatum*.

***Paratrichobius salvini*** Wenzel, 1966.

Material examinado: tres especímenes en un *Chiroderma salvini*.

***Speiseria ambigua*** Kessel, 1925.

Material examinado: cuatro especímenes, tres en tres *Carollia perspicillata* y uno en un *Carollia castanea*.

Comentarios: Es la primera vez que se registra este estrebido para la Provincia de Darién.

***Strebli carolliae*** Wenzel, 1966.

Material examinado: 16 especímenes, siete en cinco *Carollia castanea* y nueve en seis *Carollia perspicillata*.

***Strebli mirabilis*** (Waterhouse 1879).

Material examinado: 25 especímenes en cuatro *Phyllostomus hastatus*.

Comentarios: Es la primera vez que se registra este estrebido para la Provincia de Darién.

***Trichobius joblingi*** Wenzel, 1966.

Material examinado: 53 especímenes, 5 especímenes en 5 *Carollia castanea* y 48 especímenes en 13 *Carollia perspicillata*.

***Trichobius longipes*** Rudow, 1871.

Material examinado: 38 especímenes, en cuatro *Phyllostomus hastatus*.

Comentarios: Es la primera vez que se registra este estrebido para la Provincia de Darién.

***Trichobius sparsus*** Kessel, 1925.

Material examinado: 3 especímenes, en un *Phyllostomus hastatus*.

Comentarios: Es la primera vez que se registra este estrebido para la Provincia de Darién.

Cuadro 2. Incidencia Porcentual de Streblidae en cada hospedero, en el Parque Nacional Darién.

Hospederos \ Parasitos	<i>Artibeus jamaicensis</i>	<i>Artibeus phaeotis</i>	<i>Carollia castanea</i>	<i>Carollia perspicillata</i>	<i>Chiroderma salvini</i>	<i>Phyllostomus hastatus</i>	<i>Sturmia lilium</i>	<i>Uroderma bilobatum</i>
<i>Aspidoptera busckii</i>	60,0% ██████████████████					20,0% ██████		
<i>Aspidoptera delatorri</i>							100% ██████████████████	
<i>Mastoptera guimaraesi</i>						80,0% ████████████████		
<i>Megistopoda aranea</i>	58,3% ████████████████							
<i>Metasemus pseudopterus</i>	25,0% ██████							
<i>Neotrichobius stenopterus</i>		100% ██████████████████						
<i>Paratrichobius dumii</i>								100% ██████████████████
<i>Paratrichobius salvini</i>					100% ██████████████████			
<i>Speiseria ambigua</i>				21,4% ██████				
<i>Strebla carolliae</i>			50,0% ██████	42,0% ████████				
<i>Strebla mirabilis</i>						80,0% ████████████████		
<i>Trichobius joblingi</i>			50,0% ██████	92,9% ██████████████████		20,0% ██████		
<i>Trichobius longipes</i>						80,0% ████████████████		
<i>Trichobius sparsus</i>						20,0% ██████		

## CONCLUSIONES

*Phyllostomus hastatus* mostró el mayor número de especies de Streblidae, debido a su gran tamaño corporal, su poco acicalado y al gran número de individuos que forman los grupos familiares. La especie de Streblidae más abundante y con menos especificidad fue *Trichobius joblingi*. Reportamos por primera vez para Panamá *Artibeus phaeotis* como hospedero de *Neotrichobius stenopterus*. Para la Provincia del Darién reportamos cinco especies de Streblidae: *Mastoptera guimaraesi*, *Speiseria ambigua*, *Strebla mirabilis*, *Trichobius longipes* y *T. sparsus*. La incidencia porcentual de Streblidae fue muy alta en algunas especies de murciélagos como el caso de *Artibeus phaeotis*, *Chiroderma salvini*, *Sturnira lilium* y *Uroderma bilobatum*.

## REFERENCIAS

- Anthony, E.L.P. 1988. Age determination in bats. 47-58 pp. En: *Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats*. Kunz, T.H. (eds.). Smithsonian Institution Press, Washington D.C., USA. 533 p.
- Guerrero, R. 1993. Catálogo de los Streblidae (Diptera: Pupipora) parásitos de Murciélagos (Mammalia: Quiroptera) del Nuevo Mundo I. Clave para los Géneros y Nycterophilinae. *Acta Biológica Venezolana*. 14 (4): 61-75.
- \_\_\_\_\_. 1996. Streblidae (Diptera : Pupipora) Parásitos de los Murciélagos de Pakitza, Parque Nacional Manu (Perú). 627-641 pp. En: *La biodiversidad del Sureste del Perú*. Wilson, D.E. y Sandoval, A. (eds.). Editorial Horizonte. 679 p.
- Handley, C.O. 1981. Key to the Bats of the lowlands of Panama. *U.S. National Museum Washington, D.C.* 17 p.
- Kuntz, T.H. & A. Kurta. 1988. Capture Methods and Holding Devices. pp. 1-29. En: *Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats*. Kunz, T.H. (eds.). Smithsonian Institution Press, Washington D.C., USA. 533 p.
- Wenzel, R.L., V. Tipton & A. Kiewlicz. 1966. The Streblid batflies of Panama (Diptera Calyptera: Streblidae). pp. 405-675. En: *Ectoparasites of Panama*. Wenzel, R.L. & Tipton, V. (eds.). Field Museum of Natural History, Chicago Illinois. 861 p.

## **AGRADECIMIENTOS**

Agradecemos al Dr. Alfonso Sanabria del proyecto Comanejo, por su apoyo en la obtención de una parte de los fondos para las giras de campo al Parque Nacional Darién. A Ricardo Rivera, Indra Candanedo y Laura Fernández de la Dirección Nacional de Patrimonio Natural, ANAM, por la ayuda en los trámites de los permisos de colectas y alojamiento en la estación. Al Profesor Roberto A. Cambra T. por su valiosa cooperación en las colectas de campo. A Narciso "Chicho" Bristán, Luis Pizarro, Antonio Henrris, Aristides Tucama, Christian Barrios, Eliseo Pandales, Luis Pacheco y Leonardo Bustamante, personal de ANAM que labora en el Real y la estación Rancho Frio (Pirre) por la ayuda brindada durante todo el trabajo de campo. A Ronald Zuñiga, por tomar las fotos y al Lic. Alex F. Espinosa Rivas por su colaboración en la digitalización y escaneado de las fotografías que ilustran este trabajo. Agradecemos finalmente al Dr. Diomedes Quintero A. por todo el apoyo logístico y Angel Aguirre, Smithsonian Tropical Research Institute, por ayudarnos en la localización de las referencias bibliográficas. El trabajo de campo en parte fue apoyado por fondos de Biodarién (PAN/ 94/ G31).

*Recibido octubre de 2004, aceptado abril de 2004.*



## ECOLOGÍA DE PRECISIÓN: UNA DESCRIPCIÓN BREVE DE SU APLICACIÓN PRÁCTICA

ARTÍCULO DE DIVULGACIÓN GENERAL

**Daniel A. Emmen**

Universidad de Panamá, Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y Tecnología, Edificio de Laboratorios Científicos, Laboratorio de Ensayos Biológicos Contra Plagas Agrícolas (Lab. 116) y Departamento de Zoología.

Email: demmen@cwpanama.net

### RESUMEN

Se describen los Sistemas de Información Geográfica (GIS), de Posicionamiento Global (GPS) y la adaptación de los principios de la Geoestadística. Estas son tecnologías usadas en la Ecología de Precisión para el análisis de la densidad y distribución espacial y temporal de poblaciones de organismos. De igual manera, se comentan las ventajas de esas tecnologías con respecto a los métodos estadísticos tradicionales, para estudios similares, empleando índices de dispersión. Como ejemplo, se presenta el análisis de la estructura y continuidad espacial de *Empoasca fabae*.

### PALABRAS CLAVES

*Empoasca fabae*, índice de dispersión, análisis espacial, covariograma, semivariograma, correlograma, "nugget", "sill", rango de dependencia espacial.

### ABSTRACT

The Geographic Information Systems (GIS), Global Positioning Systems (GPS) and the adaptation of the principles of the Geostatistics are described. They are technologies used in Precision Ecology in order to analyze density and spatio-temporal organisms distribution. Likewise, the advantages of these technologies, with respect to other traditional statistical methods for similar studies, using dispersion indexes, are discussed. As an example, the analysis of the structure and spatial continuity of *Empoasca fabae*, is presented.

## **KEYWORDS**

*Empoasca fabae*, dispersion, spatial analysis, covariogram, semivariogram, correlogram, nugget, sill, range of spatial dependence.

## **INTRODUCCIÓN**

*“El espacio... la última frontera”*. Esta expresión es apropiada para ser aplicada en ecología así como en dramas de ciencia ficción. Los mayores obstáculos que hemos encontrado para procesar datos en ecología se han debido a la falta de instrumentación y manejo analítico de datos. Nuevas tecnologías tales como los Sistemas de Información Geográfica (GIS), Sistemas de Posicionamiento Global (GPS), la adaptación de la Geoestadística y el surgimiento de programas de computadoras para representar, espacial y temporalmente las densidades de poblaciones de organismos (por ejemplo, de insectos), se han empezado a utilizar con el fin de hacer cálculos más confiables y para tomar decisiones de manejo más rápidas y precisas en áreas como la conservación de la biodiversidad y en ecología aplicada (por ejemplo, en el Manejo Integrado de Plagas). Además, el incremento de estas técnicas espacio-temporales es una respuesta al aumento en la demanda por considerar el costo ambiental en las decisiones de manejo (por ejemplo, costo de la contaminación ambiental producida por los agroquímicos, etc.) (Isaaks & Shrivastava 1989; Schotzko & O'keeffe 1989; Liebhold & Elkinton 1989; Liebhold et al., 1991; Liebhold et al., 1993; Weisz et al., 1995a, 1995b).

## **DISTRIBUCIÓN “ESTADÍSTICO-ESPACIAL” DE LOS ORGANISMOS**

Históricamente, los ecólogos han caracterizado la frecuencia de distribuciones de las especies de diversos organismos usando los métodos tradicionales de dispersión o arreglo espacial a través de los índices de dispersión. Cada dispersión, distribución, o arreglo espacial puede ser estadística o matemáticamente descrita, una vez que la media o promedio aritmético de la población ( $\bar{x}$ ) y la varianza ( $s^2$ ) son conocidas (Ascombe 1949; Taylor 1961; Taylor 1984; Schotzko & O'keeffe 1989; Liebhold & Elkinton 1989; Liebhold et al., 1991; Rossi et al., 1992; Liebhold et al., 1993; Roberts et al., 1993; Weisz et al., 1995a; Fleischer et al., 1997; Fleischer et al., 1998). Pero esta

caracterización es meramente estadística y no expresa el arreglo espacial real de las poblaciones en estudio.

### **TECNOLOGÍAS PARA LA MODELIZACIÓN ESPACIAL DE DISTRIBUCIONES DE ORGANISMOS EN UNA POBLACIÓN**

Un énfasis especial debería ser puesto en la evaluación real de las distribuciones espaciales de las poblaciones de organismos, lo cual es diferente a las inferencias resultantes de los índices de dispersión y de las distribuciones de frecuencias. El primer paso para establecer y utilizar las técnicas de distribución espacial real es establecer y entender las definiciones conceptuales relativas a las técnicas y metodologías de estos nuevos procedimientos. El análisis espacial puede ser definido como *cualquier análisis cuantitativo que evalúa la variación o cambios en distribución de densidades basado en la orientación dentro de un área o volumen definido* (Isaaks & Shrivastava 1989; Rossi et al., 1992). Cuando se conduce un análisis espacial, debe ponerse especial atención a las coordenadas geográficas ("X", "Y"), ya que sería prácticamente imposible entender el concepto de distribución espacial de las poblaciones (ya sea si una población en particular está distribuida uniformemente, al azar o si se encuentra agregada) de cualquier tipo de cualquier especie, si no se respeta la integridad de las coordenadas reales de las muestras espaciales. Desde este punto de vista, los métodos que tratan de evaluar la distribución de las poblaciones de organismos y que no incorporen la geo-localización relativa de las muestras y de los puntos de muestreo en el espacio, serán de poco valor cuando se intenta estudiar dicha distribución espacial. La mayoría de los métodos ecológicos tradicionales caen dentro de esta última categoría (Isaaks & Shrivastava 1989; Rossi et al., 1992).

### **TECNOLOGÍAS PARA REPRESENTAR Y MODELAR LA DISTRIBUCIÓN GEO-ESPACIAL DE LOS ORGANISMOS**

Nuevas tecnologías para representar y modelar espacialmente las densidades de poblaciones de organismos (especialmente de insectos), se han empezado a utilizar con el fin de tomar decisiones de manejo más rápidas y precisas. Además, el incremento de estas técnicas espaciales es una respuesta al aumento en la demanda por considerar el costo ambiental en las decisiones de manejo (contaminación ambiental por el uso de plaguicidas, etc.) (Liebhold et al., 1993; Roberts et al., 1993).

**1. Sistemas de Información Geográfica (GIS).** Son programas de computadoras capaces de reunir, almacenar, manipular y representar información geográficamente referenciada. Datos geo-referenciados tales como densidad de insectos, tipo de cultivo, o tipos de suelos, pueden ser incorporados para producir diferentes mapas con varias capas (Liebhold et al., 1993). Un mapa de una capa, que generalmente está compuesto de un solo tipo de datos, constituye un *tema* (mapa temático). Por consiguiente, temas que representan áreas similares pueden ser combinados para formar una base de datos de GIS. El GIS sirve como una herramienta para analizar interacciones entre y dentro de varios temas que representan una serie de juegos de datos espacialmente referenciados (Liebhold et al., 1993). El manejo y análisis de bases de datos numerosos podría resultar imposible sin este tipo de programas (Liebhold et al., 1993). Una característica esencial de cualquier sistema GIS es su habilidad de representar en forma digitalizada, datos espaciales en la forma de mapas. Aunque el advenimiento del GIS ha permitido a los entomólogos y ecólogos compilar y manipular datos espacialmente geo-referenciados, la caracterización y modelización de patrones espaciales aún es dificultoso sin un adecuado conjunto de herramientas estadísticas.

**2. Sistemas de Posicionamiento Global (GPS).** Consisten de una constelación de 24 satélites orbitando la Tierra a mas de 14,000 kilómetros de altitud. El GPS se utilizó para localizar puntos en la superficie de la Tierra en forma de coordenadas geográficas u otras formas de localización. El sistema fue desarrollado y ejecutado por el Departamento de Defensa de los Estados Unidos y fue utilizado originalmente para operaciones militares de defensa. Un receptor portátil con su antena en Tierra, capta constantemente las señales de localización que envían los satélites. Al establecerse una comunicación continua entre el receptor en la Tierra y los satélites se pueden geo-localizar puntos sobre la superficie terrestre. El GPS trabaja con el principio de triangulación. Se necesitan tres satélites para efectuar una triangulación y así obtener datos de geo-localización. Cuatro satélites son requeridos para obtener datos de altitud sobre el nivel del mar. Hoy día, las aplicaciones y usos del GPS en diversos campos tales como la ecología aplicada, superan las aplicaciones y usos militares (Liebhold et al., 1993).

**3. Geoestadística.** Es una de las ramas de la estadística que nos permite estudiar la distribución espacial de poblaciones de organismos. Las bases teóricas de la Geoestadística fueron desarrolladas sobre los datos colectados en minas de oro y de diamantes en Sudáfrica por Daniel Krige en la década de 1950. Este método cuantifica y modela las correlaciones espaciales y temporales entre un juego de muestras que representan una población. A través de este método, se analizan y modelan las variaciones espaciales de las poblaciones de organismos como una función de la distancia y dirección entre muestras para así determinar el grado de asociación y dependencia espacial de muestras geo-referenciadas. A través de este método, la integridad espacial, dentro del marco de referencia dado por las coordenadas "X" e "Y" en un plano cartesiano, permanecen intactas de modo que una medida directa de la dependencia espacial puede ser llevada a cabo, resultando así en un verdadero análisis espacial. Así, la Geoestadística, es una medida directa del análisis de la dependencia espacial más que una inferencia de las relaciones espaciales extraídas de los índices de dispersión (inferidos por la relación varianza/promedio) y las distribuciones de frecuencias. Este método explica el significado de dependencia espacial o "autocorrelación espacial": muestras cercanas unas de las otras serán más similares en valor que las más alejadas (Isaaks & Shrivastava 1989; Schotzko & O'keeffe 1989; Liebhold et al., 1993; Emmen et al., 1997; Fleischer et al., 1998; Emmen 1999).

### HERRAMIENTAS GEOESTADÍSTICAS

El *semivariograma* (Fig. 1), es la herramienta tradicional más usada en los procedimientos geoestadísticos para analizar dependencia espacial (Isaaks & Shrivastava 1989; Schotzko & O'keeffe 1989; Williams et al., 1992; Rossi et al., 1992; Liebhold et al., 1993). Esta herramienta grafica la varianza de la muestra en relación con las diferencias de los pares de muestras contra la distancia entre los puntos de muestreo (Isaaks & Shrivastava 1989; Schotzko & O'keeffe 1989; Williams et al., 1992; Rossi et al., 1992). El semivariograma asume que los promedios y varianzas poblacionales locales son estables a lo largo del área que está siendo estudiada. Pero este no es el caso de la mayoría de los fenómenos ecológicos (incluyendo la distribución espacial de las poblaciones de insectos). El *covariograma* y *correlograma* son otras dos importantes herramientas geoestadísticas, que son utilizadas (aunque con menos frecuencia), en el análisis espacial para la modelización de las distribuciones de poblaciones de organismos (Isaaks & Shrivastava 1989; Schotzko & O'keeffe 1989; Rossi et al., 1992).

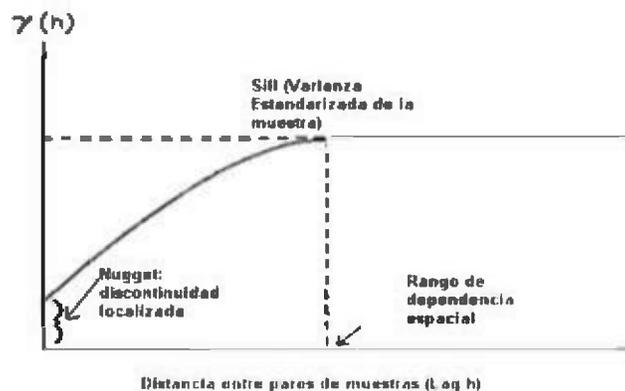


Fig. 1. Un semivariograma típico mostrando sus tres estructuras interactivas (Modificado de Liebhold et al., 1993).

### Características Interactivas de un Semivariograma

En un semivariograma podemos observar tres elementos interactivos:

**1. Nugget:** o “discontinuidad localizada”: es el valor que intercepta la ordenada (Y) en el semivariograma modelo (Fig. 1). Este término fue acuñado por ingenieros de minas que encontraban “nuggets” de oro en minas que fueron previamente geo-refenciadas. El nugget es el mejor estimador de agregación cuando la forma del semivariograma experimental no refleja el tipo de agregación de una población en particular.

**2. Sill:** es la asíntota a la cual las semivarianzas no se incrementan más o ya no son influenciadas (las semivarianzas) por la distancia (Fig.1). El valor del “sill” es usualmente equivalente al de la varianza tradicional de la muestra (Isaaks & Shrivastava 1989; Schotzko & O’keeffe 1989; Rossi et al., 1992).

**3. Rango de Dependencia Espacial (“Range” o RDE):** es la distancia a la cual los valores del semivariograma se nivelan a un valor constante (Fig.1). El rango designa la distancia promedio dentro de la cual, las muestras permanecen espacialmente correlacionadas. Cuando los semivariogramas no alcanzan un nivel a una distancia determinada implica que el rango está más allá de la máxima distancia apropiada representada (Isaaks & Shrivastava 1989; Schotzko & O’keeffe 1989; Rossi et al., 1992).

Interpretaciones hechas con base en semivariogramas dependen del tamaño del nugget ya que las diferencias entre el nugget y el sill representan la proporción de la varianza total de la muestra que puede ser modelada como variabilidad espacial. Aquellos semivariogramas con valores cercanos o idénticos a la varianza de la muestra a través de todas las distancias entre muestras, carecen de total estructura espacial. En Geoestadística, estos modelos espaciales son conocidos como *semivariogramas de efecto nugget puro* (Isaaks & Shrivastava 1989; Schotzko & O'keeffe 1989; Rossi et al., 1992).

### **TIPOS MÁS COMUNES DE SEMIVARIOGRAMAS (Schotzko & O'keeffe 1989).**

**1. Modelo de Distribución al Azar:** el modelo es lineal y con poca o ninguna pendiente. El nugget es igual al sill (Fig. 2A).

**2. Modelo de Distribución Uniforme:** muy parecido al modelo al azar. La mayor diferencia entre estos dos modelos son los valores bajos de  $r$  (coeficiente de correlación) (Fig. 2B).

**3. Modelo Esférico de Distribución Agregada:** presenta una gradual disminución de dependencia espacial a medida que aumenta la distancia hasta el punto en que el sill (independencia espacial) es alcanzado (Fig. 2C).

**4. Modelo de Poder de Distribución Agregada:** indica una buena continuidad espacial sobre distancias cortas con una rápida reducción en continuidad espacial a distancias largas (Fig. 2D ).

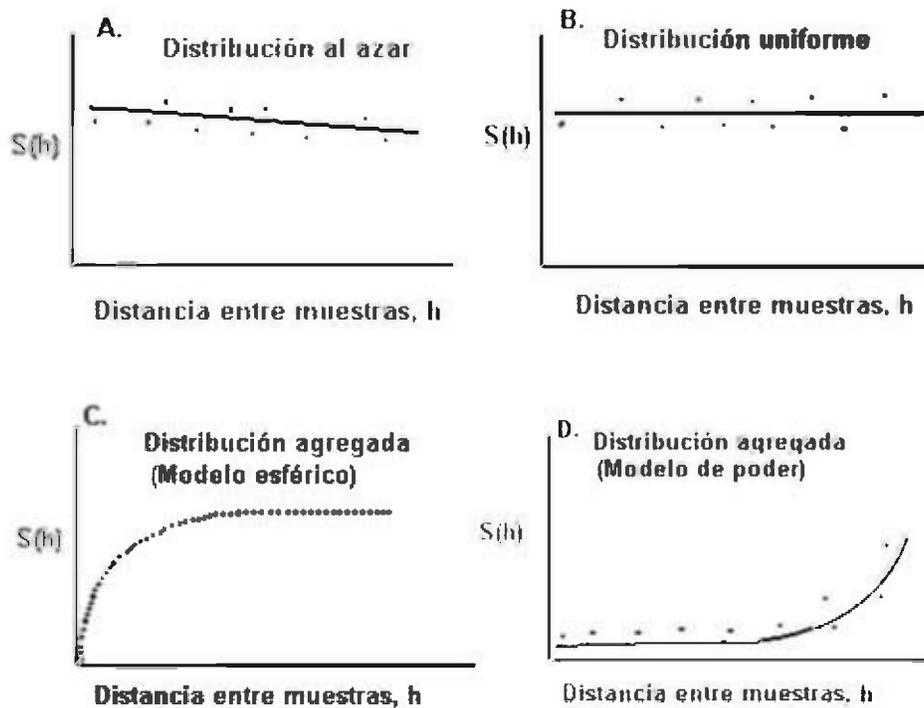


Fig. 2. Los tipos más comunes de modelos de semivariogramas  $S(h)$ : semivarianzas (Modificado de Schotzco & O'keeffe 1989).

La aplicación de la Geoestadística en Ecología para cuantificar y modelar patrones espaciales de organismos, es relativamente nueva y hay relativamente pocas publicaciones de su aplicación, incluyendo las muestras. Los modelos espaciales usando semivariogramas, correlogramas y covariogramas son útiles para producir mapas con valores interpolados de los datos obtenidos en un muestreo, con el fin de inferir los tipos de arreglos espaciales reales que presentan las poblaciones de una especie en particular (Emmen et al., 1997; Emmen 1999).

Para ilustrar cómo se efectúa un análisis espacial real y cómo se deben utilizar e interpretar las herramientas geoestadísticas con el fin de representar y modelar la distribución espacial de las densidades poblacionales en series temporales de organismos, utilizaremos algunos datos de nuestro estudio sobre la estructura y continuidad espacial de *Empoasca fabae* ("Potato Leafhopper", por su nombre común en inglés), realizado en Pennsylvania, EEUU (Emmen 1999). En este estudio se utilizó un campo de alfalfa de cuatro hectáreas, el cual fue dividido en 75 celdas, parcelas o "rasters" (Fig. 3).

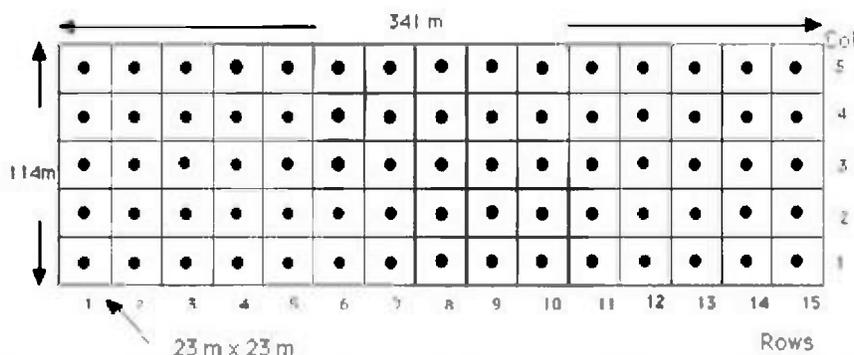


Fig. 3. Configuración del área de estudio (campo de alfalfa de 4-ha) utilizado para el estudio de la distribución temporal y espacial de *E. fabae*. Los puntos en las áreas centrales de cada celda ("raster") muestran los puntos de control o sitios de muestreo (Emmen et al., 1997; Emmen 1999).

El sistema de coordenadas ("X", "Y") fue utilizado para geo-referenciar las densidades poblacionales de insectos (serie o variable Z) y otras variables importantes en los puntos centrales de cada celda. Se utilizó el algoritmo de interpolación de la distancia inversa pesada ( $1/d^9$  de la serie  $1/d^4$ ), con el fin de ubicar puntos no muestreados en el espacio, con base en 75 puntos de control ("postings"), para luego construir mapas de contorno (Fig. 4) que ilustran la distribución espacial de *E. fabae* a través del tiempo (Emmen et al., 1997; Emmen 1999).

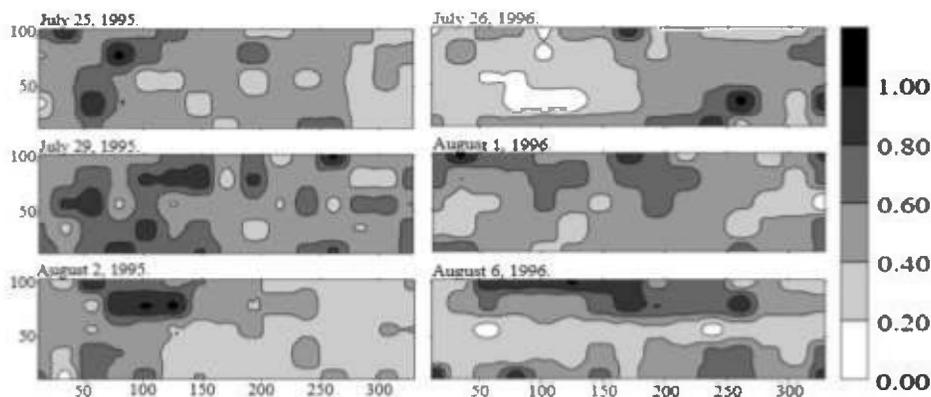


Fig. 4. Mapas de contorno de la distribución espacial de adultos de *E. fabae* en un campo de 4-ha de alfalfa durante el tercer ciclo de crecimiento del cultivo en 1995 y 1996. Los mapas muestran la proporción de la densidad total para cada fecha de muestreo en unidades de 20 percentiles. Las densidades promedio de *E. fabae* para el campo entero fueron: 62, 59, 92 para 1995 y 12, 13, 18 para 1996 por  $0.90 \text{ m}^2$ , respectivamente, en las fechas representadas (Emmen et al., 1997; Emmen 1999).

La Fig. 5A muestra el comportamiento espacial de los valores de las diferentes funciones o herramientas geoestadísticas utilizadas (semivariograma, covariograma y correlograma). Estos valores son bastante similares dada la forma de las gráficas. El “nugget” o discontinuidad localizada en el semivariograma fue de 0.8, indicando que sólo 20% del total de la variación de la distribución del insecto (diferencia entre la varianza total de la población y el nugget), estuvo influenciada por la distancia entre muestras hasta 90 m. El correlograma sugiere un alto grado de dependencia espacial dado el valor del “nugget” (0.68) (Fig. 5A). Estos resultados cuantitativos son corroborados por el mapa de contorno y la proyección ortogonal (mapa tridimensional) en la figura 5B, los cuales demuestran que la distribución espacial de la población de *E. fabae*, en esa fecha de muestreo, estuvo moderadamente agregada.

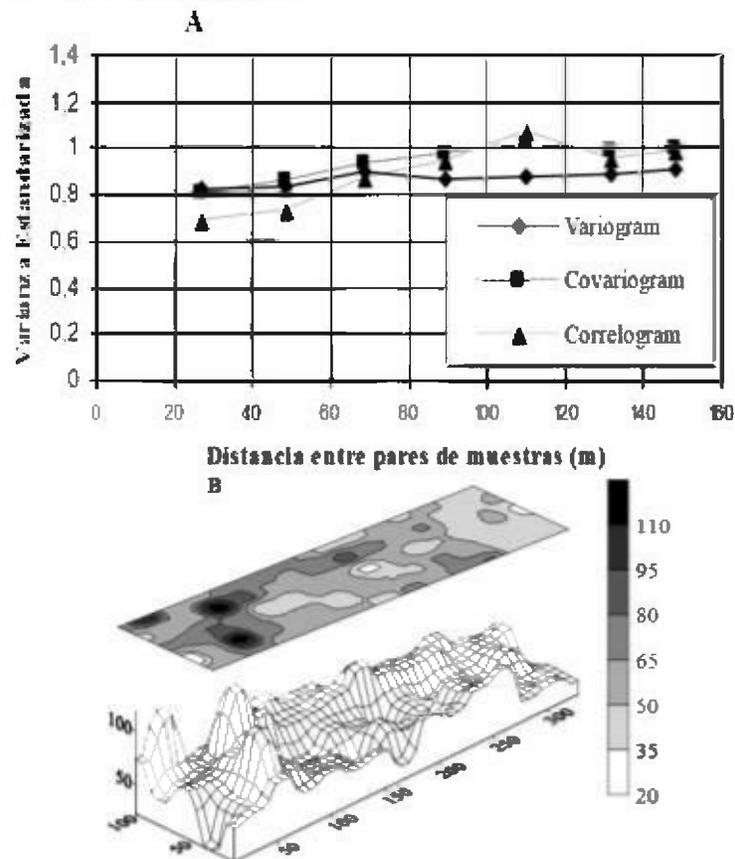


Fig. 5. Semivariograma, covariograma, correlograma (A) y mapas tridimensionales y de contorno de la serie inversa  $1/d^4$  de densidades poblacionales (B) de *E. fabae* adultos en Julio 25 de 1995. Las unidades para los mapas son en metros para las coordenadas "X" e "Y" y para la coordenada "Z", número de insectos por cada 0.90 m<sup>2</sup> (Emmen et al., 1997; Emmen 1999).

Un mes después, la población de *E. fabae* presentó una distribución marcadamente agregada, lo cual es puesto de manifiesto por la forma esférica de las funciones geoestadísticas (semivariograma, covariograma y correlograma) y los mapas de superficie de contornos y la imagen tridimensional, mostrados en las figuras 6A y 6B, respectivamente.

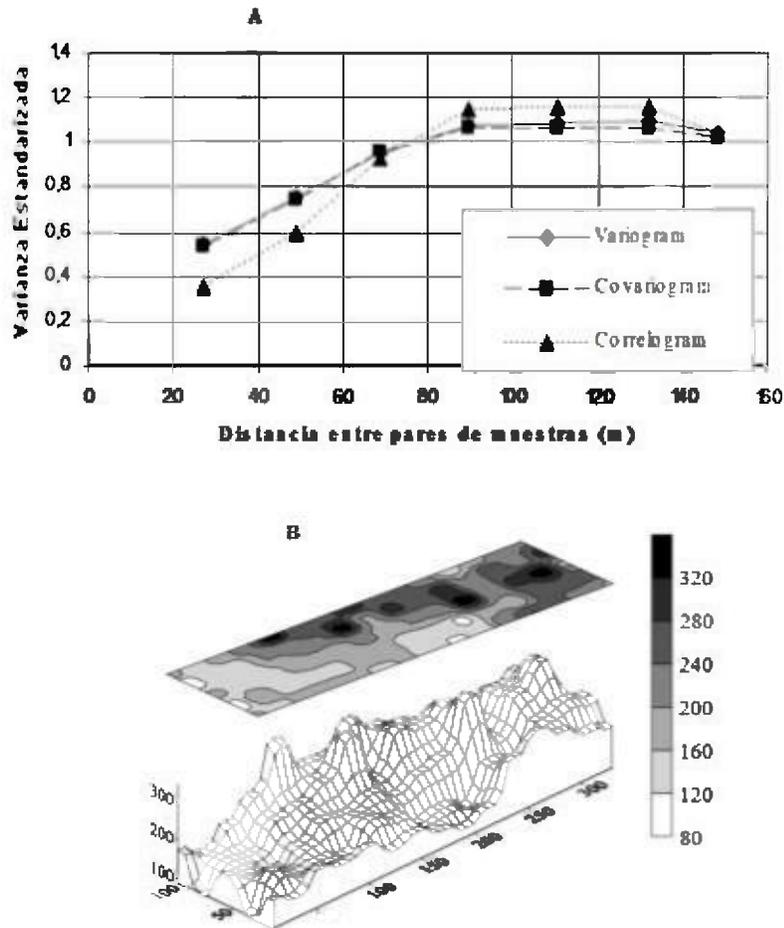


Fig. 6. Semivariograma, covariograma, correlograma (A) y mapas tridimensionales y de contorno de la serie inversa  $1/d^4$ , de densidades poblacionales (B) para *E. fabae* adultos en agosto 25 de 1995. Las unidades para los mapas son en metros para las coordenadas "X" e "Y" y para la coordenada "Z", número de insectos por cada 0.90 m<sup>2</sup> (Emmen et al., 1997; Emmen 1999).

El nugget o discontinuidad localizada en el correlograma para esta fecha fue de 0.35, lo cual sugiere que 65% del total de la variación en la distribución de la población de esta especie fue causada por la dependencia espacial (autocorrelación) existente entre las muestras. La agregación de la población en esta fecha es el resultado de una estructura o dependencia espacial óptima, fenómeno éste que se manifiesta cuando se llevan a cabo los procesos de reproducción, inmigración o cuando un gran segmento de la población encuentra lugares apropiados para la alimentación.

### CONCLUSIÓN

La Ecología de Precisión frente a los métodos ecológicos tradicionales, ofrecen grandes ventajas. Por ejemplo, dentro del nuevo concepto de precisión en el manejo de plagas, a través de la generación de mapas tridimensionales y de contorno además del establecimiento de modelos de estructura poblacional, sólo los sitios específicos de agregación de la plaga serían tratados. De esta forma: (1) se reduce la contaminación ambiental ya que se disminuye la cantidad y frecuencia de aplicación de insecticidas, (2) se preservan los enemigos naturales y la diversidad de especies en el hábitat (por la reducción del uso de insecticidas), (3) se reduce la cantidad de residuos de insecticidas en los productos de cosecha y (4) se maximiza el retorno económico de la cosecha al productor. Por el contrario, utilizando el concepto tradicional de manejo de plagas, una vez que un insecticida es recomendado para controlar una plaga agrícola (y así disminuir sus niveles por debajo del umbral económico), éste es aplicado a todo el cultivo lo que trae como consecuencia un incremento de la contaminación ambiental, aumento de residuos de insecticidas en los productos, destrucción de los enemigos naturales de las plagas, etc.

La generación de mapas a través de las técnicas de precisión en ecología, se ha ido intensificando en los últimos ocho años en áreas tales como el manejo de plagas agrícolas y de importancia médico-veterinaria, conservación de suelos, conservación de la biodiversidad, aplicación de fertilizantes en cultivos, manejo de resistencia a insecticidas y desarrollo de programas de muestreo.

## REFERENCIAS

Ascombe, F. J. 1949. The statistical analysis of insect counts based on the negative binomial distribution. *Biometrics* 5: 165-173.

Emmen, D. A., A. A. Hower, & S. J. Fleischer. 1997. Alfalfa colonization by the potato leafhopper. Proceedings of the Entomological Society of America-Eastern Branch Meetings 31<sup>st</sup> Northeast Regional Field Crops Insect Conference. Burlington, Vermont, March 1997.

Emmen, D. A. 1999. Colonization patterns of the potato leafhopper, *Empoasca fabae* (Harris) (Homoptera: Cicadellidae) in alfalfa. Doctoral Thesis (Ph.D). Department of Entomology. The Pennsylvania State University, 233 pp.

Fleischer, S. J., R. Weisz, Z. Smilowitz, & D. Midgarden. 1997. Spatial variation in insects populations and site-specific Integrated Pest Management, pp. 101-130. In *The State of Site-Specific Management for Agriculture*. F.J. Pierce and E.J. Sadler (eds), 430 pp. ASA-CSSA-SSSA, Madison, WI.

Fleischer, S. J., P. Blom, D.A. Emmen, & A. Hower. 1998. Dynamics in the spatial continuity of insect density. Proceedings of the Forth International Conference of Precision Agriculture. ASA/CSSA/SSSA. Minneapolis, Minnesota. July 18-22.

Isaaks, E. H. & R. M. Srivastava 1989. An introduction to applied geostatistics. Oxford Univeristy Press, New York. 561 pp.

Liebhold, A.M. & J.S. Elkinton. 1989. Characterizing spatial patterns of gypsy moth regional defoliation. *For. Sci.* 35: 557-568.

Liebhold, A. M., X. Zhang, M. E. Hohn, J. S. Elkinton, M. Ticehurst, G. L. Benzon & R. W. Campbell. 1991. Geostatistical analysis of gypsy moth (Lepidoptera: Lymantriidae) egg mass populations. *Environ. Entomol.* 20: 1407-1417.

Liebhold, A.M., R.E. Rossi & W.P. Kemps. 1993. Geostatistics and geographic information systems in applied insect ecology. *Ann. Rev. Entomol.* 38: 303-327.

Roberts, E.A., F.W. Ravlin & S.J. Fleischer. 1993. Spatial data representation for integrated pest management programs. *Am. Entomol.* 39: 92-107.

Rossi, R. E., D. J. Mulla, A. Journel & E. H. Franz. 1992. Geostatistical tools for modeling and interpreting ecological spatial dependence. *Ecol. Monographs* 62: 277-314.

Schotzko, D.J. & L.E. O'keeffe. 1989. Geostatistical description of the spatial distribution of *Lygus hesperus* (Heteroptera: Miridae) in lentils. *J. Econ. Entomol.* 82: 1277-1288.

Taylor, L.R. 1961. Aggregation, variance, and the mean. *Nature.* 189: 732-735.

Taylor, L.R. 1984. Assessing and interpreting the spatial distribution of insect populations. *Ann. Rev. Entomol.* 29: 321-357.

Weisz, R., S. Fleischer, & Z. Smilowitz. 1995a. Site-specific integrated pest management for high value crops: sample units for map generation using the Colorado potato beetle (Coleoptera: Chrysomelidae) as a model system. *J. Econ. Entomol.* 88: 1069-1080.

Weisz, R., S. Fleischer, & Z. Smilowitz. 1995b. Map generation in high-value horticulture integrated pest management appropriate interpolation methods for the site-specific pest management of the Colorado potato beetle (Coleoptera: Chrysomelidae). *J. Econ. Entomol.* 88: 1650-1657.

Williams, L. III, D. J. Schotzko, & J. P. McCaffrey. 1992. Geostatistical description of the spatial distribution of *Limoniuss californicus* (Coleoptera: Elateridae) wireworms in the northwestern United States, with comments on sampling. *Environ. Entomol.* 21: 983-995.

*Recibido noviembre de 2003, aceptado abril de 2004.*



## **LA HIDROELÉCTRICA EDWIN FÁBREGA (FORTUNA): UNA EXPERIENCIA EN MANEJO DE CUENCAS HIDROGRÁFICAS**

ARTÍCULO DE DIVULGACIÓN GENERAL

**ABDIEL J. ADAMES**

Universidad de Panamá, Facultad de Ciencias Naturales, Exactas y Tecnología,  
Departamento de Zoología.

### **RESUMEN**

El artículo tiene el propósito de resaltar el buen tratamiento dado a la variable ambiental desde el inicio del proyecto en 1976, hasta su operación en la actualidad, que ha incidido en el correcto manejo de la cuenca del río Chiriquí que sirve a la Hidroeléctrica Edwin Fábrega (Fortuna) en la provincia de Chiriquí, Panamá. Se hace una sucinta relación histórica de la incorporación de la variable ambiental de este proyecto de desarrollo en la década de los 70, cuando las consideraciones en torno al ambiente en Panamá se encontraban en una etapa incipiente. La evaluación ambiental del proyecto hidroeléctrico Fortuna fue el primer estudio formal de esta naturaleza en Panamá y los objetivos o Términos de Referencia distan mucho en el nivel de detalle que los que demanda la legislación ambiental actualmente. Sin embargo, los resultados del estudio fueron exitosos y las recomendaciones que constituyeron una especie de Plan de Manejo Ambiental para la cuenca, cuando en esos tiempos ni se aplicaba el término. Las recomendaciones incluían: la preservación de la cuenca superior del río Chiriquí; la reglamentación de la Ley 18 de 1976 para la protección de la cuenca superior; la creación de un cuerpo de inspectores forestales; la creación de una estructura técnico-administrativa; permitir la regeneración natural en ciertas áreas; el traslado de los núcleos de población del área de protección; la tala del vaso del lago; la elaboración de un programa para el adecuado traslado de los residentes del área, que contemplaba dos alternativas: indemnización y reubicación de la población; la salud de los trabajadores y un estudio adicional sobre las mosquitas "rodadoras" o simúlidos que constituyan una peste en el área del poblado de los trabajadores. El artículo, en resumen, intenta resaltar el manejo adecuado de la cuenca por parte del antiguo IRHE, el reconocimiento de este esfuerzo por el Banco Mundial y las actividades ambientales de la Empresa de Generación Eléctrica Fortuna S. A., desde la privatización de esa institución estatal en 1998.

## **PALABRAS CLAVES**

Evaluación ambiental de proyecto hidroeléctrico, manejo de cuenca hidrográfica.

## **ABSTRACT**

The article has the objective of showing that the treatment given to the environmental variable since the beginning of the project in 1976, up to its actual operation, has played an important role in the successful management of the watershed of La Fortuna Hydroelectric Project in Panama. An historical resume is given as to how the environmental variable was incorporated early in the project since the seventies when the environmental consideration were at an incipient stage in Panama. The environmental assessment for La Fortuna Hydroelectric Project was the first environmental evaluation for a development project in Panama. There were not detailed terms of reference for the evaluation as requested today, however, the results and the recommendation generated by the study were like an environmental management plan when no such instrument was used. Recommendations included watershed preservation, environmental regulations, creation of forestry inspectors, watershed management section, natural forest regeneration, population relocation program, occupational health, and special black flies studies. The article succinctly tells about the environmental management since 1976 to 2004.

## **KEYWORDS**

Environmental assessment of an hydroelectric project, watershed management.

## **INTRODUCCIÓN**

Con la construcción de la hidroeléctrica La Yeguada, a finales de los años 60, el antiguo Instituto de Recursos Hidráulicos y Electrificación (IRHE) inició, implícita y explícitamente, una política energética cuya estrategia consistía en generar electricidad a menor costo, utilizando los grandes recursos hídricos que posee el Istmo de Panamá.

Producto de esta decisión política, en 1976 se finalizó la construcción de la hidroeléctrica Bayano con una capacidad instalada de 150 MW, en 1979 se incorporó al sistema de generación de hidroelectricidad el complejo La Estrella-Los Valles con una capacidad de 300 MW y de 1978 a 1984 se construyó y se puso en operaciones la hidroeléctrica Edwin Fábrega (Fortuna) con una capacidad instalada total de 300 MW.

En 1998 se privatizó el IRHE formándose ocho empresas, cuatro de generación eléctrica y tres de distribución, de propiedad privada; la octava es 100% estatal y su función es la de transmitir, despachar y cobrar a los generadores para pasar la energía en bloque a los distribuidores. Como consecuencia de esta acción, la hidroeléctrica Edwin Fábrega (Fortuna) fue adquirida por el consorcio Ameritas Generation Corporation, constituido por Hydro Québec de Canadá y Coastal Power (hoy El Paso Energy), de Houston, creando la Empresa de Generación Eléctrica Fortuna S. A., quien opera esta entidad desde 1999.

#### **LA HIDROELÉCTRICA EDWIN FÁBREGA (FORTUNA)**

La hidroeléctrica Edwin Fábrega está ubicada en la región alta de la provincia de Chiriquí. Su funcionamiento se basa en la utilización de la energía potencial del curso superior del río Chiriquí, por medio de una presa de enrocamiento con paramento de concreto, la cual queda ubicada a 25 km de Gualaca. Esta presa alcanzó los 60 m de altura en su primera etapa y 100 m en la segunda etapa, formándose un embalse artificial de 1 km<sup>2</sup> primero y de 10,50 km<sup>2</sup> después. Las aguas son conducidas del embalse a la casa de máquinas mediante un túnel de presión reforzado en hormigón de seis (6,0) km de largo y cinco (5) m de diámetro. La casa de máquinas es subterránea y está ubicada a 430 m de profundidad, y aloja desde la etapa primera, tres unidades tipo Pelton de 100 MW cada una, dando como resultado una capacidad instalada de 300 MW. Las aguas son desalojadas mediante un túnel de descarga de aproximadamente ocho (8) km de largo y cinco con cincuenta (5,50) m de diámetro. La caída total es de 808 m, y el caudal medio registrado de 27.0 m<sup>3</sup>/seg.

#### **ANTECEDENTES DE LA EVALUACIÓN AMBIENTAL DEL PROYECTO**

El manejo de la cuenca superior del río Chiriquí cuenta con unos antecedentes ambientales y sociales que ameritan ser resaltados por los beneficios que éstos trajeron durante la construcción y han tenido durante la operación de la hidroeléctrica. Por otra parte, también es importante destacar que con la construcción de la hidroeléctrica Edwin Fábrega se dio un paso histórico al llevarse a cabo la primera evaluación ambiental para un proyecto de desarrollo en Panamá. Sin embargo, los Términos de Referencia (TdeR) para ese estudio distan mucho de lo que se requieren en estos tiempos para un proyecto similar. Pero aun así, las propias recomendaciones del estudio también

tienen un contenido histórico ya que en la práctica se propuso el equivalente a un Plan de Manejo Ambiental, elemento desconocido en la época de esta evaluación ambiental y que viene a ser un requisito en estudios de impacto ambiental unos veinte años después.

Los estudios ambientales y sociales para el proyecto Fortuna le fueron encargados por el IRHE y el Banco Mundial al antiguo Laboratorio Conmemorativo Gorgas de la ciudad de Panamá. En el estudio participaron científicos y profesionales nacionales e internacionales del propio Laboratorio Gorgas, la Universidad de Panamá, el Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales y de otras instituciones científicas de los Estados Unidos; éste tuvo una duración de nueve (9) meses y fue ejecutado en 1976.

#### **OBJETIVOS DE LA EVALUACIÓN AMBIENTAL.**

Los objetivos de dichos estudios fueron ordenados en tres categorías de acuerdo al tiempo establecido para el logro de los mismos. Como objetivos a largo plazo se establecieron los siguientes:

- a) Proveer las bases racionales para el planeamiento de la mejor utilización de los recursos naturales en la cuenca del río Chiriquí, incluyendo el área que sería inundada por el embalse.
- b) Hacer recomendaciones para establecer políticas de control y uso de los recursos naturales en la región.

Los objetivos a corto plazo fueron los siguientes:

- a) Determinar los recursos del área afectada por el desarrollo hidroeléctrico de Fortuna mediante un inventario preliminar de la vegetación y los recursos forestales, fauna terrestre y acuática y los recursos minerales, así como los arqueológicos.
- b) Estudiar el potencial económico forestal de la limpieza del área de embalse y la línea de transmisión; la posibilidad de introducción o dispersión de enfermedades parasitarias, virales o bacterianas en el área, y la necesidad de relocalizar y restablecer las poblaciones locales.

Los estudios y reconocimientos considerados, en enero de 1976, como de importancia inmediata para la ejecución del proyecto fueron los siguientes:

- a) Medidas para los habitantes de área del proyecto y las comunidades situadas aguas abajo del sitio de presa que serían directamente afectadas.
- b) Medidas para futuros habitantes que serían atraídos por el proyecto.
- c) Aspectos de salud relacionados tanto con los habitantes de la cuenca como los trabajadores del proyecto.
- d) La extensión de la tala en el área que iba a inundarse.
- e) Disposición del material derivado de las excavaciones como consecuencia de la construcción de la Casa de Máquinas y los túneles.
- f) Medidas para operaciones de rescate de la vida silvestre.
- g) Medidas para el rescate de los valores arqueológicos de importancia.
- h) Derechos de vía para la línea de transmisión de 230 KV de Fortuna a David y a Divisa.

### **LA EVALUACIÓN AMBIENTAL DEL PROYECTO**

Atendiendo a los requerimientos señalados anteriormente, en la parte inicial de la evaluación se llevó a cabo el diagnóstico del área de influencia del proyecto, incluyendo el medio natural y humano. En el medio natural se consideraron aspectos del medio físico, como la topografía y relieve, la geología, los suelos, el clima, la zona de vida y la calidad del agua y del aire; el estudio del medio biológico incluyó la vegetación y la fauna acuática y terrestre. Como parte del diagnóstico de la vegetación se efectuó un inventario forestal.

Como parte del estudio del ambiente humano se definieron cada una de las áreas que comprendía el proyecto (por ejemplo: área de embalse, área de protección y manejo, área de las estructuras principales). El estudio de las poblaciones humanas incluyó las características socioeconómicas, determinando el número de habitantes por área; composición familiar, actividad económica, vivienda, capacitación técnica, organización política y social, salud, tenencia de la tierra, explotaciones agropecuarias y otras más. Como parte del diagnóstico, también se realizó un inventario de los recursos arqueológicos del área.

Como resultado de la encuesta socioeconómica, se estimó que la población total antes de la construcción de la hidroeléctrica era de 529

habitantes, de los cuales 155 residían permanentemente en los diferentes sectores que comprendía el proyecto y 374 se consideraron como población potencial porque entre éstos había personas que mantenían explotaciones en el área. En total se identificaron 119 propietarios que poseían una superficie de 5,696.25 ha de las cuales 2,256.25 estaban dedicadas a la ganadería, 291.25 estaban dedicadas a la agricultura y el resto eran superficies cubiertas de bosques en sus propiedades. El hato ganadero consistía de 1,033 cabezas.

Posteriormente, durante el ejercicio de evaluación, se identificaron los efectos salientes del proyecto hidroeléctrico sobre varios aspectos ambientales, tales como: el medio físico y biológico, las poblaciones humanas y sus recursos. Los efectos sobre los recursos arqueológicos, la población laboral, los derechos de vía y de las líneas de transmisión, las carreteras de acceso, la disposición de los materiales de desecho; y la identificación del problema de las abundantes mosquitas "rodadoras" en el área del poblado de los trabajadores que causaban problemas a los residentes.

#### **RECOMENDACIONES DE LA EVALUACIÓN**

Producto del diagnóstico y la identificación de los efectos ambientales, se propusieron una serie de acciones y recomendaciones, tales como el uso múltiple del reservorio, que incluía dos aspectos: el uso del agua de descarga de la planta generadora para irrigación, tomando en consideración los requerimientos de riego, su planificación y el uso apropiado de la tierra. El segundo aspecto comprendía el uso turístico del lago, contemplándose un turismo restringido y selectivo. También se recomendó la creación de una reserva forestal de uso restringido para personas interesadas en el estudio de la historia natural del área.

Para el control y manejo de la cuenca superior del río Chiriquí se hicieron las recomendaciones siguientes:

- a. La preservación de la cuenca superior del río Chiriquí en su forma prístina por las razones siguientes: "El complejo clima-relieve-suelos, hace que la misma se descarte como un área de aprovechamiento secundario de producción agropecuaria o de explotación forestal utilizando los métodos convencionales conocidos en la actualidad; por tanto, el papel hidrológico debe mantenerse en función de su futura utilización hidroeléctrica". (Adames 1977).

- b. El establecimiento de medidas para hacer cumplir la Ley 18 de 9 de abril de 1976, sobre la protección de la cuenca superior del río Chiriquí, incluyendo las siguientes:
- Creación de un cuerpo de inspectores forestales para evitar la tala, la penetración de intrusos, el control de malezas acuáticas.
  - Creación de una estructura técnico-administrativa para el manejo de la cuenca.
  - Permitir un proceso de sucesión ecológica en algunas áreas.
  - Proceder al traslado de todos los núcleos de población del área de protección.
- c. La tala de la totalidad del vaso del lago. La tala no ofrecía perspectivas de extracción maderera a escala comercial. El inventario forestal descartó la posibilidad de aprovechamiento económico de la madera. No se recomendó un programa de rescate de fauna silvestre durante la deforestación del área de embalse.
- d. La elaboración de un programa para el traslado de los residentes en el área, el cual contemplaba dos alternativas: indemnización y reubicación de la población. Los criterios de Indemnización de tierras incluían las tierras privadas con título de propiedad, basándose tanto en el valor de las mejoras como en el valor de la tierra, según clase de suelo y tasa catastral; las tierras con derecho posesorio, incluyendo en la indemnización todas las mejoras efectuadas en los predios durante la ocupación.

Los criterios de reubicación incluían, por un lado, un enfoque sociocultural en función de las necesidades de la población afectada; y, por el otro, un programa de Desarrollo Rural Integrado o Planificación Integral el cual se debería llevar a cabo en zonas diferentes al área de protección. De las dos alternativas propuestas los habitantes de Fortuna optaron por la de indemnización.

Otras recomendaciones incluyeron aspectos sobre la salud de los trabajadores, la ejecución de un estudio adicional sobre los problemas de los simúlidos o mosquitas "rodadoras" en el poblado de los trabajadores en Los Planes de Hornito, a fin de establecer un programa

de control en el área. También se hicieron recomendaciones sobre el uso turístico del área.

### **EL MANEJO DE LA CUENCA SUPERIOR DEL RÍO CHIRIQUÍ**

Como producto del estudio ambiental, el IRHE logró hacer efectivas muchas de las recomendaciones propuestas para la etapa de construcción y operación de la hidroeléctrica, haciendo el proyecto más eficiente en cuanto a la conservación de los recursos naturales y al tratamiento de los aspectos sociales y económicos de la población afectada. Una de las recomendaciones de la Evaluación Ambiental que el IRHE puso en práctica fue la creación de una unidad técnico-administrativa para dar cumplimiento a los lineamientos y recomendaciones del estudio, esta entidad fue evolucionando hasta convertirse en el Departamento de Manejo de Cuenca para servir a la hidroeléctrica y para la Institución se creó la Gerencia Ambiental, hasta su privatización en 1998.

De las recomendaciones propuestas, que en la práctica se constituiría en un Plan de Manejo Ambiental para la cuenca superior del río Chiriquí, a más de las enunciadas arriba, cabe destacar el estudio realizado sobre la biología y control de simúlidos que constituyen una peste para los trabajadores del IRHE en Los Planes de Hornito durante la construcción de la hidroeléctrica. El estudio fue realizado por científicos del entonces Laboratorio Conmemorativo Gorgas durante un año (octubre de 1977-septiembre 1978). Los resultados del estudio y las recomendaciones generadas por el mismo condujeron a elaborar un programa de control de esta peste que, gracias a su eficaz cumplimiento por parte del personal del IRHE, pudo reducir las poblaciones de estos insectos hematófagos a niveles tolerables en el área y permitir el desarrollo de actividades humanas en la misma.

El manejo eficiente de la cuenca superior del río Chiriquí ha sido reconocido en el tiempo, por propios y extraños, tal como se puede leer en una comunicación del Banco Mundial (Internet, fuente IDBb, 1998) en la cual esta entidad financiera, al hacer un recuento del proyecto, señala que éste fue considerado para ser exitoso desde la perspectiva ambiental. Igualmente señala que la preparación de planes de manejo, estudios ambientales detallados que enfatizaban la importancia de la protección completa de la cuenca, los inventarios biológicos realizados

bien temprano en el proceso, fueron algunos de los factores para el éxito del proyecto. En su comunicación, el Banco Mundial concluye que la región de Fortuna ha sido considerada como una de las cuencas y áreas de vida silvestre mejor manejadas en Panamá (Fuente: IDBb, 1998).

### **LA HIDROELÉCTRICA HOY**

Como se ha señalado anteriormente, con motivo de la privatización del IRHE en 1998, la hidroeléctrica Edwin Fábrega (Fortuna) está manejada por la Empresa de Generación Eléctrica Fortuna. La empresa convirtió el Departamento de Manejo de Cuenca de la hidroeléctrica en un Departamento de Gestión Ambiental a fin de ampliar las actividades y servicios para mantener el eficiente funcionamiento de las instalaciones, equipos, la salud ocupacional, el manejo de la cuenca y las relaciones con las comunidades aledañas a la hidroeléctrica de manera adecuada y eficiente.

El Departamento de Gestión Ambiental cuenta con un personal constituido por ocho inspectores ambientales para el manejo forestal, del embalse, y territorial con funciones circunscritas a labores de carácter social con las 23 comunidades en el distrito de Gualaca, división política-administrativa en la cual se asienta la hidroeléctrica en la provincia de Chiriquí. El Departamento cuenta con otras dos personas en calidad de jefe y subjefe del mismo. Las actividades que realiza esta unidad van más allá de las que puede realizar el personal permanente adscrito a ella ya que la empresa mantiene convenios con organizaciones científicas, como el Instituto Smithsonian de Investigaciones Tropicales, la Sociedad Audubon de Panamá, y la Asociación Nacional para la Conservación de la Naturaleza (ANCON). Además, ha realizado múltiples estudios con el concurso de personal especializado de consultores independientes y profesores de la Universidad de Panamá y empresas consultoras. Dan fe de estas actividades los informes de los estudios sobre la erosión en el lago Fortuna, de la evaluación de las principales comunidades acuáticas del lago Fortuna y áreas cercanas, del análisis de calidad del agua, de la radiación y salud ocupacional, de los niveles de vibraciones generales en la hidroeléctrica, de la radiación electromagnética en la casa se maquinas y de la caracterización sociocultural del área de influencia de la hidroeléctrica. La mayor parte de estos estudios fueron realizados en el 2001 y en cada caso se llevó a cabo un diagnóstico de la situación

en particular y se generaron las recomendaciones pertinentes para hacerlas efectivas por el Departamento de Gestión Ambiental en su Programa de Adecuación y Manejo Ambiental (PAMA).

Una conclusión que se deriva de estos estudios parece estar reflejada en los comentarios que se leen en el informe del estudio sobre la erosión del lago Fortuna y que reza de la manera siguiente: "En el área de drenaje de la Hidroeléctrica Fortuna no se observa apertura del bosque para actividades agrícolas y se encuentra en buen estado de conservación y protección por parte de la empresa" (Vernaza C. 2001). Es decir, a 28 años de realizados los primeros estudios de evaluación y, a 20 años de estar en operación la hidroeléctrica, la cuenca superior del río Chiriquí se puede considerar con un buen estado de salud ambiental.

#### **REFERENCIAS**

Acosta, M. 2001. Informe del estudio de impacto ambiental en la planta hidroeléctrica Fortuna. Componente de radiación y salud ocupacional. Panamá, Universidad de Panamá.

Adames, A. J. 1977. Evaluación ambiental y efectos del Proyecto Hidroeléctrico Fortuna. Panamá, Revista Lotería, No. 254-245-256.

----- 2001. Aspectos ambientales de la construcción de hidroeléctricas en Panamá: casos Bayano y Fortuna. Panamá, Universidad de Panamá. Revista Societas Vol. (2): 7-20.

Fernández, B. 2001. Estudio de la radiación electromagnética en la Casa de Maquinas de la hidroeléctrica La Fortuna. Panamá, Universidad de Panamá, Departamento de Física.

Garcés, B., H. A. & R. J. García. 2001. Plan de manejo y auditoría ambiental del Proyecto Hidroeléctrico Edwin Fábrega, provincia de Chiriquí. Evaluación de la principales comunidades acuáticas del lago Fortuna y áreas cercanas. Informe Final. Panamá, Planeta Consultores.

International Development Bank (IDBb). 1998. Panama: La Fortuna Hydroelectric Project. Source: IDBb, 1998. (Internet).

Lozano, L. C. & A. Tarté. 2001. Caracterización sociocultural del área de influencia de la hidroeléctrica Fortuna; Corregimiento de Hornito, Distrito de Gualaca. Panamá, Planeta Consultores.

Morgan, L. 2001. Análisis de calidad del agua. Panamá, Planeta Consultores.

Peterson, J. L., A. J. Adames & L. De León. 1983. Bionomics and control of black flies (Diptera, Simuliidae) at the Fortuna Hydroelectric Project, Panama. *J. Med. Entomol.* Vol. 20 (4): 399-408.

Toral, B. J. 2001. Niveles de vibraciones generales en la hidroeléctrica La Fortuna. Panamá, Universidad de Panamá.

Vernaza, E. A. 2001. Erosión del lago Fortuna. Panamá, Planeta Consultores.

*Recibido septiembre de 2004, aceptado septiembre de 2004.*