

## El efecto del beneficiado del café sobre los insectos acuáticos en tres ríos del Valle Central (Alajuela) de Costa Rica

Leonel Fernández & Monika Springer\*

Escuela de Biología, Universidad de Costa Rica, 2060 San Pedro, San José, Costa Rica.  
leofq@hotmail.com; springer@biologia.ucr.ac.cr

\* corresponding autor.

Recibido 02-III-2005. Corregido 05-V-2008. Aceptado 03-VI-2008.

**Abstract: The effect of coffee processing on aquatic insects in three rivers from the Central Valley (Alajuela) of Costa Rica.** In Costa Rica one of the greatest sources of organic pollution in the rivers has been the residual material generated from the processing of coffee beans. In this study, the usefulness of aquatic insects as bioindicators is examined in order to measure the effect of spills of coffee processing plants into two rivers of the Central Valley. The study was conducted at three different coffee processing plants at the three most important moments of the harvest, at the beginning, the peak and at the end. On each of the three dates, biological samples were taken 50m up- and 50m down-stream from the point where the coffee processing plants discharge their liquid wastes. The following physical and chemical factors were also measured: DBO, DQO, pH, temperature, fats and oils, sedimentable solids, dissolved oxygen and the discharge of the river. Systematic samples of aquatic insects were taken in order to obtain relative abundance, taxa richness, diversity (Shannon-Wiener), similarity (Bray-Curtis) and biological index B.M.W.P.' (Biological Monitoring Working Party) adapted for Costa Rica. Physical-chemical results showed a decrease in the amount of dissolved oxygen and in the discharge of the rivers. In addition, in some cases very high values of DBO and DQO were reached as the season advanced; nevertheless, the majority of the measurements taken were within the limits established by the laws of Costa Rica. Populations of insects increased down stream as the season advanced, due mainly to an increase in the density of *Chironomus* larvae (Diptera) which became the dominant group. At the same time other pollution sensitive taxa diminished or disappeared. This was reflected by decreasing taxonomic richness and a low diversity index. Similarity between samples taken up and down stream was less than half (0,41), and comparing the three main harvest moments, the highest point was very similar to the end of the harvest (0,81) and both were very different from the beginning of the harvest (0,26). According to the modified biological index BMWP', water quality diminished to category "strongly contaminated" at the highest point of the harvest. The results indicate that there is an important effect on the populations of aquatic insects caused by the period of harvest, which is not necessarily detected by the standard analysis required by law. Therefore we recommend that the fauna of aquatic macroinvertebrates should be included as a mandatory procedure in water quality testing, the capacity of the treatment plants should be evaluated, and the standard limits established by present laws in Costa Rica, should be critically analyzed. *Rev. Biol. Trop.* 56 (Suppl. 4): 237-256. Epub 2009 June 30.

**Key words:** aquatic insects, water quality, contamination, bioindicators, Costa Rica.

Costa Rica, desde mediados del siglo XIX, ha sido un país con una amplia tradición cafetalera gracias a condiciones favorables de clima, suelo, altitud y aguas. Sin embargo, el material residual que se genera después del procesamiento del grano ha sido por muchos años una de las mayores fuentes de contaminación de las aguas de los ríos, especialmente del Valle Central

(Astorga & Coto 1996, Pringle & Scatena 1999). Estudios realizados para el Instituto Costarricense de Acueductos y Alcantarillados indican que en 1989 los beneficios de café aportaban aproximadamente el 70% de los contaminantes que ingresaban a los ríos del Valle Central (Fiatt 1994). Esta situación se agrava por el hecho que la temporada de café coincide con la

época seca por lo que los ríos presentan caudales muy bajos y por consecuencia la dilución natural no actúa tan rápidamente.

En el año 1992 surgió una primera propuesta para iniciar un proceso de disminución del efecto contaminante de los beneficios. Esta iniciativa fue promovida y acogida por cuatro instituciones públicas (Vázquez 1997). Para la cosecha 1997-1998 las entidades de salud y ministerios exigían al sector cafetalero que todas las plantas del beneficiado debían utilizar la menor cantidad posible de agua en todo el proceso, tener tratamientos finales y cumplir con los estándares máximos permitidos de descarga a los ríos usados por los beneficios (Danse y Bolaños 2002). Con esta iniciativa se logró la reducción de la contaminación en un 40% aproximadamente (Vázquez 1997). A pesar de esto, existe la problemática de beneficios que cuentan con las instalaciones y la tecnología requerida para el tratamiento de las aguas pero por falta de mantenimiento o de un manejo adecuado éstas no cumplen con su propósito y la contaminación se sigue dando. Además se objeta que la revisión del cumplimiento legal se hace únicamente tres veces por cosecha, lo cual limita la garantía del cumplimiento total durante toda la cosecha (Danse y Bolaños 2002). También se da un control solamente de tipo físico-químico, lo que limita en mucho el conocer el estado de los ríos de una manera más amplia.

Dada la necesidad de detectar y medir la contaminación acuática han surgido ramas como el biomonitoreo o la bioindicación, que consisten en el uso sistemático de organismos vivos o sus respuestas para determinar la calidad del ambiente (Rosenberg y Resh 1996). De modo que variaciones inesperadas en la composición y estructura de las comunidades de organismos vivos de los ríos pueden interpretarse como signos evidentes de algún tipo de contaminación (Alba-Tercedor 1996). El monitoreo biológico puede dar una idea en un ámbito más amplio en el tiempo a diferencia de la medición física y química la cual captura el estado del agua en el momento específico de la toma de la muestra. A pesar de esto, los

métodos físico-químicos y biológicos no son excluyentes entre sí y se recomienda el uso de ambos para tener un panorama más amplio del estado de los ambientes acuáticos (Rosenberg y Resh, 1996; Posada *et al.* 2000). De los muchos organismos acuáticos estudiados en la actualidad los más utilizados para éste tipo de estudios son los macroinvertebrados bentónicos (Rosenberg y Resh 1993, Roldán 1997, de la Lanza *et al.* 2000, Posada *et al.* 2000). Existe una gran cantidad de metodologías ampliamente utilizadas en zonas templadas como herramientas para estudios de calidad de aguas. En muchos países de Latinoamérica, incluyendo Costa Rica, se ha visto un aumento reciente en los estudios tanto ecológicos como taxonómicos de este grupo de organismos (Jackson & Sweeney 1995, Springer 2008) y un esfuerzo para establecer su utilización como indicadores biológicos (de la Lanza *et al.* 2000, Carrera & Fierro 2001, Fenoglio *et al.* 2002, Roldán 2003, Mafla Herrera 2005, entre otros).

En el presente trabajo se analiza la importancia de los insectos acuáticos como una herramienta útil para determinar la contaminación orgánica de los ríos, especialmente la causada por los desechos producto de beneficios de café.

## MATERIALES Y MÉTODOS

El trabajo se realizó en tres beneficios del Valle Central de Costa Rica localizados en la provincia de Alajuela en los ríos Grande (1000 m.s.n.m) y Cacao (750 m.s.n.m.). El primer beneficio (Coopecafira R.L) está localizado en San Ramón y vierte sus aguas tratadas en el río Grande. Los otros dos beneficios, Rolando Rojas y Cía. S.A. (750 m.s.n.m.) y CoopeAtenas R.L. (725 m.s.n.m.), se encuentran en San Isidro de Atenas y vierten en el río Cacao, siendo Rolando Rojas el que se encuentra río arriba a una distancia aproximada de 1km. En esta trayectoria, el río Cacao recibe la entrada de dos pequeñas quebradas, lo que contribuye a la purificación de sus aguas y a la recolonización de nuevas especies. Los sitios fueron escogidos por presentar ríos limpios a

la vista, con bosque ripario que ofrece buena cantidad de sombra, y con poca contaminación producida por la presencia de ciudades, carreteras, etc.

El periodo de muestreo, de Octubre del 2000 a Marzo del 2001, correspondió a los tres momentos más importantes de la cosecha: inicio, pico y fin.

**Muestreo físico-químico:** Los datos físico-químicos se obtuvieron en colaboración con el Centro de Investigaciones en Café (CICAFE). Se analizaron los parámetros requeridos por la ley para “aguas residuales de tipo especial”: demanda bioquímica de oxígeno (DBO), demanda química de oxígeno (DQO), potencial hidrógeno (pH), grasas y aceites (GyA), sólidos sedimentables (SSed), sólidos suspendidos totales (SST), y temperatura (T, en °C) (Figueres *et al.* 1997). Estas muestras se tomaron en las lagunas de tratamiento de aguas residuales o en el efluente del sistema antes de llegar a los ríos. Además se realizaron mediciones del oxígeno disuelto (OD) directamente en el punto de descarga al río utilizando un electrodo de membrana digital y se calculó el caudal de río utilizando la ecuación de Manning (Chow *et al.* 1994).

**Muestreo biológico:** Para cada beneficio se realizó un muestreo de insectos bentónicos en dos puntos del río localizados aproximadamente 50 m río arriba y 50 m río abajo del punto de descarga de las aguas tratadas. Se utilizaron dos métodos comunes de muestreo: la red de Surber y un colador plástico (Paaby *et al.* 1998). Con la red de Surber se realizaron tres sub-muestras en un transecto a lo ancho del río. Además, se realizaron muestreos con un colador plástico de 66 cm de diámetro modificado con una malla de 500 micras. Para este último método, el tiempo de muestreo total por sitio fue de 45 minutos divididos en tres periodos de 15 minutos en cada uno de los microhábitats comúnmente encontrados: a) paquetes de hojas sumergidas, b) áreas de piedras en rápidos, y c) arenas y gravas en pozas (Ramírez *et al.* 1998). Los organismos recolectados en

el campo se fijaron en alcohol de 90% y se llevaron al laboratorio donde se preservaron en alcohol de 70%. La identificación se realizó hasta el máximo nivel taxonómico posible, utilizando la literatura respectiva (Roldán 1988, Merritt & Cummins 1996, Springer & Hanson en prep.). Las larvas de Chironomidae se separaron en morfoespecies y se realizaron montajes en láminas de las cápsulas cefálicas según la metodología descrita por Ospina (1995) y Vargas (1999). Todo el material fue depositado en la colección de Entomología Acuática del Museo de Zoología, Universidad de Costa Rica.

**Análisis de los datos:** Con los datos físico-químicos se realizó un análisis de varianza de dos factores para conocer si se están dando variaciones importantes en alguno de los valores analizados durante el periodo de cosecha. De los datos obtenidos en el muestreo biológico se obtuvo la abundancia relativa en cada sitio y la riqueza reflejada por el número de taxa. Además, con la función de Shannon-Wiener ( $H' = \log_2 p$ ) se obtuvo el índice de diversidad de especies (Krebs 1998). Se realizaron pruebas de similitud utilizando el índice de Bray-Curtis, según recomendaciones de Norris y Georges (1993) para comparar los beneficios, los sitios y los periodos de cosecha. Por medio de un análisis de escala multidimensional (Multidimensional Scaling) se analizaron similitudes y diferencias entre los beneficios según época de cosecha y sitio de muestreo. También se realizaron análisis de varianza para determinar que grupos se veían afectados significativamente por el factor tiempo (inicio, pico y fin de cosecha) y por el factor sitio (antes y después del sitio de descarga). Finalmente, se aplicó un índice biológico para evaluar la calidad de agua conocido como B.M.W.P. (“Biological Monitoring Working Party”), originalmente creado por Hellowell en 1978, modificado por Alba-Tercedor y Sánchez-Ortega (1988) y adaptado para Costa Rica con el fin de incluir a las familias presentes en nuestro país (Fernández 2002).

## RESULTADOS

**Muestreo físico-químico:** Se obtuvieron valores de calidad de agua para pH entre 5 y 8, mientras que la temperatura se mantuvo entre 21 y 26 °C. El oxígeno disuelto varió entre 5 y 9 mg/l, disminuyendo conforme avanzaba la temporada de cosecha. Por el otro lado, el DBO y el DQO<sub>2</sub> llegaron a valores máximos de 1570 y 3860 mg O<sub>2</sub>/l, respectivamente. El caudal de los ríos disminuyó en los tres sitios de manera significativa ( $p < 0.001$ ) conforme avanzaba el período de cosecha desde valores de 0.6 m<sup>3</sup>/s hasta 0.1 m<sup>3</sup>/s. Un resumen de los resultados para todos los parámetros físico-químicos según sitio y fecha de muestreo se presenta en el cuadro 1.

**Muestreo biológico:** Se recolectaron en total 8675 individuos, correspondientes a 9 órdenes, 30 familias y 51 géneros de insectos acuáticos (Cuadro 2). Con respecto a la abundancia, el orden con la mayor cantidad de individuos recolectados fue Diptera, con un 79%, seguido por Ephemeroptera (13%) y Trichoptera (5%). Todos los demás órdenes están representados cada uno por menos del 1% de la abundancia total. Entre los géneros más abundantes resaltan *Chironomus* (Diptera, Chironomidae) y *Simulium* (Diptera, Simuliidae) con un 45% y 18% respectivamente. Comparando la abundancia total en los sitios antes y después de la descarga, se da un aumento de individuos, tanto en las diferentes fechas de muestreo, como en los beneficios (con excepción de Coopecafira), llegando en algunos casos al doble de la cantidad anterior (Fig. 1a,b). En lo que respecta las abundancias relativas de los insectos por órdenes, se observa un drástico aumento del orden Diptera, llegando a más del 90% de todos los individuos recolectados, mientras que todos los demás órdenes disminuyen o desaparecen en el sitio después de la descarga (Fig. 2).

La riqueza taxonómica muestra un comportamiento contrario al de la abundancia, ya que disminuye drásticamente durante el pico y fin de la cosecha en el punto después de la descarga (Fig. 3a). Entre los tres beneficios,

Coopeatenas muestra la disminución en el número de taxa más significativa en el punto después de la descarga, aunque para los otros dos beneficios se observa claramente la misma tendencia (Fig. 3b). De igual manera, los resultados de diversidad de Shannon-Wiener ( $H'$ ) muestran los valores más bajos en los puntos después del desagüe, durante el pico y fin de la cosecha y se da una diferencia muy notable entre los dos sitios de muestreo de cada beneficio (Fig. 4 a-c).

Al realizar la comparación de la composición de la fauna bentónica entre muestras, sitios y beneficios, se obtuvo una similitud de 0.41 entre los sitios antes y después del desagüe. Comparando las tres fechas de muestreo la mayor similitud se dio entre pico y fin de la cosecha (0.81), mientras que entre el inicio y el pico y fin de la cosecha las muestras presentaron muy poca similitud (0.38 y 0.26, respectivamente). El análisis de escala multidimensional mostró diferencias en similitud entre “antes” y “después” para los tres beneficios (Stress=0.000) (Fig. 5a). Con el mismo tipo de análisis considerando los tres beneficios en los tres momentos más importantes de la cosecha (Fig. 5b) se observó una diferenciación importante entre los datos del inicio y los del pico y fin de la cosecha (Stress=0.005). Debido a los resultados de similitud que se observaron entre ambas fechas, se consideran Pico y Fin como una sola fecha (“Pico-Fin”) de aquí en adelante.

**Indicadores de contaminación:** Del total de los taxa, se encontraron 18 géneros (*Baetodes*, *Baetis*, *Thraulodes*, *Tricorythodes*, *Leptohyphes*, *Leptohyphidae* Gen. indet., *Argia*, *Hetaerina*, *Perithemis*, *Brechmorhoga*, *Mortoniella*, *Smicridea*, *Leptonema*, *Chironomus*, *Eulkieferiella*, *Rheotanytarsus*, *Orthocladiinae*, *Chironomidae* Gen. indet. 4, *Simulium*) y siete familias (*Leptohyphidae*, *Leptophlebiidae*, *Coenagrionidae*, *Calopterygidae*, *Hydropsychidae*, *Psephenidae*, *Chironomidae*), además de los tres órdenes Diptera, Ephemeroptera y Odonata con diferencias significativas en su abundancia entre los sitios antes y después de la descarga, entre

CUADRO 1  
*Resultados de los parámetros físico-químicos, según beneficio y río, para las tres fechas de muestreo, entre octubre 2000 y marzo 2001*

Sitio	Fecha	pH	DQO (mg O <sub>2</sub> /l)	DBO <sub>5</sub> (mg O <sub>2</sub> /l)	Sólidos sedimentables (ml/l/h)	Sólidos suspendidos totales (mg/l)	Grasas y aceites (mg/l)	Temperatura (°C)	Oxígeno disuelto (mg/l)	Caudal (m <sup>3</sup> /s)
Coope- cafra / río	Inicio	7.2	85	32	0	132	3	21	7.8	0.620
	Pico	5.3	1600	775	0.1	5280	8	22	6.3	0.330
	Fin	7.0	1410	900	0.5	1138	3	23	5.2	0.108
Rolando	Inicio	6.4	1380	700	4	1936	8	23	9.3	0.566
	Pico	6.6	1024	415	0.9	1618	6	23	7.8	0.210
Cacao	Fin	7.2	630	220	0.8	1388	7	25	7.8	0.106
	Inicio	7.5	995	430	0.1	1356	7	25	6.5	0.630
Atenas / río	Pico	7.8	3860	1570	0.1	5814	7	26	6.6	0.304
	Fin*	6.9	1450	1050	0.3	170	10	26	5.2	0.112

\* Muestreo realizado por Laboratorios LAMBDA S.A.

CUADRO 2

Macroinvertebrados capturados en los tres ríos muestreados según beneficio, periodo de la cosecha y punto de muestreo (A = "antes"; D = "después"). Alajuela, Octubre 2000 a Marzo 2001

Orden	Familia	Género	COOPECAFIRA (Río Grande)				Rolando Rojas (Río Cacao)				COOPEATENAS (Río Cacao)				
			Inicio		Pico-Fin		Inicio		Pico-Fin		Inicio		Pico-Fin		
			A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	A	D	
Ephemeroptera	Baetidae	<i>Camelobaetidium</i> sp.	X	X	X			X	X	X	X		X	X	X
		<i>Baetis</i> sp.	X		X							X		X	
		<i>Baetodes</i> sp.	X	X	X			X	X	X		X	X	X	
	Leptohyphidae	<i>Leptohyphes zalope</i>	X	X	X			X	X	X		X	X	X	
		<i>Leptohyphes</i> sp.												X	
		Gen. indet.	X	X											
	Leptophlebiidae	<i>Farrodes</i> sp.								X		X	X		
<i>Thraulodes</i> sp.							X	X	X	X	X	X	X		
Tricorythidae	<i>Tricorythodes sordidus</i>			X			X	X			X	X	X		
Odonata	Calopterygidae	<i>Hetaerina</i> sp.	X					X	X			X	X		
	Coenagrionidae	<i>Argia</i> sp.			X			X	X			X	X		
Libellulidae	<i>Brechmorhoga</i> sp.	X	X					X	X			X	X		
	<i>Perithemis</i> sp.	X					X								
Platysticidae	<i>Palaemnema</i> sp.								X				X		
Plecoptera	Perlidae	<i>Anacroneuria</i> sp.						X		X			X		
Neuroptera	Corydalidae	<i>Corydalus</i> sp.						X	X	X		X	X		
Hemiptera	Belostomatidae	<i>Abedus</i> sp.			X	X								X	
Coleoptera	Dryopidae	<i>Elmoparnus</i> sp.							X	X			X		
		<i>Pelonomus</i> sp.							X	X	X				
Elmidae	<i>Heterelmis</i> sp.	X	X					X	X	X		X	X		
	<i>Macrelmis</i> sp.								X		X				
Microcylloepus sp.	<i>Microcylloepus</i> sp.												X		
	Gen. indet.				X					X			X		
Hydrophillidae	Gen. indet.				X										
Psephenidae	<i>Psephenus</i> sp.							X		X			X		
Ptilodactylidae	<i>Anchytarsus</i> sp.								X		X		X		
Trichoptera	Glossosomatidae	<i>Mortoniella</i> sp.						X		X		X	X		
	Hydrobiosidae	<i>Atopsyche</i> sp.	X							X	X	X	X	X	
Hydropsychidae	<i>Smicridea</i> sp.	X	X					X	X	X		X	X	X	
	<i>Leptonema</i> sp.			X				X	X	X	X	X	X	X	
Hydroptilidae	<i>Alisotrichia</i> sp.							X							
Leptoceridae	<i>Oecetis</i> sp.												X		
Philopotamidae	<i>Chimarra</i> sp.													X	
Lepidoptera	Crambidae	<i>Petrophila</i> sp.			X					X		X	X	X	
		Gen. indet.				X	X								



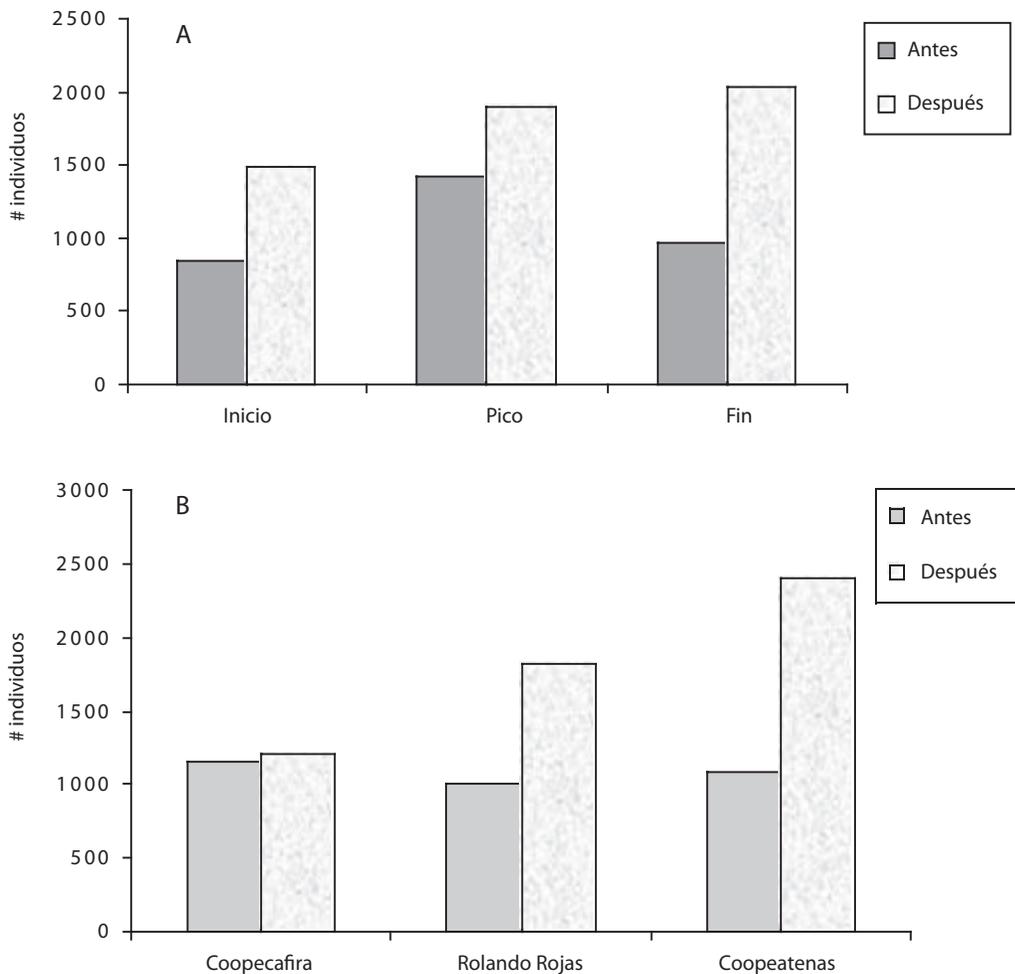


Fig. 1. Abundancia total de macroinvertebrados en los puntos antes y después de la descarga: A. para los tres momentos de cosecha y B. para los tres beneficios. Alajuela, Octubre 2000 a Marzo 2001.

ve afectado de manera significativa por el efecto sitio ( $p=0.0057$ ), fecha ( $p=0.0001$ ) y por ambos factores combinados ( $p=0.0430$ ) es *Baetodes* (Baetidae) (Fig. 7b). Otros dos géneros abundantes que presentaron características importantes como indicadores sensibles son *Leptohyphes* (Leptohyphidae) (Fig. 7c) ( $p=0.0015$  por sitio;  $p=0.0274$  por fecha) y *Thraulodes* (Leptophlebiidae) (Fig. 7d) ( $p=0.039$  por sitio). A nivel de familia, Leptohyphidae resultó significativa por sitio y fecha ( $p=0.002$ ,  $p=0.02$ , respectivamente), y

Leptophlebiidae por sitio (0.04). En el orden Trichoptera resaltan dos géneros de la familia Hydropsychidae significativos por efecto sitio y fecha (*Leptonema*; Fig. 8a,  $p=0.037$ ) y por fecha (*Smicridea*; Fig. 8b,  $p=0.002$ ). La familia mostró variaciones significativas a la combinación de los factores sitio y fecha ( $p=0.05$ ).

De todos los demás géneros, de varios órdenes, la mayoría presentan el mismo comportamiento sensible, desapareciendo en los sitios después del desagüe en la época pico-fin de la

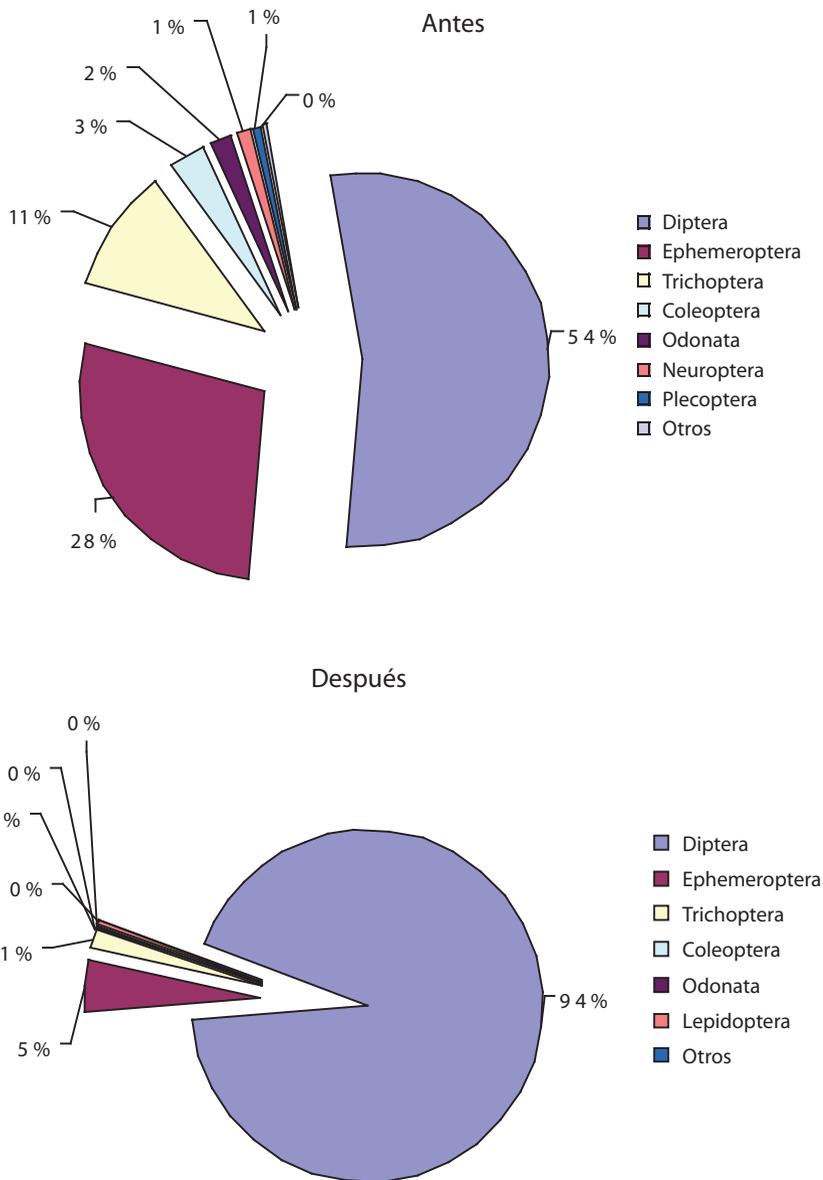


Fig. 2. Abundancia total de los macroinvertebrados según orden para los tres beneficios en los sitios antes y después de la descarga. Alajuela, Octubre 2000 a Marzo 2001.

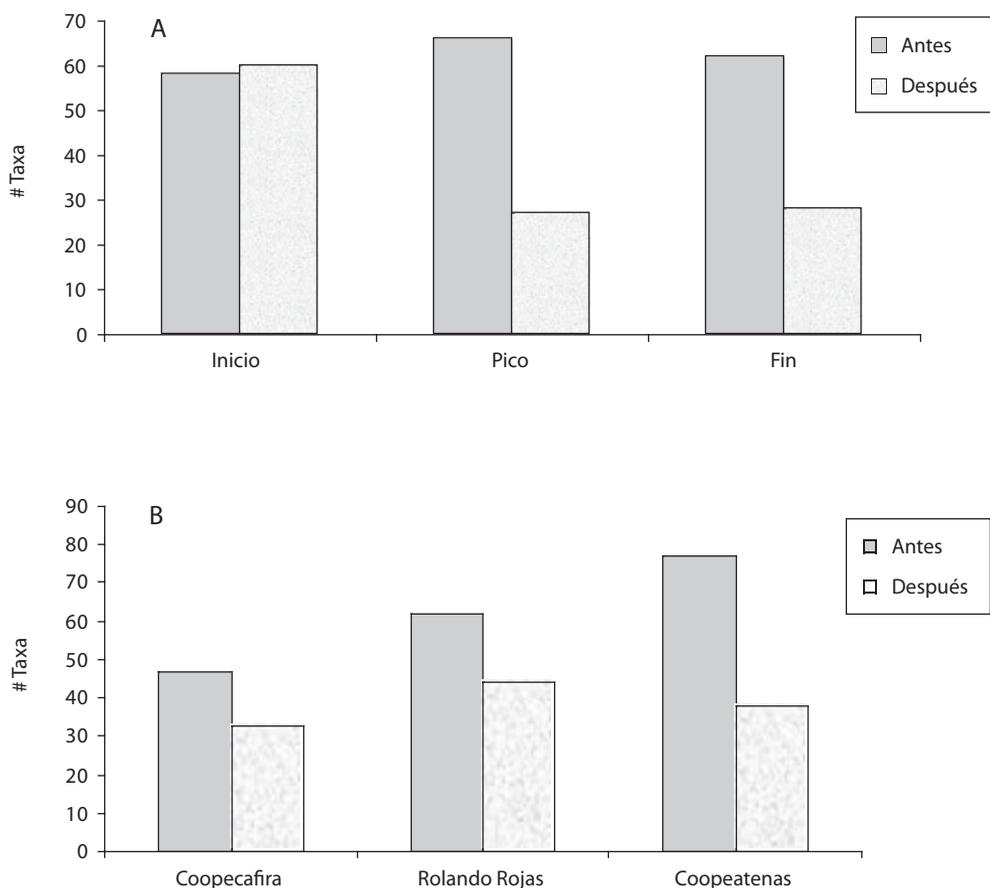


Fig. 3. Número de taxa presentes en los puntos antes y después de la descarga: A. para los tres momentos de cosecha y B. para los tres beneficios. Alajuela, Octubre 2000 a Marzo 2002.

cosecha (cuadro 2). Sin embargo, se recolectaron en general en números mucho más bajos que los géneros mencionados anteriormente por lo que solamente se mencionan a continuación, sin presentar los datos en detalle. Entre ellos destacan: *Tricorythodes* (Ephemeroptera), *Argia* (Odonata), *Brechmorhoga* (Odonata), *Palaemnema* (Odonata), *Anacroneuria* (Plecoptera), *Corydalus* (Megaloptera), *Heterelmis* (Coleoptera), *Psephenus* (Coleoptera), *Anchytarsus* (Coleoptera), *Mortionella* (Trichoptera) y *Petrophila* (Lepidoptera).

Los valores obtenidos del índice BMWP' (modificado), muestran claramente la

disminución en la calidad del agua debido a la contaminación en los puntos después de la descarga y conforme avanza el tiempo de cosecha (Fig. 9a-c). El cambio más drástico, entre aguas limpias, no contaminadas, hacia aguas fuertemente contaminadas, se da en el Beneficio de CoopeAtenas. En Rolando Rojas la calidad cambia de aguas limpias a contaminadas - muy contaminadas, mientras que Coopecafira presentó aguas contaminadas durante todo el trabajo, llegando a aguas fuertemente contaminadas conforme avanza la cosecha. Para ninguno de los tres beneficios se encontró una diferencia en la calidad del agua entre los sitios

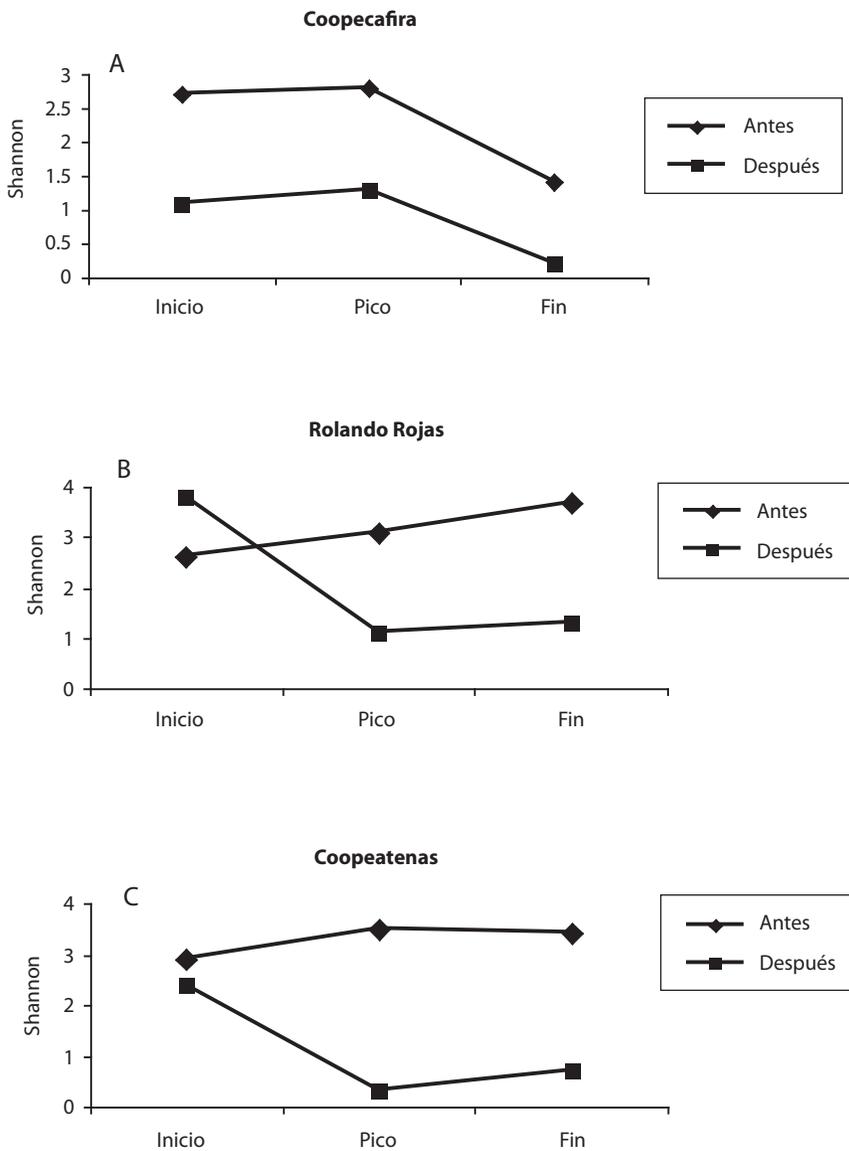


Fig. 4. Valores del índice de Diversidad de Shannon-Weiner ( $H'$ ) para los tres beneficios, según sitio y época de muestreo: A. Coopecafira, B. Rolando Rojas, C. Coopeatenas. Alajuela, Octubre 2000 a Marzo 2001.

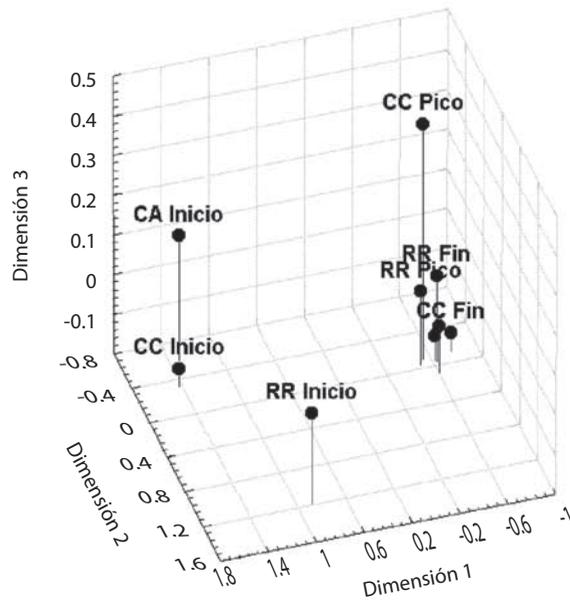
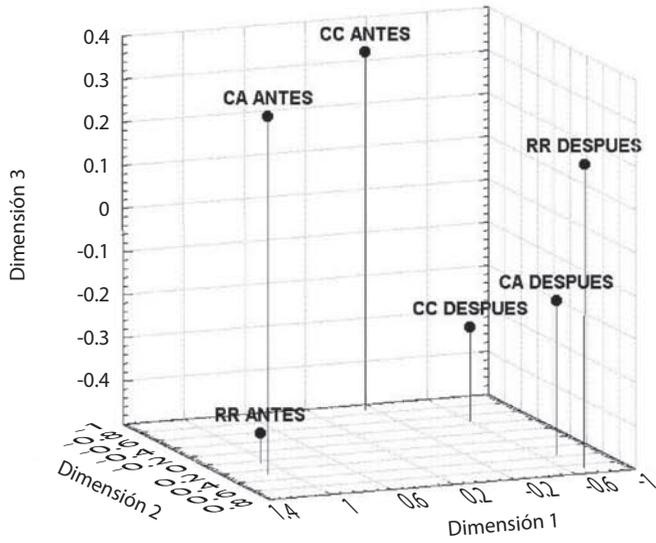


Fig. 5. Análisis de escala multidimensional para los valores de similitud entre los tres beneficios Coopecafira (CC), Rolando Rojas (RR) y CoopeAtenas (CA): A. para los dos puntos de muestreo (antes y después del desagüte), B. para los tres momentos de la cosecha.

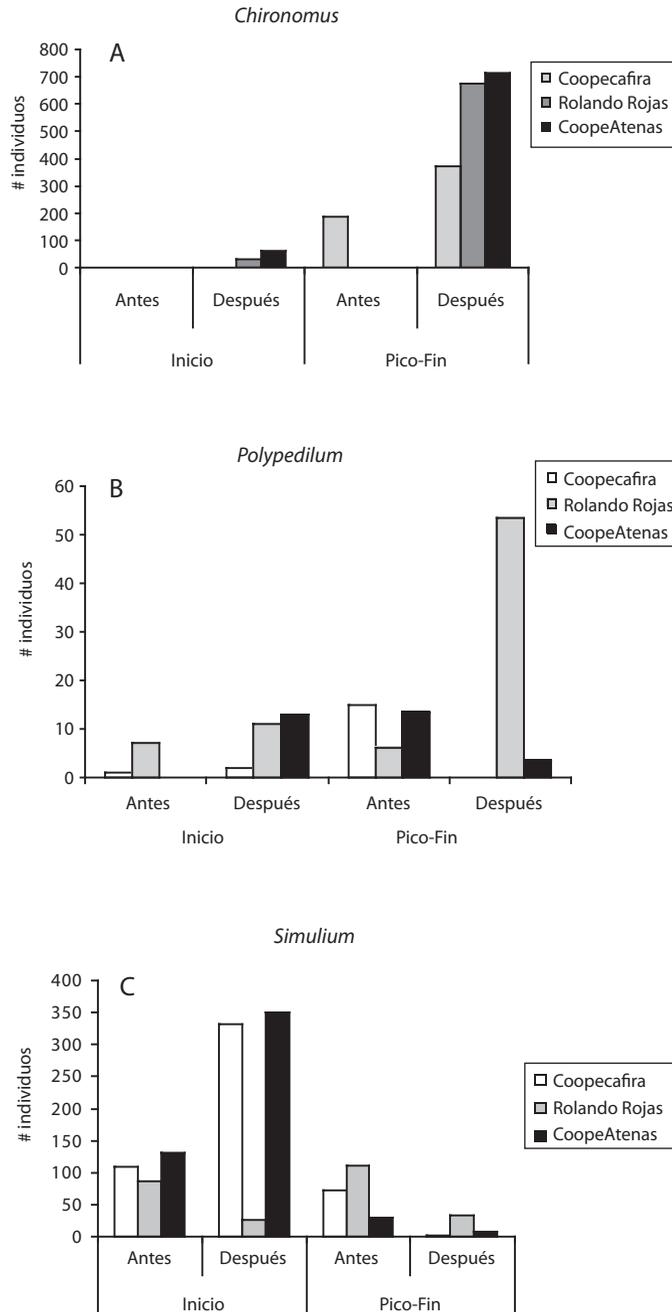


Fig. 6. Abundancia de diferentes géneros del orden Diptera según beneficio, sitio y momento de muestreo: A. *Chironomus* (Chironomidae), B. *Polypedilum* (Chironomidae), C. *Simulium* (Simuliidae).

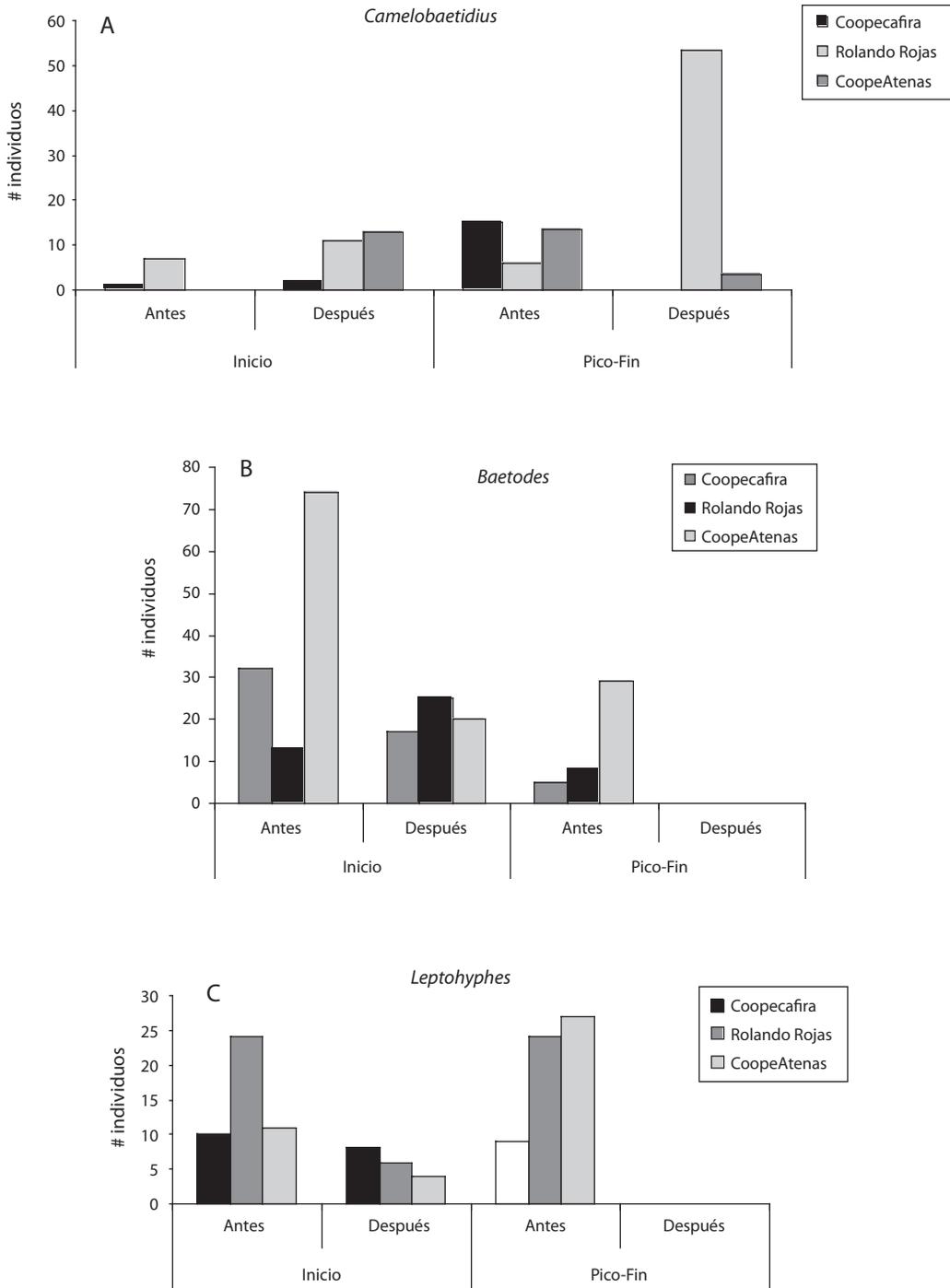


Fig. 7. Abundancia de diferentes géneros del orden Ephemeroptera según beneficio, sitio y momento de muestreo: A. *Camelobaetidius* (Baetidae), B. *Baetodes* (Baetidae), C. *Leptohyphes* (Leptohyphidae), D. *Thraulodes* (Leptophlebiidae).

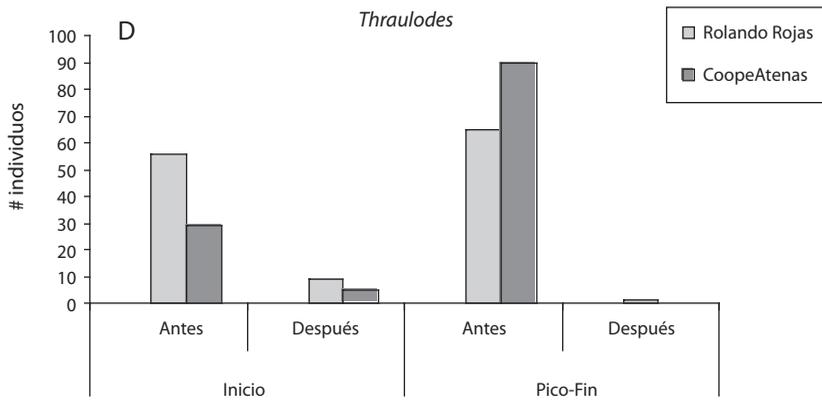


Fig. 7. (Continuación) Abundancia de diferentes géneros del orden Ephemeroptera según beneficio, sitio y momento de muestreo: A. *Camelobaetidius* (Baetidae), B. *Baetodes* (Baetidae), C. *Leptohyphes* (Leptohyphidae), D. *Thraulodes* (Leptophlebiidae).

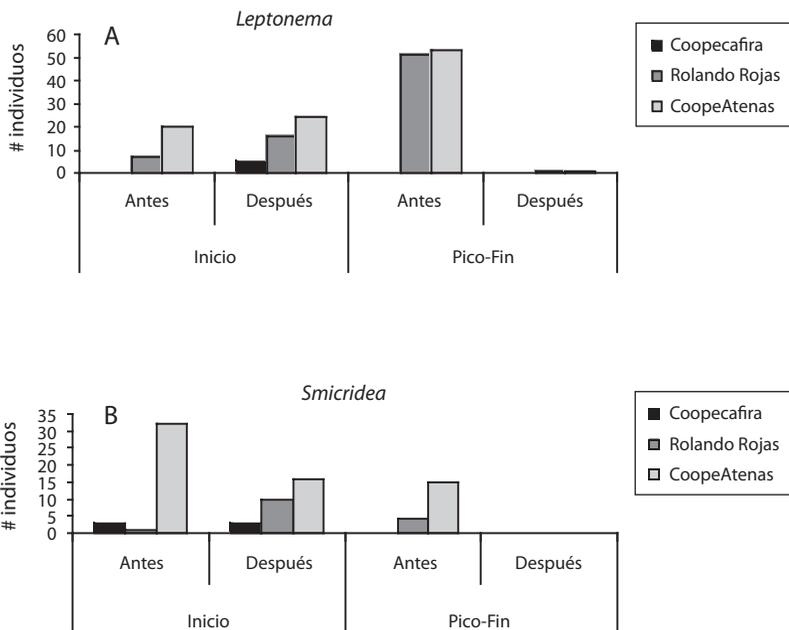


Fig. 8. Abundancia de diferentes géneros del orden Trichoptera (Fam. Hydropsychidae) según beneficio, sitio y momento de muestreo: A. *Leptonema*, B. *Smicridea*.

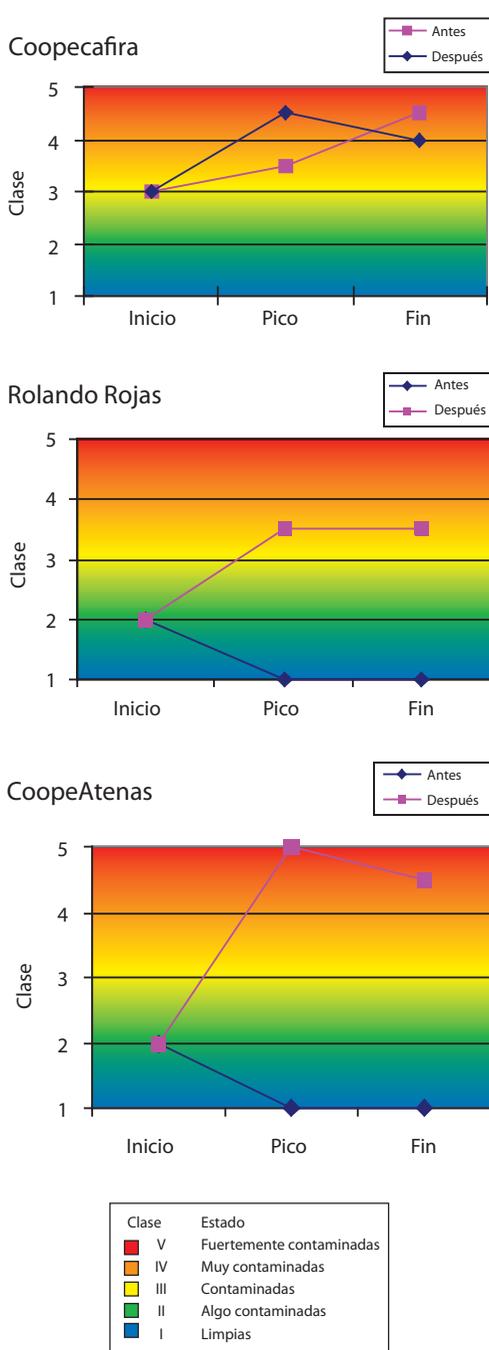


Fig. 9. Calidad de agua según índice biológico B.M.W.P' modificado, por sitio y fecha de muestreo, para cada uno de los beneficios: A. Coopecafira, B. Rolando Rojas, C. CoopeAtenas.

antes y después de la descarga al inicio de la cosecha (Fig. 9a-c).

## DISCUSIÓN

La disminución del caudal, debido al inicio de la época seca, es un factor importante a considerar, ya que al mismo tiempo aumenta la actividad de los beneficios y por consiguiente disminuye la capacidad de dilución de las aguas receptoras. Los procesos de dilución son de gran importancia en la asimilación de desechos y los períodos largos de flujos bajos de agua (correspondientes a la época seca) afectan la capacidad de los ríos de aceptar fuertes cargas de desechos sin sufrir daños (Astorga & Flowers 1997). Por el otro lado, la contaminación orgánica puede reducir significativamente las concentraciones de oxígeno disuelto (Hauer & Hill 1996), lo cual trae un efecto importante sobre la fauna acuática. Los datos obtenidos en este trabajo muestran como el oxígeno disuelto disminuye en forma significativa hasta llegar a niveles críticos para la fauna (alrededor de 5 mg/l para Coopecafira y CoopeAtenas). Sin embargo, en la actualidad, el oxígeno disuelto no es un parámetro requerido por la ley.

Casi todos los parámetros fisico-químicos medidos se mantienen por debajo de los máximos requeridos en el "reglamento para uso y vertido de aguas residuales", con excepción del DQO y DBO<sub>5</sub>, los cuales superan los límites establecidos (de 1000 y 1500mg O<sub>2</sub>/l, respectivamente) en algún momento durante la cosecha para los beneficios de Coopecafira y CoopeAtenas. Para estos mismos muestreos se nota además un aumento considerable en los sólidos totales en suspensión. A pesar de esto, los resultados de los análisis llevados a cabo por los laboratorios encargados muestran que desde el punto de vista legal el tratamiento que se le está dando a las aguas residuales en los beneficios se puede considerar satisfactorio y se encuentran dentro del marco legal.

Sin embargo, los resultados biológicos obtenidos en este estudio muestran claramente

el efecto negativo que causan los vertidos sobre la fauna bentónica. Por un lado, se pudo observar un drástico aumento de individuos, el cual se debe en gran medida a una explosión de las poblaciones de larvas de *Chironomus*. Este género es conocido y utilizado ampliamente como indicador altamente tolerante a la contaminación orgánica y al deterioro de la calidad del agua (Zúñiga *et al.* 1993, Jonson *et al.* 1993, Marques *et al.* 1999, Roldán 2003, entre otros). En Costa Rica se había reportado el mismo comportamiento de las poblaciones de quironómidos (Álvarez 1996) en el Río Jaba de Coto Brus, donde se dio un aumento de más del doble en el número de individuos en dos puntos de muestreo localizados antes y después de un beneficio de café.

Por el otro lado, este efecto negativo resultó en una disminución de la riqueza taxonómica en los puntos río-debajo de los vertidos conforme avanza la cosecha, lo cual se debe a la desaparición de los géneros sensibles a la contaminación. Entre estos géneros destacan sobre todo aquellos de los órdenes Ephemeroptera y Trichoptera, ambos ampliamente reconocidos por su sensibilidad a la mayoría de tipos de contaminación, disminuyendo con el deterioro de la calidad del agua (Roldán 1996, Norris & Georges 1993, Zúñiga *et al.* 1993, Posada *et al.* 2000, Sandoval & Molina 2000, entre otros).

De igual manera, los valores obtenidos del índice de Shannon-Wiener reflejan el efecto negativo de los vertidos de los beneficios sobre la diversidad de la fauna bentónica. En aguas limpias y de baja carga orgánica se esperan una mayor diversidad y baja dominancia (Zúñiga *et al.* 1993, Posada *et al.* 2000), lo cual se confirma con los resultados de este estudio, ya que los valores mayores se obtuvieron en los sitios antes de los vertidos y además para el Río Cacao en los sitios después para el inicio de la cosecha.

Los resultados en los análisis de similitud muestran de manera clara no sólo las diferencias que se observan entre los sitios “antes” y “después” en cuanto a composición y abundancias relativas, sino que también las diferencias entre las muestras tomadas en inicio de cosecha

y el pico y fin de la cosecha cuando ya el efecto de los desechos orgánicos se está dando plenamente. Además, la alta similitud entre pico y fin de cosecha indica que, aunque el muestreo de fin de cosecha se realiza el día en que se detiene la salida del efluente de manera definitiva, no ha pasado el tiempo requerido para la recuperación de la fauna.

Todos los efectos observados resultaron más evidentes en sitios donde los ríos presentaron condiciones de aguas limpias o relativamente limpias antes de su paso por los beneficios, como es el caso del Río Cacao (Rolando Rojas y CoopeAtenas). Mientras que en Coopecafira no se aprecian tan claramente, debido a que vierte al Río Grande el cual ya presenta aguas contaminadas en el sitio antes del beneficio por la presencia de otras industrias que depositan sus desechos al río. Este hecho se confirma además con la total ausencia de organismos altamente sensibles, tales como *Anacroneria* (Plecoptera) y *Thraulodes* (Ephemeroptera) y se refleja además en el índice BMWP' (modificado) el cual en ningún momento supera la clase III, de aguas contaminadas.

El índice BMWP' (modificado) parece ser una buena medida para reflejar muy bien la contaminación orgánica causada por los vertidos de beneficios de café. El hecho que no se encontró diferencia en la calidad entre los dos sitios (antes y después de la descarga) al inicio de la cosecha confirma que las disminuciones en la calidad de agua se debe a la contaminación por los vertidos.

Los resultados del presente estudio confirman la gran utilidad de los insectos acuáticos como indicadores biológicos de la calidad de agua, especialmente la contaminación por desechos orgánicos. Se encontró un efecto importante de los vertidos sobre las poblaciones de los insectos acuáticos, por lo que se considera que los parámetros físico-químicos establecidos por ley no detectan el deterioro de los ríos y sus comunidades. Por lo tanto, es necesario analizar si los valores límites establecidos son adecuados y si se hace necesario incluir otros factores, tales como el oxígeno disuelto, además de adaptarlos a las variaciones del caudal que recibe la descarga.

## AGRADECIMIENTOS

Agradecemos a todas las personas que hicieron posible que se realizara este trabajo, el cual formó parte de la tesis de licenciatura del primer autor, especialmente a: los gerentes y dueños de los beneficios por su apoyo, Victor Rojas y Albino Rodríguez del CICAPE por colaborar con los datos físico-químicos y Gerardo Umaña (CIMAR), José Vargas (CIMAR) y Alexis Rojas (CICA) por sus valiosas observaciones. Silvia A., Jeffrey S., Vernon A. y José Pablo F. brindaron desinteresada ayuda en el trabajo de campo. Para la identificación de larvas de Chironomidae se contó con la colaboración de la Dra. Maria Margarida Marques (Univ. de Minas Gerais, Brasil) y el Dr. John H. Epler (Florida, Estados Unidos). Finalmente queremos agradecerles a los revisores por su tiempo y sus comentarios. Este trabajo es una contribución al Museo de Zoología (Escuela de Biología) y al CIMAR (Centro de Investigaciones Marinas y de Limnología), de la Universidad de Costa Rica.

## RESUMEN

En Costa Rica, una de las mayores fuentes de contaminación orgánica en los ríos ha sido el material residual que se genera con el procesamiento del café. En el presente trabajo se valora la utilidad de los insectos acuáticos como bioindicadores para medir el efecto de los vertidos de beneficios de café en dos ríos del Valle Central. El trabajo se realizó en tres beneficios en los tres momentos más importantes de la cosecha, al inicio, durante el pico y al fin. En cada una de las tres fechas se realizaron muestreos biológicos a 50m aguas arriba y 50m aguas abajo del punto de descarga de los desechos líquidos y se obtuvieron mediciones de los siguientes factores físico-químicos: DBO, DQO, pH, Temp., grasas y aceites, sólidos sedimentables, oxígeno disuelto y el caudal del río. Se realizaron muestreos sistemáticos de insectos acuáticos para obtener la abundancia relativa, riqueza de taxa, diversidad según Shannon-Wiener, similitud según Bray-Curtis y el índice biológico B.M.W.P.' (Biological Monitoring Working Party) adaptado para Costa Rica. Los resultados físico-químicos muestran una disminución en la cantidad de oxígeno disuelto y en el caudal de los ríos. Además en algunos casos, se alcanzaron valores muy altos de DBO y DQO conforme avanza la cosecha; sin embargo, la gran mayoría de las mediciones se encontraron dentro de los límites establecidos por la ley. En la población de insectos

se dio un aumento en la abundancia río debajo de la descarga y conforme avanzaba la cosecha, atribuyéndose a un aumento en la densidad de larvas de *Chironomus* (Diptera) y los cuales se convirtieron en el taxon dominante. Al mismo tiempo disminuyeron o desaparecieron los géneros sensibles a la contaminación. Esto resultó en una disminución de la riqueza taxonómica y se refleja en bajos índices de diversidad. La similitud entre las muestras tomadas río arriba y río abajo era menos de la mitad (0.41), mientras que entre los tres momentos de la cosecha resultaron muy similares el pico con el fin de cosecha (0.81) y muy poco similares el inicio con el fin (0.26). Según el índice biológico BMWP' modificado, la calidad de agua disminuyó hasta fuertemente contaminada para el pico de la cosecha. Hay un efecto importante en las poblaciones de insectos acuáticos durante el periodo de cosecha, el cual no necesariamente es detectado por las pruebas requeridas por ley. Se recomienda incluir el uso de la fauna de macroinvertebrados acuáticos como parte obligatoria para las pruebas de calidad de agua, además de una evaluación de la capacidad de las plantas de tratamiento y un análisis crítico de los límites establecidos por las leyes actuales.

**Key words:** insectos acuáticos, calidad del agua, contaminación, bioindicadores, Costa Rica.

## REFERENCIAS

- Alba-Tercedor, J. & A. Sánchez-Ortega. 1988. Un método rápido y simple para evaluar la calidad biológica de las aguas corrientes basada en el de Hellawell (1978). *Limnética* 4: 51-56.
- Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del agua en Andalucía (SIAGA), Almería. Vol. II: 203-213.
- Álvarez, J.A. 1996. Utilización de macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua, Río Jaba, Cantón de Coto Brus, Costa Rica. Memorias Curso Agroecología, OET 7-96. Organización de Estudios Tropicales, San José, Costa Rica. 105-115.
- Astorga, Y. & R.W. Flowers 1997. Desarrollo de un índice biológico para Centro América. Centro de Investigación en Contaminación Acuática, Universidad de Costa Rica. Informe técnico. 29 p.
- Astorga, Y. & J.M. Coto 1996. Situación de los recursos hídricos en Costa Rica, pp.127-132. En: J. Reynolds (ed.) Utilización y manejo sostenible de los recursos hídricos. Editorial Fundación UNA, Heredia, Costa Rica.
- Carrera, C. & K. Fierro. 2001. Manual de monitoreo. Los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. EcoCiencia. Quito, Ecuador. 64pp.

- Chow, V.T., D. Maidment & L.W. Mays. 1994. Hidrología aplicada. McGraw Hill Interamericana S.A., Bogotá, Colombia. p. 34-36.
- Danse, M. & F. Bolaños. 2002. Reconversión del beneficiado de café en procura de la sostenibilidad. *Ambiencio* 101: 10-12.
- De la Lanza, G., S. Hernández & J.L. Carbajal (eds.). 2000. Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (Bioindicadores). Plaza y Valdés, México. 663 p.
- Fenoglio, S., G. Badino & F. Bona. 2002. Benthic macroinvertebrate communities as indicators of river environment quality: an experience in Nicaragua. *Rev. Biol. Trop.* 50(3/4): 1125-1131.
- Fernández, L. 2002. Uso de los insectos acuáticos como bioindicadores de la calidad de agua de ríos utilizados por beneficios de café en la provincia de Alajuela, Costa Rica. Tesis de Licenciatura en Biología, Universidad de Costa Rica. 69p.
- Fiatt, M. 1994. Uso del agua y disposición de aguas residuales en el Beneficio Río Grande. Tesis Ingeniería Civil, Universidad de Costa Rica. San José, Costa Rica. 88p.
- Figueres, J. M., H. Weinstock & R. Castro. 1997. Costa Rica. Reglamento de vertido y reuso de aguas residuales. Decreto Ejecutivo 26042-S-MINAE. Diario Oficial La Gaceta 14 de abril de 1997. 24 p.
- Hauer, F.R. & W.R. Hill. 1996. Temperature, light and oxygen, p. 93. *En*: F.R. Hauer & G.A. Lamberti (eds.). *Methods in Stream Ecology*. Academic Press, Inc. San Diego, California, E.U.A.
- Hellawell, J.M. 1978. Biological surveillance of rivers. *Water Research Center, Stevenage*. 332pp.
- Jackson, J.K. & B.W. Sweeney. 1995. Present status and future directions of tropical stream research. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 14(1): 5-11.
- Johnson, R., T. Wiederholm, & D. Rosenberg. 1993. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates, pp. 234-286. *En*: D.M. Rosenberg & V.H. Resh (eds.). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York.
- Krebs, C. J. 1998. *Ecological methodology*. Benjamin/Cummings. Menlo Park, Canadá. p. 444.
- Mafla Herrera, M. 2005. Guía para evaluaciones ecológicas rápidas con indicadores biológicos en ríos de tamaño mediano, Talamanca, Costa Rica. Serie técnica. Manual Técnico No.61. CATIE, Turrialba, Costa Rica. 90p.
- Marques, M.M.G.S.M., F.A.R. Barbosa & M. Callisto. 1999. Distribution and abundance of Chironomidae (Diptera, Insecta) in an impacted watershed in south-east Brazil. *Rev. Brasil. Biol.* 59(4): 553-561.
- Merritt, R.W. & K.W. Cummins (eds.). 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*. Kendall / Hunt Publ., Dubuque, Iowa. 862p.
- Norris, R. & A. Georges. 1993. Analysis and interpretation of benthic macroinvertebrate surveys, pp. 234-286. *En*: D.M. Rosenberg & V.H. Resh (eds.). *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, Nueva York, E.U.A.
- Ospina, R. 1995. Chironomidae (Diptera), pp. 75-84. *En*: Seminario invertebrados acuáticos y su utilización en estudios ambientales. Editora Guadalupe Ltda. Bogotá, Colombia.
- Paaby, P., A. Ramírez & C. Pringle. 1998. The benthic macroinvertebrate community in Caribbean Costa Rican streams and the effect of two sampling methods. *Rev. Biol. Trop.* 46 Supl.6: 185-199.
- Posada, J. A., G. Roldán & J. Ramírez. 2000. Caracterización fisicoquímica y biológica de la calidad de aguas en la cuenca Piedras Blancas, Antioquia, Colombia. *Rev. Biol. Trop.* 48(1): 59-70.
- Pringle, C.M. & F.N. Scatena. 1999. *Freshwater Resource Development. Case Studies from Puerto Rico and Costa Rica*, pp. 114-121. *En*: L.U. Hatch & M.E. Swisher (eds.). *Managed Ecosystems. The Mesoamerican Experience*. Oxford University Press, New York.
- Ramírez, A., P. Paaby, C. Pringle & G. Agüero. 1998. Effect of habitat type on benthic macroinvertebrates in two lowland tropical streams, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.* 46 Supl.6: 201-213.
- Roldán, G. 1996. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Fondo FEN, Medellín, Colombia. 217 p.
- Roldán, G. 1997. Macroinvertebrados acuáticos como indicadores de calidad del agua. *En*: Rincón *et al.* (eds.). *Invertebrados acuáticos y su utilización en estudios ambientales*. Memorias. Colombia. 211 p.
- Roldan, G. 2003. Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Propuesta para el uso del método BMWP/Col. Colección Ciencia y Tecnología, Universidad de Antioquia. 170p.

- Rosenberg, D. & V. Resh. 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates, p. 2. *En*: D.M. Rosenberg & V.H. Resh (eds.). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman and Hall. Nueva York, E.U.A.
- Rosenberg, D. & V. Resh. 1996. Use of aquatic insects in biomonitoring, pp. 87-97. *En*: R.W. Merritt & K.W. Cummins (eds.). An Introduction to the Aquatic Insects of North America. Kendall / Hunt Publ., Iowa, E.U.A.
- Sandoval, J.C. & I. Molina. 2000. Insectos, pp.405. *En*: G. De la Lanza, S. Hernández & J.L. Carvajal (eds.). Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bionindicadores). Plaza y Valdez, S.A. México. 663p
- Springer, M. 2008. Aquatic insect diversity of Costa Rica: State of knowledge. *Rev. Biol. Trop.* 56, Suppl. 56: 291-313.
- Vargas, J. 1999. Distribución y morfología de adultos e inmaduros de moscas califóridas (Diptera) de importancia forense en Costa Rica. Tesis de Licenciatura en Biología. Universidad de Costa Rica, Escuela de Biología. San José, Costa Rica. p. 45.
- Vázquez, R. 1997. Costa Rica. El beneficiado ecológico del café, pp. 51-64. *En*: Memorias XVIII Simposio Latinoamericano de Caficultura. IICA/PROMECAFE Editorama. San José, Costa Rica.
- Zúñiga, M., A. Rojas & G. Calcedo. 1993. Indicadores ambientales de la calidad de agua en la cuenca del Río Cauca. *Revista Ainsa Año XIII (2)*: 17-28.