

Lafuente, Wilson; Soto, Luz Marina; López, Carlos; Domínguez-Granda, Luis
Efectos de un derrame de petróleo crudo en la comunidad de macroinvertebrados
bentónicos de un río amazónico ecuatoriano

Revista de Ciencias Ambientales, vol. 53, núm. 1, enero-junio, 2019, pp. 1-22
Universidad Nacional
Heredia, Costa Rica

Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=665070591001>



Efectos de un derrame de petróleo crudo en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos de un río amazónico ecuatoriano

Effects of a Crude Oil Spill in the Benthic Macroinvertebrate Community of an Ecuadorian Amazon River

Wilson Lafuente^a, Luz Marina Soto^b, Carlos López^c, Luis Domínguez-Granda^d

[Recibido: 8 de agosto 2018, Aceptado: 20 de octubre 2018, Corregido: 11 de noviembre 2018, Publicado: 1 de enero 2019]

Resumen

Los derrames de petróleo constituyen una fuente importante de perturbación de los macroinvertebrados bentónicos de aguas continentales. Sin embargo, los estudios referentes a estas perturbaciones en las regiones tropicales, y particularmente en el Neotrópico, son limitados. En el presente trabajo se evaluaron los efectos de un derrame de 11 700 barriles de petróleo en las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de los ríos Santa Rosa, Quijos y Coca, amazonía ecuatoriana, mediante el uso de índices bióticos, variables de calidad de agua y sedimentos, tanto en sitios impactados como en sitios de referencia en los años 2011 y 2012. Las correlaciones de Spearman establecieron relaciones negativas significativas ($p < 0.05$) entre la variable “hidrocarburos totales de petróleo” y los taxa *Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera* (índice EPT), *Trichoptera*, y la familia *Elmidae*. Se estableció una relación inversa entre el índice SIGNAL2 con los hidrocarburos totales de petróleo. El procedimiento de permutación de respuesta múltiple determinó una diferencia entre las comunidades de macroinvertebrados de estaciones de referencia e impactadas del año 2011, y entre las comunidades de macroinvertebrados de estaciones de referencia año 2011 y estaciones impactadas año 2012. El escalamiento multidimensional no-métrico implicó usar tres dimensiones, en el cual el eje dos estuvo mejor relacionado con los hidrocarburos totales de petróleo ($r = 0.45$). Estos resultados sugieren que factores distintos a hidrocarburos totales de petróleo son los responsables de la composición heterogénea de las comunidades de macroinvertebrados.

Palabras clave: Índices bióticos; Neotrópico; recuperación ecológica.

Abstract

Oil spills are a major source of disturbance to benthic macroinvertebrates from inland waters. However, studies regarding these disturbances in tropical regions, and particularly in the Neotropics, are limited. This study evaluates the effects of a 11 700-barrel heavy crude oil spill on the benthic macroinvertebrate community of Santa Rosa,

- a Especialista en ciencias ambientales; académico de la Facultad de Ciencias Naturales y de la Agricultura, Universidad Estatal del Sur de Manabí (UNESUM), Ecuador, wilson.lafuente@unesum.edu.ec
- b Especialista en microbiología de aguas continentales; investigadora y académica del Departamento de Biología, Facultad Experimental de Ciencias, Universidad del Zulia, Ecuador, lusoto@espol.edu.ec
- c Especialista en ecología de aguas continentales; investigador del Centro del Agua y Desarrollo Sustentable, Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL), Ecuador, clopez@espol.edu.ec
- d Especialista en manejo ambiental; investigador y académico de la Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas, Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL), Ecuador, ldomingu@espol.edu.ec





Quijos and Coca rivers, Ecuadorian Amazon. The evaluation used a biotic index and water quality and sediments variables, both in the impacted sites and in the reference sites during two field trips in 2011 and 2012. Spearman correlations established significant negative relationships ($p < 0.05$) between total petroleum hydrocarbons and *Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera* (EPT index), *Trichoptera*, and *Elmidae* family taxa. An inverse relationship was established between the SIGNAL2 index and total petroleum hydrocarbons. A multiple response permutation procedure (MRPP) determined a difference between the macroinvertebrate communities of reference and the impacted stations in 2011, and between the macroinvertebrate communities of reference stations 2011 and stations impacted in 2012. Non-metric multidimensional scaling involved using three dimensions, in which axis two was better related to total petroleum hydrocarbons ($r = 0.45$). These results suggest that factors other than total petroleum hydrocarbons are responsible for the heterogeneous composition of the macroinvertebrate communities.

Keywords: biotic indices; ecological recovery; Neotropics.

1. Introducción

Comparada con la extensa bibliografía sobre derrames de petróleo en el mar, las investigaciones sobre los efectos de estos sucesos en ecosistemas de agua dulce son limitadas, la mayoría realizadas en los Estados Unidos. Estas han descrito una amplia variedad de respuestas en los macroinvertebrados de ríos, tales como pérdida de comunidades bentónicas de un río de Texas, 26 meses después de un derrame de 25 440 l de crudo (Harrel, 1985); ausencia de algunas especies de *Ephemeroptera*, *Plecoptera* y *Trichoptera* en el arroyo Asher, nueve meses después de un derrame de 1.5 millones de litros de petróleo crudo doméstico (Crunkilton y Duchrow, 1990); y baja diversidad de macroinvertebrados de hábitats de remanso del río Gasconade, 18 meses después de un derrame de 3.3 millones de litros de petróleo (Poulton *et al.*, 1997).

En adición a los estudios anteriormente mencionados, es importante destacar la contribución de algunos trabajos que han evaluado los impactos de derrames de petróleo sobre los macroinvertebrados en condiciones de laboratorio, incluidos: reducción de sobrevivencia del *Ephemeroptera Hexagenia bilineata* expuesto a sedimentos con residuos de hidrocarburos (Ort *et al.*, 1995); disminución significativa en la abundancia de nueve taxones de quironómidos a determinadas concentraciones de hidrocarburos totales de petróleo en sedimentos (Pettigrove y Hoffmann, 2005); y retraso en la emergencia de *Chironomus riparius* durante la exposición crónica a sedimentos con compuestos aromáticos policíclicos (Paumen *et al.*, 2008).

Los estudios de los efectos de derrames de petróleo en los macroinvertebrados de ríos neotropicales son aún más escasos. En América del Sur, solo se ha publicado un estudio que informó una reducción en la abundancia y riqueza de invertebrados edáficos del banco del río Cururu, Brasil, afectado por un derrame de petróleo (Couceiro *et al.*, 2007). Para el caso de Ecuador, los pocos estudios corresponden a los efectos del derrame de petróleo en comunidades planctónicas de ecosistemas lacustres (Cueva, 2013; Molina, 2013). Solo recientemente se evaluó la habilidad de los insectos acuáticos de ríos de páramo ecuatoriano para evitar diferentes concentraciones de hidrocarburos aromáticos policíclicos, por medio del transporte de las corrientes de agua. Para el *Trichoptera Anomalocosmoecus palugillensis*, el movimiento de las corrientes de





agua fue la mayor causa de declinación poblacional en el ensayo con baja concentración de este tipo de hidrocarburo ([Araújo, 2014](#)). La escasez de estudios realizados y la utilización de índices desarrollados en zonas templadas para evaluar las respuestas de los macroinvertebrados ante derrames de petróleo en el Neotrópico hacen necesaria la realización de estudios que permitan probar estos índices o desarrollar índices propios para la región.

El 25 de febrero de 2009, un movimiento de tierra produjo la rotura de un tramo del Oleoducto de Crudos Pesados (OCP), lo que provocó el derrame de 11 700 barriles de crudo en el río Santa Rosa, provincia de Napo. Debido a las condiciones climáticas de ese momento, el crudo se desplazó 185 km aguas abajo hacia los ríos Quijos y Coca. Para el 12 de marzo de ese mismo año, OCP Ecuador S.A. superó la emergencia y comenzó las labores de limpieza y remediación ambiental, y subsecuente monitoreo interno seguido por personal del Ministerio del Ambiente del Ecuador (MAE), se culminó el 30 de septiembre de 2009 ([Alemán et al., 2010](#); [Mendizábal et al., 2012](#)).

El objetivo principal de este estudio consistió en evaluar, mediante el uso de índices bióticos basados en comunidades de macroinvertebrados bentónicos, el nivel de recuperación ecológica de los ríos Santa Rosa, Quijos y Coca que han sido afectados por el derrame de hidrocarburos.

2. Materiales y métodos

2.1 Sitio de estudio

El río Santa Rosa se encuentra localizado en la provincia de Napo, Ecuador ($0^{\circ}13'43''S$, $77^{\circ}49'15''W$ y $0^{\circ}19'47''S$, $77^{\circ}54'59''W$), y se une aguas abajo con el río Quijos. El río Quijos se une aguas abajo con el río Salado para formar el río Coca. El derrame de petróleo se originó en el río Santa Rosa y se extendió aguas abajo hacia los ríos Quijos y Coca. Las estaciones de muestreo fueron ubicadas con ayuda de cartas topográficas del área (escala 1:50 000) y un sistema de posicionamiento global portátil Garmin GPSMAP® 64 y cumplieron los siguientes criterios: 1) fácil acceso, 2) las estaciones de referencia del río Santa Rosa (códigos E1 y E2) se ubicaron aguas arriba del sitio del derrame de petróleo, 3) las estaciones de referencia del río Quijos (códigos E6, E7 y E8) se ubicaron aguas arriba de la unión con el río Santa Rosa, lo suficientemente alejadas de la influencia de las poblaciones, 4) las estaciones impactadas se ubicaron aguas abajo del sitio del derrame de petróleo, en los ríos Santa Rosa (códigos E3, E4 y E5) y Coca (códigos E9, E10 y E11). En la **Figura 1** se indica la ubicación de las estaciones de muestreo en cada uno de los ríos estudiados. La estación de muestreo E3 se ubicó cerca al sitio donde ocurrió el derrame de petróleo. Los sitios E6, E7, E8, E1 y E2 estuvieron a 29, 27, 25, 2,5 y 1 km sobre el sitio donde se originó el derrame, y los sitios E4, E5, E9, E10 y E11 estuvieron a uno, dos, 32, 33 y 39 km bajo el sitio de derrame.

Según la escala de orden de río ([Strahler, 1957](#)), en los puntos de muestreo, el río Santa Rosa es de primer y segundo orden, el río Quijos es de cuarto orden, y el río Coca es de quinto orden.





Estas estaciones de muestreo no están catalogadas en los planes de monitoreo de la cuenca que efectuó el MAE posterior a las labores de remediación de la zona afectada.

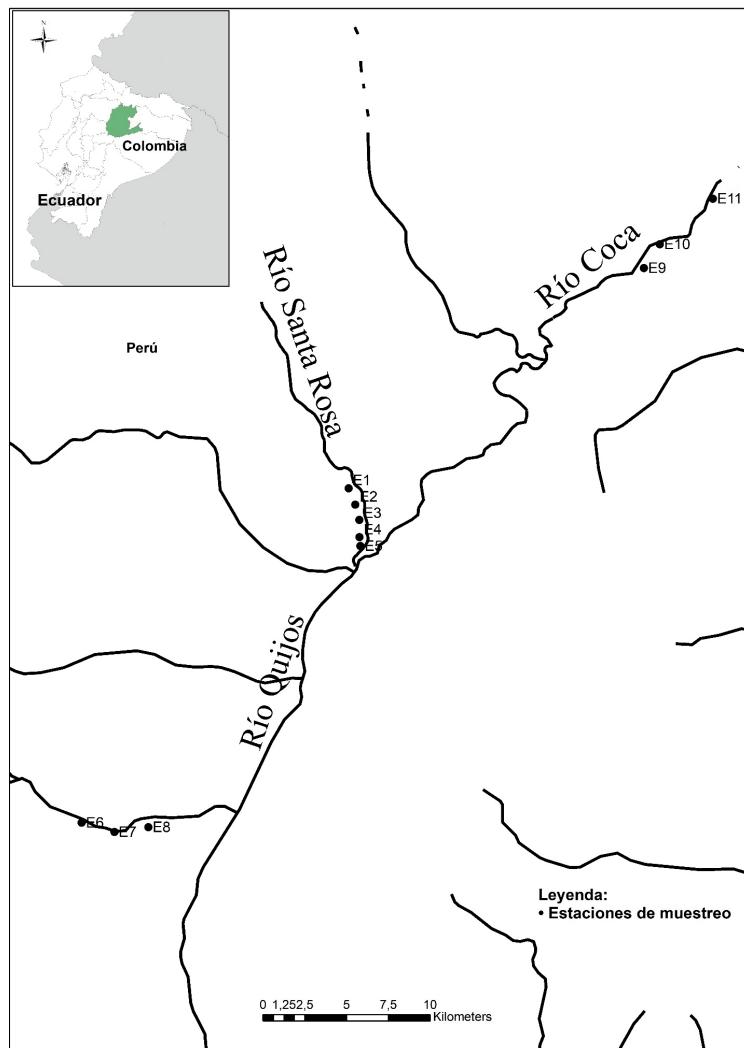


Figura 1. Estaciones de muestreo de los ríos Quijos, Santa Rosa y Coca, ubicados en la provincia de Napo, Ecuador.

2.2 Métodos de campo

Se efectuaron dos salidas de campo en los meses de septiembre de 2011 y enero de 2012, después de 31 meses del derrame de petróleo. Se midió *in situ* temperatura, oxígeno disuelto (OD), saturación de OD, y conductividad, mediante el uso de una sonda multiparámetro YSI modelo 85; y potencial de hidrógeno, con una sonda medidor YSI modelo ph10. Para determinar





fosfato (PO_4^{3-}) se utilizó kits colorimétricos Aquaquant®. Las muestras de macroinvertebrados bentónicos fueron colectadas en tramos de río de 20 a 30 m de longitud con ayuda de una red cónica (20 x 30 cm, 400 μm) instalada en un marco de hierro en forma de D (30 x 30 cm), para lo cual se disturbó el substrato del río con el pie en frente de la red abierta contra la corriente por un lapso de tres minutos, tanto en aguas rápidas como en aguas lentas poco profundas (< 0.5 m) (De Pauw y Vanhooren, 1983). Las muestras fueron almacenadas en recipientes de plástico y preservadas en alcohol al 70 % para ser analizadas posteriormente en laboratorio.

2.3 Métodos de laboratorio

Las muestras de agua fueron recolectadas de cada sitio de muestreo con botellas ámbar de 500 ml, y seguidamente se las almacenó en una hielera. Se midió *ex situ* nitrato (NO_3^-), nitrito (NO_2^-) y alcalinidad (CaCO_3), mediante el uso de un fotómetro YSI modelo 9 100. Se midió demanda química de oxígeno (DQO) por medio del método colorimétrico de reflujo cerrado, y sólidos suspendidos totales por medio de secado a 103-105 °C (A.P.H.A., 2005). Las muestras de sedimento fueron recolectadas en aguas lentas poco profundas (< 0.5 m) con ayuda de una pala metálica y, posteriormente, almacenadas en fundas Ziploc (modificado de Poulton *et al.*, 1997). Se midieron niveles de hidrocarburos totales de petróleo (HTP) en muestras de sedimento mediante el método EPA 418.2.

Las muestras preservadas de macroinvertebrados bentónicos fueron tamizadas con diferente ojo de malla (2 000, 1 000, 750, 500 y 350 μm) (De Pauw y Vanhooren, 1983). La fracción retenida en cada tamiz fue gradualmente transferida a una bandeja blanca metálica (30 x 50 cm), con el fin de separar los macroinvertebrados y, posteriormente, identificarlos a nivel de familia con ayuda de un estereomicroscopio a una magnificación de 10 y claves de identificación taxonómica (Domínguez y Fernández, 2009; Roldán, 1988).

2.4 Análisis de datos

Medidas de abundancia, diversidad, riqueza de taxa, medidas de composición, e índices bióticos, fueron aplicados a las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de los ríos Santa Rosa, Quijos y Coca. Se utilizó el análisis de correlación de Spearman para determinar correlaciones estadísticas en índices bióticos, variables ambientales, y comunidades de macroinvertebrados. Este análisis fue ejecutado con el software STATISTICA 7, considerando $p < 0.05$ (Zar, 1996).

Se utilizó el análisis de agrupación procedimiento de permutación de respuesta múltiple (MRPP, por sus siglas en inglés) para examinar diferencias en comunidades de macroinvertebrados entre los grupos predefinidos (i) tipos de estaciones de muestreo (referencia e impactada) y (ii) años de salida de campo (2011 y 2012). Siguiendo al MRPP, se utilizó el método de indicador de valor (IV) de Dufrene y Legendre (1997) para identificar especies discriminatorias entre los grupos predeterminados. La significancia de los valores de indicador para cada especie





fue examinada con la prueba de aleatorización de Monte Carlo, del cual se corrieron 4 999 permutaciones con el software PCORD 6.08.

Se utilizó el análisis de ordenación de escalamiento multidimensional no-métrico (NMDS, por sus siglas en inglés) para evaluar patrones en la estructura de las comunidades de macroinvertebrados para todo el estudio, y se los relacionó con variables ambientales. Para medir distancias ecológicas, se utilizó Sorensen, basado en la presencia/ausencia de datos (Faith *et al.*, 1987). Este análisis fue ejecutado con el software PCORD 6.08, con un valor $r > 0.25$.

Para los análisis efectuados en PCORD 6.08, se eliminaron todas las especies donde solo se había encontrado individuos en una única muestra (cinco especies), y se transformaron los datos utilizando ranking. Esto se hizo con la finalidad de reducir la asimetría y la curtosis, y quedar entre valores de menos uno y más uno.

3. Resultados

3.1 Calidad de agua y sedimentos

En el Cuadro 1 se muestran los valores de los parámetros fisicoquímicos para todo el estudio.

Cuadro 1. Valores de parámetros fisicoquímicos en cada estación de muestreo durante todo el estudio (*celdas sin valores)

Fecha de salida de campo	Estaciones de muestreo	Demanda química de Oxígeno (mg O ₂ /l)	Hidrocarburos totales de petróleo (mg/kg)	Sólidos suspendidos totales (mg/l)	Temperatura del agua (°C)	Conductividad (µS/cm)	Oxígeno disuelto (mg/l)	Porcentaje de saturación de oxígeno (%)	pH	Fosfato (PO ₄ ³⁻ mg/l)	Nitrato (NO ₃ ⁻ mg/l)	Nitrito (NO ₂ ⁻ mg/l)	Alcalinidad (CaCO ₃ mg/l)
Septiembre de 2011	E1	10.95	37	20	16.3	71.6	6.95	74.1	7.60	0.046	0.38	0.19	25
	E2	12.2	63.3	12	18.5	64.5	6.82	72.4	6.08	0.046	0.64	0.13	45
	E3	9.00	50.5	10	20.3	85.6	5.62	67.0	6.39	0.046	0.54	0.06	40
	E4	9.20	24.0	8	18.6	173.2	6.86	72.7	6.22	0.046	0.32	0.17	50
	E5	7.95	37.2	56	20.1	1.9	6.22	69.0	6.19	0.092	0.4	0.08	35
	E6	13.95	24.0	8	13.6	53.6	9.08	87.7	8.90	0.046	0.12	0.09	20
	E7	22.45	50.2	8	21.8	*	5.00	59.3	6.87	0.092	0.64	0.09	25
	E8	24.45	37.3	10	15.1	0.1	8.26	78.4	8.51	0.046	0.34	0.32	20
	E9	22.70	24.1	44	18.4	108.1	6.98	72.6	6.50	0.092	0.92	0.16	25
	E10	5.00	37.2	38	20.5	118.7	6.68	74.5	5.69	0.092	0.76	0.15	15
	E11	14.45	24.1	42	23.9	*	5.36	65.1	*	0.092	0.48	0.08	45





Fecha de salida de campo	Estaciones de muestreo	Demanda química de Oxígeno (mg O ₂ /l)	Hidrocarburos totales de petróleo (mg/kg)	Sólidos suspendidos totales (mg/l)	Temperatura del agua (°C)	Conductividad (µS/cm)	Oxígeno disuelto (mg/l)	Porcentaje de saturación de oxígeno (%)	pH	Fosfato (PO ₄ ³⁻ mg/l)	Nitrato (NO ₃ ⁻ mg/l)	Nitrito (NO ₂ ⁻ mg/l)	Alcalinidad (CaCO ₃ mg/l)
Enero de 2012	E1	181.50	37.2	22	14.9	125.6	8.62	85.9	9.25	0.046	1	0.24	50
	E2	116.50	11.0	26	15.8	133.1	8.06	81.7	9.21	0.092	1.24	0.29	50
	E3	170.0	23.9	16	16.5	66.1	8.01	81.6	9.08	0.046	0.44	0.05	45
	E4	80.48	24.2	54	17.3	71.5	7.91	83.0	9.28	0.250	0.84	0.11	45
	E5	210.50	37.5	70	18.2	93.7	7.56	80.3	9.11	0.092	0.9	0.32	55
	E6	189.30	11.1	20	13.1	96.8	7.36	70.1	9.81	0.046	0.22	0.60	35
	E7	54.22	11.1	12	14.5	100.7	6.99	69.6	9.64	0.046	1.42	0.20	30
	E8	35.46	11.1	12	14.4	99.4	6.96	68.1	9.46	0.046	0.88	0.08	30
	E9	233.30	37.4	22	15.8	81.6	7.77	78.9	9.05	0.046	0.58	0.10	15
	E10	71.98	11.0	16	17.4	89.2	7.57	79.7	8.22	0.046	1.82	0.11	25
	E11	38.71	11.1	24	18.2	65.7	6.63	71.2	8.71	0.092	1.08	0.09	35

3.2 Macroinvertebrados

Durante todo el estudio, se recolectaron un total de 4 443 individuos pertenecientes a 12 órdenes y 25 familias. Según se puede ver en el **Cuadro 2**, en el área de estudio, el 76.30 % de los individuos recolectados pertenecieron al orden *Ephemeroptera*, seguido del orden *Diptera* (11.25 %).

Los datos presentados en el **Cuadro 3** indican que el 55.26 % de los individuos recolectados pertenecieron a la familia *Baetidae*, seguido de la familia *Leptophlebiidae* (15.77 %).





Cuadro 2. Número de macroinvertebrados a nivel de orden en cada estación de muestreo durante todo el estudio

Fecha de salida de campo	Estaciones de muestreo	Ephemeroptera	Plecoptera	Trichoptera	Diptera	Coleoptera	Megaloptera	Lepidoptera	Hemiptera	Odonata	Amphipoda	Oligochaeta	Arachnoidea	Total de individuos por estación
Septiembre de 2011	E1	15		1	5									21
	E2	43	2		5									50
	E3	16	2										1	19
	E4	82	10		2									94
	E5	36	1			1				1				39
	E6	120		55	80						1	1		257
	E7	124	4	41	213	1	1	2				6	1	393
	E8	126		2	54	3								185
	E9	1 055	24	9	9		1							1 098
	E10	336	14	19	11	4	2							386
	E11	694	10	19	11	5	1							740
Enero de 2012	E1	8		1		1		1						11
	E2	11	4	2										17
	E3	78	5	1	4	6								94
	E4	13	2		1			1						17
	E5	5	2			1								8
	E6	60	2	22	46	14	2					1		147
	E7	53	6	40	41	17	1	2						160
	E8	5	1	1	8									15
	E9	97	2	4	1	4								108
	E10	270	44	34	1	26	3		1					379
	E11	143	6	47	8	1								205
Porcentaje de individuos por orden (%)		76.30	3.17	6.71	11.25	1.89	0.25	0.14	0.02	0.02	0.02	0.18	0.05	
Número total de individuos		3 390	141	298	500	84	11	6	1	1	1	8	2	4 443





Cuadro 3. Número de macroinvertebrados a nivel de familia en cada estación de muestreo durante todo el estudio

	Estaciones de muestreo	Fecha de salida de campo		Total de individuos por estación
		Enero de 2011	Septiembre de 2011	
E1	11	3	1	5
E2	27	14	2	3
E3	12	3	1	2
E4	49	26	7	10
E5	16	16	4	1
E6	114	6	2	68
E7	102	22	4	197
E8	124	1	1	5
E9	800	241	14	24
E10	243	49	44	14
E11	449	213	32	10
				94
				39
				255
				386
				185
				1098
				386
				740
				11
				17
				94
				8
				146
				160
				15
				108
				379
				205
Porcentaje de individuos por familia		55.26	15.77	5.46
		3.18	2.26	8.08
		1.38	2.39	0.65
		1.04	0.93	0.11
		0.05	0.18	0.38
		0.32	0.20	0.05
		1.85	0.02	0.02
		0.25	0.14	0.02
		0.02	0.02	0.02
Número total de individuos	2 449	699	242	141
	100	358	61	106
	29	46	41	5
	2	8	17	14
	8	17	9	2
	17	14	9	2
	14	9	2	82
	9	2	82	1
	2	82	1	1
	82	1	1	11
	1	1	11	6
	1	1	1	4432



3.3 Métricas bióticas

Los resultados de las medidas de abundancia, diversidad, riqueza de taxa, medidas de composición e índices bióticos aplicadas a las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de los ríos Santa Rosa, Quijos y Coca, para las dos salidas de campo, se encuentran en los **Apéndices 1, 2, 3 y 4**.

Análisis de correlación de Spearman entre la riqueza de taxa de macroinvertebrados bentónicos y las variables ambientales registradas durante todo el estudio determinaron que los taxa EPT ($r = -0.5002$; $p = 0,0177$) y *Trichoptera* ($r = -0.5060$; $p = 0.0162$) estuvieron correlacionados de manera significativa con los hidrocarburos totales de petróleo.

Análisis similares fueron realizados entre el número de familias dentro de cada orden y las variables ambientales. En la **Figura 2** se indica que la familia *Elmidae* (Coleoptera) mostró una correlación negativa con los hidrocarburos totales de petróleo ($r = -0.6982$; $p = 0.0116$).

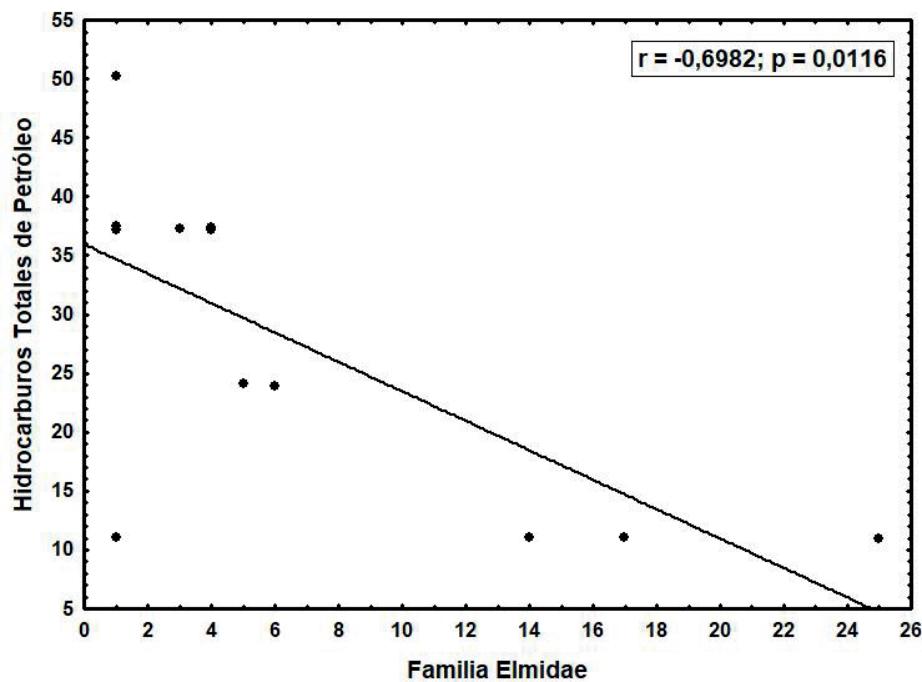


Figura 2. Relación de hidrocarburos totales de petróleo con la familia *Elmidae* (Coleoptera) durante todo el estudio.

El análisis de correlación de Spearman entre los índices bióticos y las variables ambientales registradas durante todo el estudio determinó una correlación negativa entre el índice SIGNAL2 y los hidrocarburos totales de petróleo ($r = -0.5886$; $p = 0.0040$), como se indica en la **Figura 3**.



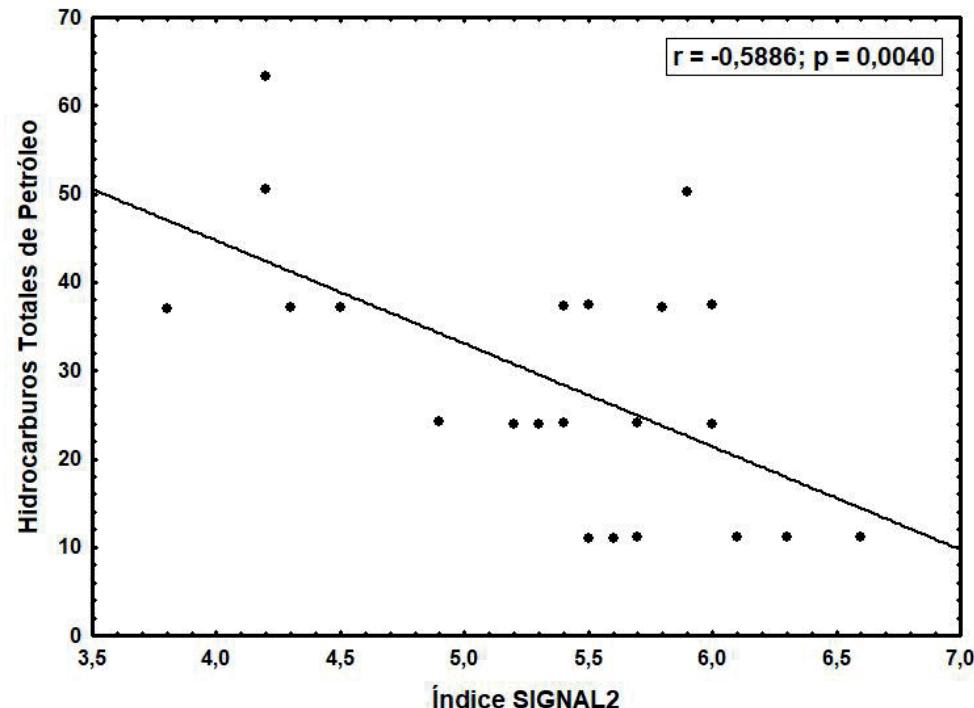


Figura 3. Relación de hidrocarburos totales de petróleo con el índice SIGNAL2 durante todo el estudio.

3.4 Análisis MRPP, IV y NMDS

El análisis de agrupación MRPP determinó una diferencia entre las comunidades de macroinvertebrados de estaciones de referencia e impactadas del año 2011, y entre las comunidades de macroinvertebrados de estaciones de referencia año 2011 y puntos impactados año 2012 ($A = 0.08$, $p = 0.02$). El análisis del método IV estableció especies que son indicadoras de estaciones de referencia del año 2011 (*Helicopsychidae*, $p = 0.02$; *Chironomidae*, $p = 0.0002$), y una especie indicadora de estación impactada del año 2012 (*Leptophlebiidae*, $p = 0.0006$).

El análisis de ordenación NMDS sugirió usar tres dimensiones. El eje uno separa las comunidades de macroinvertebrados de las estaciones de referencia del año 2011 y las comunidades de macroinvertebrados de las estaciones impactadas del año 2011 y las comunidades del año 2012, donde la alcalinidad ($r = 0.42$) es la variable que explica de mejor manera esta ordenación. Hidrocarburos totales de petróleo ($r = 0.45$) es la variable que mejor se relaciona con el eje dos, y temperatura ($r = 0.53$) se relaciona de mejor manera con el eje 3, como se indica en las **Figuras 4, 5 y 6**.



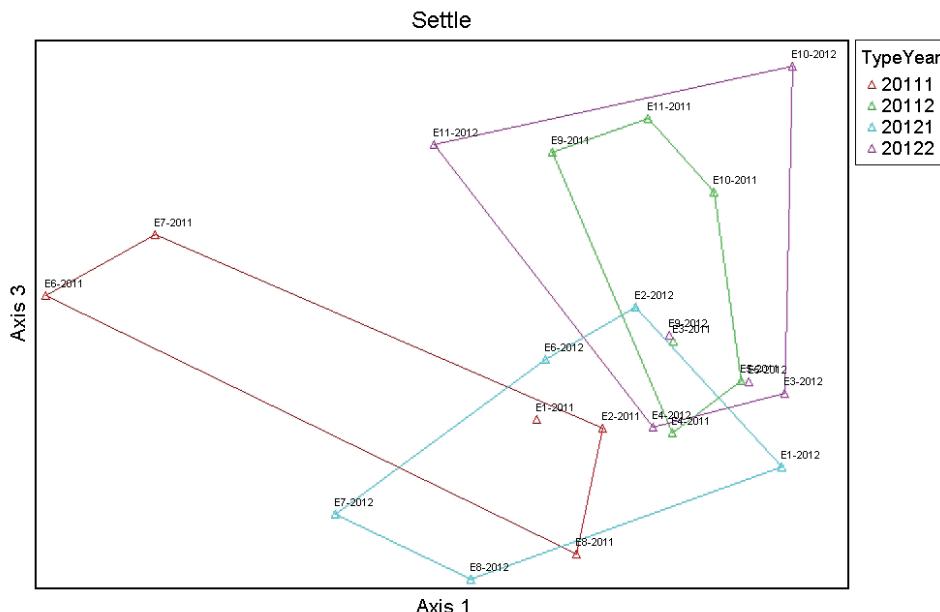


Figura 4. Análisis de ordenación NMDS entre las comunidades de macroinvertebrados de las estaciones de referencia e impactadas durante todo el estudio. El eje uno se relaciona con CaCO_3 ($r = 0.42$).

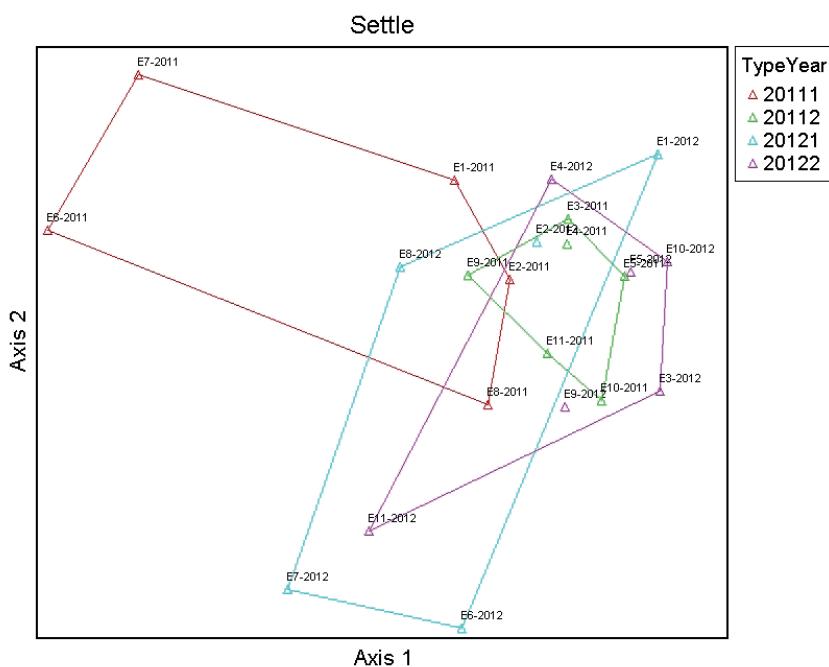


Figura 5. Análisis de ordenación NMDS entre las comunidades de macroinvertebrados de las estaciones de referencia e impactadas durante todo el estudio. El eje dos se relaciona con HTP ($r = 0.45$).



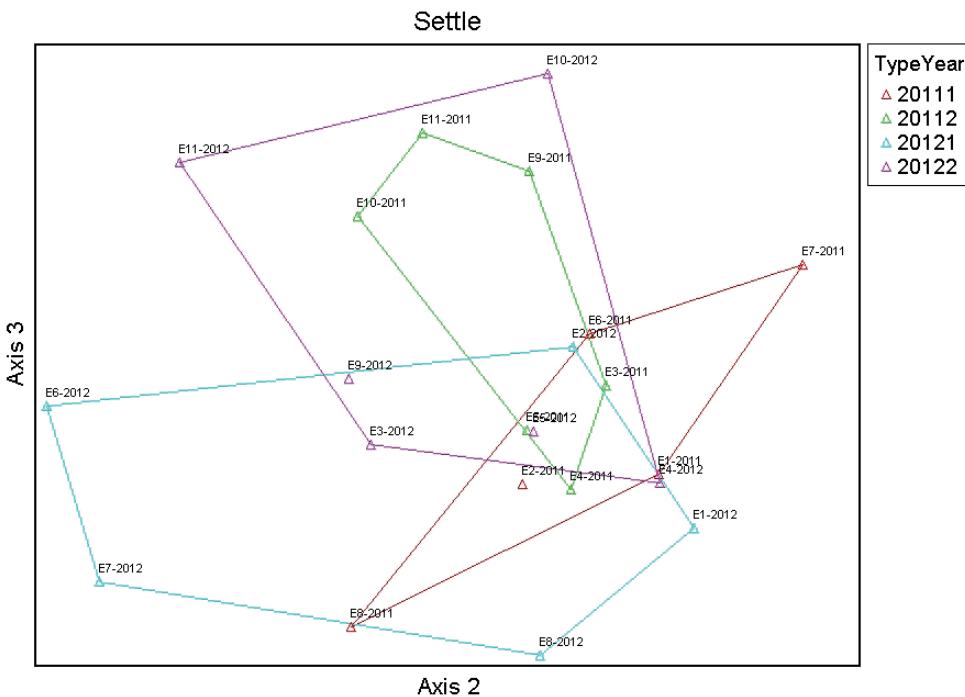


Figura 6. Análisis de ordenación NMDS entre las comunidades de macroinvertebrados de las estaciones de referencia e impactadas durante todo el estudio. El eje tres se relaciona con temperatura ($r = 0.45$).

4. Discusión

Relativamente pocos estudios describen la composición de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de ríos afectados por derrames de hidrocarburos, particularmente en América del Sur. Las variables ambientales evaluadas, entre ellas los hidrocarburos totales de petróleo, podrían inducir diferentes respuestas en la composición de la fauna acuática a las condiciones ambientales afectadas por la presencia del hidrocarburo en el ecosistema acuático. Esta alteración es compleja debido a factores tales como volumen derramado, composición química del petróleo, impactos previos, condiciones climáticas, morfología e hidráulica del río receptor, y las características ecológicas propias de la biota asociada (Crunkilton y Duchrow, 1990; Masnik *et al.*, 1976; Parker *et al.*, 1976).

La relación inversa entre los taxa EPT y *Trichoptera* con los HTP es consistente con otros estudios que señalan una inmediata reducción en la densidad y riqueza taxonómica de invertebrados tanto de manera temporal como espacial (Barton y Wallace, 1979; Bugbee y Walter, 1973; Rosenberg y Wiens, 1976). Crunkilton y Duchrow (1990) encontraron que las especies de *Ephemeroptera*, *Plecoptera* y *Trichoptera* estuvieron ausentes nueve meses después de un derrame de 1.5 millones de litros de crudo doméstico sobre el río Asher, Estados Unidos. En nuestros





resultados se observó un incremento en el número de *Ephemeroptera* en los sitios impactados, lo cual pudiera explicarse por las diferencias en la composición específica de ese grupo biológico. Además de eso, podrían sugerir una mayor capacidad de recuperación de este tipo de organismos en los trópicos.

Poulton *et al.* (1997) determinaron que los grupos de macroinvertebrados de aguas de río más severamente afectados fueron los taxones *Trichoptera* y *Ephemeroptera*, año y medio después de un derrame de 3.3 millones de litros de crudo sobre un río grande en Misuri, Estados Unidos. Lytle y Peckarsky (2001) reportaron una reducción del 50 % en la riqueza de taxones sensibles a hidrocarburos al menos cinco kilómetros río abajo del derrame de 26 500 litros de diésel sobre un tributario del río Cayuga, Estados Unidos, después de 15 meses de ocurrido el derrame. A pesar de que en nuestro estudio se encontró una relación negativa entre el taxa *Trichoptera* y los HTP, la abundancia de este grupo en las estaciones de referencia fue muy baja, y la disminución de su abundancia en el río Coca con respecto al Quijos puede deberse a cualquier otro factor.

A pesar de que se encontró una relación negativa entre la familia *Elmidae* y los HTP, la abundancia de este grupo en las estaciones de referencia fue muy baja y, por tanto, puede ser otro factor diferente a los HTP el responsable de esa correlación.

La relación inversa entre el índice SIGNAL2 con los HTP no ha sido reportada en otros estudios. Sin embargo, Smith *et al.* (2010) determinaron la recuperación de las comunidades de macroinvertebrados de un río urbano en Wiltshire, Reino Unido, afectado por un derrame de 9 800 litros de diésel, mediante el uso del índice BMWP. A pesar de que el índice BMWP fue diseñado para contaminación orgánica (Hawkes, 1997), su coincidencia con datos de contaminación por hidrocarburos pudo deberse a la disminución general de la biodiversidad.

No obstante, las diferencias entre las comunidades de macroinvertebrados de estaciones de referencia e impactadas del año 2011, y entre las comunidades de estaciones de referencia año 2011 y puntos impactados año 2012 podrían indicar que las agrupaciones de fauna acuática son distintas debido a diferencias en el orden del río (Vannote *et al.*, 1980).

Las ordenaciones NMDS de las comunidades de macroinvertebrados en las diferentes dimensiones, agrupadas de acuerdo con las variables tipos de estaciones (referencia e impactada) y relacionadas con CaCO₃, HTP y temperatura no han sido registradas en otros estudios. Sin embargo, Vinson *et al.* (2008) reportaron que las ordenaciones NMDS de macroinvertebrados de un humedal en Gabón, impactado por actividades de extracción de petróleo desde la década del 50, no se agruparon de acuerdo con la contaminación del sitio, sino con la variable de permanencia del agua. A pesar de que los ríos Santa Rosa, Quijos y Coca son permanentes, el análisis NMDS funcionó al ordenar las comunidades de macroinvertebrados con el eje dos que se relaciona con HTP.





5. Conclusiones

En general, el presente estudio sugiere que la comunidad de macroinvertebrados de los ríos Santa Rosa, Quijos, y Coca, aún después de 31 meses de ocurrido el derrame de hidrocarburo, no se ha recuperado de manera completa, de acuerdo con las correlaciones negativas entre los HTP y los taxa *EPT*, *Trichoptera* y *Elmidae*, y el índice SIGNAL2, exhibidos durante todo el estudio. No obstante, la heterogeneidad espacial y temporal en las comunidades de macroinvertebrados de todas las estaciones de muestreo sugiere que factores distintos a los HTP pudieron ser responsables de su variada composición.

Se recomienda la realización de monitoreos de ríos afectados por derrames de hidrocarburos haciendo uso de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos, desde el comienzo del derrame hasta un mínimo de cinco años después de haber culminado las acciones de remediación ambiental. Se espera, de esta forma, comprender de mejor manera el proceso de recuperación del ecosistema fluvial. Adicionalmente a esto, se sugiere evaluar el impacto en estas comunidades bióticas, por los métodos de remediación aplicados en regiones tropicales.

Finalmente, futuros estudios podrían determinar el comportamiento del petróleo y los efectos letales y subletales de sus principales componentes tanto *in situ* como en condiciones de laboratorio, hasta el nivel taxonómico de especie, en especial para los taxones sensibles a los bajos niveles de HTP reportados en esta investigación.

6. Agradecimientos

Este estudio fue financiado por el Centro de Investigación Científica y Tecnológica (CICYT) de la Escuela Superior Politécnica del Litoral (ESPOL) (proyecto semilla con código PTMA-10-009). Los análisis químicos y biológicos fueron realizados en el laboratorio de medio ambiente y en el laboratorio de aguas de la Facultad de Ciencias Naturales y Matemáticas (FCNM), y en el laboratorio de bentos de la Facultad de Ingeniería Marítima, Ciencias Biológicas, Oceánicas y Recursos Naturales (FIMCBOR), de ESPOL, respectivamente. Agradecemos al doctor José Marín y a la doctora Mariela González, por los análisis estadísticos, y a la doctora María Fernanda Calderón, por la elaboración del mapa del área de estudio. Finalmente, agradecemos a la Revista y a las personas revisoras anónimas por sus valiosos comentarios que enriquecieron la versión final del manuscrito.

7. Referencias

- Alemán, M. Á., Branch, E. I., Bermeo, R., SA, O. E., Mendizábal, A., & Loon, W. (2010). Successful Social Environmental Management Model, Implemented in Ecuador to Overcome Impacts From a Heavy Crude Oil Spill. *2010 8th International Pipeline Conference* (pp. 149-158). American Society of Mechanical Engineers. <https://doi.org/10.1115/IPC2010-31179>
- American Public Health Association [APHA]. (2005). *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. 21st ed. American Public Health Association, Washington DC, 1220p.





- Araújo, C. V., Moreira-Santos, M., Sousa, J. P., Ochoa-Herrera, V., Encalada, A. C., & Ribeiro, R. (2014). Contaminants as habitat disturbers: PAH-driven drift by Andean paramo stream insects. *Ecotoxicology and environmental safety*, 108, 89-94. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2014.06.034>
- Barton, D. R., & Wallace, R. R. (1979). The effects of an experimental spillage of oil sands tailings sludge on benthic invertebrates. *Environmental Pollution* (1970), 18(4), 305-312. [https://doi.org/10.1016/0013-9327\(79\)90025-9](https://doi.org/10.1016/0013-9327(79)90025-9)
- Bugbee, S. L., & Walter, C. M. (1973). The response of macroinvertebrates to gasoline pollution in a mountain stream. *International Oil Spill Conference* (Vol. 1973, No. 1, pp. 725-731). American Petroleum Institute. <https://doi.org/10.7901/2169-3358-1973-1-725>
- Couceiro, S. R., Hamada, N., Ferreira, R. L., Forsberg, B. R., & Da silva, J. O. (2007). Domestic sewage and oil spills in streams: effects on edaphic invertebrates in flooded forest, Manaus, Amazonas, Brazil. *Water, air, and soil pollution*, 180(1-4), 249-259. <https://doi.org/10.1007/s11270-006-9267-y>
- Cueva Sánchez, M. G. (2013). *Efectos del derrame de petróleo sobre la dinámica ecológica de las comunidades zooplanctónicas de la laguna de Papallacta* (Bachelor's thesis). Universidad Internacional del Ecuador. Recuperado de <http://repositorio.uide.edu.ec/bitstream/37000/298/1/T-UI-DE-0277.pdf>
- Crunkilton, R. L., & Duchrow, R. M. (1990). Impact of a massive crude oil spill on the invertebrate fauna of a Missouri Ozark stream. *Environmental Pollution*, 63(1), 13-31. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(90\)90100-Q](https://doi.org/10.1016/0269-7491(90)90100-Q)
- De Pauw, N., & Vanhooren, G. (1983). Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia*, 100(1), 153-168. <https://doi.org/10.1007/BF00027428>
- Domínguez, E., & Fernández, H. R. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos: Sistematica y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina, 656.
- Dufrêne, M., & Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological monographs*, 67(3), 345-366. [https://doi.org/10.1890/0012-9615\(1997\)067\[0345:SAAIST\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9615(1997)067[0345:SAAIST]2.0.CO;2) <https://doi.org/10.2307/2963459>
- Faith, D. P., Minchin, P. R., & Belbin, L. (1987). Compositional dissimilarity as a robust measure of ecological distance. *Vegetatio*, 69(1-3), 57-68. <https://doi.org/10.1007/BF00038687>
- Harrel, R. C. (1985). Effects of a crude oil spill on water quality and macrobenthos of a southeast Texas stream. *Hydrobiologia*, 124(3), 223-228. <https://doi.org/10.1007/BF00015238>
- Hawkes, H. A. (1998). Origin and development of the biological monitoring working party score system. *Water Research*, 32(3), 964-968. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00275-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00275-3)





- Lytle, D. A., & Peckarsky, B. L. (2001). Spatial and temporal impacts of a diesel fuel spill on stream invertebrates. *Freshwater Biology*, 46(5), 693-704. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2001.00695.x>
- Masnik, M. T., Stauffer, J. R., Hocutt, C. H., & Wilson, J. H. (1976). The effects of an oil spill on the macroinvertebrates and fish in a small southwestern Virginia creek. *Journal of Environmental Science & Health Part A*, 11(4-5), 281-296. <https://doi.org/10.1080/10934527609385771>
- Mendizábal, A., Samaniego, R., & Aleman, M. A. (2012). Three years later—conclusion of a successful social-environmental management model to overcome the impacts of a heavy crude oil spill. *2012 9th International Pipeline Conference* (pp. 263-274). American Society of Mechanical Engineers. <https://doi.org/10.1115/IPC2012-90009>
- Molina Santos, M. G. (2013). *Efectos del derrame de petróleo sobre la comunidad Fitoplanctónica de la laguna de Papallacta y sus principales afluentes* (Tesis de bachillerato) UIDE, Quito. Recuperado de <http://repositorio.uide.edu.ec/bitstream/37000/301/1/T-UIDE-0280.pdf>
- Ort, M. P., Finger, S. E., & Jones, J. R. (1995). Toxicity of crude oil to the mayfly, Hexagenia bilineata (Ephemeroptera: Ephemeridae). *Environmental Pollution*, 90(1), 105-110. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)00085-R](https://doi.org/10.1016/0269-7491(94)00085-R)
- Parker, B. L., Brammer, J. D., Whalon, M. E., & Berry, W. O. (1976). Chronic oil contamination and aquatic organisms with emphasis on Diptera: status and bibliography. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 12(2), 291-305. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1976.tb02680.x>
- Paumen, M. L., Borgman, E., Kraak, M. H., Van Gestel, C. A., & Admiraal, W. (2008). Life cycle responses of the midge Chironomus riparius to polycyclic aromatic compound exposure. *Environmental pollution*, 152(1), 225-232. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.04.027>
- Pettigrove, V., & Hoffmann, A. (2005). Effects of long-chain hydrocarbon-polluted sediment on freshwater macroinvertebrates. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 24(10), 2500-2508. <https://doi.org/10.1897/05-018R.1>
- Poulton, B. C., Finger, S. E., & Humphrey, S. A. (1997). Effects of a crude oil spill on the benthic invertebrate community in the Gasconade River, Missouri. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 33(3), 268-276. <https://doi.org/10.1007/s002449900253>
- Roldán, G. (1988). *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Universidad de Antioquia, Fondo FEN, Medellín.
- Rosenberg, D. M., & Wiens, A. P. (1976). Community and species responses of Chironomidae (Diptera) to contamination of fresh waters by crude oil and petroleum products, with special





reference to the Trail River, Northwest Territories. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 33(9), 1955-1963. <https://doi.org/10.1139/f76-249>

Smith, P., Snook, D., Muscutt, A., & Smith, A. (2010). Effects of a diesel spill on freshwater macroinvertebrates in two urban watercourses, Wiltshire, UK. *Water and Environment Journal*, 24(4), 249-260. <https://doi.org/10.1111/j.1747-6593.2009.00168.x>

Strahler, A. N. (1957). Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 38(6), 913-920. <https://doi.org/10.1029/TR038i006p00913>

Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., & Cushing, C. E. (1980). The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37(1), 130-137. <https://doi.org/10.1139/f80-017>

Vinson, M. R., Dinger, E. C., Kotynek, J., & Dethier, M. (2008). Effects of oil pollution on aquatic macroinvertebrate assemblages in Gabon wetlands. *African Journal of Aquatic Science*, 33(3), 261-268. <https://doi.org/10.2989/AJAS.2008.33.3.9.621>

Zar, J. H. (1996). *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall International. Inc., London.





8. Apéndices

Apéndice 1. Índices bióticos calculados para cada estación de muestreo para el año 2011

Código de estación	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11
Medidas de abundancia											
N.º de individuos	22	50	19	94	39	257	393	185	1098	386	740
Medidas de riqueza de taxa											
Número de taxa	6	6	5	6	6	13	17	7	10	10	12
N.º EPT taxa	4	4	4	4	4	6	7	4	6	5	8
N.º Ephemeroptera taxa	3	3	3	3	3	2	2	3	3	3	3
N.º Trichoptera taxa	1	0	0	0	0	4	4	1	2	1	4
N.º Diptera Taxa	1	2	0	2	0	5	5	2	3	3	2
Medidas de composición											
%EPT	73	90	95	98	95	68	43	69	99	96	98
% Ephemeroptera	68	86	84	87	92	47	32	68	96	87	94
% Trichoptera	5	0	0	0	0	21	10	1	1	5	3
% Diptera	23	10	0	2	0	31	54	29	1	3	1
% Chironomidae	23	6	0	0	0	26	50	26	1	1	1
Medidas de tolerancia											
BMWP	17.9	30.4	26.7	26.7	33.1	39.2	46.9	24.3	37.0	43.4	50.1
BMWP-ASPT	6.0	7.6	8.9	8.9	6.6	4.4	5.2	6.1	6.2	6.2	7.2
IBMWP	16	36	24	38	37	58	69	39	46	51	52
IBMWP-ASPT	5.3	7.2	8	7.6	7.4	5.3	5.8	6.5	6.6	6.4	6.5
BMWPCR	25	40	28	42	40	71	92	43	65	60	78
BMWPCR-ASPT	5	6.7	7	7	6.7	5.5	5.8	6.1	6.5	6	6.5
BMWPTHAI	16	26	24	24	35	38	51	21	40	45	46
BMWPTHAI-ASPT	5.3	6.5	8.0	8.0	7.0	4.8	5.1	5.3	5.7	5.6	5.8
BMWPCol	33	45	33	47	49	75	101	48	75	72	90
BMWPCol-ASPT	6.6	7.5	8.3	7.8	8.2	6.8	6.7	6.9	7.5	7.2	7.5
NEPBIOS	25	25	24	24	32	66	78	23	53	53	60
NEPBIOS-ASPT	6.3	6.3	8.0	8.0	8.0	6.6	7.1	5.8	6.6	6.6	6.7
SASS5	32	59	42	63	56	86	107	55	84	92	93
SASS-ASPT	8.0	9.8	10.5	10.5	9.3	7.8	8.2	9.2	9.3	9.2	9.3
SIGNAL2 score (abundancia)	3.8	4.2	4.2	5.2	4.5	5.3	5.9	5.4	5.7	5.8	5.4
SIGNAL2 score (no abundancia)	6.0	7.2	7.7	7.6	7.0	5.5	6.3	7.0	6.9	6.8	6.8





Apéndice 2. Índices bióticos calculados para cada estación de muestreo para el año 2012

Código de estación	E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	E9	E10	E11
Medidas de abundancia											
N.º de individuos	22	50	19	94	39	257	393	185	1098	386	740
Medidas de riqueza de taxa											
Número de taxa	6	5	9	6	5	18	16	7	8	13	13
N.º EPT taxa	4	5	5	4	4	10	10	4	6	8	9
N.º Ephemeroptera taxa	3	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3
N.º Trichoptera taxa	1	1	1	0	0	6	6	1	2	4	5
N.º Diptera Taxa	0	0	3	1	0	5	3	3	1	1	3
Medidas de composición											
%EPT	82	100	89	88	88	57	62	47	95	92	96
% Ephemeroptera	73	65	83	76	63	41	33	33	90	71	70
% Trichoptera	9	12	1	0	0	15	25	7	4	9	23
% Diptera	0	0	4	6	0	31	26	53	1	0	4
% Chironomidae	0	0	2	6	0	1	5	7	0	0	2
Medidas de tolerancia											
BMWP	25.1	33.3	47.7	30.4	33.1	61.4	57.9	21.5	39.7	44.0	57.9
BMWP-ASPT	8.4	8.3	6.8	7.6	8.3	6.1	6.4	5.4	7.9	7.3	6.4
IBMWP	24	29	56	26	29	84	75	31	52	41	75
IBMWP-ASPT	8	7.3	7	6.5	7.3	6	6.8	6.2	7.4	5.9	6.8
BMWPCR	40	33	59	35	33	106	102	46	56	77	81
BMWPCR-ASPT	6.7	6.6	6.6	5.8	6.6	5.9	6.4	6.6	7.0	5.9	6.2
BMWPTHAI	29	29	46	26	29	62	61	21	34	43	57
BMWPTHAI-ASPT	7.3	7.3	6.6	6.5	7.3	5.6	6.1	5.3	6.8	6.1	6.3
BMWPCol	48	40	69	40	39	120	112	48	63	95	97
BMWPCol-ASPT	8.0	8.0	7.7	6.7	7.8	7.1	7	6.9	7.9	7.3	7.5
NEPBIOS	27	30	45	25	32	77	77	33	38	67	62
NEPBIOS-ASPT	6.8	7.5	6.4	6.3	8	7.0	7.0	6.6	7.6	7.4	6.9
SASS5	52	54	72	56	50	111	116	55	77	83	96
SASS-ASPT	10.4	10.8	9.0	9.3	10.0	7.9	8.9	9.2	11.0	9.2	8.7
SIGNAL2 score (abundancia)	4.3	5.5	6.0	4.9	6.0	6.1	6.3	6.6	5.5	5.6	5.7
SIGNAL2 score (no abundancia)	5.8	7.3	6.9	5.8	7.5	6.2	6.6	6.8	7.9	6.3	6.8





Apéndice 3. Valores de tolerancia de taxa para el año 2011

	Métodos de zonas templadas			Métodos de zonas tropicales				
	BMWWP (revised)	IBMWWP	BMWWP/ COL	SASS5	NEPBIOS	BMWWP/ CR	BMWWP- THAI	SIGNAL2
Coleoptera								
Elmidae	6,4	5	6	8	8	5	5	7
Diptera								
Chironomidae	3,7	2	2	2	1	2	2	3
Empididae		4	4	6		4		5
Tipulidae		5	3	5	7	4	5	5
Blepharoceridae		10	10	15		10		10
Simuliidae		5	8	5	7	4	5	5
Ephemeroptera								
Baetidae	5,3	4	7	12	7	5	4	5
Leptohyphidae			7	9		5		
Leptophlebiidae	8,9	10	9	9	7	8	10	8
Lepidoptera								
Pyralidae			5	12		5		3
Odonata								
Gomphidae		8	10	6		7	6	5
Plecoptera								
Perlidae	12,5	10	10	12	10	10	10	10
Trichoptera								
Hydropsychidae	6,6	5	7	12	6	5	5	6
Hydroptilidae	6,7	6	8	6	6	6	6	4
Hydrobiosidae			9		8	10		8
Xiphocentronidae			9			6		
Helicopsychidae			8		10	5		8
Glossosomatidae		8	7			8		9
Amphipoda	4,5	6		13	7	7		3
Arachnoidea								
Megaloptera								
Corydalidae			6	8	7	6	4	7
Oligochaeta	3,5	1		1		1	1	2





Apéndice 4. Valores de tolerancia de taxa para el año 2012

	Métodos de zonas templadas			Métodos de zonas tropicales				SIGNAL2
	BMWWP (revised)	IBMWWP	BMWWP/ COL	SASS5	NEPBIOS	BMWWP/ CR	BMWWP- THAI	
Coleoptera								
Elmidae	6.4	5	6	8	8	5	5	7
Staphylinidae			6			4		3
Psephenidae			10	10	8	7	5	6
Diptera								
Chironomidae	3.7	2	2	2	1	2	2	3
Dolichopodidae		4	4			4		3
Empididae		4	4	6		4		5
Tipulidae		5	3	5	7	4	5	5
Blepharoceridae		10	10	15		10		10
Simuliidae		5	8	5	7	4	5	5
Ephemeroptera								
Baetidae	5.3	4	7	12	7	5	4	5
Leptohyphidae			7	9		5		
Leptophlebiidae	8.9	10	9	9	7	8	10	8
Hemiptera								
Naucoridae	4.3	3	7	7	4	4	5	2
Lepidoptera								
Pyralidae			5	12		5		3
Plecoptera								
Perlidae	12.5	10	10	12	10	10	10	10
Trichoptera								
Hydropsychidae	6.6	5	7	12	6	5	5	6
Hydroptilidae	6.7	6	8	6	6	6	6	4
Odontoceridae	10.9	10	10		5	10	10	7
Hydrobiosidae			9		8	10		8
Xiphocentronidae			9			6		
Helicopsychidae			8		10	5		8
Glossosomatidae		8	7			8		9
Oligochaeta	3.5	1		1		1	1	2

