ESCUELA SUPERIOR POLITÉCNICA DEL LITORAL

FACULTAD DE CIENCIAS NATURALES Y MATEMÁTICAS

Departamento de Ciencias Químicas y Ambientales

"DESARROLLO DE UNA HERRAMIENTA DE BIOMONITOREO Y EVALUACIÓN DEL ESTADO DE RECUPERACIÓN ECOLÓGICA DE RÍOS CONTAMINADOS POR HIDROCARBUROS"

Tesis de Grado previa a la obtención del Título de:

MAGÍSTER EN CIENCIAS AMBIENTALES

Presentado por

Wilson Roberto Lafuente Díaz

Director:

Luis Elvin Dominguez Granda

Guayaquil – Ecuador

2013

AGRADECIMIENTO

Gracias al Altísimo por darme la oportunidad de vivir esta enriquecedora y apasionante experiencia de investigación científica, por darme la fuerza de voluntad necesaria para superar los obstáculos y el valor y coraje para enfrentar los temores. Por seguir a mi lado e iluminar mi camino, de nuevo me demostraste lo grande que eres y que estas por encima de todas las cosas. La Gloria es tuya.

A los miembros de mi familia por sus constantes palabras de aliento, no solo en esta etapa de mi vida sino en todo momento de mi existencia. Espero que con este trabajo los haya honrado.

De manera muy especial a Luis Dominguez, con mucho orgullo mi primer Director de Tesis, que sabiendo de mis muchas desventajas y debilidades, aceptó el reto de sacar adelante esta investigación. Con su invalorable conocimiento y la humildad que caracteriza a todo investigador, supo guiarme en los momentos adecuados. Espero seguir teniendo el honor de contar con su sabiduría.

De igual forma a Gabriela, Christian, y mi Papá, por su invaluable apoyo tanto en el trabajo de laboratorio como de campo, aquellos únicos momentos vividos en los viajes al oriente los llevaré siempre en mi corazón.

A los miembros del Centro de Investigación Científica y Tecnológica de ESPOL por el financiamiento que hizo posible la elaboración del presente trabajo, de igual forma a la Embajada de Bélgica cuya beca me permitió estudiar el curso de postgrado cuyo fruto es esta investigación. A los profesores, compañeros y amigos que hice durante esos dos años de estudio, en especial al grupo de gestión, un verdadero equipo multidisciplinario que supo trabajar en equipo gracias al profesionalismo y capacidad de sus miembros.

Y finalmente a mi amada rosa, ninguna frase de agradecimiento puede transmitir lo que ha sido para mí sentir tu amor y compañerismo no solo en los momentos de sacrificio que permitieron que alcancemos esto, sino desde aquel día en que Dios nos puso en el mismo camino.

DEDICATORIA

A Madelayne, mi hija.

TRIBUNAL DE GRADUACIÓN

Ph.D. David Matamoros C.
DIRECTOR DEL ICQA

Ph.D. Paola Almeida
COORDINADORA DE LA MAESTRÍA

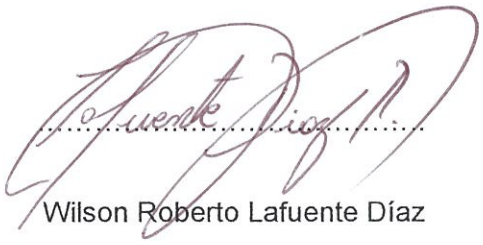
Ph.D. Luis Domínguez G.
DIRECTOR DE TESIS

M.Sc. Olga González S.
VOCAL PRINCIPAL

DECLARACIÓN EXPRESA

"La responsabilidad del contenido de este Trabajo final de graduación de Grado, me corresponde exclusivamente; y el patrimonio intelectual de la misma a la Escuela Superior Politécnica del Litoral"

(Artículo 12 del Reglamento de Graduación de la ESPOL.)



Wilson Roberto Lafuente Díaz

RESUMEN

Objetivo General

El presente estudio intentará evaluar el uso de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos como indicadores del nivel de recuperación ecológica de ríos que han sido restaurados luego de un evento de derrame de hidrocarburos. Para esto, se ha escogido como caso de estudio el evento acontecido en el río Santa Rosa (cantón El Chaco, provincia de Napo), el cual recibió un derrame de 11200 barriles de petróleo ocurrido el 25 de febrero del 2009 y restaurado mediante técnicas tradicionalmente empleadas de recuperación ambiental que terminaron en un tiempo de 7 meses.

Contenido de los capítulos

El capítulo I revisa los derrames de hidrocarburos ocurridos en ríos Ecuatorianos en las últimas décadas, la química de los hidrocarburos y su comportamiento en un cuerpo de agua, y el impacto de los derrames de hidrocarburos en los ecosistemas fluviales. Adicionalmente se describe brevemente las técnicas de remediación de derrames de petróleo en ecosistemas fluviales, su consideración en la legislación actual, y el concepto e importancia de la recuperación ecológica en los ecosistemas acuáticos. Al final del capítulo, se consideran los métodos de bio-evaluación como herramienta de monitoreo ambiental, las potencialidades del uso de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos como métodos de evaluación ecológica y su uso en monitoreo de ríos contaminados por petróleo.

La primera parte del capítulo II describe el área de estudio y el procedimiento de colección de información ambiental y biológica asi como los procedimientos de análisis. Además, se presentan dos bases de datos colectadas en 11 estaciones de muestreo de los ríos Santa Rosa y Quijos durante los meses de septiembre 2011 y enero 2012. Algunos parámetros fisicoquímicos del agua del río fueron medidos in situ mediante electrodos portátiles, mientras que otros parámetros fueron analizados en laboratorio. Adicionalmente se llevó a cabo una evaluación de hábitat de cada sitio haciendo uso de una metodología estandarizada propuesta por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos de Norteamérica (US-EPA). Las muestras de macroinvertebrados bentónicos fueron colectadas utilizando una red D y posteriormente procesadas en laboratorio con la finalidad de identificar los diferentes taxones a nivel de familia. La segunda parte de este capítulo describe las técnicas que serán aplicadas para el análisis de la información ambiental y biológica.

El capítulo III contiene los resultados de las medidas de parámetros fisicoquímicos y biológicos obtenidos en los meses de septiembre 2011 y enero 2012. Se presentan correlaciones entre: Variables ambientales, variables ambientales y fauna acuática, índices bióticos y variables ambientales, y fauna acuática y variables de hábitat. Además, se explora la estructura de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos que habitan los ríos investigados. Al final del capítulo se describe el desempeño de los índices biológicos y la evaluación de la calidad del hábitat como herramientas de monitoreo y evaluación en el área de estudio. Al final del documento proporciona una discusión general y recomendaciones para posteriores investigaciones.

ÍNDICE GENERAL

RESUMEN……7

ÍNDICE GENERAL……...9

ABREVIATURAS……14

ÍNDICE DE TABLAS……....15

ÍNDICE DE FIGURAS……...19

INTRODUCCIÓN……...23

CAPÍTULO I

GENERALIDADES……28

1.1. PETRÓLEOS NATURALES……31

1.1.1. CLASIFICACIÓN DE LOS HIDROCARBUROS……...31

1.2. COMPORTAMIENTO DEL PETRÓLEO EN UN CUERPO DE AGUA……34

1.3. TOXICIDAD DEL PETRÓLEO EN LA FAUNA ACUÁTICA……35

1.4. EL IMPACTO DE LOS DERRAMES DE HIDROCARBUROS EN LOS ECOSISTEMAS FLUVIALES……..36

1.5. ACCIONES DE REMEDIACIÓN AMBIENTAL DE DERRAMES DE HIDROCARBUROS……..38

1.5.1. SU CONSIDERACIÓN EN LA LEGISLACIÓN ACTUAL……38

1.5.2. CONCEPTO DE REMEDIACIÓN AMBIENTAL……...39

1.6. TÉCNICAS DE REMÉDIACIÓN DE DERRAMES DE PETRÓLEO EN ECOSISTEMAS FLUVIALES……..…….39
1.6.1. MÉTODOS DE PROTECCIÓN……40
1.6.2. MÉTODOS DE REMOCIÓN……40
1.6.2.a. MÉTODOS MANUALES Y MECÁNICOS……..41
1.6.2.b. QUEMA E INCINERACIÓN……41
1.6.2.c. MÉTODOS DE DISPERSIÓN QUÍMICA Y BIORREMEDIACIÓN……..……...41
1.6.3. MÉTODOS DE RESTAURACIÓN……..43
1.7. RECUPERACIÓN ECOLÓGICA DE ECOSISTEMAS ACUÁTICOS……43
1.7.1. SU CONSIDERACIÓN EN LA LEGISLACIÓN ACTUAL……43
1.7.2. CONCEPTO DE RECUPERACIÓN ECOLÓGICA……...44
1.7.3. IMPORTANCIA DE LA RECUPERACIÓN ECOLÓGICA EN LOS ECOSISTEMAS ACUÁTICOS……..……..45
1.8. MÉTODOS DE EVALUACIÓN BIOLÓGICA COMO HERRAMIENTA DE MONITOREO AMBIENTAL…….……46
1.8.1. PREDOMINANCIA DE LOS MÉTODOS DE EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN ECUADOR……..47
1.9. POTENCIALIDADES DEL USO DE MACROINVERTEBRADOS COMO MÉTODOS DE EVALUACIÓN ECOLÓGICA……...51
1.9.1. USO DE MACROINVERTEBRADOS EN MONITOREO DE RÍOS CONTAMINADOS POR PETRÓLEO……..52
CAPÍTULO II
MATERIALES Y MÉTODOS……56
2.1. DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO……56

2.1.1. ESTACIONES DE MUESTREO……..…….60
2.1.2. USO DE SUELO……63
2.2. MONITOREO DE VARIABLES AMBIENTALES……...64
2.2.1. MEDIDA DE PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS EFECTUADOS EN CAMPO…….64
2.2.1.a. TEMPERATURA, CONDUCTIVIDAD Y OXÍGENO DISUELTO ……64
2.2.1.b. POTENCIAL DE HIDRÓGENO (pH)……..64
2.2.1.c. NITRATO, NITRITO Y ALCALINIDAD……65
2.2.1.d. AMONIO, NITRITO Y FOSFATO……65
2.2.2. MEDIDA DE PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS EFECTUADOS EN LABORATORIO……...65
2.2.3. MEDIDA DE PARÁMETROS BIÓTICOS EFECTUADOS EN CAMPO ……..66
2.2.4. PROCESAMIENTO DE MUESTRAS DE MACROINVERTEBRADOS EN LABORATORIO…….……66
2.2.5. MEDIDA DE HÁBITAT DEL RÍO…….66
2.2.6. CÁLCULO DE LOS ÍNDICES BIÓTICOS E ÍNDICES DE DIVERSIDAD ……67
2.2.6.a. LOS ÍNDICES DE DIVERSIDAD…….67
2.2.6.b. LOS ÍNDICES BIÓTICOS…….68
2.2.7. ANÁLISIS ESTADÍSTICOS……..68
CAPÍTULO III
RESULTADOS……...70
3.1. MEDIDAS DE PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS……..70

3.1.1. PARÁMETROS FISIOQUÍMICOS MEDIDOS DURANTE LA PRIMERA SALIDA DE CAMPO…..…….70
3.1.2. CORRELACIONES ENTRE LAS VARIABLES AMBIENTALES DURANTE LA PRIMERA SALIDA DE CAMPO……74
3.1.3. PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS MEDIDOS DURANTE LA SEGUNDA SALIDA DE CAMPO…….……76
3.1.4. CORRELACIONES ENTRE LAS VARIABLES AMBIENTALES DURANTE LA SEGUNDA SALIDA DE CAMPO...…..……..79
3.2. MEDIDAS DE PARÁMETROS BIOLÓGICOS……..81
3.2.1. COMPOSICIÓN RELATIVA DE MACROINVERTEBRADOS POR ESTACIÓN (PRIMERA SALIDA DE CAMPO)…….……81
3.2.2. ABUNDANCIA DE MACROINVERTEBRADOS POR SITIO DE MUESTREO (PRIMERA SALIDA DE CAMPO)……83
3.2.3. COMPOSICIÓN RELATIVA DE MACROINVERTEBRADOS DEL RÍO QUIJOS (PRIMERA SALIDA DE CAMPO)…….……...84
3.2.4. COMPOSICIÓN RELATIVA DE MACROINVERTEBRADOS DEL RÍO SANTA ROSA (PRIMERA SALIDA DE CAMPO)..……86
3.2.5. COMPOSICIÓN RELATIVA DE MACROINVERTEBRADOS POR ESTACIÓN (SEGUNDA SALIDA DE CAMPO)..……87
3.2.6. ABUNDANCIA DE MACROINVERTEBRADOS POR ESTACIÓN (SEGUNDA SALIDA DE CAMPO)…..…….89
3.2.7. COMPOSICIÓN RELATIVA DE MACROINVERTEBRADOS DEL RÍO QUIJOS (SEGUNDA SALIDA DE CAMPO)…..……..90
3.2.8. COMPOSICIÓN RELATIVA DE MACROINVERTEBRADOS DEL RÍO SANTA ROSA (SEGUNDA SALIDA DE CAMPO)…..……..92

3.2.9. PATRONES ESTACIONALES DE LOS MACROINVERTEBRADOS EN EL RÍO QUIJOS……..…….94
3.2.10. PATRONES ESTACIONALES DE LOS MACROINVERTEBRADOS EN EL RÍO SANTA ROSA…..……97
3.3. CORRELACIONES ENTRE LA FAUNA ACUÁTICA Y LAS VARIABLES AMBIENTALES……..……....99
3.4. DESEMPEÑO DE LOS ÍNDICES BIOLÓGICOS EN LA EVALUACIÓN DE RÍOS CONTAMINADOS POR HIDROCARBUROS…….106
3.4.1. ÍNDICES BIÓTICOS…….....106
3.5. CORRELACIONES ENTRE LOS ÍNDICES BIÓTICOS Y LAS VARIABLES AMBIENTALES..……112
3.6. EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL HÁBITAT DE LAS ESTACIONES DE MUESTREO….……...115
3.7. CORRELACIONES ENTRE LA FAUNA ACUÁTICA Y LAS VARIABLES DE HÁBITAT……117
DISCUSIÓN…….....121
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES…….....141
ANEXOS……143
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFÍCAS...…….151

ABREVIATURAS

ASTP	Average Score Per Taxon
BMWP	Biological Monitoring Working Party
$BMWP^{THAI}$	Biological Monitoring Working Party for Thailand
BMWP/CR	Biological Monitoring Working Party for Costa Rica
BMWP/Col	Biological Monitoring Working Party for Colombia
DBO	Demanda Biológica de Oxígeno
DQO	Demanda Química de Oxígeno
EPT	Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera
IGM	Instituto Geográfico Militar
NEPBIOS	Nepalese Biotic Score
SASS	South African Scoring System
SIGNAL	Stream Invertebrate Grade Number Average Level Biotic Index
TPH	Hidrocarburos Totales de Petróleo

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1. Límites de descarga de efluentes a un cuerpo de agua dulce y sistema de alcantarillado público. Criterios de calidad admisibles para la protección de vida acuática……..49

TABLA 2. Costos referenciales de análisis para aguas residuales…..……50

TABLA 3. Posiciones geográficas de las estaciones de muestreo……..…….62

TABLA 4. Valores de parámetros fisicoquímicos obtenidos en las 11 estaciones de muestreo (primera salida de campo).….....71

TABLA 5. Límites máximos permisibles para la protección de la vida acuática en agua dulce.…….…....74

TABLA 6. Rango de orden de correlación de Spearman calculado entre las variables ambientales (primera salida de campo)..…..……...……75

TABLA 7. Valores de los parámetros fisicoquímicos de las 11 estaciones de muestreo (segunda salida de campo)…….....77

TABLA 8. Rango de orden de correlación de Spearman calculado entre las variables ambientales (segunda salida de campo).……...……...80

TABLA 9. Rango de orden de correlación de Spearman calculado entre las medidas de riqueza de taxones (número de taxones) y las variables ambientales registradas durante todo el estudio.…...……...101

TABLA 10. Rango de orden de correlación de Spearman calculado entre el número de individuos y las variables ambientales registradas durante todo el estudio ……...103

TABLA 11. Rango de orden de correlación de Spearman calculado entre la composición de taxones y las variables ambientales durante el estudio ..……105

TABLA 12. Comparación de los índices bióticos con el mayor y el menor número de taxones…….……..107

TABLA 13. Puntaje del taxón más sensitivo……108

TABLA 14. Clasificación de las clases de calidad de agua utilizadas en el presente estudio……....109

TABLA 15. Resultados de los índices bióticos por estación de muestreo (primera y segunda salida de campo)……..110

TABLA 16. Rango de orden de correlación de Spearman calculado entre los índices bióticos e índices de diversidad con las variables ambientales durante la primera salida de campo...……..…….113

TABLA 17. Rango de orden de correlación de Spearman calculado entre los índices bióticos e índices de diversidad con las variables ambientales durante la segunda salida de campo…..…..……..114

TABLA 18. Tabla 18. Variables de hábitat y valores utilizados en la evaluación de hábitat de los sitios de muestreo…….……116

TABLA 19. Rango de orden de correlación de Spearman calculado entre la riqueza de taxones y las variables de hábitat registrado durante todo el estudio ……117

TABLA 20. Rango de orden de correlación de Spearman calculado entre la abundancia de individuos y las variables de hábitat registrado durante todo el estudio……..…….....119

TABLA 21. Rango de orden de correlación de Spearman calculado entre la composición de taxones y las variables de hábitat registradas durante todo el estudio……..…….120

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1. Subcuenca del río Coca con los ríos Quijos y Santa Rosa……....57

FIGURA 2. Precipitación mensual de los últimos 5 años en Estación Meteorológica Papallacta…….…..58

FIGURA 3. Precipitación mensual de los últimos 5 años en Estación Meteorológica Sardinas…….58

FIGURA 4. Caudal mensual de los últimos 10 años en Estación Hidrológica Quijos en Baeza…...……...59

FIGURA 5. Caudal mensual de los últimos 10 años en Estación Hidrológica Quijos DJ Oyacachi…..…….……..59

FIGURA 6. Estaciones de muestreo de los ríos Quijos y Santa Rosa.…….60

FIGURA 7. Uso de suelo en la microcuenca del río Santa rosa……....63

FIGURA 8. Relación entre la temperatura y el oxígeno disuelto (primera salida de campo)...…...…….76

FIGURA 9. Relación entre el orden del rio y la alcalinidad (segunda salida de campo)…….…….81

FIGURA 10. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de orden (primera salida de campo)……..……82

FIGURA 11. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de familia (primera salida de campo)….……83

FIGURA 12. Abundancia de macroinvertebrados por estación (primera salida de campo)…..…….84

FIGURA 13. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de orden del río Quijos (primera salida de campo)..……85

FIGURA 14. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de familia del río Quijos (primera salida de campo)……..……85

FIGURA 15. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de orden del río Santa Rosa (primera salida de campo)……...…….86

FIGURA 16. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de familia del río Santa Rosa (primera salida de campo)……..……..87

FIGURA 17. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de orden (segunda salida de campo).…….……88

FIGURA 18. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de familia (segunda salida de campo)...……..……89

FIGURA 19. Abundancia de macroinvertebrados por estación (segunda salida de campo)……..…….....90

FIGURA 20. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de orden del río Quijos (segunda salida de campo).…..……..91

FIGURA 21. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de familia del río Quijos (segunda salida de campo)...…..……..92

FIGURA 22. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de orden del río Santa Rosa (segunda salida de campo).…...……93

FIGURA 23. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de familia del río Santa Rosa (segunda salida de campo)..……94

FIGURA 24. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de orden del río Quijos (primera y segunda salida de campo)…..……95

FIGURA 25. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de familia del río Quijos (primera y segunda salida de campo)…….96

FIGURA 26. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de orden del río Santa Rosa (primera y segunda salida de campo)……..…98

FIGURA 27. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de familia del río Santa Rosa (primera y segunda salida de campo)…..…….99

FIGURA 28. Relación entre taxones EPT y taxón Trichoptera con hidrocarburos totales de petróleo durante todo el estudio…...……..102

FIGURA 29. Relación entre hidrocarburos totales de petróleo y taxón Elmidae durante todo el estudio……..104

INTRODUCCIÓN

Los derrames de hidrocarburos que han afectado aguas continentales señalan que las actividades petroleras constituyen un riesgo ambiental permanente a este tipo de ecosistemas y las comunidades biológicas que dependen de ellas.

En Ecuador, a pesar de que la industria hidrocarburífera ha ejecutado acciones preventivas y correctivas con el fin de disminuir el impacto ambiental en todas sus fases durante las últimas décadas, aun se registran casos de contaminación de sistemas fluviales por este tipo de incidentes.

Si bien es cierto que eventos de esta naturaleza han sido controlados en su momento, iniciándose posteriormente acciones de remediación del medio terrestre y acuático afectado, la efectividad de dichas acciones es predominantemente evaluada en base a análisis físico-químicos del medio físico, sumado a algunos de carácter microbiológico. Sin embargo, dicha estrategia no evalúa directamente los niveles de recuperación

ecológica del ecosistema alcanzados luego de la aplicación de estas medidas, definido como la manera en que un ecosistema subsecuentemente retorna a su condición desestresada o sigue una secuencia de cambios cronológica que coincide con una condición de referencia desestresada.

La presente trabajo busca evaluar el uso de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de los ríos Santa Rosa y Quijos (Provincia de Napo), afectados por un derrame de petróleo ocurrido en febrero del 2009, con la finalidad de evaluar una metodología que pudiera ser utilizada como herramienta de bioevaluación y monitoreo del estado de recuperación ecológica de ríos contaminados por hidrocarburos.

Objetivos

Los objetivos del presente estudio se detallan a continuación:

1. Determinar las comunidades de macroinvertebrados bentónicos presentes en el río en estudio, tanto en tramos afectados por derrames de hidrocarburos (sitios impactados) como en tramos no afectados (sitios considerados de referencia).

2. Evaluar un conjunto básico de parámetros físico-químicos de calidad de agua: temperatura, pH, oxígeno disuelto, conductividad, amonio, nitrato, nitrito, fosforo, demanda química de oxígeno y sólidos suspendidos totales.

3. Determinar los niveles actuales de hidrocarburos totales de petróleo (TPH) presentes en sedimentos del sitio de estudio.

4. Determinar la respuesta de la comunidad de macroinvertebrados a los factores de perturbación por derrames de hidrocarburos, mediante la aplicación de índices bióticos y de diversidad (por ejemplo BMWP, Índice de Diversidad de Shannon-Wiener y otros).

5. Determinar correlaciones significativas entre los diferentes índices y las variables ambientales de interés, mediante el empleo de análisis estadístico (por ejemplo correlaciones, comparaciones de sitio y métodos de exploración gráfica).

6. Evaluar la metodología empleada en el monitoreo y evaluación del nivel de recuperación ecológica de rios afectados por derrames de hidrocarburos basada en el uso de macroinvertebrados bentónicos.

Hipótesis central

Los índices basados en la estructura de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos permiten evaluar el estado de recuperación ecológica de ríos contaminados por hidrocarburos.

Metodología

El presente estudio será desarrollado en la subcuenca del río Coca, localizada en la Provincia de Napo. Los ríos a estudiar dentro de esta subcuenca serán el río Quijos y el río Santa Rosa. Un total de 11 estaciones de muestreo de fácil acceso distribuido en los ríos Quijos (6) y Santa Rosa (5) fueron visitadas durante dos salidas de campo, efectuadas en los meses de septiembre 2011 y enero 2012. Todas las estaciones fueron geo-referenciadas con ayuda de mapas cartográficos de la zona y por medio de un sistema de posicionamiento global (GPS).

Algunos parámetros fisicoquímicos del agua del río fueron medidos in situ mediante electrodos portátiles. Por medio del sistema portable modelo 85 YSI se determinó la temperatura, conductividad y oxígeno disuelto. Con el medidor de pH modelo pH10 YSI se evaluó el potencial de hidrógeno. Con el fotómetro para análisis de agua modelo 9100 YSI se valoró la concentración de nitratos, nitritos y los niveles de alcalinidad, en tanto que con los kits de ensayo colorimétrico Aquaquant se determinó la concentración de amonio, nitrito y fosfato. En laboratorio se analizaron muestras de agua para determinar la demanda química de oxígeno (DQO) y sólidos suspendidos totales (SST), junto con muestras de sedimentos para determinar hidrocarburos totales de petróleo (TPH).

Muestras de macroinvertebrados bentónicos fueron colectadas en tramos de 20 a 30 m de longitud de cada estación de muestreo con ayuda de una red cónica (20x30 cm, 400 µm) instalada en un marco de hierro en forma de D (30x30 cm), disturbando el

substrato del río con el pie en frente de la red abierta contra la corriente, tanto en aguas rápidas como aguas lentas poco profundas (< 0.5 m), por un lapso de 3 minutos. Inmediatamente las muestras fueron almacenadas en un tacho y preservadas con alcohol al 70% para ser llevadas a laboratorio para su posterior análisis. Una vez en laboratorio, las muestras preservadas fueron tamizadas con diferentes ojos de malla (2000, 1000, 750, 500, 350 µm). La fracción retenida en cada tamiz fue gradualmente transferida a una bandeja blanca metálica (30x50 cm) con el fin de separar los macroinvertebrados a nivel de orden y almacenarlos en pequeños frascos con alcohol al 70%. Después de la separación, los macroinvertebrados fueron identificados a nivel de familia con ayuda de un estereomicroscopio y claves taxonómicas disponibles para la región.

Para evaluar el estado del hábitat físico circundante, se utilizaron los Protocolos de Bioevaluación Rápida para Uso en Ríos y Arroyos Vadeables de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (USEPA). Los parámetros a ser evaluados en cada estación de muestreo fueron: Substrato epifaunal, compactación, combinaciones velocidad/profundidad, deposición de sedimento, estatus de flujo del canal, alteración del canal, frecuencia de rápidos, estabilidad de banco, protección vegetativa del banco y ancho de la zona vegetativa ripariana. El presente estudio hará uso de técnicas estadística para el análisis de datos obtenidos.

CAPÍTULO I

GENERALIDADES

Una de las principales fuentes de divisas del Ecuador esta basada en las exportaciones de petróleo, recurso natural no renovable que ha sido un pilar fundamental en el desarrollo de la economía desde la década de los setenta, constituyendo al país en uno de los mayores exportadores de América Latina. La exportación total de crudo que realizó nuestro país en el año 2011 fue de 105.6 millones de barriles los cuales generaron ingresos por US$ FOB 10 314 millones, superando en un 53.9% a los obtenidos en el año 2010, donde se obtuvo un ingreso por US$ FOB 6 699 millones (1).

Su mayor producción proviene de la cuenca oriental ecuatoriana, transportándose a través del Sistema de Oleoducto Transecuatoriano (SOTE) y del Oleoducto para Crudos Pesados (OCP) hasta la costa noroccidental ecuatoriana (Provincia de Esmeraldas), donde finalmente es exportado. El SOTE posee una longitud de 497.7 km, con una capacidad de transporte de 360 000 bpd (barriles por día) de crudo de

23.7°API (2), mientras que los 485 km del OCP trasladan 450 000 bpd de crudo de una gravedad que varía de 18^0 a 24^0 API (3).

Aunque las divisas generadas por la actividad petrolera constituyen el principal motor que impulsa el desarrollo socioeconómico del país, prácticas no adecuadas en la exploración, explotación y transporte de crudo podrían generar efectos adversos en el medio ambiente, tales como la deforestación, la pérdida de biodiversidad, la degradación del suelo y la contaminación de aguas superficiales y subterráneas.

A pesar de que la industria petrolera ha ejecutado acciones preventivas y correctivas con el fin de disminuir el impacto ambiental en todas sus fases, causas operacionales imprevistas, razones naturales o inclusive sabotaje han ocasionado en varias ocasiones derrames de hidrocarburos que han afectado ríos y arroyos durante las últimas décadas. A continuación se describen algunos de estos eventos acontecidos en años pasados en la región:

1. Derrame de petróleo en la laguna de Papallacta (parroquia Papallacta, provincia de Napo) por rotura de un tramo del SOTE, el 8 de abril del 2003. Técnicos de Petroecuador recogieron alrededor de 27 800 barriles de petróleo (4).

2. Deslave que ocasionó la rotura de un tramo del SOTE y cerca de 6 500 barriles de petróleo se derramaron en el río Reventador (cantón El Chaco, Provincia de Napo), el 6 de mayo del 2003 (5).

3. Sabotaje provocó el derrame de 490 barriles de petróleo en el río Cuyabeno Chico o Digoil, el cual se encuentra dentro de la Reserva de Producción Faunística Cuyabeno (provincia de Sucumbíos), el 18 de agosto del 2006 (6).

4. Alud arrasó un tramo del SOTE y del poliducto Shushufindi-Quito, vertiendo unos 4 000 barriles de crudo en el río Quijos (cantón El Chaco, Provincia de Napo), el 28 de febrero del 2008 (7).

5. La rotura de un tramo del OCP por causas naturales provocaron el derrame de 11 200 barriles de crudo en el río Santa Rosa (cantón El Chaco, provincia de Napo), el 25 de febrero del 2009 (8).

6. Un derrame por rebosamiento de los tanques de Fuel Oil Y-T2501/2, ocurrió el 10 de julio del 2010, con una fuga de alrededor de 1 300 barriles, la mayoría de los cuales quedaron entrampados en un cubeto, sin embargo una pequeña parte se escapó por el canal de la calle No. 2, que desemboca en una fosa, la cual comunica con el río Teaone (Provincia de Esmeraldas) (9).

1.1. Petróleos naturales[1]

La mayoría de los petróleos que se extraen de los diferentes campos petrolíferos de la tierra son de naturaleza muy variada, poseen en mayor o menor grado un olor penetrante característico, que es enmascarado a veces por el del sulfuro de hidrógeno o por el de otros compuestos sulfurados.

A pesar de estas diferencias externas, los petróleos se asemejan químicamente unos a otros, pues son esencialmente mezclas de hidrocarburos, es decir, combinaciones de los elementos químicos carbono (C) e hidrógeno (H). El hidrógeno es un elemento monovalente, en cambio, el carbono es generalmente tetravalente. Este último se puede unir consigo mismo, dando lugar a la formación de hidrocarburos sucesivos, llamados “superiores”, en los cuales se lleva a cabo normalmente la saturación de las valencias residuales por el hidrógeno.

1.1.1. Clasificación de los hidrocarburos

Los numerosos compuestos de carbono e hidrógeno que constituyen el petróleo crudo son agrupados, por un lado, en tres familias de hidrocarburos o series homólogas: Parafinas, naftenos y aromáticos. Por otro lado, según el número de átomos de carbono que existen en el compuesto, y también, según el punto de ebullición o volatilidad.

[1] Petróleos naturales esta basado en: Ruf, H., *Breve tecnología del petróleo: exposición de los métodos conducentes a la obtención y transformación de los petróleos naturales en productos comerciales*, Madrid, Tecnos, 1957, 318 p.

La familia de hidrocarburos *normales* límites o parafinas se forma cuando se sitúan los átomos de C unos al lado de otros en forma de cadena (metano, etano). A partir del pentano (homólogo constituido por 5 C) se designan conforme a la numeración griega según el número de átomos de C que exista en la molécula, finalizando sus nombres con la terminación *ano*, por tal razón también se los denomina alcanos. Los miembros de tales series homólogas muestran un comportamiento químico análogo y las diversas propiedades físicas (punto de ebullición, punto de solidificación) varían siempre más o menos uniformemente a medida que aumenta el número de átomos de carbono. Asi, tenemos que las parafinas normales hasta el butano inclusive (C_4) aparecen en estado gaseoso a presión y temperatura normales; desde el pentano (C_5) hasta el hexadecano inclusive son líquidos, y los hidrocarburos parafínicos superiores son cuerpos sólidos en las mencionadas condiciones.

Sin embargo, no solamente existen cadenas carbonadas lineales (normales), sino también cadenas ramificadas, las llamadas isoparafinas (isobutano, isopentano). Existen solamente un metano, un etano y un propano; en cambio, hay dos butanos, tres pentanos, dieciocho octanos, más de cuatro mil pentadecanos y asi sucesivamente. Una de las razones por las que existe tal cantidad de hidrocarburos diferentes estriba en la isomería que presenta. Las propiedades físicas y químicas de los términos superiores de las series homólogas se asemejan de tal forma, que la separación de unos términos de otros se hace sumamente difícil, debiéndose a esta causa el que hasta ahora

no hayan podido aislarse del petróleo más que algunos cientos de hidrocarburos diferentes en estado puro.

Cualquier hidrocarburo, en el que el carbono se encuentre enlazado con átomos de carbono o bien de hidrógeno, se denomina saturado, en contraposición a los no saturados, que se caracterizan por poseer doble enlace. Las parafinas constituyen una familia de hidrocarburos saturados en forma de cadena. Los hidrocarburos no saturados se denominan olefinas, las cuales aparecen raramente en el petróleo bruto o en sus productos de destilación.

Los hidrocarburos en forma de cadena con dos dobles enlaces en la molécula se denominan diolefinas o dienos, los cuales se caracterizan por su particular reactividad. Sin embargo, los átomos de carbono no siempre han de combinarse entre sí en forma de cadenas. Existe además un grupo importante constituido por los llamados hidrocarburos en anillos o cíclicos, cuya variedad saturada se conoce como cicloparafinas o naftenos (ciclopentano, ciclohexano). En el caso de que se substituyan en uno de tales anillos saturados uno o más de los átomos de hidrógeno por una cadena parafínica mayor o menor (grupo alquilo), se originan los naftenos superiores. Los hidrocarburos en forma de anillo que contengan dobles enlaces aislados constituyen las cicloolefinas (ciclopenteno, ciclohexeno).

Finalmente, otro importante grupo de hidrocarburos lo constituyen los aromáticos, que se representan ordinariamente por un anillo hexagonal con tres dobles enlaces alternantes o conjugados, aunque esta familia de hidrocarburos no se comporta como no saturada. Estos se derivan del benceno, y en sus homólogos superiores se encuentran sustituidos uno o más átomos de hidrógeno por grupos alquilo (tolueno, etil-benceno). También puede darse el caso de que se condensen varios anillos bencénicos en uno compuesto (naftaleno, antraceno).

Además del carbono e hidrógeno, los petróleos contienen cantidades menores de otros elementos, tales como compuestos sulfurados (sulfuro de hidrógeno), compuestos oxigenados (ácidos nafténicos), compuestos nitrogenados y componentes minerales (vanadio, silicio).

1.2. Comportamiento del petróleo en un cuerpo de agua

Cuando el petróleo es liberado en un ambiente acuático, se “dividen ciertas fracciones que lo constituyen” (fracciones volátiles, solubles e insolubles), pues como se mencionó anteriormente en la caracterización de los hidrocarburos, los miembros de las diferentes familias que componen el petróleo crudo aparecen en los tres estados de la materia a presión y temperatura normales.

La división de estas fracciones del petróleo es comprensible mediante el concepto de hidrocarburos totales de petróleo (TPH), definido como la cantidad medible de

hidrocarburos en un medio ambiental (agua, suelo). El valor de TPH representa una mezcla, con más de 250 de individuos químicos (benceno, bifenil, naftaleno, antraceno), los cuales constituyen muchos de los productos basados en petróleo que utiliza la sociedad moderna (gasolina, diesel). Estos individuos químicos han sido agrupados en fracciones con similares características de transporte y destino ambiental, las cuales están determinadas por varias propiedades físicas (por ejemplo solubilidad, volatilidad, tensión superficial y propensidad para unirse con el suelo o partículas orgánicas) (11). Las propiedades físicas del petróleo junto con los procesos de degradación ambiental (evaporación, dispersión, emulsificación, disolución, oxidación, biodegradación y sedimentación) determinan su comportamiento en el medio.

1.3. Toxicidad del petróleo en la fauna acuática

Es generalmente aceptado que de entre todos los hidrocarburos que componen el petróleo, los pertenecientes a la familia de los aromáticos constituyen los componentes más tóxicos para la vida acuática, especialmente aquellos de bajo peso molecular (12), debido a que son más solubles que los hidrocarburos de mayor peso, aunque estos últimos, si bien presentan una baja toxicidad potencial (13), pueden incrementar el consumo de oxígeno durante la descomposición biológica de la materia orgánica particulada o materia inorgánica del fondo de un cuerpo de agua que se ha combinado con estos compuestos (14, 15). Algunos estudios consideran que la fracción más soluble del agua o fracción volátil que se evapora rápidamente también podría tener efectos altamente tóxicos para los organismos biológicos (16, 17).

La toxicidad del petróleo se debe a los efectos crónicos que causa en la biota acuática su exposición, como por ejemplo disrupción neurosensora, anormalidades en el desarrollo, reducción de la fertilidad, lesiones en las superficies respiratorias, e impedimento de la colonización de invertebrados bentónicos (18). Esta exposición resulta en una inmediata mortalidad, reducción, o en la manifestación de efectos letales y subletales de las comunidades biológicas perjudicadas (19, 20, 21).

1.4. El impacto de los derrames de hidrocarburos en los ecosistemas fluviales

El impacto de los derrames de petróleo en los ecosistemas fluviales (arroyos, ríos y lagos) es diverso y complejo, debido a que, aparte de la toxicidad del petróleo sobre los organismos acuáticos, se suman factores tales como la morfología e hidráulica del cuerpo de agua receptor, volumen derramado, impactos previos, condiciones climáticas y por último, características ecológicas propias de la biota asociada.

Comparada con la extensa literatura sobre derrames de petróleo en el mar, las investigaciones sobre los efectos de estos sucesos en ecosistemas de agua dulce y su biota asociada son limitadas (22, 23, 24). Sin embargo, estas publicaciones han descrito una amplia variedad de impactos en la fauna acuática, tales como: 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 (25);

ausencia de algunas especies de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera en el arroyo Asher, 9 meses después de un derrame de 1.5 millones de litros de petróleo crudo doméstico (26), pérdida de comunidades bentónicas de un río de Texas 26 meses después de un derrame de 25440 litros de crudo (27), y ausencia de macroinvertebrados de un río de España extremadamente contaminado por desechos de refinería (28). A diferencia de estos estudios, se han reportado impactos a corto plazo de un derrame de 9800 litros de diesel en la fauna de macroinvertebrados de dos cursos de agua urbanos de Inglaterra (29), mínima mortalidad en el bentos de un arroyo de Virginia afectado por un derrame de 13 000 litros de fuel oil 2 (30), rápida recuperación de insectos bentónicos de lagunas expuestos a petróleo sintético (31), y un rápido proceso de recolonización de macroinvertebrados bentónicos en un pequeño río de Pennsylvania contaminado por fuga de queroseno de aviación (32).

En adición a los estudios anteriormente mencionados, es importante destacar la contribución de algunos trabajos que han evaluado los impactos de vertimientos de petróleo sobre los macroinvertebrados bajo condiciones de laboratorio, incluyendo reducción de sobrevivencia de *Hexagenia bilineata* expuesto a sedimentos con residuos de hidrocarburos (33), disminución significativa en la abundancia de 9 taxones de quironómidos a determinadas concentraciones de hidrocarburos totales de petróleo en sedimentos (34), y retraso en la emergencia de *Chironomus riparius* durante la exposición crónica a sedimentos con compuestos aromáticos policíclicos (35). Inclusive, una investigación realizada en la amazonia ecuatoriana determinó la letalidad en *Daphnia magna* y *Hyalella azteca* en un rango de 0 a

100% y de 0 a 40% respectivamente, debido a la toxicidad acuática causada por la filtración de petróleo de pozos de producción y la práctica de utilizar este elemento para el control de polvo en caminos (36).

1.5. Acciones de remediación ambiental de derrames de hidrocarburos

1.5.1. Su consideración en la legislación actual

De acuerdo a la actual *Constitución Ecuatoriana*, la naturaleza tiene derecho a la restauración. En los casos de impacto ambiental grave o permanente, incluidos los ocasionados por la explotación de los recursos naturales no renovables, el Estado establecerá los mecanismos más eficaces para alcanzar la restauración, y adoptara las medidas adecuadas para eliminar o mitigar las consecuencias ambientales nocivas (art. 72) (37).

La Legislación Ambiental es aún más clara al respecto en el artículo 16 del *Reglamento Sustitutivo del Reglamento Ambiental para las Operaciones Hidrocarburíferas en el Ecuador*, en la que establece que los programas o proyectos de remediación sujetos a aprobación y seguimiento por parte de la Subsecretaría de Protección Ambiental a través de la Dirección Nacional de Protección Ambiental serán la remediación de piscinas y/o suelos contaminados, asi como la remediación después de accidentes mayores en los que se hayan derramado más de cinco barriles de crudo, combustible y otro producto (38).

1.5.2. Concepto de remediación ambiental

El mismo reglamento sustitutivo define a la remediación ambiental como el conjunto de acciones y técnicas con el objetivo de restaurar condiciones ambientales originales o mejoradas sustancialmente en sitios contaminados y/o degradados como consecuencia de actividades humanas. Se definen también los sinónimos: rehabilitación ambiental, reparación ambiental, restauración ambiental.

1.6. Técnicas de remediación de derrames de petróleo en ecosistemas fluviales[2]

Existe una gran cantidad de métodos de remediación ambiental por contaminación de hidrocarburos, sin embargo, los más utilizados en la rehabilitación de ecosistemas fluviales, se clasifican en tres tipos: 1) métodos de protección, 2) métodos de remoción, y, 3) métodos de restauración. A continuación se describen los equipos y materiales utilizados en estos métodos de remediación, además de sus ventajas y limitaciones.

[2] Técnicas de remediación de derrames de petróleo en ecosistemas fluviales esta basado en: Vandermeulen, J., "Oil spill response in Freshwater: Assessment of the impact of the cleanup as a management tool," *Journal of Environmental Management* 44, no. 4, 1995, pp. 297-308.
Freire, F., "Técnicas de remediación ambiental de suelos contaminados con hidrocarburos en el área de influencia de operaciones de petroproducción del nororiente ecuatoriano de la piscina shushufindi 17-1 (pepda)," tesis de pregrado, Universidad Tecnológica Equinoccial, Escuela de Tecnología de Petróleos, 2008, 157 p.

1.6.1. Métodos de protección

Las barreras flotantes constituyen la opción más frecuente entre los equipos utilizados para la contención del petróleo derramado en un cuerpo de agua. Sirven también para desviar el petróleo hacia los skimmers (removedores de materia flotante) ubicados comúnmente en la orilla del río, por tanto, este equipo se lo considera también dentro de los métodos de remoción. Sin embargo, presentan dos problemas ambientales: 1) el flujo de petróleo bajo los mismos debido a las corrientes del rio, aumentando su mezcla en la columna de agua y, 2) el desvío del petróleo a los tanques de colección, contaminando el suelo y vegetación de la orilla del río.

Los diques también han sido utilizados frecuentemente en este tipo de incidentes, no obstante, provocan una mayor alteración en la morfología del río. Representa un problema su disposición final.

1.6.2. Métodos de remoción

Los métodos disponibles para la remoción física del petróleo constituyen: 1) métodos manuales y mecánicos (remoción física), 2) quema (in situ) e incineración (in situ o ex situ), y 3) dispersión química y biorremediación.

1.6.2.a. Métodos manuales y mecánicos

Siempre que sea posible, la contención y remoción de crudo derramado en un río por medio de barreras flotantes será una de las primeras operaciones de respuesta a eventos de esta naturaleza. Pero como se mencionó anteriormente, el uso de este equipo es criticado por la escala de alteración en la orilla.

Ditching, otro método mecánico, es recomendado para recoger grandes cantidades de petróleo depositado en aguas de remanso (por ejemplo humedales). No obstante, causan serios problemas ambientales por la estabilidad de tales hábitats.

1.6.2.b. Quema e incineración

La quema de petróleo es una técnica de descontaminación térmica menos favorable, debido principalmente a la contaminación atmosférica que esto ocasiona. También provoca esterilización del suelo y masa vegetal, y puede producir hidrocarburos no deseados formados por pirolisis.

1.6.2.c. Métodos de dispersión química y biorremediación

Estos métodos se basan en la modificación del estado químico del petróleo con la finalidad de impedir su liberación hacia el medio ambiente.

Los agentes de penetración no han sido utilizados como un método de respuesta primaria desde los años 70 debido a que su efectividad es limitada y su beneficio ambiental es cuestionable.

Los agentes dispersantes rara vez han sido utilizados en los Estados Unidos y Canadá para remover petróleo del agua dulce debido a la consecuente contaminación de fuentes de agua potable. Cabe resaltar que mediante experimentos efectuados en condiciones de laboratorio, se ha demostrado que el uso de ciertos dispersantes también provoca graves impactos en la fauna acuática y su ambiente (41, 42).

Los agentes gelificadores constituyen una moderna contribución por parte de estas tecnologías de limpieza, ya que convierten el contaminante en un sólido de manipulación sencilla que permite removerlos fácilmente. No se conoce un potencial impacto al ambiente.

Los métodos de biorremediación de agua dulce no han alcanzado el mismo nivel de consideración que en los programas de limpieza de agua marina. Consiste en aplicar varios fertilizantes para suministrar a las bacterias, los nutrientes necesarios para facilitar la descomposición de los hidrocarburos del petróleo.

El método landfarming esta basado en la descontaminación del suelo por acción de los microorganismos presentes en el mismo. En la actualidad, todas las refinerías de Estados Unidos han eliminado el uso de este método, aunque en países como Gran Bretaña, Holanda, Suecia y Francia aún es empleado.

1.6.3. Métodos de restauración

Los principales métodos de restauración incluyen: a) remoción de barreras y equipos de limpieza, b) reemplazamiento de sedimentos, y c) revegetación.

1.7. Recuperación ecológica de ecosistemas acuáticos

1.7.1. Su consideración en la legislación actual

Si bien es cierto que derrames de hidrocarburos que han afectado ecosistemas fluviales en el país han sido controlados en su momento, iniciándose posteriormente acciones de remediación del medio terrestre y acuático impactado (cumpliendo asi con la legislación ambiental vigente), la efectividad de dichas acciones es predominantemente evaluada en base a análisis físico-químicos del medio físico, sumado a algunos de carácter microbiológico. Sin embargo, dicha estrategia no evalúa directamente los niveles de recuperación ecológica del sitio alcanzados luego de la aplicación de estas medidas (por ejemplo diversidad, riqueza y abundancia de especies).

Esta última parte no se encuentra establecida en el *Reglamento Sustitutivo del Reglamento Ambiental para las Operaciones Hidrocarburíferas en el Ecuador*,

aun cuando el Estado se compromete a establecer mecanismos de recuperación de espacios naturales degradados (numeral 2 del artículo 397 de la Constitución Ecuatoriana).

1.7.2. Concepto de recuperación ecológica

La recuperación de ecosistemas acuáticos que han sido sujetos de algún tipo de estrés ambiental, ya sea por causas naturales o antropogénicas, generalmente ha sido considerada como el retorno a un estado de predisturbio, denominado “estado nominal” como resultado de la operación de mecanismos de control homeostático que rigen en el ecosistema (43).

La recuperación también puede ser definida como la manera en que un ecosistema subsecuentemente retorna a su condición desestresada o sigue una secuencia de cambios cronológica que coincide con una condición de referencia desestresada (44).

Los estudios de recuperación en sistemas acuáticos son importantes para establecer criterios en los que un contaminante excede estándares de calidad de agua (45), examinar la teoría ecológica actual (46), y para evaluar la efectividad de actividades de restauración y acciones de remediación (47).

1.7.3. Importancia de la recuperación ecológica en los ecosistemas acuáticos

Ecosistemas acuáticos que se han pensado recuperados desde un punto de vista físico-químico, pueden ser más vulnerables debido a la pérdida de biodiversidad intraespecífica e interespecífica (48), pues los efectos y consecuencias del estrés ambiental pueden ser manifestados en muchos niveles de organización biológica. Cambios sutiles en la composición de la comunidad, constitución genotípica de las poblaciones, y la extensión en los cuales los sistemas celulares, bioquímicos y fisiológicos son afectados en los organismos después de un estrés puede tener un efecto profundo en como un ecosistema recuperado responde a los subsecuentes estresores ambientales. La combinación de la información proporcionada por estos diferentes niveles concede una mejor comprensión hacia los efectos del estrés, sus mecanismos, y significado ecológico (49).

Aproximaciones convencionales para monitorear el estado y recuperación de los sistemas acuáticos incluyen medidas de biomasa, abundancia, diversidad y riqueza de especies, o índices bióticos basados en la combinación de estos parámetros. Todos estos constituyen las metas a restaurar, pero en la actualidad también se consideran variables de estudio funcionales a los procesos ecosistémicos (regulación del ciclo hidrológico, procesos de formación del suelo, regulaciones de la dinámica trófica de poblaciones, etc.) (50).

1.8. Métodos de evaluación biológica como herramienta de monitoreo ambiental

En las últimas décadas, los métodos biológicos utilizados para evaluar la calidad de las aguas de ríos y arroyos constituyen una herramienta complementaria a procedimientos que solo consideran los parámetros físicos y químicos tradicionales (ej. potencial de hidrógeno, demanda bioquímica de oxígeno, etc.). Estos se fundamentan en la observación de cambios estructurales y funcionales de ciertos grupos de la comunidad biótica en respuesta a las modificaciones de las condiciones ambientales de su hábitat (51).

Uno de los primeros sistemas de evaluación de ríos y arroyos fue desarrollado por Kolwitz y Marson en 1908 (52), denominado índice de saprobios. Mide el grado de contaminación orgánica de un cuerpo de agua (por mucho tiempo fue el principal factor de alteración a considerar). En la actualidad, este índice sigue siendo utilizado en algunos países de Europa, hasta tal punto que la Ley de Protección Ambiental Danesa publicada en 1973 especifica la clasificación de las aguas en base a este sistema (53).

Durante la década del sesenta se consolida el uso de los índices de diversidad, los cuales examinan el efecto de las alteraciones ambientales en los patrones de riqueza, uniformidad y abundancia de especies (54). Su principal limitación es que estos no permiten diferenciar las interacciones biológicas que existen entre las especies que conforman la comunidad (55).

Los índices bióticos combinan pautas de diversidad y la sensibilidad a factores de perturbación de diferentes taxones acuáticos, en un valor numérico individual. El principio que rige a este tipo de índices consiste en que los diferentes grupos de macroinvertebrados desaparecen en reacción a un incremento en la contaminación, desde los más sensitivos hasta los más tolerantes: plecópteros (moscas de las piedras), efemerópteros (moscas de mayo), tricópteros (mariposas acuáticas), *Gammarus*, *Asellus*, chironómidos rojos y turbificidos (56). Australia y Sudáfrica han incorporado estos índices en sus programas nacionales de monitoreo (57, 58).

Los índices de integridad biótica se basan en "la capacidad de un ecosistema acuático de soportar y mantener una comunidad de organismos adaptable, balanceada e integrada con una composición de especies, diversidad y organización funcional comparable a la comunidad de los ecosistemas naturales dentro de la misma región" (59). Agrupa criterios tales como: nuevas definiciones de biodiversidad, concepto del continuo, manejo de cuencas y los efectos a escala del uso de tierra (60, 61, 62, 63).

1.8.1. Predominancia de los métodos de evaluación de la calidad del agua en Ecuador

Actualmente en la Legislación Ambiental Ecuatoriana, la evaluación del estado de cuerpos de agua superficiales depende predominantemente de un conjunto de parámetros fisicoquímicos (ej. compuestos orgánicos e inorgánicos, oxigeno disuelto, pH, turbidez), sumado a algunos de carácter microbiológico (ej.

coliformes). Los niveles umbrales están establecidos para las descargas de efluentes en un cuerpo de agua (dulce) o en un sistema de alcantarillado público, y también para los criterios de calidad admisibles para la protección de vida acuática (Tabla 1). Algunos de estos elementos regulados frecuentemente requieren análisis de laboratorio de alto costo con facilidades tecnológicas disponibles solamente en pocos laboratorios en el país (Tabla 2). Este punto de vista refleja la exclusión de valores umbrales para los atributos biológicos e hidromorfológicos de arroyos y ríos, caso contrario a Europa y América del Norte donde la calidad ecológica de cuerpos de agua es predominantemente evaluada en base a comunidades biológicas (por ejemplo macrofitas, macroinvertebrados) en combinación con medidas químicas. La evaluación de la calidad ecológica constituye una evaluación holística *per se*, pues incluye características físicas, químicas, biológicas, hidrológicas y morfológicas de los sistemas hídricos (Directiva Marco Europea del Agua).

En nuestro país, algunos intentos por evaluar la calidad de agua de ríos por medio de comunidades de macroinvertebrados han sido realizados, la mayoría efectuadas en zonas altas (64, 65, 66, 67, 68, 69, 70, 71), siendo pocos los realizados en zonas bajas (72, 73, 74). Sin embargo, no ha sido implementado aun una metodología estandarizada para el monitoreo, evaluación y gestión de la calidad ambiental de ríos ecuatorianos.

Tabla 1: Límites de descarga de efluentes a un cuerpo de agua dulce y sistema de alcantarillado público. Criterios de calidad admisibles para la protección de vida acuática.

	Concentración máxima permisible		
	Descarga de efluentes a cuerpo de agua (fría dulce)	Descarga de efluentes a sistema de alcantarillado público	Protección de vida acuática de cuerpo de agua (fría dulce)
Demanda química de oxígeno (mg/l)	250	500	NR
Cobre (mg/l)	1	1	0.02
Fósforo total (mg/l)	10	15	NR
Sólidos suspendidos totales (mg/l)	100	220	NR
Potencial de hidrógeno	5-9	5-9	6.5-9
Mercurio (mg/l)	0.005	0.01	0.0002
NR: no referenciado			

Fuente: Ley Ambiental Ecuatoriana (2001)

Tabla 2: Costos referenciales de análisis para aguas residuales.

Agua residual descargada a sistema de alcantarillado público	$USD	Agua residual descargada a cuerpo de agua dulce	$USD
Metales (Al, Cd, Co, Cu, Ni, Cr, Pb, Zn ($20 c/u)	160	Metales (Al, Cd, Co, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn ($20 c/u)	180
Demanda bioquímica de oxígeno	30	Demanda bioquímica de oxígeno	30
Demanda química de oxígeno	30	Demanda química de oxígeno	30
Hidrocarburos totales de petróleo	60	Hidrocarburos totales de petróleo	60
Aceites y grasas	30	Aceites y grasas	30
Sólidos totales	10	Sólidos totales	10
Sólidos suspendidos	12	Sólidos suspendidos	12
Sólidos sedimentables	6	Sólidos sedimentables	6
Sulfatos	12	Sulfatos	12
Carbonatos	15	Cloruros	15
Cloro residual	10	Cloro residual	10
Nitrógeno total	20	Nitrógeno total	20
		Nitratos + nitritos	20
		Fósforo total	20
		Coliformes fecales	20
Subtotal 1 muestra	395.0	Subtotal 1 muestra	475.0
IVA 12%	47.4	IVA 12%	57.0
Total 1 muestra	442.4	Total 1 muestra	532.0

Fuente: Instituto de Ciencias Químicas y Ambientales, ESPOL.

1.9. Potencialidades del uso de macroinvertebrados como métodos de evaluación ecológica

Hoy en día algunas comunidades biológicas son utilizadas para evaluar el estado ecológico de ríos y arroyos (por ejemplo perifiton, macrofitas, plancton y peces), sin embargo, comparados con otros grupos biológicos empleados para este fin, los macroinvertebrados son considerados como buenos candidatos para monitorear cambios ecológicos en aguas corrientes como resultado de impactos antropogénicos (75, 76). El término “macroinvertebrados” no responde a una específica clasificación taxonómica, sino se refiere a una colección de grupos de invertebrados animales, donde taxones como Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera están representados. Los macroinvertebrados son considerados como todos aquellos organismos invertebrados suficientemente grandes para ser colectados con una red de 250 a 1000 μm, por tanto siendo posible observarlos a simple vista sin instrumentos de magnificación.

A continuación se describen las ventajas del uso de los macroinvertebrados como métodos de evaluación ecológica:

1. Los métodos basados en macroinvertebrados son más económicos que los métodos fisicoquímicos (77).

2. Debido a su fácil identificación, es adecuado para investigadores sin conocimientos previos en taxonomía.

3. Presencia a lo largo de todo el curso del río, lo que facilita su colección con equipos ligeros (78).

4. Pueden representar la historia de la calidad de agua sobre el tiempo debido a su baja movilidad (al poseer predominantemente una vida bentónica, son usualmente referidos como “macroinvertebrados bentónicos”) y ciclos de vida que van desde unas pocas semanas a unos pocos años, aún si la calidad del agua retorna rápidamente a condiciones normales.

5. No son solo afectados por los diferentes tipos de polución físico-química sino también por modificaciones físicas de los cuerpos de agua (por ejemplo embalses, canalizaciones, etc.), permitiendo realizar una evaluación holística (79).

6. Juegan un rol esencial en el funcionamiento en la red trófica continua del río, formando muchas de las ligaduras clave de la cadena alimentaria acuática.

1.9.1. Uso de macroinvertebrados en monitoreo de ríos contaminados por petróleo

Las investigaciones sobre los efectos de derrames de petróleo en ecosistemas de agua dulce y su biota asociada describen una amplia gama de respuestas por parte de los macroinvertebrados a este tipo de incidentes, señalando la conveniencia de utilizar este tipo de comunidades para monitorear la

recuperación ecológica de ríos que han sido impactados por derrames hidrocarburos.

Debido a las numerosas rutas de exposición casi cualquier especie de macroinvertebrado puede ser afectado por la toxicidad del petróleo, ya sea por la exposición a la fracción soluble y productos de degradación inmediatos, o a los residuos de petróleo adsorbidos en el sedimento acuático.

Algunos de estos estudios han demostrado que la exposición a las fracciones de petróleo provoca una reducción en la densidad total y riqueza específica de taxones sensibles a este tipo de compuestos como Plecoptera, Ephemeroptera y Trichoptera (80, 81). En tanto estos eventos promueven la dominancia temporal de otros grupos que de alguna forma logran tolerarlos como Oligochaeta, Nematoda, Hirudinea y Diptera (Chironomidae) (82, 83, 84, 85). De esta manera, estas respuestas por parte de la comunidad de macroinvertebrados podrían ser utilizadas como un método de monitoreo y evaluación del nivel de recuperación ecológica de cuerpos de agua continentales afectados por derrames de hidrocarburos.

Un artículo muy interesante afirma que los macroinvertebrados bentónicos pueden ser utilizados para evaluar el impacto de diferentes tipos de contaminación (incluyendo hidrocarburos) y la recuperación en ríos con las

siguientes condiciones: a) el puntaje BMWP sea 40 o más (antes del incidente) y, b) hayan adecuadas condiciones de referencia (86).

Para evaluar las diferentes respuestas de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos que habitan ríos impactados por derrames de petróleo, se utilizan principalmente los índices de diversidad, índices de comparación, e índices bióticos. A continuación se destacan los índices que han sido empleados en los artículos e investigaciones relacionados con esta problemática:

1. Índices de diversidad

   Riqueza de taxa EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera), relación EPT/Chironomidae, porcentaje de taxones dominantes, índice de diversidad de Shannon-Wiener y densidad de invertebrados (25, 87).

2. Índices de comparación de comunidades

   Uno de estos estudios señala que de entre varios índices de comparación de comunidades, los índices Bray-Curtis y promedio X^2 son efectivos para cuantificar diferencias en la composición de macroinvertebrados entre sitios impactados y sitios de referencia (88).

3. Índices bióticos

   Biological Monitoring Working Party (BMWP), Average Score Per Taxon (ASPT), River Invertebrate Prediction and Classification System (RIVPACS), Hilsenhoff Biotic Index (HBI) (29, 89).

CAPÍTULO II

MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Descripción del área de estudio

La presente investigación fue desarrollada en la subcuenca del río Coca, localizada en la Provincia de Napo. Esta subcuenca cubre un área aproximada de 4 097 km^2, la cual fluye desde la pendiente oriental de la Cordillera Andina. Los ríos a estudiar dentro de esta subcuenca fueron el río Quijos y el río Santa Rosa (dentro de los cantones Quijos y El Chaco, respectivamente) (Figura 1).

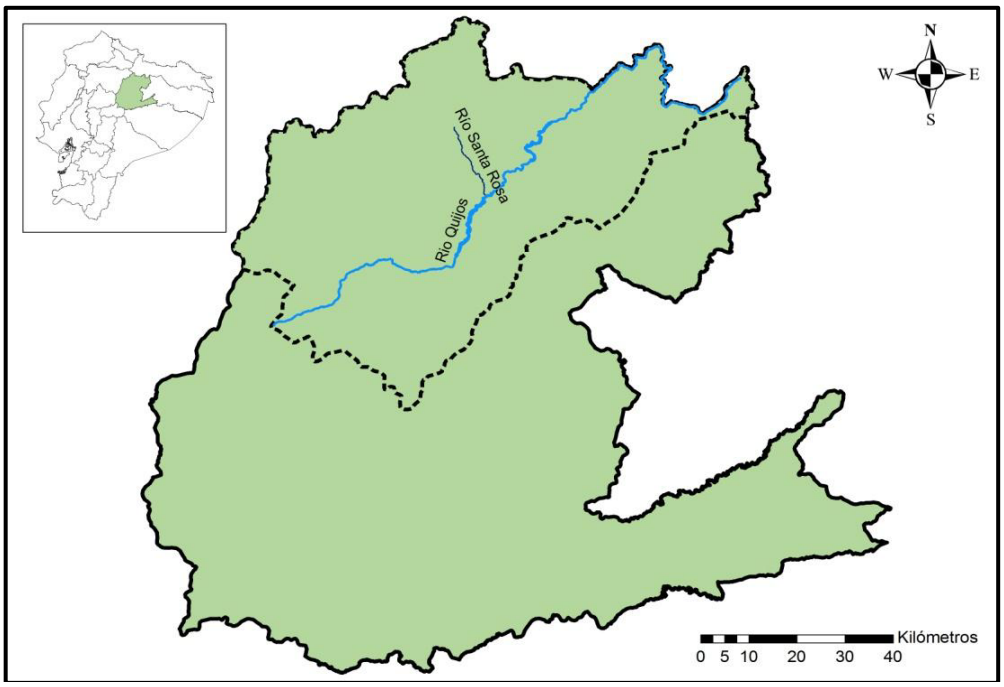


Figura 1. Subcuenca del río Coca con los ríos Quijos y Santa Rosa.

Basados en datos publicados por el Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología, el rango promedio de precipitación mensual registrado durante los años 2005 al 2010 en las estaciones meteorológicas más cercanas al área de estudio (Est. Papallacta y Est. Sardinas) es de 110 y 217 mm, respectivamente. De igual forma, el rango de caudal mensual registrado en los años 2000 al 2010 por las estaciones hidrológicas más cercanas (Est. Quijos en Baeza y Est. Quijos DJ Oyacachi) es de 41 y 174 m^3/seg, respectivamente (Figuras 2, 3, 4 y 5).

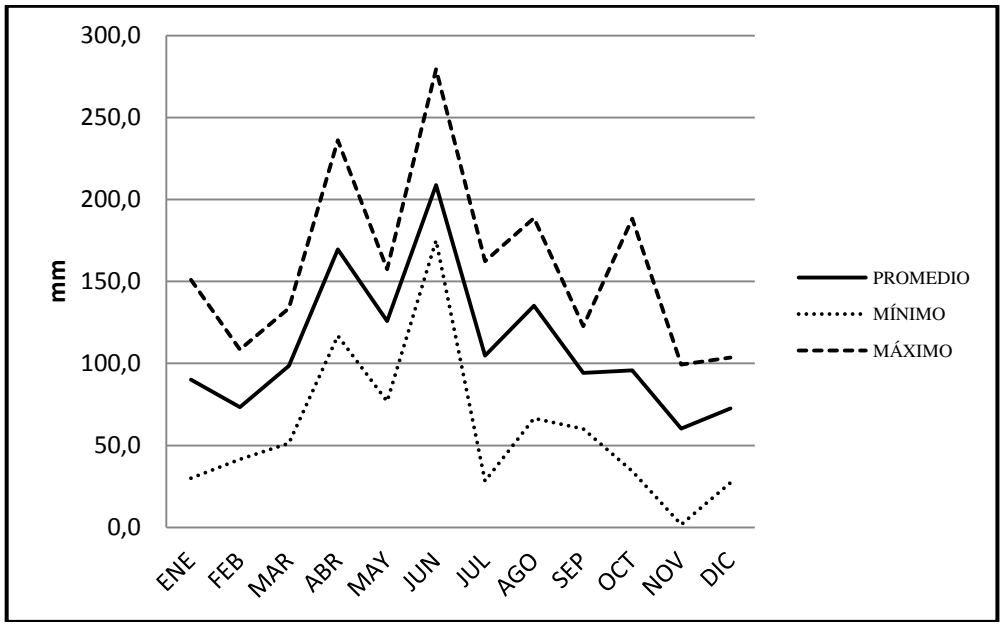


Figura 2. Precipitación mensual de los últimos 5 años en Estación Meteorológica Papallacta.

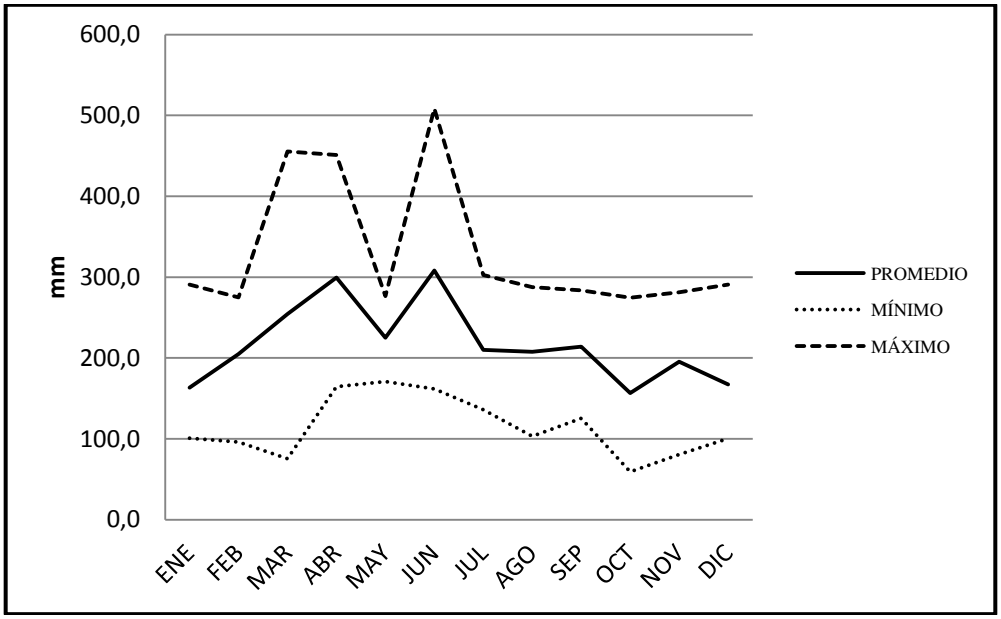


Figura 3. Precipitación mensual de los últimos 5 años en Estación Meteorológica Sardinas.

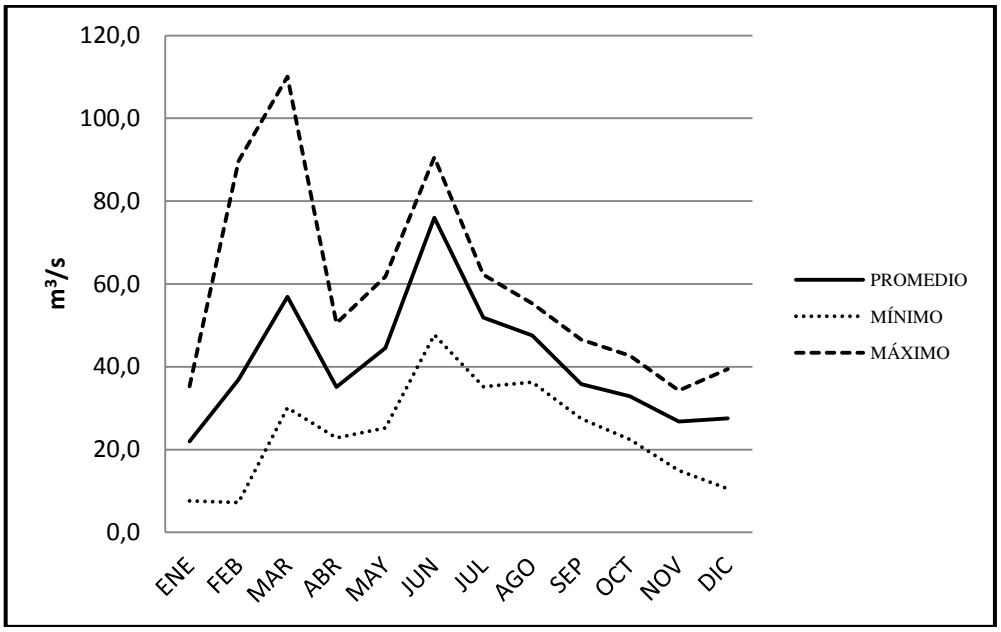


Figura 4. Caudal mensual de los últimos 10 años en Estación Hidrológica Quijos en Baeza.

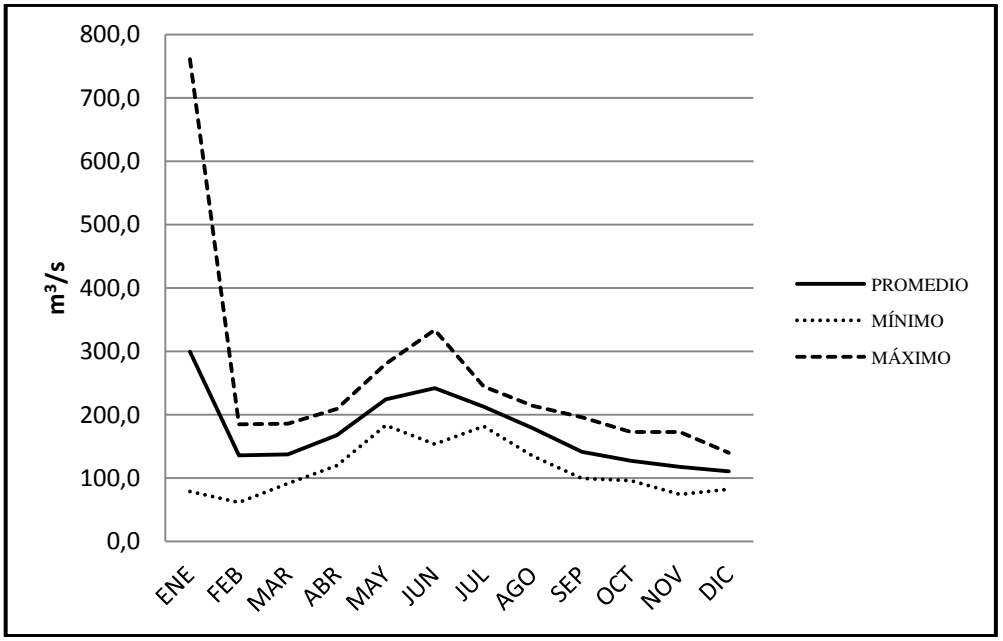


Figura 5. Caudal mensual de los últimos 10 años en Estación Hidrológica Quijos DJ Oyacachi.

2.1.1. Estaciones de muestreo

Basados en cartas topográficas del área publicadas por el Instituto Geográfico Militar (escala 1:50 000), el río Santa Rosa es de 2do orden en todas las estaciones muestreadas, el río Quijos es de 4to orden en las estaciones consideradas de referencia y de 5to orden en las estaciones impactadas, según la escala Strahler (91). Un total de 11 estaciones de muestreo de fácil acceso distribuido en los ríos Quijos (6) y Santa Rosa (5) fueron visitadas durante 2 salidas de campo efectuadas en los meses de Septiembre del 2011 y Enero del 2012 (Figura 6).

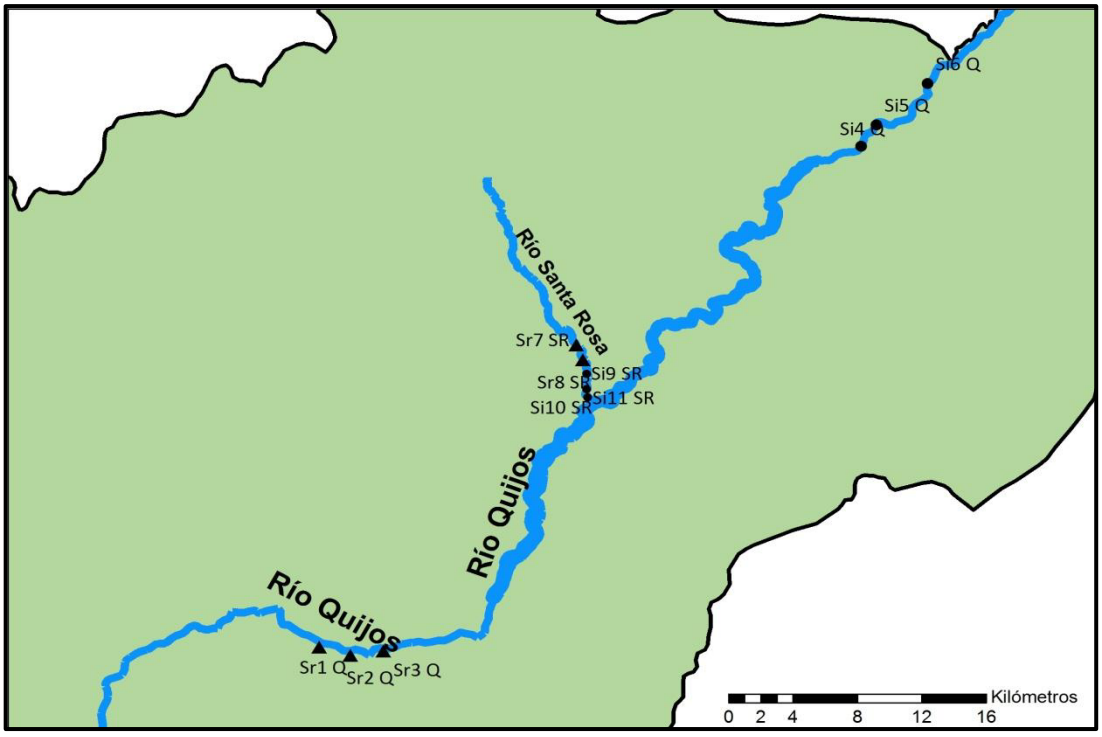


Figura 6. Estaciones de muestreo de los ríos Quijos y Santa Rosa.

Las estaciones Sr1 Q, Sr2 Q y Sr3 Q del río Quijos serán consideradas estaciones de referencia, al igual que las estaciones Sr7 SR y Sr8 SR del río Santa Rosa, pues en ambos casos no existe evidencia documentada de algún derrame ocurrido en sus aguas. Aguas abajo del derrame de petróleo ocurrido en la estación Si9 SR del río Santa Rosa afectó tanto las estaciones Si10 SR y Si11 SR del mencionado río como las estaciones Si4 Q, Si5 Q y Si6 Q del río Quijos, debido a que el río Santa Rosa es tributario del río Quijos. Todas las estaciones fueron identificadas con ayuda de mapas cartográficos de la zona y por medio de un sistema de posicionamiento global se determinó sus posiciones geográficas (Tabla 3).

Tabla 3. Posiciones geográficas de las estaciones de muestreo.

Nombre del río	Condiciones de las estaciones de muestreo	Posición geográfica (UTM)		Altitud (m.s.n.m)	Orden del río (escala Strahler)	Código de identificación
Quijos	Referencia	173405W	9949403S	1898	4	Sr1 Q
-	Referencia	175365W	9948847S	1886	4	Sr2 Q
-	Referencia	177400W	9949135S	1809	4	Sr3 Q
-	Impactada	207035W	9982660S	1240	5	Si4 Q
-	Impactada	207986W	9984081S	1246	5	Si5 Q
-	Impactada	211164W	9986816S	1196	5	Si6 Q
Santa Rosa	Referencia	189372W	9969456S	1617	2	Sr7 SR
-	Referencia	189773W	9968478S	1554	2	Sr8 SR
-	Impactada	190014W	9967557S	1516	2	Si9 SR
-	Impactada	190024W	9966529S	1481	2	Si10 SR
-	Impactada	190076W	9965998S	1463	2	Si11 SR

2.1.2. Uso de suelo

Información de uso de suelo esta basado en cartografía digital en formato SIG (*.shp) de la Oficina de Planificación (hoy SENPLADES, publicado el año 2003), el Instituto de Estudios de Régimen Seccional del Ecuador de la Universidad del Azuay (publicado el año 2002, base escala 1:250 000), y del Geoportal del Instituto Geográfico Militar (publicado el 2011, base escala 1:50 000). Varias actividades antropogénicas se realizan en la microcuenca del río Santa Rosa (Figura 7). Esta microcuenca drena un área de aproximadamente 59.56 km^2, con bosque natural cubriendo el 57% de la superficie de la cuenca, seguido por la arboricultura con un 33%. Bosque natural e intervenido y pasto cultivado predominan las áreas donde se encuentran las estaciones de referencia y estaciones impactadas del río Quijos.

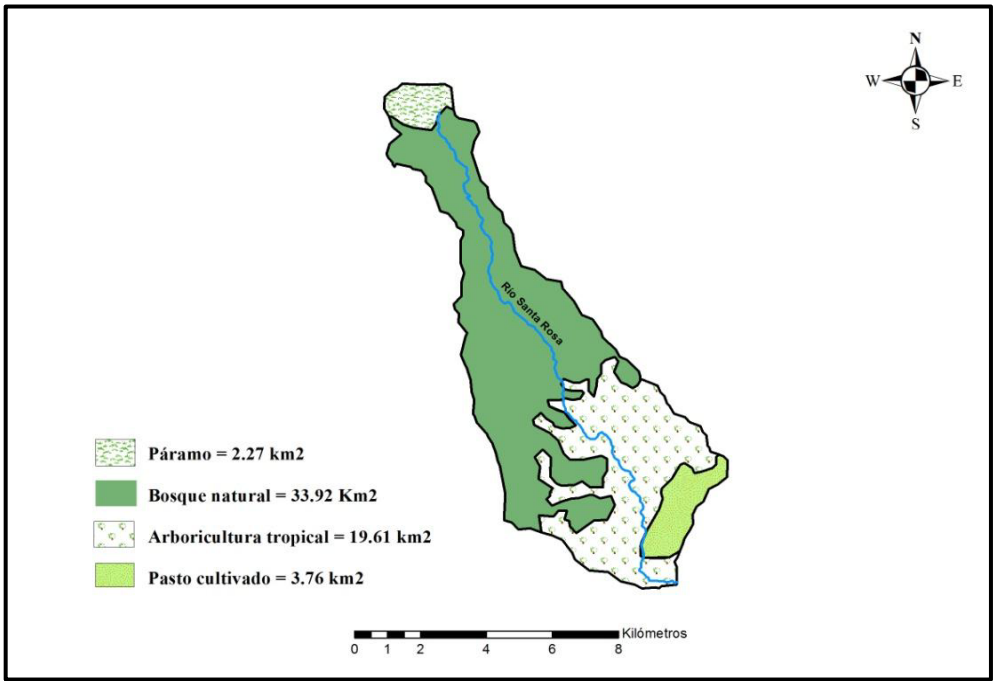


Figura 7. Uso de suelo en la microcuenca del río Santa Rosa.

2.2. Monitoreo de variables ambientales

Algunos parámetros fisicoquímicos del agua del río fueron medidos in situ mediante electrodos portátiles, tales como temperatura, potencial de hidrógeno, oxígeno disuelto y conductividad, mientras que fueron llevados a laboratorio muestras de agua para determinar demanda química de oxígeno y sólidos suspendidos totales, junto con muestras de sedimentos para determinar hidrocarburos totales de petróleo (TPH).

Muestras de macroinvertebrados bentónicos fueron colectadas en cada estación con ayuda de una red de mano por el lapso de 3 minutos e inmediatamente fueron preservadas con alcohol al 70% para su posterior procesamiento e identificación en laboratorio. A continuación se detallan los equipos utilizados en la determinación de los parámetros ambientales:

2.2.1. Medida de parámetros fisicoquímicos efectuados en campo

2.2.1.a. Temperatura, conductividad y oxígeno disuelto

Estos parámetros serán analizados con ayuda de un sistema portable modelo 85 de YSI. La temperatura esta dada en °C, oxígeno disuelto en mg/L y % (saturación), y la conductividad en µS/cm.

2.2.1.b. Potencial de hidrógeno (pH)

El pH del agua de río será analizada con un medidor de pH modelo pH10 de YSI. Presenta un valor adimensional.

2.2.1.c. Nitrato, nitrito y alcalinidad

Las reacciones químicas que ocurren en los métodos Nitratest (nitrato), Nitricol (nitrito) y Alkaphot (alcalinidad) producen diferentes intensidades de colores las cuales son proporcionales a la concentración del elemento a analizar. Estas concentraciones, dadas en mg/L, fueron medidas utilizando un fotómetro para análisis de agua, modelo 9100 de YSI.

2.2.1.d. Amonio, nitrito y fosfato

Kits de ensayo colorimétrico Aquaquant® fueron utilizados para determinar las concentraciones en mg/L de amonio, nitrito y fosfato.

2.2.2. Medida de parámetros fisicoquímicos efectuados en laboratorio

Las muestras para determinar demanda química de oxígeno en agua e hidrocarburos totales de petróleo en sedimento fueron enviadas al Laboratorios de Aguas y al Laboratorio de Espectrofotometría respectivamente (pertenecientes al Departamento de Ciencias Químicas y Ambientales de ESPOL), para su correspondiente análisis.

Cabe destacar que las muestras de agua para determinar sólidos suspendidos totales fueron analizadas en el Laboratorio de Aguas y en el Laboratorio de Medio Ambiente de ESPOL.

2.2.3. Medida de parámetros bióticos efectuados en campo

En cada estación, un tramo de río de 20 a 30 m de longitud fue muestreado por un lapso de 3 minutos con una red cónica (20x30 cm, 400 µm) instalada en un marco de hierro en forma de D (30x30 cm), disturbando el substrato del río con el pie en frente de la red abierta contra la corriente, tanto en aguas rápidas como aguas lentas poco profundas (< 0.5 m). Inmediatamente la muestra fue almacenada en un tacho y preservada con alcohol al 70% para ser llevada a laboratorio para su posterior análisis.

2.2.4. Procesamiento de muestras de macroinvertebrados en laboratorio

Las muestras preservadas fueron tamizadas con diferente ojo de malla (2000, 1000, 750, 500, 350 µm). La fracción retenida en cada tamiz fue gradualmente transferida a una bandeja blanca metálica (30x50 cm) con el fin de separar los macroinvertebrados a nivel de orden y almacenarlos en pequeños frascos con alcohol al 70%. Después de la separación, los macroinvertebrados fueron identificados a nivel de familia con ayuda de un estereomicroscopio y claves taxonómicas disponibles para la región (95, 96, 97, 98, 99, 100, 101).

2.2.5. Medida de hábitat del río

El estudio de este parámetro fue realizado en base a los Protocolos de Bioevaluación Rápida para Uso en Ríos y Arroyos Vadeables de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (102). Estos protocolos evalúan el estado del hábitat físico circundante, los cuales también influyen en la calidad del

recurso agua y la condición de la comunidad acuática residente (Barbour et al, 1996). Los parámetros a ser evaluados en cada estación de muestreo fueron:

- Substrato epifaunal
- Compactación
- Combinaciones velocidad/profundidad
- Deposición de sedimento
- Estatus de flujo del canal
- Alteración del canal
- Frecuencia de rápidos
- Estabilidad de banco
- Protección vegetativa del banco
- Ancho de la zona vegetativa ripariana

2.2.6. Cálculo de los índices bióticos e índices de diversidad

Para el presente estudio dos tipos de índices fueron empleados: índices bióticos e índices de diversidad.

2.2.6.a. Índices de Diversidad

Los índices de diversidad utilizados fueron los siguientes:

Índice de Diversidad de Margalef (104).

Índice de Shannon-Wiener (105).

Índice de Diversidad de Simpson (106).

Índice de Uniformidad de Shannon-Wiener.

2.2.6.b. Índices Bióticos

Para el caso de los índices bióticos:

1. BMWP para los ríos de Gran Bretaña (BMWP) (107).
2. BMWP para la Península Ibérica (IBMWP) (108).
3. BMWP adaptado para Costa Rica (BMWP/CR) (109).
4. BMWP para Tailandia ($BMWP^{THAI}$) (110).
5. BMWP adaptado para Colombia (BMWP/Col) (96).
6. Nepalese Biotic Score (NEPBIOS) (111).
7. South African Scoring System (SASS) (112).
8. Stream Invertebrate Grade Number Average Level Index (SIGNAL) (113).

2.2.7. Análisis estadísticos

En el presente estudio se utilizaron algunas herramientas estadísticas para explorar la información colectada durante las dos salidas de campo. Entre estas herramientas, se aplicó análisis de correlación de Spearman para determinar relaciones significativas entre los diferentes índices y las variables ambientales, biológicas y hábitat, con el fin de evaluar su desempeño. El coeficiente de correlación de Spearman (ρ) es un método no paramétrico el cual asume que las variables bajo consideración fueron medidas en al menos una escala ordinal, lo que significa que observaciones individuales (casos) pueden ser clasificadas dentro de dos series ordenadas.

Comparado con el coeficiente de correlación de Pearson (*r*), el valor ρ es más flexible que *r* desde que este es basado en rangos de clasificación, no es modificado por valores extremos, no asume la distribución normal de los datos, y puede ser usado para evaluar la fuerza de asociaciones monotónicas lineares y no lineares (Sutherland, 2001) (114).

Otra de las herramientas empleadas en este estudio fueron las comparaciones de sitio. Para propósitos de bioevaluación, la comparación de las características biológicas o ambientales entre dos o más grupos de observaciones (por ej. diversidad, abundancia, oxígeno) pretenden detectar diferencias entre sitios impactados y sitios de referencia, los cuales en ausencia de impactos ambientales, podrían poseer similares características (Barbour et al., 1999). Adicionalmente, los métodos de exploración gráfica (por ej. histogramas) también fueron utilizados para detectar diferencias significativas entre sitios impactados y sitios de referencia.

CAPÍTULO III

RESULTADOS

3.1. Medidas de parámetros fisicoquímicos

Durante el presente estudio, un total de 14 parámetros fueron medidos durante las dos salidas de campo. Los resultados obtenidos se muestran en las siguientes secciones.

3.1.1. Parámetros fisicoquímicos medidos durante la primera salida de campo

Los parámetros fisicoquímicos medidos en las 11 estaciones de muestreo durante la primera salida de campo están resumidos en la tabla 4:

Tabla 4. Valores de parámetros fisicoquímicos obtenidos en las 11 estaciones de muestreo (primera salida de campo)

Río	Sitio	Fecha	DQO mg $O_2.L^{-1}$	TPH $mg.kg^{-1}$	SST $mg.L^{-1}$	T °C	C.E $\mu S.cm^{-1}$	OD $mg.L^{-1}$	OD %
QUIJOS	Sr1 Q – IS	29/09/11	13.95	24	8	13.6	53.6	9.08	87.7
	Sr2 Q – IS	29/09/11	22.45	50.2	8	21.8	0	5	59.3
	Sr3 Q - IS	29/09/11	24.45	37.3	10	15.1	0.1	8.26	78.4
	Si4 Q - IS	01/10/11	22.7	24.1	44	18.4	108.1	6.98	72.6
	Si5 Q - IS	01/10/11	5	37.2	38	20.5	118.7	6.68	74.5
	Si6 Q - IS	01/10/11	14.45	24.1	42	23.9	0	5.36	65.1
SANTA ROSA	Sr7 SR - IS	30/09/11	10.95	37	20	16.3	71.6	6.95	74.1
	Sr8 SR - IS	30/09/11	12.2	63.3	12	18.5	64.5	6.82	72.4
	Si9 SR - IS	30/09/11	9	50.5	10	20.3	85.6	5.62	67
	Si10 SR - IS	30/09/11	9.2	24	8	18.6	173.2	6.86	72.7
	Si11 SR - IS	01/10/11	7.95	37.2	56	20.1	1.9	6.22	69

Río	Sitio	Fecha	pH	NO_2^- mg.L^{-1}	PO_4^{3-} mg.L^{-1}	NO_3^- mg.L^{-1}	NO_2^- mg.L^{-1}	$CaC0_3$ mg.L^{-1}
QUIJOS	Sr1 Q - IS	29/09/11	8.9	0.012	0.046	0.12	0.09	20
	Sr2 Q - IS	29/09/11	6.87	0.02	0.092	0.64	0.09	25
	Sr3 Q - IS	29/09/11	8.51	0.02	0.046	0.34	0.32	20
	Si4 Q - IS	01/10/11	6.5	0.02	0.092	0.92	0.16	25
	Si5 Q - IS	01/10/11	5.69	0.03	0.092	0.76	0.15	15
	Si6 Q – IS*	01/10/11	-	0.02	0.092	0.48	0.08	45
SANTA ROSA	Sr7 SR - IS	30/09/11	7.6	0.012	0.046	0.38	0.19	25
	Sr8 SR - IS	30/09/11	6.08	0.012	0.046	0.64	0.13	45
	Si9 SR - IS	30/09/11	6.39	0.02	0.046	0.54	0.06	40
	Si10 SR-IS	30/09/11	6.22	0.012	0.046	0.32	0.17	50
	Si11 SR-IS	01/10/11	6.19	0.04	0.092	0.4	0.08	35

Fuente: IS=primera salida de campo; NO_2^-, PO_4^{3-}=Valores obtenidos con los kits de ensayo colorimétrico Aquaquant®; NO_3^-, NO_2^-, CaC03=Valores obtenidos con el fotómetro para análisis de agua modelo 9100 de YSI. *Valor de pH no determinado.

Valores de temperatura que no cumplen normas ambientales (Tabla 5) se registraron en estaciones Sr2 Q – IS, Si5 Q – IS, Si6 Q – IS, Si9 SR – IS y Si11 SR – IS; saturación de oxígeno en estaciones Sr2 Q – IS, Sr3 Q – IS, Si4 Q – IS, Si5 Q – IS, Si6 Q – IS, Sr7 SR – IS, Sr8 SR – IS, Si9 SR – IS, Si10 SR – IS y Si11 SR – IS; oxígeno disuelto en estaciones Sr2 Q – IS, Si6 Q – IS y Si9 SR – IS; potencial de hidrógeno en estaciones Si5 Q – IS, Sr8 SR – IS, Si9 SR – IS, Si10 SR – IS y Si11 SR – IS; nitritos en estación Sr3 Q – IS; alcalinidad en estaciones Sr2 Q – IS, Si4 Q – IS, Si6 Q – IS, Sr7 SR – IS, Sr8 SR – IS, Si9 SR – IS, Si10 SR – IS y Si11 SR – IS. Los valores de hidrocarburos totales de petróleo

en muestras de sedimento de todas las estaciones estuvieron por debajo del límite permisible (<1000 $mg.kg^{-1}$ para la protección de ecosistemas sensibles), aunque las estaciones Sr2 Q – IS, Sr8 SR – IS y Si9 SR – IS presentaron valores altos. Sólidos suspendidos totales y nitratos presentaron valores dentro de las normas ambientales, aunque las estaciones Si4 Q – IS, Si5 Q – IS y Si6 Q – IS presentaron valores altos de sólidos suspendidos totales y las estaciones Si4 Q – IS y Si5 Q – IS presentaron valores altos de nitratos. Aunque no esta regulado la demanda química de oxígeno, la conductividad y el fosfato en las normas de protección de vida acuática en agua dulce, los valores del primero son bajos, pero se presentaron valores altos de conductividad en las estaciones Si4 Q – IS, Si5 Q – IS y Si10 SR – IS; y valores altos de fosfato en estaciones Sr2 Q – IS, Si4 Q – IS, Si5 Q – IS, Si6 Q – IS y Si11 SR – IS.

Como los valores de amonio para todas las estaciones son cero, este parámetro queda fuera de los análisis estadísticos. Los valores de nitrito obtenidos con los kits de ensayo colorimétrico Aquaquant® también no serán considerados, pues en su lugar se tomarán en cuenta los valores de nitrito obtenidos con el fotómetro para análisis de agua modelo 9100 de YSI.

Tabla 5. Límites máximos permisibles para la protección de la vida acuática en agua dulce.

Parámetro	Valor permisible
DQO	NR
SST	Inc. 25 $mg.L^{-1}$ o 10%
T	Máx. 20 ^{0}C
C.E	NR
OD	no < al 80%
OD	no < a 6 $mg.L^{-1}$
pH	6.5 – 9
NO_2^-	0.197 $mg.L^{-1}$
NO_3^-	13 $mg.L^{-1}$
$CaC0_3$	20 $mg.L^{-1}$
PO_4^{3-}	NR

Fuente: SST=Incremento máximo de 25 mg/l de SST en los niveles de fondo (25 y 250 mg/l) (Legislación Ambiental Canadiense); T, OD, pH=Legislación Ambiental Ecuatoriana; NO_2^-, NO_3^-=Legislación Ambiental Canadiense; $CaC0_3$=Legislación Ambiental Estadounidense; NR= no regulado.

3.1.2. Correlaciones entre las variables ambientales durante la primera salida de campo

Una matriz de correlación (Tabla 6) entre los parámetros fisicoquímicos revela de manera relativa fuertes correlaciones entre la temperatura y el oxígeno disuelto (R= -0.94, ρ< 0.001) (Figura 8), entre la temperatura y saturación de oxígeno (R= -0.77, ρ< 0.01), y entre la altitud y el pH (R= 0.78, ρ< 0.01).

Tabla 6. Rango de orden de correlación de Spearman calculado entre las variables ambientales (primera salida de campo). Los valores de correlación presentados son significativos a $\rho < 0.05$.

	Orden de río	Altitud m	DQO mg $O^2.L^{-1}$	TPH $mg.kg^{-1}$	SST $mg.L^{-1}$	T ^0C	C.E $\mu S.cm^{-1}$	OD $mg.L^{-1}$	OD %	pH	PO_4^{3-} $mg.L^{-1}$	NO_3^- $mg.L^{-1}$	NO_2^- $mg.L^{-1}$	$CaC0_3$ $mg.L^{-1}$
Orden de río	--													
Altitud (m)		--												
DQO (mg $O^2.L^{-1}$)			--											
TPH ($mg.kg^{-1}$)				--										
SST ($mg.L^{-1}$)		-0.75			--									
T (^0C)						--								
C.E ($\mu S.cm^{-1}$)							--							
OD ($mg.L^{-1}$)						-0.95		--						
OD (%)						-0.77		0.88	--					
pH		0.71				-0.73		0.61		--				
PO_4^{3-} ($mg.L^{-1}$)	0.62					0.64					--			
NO_3 ($mg.L^{-1}$)											0.61	--		
NO_2 ($mg.L^{-1}$)								0.66	0.64				--	
$CaC0_3$ ($mg.L^{-1}$)														--

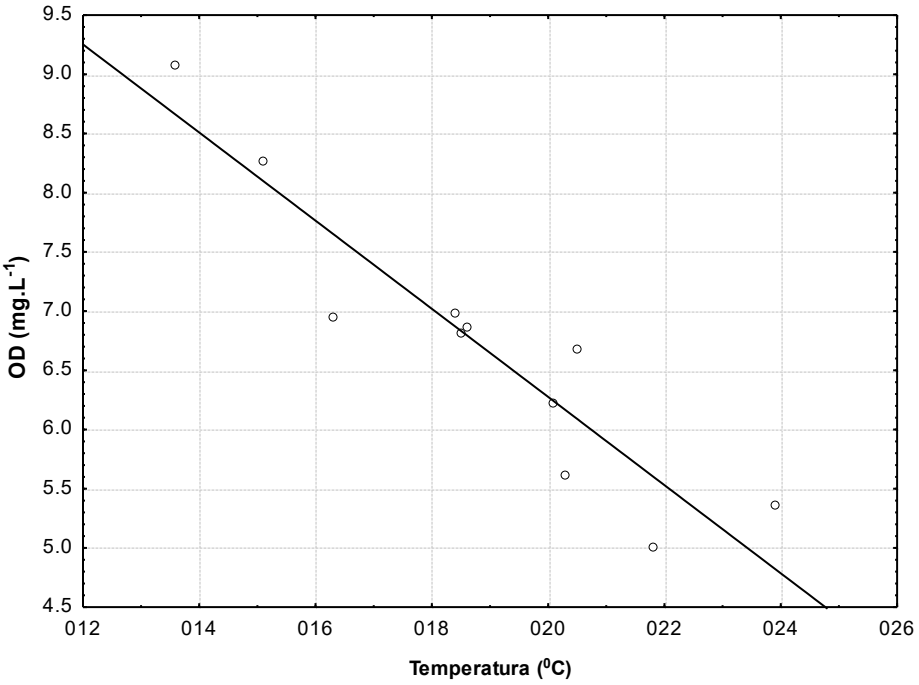


Figura 8. Relación entre la temperatura y el oxígeno disuelto (primera salida de campo).

3.1.3. Parámetros fisicoquímicos medidos durante la segunda salida de campo

Los parámetros fisicoquímicos medidos en las 11 estaciones de muestreo durante la segunda salida de campo están resumidos en la tabla 7:

Tabla 7. Valores de los parámetros fisicoquímicos de las 11 estaciones de muestreo (segunda salida de campo).

Río	Sitio	Fecha	DQO mg $O_2.L^{-1}$	TPH $mg.kg^{-1}$	SST $mg.L^{-1}$	T °C	C.E $\mu S.cm^{-1}$	OD $mg.L^{-1}$	OD %
QUIJOS	Sr1 Q – IIS°	21/01/12	189.30	11.1	20	13.1	96.8	7.36	70.1
	Sr2 Q - IIS	21/01/12	54.22	11.1	12	14.5	100.7	6.99	69.6
	Sr3 Q - IIS	21/01/12	35.46	11.1	12	14.4	99.4	6.96	68.1
	Si4 Q - IIS	22/01/12	233.3	37.4	22	15.8	81.6	7.77	78.9
	Si5 Q - IIS	22/01/12	71.98	11	16	17.4	89.2	7.57	79.7
	Si6 Q - IIS	22/01/12	38.71	11.1	24	18.2	65.7	6.63	71.2
SANTA ROSA	Sr7 SR - IIS	23/01/12	181.5	37.2	22	14.9	125.6	8.62	85.9
	Sr8 SR - IIS	23/01/12	116.5	11	26	15.8	133.1	8.06	81.7
	Si9 SR - IIS	23/01/12	170	23.9	16	16.5	66.1	8.01	81.6
	Si10 SR - IIS	23/01/12	80.48	24.2	54	17.3	71.5	7.91	83
	Si11 SR - IIS	23/01/12	210.5	37.5	70	18.2	93.7	7.56	80.3

Río	Sitio	Fecha	pH	NO_2^- mg.L^{-1}	PO_4^{3-} mg.L^{-1}	NO_3^- mg.L^{-1}	NO_2^- mg.L^{-1}	$CaC0_3$ mg.L^{-1}
QUIJOS	Sr1 Q - IIS	21/01/12	9.81	0.02	0.046	0.22	0.6	35
	Sr2 Q - IIS	21/01/12	9.64	0.05	0.046	1.42	0.2	30
	Sr3 Q - IIS	21/01/12	9.46	0.02	0.046	0.88	0.08	30
	Si4 Q - IIS	22/01/12	9.05	0.03	0.046	0.58	0.1	15
	Si5 Q - IIS	22/01/12	8.22	0.03	0.046	1.82	0.11	25
	Si6 Q - IIS	22/01/12	8.71	0.03	0.092	1.08	0.09	35
SANTA ROSA	Sr7 SR - IIS	23/01/12	9.25	0.02	0.046	1	0.24	50
	Sr8 SR - IIS	23/01/12	9.21	0.02	0.092	1.24	0.29	50
	Si9 SR - IIS	23/01/12	9.08	0.02	0.046	0.44	0.05	45
	Si10 SR - IIS	23/01/12	9.28	0.04	0.25	0.84	0.11	45
	Si11 SR - IIS	23/01/12	9.11	0.04	0.092	0.9	0.32	55

Fuente: IIS=segunda salida de campo; NO_2^-, PO_4^{3-}=Valores obtenidos con los kits de ensayo colorimétrico Aquaquant®; NO_3^-, NO_2^-, CaC03=Valores obtenidos con el fotómetro para análisis de agua modelo 9100 de YSI.

Valores de saturación de oxígeno que no cumplieron normas ambientales se encontraron en estaciones Sr1 Q – IIS, Sr2 Q – IIS, Sr3 Q – IIS, Si4 Q – IIS, Si5 Q – IIS y Si6 Q – IIS; pH en estaciones Sr1 Q – IIS, Sr2 Q – IIS, Sr3 Q – IIS, Si4 Q – IIS, Sr7 SR – IIS, Sr8 SR – IIS, Si9 SR – IIS, Si10 SR – IIS y Si11 SR – IIS; nitrito en estaciones Sr1 Q – IIS, Sr2 Q – IIS, Sr7 SR – IIS, Sr8 SR – IIS y Si11 SR – IIS; alcalinidad en estaciones Sr1 Q – IIS, Sr2 Q – IIS, Sr3 Q – IIS, Si5 Q – IIS, Si6 Q – IIS, Sr7 SR – IIS, Sr8 SR – IIS, Si9 SR – IIS, Si10 SR – IIS y Si11 SR – IIS. Los valores de hidrocarburos totales de petróleo (TPH) en muestras de sedimento de todas las estaciones estuvieron por debajo del límite permisible

(<1000 $mg.kg^{-1}$ para la protección de ecosistemas sensibles), aunque en estaciones Si4 Q – IIS, Sr7 SR – IIS, Si9 SR – IIS, Si10 SR – IIS y Si11 SR – IIS presentaron valores altos. Sólidos suspendidos totales, temperatura, oxígeno disuelto y nitrato presentaron valores dentro de las normas ambientales, aunque estaciones Si10 SR – IIS y Si11 SR – IIS presentaron valores altos de sólidos suspendidos totales y estaciones Sr2 Q – IIS, Si5 Q – IIS y Sr8 SR – IIS presentaron valores elevados de nitratos.

Aunque no esta regulado la demanda química de oxígeno, la conductividad y el fosfato en las normas de protección de vida acuática en agua dulce, los valores de demanda química de oxígeno se encuentran muy altos en las estaciones Sr1 Q – IIS, Si4 Q – IIS, Sr7 SR – IIS, Si9 SR – IIS y Si11 SR – IIS; estaciones Sr1 Q – IIS, Sr2 Q – IIS, Sr3 Q – IIS, Sr7 SR – IIS, Sr8 SR – IIS y Si11 SR – IIS presentaron valores elevados de conductividad; y estaciones Si6 Q – IIS, Sr8 SR – IIS, Si10 SR – IIS y Si11 SR – IIS.

3.1.4. Correlaciones entre las variables ambientales durante la segunda salida de campo

Una matriz de correlación (Tabla 8) entre los parámetros fisicoquímicos revela de manera relativa fuertes correlaciones entre el orden del río y la alcalinidad ($R= -0.87$, $\rho< 0.001$) (Figura 9), la altitud y el pH ($R= 0.90$, $\rho<0.001$), y los sólidos suspendidos totales y el fosfato ($R= 0.83$, $\rho< 0.01$).

Tabla 8. Rango de orden de correlación de Spearman calculado entre las variables ambientales (segunda salida de campo). Los valores de correlación presentados son significativos a $\rho < 0.05$ (N=11).

	Orden de río	Altitud m	DQO mg $O^2.L^{-1}$	TPH $mg.kg^{-1}$	SST $mg.L^{-1}$	T ^0C	C.E $\mu S.cm^{-1}$	OD $mg.L^{-1}$	OD %	pH	PO_4^{3-} $mg.L^{-1}$	NO_3^- $mg.L^{-1}$	NO_2^- $mg.L^{-1}$	$CaC0_3$ $mg.L^{-1}$
Orden río	--													
Altitud (m)		--												
DQO (mg $O^2.L^{-1}$)			--											
TPH ($mg.kg^{-1}$)			0.63	--										
SST ($mg.L^{-1}$)					--									
T (^0C)		-0.86				--								
C.E ($\mu S.cm^{-1}$)		0.68				-0.61	--							
OD ($mg.L^{-1}$)	-0.62							--						
OD (%)	-0.67				0.61			0.88	--					
pH		0.90				-0.78				--				
PO_4^{3-} ($mg.L^{-1}$)					0.84	0.61					--			
NO_3 ($mg.L^{-1}$)												--		
NO_2 ($mg.L^{-1}$)													--	
$CaC0_3$ ($mg.L^{-1}$)	-0.87				0.64				0.66					--

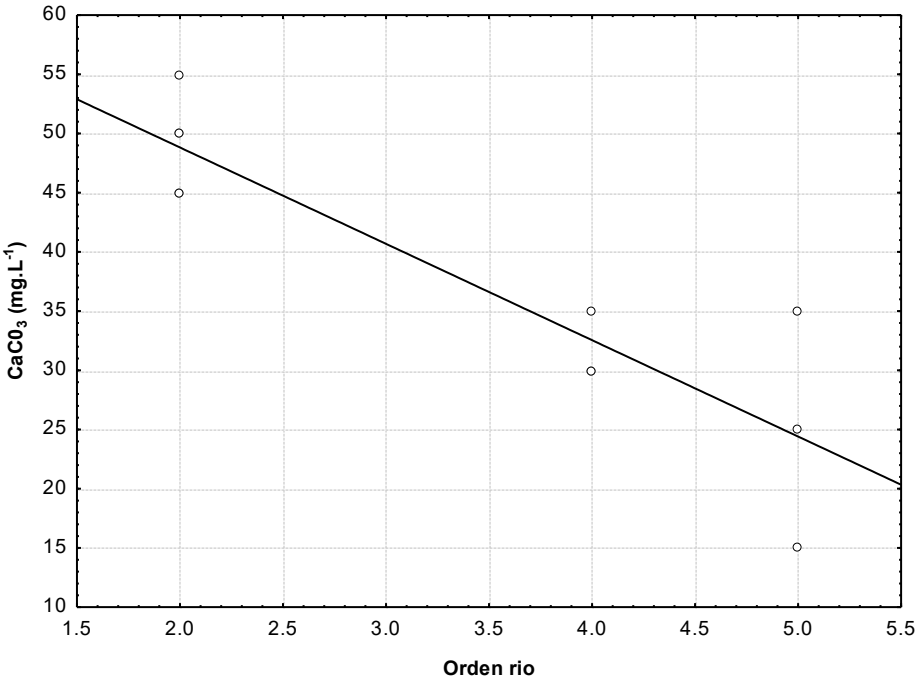


Figura 9. Relación entre el orden del rio y la alcalinidad (segunda salida de campo).

3. 2. Medidas de parámetros biológicos

En esta sección se explora la composición y estructura de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos que habitan los ríos investigados. En los anexos V, VI y VII se presentan los grupos de macroinvertebrados a nivel de orden y familia encontrados en cada estación de muestreo durante todo el estudio.

3.2.1. Composición relativa de macroinvertebrados por estación (primera salida de campo)

Durante la primera campaña de muestreo llevada a cabo en septiembre del 2011, a nivel de orden, Ephemeroptera fue el taxón dominante en la mayor parte de

estaciones (> al 65% de individuos por sitio, con más del 90% la estación Si4 Q - IS). La mayor dominancia de Diptera fue observada en estación Sr2 Q – IS (> al 50% de individuos), al igual que Plecoptera en estación Sr1 Q – IS (> al 20% de individuos) (Figura 10).

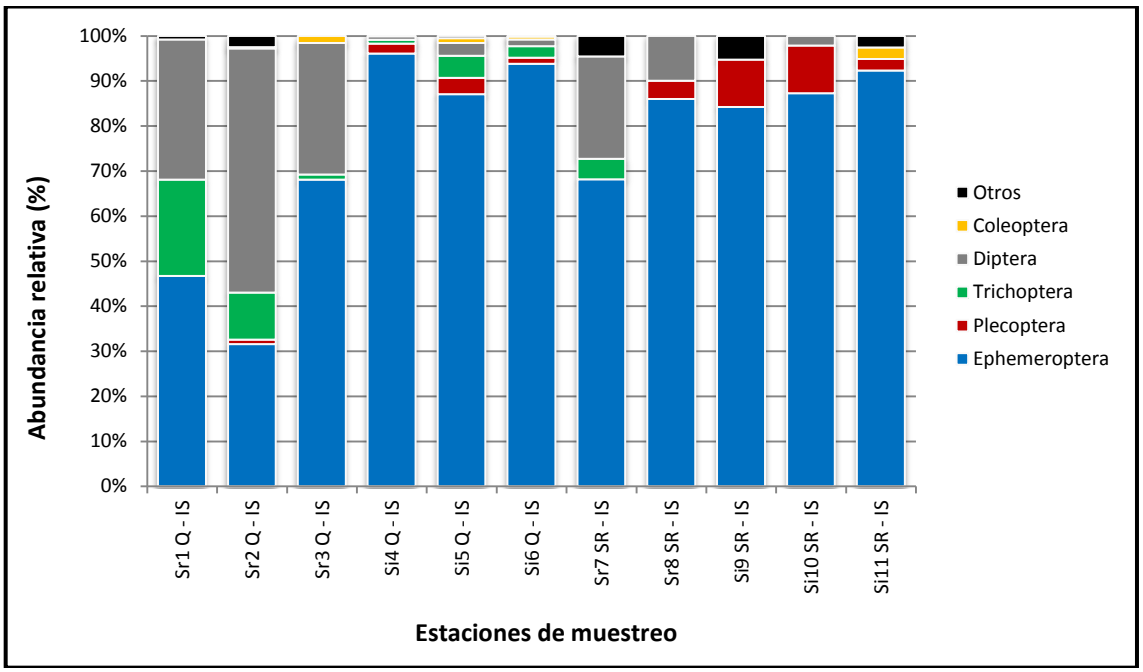


Figura 10. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de orden (primera salida de campo).

A nivel de familia, Baetidae fue el taxón dominante en la mayor parte de estaciones (> al 50% de individuos por sitio, la estación Sr3 Q – IS posee más del 90%). Estaciones Si4 Q – IS, Si5 Q – IS, Si6 Q – IS, Sr7 SR – IS, Sr8 SR – IS, Si9 SR – IS, Si10 SR – IS y Si11 SR – IS presentaron más del 10% de individuos pertenecientes a la familia Leptophlebiidae. Las estaciones Sr1 Q – IS y Sr2 Q – IS presentaron más del 30% de familias agrupadas en “otros” (Hydroptilidae,

Hydropsychidae, Hydrobiosidae, Helicopsychidae, Glossosomatidae, Tipulidae, Simuliidae, Empididae, Elmidae, Corydalidae y Pyralidae) (Figura 11).

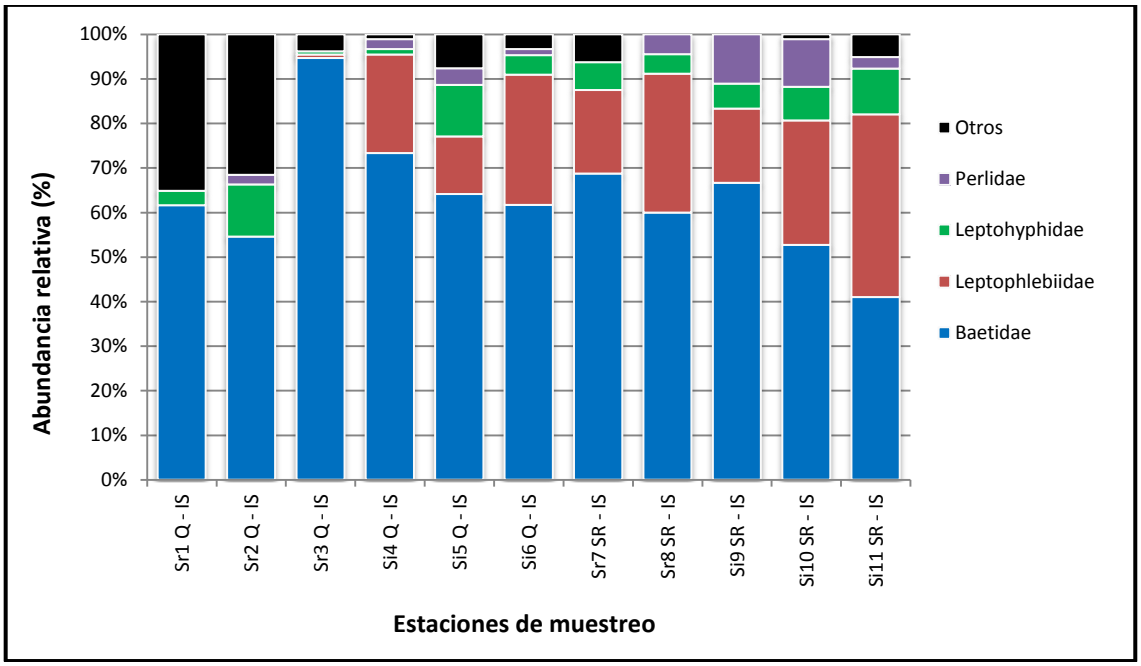


Figura 11. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de familia (primera salida de campo).

3.2.2. Abundancia de macroinvertebrados por sitios de muestreo (primera salida de campo)

El máximo número de individuos de macroinvertebrados fueron encontrados en estación Si4 Q – IS (> 1000) y Si6 Q – IS (> 700), la mayor parte perteneciente al orden Ephemeroptera. La estación Si9 SR – IS posee el menor número de individuos de macroinvertebrados (19 ejemplares) (Figura 12).

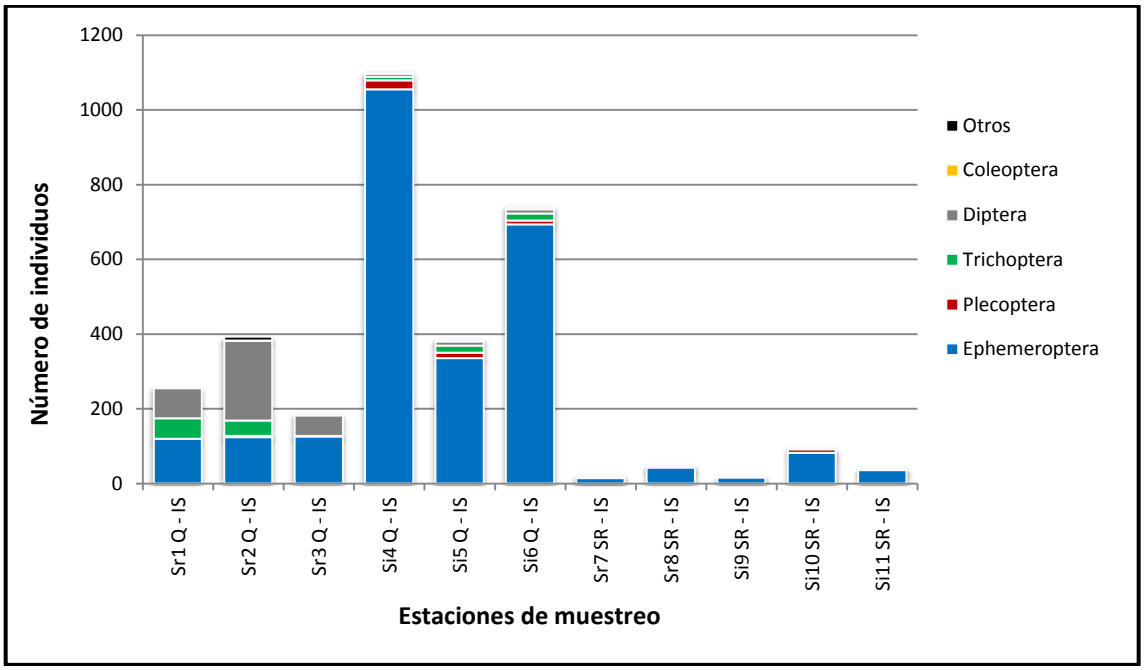


Figura 12. Abundancia de macroinvertebrados por estación (primera salida de campo).

3.2.3. Composición relativa de macroinvertebrados del río Quijos (primera salida de campo)

A nivel de orden, las estaciones Sr3 Q – IS, Si4 Q – IS, Si5 Q – IS y Si6 Q – IS presentaron más del 65% de Ephemeroptera. Las estaciones Sr1 Q – IS, Sr2 Q – IS y Sr3 Q – IS presentaron más del 25% de Diptera (Figura 13).

A nivel de familia, la estación Si4 Q – IS presentó más del 70% de Baetidae. La estación Sr2 Q – IS presentó cerca del 50% de Chironomidae (Figura 14).

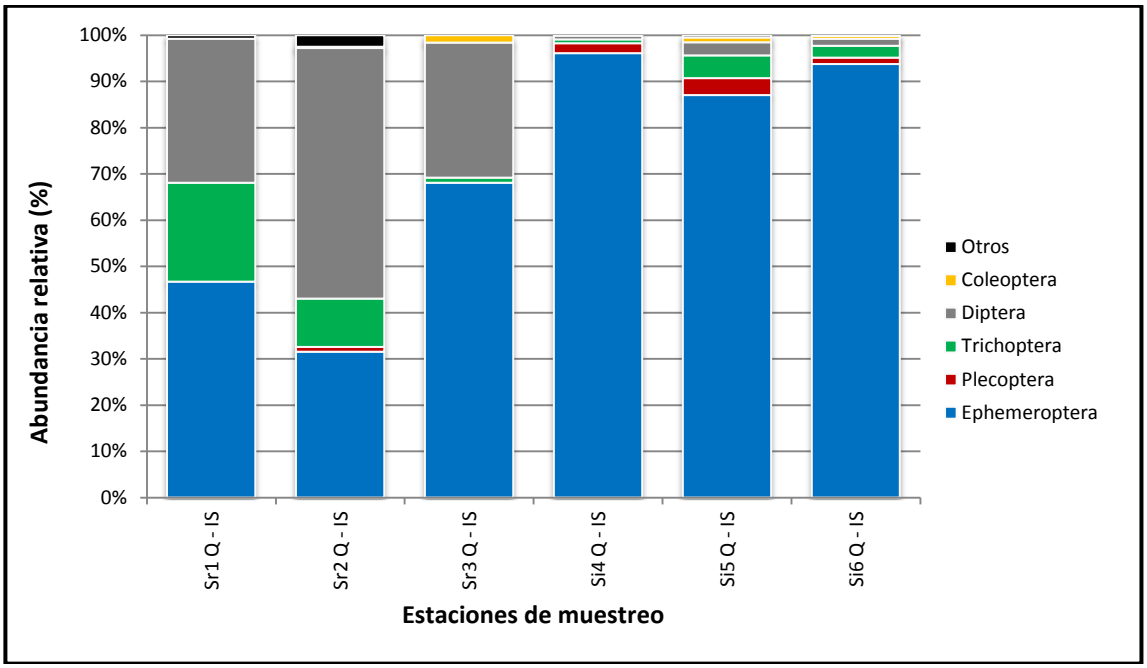


Figura 13. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de orden del río Quijos (primera salida de campo).

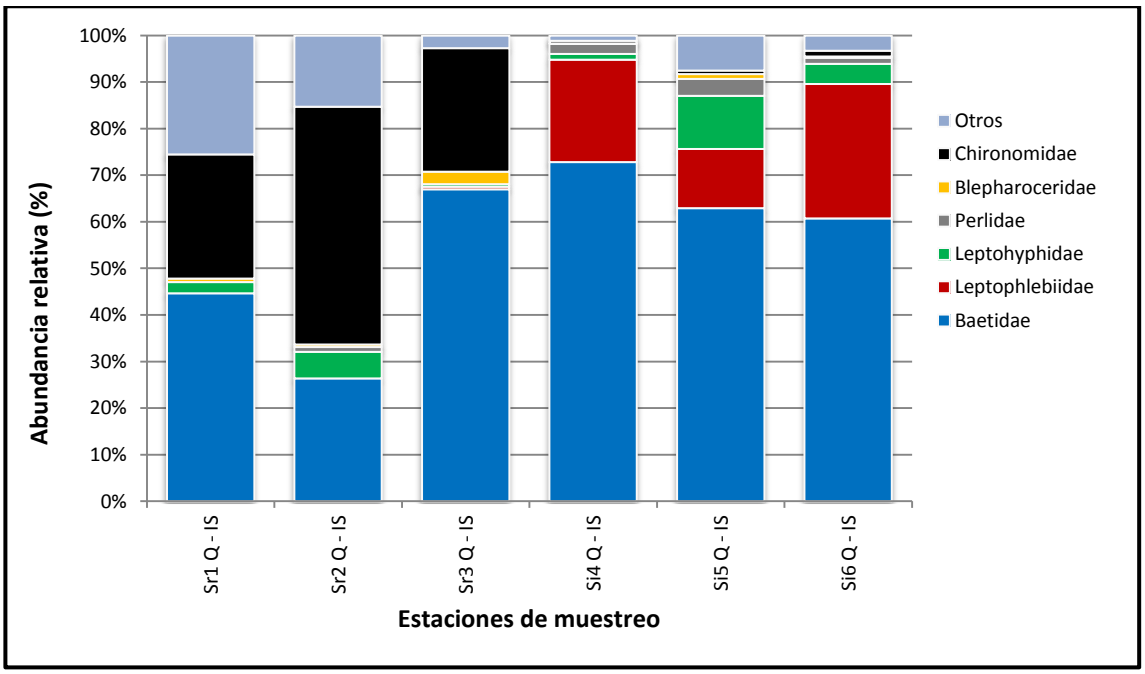


Figura 14. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de familia del río Quijos (primera salida de campo).

3.2.4. Composición relativa de macroinvertebrados del río Santa Rosa (primera salida de campo)

A nivel de orden, todas las estaciones presentaron más del 65% de Ephemeroptera. La estación Sr7 SR – IS presentó más del 20% de Diptera. Estaciones Si9 SR – IS y Si10 SR – IS presentaron más del 10% de Plecoptera (Figura 15).

A nivel de familia, la estación Si9 SR – IS presentó más del 65% de Baetidae, la estación Si11 SR – IS presentó más del 40% de Leptophlebiidae, y la estación Sr7 SR – IS presentó más del 20% de Chironomidae (Figura 16).

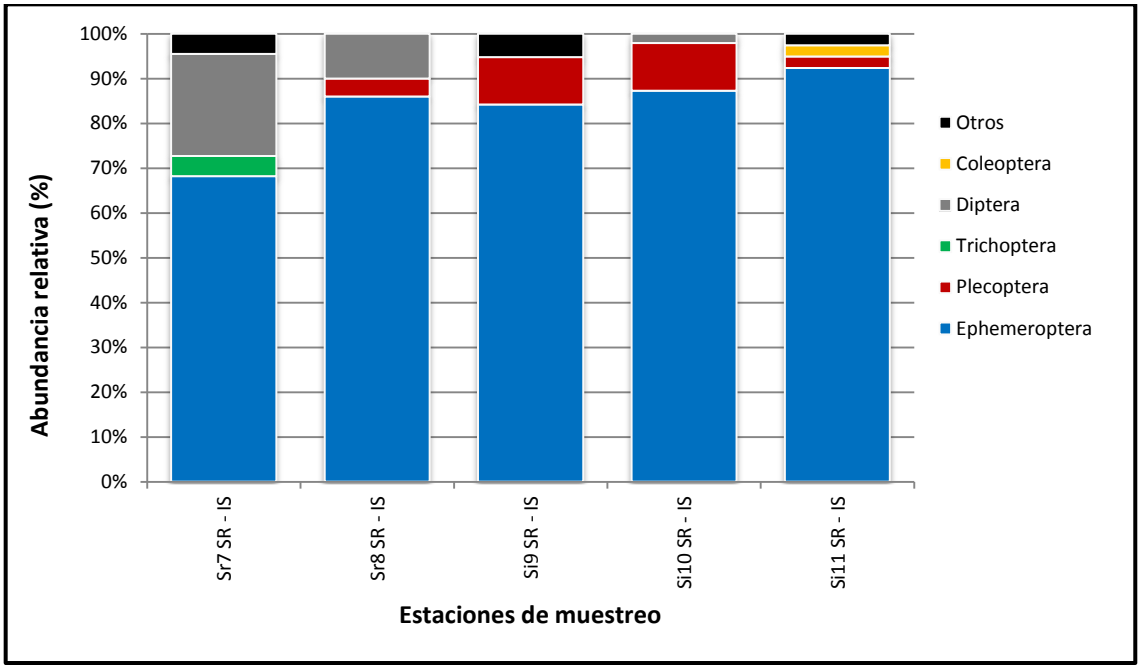


Figura 15. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de orden del río Santa Rosa (primera salida de campo).

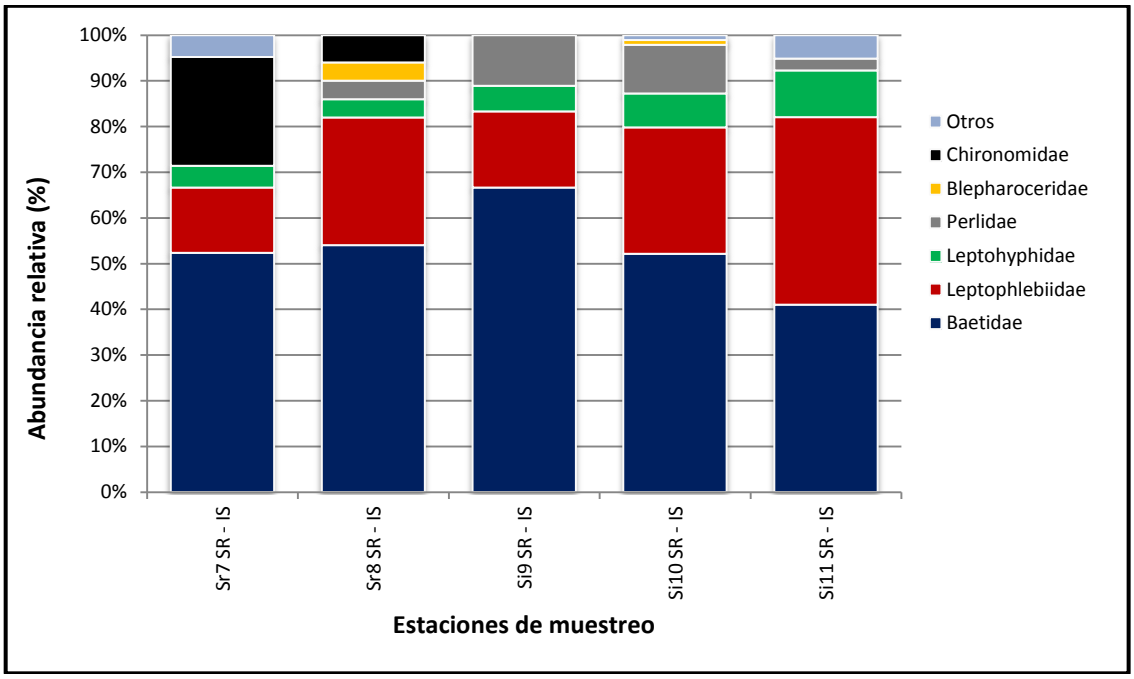


Figura 16. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de familia del río Santa Rosa (primera salida de campo).

3.2.5. Composición relativa de macroinvertebrados por estación (segunda salida de campo)

Durante la segunda campaña de muestreo llevada a cabo en enero del 2012, a nivel de orden, de nuevo Ephemeroptera fue el taxón dominante en la mayor parte de estaciones (> al 60% de individuos por sitio, con cerca del 90% la estación Si4 Q - IS). En esta ocasión, la mayor dominancia de Diptera fue observada en estación Sr3 Q – IS (> al 50% de individuos).

Las estaciones Sr2 Q – IIS y Si6 Q – IIS presentaron más del 20% de Trichoptera, de igual forma las estaciones Sr8 SR – IIS y Si11 SR – IIS presentaron más del 20% de Plecoptera (Figura 17).

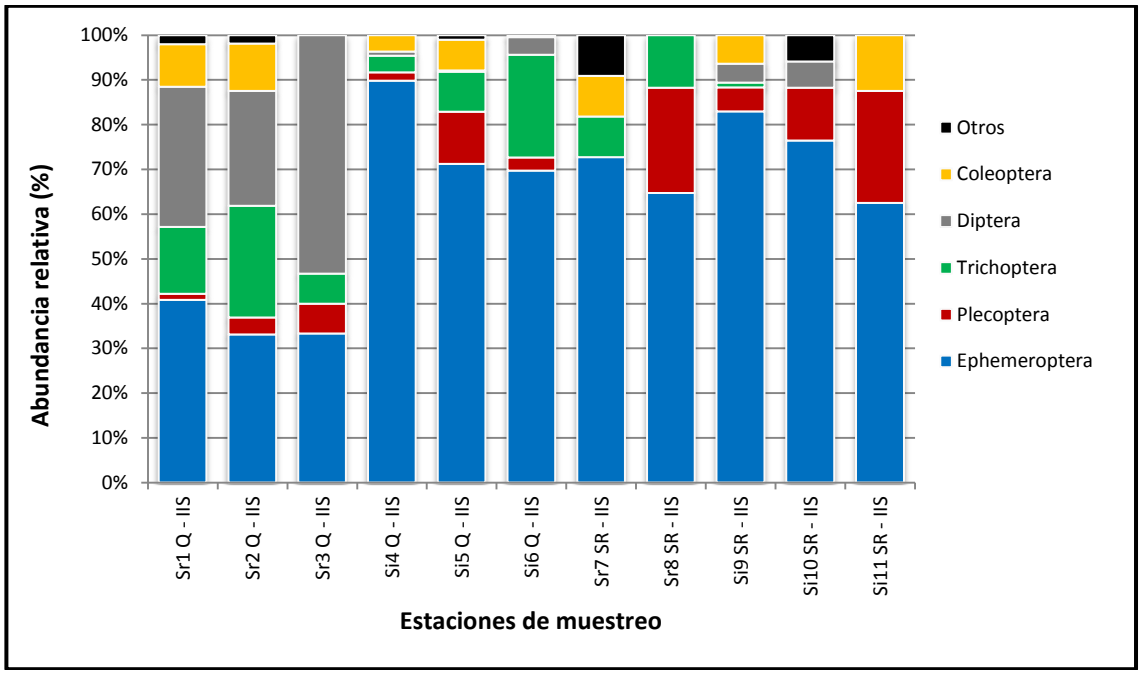


Figura 17. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de orden (segunda salida de campo).

A nivel de familia, las estaciones Si4 Q – IIS y Si10 SR – IIS presentaron más del 65% de Baetidae. Estaciones Sr3 Q – IIS, Sr7 SR – IIS y Sr8 SR – IIS presentaron más del 20% de Leptophlebiidae, estaciones Si9 SR – IIS y Si11 SR – IIS presentaron más del 20% de Leptohyphidae, estaciones Sr8 SR – IIS y Si11 SR – IIS presentaron más del 20% de Perlidae. La estación Sr2 Q – IIS presentó más del 50% de familias agrupados en “otros” (Hydroptilidae, Hydropsychidae, Hydrobiosidae, Helicopsychidae, Glossosomatidae, Leptoceridae, Tipulidae, Elmidae, Corydalidae y Pyralidae) (Figura 18).

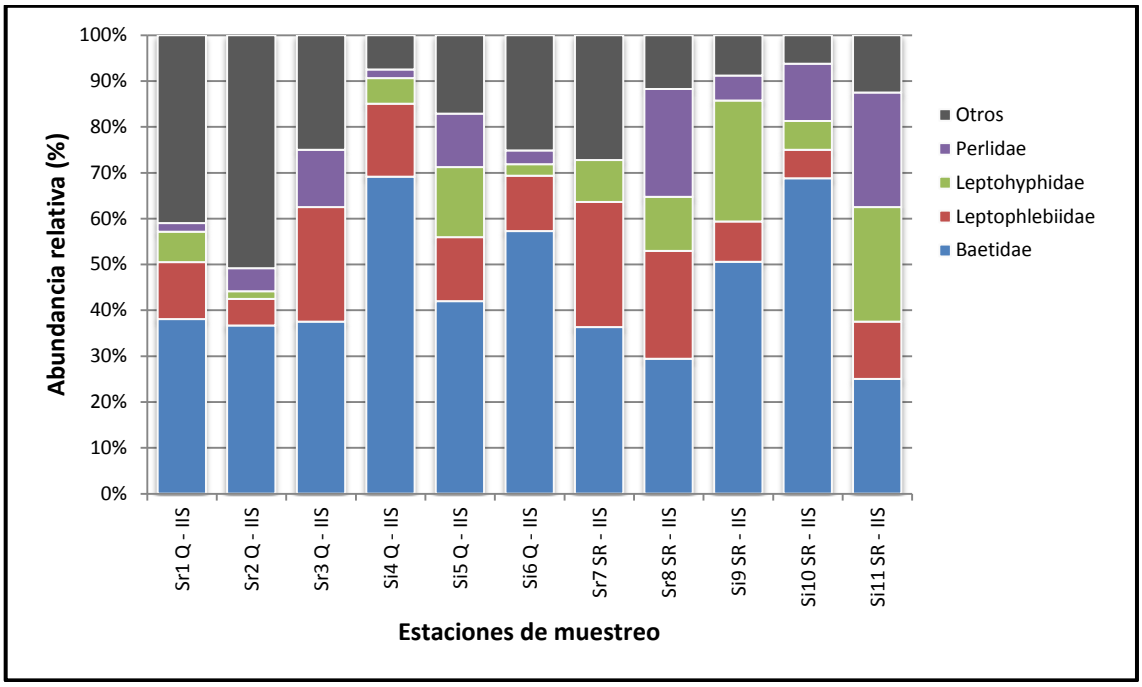


Figura 18. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de familia (segunda salida de campo).

3.2.6. Abundancia de macroinvertebrados por estación (segunda salida de campo)

La estación con mayor número de individuos fue la estación Si5 Q – IIS (379 ejemplares). La estación con el menor número de individuos fue la estación Si11 SR – IIS (8 individuos) (Figura 19).

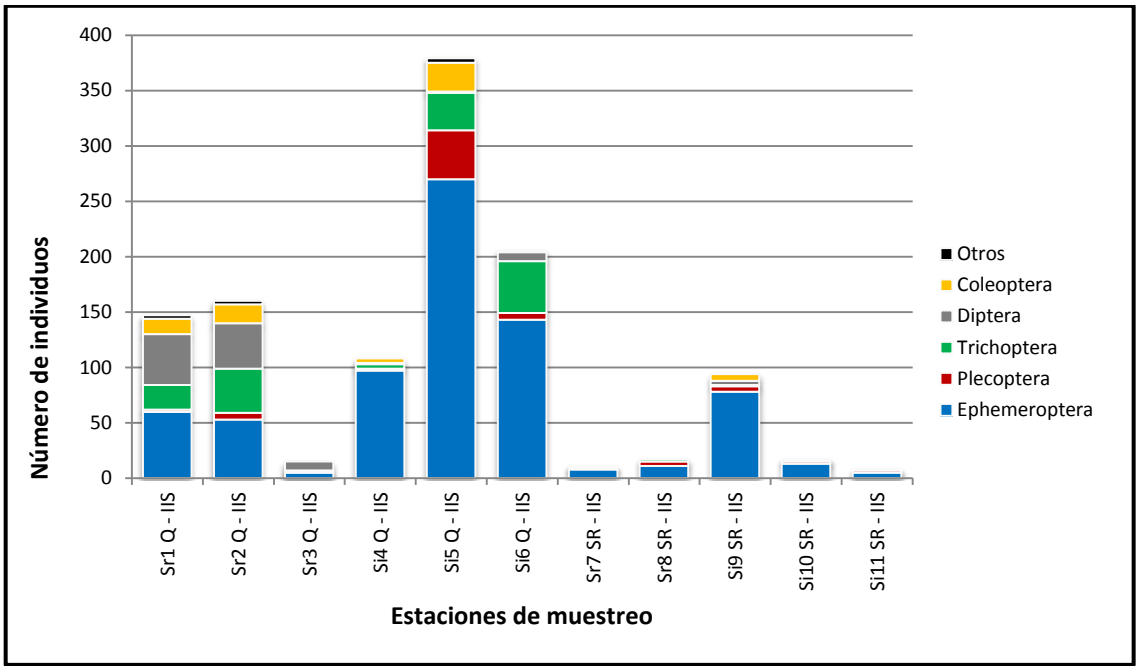


Figura 19. Abundancia de macroinvertebrados por estación (segunda salida de campo).

3.2.7. Composición relativa de macroinvertebrados del río Quijos (segunda salida de campo)

A nivel de orden, la estación Si4 Q – IIS presentó cerca del 90% de Ephemeroptera. La estación Sr3 Q – IIS presentó más del 50% de Diptera. Estaciones Sr2 Q – IIS y Si6 Q – IIS presentaron más del 20% de Trichoptera (Figura 20).

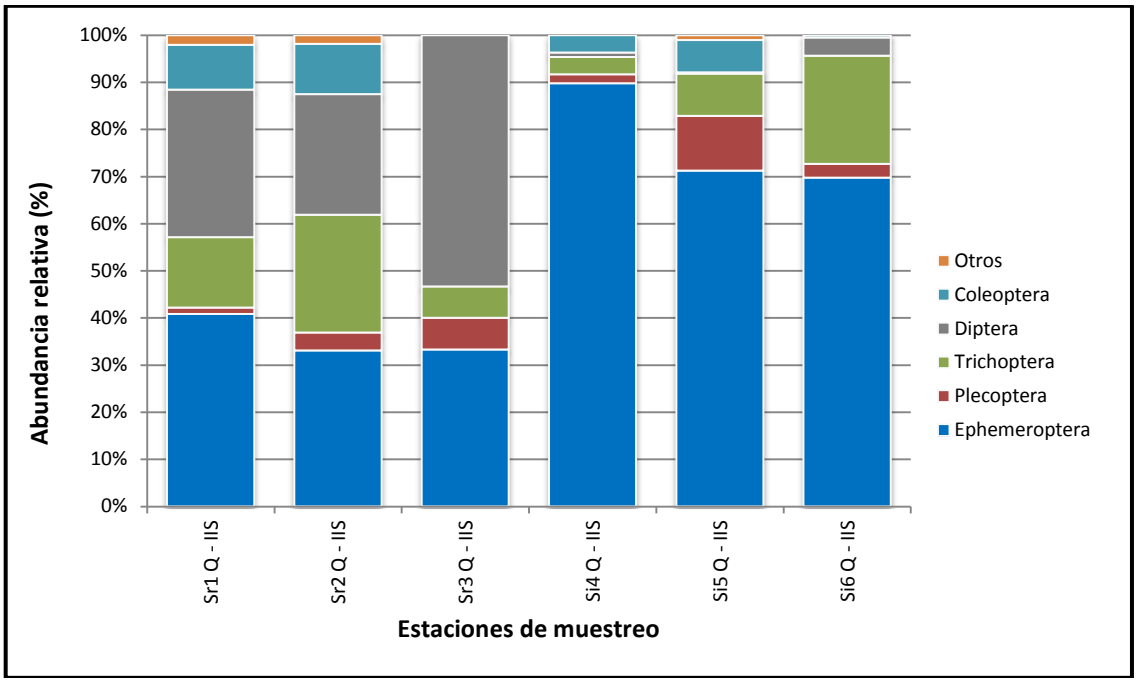


Figura 20. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de orden del río Quijos (segunda salida de campo).

A nivel de familia, la estación Si4 Q – IIS presentó más del 65% de Baetidae, la estación Sr3 Q – IIS presentó cerca del 40% de Blepharoceridae. La estación Sr2 Q – IIS presentó cerca del 40% de familias agrupadas en “otros” (Hydroptilidae, Hydropsychidae, Hydrobiosidae, Helicopsychidae, Glossosomatidae, Leptoceridae, Tipulidae, Elmidae, Corydalidae y Pyralidae) (Figura 21).

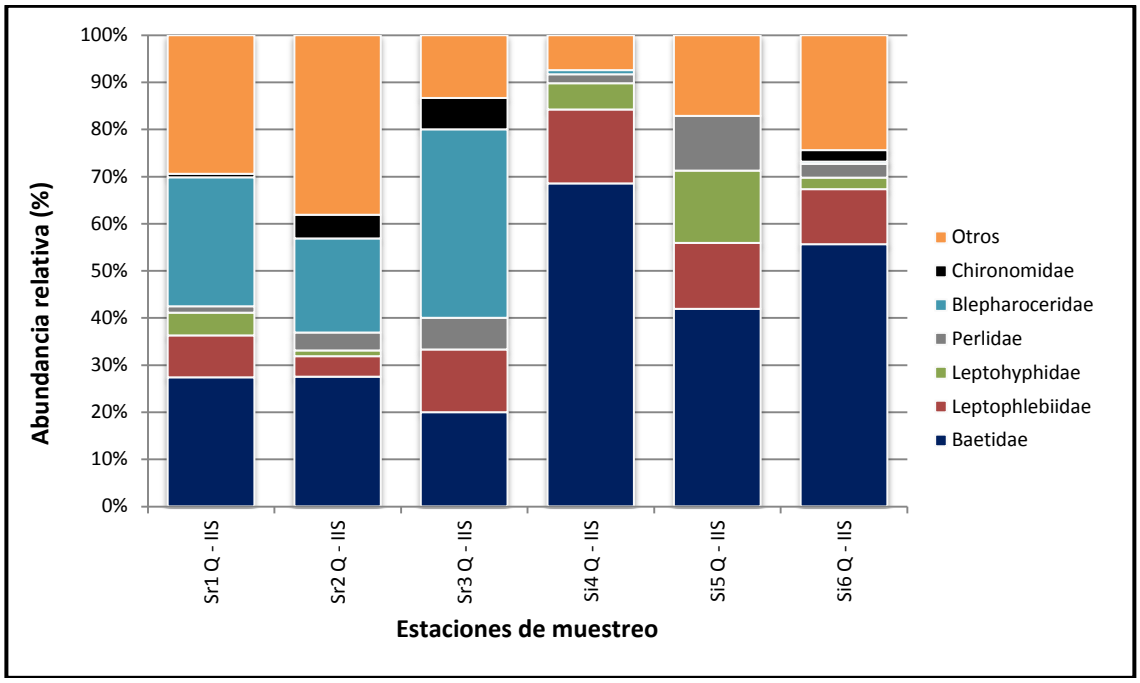


Figura 21. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de familia del río Quijos (segunda salida de campo).

3.2.8. Composición relativa de macroinvertebrados del río Santa Rosa (segunda salida de campo)

A nivel de orden, todas las estaciones presentaron más del 60% de Ephemeroptera. Estaciones Sr8 SR – IIS y Si11 SR – IIS presentaron más del 20% de Plecoptera. La estación Sr8 SR – IIS presentó más del 10% de Trichoptera, de igual forma la estación Si11 SR – IIS con más de 10% de Coleoptera (Figura 22).

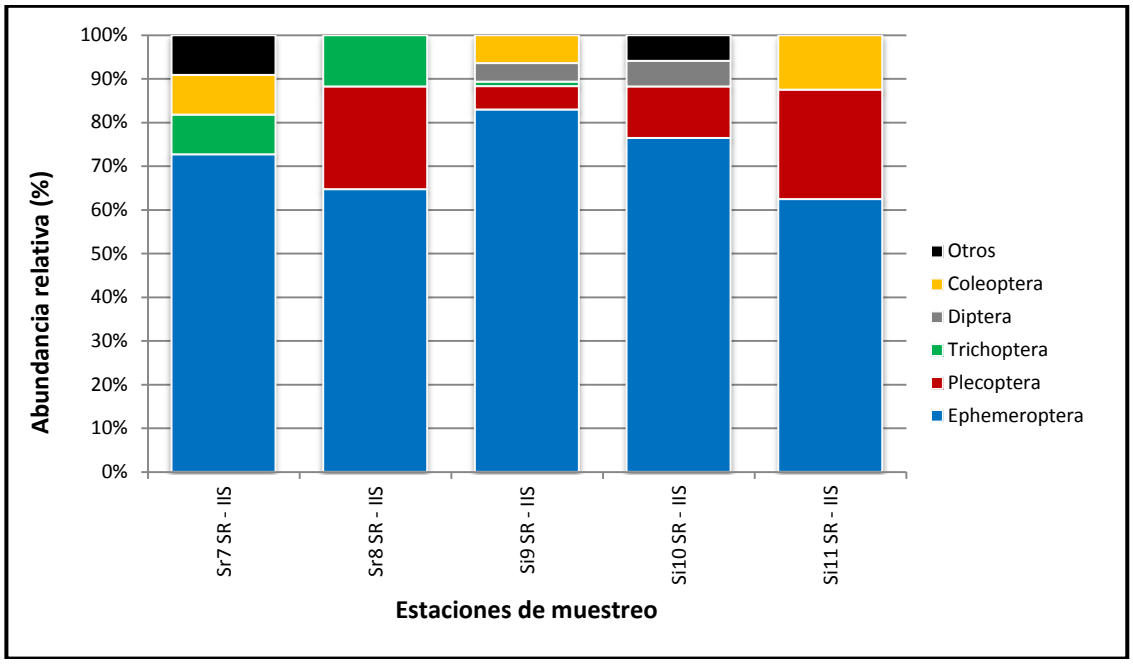


Figura 22. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de orden del río Santa Rosa (segunda salida de campo).

A nivel de familia, la estación Si10 SR – IIS presentó más del 60% de Baetidae, más del 20% de Leptophlebiidae se encontró en las estaciones Sr7 SR – IIS y Sr8 SR – IIS, de igual forma más del 20% de Leptohyphidae se encontró en las estaciones Si9 SR – IIS y Si11 SR – IIS. Más del 20% de Perlidae se encontraron en las estaciones Sr8 SR – IIS y Si11 SR – IIS. Cerca del 30% de las familias agrupadas en “otros” se encontraron en la estación Sr7 SR – IIS (Odontoceridae, Psephenidae y Pyralidae) (Figura 23).

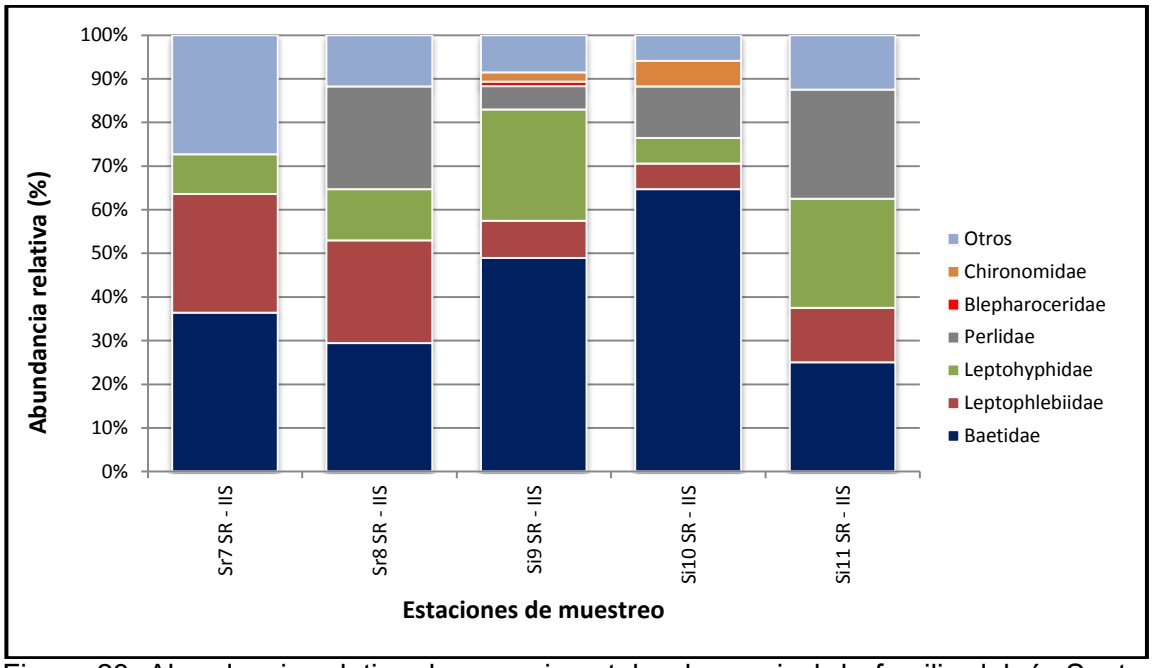


Figura 23. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de familia del río Santa Rosa (segunda salida de campo).

3.2.9. Patrones estacionales de los macroinvertebrados en el Río Quijos

Durante la primera salida de campo, los organismos colectados en el río Quijos pertenecieron predominantemente a los órdenes Ephemeroptera, Trichoptera y Diptera (97% de todos los individuos), mientras que Plecoptera y Coleoptera estuvieron pobremente representados (2%). El 1% restante corresponde a algunos órdenes agrupados en la categoría “otros” (Megaloptera, Lepidoptera, Amphipoda, Oligochaeta y Arachnoidea).

Durante la segunda salida de campo, aunque Ephemeroptera, Trichoptera y Diptera fueron aún los taxones dominantes, tuvieron el 87% de todos los individuos. Coleoptera y Plecoptera estuvieron mejor representados en esta segunda salida de campo, constituyendo juntos el 12% de los organismos. El 1%

restante corresponde a algunos órdenes agrupados en la categoría “otros” (Megaloptera, Lepidoptera, Hemiptera y Oligochaeta) (Figura 24).

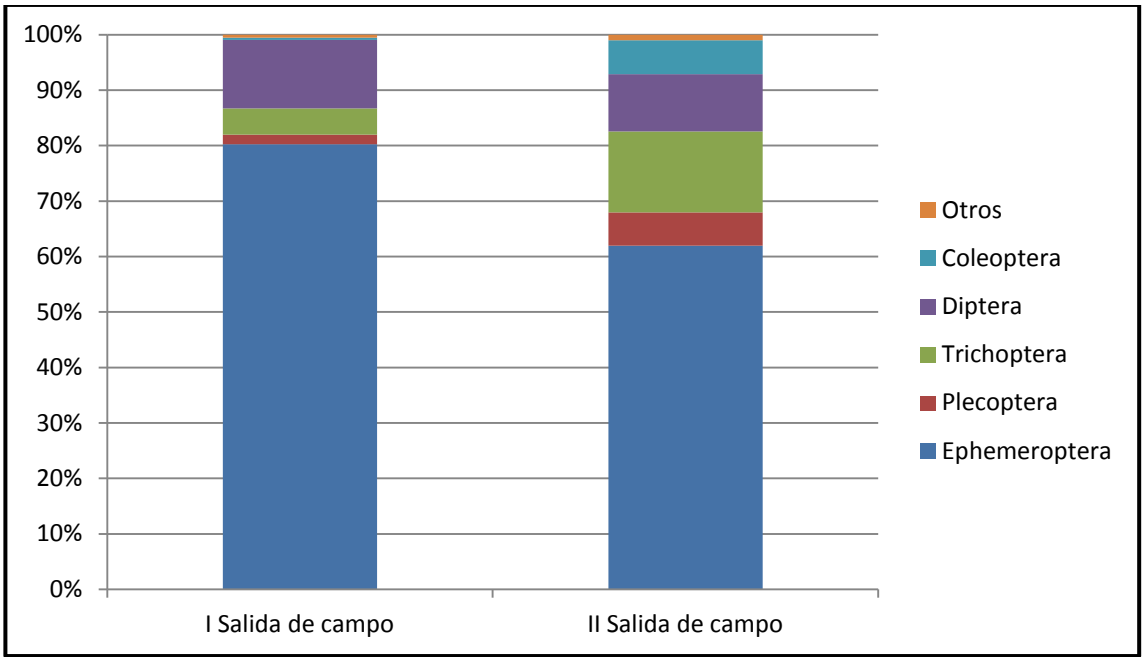


Figura 24. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de orden del río Quijos (primera y segunda salida de campo).

En cuanto a las familias encontradas en las estaciones del río Quijos, durante la primera salida de campo predominaron Baetidae, Leptophlebiidae y Chironomidae (88% del total de individuos), mientras que Leptohyphidae, Perlidae y Blepharoceridae estuvieron representados con el 4, 2 y 1% respectivamente. El 6% restante de familias se agrupa en la categoría “otros” (Hydroptilidae, Hydropsychidae, Hydrobiosidae, Helicopsychidae, Glossosomatidae, Xiphocentronidae, Tipulidae, Simuliidae, Empididae, Elmidae, Corydalidae y Pyralidae).

Durante la segunda salida de campo Baetidae, Leptophlebiidae, Leptohyphidae y Blepharoceridae fueron los taxones dominantes, con el 70% de individuos, mientras que Perlidae y Chironomidae tuvieron el 7% de individuos. En esta ocasión el 23% de individuos corresponde a las familias registradas en la categoría "otros" (Hydroptilidae, Hydropsychidae, Hydrobiosidae, Helicopsychidae, Glossosomatidae, Xiphocentronidae, Leptoceridae, Tipulidae, Simuliidae, Empididae, Dolichopodidae, Elmidae, Staphylinidae, Corydalidae, Pyralidae y Naucoridae) (Figura 25).

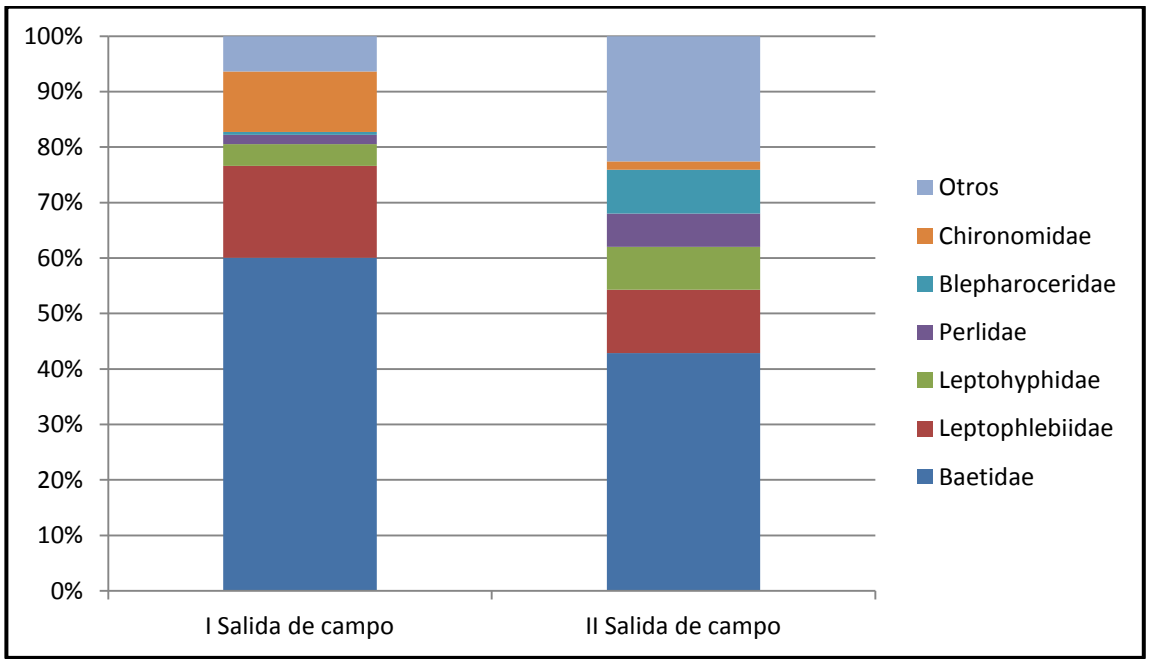


Figura 25. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de familia del río Quijos (primera y segunda salida de campo).

3.2.10. Patrones estacionales de los macroinvertebrados en el Río santa Rosa

Durante la primera salida de campo, los organismos colectados en el río Santa Rosa pertenecieron predominantemente a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Diptera con el 98% de individuos, mientras que Trichoptera y Coleoptera solo tuvieron el 1%, igualmente los individuos pertenecientes a los ordenes Odonata, Arachnoidea y Pisces, agrupados en la categoría de “otros”.

Durante la segunda salida de campo, los organismos colectados pertenecieron predominantemente a los órdenes Ephemeroptera, Plecoptera y Coleoptera con el 92% de los individuos, mientras que Trichoptera y Diptera tuvieron el 6% de individuos. El orden Lepidoptera fue agrupado en la categoría de “otros” con el 1% de individuos (Figura 26).

En cuanto a las familias encontradas en las estaciones del río Santa Rosa, durante la primera salida de campo predominaron Baetidae, Leptophlebiidae, Leptohyphidae y Perlidae con el 94% de individuos. Blepharoceridae y Chironomidae tuvieron el 4% de individuos, mientras que Helicopsychidae, Empididae, Elmidae y Gomphidae agrupadas en la categoría de “otros” tuvo el 2% de individuos.

Durante la segunda salida de campo, los organismos colectados pertenecieron predominantemente a las familias Baetidae, Leptophlebiidae y Leptohyphidae con el 78% de individuos, Perlidae tuvo el 9% de individuos, Blepharoceridae y

Chironomidae el 3% de individuos. El 10% de individuos corresponde a las familias registradas en la categoría “otros” (Hydropsychidae, Odontoceridae, Simullidae, Elmidae, Psephenidae y Pyralidae) (Figura 27).

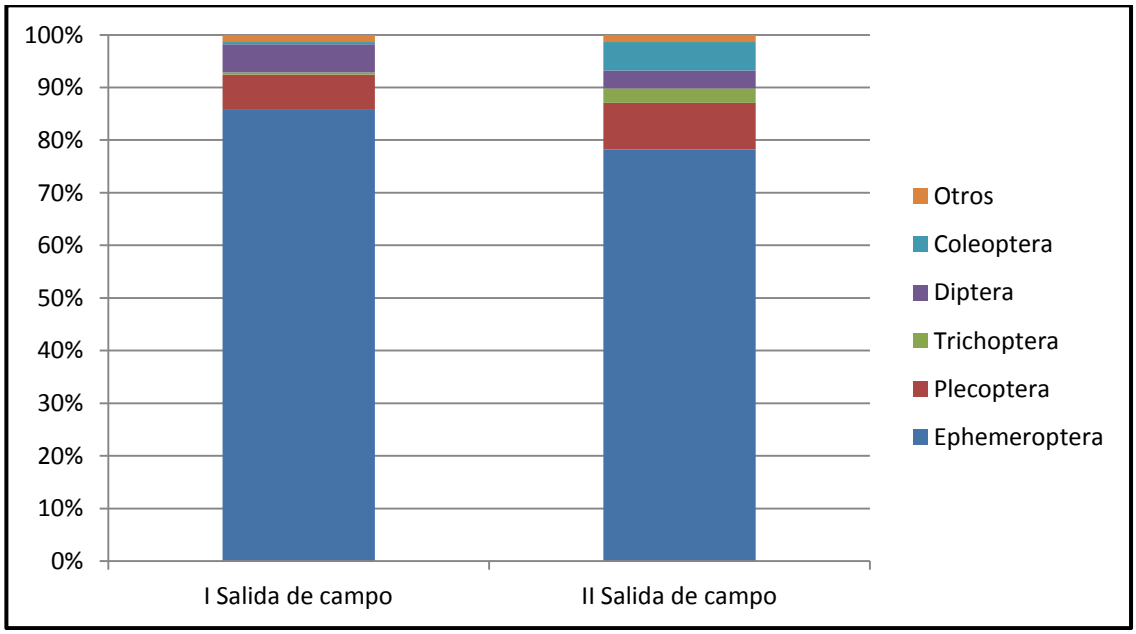


Figura 26. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de orden del río Santa Rosa (primera y segunda salida de campo).

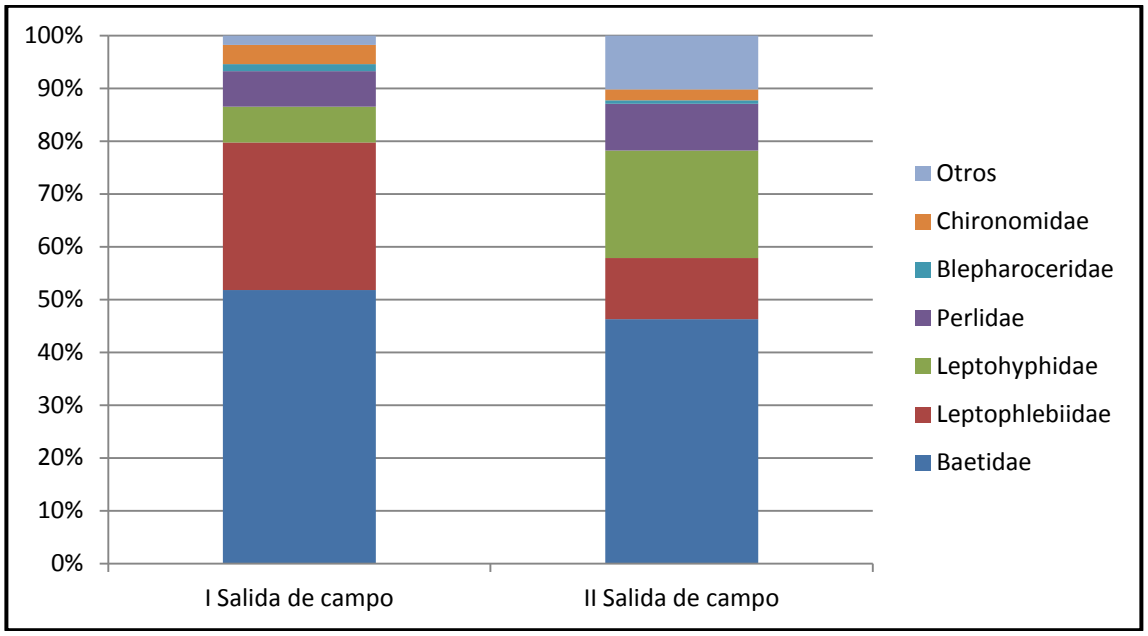


Figura 27. Abundancia relativa de macroinvertebrados a nivel de familia del río Santa Rosa (primera y segunda salida de campo).

3.3. Correlaciones entre la fauna acuática y las variables ambientales

Análisis de correlación entre la riqueza de taxones de invertebrados y las variables ambientales registradas durante todo el estudio determinaron que el número total de taxones, taxones Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera (EPT) y taxón Trichoptera estuvieron relacionados con el orden del río de manera altamente significativa ($\rho<0.001$); número de taxones y alcalinidad se relacionaron de manera muy significativa ($R= -0.54$, $\rho<0.01$) (Tabla 9).

Taxón Ephemeroptera estuvo relacionado de manera significativa ($\rho<0.05$) con la altitud y los sólidos suspendidos totales; taxón Plecoptera estuvo relacionado de manera significativa ($\rho<0.05$) con la altitud, la temperatura, el oxígeno disuelto y la saturación de

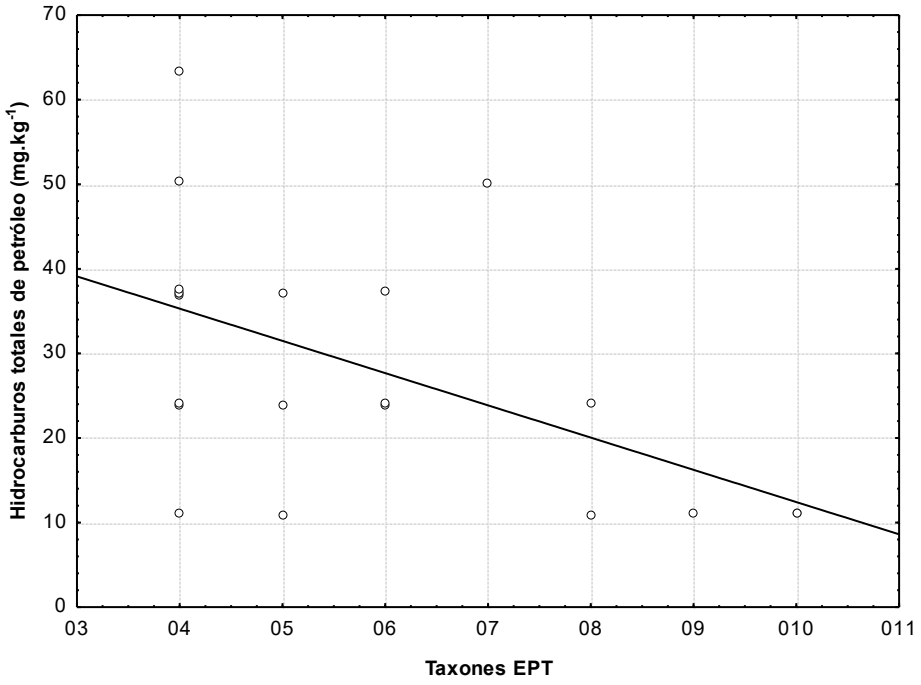
oxígeno; taxones Trichoptera y Diptera estuvieron relacionados de manera significativa ($\rho<0.05$) con la alcalinidad. Taxones Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera (EPT) y taxón Trichoptera estuvieron relacionados de manera significativa ($\rho<0.05$) con los hidrocarburos totales de petróleo (TPH) (Figura 28).

Análisis similares fueron realizados para determinar correlaciones entre la abundancia total, el número de individuos EPT y la abundancia de los diferentes taxones, con las variables ambientales registradas (Tabla 10). El número de individuos EPT y el número de individuos Ephemeroptera mostraron fuertes correlaciones significativas con el orden del río ($\rho<0.001$), y la alcalinidad ($\rho<0.01$).

Un análisis similar fue ejecutado entre las variables ambientales y el número de familias dentro de cada orden, denotando la fuerte correlación entre Baetidae y el orden del río ($R= 0.77$, $\rho<0.001$), entre Leptophlebiidae y la altitud ($R= -0.64$, $\rho<0.01$), y entre Elmidae y el fosfato ($R= -0.64$, $\rho<0.01$). Es importante destacar que la familia Elmidae es el único taxón que tiene una correlación negativa con el TPH ($R= -0.69$, $\rho<0.05$) (Figura 29).

Tabla 9. Rango de orden de correlación de Spearman calculado entre las medidas de riqueza de taxones (número de taxones) y las variables ambientales registradas durante todo el estudio. Los valores de correlación presentados son significativos a $\rho < 0.05$.

	Orden de río	Altitud m	DQO mg $O^2.L^{-1}$	TPH $mg.kg^{-1}$	SST $mg.L^{-1}$	T ^0C	C.E $\mu S.cm^{-1}$	OD $mg.L^{-1}$	OD %	pH	PO_4^{3-} $mg.L^{-1}$	NO_3^- $mg.L^{-1}$	NO_2^- $mg.L^{-1}$	$CaC0_3$ $mg.L^{-1}$
Numero de taxones														
Total	0.74													-0.54
EPT	0.71			-0.50										
Ephemeroptera		-0.50			0.49									
Plecoptera		-0.45				0.45		-0.48	-0.43					
Trichoptera	0.73			-0.51										-0.45
Diptera	0.50													-0.45



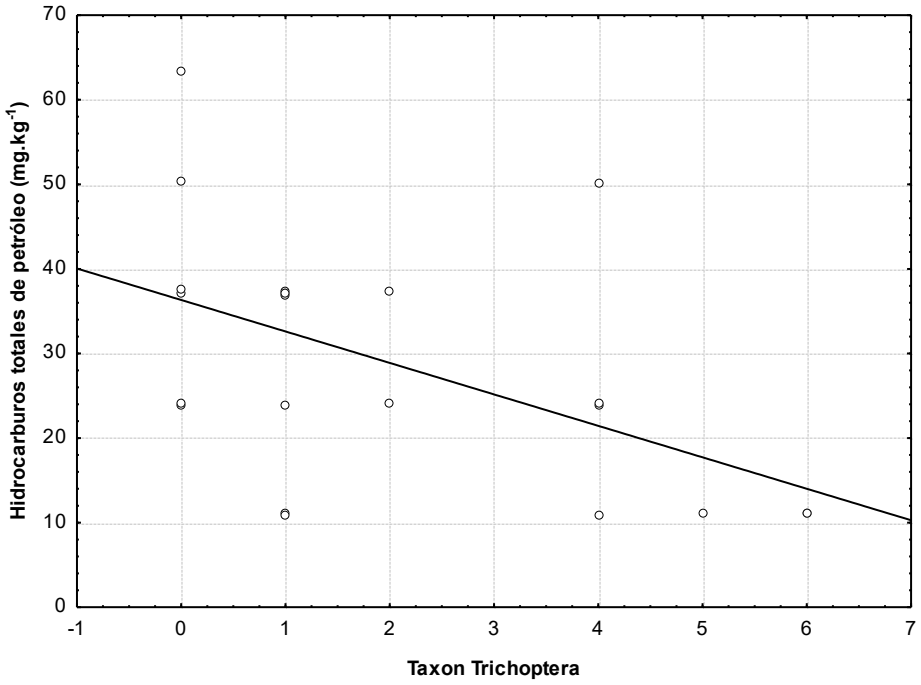


Figura 28. Relación entre taxones EPT y taxón Trichoptera con hidrocarburos totales de petróleo durante todo el estudio.

Tabla 10. Rango de orden de correlación de Spearman calculado entre el número de individuos y las variables ambientales registradas durante todo el estudio. Los valores de correlación presentados son significativos a $\rho < 0.05$.

	Orden de río	Altitud m	DQO mg $O^2.L^{-1}$	TPH $mg.kg^{-1}$	SST $mg.L^{-1}$	T ^0C	C.E $\mu S.cm^{-1}$	OD $mg.L^{-1}$	OD %	pH	PO_4^{3-} $mg.L^{-1}$	NO_3^- $mg.L^{-1}$	NO_2^- $mg.L^{-1}$	$CaC0_3$ $mg.L^{-1}$
Número de individuos														
EPT	0.80													-0.55
Ephemeroptera	0.78									-0.45				-0.54
Plecoptera	0.54													
Trichoptera	0.52													
Diptera		0.54												
Coleoptera				-0.67							-0.57			
Megaloptera									0.78					
Lepidoptera														
Hemiptera														
Odonata														
Amphipoda														
Oligochaeta														
Arachnoidea														
Pisces														

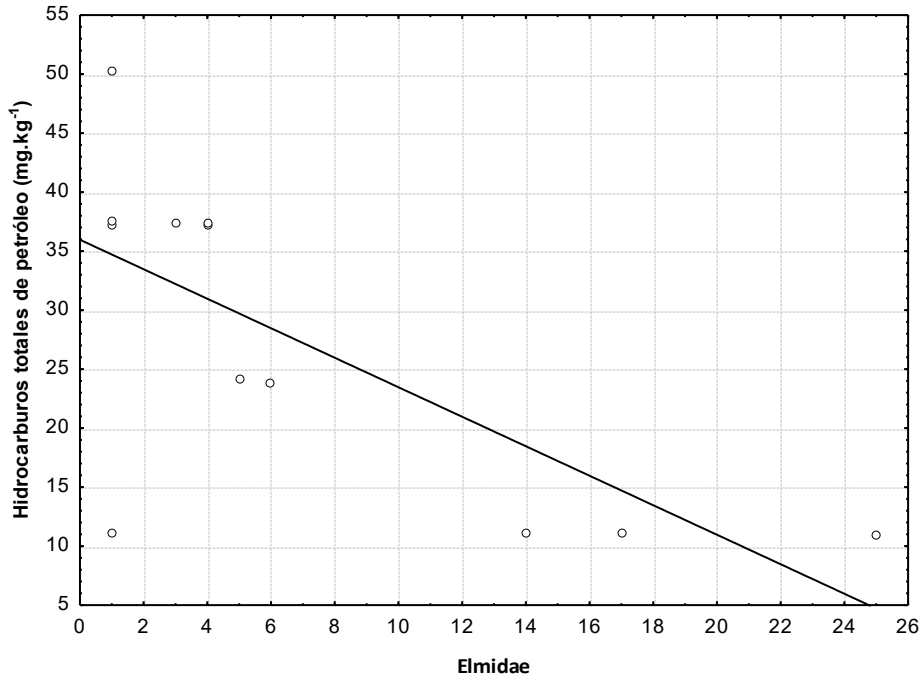


Figura 29. Relación entre hidrocarburos totales de petróleo y taxón Elmidae durante todo el estudio.

Adicionalmente, correlaciones entre las medidas de composición de los principales taxones y las variables ambientales registradas durante todo el estudio determinaron que %EPT y %Ephemeroptera tuvieron correlaciones altamente significativas con la altitud (p= <0.001). La temperatura y el pH mostraron correlaciones muy significativas con %Ephemeroptera (ρ<0.01) (Tabla 11).

Tabla 11. Rango de orden de correlación de Spearman calculado entre la composición de taxones y las variables ambientales durante el estudio. Los valores de correlación presentados son significativos a $\rho < 0.05$.

	Orden de río	Altitud m	DQO mg $O^2.L^{-1}$	TPH $mg.kg^{-1}$	SST $mg.L^{-1}$	T ^0C	C.E $\mu S.cm^{-1}$	OD $mg.L^{-1}$	OD %	pH	PO_4^{3-} $mg.L^{-1}$	NO_3^- $mg.L^{-1}$	NO_2^- $mg.L^{-1}$	$CaCO_3$ $mg.L^{-1}$
%EPT		-0.80			0.44	0.53				-0.49				
%E		-0.75				0.56				-0.61				
%P												0.45		0.51
%T	0.46			-0.58		-0.50				0.46				
%Diptera		0.64			-0.53									
%Chironomidae		0.52					-0.51							

3.4. Desempeño de los índices biológicos en la evaluación de ríos contaminados por hidrocarburos

Varios índices bióticos e índices de diversidad fueron calculados para cada estación de muestreo durante todo el estudio (Anexos I y II). Valores de tolerancia utilizados para el cálculo de los índices bióticos aplicados están provistos en el anexo III y IV. Los resultados de los índices bióticos están resumidos en la tabla 15, la clasificación de las clases de calidad de agua para BMWP/Col, BMWP/CR, NEPBIOS, IBMWP, BMWP utilizados en este estudio pueden ser encontrados en la tabla 14.

Para determinar el nivel de correlación entre los índices biológicos (bióticos y de diversidad) y las variables ambientales, el coeficiente de correlación de Spearman fue calculado utilizando Statistica 7.

3.4.1. Índices bióticos

Los índices bióticos que incluyeron el mayor número de taxones para el cálculo del puntaje fueron el BMWP/CR en todas las estaciones y el BMWP/Col para 10 estaciones (Tabla 12). El número promedio de taxones por estación que están incluidos en el puntaje es 10. Esto indica que los puntajes BMWP/CR y BMWP/Col son los más adecuados para la evaluación de ríos contaminados con hidrocarburos. Por otro lado, los índices bióticos BMWP y $BMWP^{THAI}$ incluyeron el menor número de taxones con un valor promedio de 5 y 4 taxones.

Tabla 12. Comparación de los índices bióticos con el mayor y el menor número de taxones.

Estaciones	Índice bióticos con mayor número de taxones	Índice bióticos con menor número de taxones
Sr1 Q	BMWP/CR (18)	$BMWP^{THAI}$ (8)
Sr2 Q	SIGNAL2-BMWP/CR-BMWP/Col (16)	BMWP (9)
Sr3 Q	BMWP/CR-BMWP/Col (7)	BMWP-NEPBIOS-$BMWP^{THAI}$ (4)
Si4 Q	BMWP/CR-BMWP/Col (10)	BMWP-NEPBIOS-$BMWP^{THAI}$ (5)
Si5 Q	BMWP/CR-BMWP/Col (13)-SASS (10)	BMWP (6)
Si6 Q	BMWP/CR-BMWP/Col (13)	BMWP (7)
Sr7 SR	BMWP/CR-BMWP/Col (6)	BMWP-$BMWP^{THAI}$-IBMWP (3)
Sr8 SR	BMWP/CR-BMWP/Col-SASS (6)	BMWP-SIGNAL2-NEPBIOS-$BMWP^{THAI}$-IBMWP (4)
Si9 SR	BMWP/CR-BMWP/Col (9)	BMWP-SIGNAL2-NEPBIOS-$BMWP^{THAI}$-IBMWP (3)
Si10 SR	BMWP/CR-BMWP/Col-SASS (6)	BMWP-NEPBIOS-$BMWP^{THAI}$ (3)
Si11 SR	BMWP/CR-BMWP/Col-SASS (6)	BMWP-SIGNAL2-NEPBIOS-$BMWP^{THAI}$-IBMWP (4)
Promedio	BMWP/CR (10)-11 ESTACIONES	BMWP (5)-10 ESTACIONES

El puntaje más alto asignado para el taxón más sensitivo fue para el puntaje SASS5 (15 para Blepharoceridae) y para el puntaje BMWP, BMWP/CR, BMWP/Col, $BMWP^{THAI}$, NEPBIOS y IBMWP (valor promedio de 10, un puntaje asignado para varios taxones) (Tabla 13).

Tabla 13. Puntaje del taxón más sensitivo.

Estación	BMWP	BMWP/CR	BMWP/Col	$BMWP^{THAI}$	NEPBIOS	SIGNAL 2	SASS5	IBMWP
Sr1 Q	12.5	10	10	10	10	10	15	10
Sr2 Q	12.5	10	10	10	10	10	15	10
Sr3 Q	12.5	10	10	10	10	10	15	10
Si4 Q	12.5	10	10	10	10	10	15	10
Si5 Q	12.5	10	10	10	10	10	15	10
Si6 Q	12.5	10	10	10	10	10	15	10
Sr7 SR	10.9	10	10	10	10	8	12	10
Sr8 SR	12.5	10	10	10	10	10	15	10
Si9 SR	12.5	10	10	10	10	10	15	10
Si10 SR	12.5	10	10	10	10	10	15	10
Si11 SR	12.5	10	10	10	10	10	12	10
Promedio	12.4	10	10	10	10	9.8	14.5	10

Tabla 14. Clasificación de las clases de calidad de agua utilizadas en el presente estudio.

Significado	Color correspondiente	BMWP/Col	BMWP/CR	NEPBIOS	IBMWP	BMWP
Muy bueno (MB)	Azul oscuro	>150	>120	>7	>150	>120
Bueno (B)	Azul	101-150	101-120	5.5-6.9	101-150	101-120
Moderado (M)	Verde	61-100	61-100	4-5.4	61-100	61-100
Pobre (P)	Amarillo	36-60	36-60	2.5-3.9	36-60	36-60
Muy pobre (MP)	Naranja	0-35	16-35	0-2.5	0-35	16-35
Extremadamente pobre (EP)	Rojo		<15			<15

Tabla 15. Resultados de los índices bióticos por estación de muestreo (primera y segunda salida de campo)

Estación-I salida	Sr1 Q	Sr2 Q	Sr3 Q	Si4 Q	Si5 Q	Si6 Q	Sr7 SR	Sr8 SR	Si9 SR	Si10 SR	Si11 SR
BMWP	39.2	46.9	24.3	37	43.4	50.1	17.9	30.4	26.7	26.7	33.1
Interpretación	P	P	MP	P	P	P	MP	MP	MP	MP	MP
BMWP/Col	75	101	48	75	72	90	33	45	33	47	49
Interpretación	M	B	P	M	M	M	MP	P	MP	P	P
BMWP/CR	71	92	43	65	60	78	25	40	28	42	40
Interpretación	M	M	P	M	P	M	MP	P	MP	P	P
NEPBIOS/ ASPT	6.6	7.1	5.8	6.6	6.6	6.7	6.3	6.3	8	8	8
Interpretación	B	MB	B	B	B	B	B	B	MB	MB	MB
$BMWP^{THAI}$	38	51	21	40	45	46	16	26	24	24	35
SASS5	86	107	55	84	92	93	32	59	42	63	56
IBMWP	58	69	39	46	51	52	16	36	24	38	37
Interpretación	P	M	P	P	P	P	MP	P	MP	P	P

Estación-II salida	Sr1 Q	Sr2 Q	Sr3 Q	Si4 Q	Si5 Q	Si6 Q	Sr7 SR	Sr8 SR	Si9 SR	Si10 SR	Si11 SR
BMWP	61.4	57.9	21.5	39.7	44	57.9	25.1	33.3	47.7	30.4	33.1
Interpretación	M	P	MP	P	P	P	MP	MP	P	MP	MP
BMWP/Col	120	112	48	63	95	97	48	40	69	40	39
Interpretación	B	B	P	M	M	M	P	P	M	P	P
BMWP/CR	106	102	46	56	77	81	40	33	59	35	33
Interpretación	B	B	P	P	M	M	P	MP	P	MP	MP
NEPBIOS/ ASPT	7	7	6.6	7.6	7.4	6.9	6.8	7.5	6.4	6.3	8
Interpretación	B	B	B	MB	MB	B	B	MB	B	B	MB
$BMWP^{THAI}$	62	61	21	34	43	57	29	29	46	26	29
SASS5	111	116	55	77	83	96	52	54	72	56	50
IBMWP	84	75	31	52	41	75	24	29	56	26	29
Interpretación	M	M	MP	P	P	M	MP	MP	P	MP	MP

Los índices bióticos desarrollados en regiones temperadas (BMWP e IBMWP) dan clases de calidad de agua desde “muy pobre hasta moderada”. Los otros índices son desarrollados para la evaluación de calidad de agua en regiones tropicales, clasificando las estaciones de muestreo desde “muy pobre hasta bueno” (BMWP/Col y BMWP/CR). NEPBIOS/ASPT es el único índice que clasifica cuatro estaciones (I y II salida) bajo calidad “muy buena”.

3.5. Correlaciones entre los índices bióticos y las variables ambientales

Para la primera salida de campo, los índices bióticos estuvieron bien correlacionados con variables de calidad de agua tales como el orden del rio, fosfato y alcalinidad. Se encontraron correlaciones muy significativas ($\rho<0.01$) entre el orden del rio y los índices BMWP/Col, Signal 2 AW, BMWP/CR y el IBMWP. De igual forma, correlaciones muy significativas ($\rho<0.01$) con el fosfato se encontraron en los índices BMWP y $BMWP^{THAI}$.

La alcalinidad se correlaciono de manera muy significativa ($\rho<0.01$) con los índices BMWP-ASPT, BMWP-ASPT/CR, $BMWP\text{-}ASPT^{THAI}$ y SASS5-ASPT.

Solo se encontró una relación altamente significativa ($\rho<0.001$) entre el Índice de Uniformidad y el orden del rio (Tabla 16).

Para la segunda salida de campo, los índices bióticos estuvieron bien correlacionados con variables de calidad de agua tales como conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y saturación de oxígeno. Se encontraron correlaciones muy significativas ($\rho<0.01$) entre la conductividad eléctrica y el Índice de Uniformidad; el oxígeno disuelto y los Índices BMWP-ASPT y Signal 2 AW; y saturación de oxígeno con los Índices BMWP-ASPT, Signal 2 AW y $BMWP\text{-}ASPT^{THAI}$ (Tabla 17).

Tabla 16. Rango de orden de correlación de Spearman calculado entre los índices bióticos e índices de diversidad con las variables ambientales durante la primera salida de campo (ρ<0.05; *ρ<0.01; **ρ<0.001).

	Orden de río	Altitud m	DQO mg $O^2.L^{-1}$	TPH $mg.kg^{-1}$	SST $mg.L^{-1}$	T ^0C	C.E $\mu S.cm^{-1}$	OD $mg.L^{-1}$	OD %	pH	PO_4^{3-} $mg.L^{-1}$	NO_3^- $mg.L^{-1}$	NO_2^- $mg.L^{-1}$	$CaCO_3$ $mg.L^{-1}$
Margalef														
Shannon-Wiener														
Simpson														
Eveness	-0.91**		-0.65											
BMWP	0.69										0.75*			
BMWP-ASPT										-0.70				0.78*
BMWP/Col	0.77*										0.73			
BMWP-ASTP/Col														0.62
Signal 2 AW	0.84*										0.67			
Signal 2 NW														
BMWP/CR	0.79*													
BMWP-ASPT/CR														0.74*
NEPBIOS											0.64			
NEPBIOS-ASPT													-0.64	
$BMWP^{THAI}$	0.69					0.61					0.81*			
$BMWP\text{-}ASPT^{THAI}$										-0.66				0.77*
SASS5	0.70										0.64			
SASS5-ASPT														0.77*
IBMWP	0.76*													
IBMWP-ASPT														0.67

Tabla 17. Rango de orden de correlación de Spearman calculado entre los índices bióticos e índices de diversidad con las variables ambientales durante la segunda salida de campo (ρ<0.05; *ρ<0.01; **ρ<0.001).

	Orden de río	Altitud m	DQO mg $O^2.L^{-1}$	TPH $mg.kg^{-1}$	SST $mg.L^{-1}$	T ^0C	C.E $\mu S.cm^{-1}$	OD $mg.L^{-1}$	OD %	pH	PO_4^{3-} $mg.L^{-1}$	NO_3^- $mg.L^{-1}$	NO_2^- $mg.L^{-1}$	$CaC0_3$ $mg.L^{-1}$
Margalef								-0.69	-0.63					
Shannon-Wiener									-0.62					
Simpson							0.66							
Eveness	-0.62						0.79*							0.64
BMWP														
BMWP-ASPT					0.65			0.77*	0.83*					
BMWP/Col	0.64				-0.63									
BMWP-ASTP/Col														
Signal 2 AW								-0.74*	-0.84*					
Signal 2 NW														
BMWP/CR	0.65				-0.63				-0.64					-0.62
BMWP-ASPT/CR														
NEPBIOS	0.65				-0.62				-0.72					
NEPBIOS-ASPT														
$BMWP^{THAI}$														
$BMWP\text{-}ASPT^{THAI}$					0.69			0.71	0.78*					0.66
SASS5	0.68								-0.61					-0.69
SASS5-ASPT								0.65						
IBMWP								-0.62	-0.72					
IBMWP-ASPT														

3.6. Evaluación de la calidad del hábitat de las estaciones de muestreo

La evaluación de la calidad del hábitat fue realizada para cada sitio utilizando los Protocolos de Bioevaluación Rápida para Uso en Ríos y Arroyos Vadeables de la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos descritos en Barbour et al (1999).

Los parámetros a ser evaluados (para ríos de alto gradiente) en cada estación de muestreo fueron colocados en rangos denominados como excelente, bueno, regular y pobre. Las decisiones fueron respaldadas por descripciones gráficas y escritas provistas en el protocolo de evaluación. A cada rango de variable fue asignado un valor numérico basado en el peso de la variable y el rango obtenido. Los valores asignados a las 10 variables evaluadas fueron sumados para determinar el puntaje de hábitat total para cada estación de muestreo (Tabla 18).

Tabla 18. Variables de hábitat y valores utilizados en la evaluación de hábitat de los sitios de muestreo.

Variable de hábitat	Excelente (20-16)	Buena (15-11)	Regular (10-6)	Pobre (5-0)
Substrato epifaunal	Rocas angulares sueltas	-	-	Uniforme, inestable
Compactación	Poco sedimento fino	-	-	Mucho sedimento fino
Régimen velocidad/profundidad	Presenta todos los regímenes de velocidad	-	-	Dominado por un régimen de velocidad
Deposición de sedimento	Poca deposición	-	-	Mucha deposición
Estatus de flujo del canal	El agua alcanza los bancos más bajos	-	-	Predominan pozos de agua
Alteración del canal	No canalizado	-	-	Extensivamente canalizado
Frecuencia de rápidos	Rápidos frecuentes	-	-	Aguas quietas
Estabilidad del banco	Banco estable	-	-	Banco inestable
Protección vegetativa	Bancos cubiertos por vegetación	-	-	Escasa vegetación en bancos
Zona ripariana	> 18 m de ancho	-	-	< 6 m de ancho

Fuente: Barbour et al., 1999.

3.7. Correlaciones entre la fauna acuática y las variables de hábitat

Análisis de correlación entre la riqueza de taxones de invertebrados y la evaluación de hábitat registrada durante todo el estudio determinaron correlaciones significativas ($\rho<0.05$) entre todas las diferentes riquezas de taxones y la compactación, la frecuencia de rápidos y el sustrato epifaunal. Se determinó una correlación muy significativa ($R= 0.59$, $\rho<0.01$) entre el taxón diptera y el flujo del canal (Tabla 19).

Tabla 19. Rango de orden de correlación de Spearman calculado entre la riqueza de taxones y las variables de hábitat registrado durante todo el estudio. Los valores de correlación presentados son significativos a $\rho< 0.05$.

	Sustrato epifaunal	Compactación	Régimen V/P	Deposición sedimento	Flujo del canal	Alteración de canal	Frecuencia de rápidos	Estabilidad de banco (BD*)	Estabilidad de banco (BI**)	Protección vegetativa (BD)	Protección vegetativa (BI)	Zona Ripariana (BD)	Zona Ripariana (BI)
Numero de taxones	-0.11	-0.48			0.36		0.51						
Taxones EPT	-0.22	-0.32			0.16		0.44						
Taxón Ephemeroptera	-0.25	0.45			-0.38		-0.03						
Taxón Plecoptera	-0.46	-0.04			-0.15		0.24						
Taxón Trichoptera	-0.07	-0.43			0.25		0.48						
Taxón Diptera	-0.09	-0.43			0.59		0.41						

*BD= banco derecho.
**BI= banco izquierdo.

Análisis similares fueron realizados para determinar correlaciones entre la abundancia total, el número de individuos EPT y la abundancia de los diferentes taxones con las variables de hábitat registrada durante todo el estudio. La deposición de sedimento y zona ripariana (BD=banco derecho) correlacionó de manera significativa ($\rho<0.05$) con el número de individuos EPT; abundancia de Ephemeroptera y zona ripariana (BD) ($\rho<0.05$); abundancia de Diptera con flujo del canal ($\rho<0.05$); individuos de Coleoptera con protección vegetativa (BI=banco izquierdo) ($\rho<0.05$); e individuos de Megaloptera con zona ripariana (BI) y estabilidad de banco (BD) ($\rho<0.05$). Correlaciones altamente significativas se determinaron entre la abundancia de Diptera y la estabilidad de banco (BI) ($\rho<0.001$) (Tabla 20).

Tabla 20. Rango de orden de correlación de Spearman calculado entre la abundancia de individuos y las variables de hábitat registrado durante todo el estudio. Los valores de correlación presentados son significativos a ρ< 0.05.

	Sustrato epifaunal	Compactación	Régimen V/P	Deposición sedimento	Flujo canal	Alteración canal	Frecuencia de rápidos	Estabilidad de banco (BD)*	Estabilidad de banco (BI)**	Protección vegetativa (BD)	Protección vegetativa (BI)	Zona ripariana (BD)	Zona ripariana (BI)
EPT				-0.43								0.45	
Ephemeroptera												0.45	
Plecoptera													
Trichoptera													
Diptera		-0.59			0.60				0.75				
Coleoptera											-0.55		
Megaloptera								0.89					-0.87
Lepidoptera													
Hemiptera													
Odonata													
Amphipoda													
Oligochaeta													
Arachnoidea													
Pisces													

*BD= banco derecho.
**BI= banco izquierdo.

Adicionalmente, correlaciones entre las medidas de composición de los principales taxones y las variables de hábitat registradas durante todo el estudio determinaron correlaciones muy significativas (ρ<0.01) entre %EPT y sustrato epifaunal y entre %Diptera y flujo del canal (Tabla 21).

Tabla 21. Rango de orden de correlación de Spearman calculado entre la composición de taxones y las variables de hábitat registradas durante todo el estudio. Los valores de correlación presentados son significativos a ρ< 0.05.

	Sustrato epifaunal	Compactación	Régimen V/P	Deposición sedimento	Flujo canal	Alteración canal	Frecuencia rápidos	Estabilidad de banco (BD)*	Estabilidad de banco (BI)**	Protección vegetativa (BD)	Protección vegetativa (BI)	Zona ripariana (BD)	Zona ripariana (BI)
%EPT	-0.56								-0.52				
%Ephemeroptera									-0.49				
%Plecoptera			-0.53						-0.52				
%Trichoptera													
%Diptera					0.61			-0.44					
%Chironomidae					0.51								

*BD= banco derecho.
**BI= banco izquierdo.

DISCUSIÓN

Relaciones entre las variables ambientales

En el presente estudio, los parámetros de temperatura, contenido de oxígeno disuelto y nivel de saturación de oxígeno en el agua, potencial de hidrógeno (pH), alcalinidad y concentración de nitritos en las estaciones de los ríos Santa Rosa y Quijos estuvieron por encima de los valores de referencia sugeridos para la protección de la vida acuática por parte de legislaciones ambientales nacionales y extranjeras. Sin embargo, aunque para algunos parámetros estos resultados podrían sugerir algún tipo de impacto ambiental por actividades antrópicas, no siempre es el caso.

La temperatura del agua de río es influenciada por varios factores como el contenido de calor, variación diaria de la temperatura del aire, cubierta de vegetación marginal, profundidad y forma del canal, latitud y altitud. Las altas temperaturas registradas (con un promedio de 21.3 ^{0}C) podrían ser consideradas normales teniendo en cuenta que las estaciones de muestreo están ubicadas entre los 1196 a 1898 m.s.n.m., estableciéndose en este estudio una relación inversa entre la temperatura y la altitud.

Los valores bajos de oxígeno registrados, especialmente de niveles de saturación de oxígeno, demostraron relaciones inversas con la temperatura y el orden del río. Es bien conocido que la solubilidad de los gases en el agua, tales como el O_2, CO_2 y NO_2 decrece si aumenta la temperatura y salinidad. Otros factores que podrían hacer variar el contenido de oxígeno en el agua son la actividad fotosintética de algas y plantas, presión atmosférica y turbulencia del agua.

Según el método Strahler (Strahler, 1957), el cual sirve para describir los patrones de drenaje de los ríos a escala de cuencas, sugiere que los ríos pequeños, exteriores y usualmente episódicos, deberían ser considerados ríos de primer orden. Cuando dos ríos de primer orden se unen, forman un río de segundo orden y asi sucesivamente. Al aumentar el orden del río, aumenta su tamaño y caudal, pero disminuye su velocidad de corriente. Esto último podría provocar una menor turbulencia del agua y por tanto, un menor intercambio con el oxígeno atmosférico.

Con respecto al potencial de hidrogeno del agua (pH), se registró una relación positiva con la altitud y una relación negativa con la temperatura. A una temperatura dada, el pH indica la intensidad del carácter ácido o básico de una solución y es controlada por los compuestos químicos disueltos y los procesos bioquímicos que ocurren en esa solución. Es posible que a medida que aumente la altitud, se incremente el pH de las aguas de los ríos muestreados, pues en ciertas partes altas (cercanas a los volcanes Antisana y Reventador) se encuentran fuentes de aguas termales con niveles relativamente altos de carbonatos, sulfatos y cloruros. Otros factores que podrían afectar el pH del agua son la composición de las rocas donde circulan estas aguas, el

movimiento de las mismas en la zona hidrogeológica, el tipo de vegetación, el grado de erosión de los terrenos, y el tipo de suelo. Los niveles relativamente altos de conductividad y alcalinidad registrados en este estudio podrían respaldar el criterio anteriormente expuesto.

Aunque la demanda química de oxígeno solo presentó una relación directamente proporcional con los hidrocarburos totales de petróleo, ciertas actividades antrópicas registradas cerca de algunas estaciones de muestreo, tales como ganadería, extracción de materiales no metálicos del cauce del río y movimiento de tierra en las cercanías del área de estudio podrían haber ocasionado una mayor demanda de oxígeno en los ríos a fin de oxidar la materia orgánica presente en las muestras de agua analizadas en laboratorio.

Lo anteriormente expuesto también podría haber causado una elevación en los niveles de nutrientes. El ión nitrato es la forma común de nitrógeno combinado encontrado en aguas naturales. Por procesos de denitrificación puede ser bioquímicamente reducido a ión nitrito bajo condiciones anaerobias, y este último es rápidamente oxidado a ión nitrato. Fuentes naturales de nitratos son las rocas ígneas, drenajes de suelos con suficiente materia orgánica, y restos de plantas y animales. Estas concentraciones naturales pueden ser incrementadas por las descargas de aguas residuales e industriales, filtraciones en rellenos sanitarios, uso de fertilizantes y excretas humana y animal. Algo similar ocurre con los fosfatos.

Referente a los valores de hidrocarburos totales de petróleo (TPH) registrados en los sedimentos de los ríos estudiados, estos están muy por debajo del límite permisible establecido en la Legislación Ambiental Ecuatoriana (<1000 $mg.kg^{-1}$para la protección de ecosistemas sensibles), aún en las estaciones impactadas. Esto podría destacar que las labores de remediación ambiental efectuadas en los sitios afectados por el derrame de petróleo redujeron significativamente los niveles de TPH, que en aquel momento pudieron haber estado por encima del valor umbral. Los criterios de altitud, pendiente, régimen hidrológico estacional, hidráulica y geomorfología de los ríos muestreados también podrían haber contribuido en la reducción de los niveles de TPH en sedimento. Poulton (1997) determinó que las concentraciones de TPH en sedimentos disminuyeron en hábitats de ríos rápidos dentro de los seis meses de un derrame de 3.3 millones de litros de petróleo en un río de Misuri, sin embargo, elevados niveles de hidrocarburos (TPH = 80-270 $\mu g.g^{-1}$) estuvieron aún presentes en hábitats de aguas de remanso 18 meses después de ocurrido el derrame.

Adicionalmente, procesos de degradación ambiental del petróleo remanente ocurridos durante los dos años posteriores al derrame, tales como evaporación, dispersión, emulsificación, disolución, oxidación, biodegradación y sedimentación, podrían haber disminuido aún más los niveles de concentración de TPH en sedimento.

No obstante, este resultado solo indica la cantidad de petróleo encontrado en un medio ambiental más no el efecto en la salud o en el ambiente como una sola entidad, puesto que el petróleo esta constituido por cientos de hidrocarburos químicos individuales (algunos de ellos identificados como cancerígenos), muchos de ellos de difícil

detección. Además, estos valores registrados de TPH no pueden atribuirse únicamente al derrame de petróleo ocurrido, pues muchos de los hidrocarburos que conforman el petróleo son los componentes de una amplia variedad de productos comerciales, tales como la gasolina, diesel y fuel oil, y debido a su extendido uso, disposición, y derrames, la contaminación ambiental por hidrocarburos es relativamente común. Algunos de ellos son considerados como contaminantes ambientales, más no como desechos peligrosos.

Ante la falta de una guía de niveles mínimos de riesgo para hidrocarburos totales de petróleo en la Legislación Ambiental Ecuatoriana, podría ser útil el uso referencial de la Norma Oficial Mexicana que establece los límites máximos permisibles para hidrocarburos en suelos y las especificaciones para su caracterización y remediación (117). Esta norma establece que el hidrocarburo debe analizarse en función del producto contaminante, los límites máximos permisibles para fracciones de hidrocarburos en suelo (para suelos de conservación tiene un valor de 200 $mg.kg^{-1}$ de fracción ligera de hidrocarburos), y los límites máximos permisibles para hidrocarburos específicos en suelo (para suelos de conservación tiene un valor de 6 $mg.kg^{-1}$ para el caso del Benceno y 2 $mg.kg^{-1}$ para el caso de benzo(a)pireno y otros).

Relación entre las variables ambientales y la fauna acuática

Relativamente pocos estudios describen la composición de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de ríos afectados por derrames de hidrocarburos. Las

variables ambientales evaluadas, entre ellas los hidrocarburos de petróleo, podrían inducir diferentes respuestas de la fauna acuática a las condiciones ambientales alteradas por la presencia del hidrocarburo en el ecosistema riverino. 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.

En el presente estudio, el número total de taxones, taxones Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera (taxones EPT) y taxón Trichoptera estuvieron relacionados con el orden del río de manera altamente significativa ($\rho<0.001$). Esto coincide con los resultados obtenidos por Stout & Vandermeer (1975) los cuales determinan una alta diversidad en ríos de Colombia y Costa Rica, de ordenes relativamente similares a la de los ríos de nuestro estudio. El Concepto del Río Continuo establece que la riqueza taxonómica de comunidades biológicas cambia con el orden (por ej. tamaño) del río, alcanzando el máximo en ríos de tamaño mediano (ríos de tercero a quinto orden) siempre y cuando no exista variaciones en las condiciones locales y regionales (litología y geomorfología local, clima y geología, y actividades antrópicas). Es en los ríos de tamaño mediano donde existe un aumento significativo de la producción primaria (bacterias y algas) proveniente de los ríos más pequeños, permitiendo la disponibilidad de alimento para los grupos tróficos funcionales más importantes (y por consiguiente, de sus taxones más representativos) (Minshall et al., 1985).

La relación inversa entre la alcalinidad y el número de taxones ($R= -0.54$, $\rho<0.01$) registrada en este estudio podría determinar algún tipo de sensibilidad de los macroinvertebrados a los elevados niveles de alcalinidad. O´Toole (2008) encontró que

varias medidas comunes desarrolladas para macroinvertebrados de ríos (entre ellas el número de familias) mostraron diferentes respuestas significativas en lagos con diferente alcalinidad de algunos países nórdicos. En cambio Bopp (2002) estableció que la alcalinidad y el área de la cuenca determinaron patrones de riqueza de familias de macroinvertebrados de un río de las Montañas Apalaches Centrales de Virginia del Oeste (Estados Unidos). Es probable que la interacción de la alcalinidad con otros factores tales como la composición química del agua, tamaño del río, cubierta de dosel y luminosidad pueda determinar la función y estructura de los diferentes taxones de macroinvertebrados.

Los taxones Ephemeroptera y Plecoptera tuvieron una relación inversa significativa con la altitud ($\rho<0.05$). Esto coincide con algunos estudios de sucesión altitudinal efectuados en regiones tropicales que demuestran claros cambios en la estructura de la fauna y una disminución de la diversidad con la altitud (Illies, 1964; Hynes, 1971). Jacobsen (2004) determinó que el promedio de riqueza local y zonal de familias de macroinvertebrados de ríos ecuatorianos distribuidos desde el nivel del mar hasta los 4000 metros de altura disminuyó cerca del 50%. Sin embargo, Monaghan et al (2000) determino cambios en la riqueza de familias de macroinvertebrados de 45 ríos ecuatorianos distribuidos entre los 780 y 4000 m.s.n.m. más por los parámetros de estructura de hábitat y composición química del agua que por el factor altitud. Esto último podría indicar que otras variables ambientales pueden ejercer algún tipo de influencia en la riqueza de taxones, tales como la temperatura y la presión de oxígeno atmosférica, puesto que la disminución de estos parámetros con el incremento de la altitud es un factor principal que gobierna la distribución de plantas y animales a lo

largo de gradientes altitudinales. Esto se manifiesta claramente en el taxón Plecoptera que tuvo una relación inversa significativa con la altitud, concentración y saturación de oxígeno disuelto ($\rho<0.05$).

Los taxones Ephemeroptera-Plecoptera-Trichoptera (taxones EPT) y taxón Trichoptera estuvieron relacionados inversamente de manera significativa con hidrocarburos totales de petróleo ($\rho<0.05$). La sensibilidad de los grupos Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera a la exposición de petróleo ha sido documentada por varios investigadores (Barton, 1979; Bugbee, 1973; Rosenberg, 1976; Crunkilton, 1989; Pontasch, 1988), los cuales establecen una inmediata reducción en la densidad y riqueza taxonómica de invertebrados tanto de manera temporal como espacial. Crunkilton (1990) encontró que las especies de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera estuvieron ausentes 9 meses después de un derrame de 1.5 millones de litros de crudo doméstico sobre el río Asher. Poulton (1997) determinó que los grupos de macroinvertebrados de aguas de remanso 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. Lytle (2001) reportó una reducción del 50% en la riqueza de taxones sensibles a hidrocarburos al menos 5 kilómetros río abajo del derrame de 26500 litros de diesel sobre un tributario del río Cayuga. Además, en su investigación menciona que 3 meses después de haber ocurrido el incidente, el sitio más cercano al impacto fue dominado por el taxón Optioservus, un género de la familia Elmidae (orden Coleoptera) conocido por su tolerancia a los petroquímicos. Sin embargo, sugiere que 15 meses no fue tiempo suficiente para una completa recuperación de las comunidades biológicas, puesto que para ese tiempo el sitio impactado era pobre en

especies y significativamente sobre-representada por el género Ephemerella (orden Ephemeroptera).

La relación negativa registrada entre la familia Elmidae (orden Coleoptera) y los hidrocarburos totales de petróleo ($R= -0.69$, $\rho<0.05$) no podría ser explicada por los resultados obtenidos en el río Cayuga que establece una breve dominancia del género Optioservus en el sitio impactado. Es probable que los individuos colectados en los ríos Santa Rosa y Quijos pertenezcan a géneros distintos a Optioservus que no sean tolerantes a los hidrocarburos. Además, con el transcurso del tiempo y los efectos de la degradación ambiental, las propiedades del petróleo remanente de los sitios afectados podrían haber cambiado de tal forma que en la actualidad resulte más tóxico para las especies de la familia Elmidae que cuando ocurrió el incidente.

A diferencia de lo que ocurre con el orden Coleoptera, la mayoría de las estaciones impactadas por el derrame en el río Santa Rosa presentaron un gran número de ephemerópteros, coincidiendo con la relativa abundancia del género Ephemerella (orden Ephemeroptera) del río Cayuga. Los autores antes mencionados también establecen una recuperación a través del tiempo de las comunidades bióticas afectadas por derrames de petróleo debido a procesos que ocurren normalmente durante su ciclo de vida tales como reproducción, puesta de huevos, etc. Esto les permite colonizar los sitios impactados. No obstante, por el tiempo transcurrido también se podría considerar como la posición relacional de ese grupo en el ecosistema acuático (nicho ecológico).

La relación negativa entre la riqueza de taxones EPT y taxón Trichoptera con los hidrocarburos totales de petróleo ($\rho<0.05$) podría indicar que estas especies sufrieron algún grado de estrés ambiental por el impacto del derrame de petróleo en el río Santa Rosa, aún cuando han transcurrido dos años desde aquel incidente. En contraste con el análisis químico que simplemente refleja las condiciones del sitio al momento del muestreo, la relativa vida sedentaria de los macroinvertebrados bentónicos pueden representar la historia de la calidad de agua sobre un cierto período de tiempo (semanas, meses, e inclusive años) (Armitage, 1983; De Pauw, 2006). Un estudio reportó una severa degradación en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos por más de 26 meses debido a un derrame de 25000 litros de petróleo en un río de cuarto orden de Texas (Harrel, 1985).

Aunque los bajos niveles de hidrocarburos totales de petróleo en los sedimentos de los ríos Santa Rosa y Quijos debido a las labores de remediación ambiental indiquen una recuperación ecológica de sus ecosistemas, estos pueden ser más vulnerables que cuando fueron originalmente debido a la posible alteración de la biodiversidad intraespecífica e interespecífica, pues los efectos del estrés ambiental pueden ser manifestados en muchos niveles de organización biológica (Depledge, 1999). Cambios sutiles en la composición de las comunidades biológicas, la estructura genotípica de las poblaciones, y la extensión al cual los sistemas fisiológicos, celulares, y bioquímicos son afectados en los organismos posterior al estrés pueden tener un profundo efecto en como un ecosistema recuperado responde a los subsecuentes estresores ambientales.

Comparando los sitios impactados por el derrame de hidrocarburos con los sitios de referencia de los ríos Santa Rosa y Quijos, con la finalidad de determinar si ha ocurrido una reducción en la densidad y riqueza específica de los macroinvertebrados, relaciones no claras impiden establecer aquello. Eliminando el efecto del derrame de hidrocarburos o de algún otro impacto antropogénico, la variabilidad espacio-temporal registrada en los atributos de estas comunidades bióticas se debe a causas naturales tales como las relaciones entre especies, sucesiones y distribuciones ecológicas, características propias de la ecorregión, y sobre todo el clima que determina la distribución del bioma.

Por otra parte, algunos estudios han demostrado que las actividades de remediación causan impactos ambientales, sobre y por encima del impacto del derrame de petróleo. Estos incluyen impactos en la revegetación de orillas, incremento en la persistencia del petróleo en los fondos de los ríos debido a ciertas metodologías, y el impacto por la disposición de suelos contaminados (Vandermeulen, 1995).

En los sitios impactados por el derrame de hidrocarburos y que coinciden con nuestras estaciones de muestreo, se llevaron a cabo las siguientes labores de limpieza: Landfarming ex situ en suelos, compostaje e incineración de material vegetal, e hidrolavado in situ y en sistema cerrado con flujo de agua bajo presión del material pétreo (auxiliado con surfactantes). De todas estas acciones, los hidrocarburos contenidos en el agua residual del hidrolavado pudieron haberse infiltrado en el suelo, extendiendo más la contaminación (OCP Ecuador S. A.). Cabe destacar que mediante experimentos realizados en condiciones de laboratorio, el uso de ciertos dispersantes

de petróleo también provoca graves impactos en la fauna acuática (Mitchell, 2000; Bhattacharyya, 2003).

Relación entre las variables de hábitat y la fauna acuática

Generalmente, la diversidad biológica y el hábitat de los ríos se encuentran íntimamente ligados (Raven et al, 1998), influyendo este último en la estructura y función de la comunidad acuática. Según Karr et al. (1986), la presencia de una estructura de hábitat alterada es considerada uno de los mayores estresores del ecosistema acuático, confundiendo algunas veces las investigaciones sobre efectos de toxicidad y/o polución. La evaluación de la calidad de hábitat es complementaria a la caracterización de los parámetros fisicoquímicos seleccionados juntamente con una evaluación sistemática de la estructura física.

Análisis de correlación entre la riqueza de taxones de invertebrados y la evaluación de hábitat registrado durante todo el estudio determinaron correlaciones significativas ($\rho<0.05$) entre todas las diferentes riquezas de taxones y la compactación, la frecuencia de rápidos y el sustrato epifaunal.

La compactación presente en la gran mayoría de los sitios de muestreo indica que las rocas del fondo de los ríos están cubiertas por poco sedimento (arena, arcilla, lodo), lo cual permite que exista una mayor área disponible para refugio, desove e incubación de huevos de los macroinvertebrados. Algo similar ocurre con el sustrato epifaunal, el cual es un parámetro similar a la compactación pero con la diferencia de que este

incluye una relativa mayor cantidad y variedad de estructuras naturales en el río, tales como grandes rocas, troncos y ramas.

En todos los sitios de muestreo fue evidente una óptima frecuencia de rápidos (bancos de piedra o arena que se encuentran debajo de los tramos de agua agitada), los cuales constituyen una fuente de hábitat de alta calidad *per se* para los macroinvertebrados.
Se determinó una correlación muy significativa ($R= 0.60$, $\rho<0.01$) entre el taxón Diptera y el flujo del canal. El flujo de canal indica el grado en que este es llenado con agua, siendo limitado el sustrato adecuado para organismos acuáticos cuando el nivel de agua no cubre completamente el fondo del río. Esto podría ser perjudicial para los ejemplares de Diptera, pues son organismos que presentan una vida bentónica la mayor parte de su existencia.

Análisis similares fueron realizados para determinar correlaciones entre la abundancia total, el número de individuos EPT y la abundancia de los diferentes taxones con las variables de hábitat registrada durante todo el estudio.

La relación negativa entre la deposición de sedimento y el número de individuos EPT ($R= -0.43$, $\rho<0.05$) podría sugerir síntomas de un inestable ambiente acuático por los movimientos a gran escala de altos niveles de sedimentos, llegando a ser inadecuado para el desarrollo de estos organismos. Sin embargo, otro hábitat disponible para su colonización podría ser la aparentemente adecuada zona ripariana (BD), por la relación directamente proporcional que presentan ($R= 0.44$, $\rho<0.05$).

Correlaciones positivas altamente significativas se determinaron entre la abundancia de Diptera y la estabilidad de banco (BI) ($R= 0.74$, $\rho<0.001$). Un banco es estable al no presentar problemas de movimientos y deposición de sedimentos, por tanto, el fondo del río podría ser adecuado para el desarrollo de estos organismos.

Adicionalmente, correlaciones entre las medidas de composición de los principales taxones y las variables de hábitat registradas durante todo el estudio determinaron correlaciones muy significativas entre %EPT y sustrato epifaunal ($R= -0.56$, $\rho<0.01$) y entre %Diptera y flujo del canal ($R = 0.61$, $\rho<0.01$), confirmando algunas correlaciones previamente establecidas.

Relación entre los índices bióticos y la fauna acuática

Los métodos que consideran macroinvertebrados bentónicos para determinar la calidad de las aguas han sido desarrollados en regiones templadas, principalmente Europa occidental y América del Norte. Cuando los grupos de macroinvertebrados desaparecen (desde los más sensitivos hasta los más tolerantes) a medida que la contaminación se incrementa, constituye el principio de los índices bióticos. El taxón más sensible junto con la riqueza de taxones presentes en un sitio estudiado se le asigna un puntaje que varía de acuerdo con su tolerancia a la contaminación del agua, correspondiendo los valores bajos para taxones resistentes y los valores altos para taxones sensibles. La suma de los puntajes de todos los taxones produce el valor del

índice biótico, estableciendo una clasificación de calidad de agua desde aguas limpias para valores altos y aguas contaminadas para valores bajos.

Algunos índices desarrollados en zonas temperadas han sido evaluados en regiones tropicales (Chutter, 1972; Hilsenhoff, 1977; Mustow, 2002; Roldán, 2003; Astorga et al., 1997; Jacobsen, 1998; Fenoglio et al., 2002), no obstante, en la mayoría de ellos algunos cambios fueron necesarios para que sean geográficamente específicos y garanticen una conveniente sensibilidad. Algunas acciones fueron la inclusión y/o exclusión de taxones locales y foráneos, y la modificación de los valores de tolerancia de ciertos grupos. En este sentido, la incorporación de estos métodos hacia una estrategia de evaluación claramente definida debería estandarizar aspectos como el tipo de equipo de muestreo, la técnica de muestreo, la separación y procesamiento de organismos, el nivel de identificación, el cálculo del índice, la estación del año, la variación espacial, y el conocimiento experto. Esto permitiría que las metodologías de evaluación sean suficientemente prescriptivas, evitando el mal uso del índice.

El presente estudio desarrolló una herramienta de biomonitoreo y evaluación del estado de recuperación ecológica de ríos contaminados por hidrocarburos, basado en los siguientes pasos:

1. Característica del método (diseño del método)
2. Muestreo (desarrollo del método)

3. Cálculo de las medidas (BMWP/Col, BMWP/CR, NEPBIOS/ASPT, BMWP^{THAI}, SASS 5, IBMWP)
4. Validación de la medida
5. Selección de la medida

Aunque varios estudios han examinado el desempeño de índices biológicos foráneos en la evaluación del estado de aguas corrientes, no es la única metodología para este tipo de análisis. Predominantemente correlaciones estadísticas entre las variables ambientales de interés y las medidas biológicas son calculadas (De Pauw and Roels, 1988; Camargo and García de Jalón, 1995; Zamora-Muñoz et al., 1995; García-Criado et al., 1999). De igual forma, análisis multivariado y métodos gráficos han sido adicionalmente sugeridos durante los últimos años (Zamora-Muñoz and Alba-Tercedor, 1996).

Si los análisis de correlación son utilizados para probar los índices bióticos, coeficientes significativos (positivos o negativos) entre las variables biológicas y ambientales son esperados. En la presente investigación, el coeficiente de relación no paramétrica Spearman fue aplicado, basado en el criterio de que las relaciones de interés no deberían necesariamente ajustarse a un modelo lineal. En años recientes, este tipo de análisis basado en rangos ha sido adoptado en estudios análogos a publicaciones que utilizan correlaciones lineales para explorar información (Czerniawska-Kusza, 2005).

Para la primera salida de campo, se encontraron relaciones positivas muy significativas ($\rho<0.01$) entre el orden del rio y los índices BMWP/Col, Signal 2 AW, BMWP/CR y el IBMWP.

De todos los índices calculados en este estudio, el BMWP/Col y el BMWP/CR incluyeron el mayor número de taxones para el cálculo del puntaje en casi todas las estaciones de muestreo, de las cuales la mayor parte corresponden a las estaciones del río Quijos. Comparado con el río Santa Rosa, el río Quijos es un río de mayor tamaño (orden 4 y 5) que posee una relativa mejor calidad de hábitat, lo cual permite mantener una mayor densidad y riqueza específica de macroinvertebrados. Esto coincide con el Concepto de Continuidad del Río, según el cual la mayor riqueza taxonómica se encuentra en ríos de tamaño mediano (orden 4 a 6), donde la heterogeneidad de hábitat es mayor que la de los ríos más grandes y también de las cabeceras.

De igual forma, correlaciones positivas muy significativas ($\rho<0.01$) con el fosfato se encontraron en los índices BMWP y $BMWP^{THAI}$. Esto coincide con los resultados obtenidos por Mustow (2002), los cuales destacan el buen desempeño de estos índices señalando la presencia de polución orgánica por altos niveles de fosfatos y demanda bioquímica de oxígeno en ríos de Tailandia.

Solo se encontró una relación altamente significativa entre el Índice de Uniformidad de Shannon y el orden del rio ($R= -0.90$, $\rho<0.001$). No obstante, la relación negativa

establecida entre estos dos parámetros indica que no existe una distribución uniforme de individuos entre los diferentes taxones en los ríos Quijos y Santa Rosa. Este resultado podría reflejar las diferencias que existen en la densidad y riqueza específica de macroinvertebrados presentes en estos ríos, pero no permite discriminar cuál de ellos posee esas características.

Para la segunda salida de campo, los índices bióticos estuvieron bien relacionados con variables de calidad de agua tales como conductividad eléctrica, oxígeno disuelto y saturación de oxígeno. Se encontraron relaciones positivas muy significativas ($R= 0.79$, $\rho<0.01$) entre la conductividad eléctrica y el Índice de Uniformidad, sin embargo esta relación no puede ser explicada, pues los niveles relativamente altos de conductividad y alcalinidad registrados en este estudio podrían afectar la composición química del agua de los ríos investigados, y consecuentemente alterar la comunidad de macroinvertebrados bentónicos presentes en ellos.

También se establecieron relaciones muy significativas ($\rho<0.01$) entre oxígeno disuelto y los Índices BMWP-ASPT y Signal 2 AW; y saturación de oxígeno con los Índices BMWP-ASPT, Signal 2 AW y BMWP-ASPT^{THAI}. Parte de esto coincide con los resultados obtenidos por Jacobsen (1998), los cuales establecieron una fuerte relación entre el BMWP y el BMWP-ASPT con los niveles de oxígeno durante la estación seca, sugiriendo que las condiciones estables en la calidad de agua que ocurren normalmente durante ese periodo contribuyen a esta relación.

Conveniencia sobre la aplicación de la metodología de monitoreo y evaluación del estado de recuperación ecológica de ecosistemas fluviales

Aunque los índices bióticos y de diversidad aplicados en este estudio no mostraron relación con los hidrocarburos totales de petróleo (TPH), las relaciones establecidas con algunos parámetros ambientales sugiere la conveniencia de la aplicación de estas métricas como herramienta de biomonitoreo y evaluación del estado de recuperación ecológica de ecosistemas fluviales. Varias otras métricas existen hasta la fecha, algunas de ellas ya han sido valoradas satisfactoriamente en la evaluación de arroyos y ríos tropicales. Moya et al. (2007) estudio el desempeño de 12 métricas en la evaluación de la condición de un río de una cuenca Boliviana, presentando altas habilidades discriminativas el número de taxa, abundancia EPT y abundancia de Chironomidae.

No obstante, escasos estudios tratan el desempeño de tales índices en la evaluación ambiental de una cuenca entera donde la variación natural puede influir en la salida del índice. Según el concepto de Continuidad del Río (Vannote et al., 1980), existe un gradiente en la sucesión de la fauna a lo largo de cuerpos de agua corrientes desde las cabeceras hasta su desembocadura. Esto ha sido ampliamente examinado en ríos de altas latitudes, no así en ríos de bajas latitudes debido a las diferencias en la ubicación de las comunidades de ritral (tramos de ríos posteriores a la cabecera) y potamal (tramos bajos de ríos) (Illies, 1969). Mientras que en zonas templadas un río podría estar dominado por condiciones ritrales a lo largo de todo su curso, en zonas tropicales el intercambio entre la fauna ritral y potamal podría ocurrir alrededor de los 2000 m.s.n.m., por tanto ríos de bajas latitudes podrían estar predominantemente

constituidos por fauna potamal. Esto podría tener importantes consecuencias para la aplicabilidad de una medida biológica dada para la evaluación de cuencas tropicales. En el presente estudio, aunque las correlaciones significativas entre las medidas biológicas y algunos parámetros ambientales indican el gradiente de impactos antropogénicos, también podría ser la respuesta de los índices a las variaciones naturales de la fauna en la cuenca.

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

1. El presente estudio sugiere que el ecosistema fluvial del río Santa Rosa, aún después de dos años de ocurrido el derrame de hidrocarburo y las correspondientes acciones de remediación aplicadas, no ha logrado aún una entera recuperación del ecosistema. Evidencia de esto son las correlaciones negativas entre los taxones EPT (Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera), taxón Trichoptera y taxón Elmidae y los hidrocarburos totales de petróleo (TPH) exhibidas durante todo el estudio.

2. No obstante, factores como las condiciones climáticas, la morfología e hidráulica del río, la composición química del agua, características ecológicas propias de la biota asociada y actividades antropogénicas desarrolladas en el área de estudio podrían contribuir en el futuro cercano en la recuperación de la densidad y riqueza específica de estos organismos.

3. De todos los índices calculados en este estudio, el BMWP/Col y el BMWP/CR incluyeron el mayor número de taxones para el cálculo del puntaje en casi todas las estaciones de muestreo. Por tanto estos índices son los más adecuados para el

desarrollo de una herramienta de biomonitoreo y evaluación del estado de recuperación ecológica de ríos contaminados por hidrocarburos.

El presente estudio 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 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 por los métodos de remediación aplicados en nuestro país.

También recomienda tomar muestras de sedimento para analizar TPH en las zonas de remanso de los ríos, puesto que los hidrocarburos de mayor peso molecular tienden a sedimentarse en el fondo de estos sitios.

Futuros estudios podrían determinar el comportamiento del petróleo en un río de alto gradiente a través del tiempo y los efectos letales y subletales de sus principales componentes en los diferentes niveles de organización biológica.

Finalmente, se recomienda investigar si las acciones de remediación deberían evaluarse a nivel del medio físico, el medio biótico (por ej. especies), ecosistemas o los servicios que estos prestan, afectados por derrames de hidrocarburos, y cuáles son las estrategias apropiadas para tal remediación.

ANEXOS

ANEXO I. Índices calculados para cada estación de muestreo (primera salida de campo)

Código de estación	Sr1 Q	Sr2 Q	Sr3 Q	Si4 Q	Si5 Q	Si6 Q	Sr7 SR	Sr8 SR	Si9 SR	Si10 SR	Si11 SR
Medidas de Abundancia											
Número de Individuos	257	393	185	1098	386	740	22	50	19	94	39
Medidas de Diversidad											
Margalef	2.2	2.7	1.1	1.3	1.5	1.7	1.6	1.3	1.4	1.1	1.4
Shannon-Wiener	1.6	1.6	0.9	0.8	1.3	1.1	1.4	1.2	1.1	1.2	1.2
Simpson	0.7	0.7	0.5	0.4	0.6	0.5	0.7	0.6	0.6	0.6	0.7
Uniformidad	0.6	0.6	0.5	0.3	0.6	0.4	0.8	0.7	0.7	0.7	0.7
Medidas de Riqueza											
Número de Taxones	13	17	7	10	10	12	6	6	5	6	6
No. Taxones EPT	6	7	4	6	5	8	4	4	4	4	4
No. Taxones Ephemeroptera	2	2	3	3	3	3	3	3	3	3	3
No. Taxones Trichoptera	4	4	1	2	1	4	1	0	0	0	0
No. Taxones Diptera	5	5	2	3	3	2	1	2	0	2	0
Medidas de Composición											
%EPT	68	43	69	99	96	98	73	90	95	98	95
% Ephemeroptera	47	32	68	96	87	94	68	86	84	87	92
% Trichoptera	21	10	1	1	5	3	5	0	0	0	0
% Diptera	31	54	29	1	3	1	23	10	0	2	0
% Chironomidae	26	50	26	1	1	1	23	6	0	0	0
Medidas de Tolerancia											
BMWP	39.2	46.9	24.3	37	43.4	50.1	17.9	30.4	26.7	26.7	33.1
BMWP-ASPT	4.4	5.2	6.1	6.2	6.2	7.2	6	7.6	8.9	8.9	6.6
IBMWP	58	69	39	46	51	52	16	36	24	38	37
IBMWP-ASPT	5.3	5.8	6.5	6.6	6.4	6.5	5.3	7.2	8	7.6	7.4
BMWP/CR	71	92	43	65	60	78	25	40	28	42	40
BMWP/CR-ASPT	5.5	5.8	6.1	6.5	6	6.5	5	6.7	7	7	6.7
$BMWP^{THAI}$	38	51	21	40	45	46	16	26	24	24	35
$BMWP^{THAI}$-ASPT	4.8	5.1	5.3	5.7	5.6	5.8	5.3	6.5	8	8	7
BMWP/Col	75	101	48	75	72	90	33	45	33	47	49
BMWP/Col-ASPT	6.8	6.7	6.9	7.5	7.2	7.5	6.6	7.5	8.3	7.8	8.2
NEPBIOS	66	78	23	53	53	60	25	25	24	24	32
NEPBIOS-ASPT	6.6	7.1	5.8	6.6	6.6	6.7	6.3	6.3	8	8	8
SASS5	86	107	55	84	92	93	32	59	42	63	56
SASS-ASPT	7.8	8.2	9.2	9.3	9.2	9.3	8	9.8	10.5	10.5	9.3
SIGNAL 2 score (abundante)	5.3	5.9	5.4	5.7	5.8	5.4	3.8	4.2	4.2	5.2	4.5

SIGNAL 2 score (no abundante)	5.5	6.3	7	6.9	6.8	6.8	6	7.2	7.7	7.6	7

ANEXO II. Índices calculados para cada estación de muestreo (segunda salida de campo)

Código de estación	**Sr1 Q**	**Sr2 Q**	**Sr3 Q**	**Si4 Q**	**Si5 Q**	**Si6 Q**	**Sr7 SR**	**Sr8 SR**	**Si9 SR**	**Si10 SR**	**Si11 SR**
Medidas de Abundancia											
Número de Individuos	257	393	185	1098	386	740	22	50	19	94	39
Medidas de Diversidad											
Margalef	3.4	3.0	2.2	1.5	2.0	2.3	2.1	1.4	1.8	1.8	1.9
Shannon-Wiener	2.2	2.2	1.7	1.1	1.7	1.6	1.6	1.5	1.5	1.2	1.6
Simpson	0.8	0.9	0.8	0.5	0.8	0.7	0.8	0.8	0.7	0.6	0.9
Uniformidad	0.8	0.8	0.9	0.5	0.7	0.6	0.9	1.0	0.7	0.7	1.0
Medidas de Riqueza											
Número de Taxones	18	16	7	8	13	13	6	5	9	6	5
No. Taxones EPT	10	10	4	6	8	9	4	5	5	4	4
No. Taxones Ephemeroptera	3	3	2	3	3	3	3	3	3	3	3
No. Taxones Trichoptera	6	6	1	2	4	5	1	1	1	0	0
No. Taxones Diptera	5	3	3	1	1	3	0	0	3	1	0
Medidas de Composición											
%EPT	57	62	47	95	92	96	82	100	89	88	88
% Ephemeroptera	41	33	33	90	71	70	73	65	83	76	63
% Trichoptera	15	25	7	4	9	23	9	12	1	0	0
% Diptera	31	26	53	1	0	4	0	0	4	6	0
% Chironomidae	1	5	7	0	0	2	0	0	2	6	0
Medidas de Tolerancia											
BMWP	61.4	57.9	21.5	39.7	44	57.9	25.1	33.3	47.7	30.4	33.1
BMWP-ASPT	6.1	6.4	5.4	7.9	7.3	6.4	8.4	8.3	6.8	7.6	8.3
IBMWP	84	75	31	52	41	75	24	29	56	26	29
IBMWP-ASPT	6	6.8	6.2	7.4	5.9	6.8	8	7.3	7	6.5	7.3
BMWP/CR	106	102	46	56	77	81	40	33	59	35	33
BMWP/CR-ASPT	5.9	6.4	6.6	7	5.9	6.2	6.7	6.6	6.6	5.8	6.6
$BMWP^{THAI}$	62	61	21	34	43	57	29	29	46	26	29
$BMWP^{THAI}$-ASPT	5.6	6.1	5.3	6.8	6.1	6.3	7.3	7.3	6.6	6.5	7.3
BMWP/Col	120	112	48	63	95	97	48	40	69	40	39
BMWP/Col-ASPT	7.1	7	6.9	7.9	7.3	7.5	8	8	7.7	6.7	7.8
NEPBIOS	77	77	33	38	67	62	27	30	45	25	32
NEPBIOS-ASPT	7	7	6.6	7.6	7.4	6.9	6.8	7.5	6.4	6.3	8
SASS5	111	116	55	77	83	96	52	54	72	56	50
SASS-ASPT	7.9	8.9	9.2	11	9.2	8.7	10.4	10.8	9	9.3	10
SIGNAL 2 score	6.1	6.3	6.6	5.5	5.6	5.7	4.3	5.5	6	4.9	6

(abundante)											
SIGNAL 2 score (no abundante)	6.2	6.6	6.8	7.9	6.3	6.8	5.8	7.3	6.9	5.8	7.5

ANEXO III. Valores de tolerancia de los taxones (primera salida de campo)

	Métodos de zonas templadas		**Métodos de zonas tropicales**					
	BMWP (revisada)	**IBMWP**	**BMWP/Col**	**SASS5**	**NEPBIOS**	**BMWP/CR**	**BMWP^{THAI}**	**SIGNAL**
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
Simullidae		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

ANEXO IV. Valores de tolerancia de los taxones (segunda salida de campo)

	Métodos de zonas templadas		Métodos de zonas tropicales					
	BMWP (revisada)	**IBMWP**	**BMWP/COL**	**SASS5**	**NEPBIOS**	**BMWP/CR**	**BMWP^{THAI}**	**SIGNAL 2**
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
Simullidae		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

ANEXO V. Número de macroinvertebrados a nivel de orden en cada estación de muestreo durante todo el estudio.

	Estaciones de muestreo	*Ephemeroptera*	*Plecoptera*	*Trichoptera*	*Diptera*	*Coleoptera*	*Megaloptera*	*Lepidoptera*	*Hemiptera*	*Odonata*	*Amphipoda*	*Oligochaeta*	*Arachnoidea*	*Pisces*	*Total Individuos*
PRIMERA SALIDA DE CAMPO	Sr1 Q - IS	120		55	80						1	1			257
	Sr2 Q - IS	124	4	41	213	1	1	2				6	1		393
	Sr3 Q - IS	126		2	54	3									185
	Si4 Q - IS	1055	24	9	9		1								1098
	Si5 Q - IS	336	14	19	11	4	2								386
	Si6 Q - IS	694	10	19	11	5	1								740
	Sr7 SR - IS	15		1	5									1	22
	Sr8 SR - IS	43	2		5										50
	Si9 SR - IS	16	2										1		19
	Si10 SR - IS	82	10		2										94
	Si11 SR - IS	36	1			1				1					39
SEGUNDA SALIDA DE CAMPO	Sr1 Q - IIS	60	2	22	46	14	2					1			147
	Sr2 Q - IIS	53	6	40	41	17	1	2							160
	Sr3 Q - IIS	5	1	1	8										15
	Si4 Q - IIS	97	2	4	1	4									108
	Si5 Q - IIS	270	44	34	1	26	3		1						379
	Si6 Q - IIS	143	6	47	8	1									205
	Sr7 SR - IIS	8		1		1		1							11
	Sr8 SR - IIS	11	4	2											17
	Si9 SR - IIS	78	5	1	4	6									94
	Si10 SR - IIS	13	2		1			1							17
	Si11 SR - IIS	5	2			1									8

ANEXO VI. Número de macroinvertebrados a nivel de familia en cada estación de muestreo durante la primera salida de campo.

Estaciones de muestreo	Baetidae	Leptophlebiidae	Leptohyphidae	Perlidae	Blepharoceridae	Chironomidae	Hydroptilidae	Hydropsychidae	Hydrobiosidae	Helicopsychidae	Glossosomatidae	Xiphocentronidae	Odontoceridae	Leptoceridae	Tipulidae	Simuliidae	Empididae	Dolichopodidae	Elmidae	Psephenidae	Staphylinidae	Corydalidae	Pyralidae	Naucoridae	Gomphidae	Total Individuos
Sr1 Q	114		6		2	68	35	5	1	14					7	1	2									255
Sr2 Q	102		22	4	2	197		10	7	20	4				8	2	4		1			1	2			386
Sr3 Q	124	1	1		5	49					2								3							185
Si4 Q	800	241	14	24	1	6		7	2							2						1				1098
Si5 Q	243	49	44	14	4	3		19								4			4			2				386
Si6 Q	449	213	32	10	2	9	1	13	3			2							5			1				740
Sr7 SR	11	3	1			5				1																21
Sr8 SR	27	14	2	2	2	3																				50
Si9 SR	12	3	1	2																						18
Si10 SR	49	26	7	10	1												1									94
Si11 SR	16	16	4	1															1						1	39

ANEXO VII. Número de macroinvertebrados a nivel de familia en cada estación de muestreo durante la segunda salida de campo.

Estaciones de muestreo	Baetidae	Leptophlebiidae	Leptohyphidae	Perlidae	Blepharoceridae	Chironomidae	Hydroptilidae	Hydropsychidae	Hydrobiosidae	Helicopsychidae	Glossosomatidae	Xiphocentronidae	Odontoceridae	Leptoceridae	Tipulidae	Simuliidae	Empididae	Dolichopodidae	Elmidae	Psephenidae	Staphylinidae	Corydalidae	Pyralidae	Naucoridae	Gomphidae	Total Individuos
Sr1 Q	40	13	7	2	40	1	5	5	2	4	4			2		2	1	2	14			2				146
Sr2 Q	44	7	2	6	32	8	13	6	12	4	3			2	1				17			1	2			160
Sr3 Q	3	2		1	6	1			1						1											15
Si4 Q	74	17	6	2	1			3			1								4							108
Si5 Q	159	53	58	44				28	1	2		3					1		25		1	3		1		379
Si6 Q	114	24	5	6	1	5	7	8		1	27			4		2			1							205
Sr7 SR	4	3	1										1							1			1			11
Sr8 SR	5	4	2	4				2																		17
Si9 SR	46	8	24	5	1	2							1			1			6							94
Si10 SR	11	1	1	2		1																	1			17
Si11 SR	2	1	2	2															1							8

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

[1] Empresa Pública de Hidrocarburos del Ecuador. 2011.

http://www.eppetroecuador.ec/Internet1/LaEmpresa/Cifras/index.htm

[2] Empresa Pública de Hidrocarburos del Ecuador. 2011.

http://www.eppetroecuador.ec/Internet1/Biblioteca/index.htm

[3] OCP Ecuador S.A. 2012.

http://ocpecuador.com/

[4] El Universo. 2010.

http://www.eluniverso.com/2003/04/28/0001/9/7FF55403E09342E4B6DF8098DAC1DCA8.html

[5] El Universo. 2009.

http://www.eluniverso.com/2003/05/07/0001/9/85D902741BEB46F7A04CEF77B6F0F05F.html

[6] El Universo. 2009.
http://www.eluniverso.com/2006/09/14/0001/9/4D61787E507A468783DD50E01D4B62F7.html

[7] El Universo. 2009.
http://www.eluniverso.com/2008/03/02/0001/9/D35F70A4C0B44B0D9B694CCBC85B790E.html

[8] OCP Ecuador S.A. 2012.
http://www.ocpecuador.com/index.php?option=com_content&view=article&id=155%3Ala-remediacion-en-santa-rosa-fue-un hito&catid=1%3Aboletines&Itemid=3&lang=es

[9] El Universo. 2009.
http://www.eluniverso.com/2010/07/12/1/1447/nuevo-derrame-esta-vez-1300-barriles-fuel-oil-cansa-esmeraldenos.html

[10] Ruf, H., *Breve tecnología del petróleo: exposición de los métodos conducentes a la obtención y transformación de los petróleos naturales en productos comerciales*, Madrid, Tecnos, 1957, 318 p.

[11] Agency for Toxic substances and Disease Registry. 2011
http://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/TP.asp?id=424&tid=75

[12] Peterson, D., “Calculating the aquatic toxicity of hydrocarbon mixtures,” *Chemosphere* 29, no. 12, 1994, pp. 2493–2506.

[13] Payne, J. [et al], “Aliphatic hydrocarbons in sediments: A chronic toxicity study with winter flounder (*Pleuronectes americanus*) exposed to oil well drill cuttings,” *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 52, no. 12, 1995, pp. 2724-2735.

[14] Blumer, M. and Sass J., “Oil pollution: Persistence and degradation of spilled fuel oil,” *Science* 176, no. 4039, 1972, pp. 1120-1122.

[15] Spies, R., Hardin, D. and Jhonathon P., “Organic enrichment or toxicity? A comparison of the effects of kelp and crude oil in sediments on the colonization and growth of benthic infauna,” *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 124, no. 3, 1988, pp. 261-282.

[16] Blumer, M., Sanders, H. and Grassle J., “An ocean of oil: A small oil spill,” *Environment: Science and Policy for Sustainable Development* 13, no. 2, 1971, pp. 2-12.

[17] Bury, R., “The effects of diesel fuel on a stream fauna,” *California Fish and Game* 58, no. 4, 1972, pp. 291-295.

[18] Green, J. and Trett M., *The fate and effects of oil in freshwater***,** New York, NY: Elsevier Science Pub. Co. Inc., 1989, pp 340.

[19] Ramusino, M. and Zanzottera D., “Crude Dubai oil toxicity on some fresh-water invertebrates,” *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 36, no. 1, 1986, pp. 150-158.

[20] Bugbee, S. and Walter, C., “The response of macroinvertebrates to gasoline pollution in a mountain stream,” *Proceedings of Joint Conference on Prevention and Control of Oil Spills*, 1973, pp. 725-731.

[21] Rosenberg, D. and Wiens A., “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 Research Board of Canada* 33, no. 9, 1976, pp. 1955-1963.

[22] McCauley, R., “The biological effects of oil pollution in a river,” *Limnology and Oceanography* 11, 1966, pp. 475–486.

[23] Muller, H., “Hydrocarbons in the freshwater environment: A literature review,” *Archiv Hydrobiol Advances in Limnology* 24, 1987, pp. 1–69.

[24] Vandermeulen, J. H., *Restoration of habitats impacted by oil spills: Edited by John Cairns and Arthur Buikema*, Bedford Institute of Oceanography, Dartmouth, NS, Canada, 1984, 182 pp.

[25] Poulton, B., Finger, S. and Humphrey S., “Effects of a crude oil spill on the benthic invertebrate community in the Gasconade river, Missouri,” *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 33, no. 3, 1997, pp. 268-276.

[26] Crunkilton, R. and Duchrow R., “Impact of a massive crude oil spill on the invertebrate fauna of a Missouri Ozark stream,” *Environmental Pollution* 63, no. 1, 1990, pp. 13-31.

[27] Harrel, R., “Effects of a crude oil spill on water quality and macrobenthos of a Southeast Texas stream,” *Hydrobiologia* 124, no. 3, 1985, pp. 223-228.

[28] Meynell, P. J., “A hydrobiological survey of a small Spanish river grossly polluted by oil refinery and petrochemical wastes,” *Freshwater Biology* 3, no. 6, 1973, pp. 503–520.

[29] Smith, P. [et al], “Effects of a diesel spill on freshwater macroinvertebrates in two urban watercourses, Wiltshire, UK,” *Water and Environment Journal* 24, no. 4, 2010, pp. 249–260.

[30] Masnik, M. [et al], “The effects of an oil spill on the macroinvertebrates and fish in a small Southwestern Virginia Creek,” *Journal of Environmental Science and Health Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering* 11, no. 4-5, 1976, pp. 281-296.

[31] Cushman, R. and Goyert J., **“**Effects of a synthetic crude oil on pond benthic insects,” *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological* 33, no. 2, 1984, pp. 163-186.

[32] Guiney, P., Sykora, J. and Keleti G., “Environmental impact of an aviation kerosene spill on stream water quality in Cambria County, Pennsylvania,” *Environmental Toxicology and Chemistry* 6, no. 12, 1987, pp. 977-988.

[33] Ort, M., Finger, S. and Jones J., “Toxicity of crude oil to the Mayfly, *Hexagenia bilineata* (Ephemeroptera: Ephemeridae),” *Environmental Pollution* 90, no. 1, 1995, pp. 105-110.

[34] Pettigrove, V. and Hoffmann A., “Effects of long-chain hydrocarbon–polluted sediment on freshwater macroinvertebrates,” *Environmental Toxicology and Chemistry* 24, no. 10, 2005, pp. 2500-2508.

[35] Paumen, M. [et al], “Life cycle responses of the Midge *Chironomus riparius* to polycyclic aromatic compound exposure,” *Environmental Pollution* 152, no. 1, 2008, pp. 225-232.

[36] Wernersson, A., “Aquatic ecotoxicity due to oil pollution in the Ecuadorian Amazon,” *Aquatic Ecosystem Health & Management* 7, no. 1, 2004, pp. 127-136.

[37] Constitución Política del Ecuador. 2008.

[38] Tratado Único de Legislación Ambiental. 2001.

[39] Vandermeulen, J., “Oil spill response in freshwater: Assessment of the impact of cleanup as a management tool,” *Journal of Environmental Management* 44, no. 4, 1995, pp. 297-308.

[40] Freire, F., “Técnicas de remediación ambiental de suelos contaminados con hidrocarburos en el área de influencia de operaciones de petroproducción del nororiente ecuatoriano de la piscina shushufindi 17-1 (pepda),” Tesis de

Pregrado, Universidad Tecnológica Equinoccial, Escuela de Tecnología de Petróleos, 2008, 157 p.

[41] Mitchell, F. and Holdway D., “The acute and chronic toxicity of the dispersants corexit 9527 and 9500, water accommodated fraction (waf) of crude oil, and dispersant enhanced waf (dewaf) to *Hydra viridissima* (green hydra),” *Water Research* 34, No. 1, 2000, pp. 343-348.

[42] Bhattacharyya, S., Klerks, P. and Nyman J., “Toxicity to freshwater organisms from oils and oil spill chemical treatments in laboratory microcosms,” *Environmental Pollution* 122, no. 2, 2003, pp. 205–215.

[43] Adams, S., Ryon, M. and Smith J., “Recovery in diversity of fish and invertebrate communities following remediation of a polluted stream: Investigating causal relationships,” *Developments in Hydrobiology* 180, no. 542, 2005, pp. 77-93.

[44] Kelley, J.and Harwell M., “Indicators of ecosystem recovery,” *Environmental Management* 14, no. 5, 1990, pp. 527–545.

[45] Plafkin, J., *Rehabilitating Damaged Ecosystems,* Boca Raton Florida: CRC Press, Inc., 1988, pp. 87-96.

[46] Resh, V. [et al], “The role of disturbance in stream ecology,” *Journal of the North American Benthological Society* 7, no. 4, 1988, pp. 433–455.

[47] Detenbeck, N. [et al], “Recovery of temperate-stream fish communities from disturbance: A review of case studies and synthesis of theory,” *Environmental Management* 16, no. 1, 1992, pp. 33-53.

[48] Depledge, M., “Recovery of ecosystems and their components following exposure to pollution,” *Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery* 6, no. 3, 1999, pp. 199-206.

[49] Maltby, L., “Studying stress: The importance of organism-level responses,” *Ecological Applications* 9, no. 2, 1999, pp. 431-440.

[50] Muotka, T. and Laasonen P., “Ecosystem recovery in restored headwater streams: The role of enhanced leaf retention,” *Journal of Applied Ecology* 39, no. 1, 2002, pp. 145-156.

[51] Segnini, S., “El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente,” *Ecotropicos* 16, no. 2, 2003, pp. 45-63.

[52] Kolkwitz, R. and Marsson M., “Ökologie der pflanzlichen Saprobien,” *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft* 26, no. 2, 1908, pp. 505-519.

[53] Cairns, J. and Pratt, J. (1993). A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. Pp. 10-27 in Rosemberg, D. and Resh, V. (eds.). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York. 504 pp.

[54] Washington, H., “Diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems,” *Water Research* 18, no. 6, 1984, pp. 653-694.

[55] Brinkhurst, R. (1993). Future directions in freshwater biomonitoring using benthic macroinvertebrates. Pp. 442-460 in Rosemberg, D. and Resh, V. (eds.). *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York. 504 pp.

[56] Mackenthun, K., *The practice of water pollution biology*, Washington, D. C., Federal Water Pollution Control Administration, 1969, pp. 28.

[57] Davies, P. (2000). Development of a national river bioassessment system (AUSRIVAS) in Australia. Pp 113-124 in Wright, J., Sutcliffe, D. and Furse, M. (eds.). *Assessing the Biological Quality of Fresh Waters: RIVPACS and other techniques*. Freshwater Biological Association, Cumbria, UK. 400 pp.

[58] Dickens, C. and Graham P., “The South African Scoring System (SASS) Version 5 Rapid Bioassessment Method for Rivers,” *African Journal of Aquatic Science* 27, no. 1, 2002, pp. 1-10.

[59] Karr, J. and Dudley D., “Ecological perspective on water quality goals,” *Environmental Management* 5, no. 1, 1981, pp. 55-68.

[60] Noss, R., “Indicators for monitoring biodiversity: A hierarchical approach,” *Conservation Biology* 4, no. 4, 1990, pp. 355-364.

[61] Vannote, R. [et al], “The river continuum concept,” *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 37, no. 1, 1980, pp. 130-137.

[62] Naiman, R. (1992). New perspectives for watershed management. Pp. 3-11 in Naiman, R. (ed.). *Watershed Management: Balancing Sustainability and Environmental Change*. Springer-Verlag, New York. 560 pp.

[63] Lammert, M. and Allan D, “Assessing biotic integrity of streams: Effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates,” *Environmental Management* 23, no. 2, 1999, pp. 257-270.

[64] Encalada, A., “Diversidad y abundancia de macroinvertebrados en relación a factores físico-químicos y de fuentes de alimento de dos tipos de ríos páramos del Ecuador,” Tesis de Licenciatura, Pontifica Universidad Católica del Ecuador, Departamento de Ciencias Biológicas, 1997.

[65] Jacobsen, D., Schultz, R. and Encalada A., “Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: The influence of temperature with altitude and latitude,” *Freshwater Biology* 38, no. 2, 1997, pp. 247-261.

[66] Jacobsen, D. and Encalada A., “The macroinvertebrate fauna of Ecuadorian highland streams and the influence of wet and dry seasons,” *Archiv fur Hydrobiologique*, 142, no. 1, 1998, pp. 53-70.

[67] Jacobsen, D., “The effect of organic pollution on the macroinvertebrate fauna of Ecuadorian highland streams,” *Archiv fur Hydrobiologique* 143, no. 2, 1998, pp. 179-195.

[68] Ríos, B., “Riqueza y abundancia de Gastropoda (Mollusca) con respecto a variables ambientales en ríos de diferentes altitudes del Ecuador,” Tesis de Licenciatura, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Departamento de Ciencias Biológicas, 2001.

[69] Sites, R., Willig, M., and Linit M., “Macroecology of aquatic insects: A quantitative analysis of taxonomic richness and composition in the Andes mountains of Northern Ecuador,” *Biotropica* 35, no. 2, 2003, 226-239.

[70] Torres, L., “Distribución y diversidad de Odonata con relación a la presencia de bosque ribereño y a factores bióticos y abióticos de los ríos del bosque integral Otonga y sus alrededores,” Tesis de Licenciatura, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Departamento de Ciencias Biológicas, 2000.

[71] Vasconez, J., “Resistencia de macroinvertebrados bentónicos a la contaminación orgánica en ríos de altura y de tierras bajas en Ecuador,” Tesis de Licenciatura, Pontificia Universidad Católica del Ecuador, Departamento de Ciencias Biológicas, 2000.

[72] Dominguez, L., “Indices based on macroinvertebrate communities for the assessment of the quality of the Chaguana river in Ecuador,” Tesis Doctoral, Universidad de Ghent, 2007.

[73] Van Den Bossche, M., “Performance of biological indices based on macroinvertebrate communities: in the assessment of the Abras de Mantequilla wetland (Ecuador),” Tesis de Maestría, Universidad de Ghent, 2009.

[74] Alvarez, M., “Biological indicators - a tool for assessment of the present state of a river. A pre-impoundment study in the Quevedo river, Ecuador,” Tesis de Maestría, UNESCO-IHE Institute for Water Education, 2007.

[75] De Pauw, N. and Hawkes, H. (1993). Biological monitoring of river water quality. Pp. 87-110 in Walley, W. and Judd, S. (eds.). *River Water Quality Monitoring and Control*. Aston University, Birmingham.

[76] Karr, J. and Chu E., *Restoring life in running waters. Better biological monitoring*, Washington DC: Island Press, 1999, 206 pp.

[77] Mustow, S., “Biological monitoring of rivers in Thailand: Use and adaptation of the BMWP score,” *Hydrobiologia* 479, no. 1-3, 2002, pp. 191-229.

[78] Chessman, B., “Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates: A procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and a biotic index,” *Australian Journal of Ecology* 20, no. 1, 1995, pp. 122-129.

[79] Armitage, P. D. [et al], “The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites,” *Water Research* 17, no. 3, 1983, pp. 333-347.

[80] Barton, D. and Wallace R., “The effects of an experimental spillage of oil sands tailings sludge on benthic invertebrates,” *Environmental Pollution* 18, no. 4, 1979, pp. 305-312.

[81] Pontasch, K. and Brusven M., “Macroinvertebrate response to a gasolina spill in Wolf Lodge Creek, Idaho, USA,” *Archiv fur Hydrobiologique* 113, no. 1, 1988, pp. 41-60.

[82] McCauley, N., “The biological effects of oil pollution in a river,” *Limnology and Oceanography* 11, No. 4, 1966, pp. 475-486.

[83] Bengtsson, L. and Berggren H., “The bottom fauna in an oil-contaminated lake,” *Ambio* 1, no. 4, 1972, pp. 141-144.

[84] Woodward, D. and Riley R., “Petroleum hydrocarbon concentrations in a salmonid stream contaminated by oil field discharge water and effects on macrobenthos,” *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 12, no. 3, 1983, pp. 327-334.

[85] Chapman, P. [et al]. (1979). Heavy metal studies with Oligochaetes. Pp. 477-502 in Brinkhurst, R. and Cook, D. (eds.). *Aquatic Oligochaete Biology*. Plenum Press, New York.

[86] Pisolkar, E., Hedges, P. and Shillabeer N., “Can benthic macro-invertebrates be used to assess the impact of pollution incidents and subsequent recovery in streams?,” *Water and Environment Journal* 16, no. 1, 2002, pp. 28-33.

[87] Lytle, A. and Peckarsky B., “Spatial and temporal impacts of a diesel fuel spill on stream invertebrates,” *Freshwater Biology* 46, no. 5, 2001, pp. 693-704.

[88] Pontasch, K. and Brusven M., “Diversity and community comparison indices: Assessing macroinvertebrate recovery following a gasoline spill,” *Water Research* 22, issue 5, 1988, pp. 619-626.

[89] Poulton, B. [et al], “Effects of an oil spill on leafpack-inhabiting macroinvertebrates in the Chariton river, Missouri,” *Environmental Pollution* 99, no. 1, 1998, pp. 115-122.

[90] Instituto Nacional de Meteorología e Hidrología. 2012. http://www.inamhi.gob.ec/

[91] Strahler, A., “Quantitative analysis of watershed geomorphology,” *American Geophysical Union Transactions* 38, 1957, pp. 913-920.

[92] Secretaria Nacional de Planificación y Desarrollo. 2002. http://www.planificacion.gob.ec/

[93] Geoportal del Instituto Geográfico Militar. 2011. http://www.geoportaligm.gob.ec/index2.html

[94] Instituto de Estudios de Régimen Seccional del Ecuador de la Universidad del Azuay. 2002. http://www.uazuay.edu.ec/promsa/ecuador.htm

[95] *Gerber*, A. and *Gabriel M. J. M., Aquatic invertebrates of South African rivers. Field guide*, Institute For Water Quality Services, Department of Water Affairs Forestry, 1st edition, 2002, 149 pp.

[96] Roldán, G., *Bioindicación de la calidad del agua en Colombia. Uso del método BMWP/Col*, Universidad de Antioquia, Medellín, 2003, 182 pp.

[97] Roldán, G., *Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*, Fondo FEN Colombia, Colciencias-Universidad de Antioquia, Santafé de Bogotá, 1988, 217 pp.

[98] Murray Darling Freshwater Research Centre. Online macroinvertebrate identification key. 2009. http://www.mdfrc.org.au/BugGuide/

[99] University of Minnesota. Water Resources Center. 2012. http://wrc.umn.edu/pubs/watersqq/guidetoaquaticinverts/

[100] Biodiversity Heritage Library. 2012. http://www.biodiversitylibrary.org/

[101] Smithsonian Contributions to Zoology. 2011. http://www.sil.si.edu/smithsoniancontributions/Zoology/

[102] Barbour, M. T. [et al], *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish,* Washington D.C., US Environmental Protection Agency, 2nd edition, 1999, 399 pp.

[103] Barbour, M. T. [et al], “A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates,” *Journal of the North American Benthological Society* 15, no. 2, 1996, pp. 185-211.

[104] Margalef, R., “Diversidad de especies en las comunidades naturales,” *Publicaciones del Instituto de Biología Aplicada de Barcelona* 6, 1951, pp. 59-72.

[105] Shannon, C. E. and Weaver W., *The mathematical theory of communication,* Urbana, Illinois, University of Illinois Press, 1963, 117 pp.

[106] Simpson, E. H., “Measurement of diversity,” *Nature* 163, pp. 688-688.

[107] Armitage, P. D. [et al], “The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites,” *Water Research* 17, no. 3, pp. 333-347.

[108] Alba-Tercedor, J. and Sanchez-Ortega, A., *“Un método rápido y simple para evaluar la calidad* biológica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978),” *Limnetica* 4, 1988, pp. 51-56.

[109] Astorga, Y., De Pauw, N. and Persoone G., *Development and application of cost-effective methods for biological monitoring of rivers in Costa Rica*. Final report, European Community. Final report, Joint Research European Union Project No. NCI1* CT-92-0094, 1997.

[110] Mustow, S. E., “Biological monitoring of rivers in Thailand,” *Hydrobiologia* 479, 2002, pp. 191-229.

[111] Sharma, M. P. [et al], “Water quality assessment of Behta river using benthic macroinvertebrates,” *Life Science Journal* 3, no. 4, 2006, pp. 68-74.

[112] Dickens, C. W. S. and Graham P. M., “The South African Scoring system (SASS) Versión 5 Rapid Bioassessment Method for Rivers,” *African Journal of Aquatic Science* 27, 2002, pp. 1-10.

[113] Chessman, B., “New sensitivity grades for Australian river macroinvertebrates,” *Marine and Freshwater Research* 54, 2003, pp. 95-103.

[114] Sutherland, R. A., “Analysis and commentary on Statistical methods and pitfalls in environmental data analysis” by Yue Rong,” *Environmental Forensics* 2, 2001, pp. 265-274.

[115] Canadian Council of Ministers of the Environment. 2012. http://www.ccme.ca/publications/ceqg_rcqe.html?category_id=124

[116] United States Environmental Protection Agency. 2012. http://nepis.epa.gov/Exe/ZyNET.EXE?ZyActionL=Register&User=anonymous&Password=anonymous&Client=EPA&Init=1%3E%3Ctitle%3EEPA%20-%20Home%20Page%20for%20the%20Search%20site%3C/title%3E%3Clink%20rel=

[117] Norma Oficial Mexicana NOM-138-SEMARNAT/SS-2003, Límites Máximos Permisibles de Hidrocarburos en Suelos y las Especificaciones para su Caracterización y Remediación. 2003.

[118] Stout, J. and Vandermeer J., “Comparison of species richness for stream-inhabiting insects in tropical and mid-latitude streams,” *The American Naturalist* 109, no. 967, 1975, pp. 263-280.

[119] Minshall, G. W. [et al], “Developments in stream ecosystem theory,” *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42, 1985, pp. 1045-1055.

[120] O´Toole, C. [et al], “Nutrient optima and tolerances of benthic invertebrates, the effects of taxonomic resolution and testing of selected metrics in lakes using an extensive European data base,” *Aquatic Ecology* 42, 2008, pp. 277-291.

[121] Bopp, J., “Combined effects of water chemistry, canopy cover, and stream size on benthic macroinvertebrates along a Central Appalachian stream continuum,” M.Sc. Thesis, West Virginia University, Davis College of Agriculture, Forestry, and Consumer Sciences, 2002.

[122] Illies, J., “The Invertebrate fauna of the Huallaga, a Peruvian tributary of the Amazon river, from the sources down to Tingo Maria,” *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 15, 1964, pp. 1077-1083.

[123] Hynes, H. B. N., “Zonation of the Invertebrate fauna in a West Indian stream,” *Hydrobiologia* 38, 1971, pp. 1-8.

[124] Jacobsen, D., “Contrasting patterns in local and zonal family richness of stream invertebrates along an Andean altitudinal gradient,” *Freshwater Biology* 49, 2004, pp. 1293-1305.

[125] Monaghan, K. [et al], “Macroinvertebrate distribution in Ecuadorian hill streams: The effects of altitude and land use,” *Archiv für Hydrobiologie 149, no. 3, 2000, pp. 421-440.*

[126] De Pauw, N., Gabriels, W. and Goethals P. L. M. (2006). River monitoring and assessment methods based on macroinvertebrates. Pp. 113-134 in Ziglio, G., Siligardi, M. and Flaim, G. (eds.). *Biological Monitoring of Rivers. Applications and Perspectives*. John Wiley & Sons, UK. 486 pp.

[127] Raven, P. J. [et al], “Quality assessment using river habitat survey data,” *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystem* 8, 1998, pp. 477–499.

[128] Karr, J. R. [et al], *Assessment of biological integrity in running waters: A method and its rationale*, Illinois Natural History Survey Special Publication 5, Champaign, Illinois, 1986, 28 pp.

[129] Chutter, F. M., “An empirical biotic index of the quality of water in South African streams and rivers,” *Water Research* 6, 1972, pp. 19-30.

[130] Hilsenhoff, W. L., *Use of arthropods to evaluate water quality of streams*, Madison: Department of Natural Resources, Wisconsin, 1977, 15 pp.

[131] Fenoglio, S., Badino, G. and Bona F., “Benthic macroinvertebrate communities as indicators of river environment quality: An experience in Nicaragua,” *Revista de Biología Tropical* 50, 2002, pp. 1125-1131.

[132] De Pauw, N. and Roels D., “Relationship between biological and chemical indicators of surface water quality,” *Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie* 23, 1988, pp. 1553-1558.

[133] Camargo, J. A. and García de Jalón D, “Structural and trophic changes in a riverine macrobenthic community following impoundment for hydroelectric power generation,” *Journal of Freshwater Ecology* 10, 1995, pp. 311-317.

[134] García-Criado, F. [et al], “Performance of some diversity and biotic indices in rivers affected by coal mining in Northwestern Spain,” *Hydrobiologia* 394, 1999, pp. 209-217.

[135] Zamora-Muñoz, C. and Alba-Tercedor J, “Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods,” *Journal of the North American Benthological Society* 15, 1996, pp. 332-352.

[136] Czerniawska-Kusza, I. “Comparing modified biological monitoring Working party score system and several biological índices based on macroinvertebrates for water-quality assessment,” *Limnologica* 35, 2005, pp. 169-176.

[137] Moya, N., Tomanova, S. and Oberdorff T., “Initial development of a multi-metric index based on aquatic macroinvertebrates to assess stream condition in the Upper Isiboro-Sécure Basin, Bolivian Amazon,” *Hydrobiologia* 589, 2007, pp. 107-116.

[138] Illies, J. Biogeography and ecology of neotropical freshwater insects, especially those from running waters. Pp. 685-707 in Fittkau, E. J., Illies, J., Klinge, H., Schwabe, G. H. and Sioli, H. (eds.). *Biogeography and Ecology in South America vol. II*. The Hague. 516 pp.