

ANEXO J: IMPACTOS ECOLÓGICOS DE LA CONTAMINACIÓN EN EL ÁREA DE CONCESIÓN

Por: Equipo Técnico del Ing. Richard Cabrera
como parte del
EXAMEN PERICIAL

24 de marzo de 2008

Este anexo constituye una evaluación de los impactos ecológicos ocasionados por la contaminación en la Concesión. El objetivo es evaluar y describir los impactos de las sustancias contaminantes en la ecología de la Concesión utilizando enfoques y métodos estándares.

1. ENFOQUE

Esta evaluación de los impactos ambientales en la Concesión se realizó utilizando métodos estándares para identificar y caracterizar los riesgos que la contaminación genera para la flora y la fauna, denominados receptores ecológicos (U.S. EPA, 1998). Estos métodos incluyen una descripción de la ecología de la Concesión, el desarrollo de un modelo conceptual, la selección de las sustancias contaminantes que se analizarán, la identificación de las vías de exposición, la identificación de los niveles de toxicidad y el análisis de los datos ambientales.

2. ECOLOGÍA DE LA ZONA DE LA CONCESIÓN

La zona de la Concesión abarca aproximadamente 400.000 hectáreas del declive oriental de Los Andes en el Distrito Oriente del nordeste de Ecuador. La elevación en la zona de la Concesión varía entre los 200 y 350 metros sobre el nivel del mar, entre los que se encuentran tierras de declives suaves y valles llanos. Esta región recibe abundante lluvia que varía de 2.000 a 5.000 mm anuales (Agra, 1993). Hay muchos ríos grandes y pequeños en la región. Los ríos más importantes incluyen el río Napo, río Coca, río San Miguel y el río Aguarico, que fluyen al este, hacia el río Amazonas. También hay muchos arroyos más pequeños y estanques temporales y provisorios en la Concesión.

La Concesión se encuentra en la región ecológica del Amazonas. Esta región cuenta con una amplia diversidad de peces y vida silvestre (Agra, 1993). Hay 1.578 especies de aves que se identificaron en Ecuador continental (Parker et al., 1996; Ridgely et al., 1998, según se cita en Gallo, 2007). De estas especies, 695 posiblemente habitan el área de la Concesión. También hay 191 especies de mamíferos que posiblemente pueden habitar el área de la Concesión (Tirira, 1999, según se cita en Gallo, 2007). Los grupos de mamíferos

más diversos son Chiroptera (murciélagos) y Rodentia. Hay 464 especies de anfibios y 405 especies de reptiles que habitan la región del Amazonas (Coloma et al., 2007, según se cita en Gallo, 2007). Las familias de anfibios más diversas son Hylidae, Leptodactylidae Dendrobatidae y Colubridae, y las familias de reptiles más diversos son Gymnophthalmidae y Polychrotidae. La biota acuática también es diversa y cuenta con cientos de especies de peces, la mayoría de las cuales pertenece a los órdenes Characiformes y Siluriformes. Aunque son menos estudiados, los macroinvertebrados de agua dulce también son diversos en la zona de la Concesión.

Además de las comunidades ecológicas naturales, las alteraciones humanas han dado lugar al hábitat para la flora y fauna que, de otro modo, no estaría presente. Por ejemplo, Gallo (2007) descubrió que muchas de las especies muestreadas en el área de la Concesión se adaptan a los ecosistemas agrícolas o alterados. La zona les brinda apoyo a la flora y fauna que se adaptan a las alteraciones del hábitat, como aquellas ocasionadas por las actividades de producción de petróleo, deforestación, pastizales y plantaciones de café, y construcción de caminos. Algunos ejemplos incluyen: *Bos taurus* (vaca autóctona), *Sus scrofa domestica* (cerdo autóctono), *Equus asinus* y *E. caballus* (burro y caballo), *Mus musculus* (ratón de casa) y *Rattus rattus* (rata).

3. EVALUACIÓN DE TOXICIDAD

Se utilizó un modelo conceptual para identificar las fuentes de contaminación, los receptores ecológicos y las vías de exposición importantes. Este modelo se utiliza para seleccionar los tipos de sustancias contaminantes que representan el mayor riesgo para el ecosistema de la Concesión. Una vez que se identificaron las sustancias contaminantes, se evalúa el transporte y el destino de estas sustancias, y la exposición a los receptores ecológicos. A continuación, se compararon los datos de las concentraciones de sustancias contaminantes de la Concesión con los niveles de toxicidad de referencia para determinar si las concentraciones en la Concesión eran tóxicas. Finalmente, las conclusiones que se sacaron a partir de esta evaluación se comparan con los resultados de los estudios biológicos realizados en la Concesión.

3.1 Modelo conceptual

El cuerpo principal del informe describe las fuentes, vías y el destino de las diferentes sustancias contaminantes que Texpet liberó en el ambiente del área de la Concesión. Con respecto a las principales fuentes de contaminación tenemos que son el petróleo crudo, que contiene compuestos de hidrocarburo de petróleo (por ejemplo, benceno, hidrocarburos aromáticos policíclicos) y metales, agua de formación, lodo de perforación y otros aditivos de perforación. El petróleo crudo, el agua de formación y los aditivos de perforación se depositaron en las piscinas abiertas o se descargaron en el ambiente en las cercanías de los pozos petroleros. El agua de formación se liberó principalmente de las estaciones después de que se separó del petróleo crudo, aunque también hay cientos de kilómetros de tuberías de petróleo crudo de las que se produjeron numerosos derrames, tal como se describe en el anexo I.

La Figura 1 es un modelo conceptual de fuentes y vías de exposición de contaminación en el área de la Concesión. La contaminación del suelo puede producirse a partir del desecho intencional de materiales residuales, como piscinas, desbordamientos e infiltraciones de éstos y de los derrames. El agua superficial puede contaminarse de las mismas fuentes que el suelo y además del desecho de agua de producción. El aire puede contaminarse por la quema de desechos del petróleo (como mecheros) y por las llamas de antorchas (Agra, 1993). Todas las vías de contaminación del aire también pueden ser fuentes de contaminación del suelo y el agua en forma de deposición aérea. Una vez que se liberan al suelo, agua superficial, sedimentos, agua subterránea y al aire, los receptores ecológicos, como los peces, la vida silvestre y las aves pueden quedar expuestos a las sustancias contaminantes.

Figura 1: Diagrama conceptual del área de estudio de la Concesión

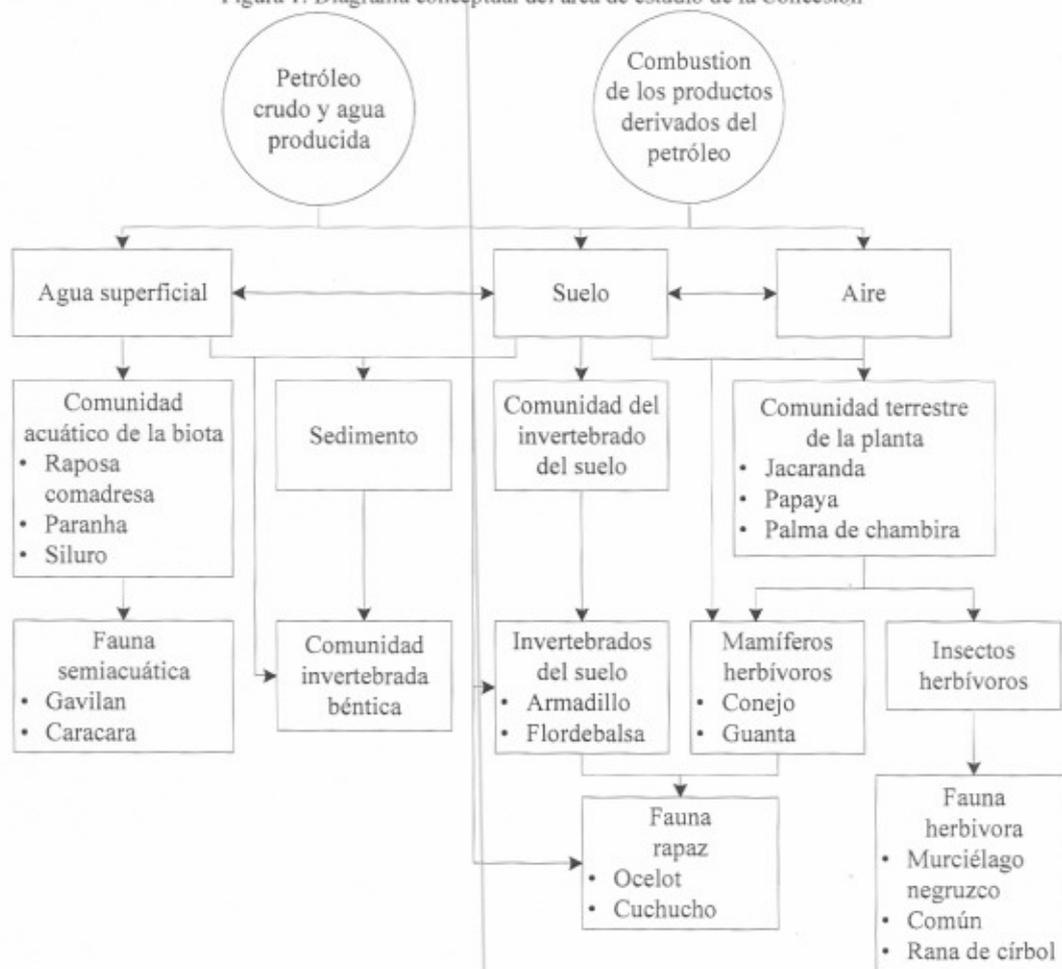


Figura 1: modelo conceptual que identifica las posibles fuentes de contaminación, vías de exposición y receptores ecológicos en la zona de la Concesión. Los receptores ecológicos detallados sólo representan una pequeña cantidad de toda la diversidad que se encuentra en la región ecológica del Amazonas.

3.2 Identificación de sustancias contaminantes clave

A partir de las fuentes de contaminación, identificamos las sustancias químicas más importantes que pueden generarle toxicidad a la ecología de la región.

El petróleo crudo es una mezcla compleja de cientos de componentes diferentes. En la Tabla 1 se proporciona una lista de algunos de los componentes tóxicos del petróleo crudo (Irwin et al., 1997; datos recabados para el litigio).

Tabla 1: Muestra de los componentes tóxicos del petróleo crudo (Irwin et al., 1997; datos recabados para el litigio)

Compuestos orgánicos volátiles	Hidrocarburos aromáticos policíclicos	Sustancias inorgánicas
Benceno	Acenafteno	Antimonio
Etil benceno	Acenaftileno	Arsénico
Tolueno	Antraceno	Bario
Xilenos	Benzo(a)antraceno	Berilio
	Benzo(a)pireno	Cadmio
	Benzo(b)fluoranteno	Cromo
	Benzo(e)pireno	Cobalto
	Benzo(g,h,i)perileno	Cobre
	Benzo(k)fluoranteno	Plomo
	Criseno	Mercurio
	Dibenz(a,h)antraceno	Molibdeno
	Naftaleno	Níquel
	Fluoranteno	Selenio
	Fluoreno	Plata
	Indeno(1,2,3-cd)pireno	Titanio
	Fenantreno	Vanadio
	Pireno	Zinc

El agua de producción es el agua de formación que queda atrapada debajo del suelo junto con el petróleo crudo y que sale a la superficie junto con el petróleo crudo. El agua de formación puede incluir aceites, grasa, sal y muchos compuestos orgánicos e inorgánicos disueltos (DOE, 2004). La salinidad del agua de formación puede ser muy alta (mayor que la del agua del mar). Dado que el agua de formación se encuentra a diferentes presiones y temperaturas en la profundidad en comparación con la superficie de la tierra, se puede saturar con otros metales y compuestos orgánicos insolubles. La Tabla 2 detalla los componentes comunes del agua de producción del Golfo de México y datos limitados de la Concesión.

Tabla 2: Componentes del agua de producción a partir de la producción de petróleo crudo (DOE, 2004; datos recabados para el litigio)

Petróleo y grasa	Triterpenos	Xilenos	Plomo
2-Butanona	Etil benceno	Aluminio	Manganeso
2,4-Dimetilfenol	n-Alcanos	Arsénico	Níquel
Antraceno	Naftaleno	Bario	Titanio
Benceno	p-cloro-m-cresol	Boro	Zinc
Benzo(a)pireno	Fenol	Cadmio	Radio 226 y 228
Clorobenceno	Estirenos	Cobre	Cloruro
Di-n-butil ftalato	Tolueno	Hierro	Sulfato

Dada la larga lista de posibles sustancias contaminantes vinculadas con las actividades de explotación de petróleo en el área de la Concesión, no resultaría práctico evaluar la toxicidad de todos los componentes en este informe. Por lo tanto, nos enfocamos en algunas sustancias contaminantes que son tóxicas y a las que están expuestos los receptores ecológicos. Es importante observar que existen cientos de miles de compuestos y

elementos en el petróleo crudo que son posiblemente tóxicos. Al enfocarse sólo en algunas sustancias contaminantes, se pueden subestimar los efectos tóxicos.

En esta evaluación, nos enfocamos en los siguientes compuestos orgánicos volátiles: benceno, tolueno, etil benceno y xileno (denominados conjuntamente como BTEX), el petróleo representado por todos los hidrocarburos del petróleo (TPH), los hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAH) y los componentes inorgánicos como el bario, cadmio, cromo, cobre, plomo, níquel, vanadio, zinc y cloruro.

3.3 Destino ambiental de las sustancias contaminantes clave

Un paso importante para evaluar los impactos de la contaminación ambiental es evaluar lo que les sucede a las sustancias contaminantes una vez que se liberan en el ambiente. Esto se conoce como el destino de los contaminantes. En el agua las sustancias contaminantes se evaporan, se dispersan en la columna de agua, se adhieren al sedimento, se acumulan en la biota acuática o sufren una oxidación química y biodegradación (Suess, 1976, según se cita en Eisler, 1987). De la misma forma, las sustancias contaminantes en los suelos o sedimentos pueden acumularse en la biota, volatilizarse, disolverse en agua, transportarse con el agua superficial o degradarse (Novotny, 2003). Durante la degradación bacteriana, las sustancias contaminantes pueden volatilizarse, como en el caso de algunos metales o descomponerse en compuestos más simples, como se observa en algunos hidrocarburos. Todos estos procesos dependen de las condiciones ambientales o de la composición del suelo del lugar y de las características de las sustancias contaminantes que se están evaluando. Por lo tanto, es importante investigar las características generales de los medios ambientales dentro de la Concesión.

Villacreces (2000) caracterizó la calidad de las aguas superficiales de la Concesión en la región de Shushufindi. El autor informó que registró una temperatura promedio de las aguas superficiales de 27,7 °C, que no varió considerablemente durante el año. Este régimen de temperatura es ideal para mantener una población estable de flora y fauna acuática. El valor promedio del pH fue 7,1 y varió de 6,3 a 7,8. El oxígeno disuelto es un factor importante para determinar el destino de las sustancias contaminantes en el agua y generalmente estimula los procesos de oxidación y reducción en los sedimentos. Las mediciones de oxígeno disuelto variaron entre los lugares de muestras y variaron de 2,0 a 6,4 mg/L con un promedio de 4,7 mg/L. Con estos niveles bajos de oxígeno, los procesos de reducción en los sedimentos del río tienden a prevalecer.

Las características que afectan la capacidad de los suelos y los sedimentos de absorber y retener las sustancias contaminantes incluyen: contenido de materia orgánica, superficie de las partículas del suelo y contenido ácido orgánico (Schlesinger, 1997; Novotny, 2003). La materia orgánica en los suelos puede aglutinar ciertas sustancias contaminantes y hacerlas menos biodisponibles. La cantidad de superficie del suelo también puede ser importante en el aglutinamiento de sustancias contaminantes. La superficie del suelo generalmente se incrementa a mayor cantidad de arcilla existente.

El suelo del bosque tropical se ve altamente afectado por la meteorización química. Los períodos prolongados de meteorización intensa pueden eliminar muchos cationes y silicio del perfil del suelo (Schlesinger, 1997). Los suelos de la cuenca del Amazonas son bastante diversos e incluyen áreas de suelo aluvial fértil, histosoles orgánicos y oxisoles tropicales

más meteorizados (Agra, 1993). Kauffman y Creutzberg (1999) caracterizaron los suelos cercanos a la Concesión como suelos con contenido elevado de arcilla (70-80%), nivel medio de carbono orgánico (<2%), altamente ácidos (pH~2,0), poca capacidad de intercambio de cationes y con alto nivel de humedad (15-18%).

Dadas las características del agua superficial y de los suelos en la Concesión, podemos establecer de manera generalizada qué medios ambientales serán importantes para investigar y detectar sustancias contaminantes específicas. Por ejemplo, los compuestos BTEX son moderadamente solubles en agua, moderadamente volátiles y poseen poca absorción, o nula, en los suelos y sedimentos. Por lo tanto, una vez que se liberaron, pueden transportarse de los sitios de liberación en aguas subterráneas o superficiales, evaporarse a la atmósfera y degradarse. Los hidrocarburos menos volátiles, como los PAH, se comportan de manera diferente. Poseen poca solubilidad en agua, índices bajos de evaporación y gran afinidad para la absorción en suelos y sedimentos. Estos hidrocarburos existirían principalmente en los suelos y sedimentos de los sitios de liberación o cercanos a ellos, y se degradarían lentamente por la acción de los microorganismos, dado el contenido limitado de carbono orgánico y el poco oxígeno disuelto en los suelos y sedimentos. Una vez que se liberan en el ambiente, los metales como el bario, cadmio, cromo, cobre, plomo, níquel y zinc permanecerían relativamente móviles en el suelo y posiblemente expondrían las comunidades acuáticas a sus efectos. Las comunidades terrestres estarían expuestas a los metales con potencial para acumularse en los suelos, como el bario, cobre, cromo y zinc.

Los procesos físicos, como la escorrentía de la lluvia, pueden transportar sustancias contaminantes que los suelos y sedimentos absorben. De la misma forma, las acumulaciones de petróleo en la superficie también pueden transportarse por la acción de la escorrentía. Dada la frecuencia e intensidad de la lluvia en la Amazonía, el transporte físico de las sustancias contaminantes puede ser considerable. Estos procesos pueden producir la contaminación de los ambientes acuáticos y terrestres lejos de sus fuentes originales.

3.4 Efectos físicos del petróleo derramado

Además de la toxicidad, las plantas y animales también pueden sufrir los efectos físicos del petróleo. La mayor parte de la información publicada sobre los efectos ecológicos de los derrames de petróleo crudo se obtuvo de datos de observación recabados después de que se produjeran los derrames de buques cisternas de petróleo. A partir de estos estudios, las aves se identificaron como particularmente sensibles a la exposición al petróleo crudo.

Las aves son particularmente sensibles al petróleo derramado porque el petróleo obstruye la fina estructura de las plumas, lo que las apelmaza y no les permite retener al aire. Las plumas empetroadas disminuyen la repelencia al agua, el aislamiento corporal, la flotabilidad en las aves acuáticas y la capacidad de volar. Si se encuentran en grave estado, las aves empetroadas pueden morir de inanición o hipotermia. Además, pueden ingerir el petróleo cuando se limpian el plumaje empetroado. Se demostró que la ingestión de petróleo provoca anemia, neumonía, lesiones hepáticas y renales, retarda el crecimiento,

altera la química sanguínea y reduce la producción de huevos y su viabilidad (Overton et al., 1994; según se cita en Irwin et al., 1997).

Además de los efectos adversos individuales, las aves empetroladas pueden exponer los huevos en desarrollo y las crías cuando regresan a los nidos. Incluso se demostró que pequeñas cantidades de productos petrolíferos aplicados a la superficie de los huevos reducen el crecimiento e incrementan la incidencia de embriones con desarrollo de malformaciones en los ojos, cerebro, pico e hígado (Albers, 1983; Hoffman and Gay, 1981, como se cita Dickerson et al., 2002).

Algunas investigaciones demostraron que la exposición al petróleo genera, como efecto adverso en la conducta, que se produzcan menos procesos reproductivos satisfactorios. Por ejemplo, la exposición al petróleo que sufren los petreles generó diversos efectos que incluyeron abandono de la colonia de nidos, rechazo a la incubación de huevos y negación a brindarles atención a los pichones (Meyer et al., 1994; según se cita en Irwin et al., 1997).

Si bien son menos estudiados, los mamíferos acuáticos y semiacuáticos también pueden sufrir el impacto directo de la exposición al petróleo. Al igual que las aves, la capa de piel de los mamíferos mantiene el calor y la flotabilidad en el agua. Esta piel retiene el aire que aísla al animal cuando está húmedo. Cuando se expone al petróleo, la piel se apelmaza y pierde su capacidad de retener el aire. Esto incrementa la posibilidad de hipotermia y reduce la flotabilidad en el agua.

El petróleo también puede extinguir la vegetación y destruir el valioso hábitat. En los ambientes terrestres, las plantas necesitan respirar a través de sus hojas y raíces. Cuando el petróleo las cubre, se puede reducir la respiración y la luz solar que llega a las hojas. En los ambientes acuáticos, el petróleo cubre la superficie del agua y bloquea eficazmente el intercambio de oxígeno entre el agua y el aire. Esto puede generar condiciones anaeróbicas, en las que pueden sobrevivir pocos organismos acuáticos.

En resumen, los derrames o la acumulación de petróleo en la superficie de la tierra o en el agua pueden producir efectos perjudiciales directos e inmediatos en las aves, los mamíferos y la calidad del hábitat. El contacto directo con el petróleo puede reducir las propiedades aislantes de las plumas y pieles, y puede contribuir a cambios adversos en la conducta que afectarán los procesos reproductivos satisfactorios. Tanto los hábitats acuáticos como los terrestres pueden sofocarse por la acción del petróleo derramado al reducir la respiración, la fotosíntesis y el intercambio de gases.

3.5 Perfiles de toxicidad de las sustancias contaminantes de interés

En esta sección, se describe la toxicidad ecológica de las sustancias contaminantes clave utilizando valores de toxicidad publicados (U.S. EPA, 1997). Estos estudios generalmente informan sobre estimaciones puntuales de la exposición que generan efectos adversos como la muerte y el retraso del crecimiento. Las estimaciones puntuales típicas incluyen niveles de toxicidad de referencia y de la LC50. Una LC50 es la concentración en la que el 50% de los organismos de prueba expuestos mueren después de exposiciones agudas (a corto plazo) o crónicas (a largo plazo). La concentración de efectos subletales

generalmente se identifica como las concentraciones en las que se producen las respuestas estadísticamente diferentes en comparación con los organismos no expuestos.

Los niveles de toxicidad de referencia generalmente derivan de un grupo de estimaciones puntuales de toxicidad individual. Los niveles de toxicidad de referencia pueden ser criterios regulatorios, niveles de acción o limpieza, o concentraciones de nivel de monitorización que representan concentraciones en las que puede producirse la toxicidad o por encima de las que puede producirse la toxicidad. Por ejemplo, los criterios de calidad del agua son niveles de toxicidad de referencia destinados a proteger los organismos acuáticos. Se basan en los datos de toxicidad crónica y aguda para una amplia gama de organismos acuáticos. Los criterios de toxicidad aguda se establecen para las exposiciones a corto plazo y los de toxicidad crónica para las exposiciones a largo plazo. Dado que la duración de la exposición se relaciona directamente con la toxicidad, los criterios de toxicidad aguda generalmente brindan menos protección que los criterios de toxicidad crónica. La toxicidad de algunos metales se modifica en relación con la dureza del agua. Generalmente, la toxicidad de estos metales disminuye con el incremento de la dureza del agua. Para simplificar, normalizamos estos criterios a una dureza de 100 mg/L, que es similar a las aguas de la Concesión. Si las concentraciones de las sustancias contaminantes en el agua son mayores que los criterios respectivos de la calidad del agua, entonces existe riesgo de toxicidad en los organismos acuáticos sensibles.

También se encuentran disponibles las concentraciones de sustancias contaminantes en el suelo que pueden producir efectos adversos en los receptores ecológicos. Al igual que los criterios de calidad del agua, si las concentraciones en el suelo exceden los niveles de referencia respectivos de toxicidad del suelo, existe el riesgo de que se produzcan efectos adversos en los receptores expuestos. Los niveles de referencia del suelo se basan en la exposición estimada a una sustancia tóxica determinada, y como tales, generalmente son específicos del receptor (Por ejemplo, un mamífero que come raíces estaría expuesto a una mayor contaminación del suelo que un ave que come semillas de árboles).

La Tabla 3 detalla las estimaciones puntuales, los niveles de toxicidad de referencia y los estándares nacionales que se pueden utilizar para caracterizar el riesgo al que están expuestos los receptores acuáticos y terrestres. Este conjunto de valores posiblemente abarca los grupos de receptores más importantes en la Concesión (Sección 2.1.1).

Tabla 3: Estimaciones puntuales, niveles de toxicidad de referencia y estándares nacionales para receptores acuáticos y terrestres que se utilizan para las muestras ambientales

Contaminante	Calidad del agua (ug/L)			Calidad del suelo (mg/kg)				
	Estándar de Ecuador	Toxicidad aguda según U.S. EPA	Toxicidad crónica según U.S. EPA	Estándar de Ecuador	Plantas (EE. UU.)	Invertebrados (EE. UU.)	Aves (EE. UU.)	Mamíferos (EE. UU.)
Benceno	-	5.300	262,0	-	-	-	-	-
Tolueno	-	17.500	110,3	-	-	-	-	-
Etil benceno	-	32.000	1.800	-	-	-	-	-
Xileno	-	-	2.600	-	-	-	-	-
PAH (peso molecular alto/bajo)	0,3	-	-	-	-	-	-	-
Hidrocarburos de petróleo totales	500	-	-	1.000	-	-	-	-
Bario	1.000	-	-	-	-	330,0	-	2.000
Cadmio	1,0	2,0	0,25	-	-	-	-	-
Cromo III	50,0	570,0	74,0	-	-	-	26,0	34,0

Cromo VI	-	16,0	11,0	-	-	-	-	-
Cobre	-	13,0	9,0	-	70	80	28	49
Plomo	-	65,0	2,50	-	-	-	-	-
Níquel	25,0	470,0	52,0	-	-	-	-	-
Zinc	180,0	120,0	120,0	-	160,0	120,0	46,0	79,0
Cloruro	-	860.000	230.000	-	-	-	-	-

* = Toxicidad modificada en relación con la dureza del agua; criterios normalizados a una dureza de 100 mg/L

Referencias: CEPA, 1993; Rowe et al., 1997; EPA, 1980a, 1980b, 1985, 1988, 1996, 2005a, 2005b, 2005c, 2007

Los criterios de toxicidad crónica no estaban disponibles para BTEX en el agua superficial; por lo tanto, identificamos estimaciones puntuales adecuadas de fuentes bibliográficas. Consideramos los datos de toxicología publicados para los invertebrados acuáticos, peces y anfibios para realizar un perfil de toxicidad crónica de BTEX. Dado que BTEX hace referencia a cuatro compuestos estrechamente relacionados por lo menos, investigamos cada uno por separado. Se considera que los peces y anfibios son más sensibles a la exposición al benceno (Black et al., 1982, según se cita en CEPA, 1993; U.S. EPA, 1980a; Rowe et al., 1997). En las exposiciones crónicas al benceno, el crecimiento en piscardos de cabeza grande se redujo después de 168 días con concentraciones de 262 ug/L (Marchini et al., 1992, según se cita en Rowe et al., 1997). El perfil de toxicidad del tolueno es similar al del benceno, en el sentido de que los peces son más sensibles que los invertebrados (U.S. EPA, 1980b). En estas especies, el crecimiento se redujo después de 168 días de exposición con concentraciones de 110,3 ug/L de tolueno (Marchini et al., 1992, según se cita en Rowe et al., 1997). Curiosamente, las especies de peces ciprínidos parecen ser los peces más sensibles a la exposición al etil benceno, aunque no se observaron efectos subletales en las concentraciones bajas en las pulgas de agua (*Daphnia magna*) (Rowe et al., 1997). Los efectos subletales crónicos de la exposición al xileno se produjeron en las algas verdes en concentraciones de 3,9 mg/L (Herman et al., 1990, según lo cita Rowe et al., 1997). En resumen, podríamos esperar que BTEX genere toxicidad crónica en la biota acuática en concentraciones mayores que 110 ug/L y efectos a gran escala en concentraciones mayores que 5,3 mg/L.

3.6 Comparación de concentraciones de sustancias contaminantes y niveles de toxicidad en la Concesión

En esta sección, se comparan los datos recabados para el litigio por los peritos insinuados por las partes con los niveles de toxicidad. En algunos casos, se utilizan datos de otros estudios (es decir, se recaban datos para el agua de producción de estudios anteriores cuando se vertió el agua de producción en los ríos y arroyos).

3.6.1 Agua superficial

Caudal descendente de agua superficial de las estaciones

Se obtuvieron datos del agua superficial de los vertederos de estaciones de producción o agua de producción (Fugro-McClelland, 1992; Agra, 1993; Jocknick et al., 1994), zonas de mezclado de vertederos (Fugro-McClelland, 1992; Agra, 1993; Villacreces, L.C. 2000) y ríos de la Concesión (Villacreces, L.C. 1998; Fugro-McClelland, 1992; Jocknick et al., 1994; Agra, 1993). Los datos de las concentraciones se encuentran disponibles para los vertederos, que son el agua de producción, y las zonas de mezclado en los ríos, que son caudales descendentes de corta distancia de los vertederos y de los caudales descendentes

lejanos de los ríos después de que el agua de producción se mezcla completamente con el agua del río.

Los datos de los vertederos y la zona de mezclado muestran que el agua tóxica se vierte en las aguas superficiales de la Concesión. Por ejemplo, cada medición de cloruro de los vertederos que Fugro-McClelland (1992) realizó en 15 estaciones de producción fue considerablemente mayor que los criterios de toxicidad crónica de la calidad de agua de 230.000 ug/L; todas, excepto una medición, fueron mayores que el criterio de toxicidad aguda de 860.000 ug/L. En promedio, las violaciones fueron aproximadamente 30 veces mayores que los criterios de toxicidad aguda del cloruro. Esta misma tendencia se observa en las muestras de cloruro de los vertederos de Agra (1993). Estos resultados indican que las aguas de producción son muy tóxicas para la vida acuática y que la toxicidad se produciría muy rápidamente. El agua debe diluirse considerablemente para que las concentraciones sean lo suficientemente bajas para que la biota acuática sobreviva en el agua.

Las mediciones de la zona de mezclado son más variables que los datos de los vertederos, pero también muestran concentraciones tóxicas similares de cloruro. Todos los datos de la zona de mezclado de las estaciones, excepto los del Lago Central, fueron mayores que los criterios de toxicidad crónica de la calidad del agua de 230.000 ug/L. El caudal de agua descendente de las zonas de mezclado también exhibió altas concentraciones de cloruro, pero inferiores que las de los efluentes de la estación de producción y de la zona de mezclado correspondientes. Los datos muestran que el caudal descendente de las aguas de los ríos de las estaciones era tóxico para los organismos acuáticos y que se produjeron violaciones de los criterios relativos al cloruro que superaron los 450 metros del caudal descendente desde los vertederos (Fugro-McClelland, 1992). Sin embargo, no se recogieron muestras en suficientes lugares para determinar con exactitud en todas las estaciones cuán lejos del caudal descendente se encontraba aún toxicidad.

Las conclusiones son similares para TPH, PAH y BTEX. Los TPH fueron superiores o equivalentes al estándar ecuatoriano (500 ug/L) en las 30 muestras de vertederos recogidas (Fugro-McClelland, 1992; Agra, 1993). Las mediciones de TPH de la zona de mezclado también fueron superiores o equivalentes al estándar de cuatro de las cinco estaciones (Fugro-McClelland, 1992). El mayor alcance del caudal descendente de contaminación con TPH se produjo a 700 metros del caudal descendente de la estación Sacha Sur, en la que se midieron los TPH en una concentración que fue 2,4 veces mayor que el estándar ecuatoriano.

Jocknick et al. (1994) recabaron datos de sustancias químicas de hidrocarburos individuales en los efluentes de las estaciones de producción y del caudal descendente de las estaciones. Se detectaron PAH en las muestras de todas las estaciones y excedió el estándar ecuatoriano (0,3 ug/L) en la estación Sacha Este (0,41 ug/L). También se midieron los PAH en nueve lugares de agua superficial que se utilizan para bañarse y pescar. Se excedió el estándar de PAH en dos muestras que se recogieron cerca de las estaciones de producción. En una de estas muestras recogidas cerca de la estación Shushufindi Norte, se midieron los PAH, que fueron cinco veces mayores que el estándar establecido para proteger la flora y fauna acuáticas.

También se midieron los compuestos de BTEX en las seis muestras de agua de producción analizadas por Jocknick et al. (1994). En estas estaciones, las mediciones no excedieron los criterios de toxicidad aguda de la calidad del agua. Sin embargo, se excedieron las estimaciones puntuales de toxicidad crónica del tolueno y el benceno en las estaciones Shushufindi Norte y Sacha Este. En estas estaciones, las concentraciones totales de BTEX fueron similares a las mediciones que Fugro-McClelland (1992) y Agra (1993) realizaron de los TPH. Esto indica que los TPH en los efluentes de las estaciones de producción son BTEX principalmente, lo cual tiene sentido ya que BTEX son los compuestos de hidrocarburos del petróleo crudo más solubles en agua.

Agua superficial en la Concesión

Hay evidencia de que la contaminación con TPH es común en los ríos y arroyos del área de Concesión además de las áreas de caudal descendente de las estaciones. En un esfuerzo por caracterizar el riesgo para las personas que usan el agua de los ríos, San Sebastian et al. (2001, 2002) midieron las concentraciones de TPH en 21 ríos y arroyos. Seis de las 21 muestras (28%) contenían TPH en concentraciones superiores al estándar ecuatoriano de TPH. Estos datos muestran que los ríos de la Concesión estaban contaminados con petróleo, incluso en áreas que no eran caudales descendentes inmediatos de las estaciones.

Villacreces (1998) recogió muestras de agua de 56 ríos y arroyos de la Concesión y las analizó para detectar cadmio, cromo, cobre, níquel, plomo y zinc. Las concentraciones de cadmio fueron superiores que los criterios de toxicidad aguda (2,0 ug/L) o crónica (0,25 ug/L) en 27 de los 56 lugares muestreados, con un máximo de 11 ug/L en los ríos Rirana y Salaleta (Villacreces, 1998). Se excedieron los criterios de toxicidad aguda y crónica del cromo (VI) en la calidad del agua en 21 de los 26 lugares en los que se detectó. No hubo muestras mayores que los criterios de toxicidad total del cromo en la calidad del agua. Se detectó cobre en 49 de las 56 muestras y sólo seis muestras no excedieron los criterios de toxicidad aguda o crónica del cobre (13 y 9 ug/L, respectivamente). Las concentraciones más altas de cobre se recogieron cerca de la estación Nanto (770 ug/L) y en el río Tiputini (640 ug/L). Veintiocho de las 30 muestras analizadas de níquel excedieron los criterios de toxicidad aguda o crónica de la calidad del agua (470 y 52 ug/L, respectivamente) o el estándar ecuatoriano de mayor protección (25 ug/L). Se detectó plomo en 10 muestras. Se detectó zinc en la mayoría de los lugares y todas las concentraciones medidas fueron inferiores al estándar ecuatoriano.

Es importante observar que Villacreces (1998) recogió muestras de una amplia variedad de lugares en la Concesión. Se proporcionó poca información para vincular de manera definitiva los sitios de muestra con los impactos de la producción de petróleo. Por lo tanto, no queda claro si la contaminación fue el resultado de la producción de petróleo o de otras fuentes de la Concesión.

En resumen, los datos demuestran que los ríos y arroyos en la Concesión están contaminados con metales e hidrocarburos de petróleo, y que las concentraciones son o fueron lo suficientemente altas para intoxicar la vida acuática. Específicamente, las concentraciones de cloruro, TPH y BTEX.

Los caudales descendentes de las descargas de agua de producción de las estaciones fueron muy tóxicos para la vida acuática durante la época en la que se vertió agua de producción. Los datos demuestran que los efectos tóxicos se produjeron tan lejos como a 750 metros

del caudal descendente. Además, a lo largo de la Concesión, las concentraciones de BTEX, TPH y los metales son tóxicos para la vida acuática. En general, la vida acuática en la Concesión se encuentra en un peligro extremo de contaminación.

3.6.2 Suelo

Anteriormente se identificaron al TPH, bario, cobre, cromo y zinc como las sustancias contaminantes destacadas del suelo. Dado que la mayoría de los organismos terrestres no están expuestos a las sustancias contaminantes del suelo que se encuentran en lo profundo del mismo, en este análisis se utilizan sólo datos de concentraciones halladas dentro de un metro de la superficie subterránea. También fueron analizadas muestras tomadas dentro de las piscinas y fuera de ellas, ya que algunas piscinas habían sido cubiertas.

Las Figuras 2 y 3 muestran todas las concentraciones de TPH medidas para cada uno de los ocho campos petroleros en de la Concesión. Se excedió el estándar ecuatoriano de 1.000 mg/kg en el 36% de las muestras de la superficie del suelo que se recogieron de fuera de las piscinas y en el 36% de las muestras tomadas dentro de éstas. La concentración más alta de TPH en la superficie del suelo fuera de las piscinas es de 333.262 mg/kg en el campo de Aguarico, mientras que la muestra más alta en la superficie del suelo dentro de las piscinas es de 900.000 mg/kg (o 90% de TPH), en el campo de Sacha. Los elevados porcentajes de las muestras de suelo que exceden el estándar de 1.000 mg/kg, y las altas concentraciones que hay en algunas superficies del suelo muestran que la contaminación con petróleo en los suelos de las piscinas y áreas fuera de las piscinas representan un gran riesgo para la vida terrestre.

Figura 2: Resultados del nivel de TPH en la superficie del suelo para las muestras externas a las piscinas, por campo. Se debe tener en cuenta que los datos se muestran en una escala logarítmica, que cambia la forma en que se presentan los datos. La línea roja muestra el estándar de 1.000 mg/kg de TPH para el suelo de Ecuador.

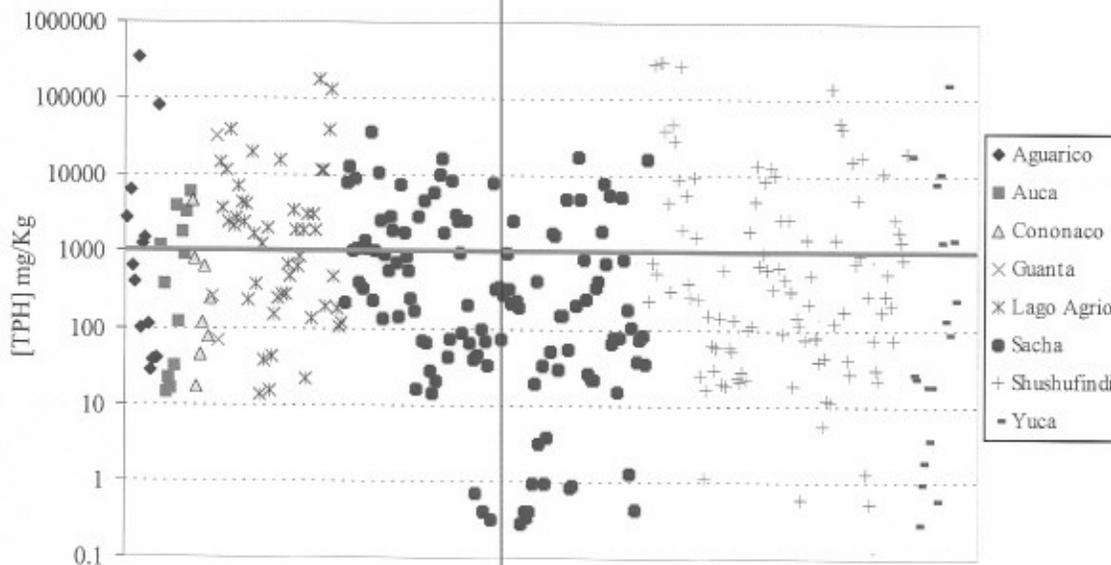
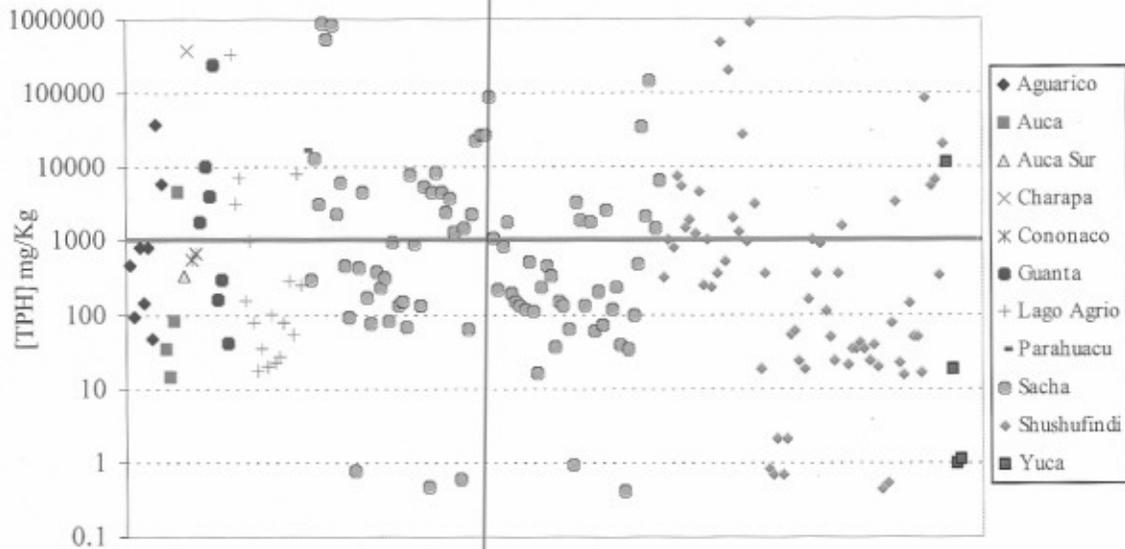


Figura 3: Resultados del nivel de TPH en la superficie del suelo para las muestras de las piscinas, por campo. Se debe tener en cuenta que los datos se muestran en una escala logarítmica, que cambia la forma en que se presentan los datos. La línea roja muestra el estándar de 1.000 mg/kg de TPH para el suelo de Ecuador.



Dada la magnitud de la contaminación con TPH, es de esperar que los componentes tóxicos del petróleo también se encuentren en los suelos de los campos petroleros. Los datos de los metales demuestran que las concentraciones de bario, cobre, cromo y zinc en las superficies del suelo también son tóxicas para la vida terrestre. Las Figuras 4 y 5 muestran datos del bario que se encontró en la superficie del suelo en las muestras tomadas dentro y fuera de las piscinas. Hay dos niveles de toxicidad de referencia disponibles para el bario: uno para invertebrados del suelo (330 mg/kg) y otro para mamíferos (2.000 mg/kg). Se excedió el nivel de toxicidad de referencia en los invertebrados en un 45% de las muestras que se recogieron de las piscinas y en un 49% de las muestras tomadas fuera de ellas. Se excedió el nivel de toxicidad de referencia en los mamíferos en un 3% de las muestras que se recogieron de las piscinas y en un 2% de las muestras tomadas fuera de ellas.

Figura 4: Resultados del nivel de bario en la superficie del suelo para las muestras tomadas fuera de las piscinas, por campo. Se debe tener en cuenta que los datos se muestran en una escala logarítmica, que cambia la forma en que se presentan los datos. La línea roja representa el nivel de toxicidad de referencia para los invertebrados (330 mg/kg) y la línea azul representa el nivel de referencia para los mamíferos (2.000 mg/kg).

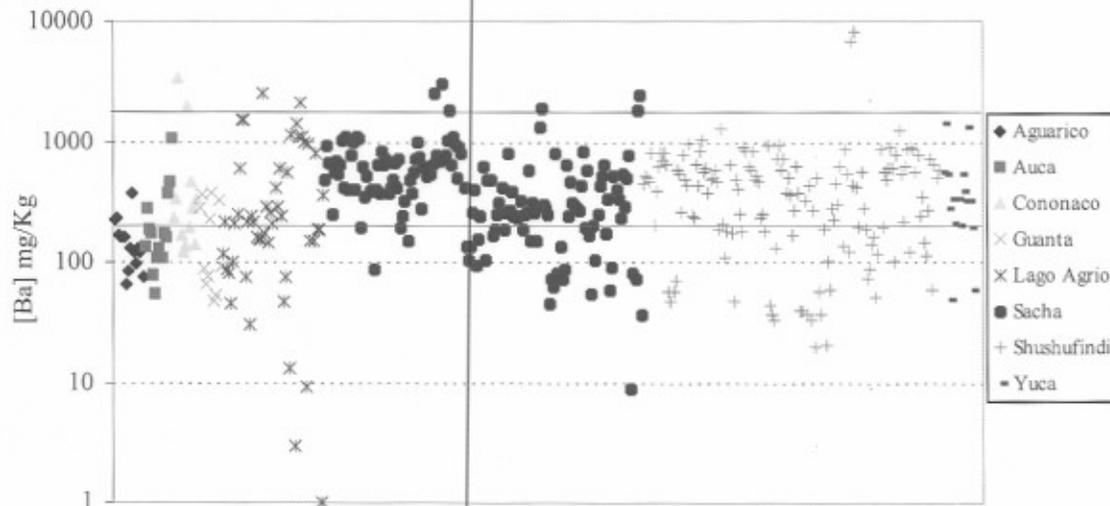
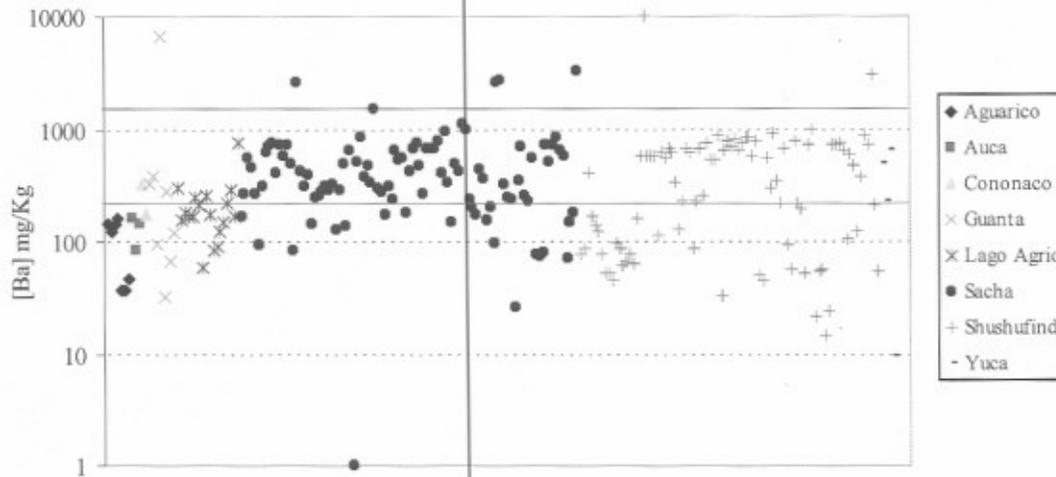


Figura 5: Resultados del nivel de bario en la superficie del suelo para las muestras tomadas dentro de las piscinas, por campo. Se debe tener en cuenta que los datos se muestran en una escala logarítmica, que cambia la forma en que se presentan los datos. La línea roja representa el nivel de toxicidad de referencia para los invertebrados (330 mg/kg) y la línea azul representa el nivel de referencia para los mamíferos (2.000 mg/kg).



Las Figuras 6 y 7 muestran los resultados del nivel de cobre en la superficie del suelo. Existen cuatro niveles de toxicidad de referencia disponibles para la exposición del cobre en el suelo. Las aves son los animales más sensibles al cobre. Se excedió el nivel de toxicidad de referencia en las aves (28 mg/kg) en un 65% de las muestras que se recogieron de las piscinas y en un 66% de las muestras tomadas fuera de ellas. Los invertebrados del suelo son los menos sensibles al cobre. Se excedió el nivel de toxicidad de referencia en los invertebrados (80 mg/kg) en un 5% de las muestras que se recogieron de las piscinas y en un 6% de las muestras tomadas fuera de ellas. Estos resultados indican que los receptores terrestres se encuentran en riesgo de contaminarse con cobre.

Figura 6: Resultados del nivel de cobre en la superficie del suelo para las muestras externas a las piscinas, por campo. Las líneas representan los niveles de toxicidad de referencia en el suelo para los invertebrados del suelo (80 mg/kg), plantas (70 mg/kg), mamíferos (49 mg/kg) y aves (28 mg/kg), de mayor a menor.

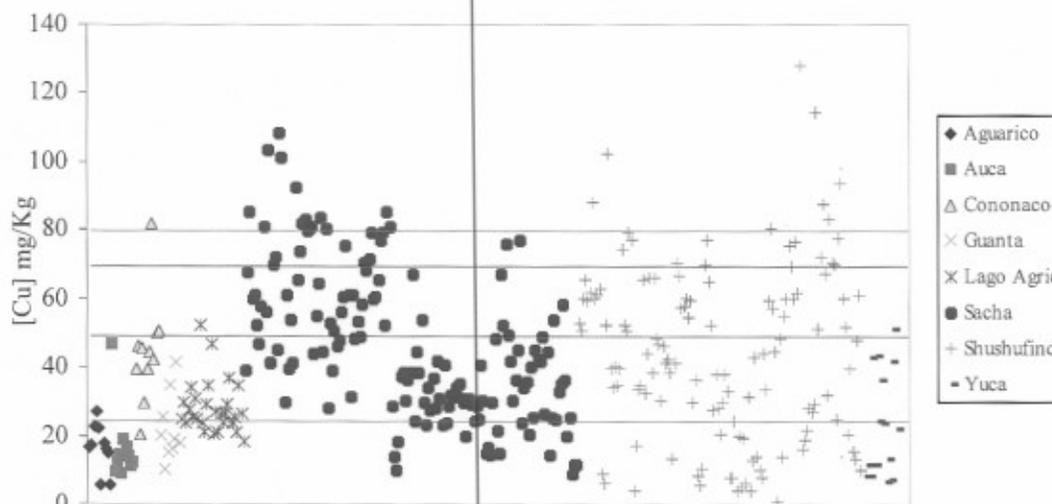
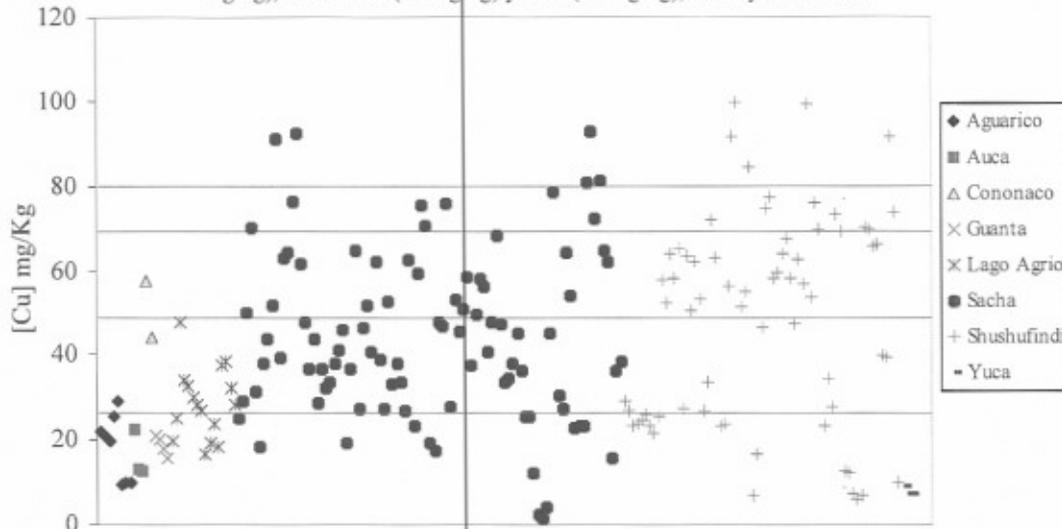


Figura 7: Resultados del nivel de cobre en la superficie del suelo para las muestras de las piscinas, por campo. Las líneas identifican los niveles de toxicidad de referencia en el suelo para los invertebrados del suelo (80 mg/kg), plantas (70 mg/kg), mamíferos (49 mg/kg) y aves (28 mg/kg), de mayor a menor.



Las Figuras 8 y 9 muestran los resultados del nivel de cromo en la superficie del suelo. Se encuentran disponibles dos niveles de toxicidad de referencia para el cromo: aves (26 mg/kg) y mamíferos (34 mg/kg). Se excedió el nivel de toxicidad de referencia en las aves en un 36% de las muestras que se recogieron de las piscinas y en un 25% de las muestras que tomadas fuera de ellas. Se excedió el nivel de toxicidad de referencia en los mamíferos en un 26% de las muestras que se recogieron de las piscinas y en un 18% de las muestras tomadas fuera de ellas. Estos resultados indican que las aves y los mamíferos se encuentran en un nivel de bajo riesgo de contaminación con cromo.

Figura 8: Resultados del nivel de cromo en la superficie del suelo para las muestras tomadas fuera de las piscinas, por campo. La línea roja representa el nivel de toxicidad de referencia para las aves (26 mg/kg) y la línea azul representa el nivel de referencia para los mamíferos (34 mg/kg).

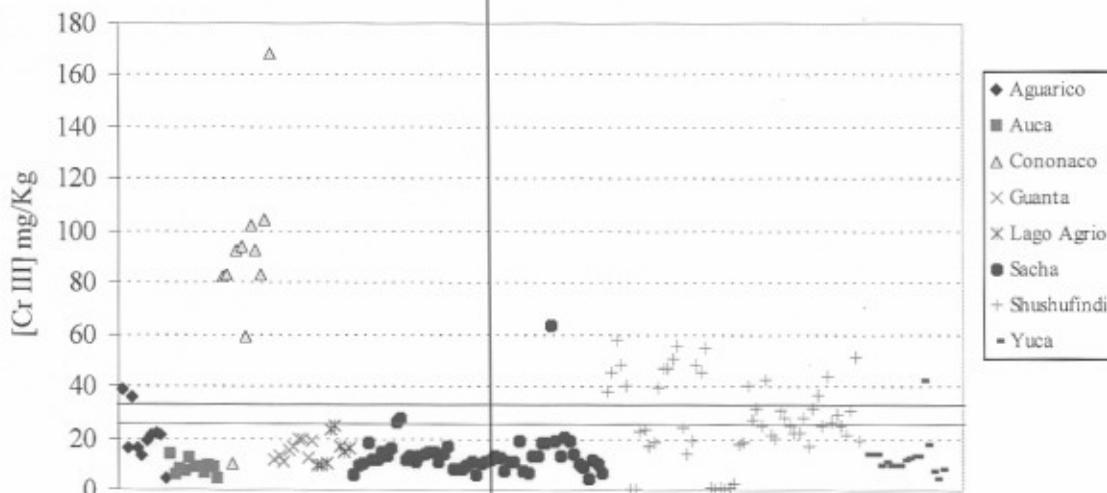
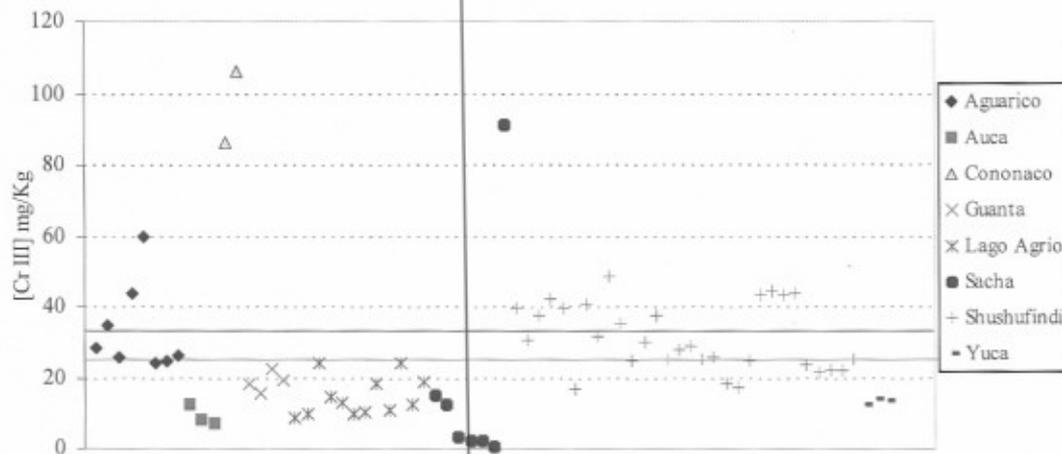


Figura 9: Resultados del nivel de cromo en la superficie del suelo para las muestras de las piscinas, por campo. La línea roja representa el nivel de toxicidad de referencia para las aves (26 mg/kg) y la línea azul representa el nivel de referencia para los mamíferos (34 mg/kg).



Las Figuras 10 y 11 muestran los resultados del nivel de zinc en la superficie del suelo. Existen cuatro niveles de toxicidad de referencia disponibles para la exposición del zinc en el suelo. Al igual que con el cobre, las aves son más sensibles al zinc. Se excedió el nivel de toxicidad de referencia en las aves (46 mg/kg) en un 70% de las muestras que se recogieron de las piscinas y en un 73% de las muestras tomadas fuera de ellas. Las plantas son menos sensibles al zinc. Se excedió el nivel de toxicidad de referencia en las plantas (160 mg/kg) en un 2% de las muestras que se recogieron de las piscinas y en un 2% de las muestras tomadas fuera de ellas. Estos resultados indican que todos los receptores terrestres se encuentran en riesgo de contaminarse con zinc.

Figura 10: Resultados del nivel de zinc en la superficie del suelo para las muestras tomadas fuera de las piscinas, por campo. Las líneas representan los niveles de toxicidad de referencia en el suelo para las plantas (160 mg/kg), los invertebrados del suelo (120 mg/kg), mamíferos (79 mg/kg) y aves (46 mg/kg), de mayor a menor.

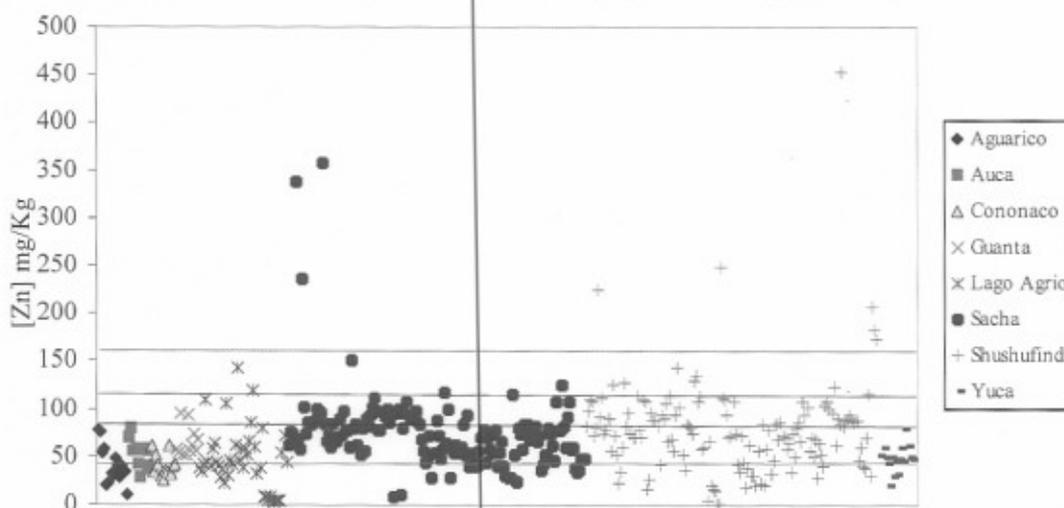
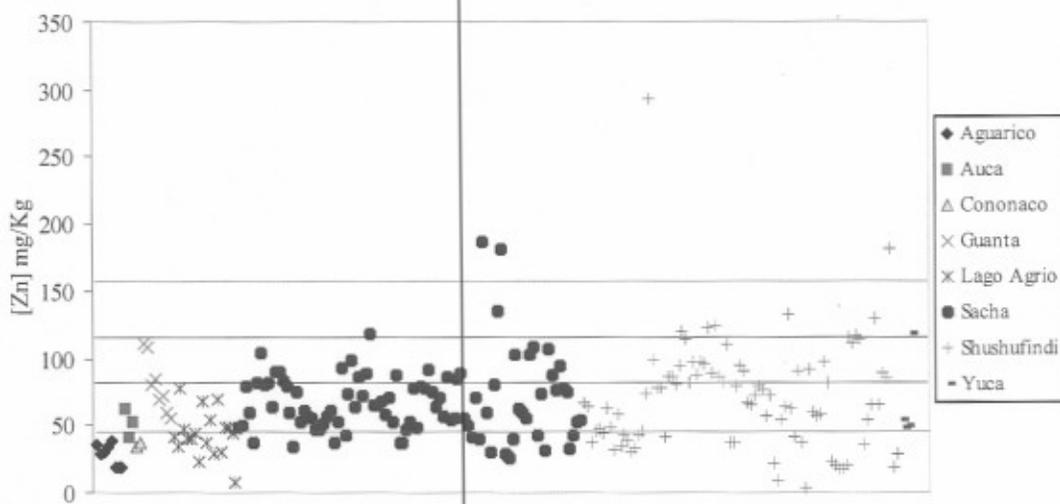


Figura 11: Resultados del nivel de zinc en la superficie del suelo para las muestras de las piscinas, por campo. Las líneas representan los niveles de toxicidad de referencia en el suelo para las plantas (160 mg/kg), los invertebrados del suelo (120 mg/kg), mamíferos (79 mg/kg) y aves (46 mg/kg), de mayor a menor.



En resumen, los datos recabados en el litigio muestran que la contaminación de la superficie del suelo (< 1m de profundidad) en la Concesión es lo suficientemente alta como para ser tóxica para la vida terrestre. De las sustancias contaminantes estudiadas, los TPH (hidrocarburos de petróleo) probablemente son responsables de la mayor cantidad de toxicidad. Las concentraciones de metales también son lo suficientemente altas como para causar toxicidad. Las concentraciones tóxicas están presentes en las superficies del suelo de piscinas y de áreas externas a las piscinas. Estos datos demuestran que la contaminación del suelo es tóxica para la vida terrestre en la Concesión. Los efectos tóxicos variarán dependiendo de las concentraciones, los organismos y otros factores, y posiblemente variarán en relación con los efectos subletales, como el retraso del crecimiento y la muerte.

3.7 Estudios de ecología de campo en la Concesión

En esta sección se proporciona un resumen de los resultados de dos investigaciones biológicas realizadas en la zona de la Concesión. Martínez (2007) estudió la diversidad de las comunidades de plantas a diferentes distancias de los pozos petroleros. Gallo (2007) investigó la diversidad de mamíferos, aves, anfibios, reptiles e invertebrados acuáticos en los campos petroleros de la Concesión. En este estudio también se examinó la bioacumulación de peces.

Martínez (2007) comparó la diversidad de las comunidades de plantas de la Concesión con la diversidad de los bosques amazónicos en áreas que no sufrieron los impactos de las operaciones de los campos petroleros. Su estudio demostró que hay pocas especies naturales, o ninguna, presentes en las comunidades de plantas más cercanas a las plataformas de pozos. Estas áreas se describieron como alteradas. Fuera de estas áreas intensamente alteradas, existen áreas forestadas fragmentadas. Estas áreas forestadas fragmentadas se describieron como carentes de la diversidad necesaria para sustentar completamente un ecosistema de bosques sanos. El autor concluye diciendo que las

consecuencias de los bosques fragmentados generarían una menor diversidad de flora y fauna, y cambios adversos en los climas locales y globales.

Gallo (2007) investigó la diversidad de la fauna de la Concesión a través de extensas encuestas sobre mamíferos, aves, anfibios, reptiles e invertebrados acuáticos. El estudio demuestra que la diversidad de mamíferos, aves, anfibios y reptiles es considerablemente inferior que la que habría naturalmente en bosques similares sin impactos. La fauna existente es aquella que tolera considerablemente las alteraciones del hábitat. Por ejemplo, las especies que se adaptan a la alimentación de cultivos, como la yuca y las frutas, eran comunes.

Gallo (2007) también investigó la acumulación de sustancias contaminantes en los peces. Se recogieron peces de los ríos Charapa y Parahuaco cerca de las piscinas y los pozos petroleros y se midieron los niveles de arsénico, cadmio, cromo, cobre, plomo, mercurio, níquel, vanadio y zinc en sus tejidos. Las concentraciones de arsénico, cadmio, cromo, mercurio y zinc fueron habitualmente superiores que los límites de consumo permisibles para los seres humanos.

En resumen, estos dos estudios demuestran que la flora y fauna en la Concesión poseen poca biodiversidad y que están formadas por especies tolerantes. Además, los datos de los tejidos de peces confirman que la biota está expuesta a componentes tóxicos del petróleo y del agua de producción.

4. Impactos en el agua superficial causados por la descarga del agua de producción

Texaco descargó un total de 60.300 millones de litros (15.900 millones de galones) de agua de producción en la Concesión desde 1972 hasta junio de 1990 (archivos de PetroEcuador). El impacto del agua descargada en el agua superficial es una función de las concentraciones de contaminantes en el agua de producción, la cantidad de agua de producción descargada en esa ubicación, las concentraciones de los contaminantes en el agua superficial en condiciones de fondo y el flujo en la corriente receptora. Se usaron fuentes clave de información disponibles para el litigio a fin de calcular estos valores y el volumen de agua superficial que recibió los impactos de la descarga del agua de producción.

Se utilizaron las siguientes conjeturas para calcular la cantidad de agua superficial que recibió los impactos:

- El agua de producción que se descarga se mezcla instantáneamente con la masa de agua receptora.
- La corriente descendiente se encuentra en los ríos y no ingresa en los humedales ni a otras áreas de muy escaso flujo.
- El agua de producción se descargó continuamente a igual velocidad durante el período de operación de la estación desde la fecha de la primera producción hasta junio de 1990.

5 VOLUMEN Y FLUJO DEL AGUA SUPERFICIAL QUE RECIBIÓ EL IMPACTO

La Tabla 1 es un resumen de la información necesaria para calcular la cantidad de agua superficial que recibió el impacto de las descargas de agua de producción en cada estación de separación. Se utilizó cloruro como medida de los impactos en el agua superficial debido a su elevada concentración en el agua de producción y a la falta de atenuación en las aguas naturales. Cuando se lo compara con metales y muchos compuestos orgánicos, el cloruro se considera "conservador" porque tiene una tendencia sumamente baja a adherirse a los sedimentos, a volatilizarse o a participar en reacciones geoquímicas, tales como la precipitación (Stumm y Morgan, 1996). La concentración de cloruro que resulta perjudicial para la biota acuática a nivel crónico (exposición prolongada) es de 230 mg/l (EPA, EE. UU., 1988). Como el agua de producción se descargó casi continuamente en el medio ambiente durante mucho tiempo a partir de 1972, la exposición crónica de la biota acuática al cloruro es una medida oportuna de los impactos en el agua superficial. Las corrientes de agua en la Concesión tienen por naturaleza concentraciones bajas de cloruro y los valores de fondo varían de 1,3 a 9 mg/l (Tabla 1).

Tabla 1: Información sobre agua de producción, fondo de aguas arriba y agua superficial con impacto, obtenida de las estaciones de separación en la Concesión

Estación	Concentración de cloruro en agua de producción ^a (mg/l)	Concentración de cloruro en aguas arriba ^a (mg/l)	Agua de producción descargada hasta junio de 1990 ^b (l)	Cantidad de agua superficial contaminada por encima de la norma (l)
Aguarico	47.150	4	2,31E+09	4,73E+11
Atacpi	104.200	1,6	5,72E+08	2,59E+11
Auca Central	8.030	3	3,03E+09	1,06E+11
Auca Sur	21.200	2	2,44E+08	2,25E+10
Cononaco	365	2	7,98E+08	1,27E+09
Culebra	45.600 ^{a1}	3,39 ^c	8,96E+07	1,78E+10
Dureno	48.900 ^{a2}	3,39 ^c	4,55E+07	9,67E+09
Guanta	48.900 ^b	3,39 ^c	8,36E+07	1,78E+10
Lago Agrio - Central	418 ^b	3,39 ^c	2,03E+09	3,69E+09
Lago Agrio Norte	6.380	9,00	7,73E+09	2,14E+11
Parahuacu	6.020 ^b	3,39 ^c	2,11E+07	5,51E+08
Sacha Central	4.105	3	1,33E+10	2,38E+11
Sacha Norte N° 1	2.520	1,7	1,23E+10	1,35E+11
Sacha Norte N° 2	1.400	1,3	4,59E+09	2,79E+10
Sacha Sur	1.120	3 ^d	3,99E+09	1,94E+10
Shushufindi Central	26.200	2 ^e	2,87E+09	3,27E+11
Shushufindi Norte	24.400	2	1,22E+09	1,29E+11
Shushufindi Sur	33.000	3	2,15E+09	3,08E+11
Shushufindi Sur Oeste	37.550	3 ^f	2,11E+09	3,44E+11
Yuca	45.600	3,39 ^c	5,25E+08	1,04E+11
Yuca Sur	45.600 ^{a1}	3,39 ^c	1,99E+08	3,95E+10
Yulebra	45.600 ^{a1}	3,39 ^c	1,58E+07	3,12E+09

Totales (litros)	6,03E+10	2,80E+12
a. Fugro McClelland, 1992, Apéndice B (salvo que se advierta lo contrario). a1. Utiliza el mismo valor de Yuca, la estación más cerca que tiene medición. a2. Utiliza el mismo valor de Guanta, la estación más cerca que tiene medición. b. HBT AGRA, 1993. c. Concentración promedio de cloruro en aguas arriba a partir de las utilizadas por Fugro McClelland, 1992, Apéndice B. d. Valor aguas arriba usado de Sacha Central (Fugro McClelland, 1992, Apéndice B). e. Valor aguas arriba usado de Shushufindi Norte (Fugro McClelland, 1992, Apéndice B). f. Valor aguas arriba usado de Shushufindi Sur (Fugro McClelland, 1992, Apéndice B). g. Archivos de PetroEcuador.		

La cantidad de agua superficial contaminada por arriba de las normas de calidad del agua en una estación de separación determinada se calculó usando la concentración de cloruro en el agua de producción y el volumen de dicha agua, y el valor de la norma de cloruro (230 mg/l). La cantidad de agua contaminada por arriba de la norma durante la época de la producción de Texaco (1972 a junio de 1990) varió de 551 millones de litros en la estación Parahuacu a 474.000 millones de litros en la estación Aguarico. La cantidad total de agua superficial contaminada por arriba de las normas de calidad del agua en entre todas las estaciones a lo largo del período fue de 28.000 millones de litros. El promedio anual de corrientes de agua superficial contaminada por descargas de aguas de producción desde 1972 a 1990 fue de 5.936 litros por segundo.

La cantidad de agua contaminada por encima de las condiciones de fondo durante las operaciones de Texaco varió de 37.400 millones de litros en la estación Parahuacu a 37.700.000 millones de litros en la estación Shushufindi Central.

5. CONCLUSIONES

Las actividades de producción y exploración de petróleo en la Concesión produjeron la liberación de sustancias químicas tóxicas en el ambiente. Este anexo evalúa si las concentraciones de sustancias contaminantes resultantes son lo suficientemente bajas para ser seguras o lo suficientemente altas para causar toxicidad en la vida ecológica. El análisis que aquí se presenta demuestra que las concentraciones de sustancias contaminantes en las aguas superficiales y los suelos son lo suficientemente altas como para producir toxicidad en la biota expuesta. Los hidrocarburos y componentes inorgánicos que se generan a partir del petróleo crudo y el agua de producción son particularmente preocupantes.

Los ríos y arroyos de las cercanías y del caudal descendente de los pozos petroleros, piscinas y de las estaciones de producción son o fueron tóxicas para la vida acuática. En estos ambientes la biota acuática está expuesta a los hidrocarburos solubles en agua, como BTEX y sustancias contaminantes inorgánicas, como el cloruro, cadmio, cromo, cobre, níquel y plomo. Las concentraciones de estas sustancias contaminantes que se midieron en los ríos y arroyos en la Concesión hacen que estas aguas no sean aptas para la biota acuática.

Las superficies del suelo en las zonas de pozos y estaciones también se contaminaron con los componentes tóxicos del petróleo, agua de producción y diversas actividades de producción y extracción de petróleo. Los datos del suelo del lugar indican que las concentraciones de TPH, bario, cobre, cromo y zinc son lo suficientemente altas para

producir toxicidad en plantas, invertebrados, aves, anfibios y mamíferos. Las superficies del suelo, tanto de las piscinas como las externas a las piscinas, son tóxicas.

En general, los datos disponibles demuestran que la ecología de la Concesión sufrió los efectos tóxicos de la contaminación. Los datos demuestran que los efectos en la vida terrestre son mayores en las zonas de los pozos petroleros y las estaciones, y que los efectos en la vida acuática fueron mayores en los ríos, corriente abajo de las estaciones.

6 REFERENCIAS

- Albers, P.H. 1983. Effects of oil on avian reproduction: A review and discussion. In: The effects of oil on birds. Tri-State Bird Rescue and Research, Inc., Wilmington, Delaware. pp. 78-96. As cited in Dickerson et al., 2002.
- Black, J.A., W.J. Birge, W.E. McDonnell, A.G. Westerman, B.A. Ramey, and D.M. Bruser. 1982. The Aquatic Toxicity of Organic Compounds to Embryo-larval Stages of Fish and Amphibians." Research Report No. 133, University of Kentucky, Water Resources Institute, Lexington, Kentucky. As cited in CEPA, 1993.
- Canadian Environmental Protection Act (CEPA). 1993. Priority Substances List Assessment Report: Benzene. Government of Canada.
- Coloma et al. 2007. Anfibios de Ecuador. (En línea) Ver 2.0 (29 de Octubre de 2006). Museo de Zoología Pontificia Universidad Católica del Ecuador. Quito. Ecuador. Coloma, L.A. (Ed). 2005-2007. As cited in Gallo, 2007.
- Dickerson, K., T.W. Custer, C.M. Custer, and K. Allen. 2002. Bioavailability and exposure assessment of petroleum hydrocarbons and trace elements in birds nesting near the North Platte River, Casper, Wyoming. U.S. Fish and Wildlife Service. Region 6. Project # 6F36.
- Eisler, R. 1987. Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Hazards to Fish, Wildlife, and Invertebrates: A Synoptic Review.
- Fugro-McClelland West. 1992. Environmental Field Audit for Practices 1964-1990, Petroecuador-Texaco Consortium, Oriente, Ecuador. Final.
- Gallo. 2007. Diagnostico de la Fauna Terrestre y Macro Invertebrados en Pozos Operados por la. Texaco.
- HBT AGRA Limited (Agra). 1993. Environmental Assessment of the Petroecuador-Texaco Consortium Oil Fields: Volume I – Environmental Audit Report. Draft.
- Herman, D.C., Inniss, W.E., and Mayfield, C.I., 1990, Impact of volatile aromatic hydrocarbons, alone and in combination, on growth of the freshwater alga *Selenastrum capricornutum*: Aquatic Toxicology. 18, 2: 87-100. As cited in Rowe et al., 1997.
- Hoffman, D.J. and M.L. Gay. 1981. Embryonic effects of benzo[a]pyrene, chrysene, and 7,12- dimethylbenz[a]anthracene in petroleum hydrocarbon mixtures in mallard ducks. J. Toxicol. Environ. Health. 7: 775-787. As cited in Dickerson et al., 2002.
- Irwin, R.J., M. VanMouwerik, L. Stevens, M.D. Seese, and W. Basham. 1997. Environmental Contaminants Encyclopedia. National Park Service, Water Resources Division, Fort Collins, Colorado. Distributed within the Federal Government as an Electronic Document (Projected public availability on the internet or NTIS: 1998).
- Jochnick, C., Normand, R., and Zaidi, S. 1994. Violaciones de Derechos en la Amazonia Ecuatoriana: Las Consecuencias Humanas del Desarrollo Petrolero.

- Kauffman, J.H. and D. Creutzberg. 1999. Soil Brief: Ecuador Reference soil of the Amazon region. Haplic Nitisol (Typic Kandiodult). ISRIC Soil Monolith EC06.
- Marchini, S., Tosato, M.L., Norberg-King, T.J., Hammermeister, D.E., and Hoglund, M.D., 1992, Lethal and sublethal toxicity of benzene derivatives to the fathead minnow, using a short-term test: *Environmental Toxicology and Chemistry*, v. 11, no. 2, p. 187-195. As cited in Rowe et al., 1997.
- Martinez, E.C. 2007. Estudio botánico en 10 pozos operados por la Texaco durante 1964 y 1990 en la amazonia ecuatoriana con miras a su restauracion. October.
- Meyer, J.S., S.L. Hill, A.M. Boelter, J.C.A. Marr, A.M. Farag, R.K. MacRae, J.A. Hansen, M.J. Szumski, T.L. Parish, H.L. Bergman, L. McDonald, G. Johnson, D. Strickland, T. Dean, and R. Rowe. 1994. Proposed Guidance document for determination of injury to biological resources resulting from incidents involving oil, draft report. Submitted to (but not yet approved by) the National Oceanic and Atmospheric Administration Damage Assessment Regulations Team, Washington, D.C. by Harold Bergman, University of Wyoming, June, 1994. Permission to quote information granted to NPS from Harold Bergman. As cited in Irwin et al., 1997.
- Novotny, V. 2003. *Water Quality: Diffuse pollution and watershed management*. 2nd Edition. John Wiley & Sons. Hoboken, New Jersey.
- Overton, E.B., W.D. Sharp, and P. Roberts. 1994. Toxicity of petroleum. In L.G. Cockerham and B.S. Shane, eds., *Basic Environmental Toxicology*, pp. 133-156. Lewis Publishers, an imprint of CRC Press, Boca Raton, FL. Some text reprinted with permission of CRC Press. As cited in Irwin et al., 1997.
- Parker, T. A., D. F. Stotz, and J. W. Fitzpatrick. 1996. Ecological and distributional databases. In D. F. Stotz, J. W. Fitzpatrick, T. A. P. III, and D. K. Moskovits, editors. *Neotropical birds: ecology and conservation*. University of Chicago Press, Chicago. As cited in Gallo, 2007.
- Ridgely, R. S., P. J. Greenfield and M. Guerrero G. 1998. An annotated list of the birds of mainland Ecuador. Quito: Fundación Ornitológica del Ecuador, CECIA. As cited in Gallo, 2007.
- Rowe, B.L., S. J. Landrigan, and T. J. Lopes. 1997. Summary of Published Aquatic Toxicity Information and Water-Quality Criteria for Selected Volatile Organic Compounds. U.S. Geological Survey Open-File Report 97-563.
- San Sebastian, M., B. Armstrong, J.A. Cordoba, and C. Stephens. 2001. Exposures and cancer incidence near oil fields in the Amazon basin of Ecuador. *Occup Environ Med*. 58: 517-522.
- San Sebastian, M., B. Armstrong, and C. Stephens. 2002. Outcomes of pregnancy among women living in the proximity of oil fields in the Amazon basin of Ecuador. *Int J Occup Environ Health*. 8: 312-319.
- Schlesinger, W.H. 1997. *Biogeochemistry: An Analysis of Global Change*. Academic Press. New York, NY.
- Stumm, W. and J.J. Morgan. 1996. *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria in Natural Waters, Third Edition*. Wiley-Interscience, New York.
- Suess, M.J. 1976. The environmental load and cycle of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Sci. Total-Environ*. 6:239-250. As cited in Eisler, 1987.
- Tirira D. 1999. Mamíferos del Ecuador. Publicación especial 2. GM Láser, industria Gráfica. Quito Ecuador. As cited in Gallo, 2007.
- U.S. Department of Energy [DOE]. 2004. A White Paper Describing Produced Water from Production of Crude Oil, Natural Gas, and Coal Bed Methane. January.

- U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 1980a. Ambient Water Quality Criteria for Benzene. EPA-440/5-80-018. October. Office of Water Regulations and Standards Division. Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 1980b. Ambient Water Quality Criteria for Ethylbenzene. EPA-440/5-80-048. October. Office of Water Regulations and Standards Division. Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 1985. Ambient aquatic life water quality criteria for lead. EPA 440/5-84-027. January. Office of Water Regulations and Standards Division. Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 1988. Ambient Water Quality Criteria for Chloride. EPA-440/5-88-001. February. Office of Water Regulations and Standards Division. Washington, DC.
- U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 1996. 1995 Updates: Water Quality Criteria Documents for the Protection of Aquatic Life in Ambient Water, EPA-820-B-96-001, September.
- U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 1997. Ecological Risk Assessment Guidance for Superfund: Process for Designing and Conducting Ecological Risk Assessments. Interim Final. June. Office of Solid Waste and Emergency Response. EPA 540-R-97-006.
- U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 1998 Guidelines for Ecological Risk Assessment. EPA/630/R-95/002F. April.
- U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 2005a. Ecological Soil Screening Levels for Barium.
- U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 2005b. Ecological Soil Screening Levels for Copper. Interim Final.
- U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 2005c. Ecological Soil Screening Levels for Chromium. Interim Final.
- U.S. Environmental Protection Agency (U.S. EPA). 2007. Ecological Soil Screening Levels for Zinc. Interim Final.
- Villacreces, L.C. 1998. Estudio de la Calidad de Aguas de Rio en la Zona de Amortiguamiento del Parque Nacional Yasuni. Primera Fase: Monitoreo de Aguas – Screening, Octubre de 1997 – Noviembre de 1998.
- Villacreces, L.C. 2000. Monitoreo de Calidad de Agua para Determinar la Contaminacion del Recurso Hidrico en el Canton Shushufindi.