

4.2 CALIDAD DEL AGUA EN LA SUBCUENCA DEL RÍO LACANTÚN

Piotr Álvarez-Porebski,¹ Lucía Hernández Garciadiego,¹
Humberto Gómez-Ruiz,¹ Carlos Ramírez-Martínez

4.2.1 INTRODUCCIÓN

En diversos estudios ecológicos se ha reconocido la influencia que tienen los ecosistemas terrestres sobre la calidad del agua y el estado de conservación de los ecosistemas acuáticos naturales (Allan y Castillo 2007). El estudio de los aspectos físicoquímicos del agua en estos ecosistemas es de gran importancia ya que permite entender y conocer la interacción e integración de estos dos ambientes.

Los estudios sobre la calidad físicoquímica y biológica del agua han servido como indicadores para determinar el estado de conservación de ambientes acuáticos naturales o bien para evaluar el grado de perturbación que presentan en el corto plazo. En los casos en los que se presenta algún tipo de

deterioro estos estudios han servido para diseñar y ejecutar acciones dirigidas a preservar la diversidad biológica que en ellos habita (Karr 1981; Dodds 2002; Casatti *et al.* 2006).

Con el fin de determinar el estado de conservación y/o deterioro de los ecosistemas acuáticos de la región, se llevó a cabo un estudio basal en la porción del río Lacantún y sus tributarios que se localiza en la zona limítrofe sur de la Reserva de la Biosfera Montes Azules (RBMA) (cuadro 4.2.1 y Fig. 4.2.1), en el periodo 2008-2014. La metodología utilizada en el estudio se diseñó tomando en cuenta los programas de monitoreo para evaluar la calidad del agua de ambientes acuáticos naturales,

¹ Facultad de Química, UNAM.

Cuadro 4.2.1 Georreferencia de los sitios de muestreo para determinar el estado de conservación o deterioro que presentan los ecosistemas acuáticos de la región

Código	Localidad	Coordenadas	Altitud (m)
1	Cañón del Colorado	16° 07' 20.7" N, 91° 06' 39.8" W	167
2	Río Ixcán	16° 07' 17.5" N, 91° 05' 11.3" W	166
3	Arroyo Puerto Rico	16° 05' 04.4" N, 91° 01' 11.2" W	157
4	Arroyo San Pablo	16° 06' 10.0" N, 91° 00' 52.2" W	156
5	Río Chajul	16° 05' 58.2" N, 90° 57' 30.1" W	152
6	Arroyo José	16° 06' 50.0" N, 90° 56' 03.3" W	150
7	Arroyo Miranda	16° 08' 08.1" N, 90° 55' 14.9" W	147
8	Arroyo Lagarto	16° 08' 14.0" N, 90° 54' 24.4" W	150
9	Arroyo Danta	16° 09' 08.1" N, 90° 54' 06.3" W	155
10	Arroyo Manzanares	16° 10' 14.6" N, 90° 50' 36.2" W	151
11	Río Tzendales	16° 17' 10.8" N, 90° 53' 12.6" W	158
12	Río Lacantún (embarcadero)	16° 06' 38.4" N, 90° 56' 23.6" W	154
13	Arroyo en Lacanjá	16° 24' 27.2" N, 90° 46' 56.3" W	116
14	Humedal Lacanjá	16° 24' 33.3" N, 90° 46' 54.4" W	124

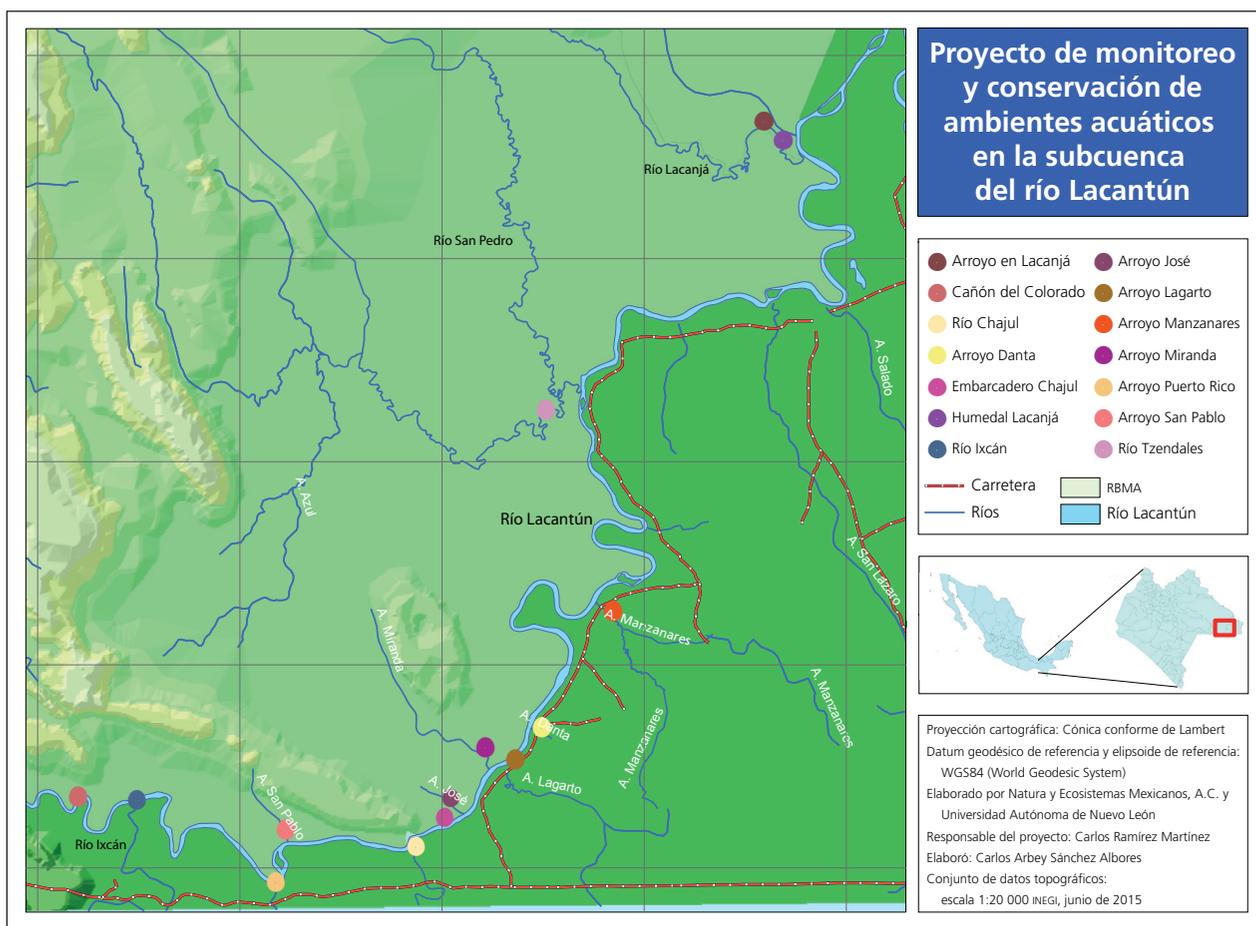


Figura 4.2.1 Localización de las estaciones de muestreo del estudio para determinar el estado de conservación y/o deterioro de los ecosistemas acuáticos de la región.

así como los métodos para realizar la interpretación de dichos resultados propuestos por la Organización Mundial para la Salud (1996); la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (EPA 2004); Hem 1985, y Swietlik *et al.* 1991.

En las comunidades localizadas frente a la porción sur de la RBMA el uso de pesticidas es muy común para el control de plagas en los cultivos agrícolas, así como para el control de ectoparásitos en el ganado. El uso de este tipo de sustancias químicas tiene un impacto desfavorable sobre el ambiente, debido a su toxicidad aguda y/o crónica derivada del proceso de biomagnificación, además de su persistencia en el ambiente y organismos, y su movili-

dad (Richter *et al.* 1996; Matolcsy 1998; Steven 1998; Walker 2001; Chiou 2002; Neff 2002; Plimmer *et al.* 2003; Hutzinger *et al.* 2006; Reemtsma y Jekel 2006; Cornell University 2008). Asimismo, durante la quema de pastos y de la vegetación natural provocada por la ampliación de la frontera agropecuaria se forman hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAP) que tienen una elevada persistencia en el ambiente y una elevada movilidad, ya que durante su formación se adhieren fácilmente a partículas de polvo y cenizas suspendidas en el aire (Walker 2001; Neff 2002; Doubden 2003; Luch 2005).

Los HAP están considerados como carcinógenos, mutágenos y teratógenos potenciales, ya que ac-

túan como iniciadores y promotores de tumores (ej., benzo[a]pireno y dibenzo[a,h]antraceno). Sin embargo, por sí solos los HAP son poco reactivos y prácticamente no tóxicos. Su toxicidad es consecuencia de su transformación/activación a productos más reactivos por procesos químicos o bioquímicos. Numerosas especies de bacterias, levaduras, hongos y algas son capaces de degradar los HAP. Las bacterias son el principal grupo de microorganismos involucrados en la degradación de los HAP en suelos y sedimentos. La degradación aeróbica ha sido la más estudiada y ha demostrado que resulta ser más abundante y eficiente respecto a la degradación anaerobia. La eficiencia de degradación depende en gran medida de la biodisponibilidad del HAP, condición ligada a las propiedades fisicoquímicas del suelo/sedimento, el/los tipo(s) de microorganismos, entre otros factores, como la temperatura, las corrientes y el contenido de oxígeno. El tiempo de vida media de los HAP en suelos/sedimentos muy reactivos es por lo general < 10 días para HAP de dos anillos, < 100 días para HAP de 3 anillos y mayor a 100 días para HAP de 4 o más anillos.

4.2.2 METODOLOGÍA

Los procedimientos tradicionales para determinar la presencia de contaminantes en ambientes acuáticos naturales utilizan muestras de agua; sin embargo, cuando este tipo de contaminantes se encuentran por debajo de los límites máximos permisibles en aguas superficiales, es necesario que cada muestra contenga una concentración en un orden de por lo menos 100:1 para que puedan ser detectados. Con este método se hubieran requerido muestreos muy frecuentes de calidad de agua para observar las tendencias de las concentraciones de estos compuestos a lo largo del año. Debido a la imposibilidad de llevar a cabo estos muestreos de manera muy frecuente, se optó por realizar el monitoreo de contaminantes en el agua utilizando sedimentos, por su elevado contenido de materia

orgánica. Esta característica favorece su adsorción y concentración y permite obtener un perfil de la calidad del agua, así como identificar las regiones en donde hay una mayor presencia de este tipo de contaminantes, como agroquímicos y HAP.

Durante el periodo contemplado entre junio de 2008 y octubre de 2014 se realizó el registro periódico de los valores *in situ* de los siguientes parámetros: pH, conductividad eléctrica (CE, $\mu\text{s}/\text{cm}$), sólidos totales disueltos (STD, ppm) y oxígeno disuelto (OD %), así como la toma periódica de muestras de agua y sedimentos en el río Lacantún y sus afluentes. En cada sitio de muestreo se tomó una muestra de aproximadamente 100 ml de agua, utilizando envases de plástico, los cuales fueron sellados y etiquetados, además de una muestra de aproximadamente 300 g de sedimento, utilizando una draga mecánica. Las muestras fueron refrigeradas, en el caso del agua, y posteriormente empaquetadas para ser enviadas al laboratorio de química analítica de la Facultad de Química de la Universidad Nacional Autónoma de México, en donde se procesaron para determinar la presencia de contaminantes orgánicos y la concentración de nitratos, nitritos, fosfatos, sulfatos y cloro (recuadro 4.2.1).

4.2.3 RESULTADOS

A continuación se muestran los resultados del monitoreo de la calidad del agua, llevado a cabo en la zona de estudio, durante el periodo 2008-2014.

pH: el CO_2 producido por los procesos de respiración de plantas y animales acuáticos tiende a bajar el pH, y por el contrario la remoción del CO_2 y bicarbonato por procesos de fotosíntesis tiende a elevar el valor de este parámetro. Los valores de pH que favorecen el florecimiento de la vida en el agua van de 5.0 a 8.5. Durante el tiempo en que se llevó a cabo el monitoreo de ambientes acuáticos naturales en la región se registraron valores promedio de entre 7 y 8 (cuadro 4.2.2), existiendo variaciones cíclicas debidas a los periodos de lluvias y estiaje.

Recuadro 4.2.1 MÉTODOS UTILIZADOS EN EL ANÁLISIS DE MUESTRAS EN EL LABORATORIO

Preparación de las muestras de agua: un litro de agua se filtró a través de una membrana de celulosa correspondiente a un tamaño de poro 0.45µm, la cual se ajustó a un pH de 3.0 ± 0.1 empleando ácido clorhídrico. Posteriormente, la muestra se extrajo empleando un cartucho para extracción en fase sólida (C-18) J.T. Baker, acondicionado previamente, el cual se mantuvo en un flujo aproximado de 35ml/min. El proceso de la desorción se llevó a cabo empleando 15 ml de una mezcla acetona/cloruro de metileno (1:1). Para finalizar, los extractos se concentraron mediante flujo a base de nitrógeno antes de ser analizados instrumentalmente.

Análisis instrumental: los extractos se analizaron mediante cromatografía de gases acoplada a espectrometría de masas, empleando un cromatógrafo de gases HP-6890 acoplado a un detector selectivo de masas HP-5973. La inyección de la muestra se realizó en modo sin división de flujo (*splitless*), la temperatura del inyector se mantuvo en 270°C y la temperatura del detector y la interfaz entre el cromatógrafo y el detector fueron de 150°C y 280°C, respectivamente. Se realizó una elución por gradiente de temperatura, empleando el siguiente programa: 60°C 1 min (30°C/min) – 150°C 1 min (10°C/min) – 220°C 1 min (10°C/min) – 300°C 5 min. La detección se realizó mediante un monitoreo selectivo de iones (SIM); los iones para cuantificación y confirmación se seleccionaron de acuerdo con el método EPA-3540C-1996 para la mayoría de los analitos.

Control de calidad: los criterios para llevar el control de calidad de los resultados se basaron en el método EPA-3540C-1996, evaluando el porcentaje de recobro de un subrogado. Las muestras que presentaron un recobro inferior a 70% fueron descartadas y se volvieron a preparar. Se evaluó periódicamente la reactividad del inyector mediante la medición del porcentaje de degradación del DDT en sus respectivos isómeros (DDD y DDE); cada vez que se observó un porcentaje de degradación superior a 15 % se tomaron medidas correctivas sobre el inyector. Bimestralmente se inyectó una disolución de calibración y se estableció una variación máxima de 10% como límite para recalibrar el instrumento.

Análisis de iones inorgánicos en muestras de agua: la concentración de nitratos (NO_3^-), nitritos (NO_2^-) y fosfatos (PO_4^{3-}) en las muestras de agua se determinó mediante Análisis por inyección en flujo (AIF) empleando un equipo construido en el laboratorio empleando una bomba peristáltica, un inyector Rheodyne de baja presión y un espectrofotómetro UV-VIS Perkin Elmer Lambda-25 como sistema de detección. No fue necesario realizar tratamientos previos a las muestras; los principios de los métodos para determinar estos iones se describen a continuación:

Fosfatos: este elemento se hizo reaccionar con ácido molibdíco para formar el ácido 1,2-molibdofosfórico, el cual posteriormente se redujo con ácido ascórbico para formar un compuesto colorido azul de molibdeno que pudo determinarse espectrofotométricamente.

Nitritos: se provocó la reacción de estos en medio ácido para formar ácido nitroso que reacciona con la sulfanilamida y formar una sal de diazonio, la cual por acoplamiento con el diclorhidrato de N-(1-naftil) etilendiamina forma un azocompuesto altamente colorido que se midió espectrofotométricamente.

Nitratos: estos se redujeron cuantitativamente a nitritos empleando un reactor de cadmio-cuperizado; posteriormente se procedió de la misma manera que en la determinación de nitritos, obteniéndose una respuesta equivalente a la suma de nitratos y nitritos, por lo que el contenido de nitratos se obtuvo por diferencia. En el control de calidad, se analizaron de manera simultánea las muestras correspondientes al blanco y las muestras correspondientes al control de cada uno de los iones evaluados.

Cloruros: los cloruros se determinaron mediante la reacción con el tiocianato de mercurio y nitrato férrico.

Amonio: se hizo reaccionar con hipoclorito y fenol para formar el azul de indofenol, el cual absorbe a 620 nm.

Sulfatos: se determinaron por turbidimetría agregando cloruro de bario, y posteriormente fue medida la absorbancia de la suspensión del sulfato de bario a 420 nm.

Metales pesados: se llevó a cabo un análisis por fluorescencia de rayos-X en sedimentos obtenidos en los sitios de muestreo con el fin de detectar la presencia de metales pesados.

Análisis de sedimentos

Compuestos orgánicos: HAP: acenafteno, acenaftileno, antraceno, benzo[a]antraceno, benzo[k]fluoranteno, benzo[a]pireno, bifenilo, dibenzo[a,h]antraceno, dibenzofurano, dibenzotiofeno, fenantreno, fluoranteno, fluoreno, indeno, naftaleno y pireno.

Compuestos de plaguicidas: aldrín, cumafos, dieldrín, endosulfan, endrín, fosalona, heptacloro, lindano, metil-azinfos, metil-paratión, metoxicloro, mirex, p,p-DDD, p,p-DDE, p,p-DDT, paratión y permetrina.

Compuestos de herbicidas: atrazina, benfluralina, cicloato, EPTC, hexazinona, isopropalina, metalocloro, metribuzina, molinato, oxadiazón, oxifluorfen, pebulato, penoxalina, profluralina, propacloro, propazina, simazina, sután, trifluralina y vernolato.

Cuadro 4.2.2 Valores promedio de parámetros registrados *in situ* en los sitios de muestreo entre junio de 2008 y octubre de 2014

	Cañón	Ixcán	Puerto Rico	Chajul	Lagarto	Danta	Manzanares	San Pablo	José	Miranda	Tzendales
pH	8.05	8.06	7.88	7.85	7.44	7.57	7.38	8.10	7.94	7.87	7.85
Conductividad (µs/cm)	437.31	359.78	213.93	254.43	630.16	386.68	152.43	395.10	866.27	477.05	560.32
STD (mg/l)	249.61	198.06	113.17	142.58	379.00	218.33	66.50	212.20	484.49	266.12	323.60
Oxígeno (%)	88.62	89.20	80.35	85.09	80.71	78.59	74.78	82.57	95.66	84.35	85.74
Temperatura (°C)	24.56	24.95	25.55	24.57	26.05	26.00	25.68	24.23	24.50	24.70	25.25

Conductividad eléctrica: refleja la cantidad de iones (aniones y cationes) disueltos en el agua, lo que afecta la fuerza iónica del medio y la solubilidad del oxígeno en el agua. Los valores registrados durante el monitoreo se mantuvieron entre 150 y 800 µs/cm oscilando también entre periodos de lluvias y estiaje. En el caso de los arroyos José (localizado dentro de la RBMA) y Lagarto (en la zona de Marqués de Comillas) se registraron consistentemente valores de conductividad más altos que el promedio registrado en el resto de los sitios (cuadro 4.2.2), lo cual fue atribuido al origen geológico de las microcuencas en el primer caso y a la gran cantidad de sedimentos que ingresan durante la época de lluvias, debido a la pérdida de grandes áreas de vegetación natural en la cuenca, en el segundo.

Sólidos totales disueltos (STD): son básicamente la suma de todos los minerales, metales y sales disueltos en el agua y se considera aceptable en valores menores a 500 mg/l; por arriba de este valor el agua tiene una apariencia turbia. Durante el periodo de monitoreo, en todos los sitios de muestreo se registraron valores promedio de entre 65 y 485 mg/l (cuadro 4.2.2).

Oxígeno disuelto: es captado en la columna de agua por difusión proveniente del aire y como resultado de la fotosíntesis de las plantas acuáticas. La solubilidad del oxígeno en el agua depende de la altitud (presión parcial), la temperatura y la concentración de sólidos disueltos en el agua. Los valores promedio de oxígeno disuelto se encontraron

entre 70 y 100% (cuadro 4.2.2), por lo que en todos los sitios de muestreo los niveles de oxigenación fueron buenos para permitir que la vida acuática se desarrolle.

Temperatura: afecta los procesos de solubilidad de sales y la concentración de oxígeno disuelto, y ambos disminuyen a medida que la temperatura se eleva. La temperatura promedio registrada estuvo en el rango de 24 a 26°C. Los valores promedio de la temperatura en el agua superficial registraron un incremento, respecto a los registrados en los primeros años del monitoreo, en especial en los ríos y arroyos que se encuentran fuera de la RBMA.

Amonio: el nitrógeno amoniacal (NH_4^+) es producto de la actividad microbológica, y cuando sus valores se elevan puede indicar contaminación por descargas sanitarias. El parámetro que se determina en el laboratorio es el NH_4^+ ; sin embargo el de mayor importancia es el NH_3 debido a que es el que más afecta la vida acuática. La relación de ambos iones depende de un equilibrio ácido-base que va a determinar la proporción de $\text{NH}_4^+ / \text{NH}_3$. El NH_3 se oxida por bacterias a nitritos o nitratos, en un proceso que requiere cuerpos de agua bien oxigenados. El amoníaco como fuente de nitrógeno es un nutriente que favorece el crecimiento de algas y cuando su valor se eleva puede causar la eutrofización de los ambientes acuáticos. El NH_3 es tóxico a la vida acuática en concentraciones por arriba de 0.03 mg/l. La proporción de ion amonio/amoníaco depende del pH y la temperatura (equilibrio ácido-



base); a pH alto se forma más NH_3 y este ion bloquea la transferencia de oxígeno en las agallas de los peces. Los valores aceptables de NH_4^+ se encuentran entre 0.02 y 0.4 mg/l. Durante el periodo en el que se realizó el monitoreo de la calidad del agua se observó una paulatina pero constante elevación de los niveles de pH y temperatura del agua, lo que provocó una ligera elevación del valor de NH_3 a partir de los iones amonio en disolución. Sin embargo, en ninguno de los sitios de muestreo su valor rebasó el límite superior (cuadro 4.2.3).

Nitritos (NO_2): los nitritos se encuentran en los cuerpos de agua como un producto intermedio entre la oxidación de amoníaco o la reducción de nitratos. La presencia de cantidades altas de nitritos es un indicativo de contaminación. Los valores aceptables para mantener la vida acuática son de entre 0.01 a 0.04 mg/l, y valores por arriba de 0.55 mg/l

causan daños a la vida acuática. En todos los sitios de muestreo los valores promedio registrados de este ion se mantuvieron muy por debajo del límite superior (cuadro 4.2.3).

Nitratos (NO_3): Los nitratos son el producto final de la degradación biológica del nitrógeno orgánico, producido a partir de la oxidación del amoníaco. La presencia de concentraciones altas de nitratos se puede deber a escurrimientos de zonas agrícolas en las que se han empleado nitratos como fertilizante. Los valores aceptables de este ion en ambientes acuáticos naturales oscilan entre 0.1 y 0.3 mg/l. Los valores promedio registrados en todos los sitios de muestreo durante el periodo de monitoreo se mantuvieron por debajo del límite superior (cuadro 4.2.3).

Cloruros (Cl): la presencia de cloruros en altas concentraciones puede deberse al paso de aguas

Cuadro 4.2.3 Valores promedio de parámetros fisicoquímicos de 2009 a 2014

	Cañón	Ixcán	Puerto Rico	Chajul	Lagarto	Danta	Manzanares	San Pablo	José	Miranda	Tzendales
NH ₄	0.08	0.28	0.02	0.25	0.03	0.07	0.19	0.18	0.07	0.17	0.06
NO ₂	0.01	0.00	0.00	0.004	0.000	0.005	0.003	0.004	0.001	0.001	0.002
NO ₃	0.23	0.23	0.06	0.18	0.02	0.14	0.09	0.28	0.15	0.07	0.17
Cl	6.44	1.56	0.23	0.35	81.4	0.49	1.85	0.38	2.42	1.52	11.3
PO ₄	0.03	0.03	0.05	0.03	0.11	0.04	0.04	0.00	0.04	0.04	0.03
SO ₄	64.5	58.7	0.19	22.3	97.6	9.34	1.38	32.6	263.0	94.0	84.0

de arroyos por depósitos naturales de sal. Por lo general, los cloruros no presentan un problema de afectación a la vida acuática a menos que el agua se torne salobre. Los valores aceptables de cloruros en agua van de 300 mg/l hasta los 1 000 mg/l (cuando los cationes asociados son calcio o magnesio). Los valores registrados de este parámetro en todos los casos fueron menores de 12 mg/l, excepto en el caso del arroyo Lagarto, en donde se registró una concentración promedio de 81.4 mg/l.

Fosfatos (PO₄): altas concentraciones de fosfatos son indicativas del uso de fertilizantes o de descargas domésticas por el uso de detergentes. Las concentraciones altas de fosfatos favorecen el crecimiento de algas y por ello una disminución de los niveles de oxígeno disuelto. El valor límite para el vertido de compuestos de fosfato a las aguas receptoras es de 1 mg/l. En los arroyos Puerto Rico y Lagarto se registraron los valores promedio más altos de este nutriente, 0.05 mg/l en el primer caso y 0.11 mg/l en el segundo; ambos se ubican en cuencas muy afectadas por la pérdida de su cubierta de vegetación natural, debido al desmonte para actividades agropecuarias no sustentables.

Sulfatos (SO₄): la reacción reversible entre sulfatos y sulfitos en ambiente acuático se conoce como ciclo del azufre. Sin embargo, las concentraciones elevadas de sulfatos sólo pueden deberse a procesos industriales o a la presencia de yacimientos naturales de barita (BaSO₄), epsomita (MgSO₄·7H₂O), o cal (CaSO₄·2H₂O). Se ha reportado daño por sulfatos en organismos acuáticos a valores por enci-

ma de 100 mg/l. Los valores promedio de sulfatos que fueron registrados en los ríos y arroyos monitoreados se mantuvieron por debajo del límite, excepto los arroyos José, en donde se registró un valor promedio de 263.0 mg/l, y Lagarto, con un valor cercano a 100 mg/l (cuadro 4.2.3).

Metales pesados: la contaminación provocada por estos elementos se debe, en la mayor parte de las zonas afectadas, a la actividad industrial o minera presente en las cuencas de los ríos, y en menor grado a la existencia de centros poblacionales con un elevado número de habitantes. A pesar de que en la región estudiada no se presenta ninguna de estas situaciones, se tomó la decisión de realizar un análisis por fluorescencia de rayos-X (evalúa los elementos de la tabla periódica desde el flúor hasta el uranio) en muestras de sedimentos tomadas en el río Lacantún y sus afluentes para descartar la presencia de este tipo de contaminantes. Los resultados muestran que en ningún caso se rebasaron los límites permisibles establecidos para presencia de metales pesados (cuadro 4.2.4). A pesar de que se registró la presencia de cromo, manganeso y níquel, esto fue debido al origen geológico de las rocas, pero en ningún caso se encontró en forma biodisponible.

4.2.4 ÍNDICE SIMPLIFICADO DE LA CALIDAD DEL AGUA

Utilizando toda la información recabada durante el monitoreo se determinó el Índice Simplificado de Calidad del Agua (ISCA) (recuadro 4.2.2), un valor

Cuadro 4.2.4 Análisis de metales pesados por fluorescencia de rayos-X en muestras de sedimento (porcentajes)

Muestra	Si	Al	Mg	Ca	K	Ti	P	Fe	Os	S	Suma
José*	24.28	5.74	6.75	2.13	0.52	0.1	0.03	8.02	41.94	0.05	89.99
Miranda 1	38.77	1.66	0.67	0.08	0.27	0.05	0	1.55	46.92	0.03	90.00
Lagarto	32.53	4.79	2.36	0.81	0.06	0.09	0.03	3.36	44.97	0	88.99
Cañón 1	39.17	1.51	0.8	0.11	0.18	0.02	0	1.08	47.09	0.02	89.99
Ixcán 1	21.9	5.8	5.86	8.21	0.93	0.14	0.06	6.39	40.57	0.15	89.99
Ixcán 2	21.39	2.98	3.18	19.4	0.45	0.06	0.04	3.45	38.64	0.22	89.79
San Pedro	39.99	1.14	0.52	0.04	0.12	0.02	0.02	0.8	47.34	0	89.99
Chajul	27.83	5.35	3.57	2.95	1.41	0.1	0.04	4.25	42.88	0.07	88.44
Tzendales 1	26.93	5.24	5.47	1.63	0.46	0.09	0.03	6.54	42.89	0.04	89.73
Tzendales 2	23.86	2.28	11.24	8.29	0.43	0.06	0.03	2.29	41.24	0.05	89.99
Manzanares**	39.38	1.23	0.43	0.06	0.2	0.01	0.02	1.06	47.02	0.02	89.43
Manzanares 2	33.21	4.21	1.65	0.48	0.91	0.08	0.03	3.04	44.96	0.01	88.57
Cañón 2***	52.55	3.83	0.82	0.41	1.06	0.06	0.03	2.22	27.78	0.03	88.79
Miranda 2	38.02	2.2	0.67	0.07	0.23	0.04	0	1.37	46.69	0.04	89.33

* Adicionalmente se encontraron: Cr, 0.181%, Mn, 0.056% y Ni, 0.0035%.

** Adicionalmente se encontraron: Cr, 0.146%, Mn, 0.263% y Ni, 0.017%.

*** Adicionalmente se encontraron: Cr, 0.141%, Mn, 0.262% y Ni, 0.020%.

Si (silicio); Al (aluminio); Mg (magnesio); Ca (calcio); K (potasio); Ti (titanio); P (fósforo); Fe (hierro); Os (osmio); S (azufre); Cr (cromo); Mn (manganeso); Ni (níquel).



Recuadro 4.2.2 FÓRMULA PARA DETERMINAR EL ÍNDICE SIMPLIFICADO DE LA CALIDAD DEL AGUA

ICG (Índice de calidad general) = $\sum [F1 \cdot (Ki) \cdot F2 \cdot (Ki)]$

F1: función que transforma el valor analítico de cada parámetro en un valor adimensional. Se obtiene de esta forma el nivel de calidad (Qi)

Ki: valor analítico de cada parámetro, siendo i = 1, 2, 3... 23

F2: función que pondera la influencia de cada parámetro en el global del índice. Se obtiene así el peso específico de cada parámetro (Pi):

$Pi = [(1/ai)/\sum(1/ai)]$

siendo ai = 1 (muy importante), hasta ai = 4 (poco importante).

ISCA = T (A + B + C + D)

T: temperatura del agua (en °C). Puede tomar valores comprendidos entre 0.8 y 1, según el valor de cambio que sufra en función del tiempo.

A: demanda química orgánica según la oxidabilidad al permanganato (DQO-Mn en mg/l)

B: sólidos en suspensión totales (SST en mg/l). Puede tomar valores comprendidos entre 0 y 25

C: oxígeno disuelto (O₂ en mg/l). Puede tomar valores comprendidos entre 0 y 25.

D: conductividad (CE en µs/cm a 18°C). Si la conductividad se mide a 25°C, para obtener la conversión a 18°C se multiplicará por 0.86. Puede tomar valores comprendidos entre 0 y 20; este valor es equivalente a STD.

E: nitratos; puede tomar valores comprendidos entre 3 y 97.

F: fosfatos; puede tomar valores comprendidos entre 4 y 7.

G: turbidez; puede tomar valores de 17 a 96.

* * *

Se aplicó un factor de ponderación dependiendo de la importancia de cada parámetro en la calidad del agua:

Factores de ponderación

Factor	Peso específico
Oxígeno disuelto	0.17
Coliformes fecales	0.16
pH	0.11
DBO	0.11
Cambio T °C	0.1
Fosfato	0.1
Nitratos	0.1
Turbidez	0.08
Sólidos totales	0.07

adimensional obtenido a partir de 23 parámetros procesados mediante ecuaciones lineales, de los cuales nueve son considerados básicos y 14 complementarios. Los nueve parámetros básicos son: coliformes total, conductividad, DBO, DQO-Mn, fósforo totales, sólidos en suspensión, nitratos, oxígeno disuelto y pH. A todo ello se le aplicó un factor de ponderación (recuadro 4.2.2) dependiendo de la importancia del parámetro en la calidad del agua.

En el caso del estudio basal realizado en la cuenca del Lacantún se dejaron fuera los valores de coliformes fecales (por la imposibilidad de llevar a cabo la determinación del parámetro, además de considerar el hecho que en la región existe una baja densidad poblacional) y la demanda biológica de oxígeno (no evaluado por razones similares a las de los coliformes).

El Índice Simplificado de Calidad del Agua establece un rango entre 0 y 100. Cuanto más elevado es el valor del índice, mayor es la calidad del agua. En todos los ríos y arroyos el valor del ISCA fue mayor de 70 y el promedio general fue de 77 (Fig. 4.2.2), lo que indica que aún existe una buena calidad ambiental del agua en todos los ecosistemas acuáticos estudiados.

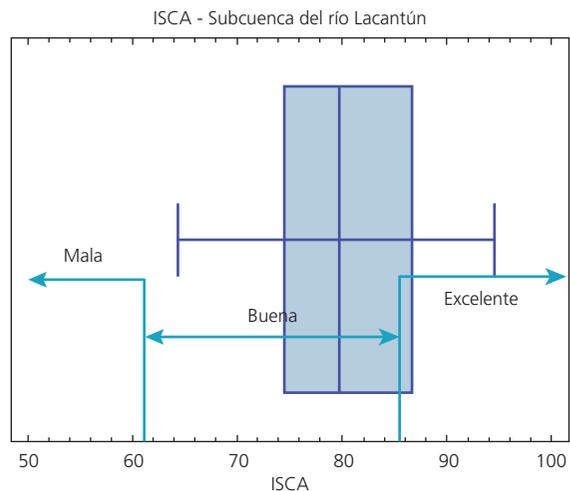


Figura 4.2.2 El Índice Simplificado de Calidad del Agua confirma una buena calidad de los ecosistemas acuáticos de la subcuenca del río Lacantún; se obtuvo un promedio general de 77, registrando los ríos y arroyos un valor superior a 70.

4.2.5 CONTAMINANTES ORGÁNICOS

En las muestras de sedimento procesadas se detectaron pequeñas cantidades de contaminantes orgánicos (cuadro 4.2.5); sin embargo, los niveles de contaminantes en ningún caso representaron algún riesgo para la salud pública o ambiental, debido al enorme grado de dilución que tienen los ambientes acuáticos estudiados. En el caso del río Lacantún su gasto medio anual es de 425.3 m³/s, con un escurrimiento anual del orden de 13 000 millones de metros cúbicos (Avendaño 2004).

Por su parte, los plaguicidas detectados provienen de las regiones de asentamientos humanos y actividad agropecuaria, pero en ningún caso rebasaron los límites permisibles (cuadro 4.2.5). No obstante, su presencia debe ser motivo de preocupación debido a que el uso de la mayoría de los plaguicidas organoclorados fue prohibido en el país desde hace más de dos décadas. Sin embargo, todo parece indicar que se siguen utilizando en la zona. Esta situación refleja que existe en la región una falta de cumplimiento de la ley, así como de información sobre los riesgos que representa el uso de este

tipo de plaguicidas por los habitantes y las autoridades locales. Por esta razón, es urgente realizar acciones para lograr la erradicación de este tipo de agroquímicos potencialmente tóxicos, para ser sustituidos por productos de nueva generación cuyo impacto en la salud pública y el ambiente es menos severo.

En el caso de los HAP, estos se encuentran en concentraciones aparentemente inocuas; sin embargo, es necesario determinar el efecto que podrían ejercer en conjunto estos analitos y no evaluar el efecto individual de cada uno sobre los seres vivos acuáticos. Es posible apreciar una tendencia cíclica a lo largo del periodo de estudio entre la época menos y más húmeda del año, presentándose en los meses de marzo y septiembre, respectivamente (Avendaño 2004). Durante la época de estiaje las concentraciones registradas de HAP se redujeron en comparación con las observadas durante la temporada de lluvias; en el estío la quema de vegetación aumenta considerablemente en la región, provocando que las cenizas se depositen sobre los suelos y en las copas de los árboles, los cuales proveen una superficie de captación muy grande. Posteriormente, durante la temporada de

Cuadro 4.2.5 Concentraciones (µg/l) de contaminantes orgánicos en los sitios de muestreo

	Cañón	Ixcán 1	Puerto Rico	San Pablo	Chajul	José	Miranda	Lagarto	Danta	Manzanares	Tzendales	Embarca	Ixcán 2
Indeno	820.28	580.80	485.74	225.99	376.01	1597.18	1391.35	1077.00	698.91	721.22	632.87	912.66	517.06
Naftaleno	51.29	60.68	44.37		1.01	194.09	177.38	70.30	46.68	50.75	102.34	118.92	62.57
Bifenilo						19.37	13.64				3.39	3.87	
Fenantreno	6.37		0.66			11.39	9.10	4.27	0.34	0.32		0.32	
Antraceno		5.50	0.00	2.48			18.76				5.08	4.35	1.01
Fluoranteno	4.36	0.33				1.90	0.76	0.78					
Lindano						26.59							
Metilparatión	6.54	7.00	5.63	5.29	3.36	38.17	32.60	51.85	12.76	8.09	5.59	8.22	5.38
Heptacloro	10.73	10.34	9.93	9.26	10.08	12.91	12.13	11.26	10.41	9.83	10.17	9.02	10.09
Malatión						2.28	0.76	1.55	0.67			0.64	
Aldrín							5.31		3.69				
Paratión	22.46	17.67	39.24	224.01	3.53	120.79	14.78	25.05	6.05	11.42	7.12	19.34	19.68
Endosulfán I	17.10	5.33	9.27	10.42	7.56	59.25	30.70	15.92	2.52	21.88	23.40	8.06	
Endrín									6.72				
DDD	5.70	5.33	5.63	5.29	5.04	6.46	6.82	9.71	7.39	6.03	7.12	6.45	5.05
DDT	7.37	7.34	8.28	7.61	6.05	18.23	16.68	14.76	7.72	6.66	7.12	6.45	8.41
DDD + DDT								24.47					

lluvias, la precipitación arrastra las cenizas hacia los cuerpos de agua, en donde una buena parte pasa a formar parte de los sedimentos, reflejándose en un incremento en la concentración de los HAP durante esta época del año.

4.2.6 REFLEXIONES FINALES Y RECOMENDACIONES

El monitoreo de las características fisicoquímicas del agua, junto con la identificación y el comportamiento de contaminantes en los ambientes acuáticos estudiados durante el periodo 2008-2014, demostró que la calidad del agua en la porción media del río Lacantún aún es buena; sin embargo, dicha calidad podría estar en riesgo de acuerdo con los siguientes indicios encontrados:

- Las concentraciones de fósforo, nitratos y cloro registradas en algunos arroyos como Lagarto, Manzanares y Puerto Rico, y ríos como el Ixcán y Chajul, presentaron aumentos considerables durante periodos cortos y localizados (*pulsos*). Esta situación es atribuible al hecho de que los cauces de estos arroyos atraviesan grandes áreas deforestadas utilizadas como zonas de pastoreo de ganado vacuno y terrenos agrícolas, lo que provoca que grandes cantidades de excremento y residuos de fertilizantes sean depositados en sus cauces, especialmente durante la época de lluvias.

- En el caso de la conductividad y de los sólidos disueltos totales, sólo se registraron altas concentraciones en el caso del arroyo Lagarto, atribuibles al deterioro que presentan los ecosistemas terrestres adenaños a su cauce.

- El pH y el oxígeno disuelto no registraron variaciones en sus valores significativas, teniendo un comportamiento estable, lo que de acuerdo con Schwoerbel (1975), favorece el desarrollo de la vida acuática.

- Los ríos y arroyos en los que se registraron las más altas temperaturas durante el monitoreo fueron aquellos que tienen mayor grado de perturbación en la zona de ribera, lo que provoca que tengan una menor cobertura vegetal leñosa. Sin em-

bargo, en general durante el periodo del monitoreo se registró una elevación paulatina de la temperatura en la columna de agua de los ambientes acuáticos estudiados, lo cual deberá ser analizado con especial cuidado, ya que las implicaciones de este hecho pueden ser graves para la vida acuática.

Recuadro 4.2.3 RECOMENDACIONES PARA PREVENIR LA CONTAMINACIÓN DE AMBIENTES ACUÁTICOS

1. Brindar asesoría y capacitación en el uso de agroquímicos, especialmente pesticidas, a los productores agropecuarios de la región.
2. Promover el establecimiento y operación de sistemas de producción agropecuarios sustentables como labranza cero, producción en invernaderos, cultivos orgánicos y crías de ganado estabulado.
3. Instalar sistemas de drenaje en las comunidades con mayor población en la región, asociado a sistemas de tratamiento de aguas residuales, con el fin de evitar el vaciado directo de aguas negras a cauces naturales de ríos y arroyos.
4. Promover campañas para evitar la quema de pastos y vegetación natural.
5. Promover campañas para evitar el lavado de bombas de fumigación en ríos y arroyos, además de realizar la disposición adecuada de los envases de pesticidas.
6. Promover campañas en la región para evitar la existencia de tiraderos de basura a cielo abierto y que las personas realicen el depósito de sus residuos sólidos en barrancas o cauces de ríos y arroyos.
7. Promover la restauración ecológica de las áreas de la cuenca, especialmente en las zonas de ribera, que han sido dañadas por las actividades productivas no sustentables practicadas por los habitantes de las comunidades.
8. Solicitar al gobierno de la República de Guatemala, por medio de las autoridades correspondientes, que estas recomendaciones sean atendidas por las comunidades ubicadas en la cuenca de los ríos Lacantún y Salinas, en el marco de los convenios vigentes sobre la protección y mejoramiento del ambiente en la zona fronteriza y el tratado para fortalecer la comisión internacional de límites y aguas entre el gobierno de los Estados Unidos Mexicanos y el gobierno de la República de Guatemala.
9. Continuar realizando estudios de monitoreo de la calidad del agua y contaminantes.

Algunas consideraciones derivadas del análisis de las concentraciones de contaminantes orgánicos que fueron registradas durante el monitoreo, son las siguientes:

- La concentración de los contaminantes orgánicos en ningún caso supera los límites máximos permisibles; sin embargo, se pudo observar un incremento paulatino de los valores registrados en los últimos muestreos, respecto a los valores regis-

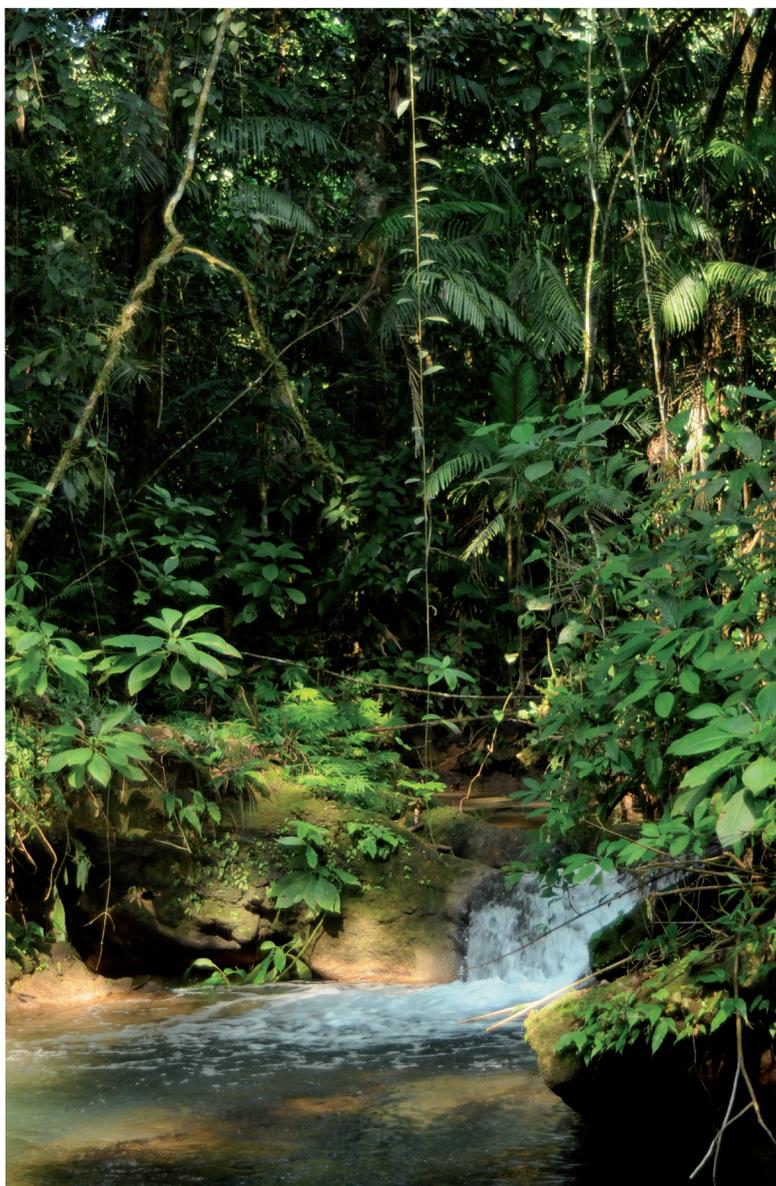
trados en los muestreos realizados al principio del monitoreo.

- En varios casos, los valores de contaminantes orgánicos superaron los valores mínimos para producir daño en organismos acuáticos, pero aún están por debajo de los valores para producir toxicidad severa en dichos organismos. Esta situación muestra que existen factores que están provocando que las concentraciones de contaminantes orgánicos se estén incrementando, aunque de forma paulatina.

- Se registró la presencia de plaguicidas organoclorados como endrín y dieldrín, endosulfán I, heptaclo y aldrín. Las concentraciones registradas en el caso de aldrín, endrín y dieldrín aún se encuentran por debajo de los valores para producir toxicidad severa. La presencia de DDD y DDT se mantienen con respecto al tiempo y probablemente se deban a residuales de antiguas campañas antipalúdicas o bien a la importación ilegal de estos productos por parte de habitantes de la región, por la frontera con Guatemala.

- El incremento de las concentraciones de contaminantes orgánicos en los sitios de muestreo pudiera ser atribuido a un aumento en el uso de plaguicidas por productores agropecuarios, combinados con la quema de pastizales y vegetación natural seguidos de una fuerte temporada de lluvia, lo que provocó una movilización de HAP y plaguicidas hacia los ambientes acuáticos.

A pesar del aumento registrado en la presencia de contaminantes, aún es posible afirmar que la capacidad de autodepuración del río Lacantún no ha sido rebasada; sin



JME

embargo, es necesario considerar que si los factores de degradación ambiental continúan creciendo en los ecosistemas terrestres en un futuro no muy lejano pudieran provocar un deterioro permanente de la calidad del agua del Lacantún y sus tributarios.

Debido a lo anterior, es necesario emprender acciones institucionales y ciudadanas orientadas a detener la degradación de los ambientes terrestres y acuáticos de la región, así como llevar a cabo actividades de restauración en los ambientes que han sido perturbados, además de continuar con el monitoreo de ambientes acuáticos con el fin de registrar los cambios en la interacción e integración de los aspectos fisicoquímicos del agua en los ambientes acuáticos de la Selva Lacandona.

REFERENCIAS

- Allan, J.D., M. Castillo, 2007. *Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters*. 2ª ed., Países Bajos, Springer.
- Avendaño, M., 2004. Inventario de gasterópodos terrestres y dulceacuícolas del área focal de Ixcán, Chiapas. Informe final del Proyecto Y015. Chiapas, Instituto de Historia Natural y Ecología.
- Casatti, L., F. Langeani, C. Ferreira, 2006. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. *Environ. Manage.* 38: 974-982.
- Cornell University, 2008. *Toxicity of pesticides. Pesticide fact sheets and tutorial, module 4*. Pesticide Safety Education Program. <www.extension.org/pages/Toxicity_of_Pesticides> consultado en junio de 2009.
- Chiou, C., 2002. *Partition and Adsorption of Organic Contaminants in Environmental Systems*. Nueva York, Wiley-Interscience.
- Dodds, W.K., 2002. *Freshwater Ecology: Concepts and Environmental Applications*. Nueva York, Academic Press.
- Douben, P.E.T., 2003. Introduction, en PAHs: An Ecotoxicological Perspective. Chichester, John Wiley & Sons.
- Environmental Protection Agency, Office of Water, Wetlands, Oceans and Watersheds, 2004. Water quality trading assessment handbook: Can water quality trading advance your watershed's goals? Washington, D.C.: EPA. Disponible en <<http://www.epa.gov/owow/watershed/trading/handbook/>>.
- Hem, J.D., 1985. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water. Alexandria, U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2254.
- Hutzinger, O., V. Librando, G. Tringali y M. Aresta, 2004. Supercritical fluid extraction of polycyclic aromatic hydrocarbons from marine sediments and soil samples, *Chemosphere* 54: 1189-1197.
- Karr, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6(6): 21-27.
- Luch, A., 2005. *The Carcinogenic Effects of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons*. EUA, Imperial College Press.
- Matolcsy, G., 1998. *Pesticide Chemistry*. Nueva York, Elsevier.
- Neff, J., 2002. *Bioaccumulation in Marine Organisms*. Nueva York, Elsevier.
- OMS (Organización Mundial de la Salud), 1996. Control de calidad del agua. Análisis de las normas de control de la calidad de las aguas. Lima, Centro Panamericano de Integridad Sanitaria y Ciencias del Ambiente.
- Plimmer, J., D. Gammon y N. Ragsdale, 2003. *Encyclopedia of Agrochemicals*. Nueva York, Wiley-Interscience.
- Reemtsma, T., y M. Jekel, 2006. *Organic Pollutants in the Water Cycle*. Alemania, Wiley-VCH.
- Richter, B.E., J.L. Ezzell, D.E. Knowles, F. Hoefler, A.K.R. Matulat, M. Scheutwinkel, D.S. Waddell, T. Gobran, V. Khurana, 1997. Extraction of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans from environmental samples using accelerated solvent extraction (ASE), *Chemosphere*, 34(5-7): 975-987.
- Steven, J., 1998. *Pesticides in Surface Waters. Distribution, Trends, and Governing Factors*. Michigan, Ann Arbor Press.
- Schwoerbel, J., 1975. *Métodos de hidrobiología*. Oviedo.
- Swietlik, B., J. Taft y J. Rommey, 1991. Technical support document for water quality-based toxics control.
- Walker, C., 2001. *Organic Pollutants, an Ecotoxicological Perspective*. EUA, Taylor & Francis.

