



Diseñado por: Federico Otero E.

EL ÚLTIMO GIGANTE

ANÁLISIS DE ALGUNAS CONDICIONES FÍSICO-QUÍMICAS DEL AGUA SUPERFICIAL EN EL HUMEDAL JUAN AMARILLO, BOGOTÁ - COLOMBIA

Martha Gómez¹; Marcela González²; Luis Carlos Fajardo³; Mateo Mendez⁴, Esteban Parodi⁴

1. Directora CEE; 2. Profesora de Explora; 3. Profesor Departamento de Ciencias; 4. Estudiantes grado séptimo grupo HdosO.

Gimnasio Campestre.

Correspondencia para los autores: mcgomez@campestre.edu.co

Recibido: 24 de mayo de 2012
Aprobado: 24 de septiembre de 2012

RESUMEN

El humedal Juan Amarillo se considera uno de los remanentes acuíferos más grandes que aún se conservan en el área urbana de nuestro territorio.

Durante los meses de noviembre (2011), febrero y marzo (2012) fueron medidas diferentes variables físico-químicas del humedal como temperatura, pH, oxígeno disuelto, nitritos, nitratos, mercurio total (Hg), cromo total (Cr), fosfatos, fósforo total, DBO₅, DQO, y conductividad. El análisis de dichas variables da indicios de un estado eutrófico del ecosistema determinado por la descarga de materia orgánica y el aumento de material alóctono. Asimismo, la presencia de niveles traza de mercurio (Hg) y cromo (Cr) en el humedal sugieren que dichos elementos están generando un efecto directo no solamente sobre las comunidades acuáticas que habitan este ecosistema, sino también sobre los residentes de la zona.

Palabras clave: variables físico-químicas, humedal Juan Amarillo, ecosistema acuático urbano, sistema lentic.

SUMMARY

The wetland of Juan Amarillo is considered one of the remaining largest aquifers that still remain in the urban territory.

During the months of November (2011), February and March (2012) physicochemical variables of the wetland were measured, including: Temperature, pH, dissolved oxygen, nitrite, nitrate, total mercury (Hg), total chromium (Cr), phosphates, total phosphorus, BOD₅, DQO, and conductivity. The analysis of these variables gives evidence of an eutrophic state of the ecosystem determined by discharge of organic matter and increased allochthonous material. Likewise, the presence of trace levels of mercury (Hg) and chromium (Cr) in the wetland suggest that these items are generating a direct effect, not only on aquatic communities that inhabit this ecosystem but also in residents at this zone.

Key words: Physicochemical variables, Juan Amarillo wetland, urban aquatic ecosystem, lentic system.

INTRODUCCIÓN

El agua por sus características físico-químicas es considerada el “disolvente universal” por lo que contiene iones o sustancias disueltas que adquiere en sus fuentes de origen ó por contaminación con vertidos agrícolas e industriales.

Elementos ó iones presentes en aguas naturales

Las aguas naturales tienen composiciones variables de acuerdo al sitio o lugar de origen. En la tabla 1 se muestra la composición química de las aguas naturales según Conzonno (2009).

Para comprender como se afectan las características del sistema acuático, es importante tener en cuenta los factores que definen dichas características. El agua interactúa con gases, líquidos y sólidos, presentes en la naturaleza, a través del ciclo hidrológico. Según Bricker y Jones (1995), son dos los factores físicos de particular relevancia en la composición de las aguas naturales:

El tiempo de residencia: a mayor tiempo de permanencia del agua en contacto con determinado material tendrá más posibilidades de interrelacionarse con dicho material.

Las rutas que sigue el agua en el sistema acuático: este recorrido establece las características de los materiales con que el agua interactúa.

En consecuencia, la composición de las aguas naturales está determinada principalmente por las rocas que forman la corteza terrestre y la atmósfera. En esta interacción juega un papel significativo la biota, que interviene física y químicamente en multitud de reacciones que tienen lugar en el medio acuático. Así, dentro de los factores que afectan la composición de las aguas se podría hablar de tres tipos: geológicos, atmosféricos y biológicos.

La composición de las aguas naturales no contaminadas surge de la interacción entre los minerales que forman las rocas de la corteza terrestre y la erosión. Existen datos para algunos ecosistemas acuáticos que señalan que la mayor fuente natural de fósforo es la meteorización de las apatitas, e incluso está determinada por las características geológicas de la cuenca. Además, en épocas de lluvia los suelos son lavados de tal forma que arrastran gran cantidad de sólidos y elementos disueltos que pueden llegar a los ecosistemas acuáticos (Bricker y Jones, 1995).

Gases	Elementos mayoritarios. >1 mg/L	Elementos minoritarios. <1 mg/L	Elementos traza µg/l	Compuestos orgánicos
O ₂	Ca ²⁺	N: NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻	Fe, Cu, Co, Mo, Mn, Zn, B, V	Sustancias húmicas, productos de excreción, metabolitos
N ₂	HCO ₃ ⁻	P: HPO ₄ ²⁻ , H ₂ PO ₄ ⁻		
CO ₂	Mg ²⁺	Si: SiO ₂ , HSiO ₃ ⁻		
SH ₂	SO ₄ ²⁻			
CH ₄	Na ⁺			
	Cl ⁻			
	K ⁺			

Tabla 1. Composición química de las aguas naturales.

Entre tanto, la atmósfera es el medio de transporte por el que muchos materiales son transportados de un lugar a otro y posteriormente depositados al sistema. Por ejemplo, Scheren, Kreze, Janssen, Hordijk, L. y Ptasinski (2004) reportaron un alto porcentaje de nitrógeno y fósforo por esta vía en el lago Ebríe. La precipitación es otro factor que puede intervenir en el aporte de material externo al ecosistema, que depende en gran medida de la composición del aire, en zonas industrializadas; por ejemplo, puede contribuir con altos contenidos de sulfatos y nitratos que modifican el pH, debido a la utilización de combustibles fósiles.

En cuanto al factor biológico, los organismos acuáticos son capaces de cambiar las condiciones del sistema que habitan; pueden tomar ciertos compuestos químicos del ambiente y excretar otros distintos, modificando así la composición química del agua, al producir variaciones en el pH y potencial redox, entre otros.

Un aspecto que afecta de modo significativo la composición de las aguas de los sistemas acuáticos es la actividad antropogénica. Esta actividad puede tener diversos orígenes: fuentes puntuales (descarga de aguas residuales tratadas y no tratadas o procedentes de actividades industriales) y fuentes no puntuales (escorrentía proveniente de zonas urbanas, prácticas agrícolas y ganaderas), que a su vez pueden estar delimitadas por grandes extensiones geográficas, por lo que son muy difíciles de controlar (Mendiguchía, 2005).

Actualmente se calcula en más de un millón las diversas sustancias que son

introducidas en los ecosistemas acuáticos a través de los vertidos antropogénicos (Forstner et al., 1993). Algunas de estas sustancias son consideradas tóxicas, entre las que se encuentran los metales pesados como el cromo y el mercurio por no ser biodegradables (Murray, 1996). Por el contrario, son muy contaminantes y sufren un ciclo global eco-biológico donde las aguas naturales son principalmente el camino (Moalla et al., 1998).

Hoy en día estos metales tienen una gran importancia como indicadores de la calidad ecológica de todo el flujo de agua debido a su toxicidad y muy especialmente al comportamiento bioacumulativo. Estos elementos pueden resolubizarse a través de diferentes procesos y así fácilmente ser incorporados a la cadena trófica; bajas tasas de eliminación llevan a un aumento de sus concentraciones en cada nivel de la cadena y una acumulación en los organismos superiores (Pinho et al., 2002). El origen de algunas sustancias que afectan la composición química de los ecosistemas acuáticos, según Conzonno (2009), se relaciona en la tabla 2.

Características generales de los humedales

Los humedales se consideran elementos vitales en la estructura ecosistémica, sociocultural y económica de las naciones. El más antiguo de los acuerdos multilaterales en medio ambiente del planeta, la Convención de Ramsar, los define como "extensiones de marismas, pantanos y turberas, o superficies cubiertas de agua, sean éstas de régimen natural o artificial, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas frecuentemente inundadas o saturadas

PARÁMETRO	ORIGEN
pH	Se afecta por presencia de amonio, nitritos y nitratos entre otros.
Amonio (NH_4^+)	Descomposición bacteriana de urea y proteínas. Quema de combustibles fósiles.
Nitritos (NO_2^-)	Nitrificación incompleta, oxidación de amoniaco.
Nitratos (NO_3^-)	Descomposición de materia orgánica. Fertilizantes nitrogenados, residuos orgánicos provenientes de prácticas agrícolas.
Cloruros	Generalmente se encuentran en forma natural en el agua y no representan efecto tóxico. Materiales residuales de origen animal. Pueden ser obtenidos durante el recorrido que hace el agua. Por agregados de cloro como desinfectante en plantas potabilizadoras.
Hierro	Residuos industriales en forma de sales ferrosas. También por disolución de minerales que contengan estos elementos. Le confiere sabor amargo al agua.
Sulfatos	Proviene de aguas muy mineralizadas. Disolución de yesos.
Fosfatos	Fertilizantes, detergentes ó excreciones humanas.
Dureza	Por presencia de iones de calcio y magnesio que el agua puede adquirir a través de su recorrido en formaciones de roca que contengan estos iones.
Mercurio	Producto del aporte procedente de minerales tal como el cinabrio y de suelos mercuríferos y contribuciones de las descargas industriales relacionados con metalurgia, explotación minera, combustibles fósiles, o por lixiviación de pesticidas organomercuriales (Lacerda, 1997).
Cromo	Por actividades industriales relacionadas con las curtiembres, construcción y colorantes principalmente.

Tabla 2. Origen de los iones presentes en el agua

de aguas superficiales o subterráneas” (Ramsar, 2010). Los humedales ofrecen variedad de servicios ecosistémicos que se dividen en tres grupos fundamentales: servicios culturales, de regulación y de provisión. Los atributos y las funciones de estos cuerpos de agua son reconocidos como fundamentales en el equilibrio ecológico local-global, al ser estos, hábitat de flora nativa con distribución restringida y lugares de abastecimiento para especies migratorias de aves, entre otros (Neiff, 1999).

En Colombia los humedales más afectados se encuentran localizados en la región Andina, pues su ubicación estratégica en

el territorio, cercana a zonas urbanas e industrializadas los hace vulnerables debido a la alta densidad poblacional y desarrollo urbano, lo que genera una sobreexplotación sobre los servicios que estos ecosistemas prestan (CIC, 2010). Este hecho trae como consecuencia alteración de la composición y diversidad de especies y cambios en sus dinámicas internas, que afectan las interacciones con la comunidad que hace uso de sus servicios (Boavida, 1999; Prusty, 2008).

Particularmente, el humedal Juan Amarillo ofrece servicios ecosistémicos de regulación del ciclo hídrico superficial y de los acuíferos, control de erosión y

estabilización microclimática; regulación de los ciclos de nutrientes (retención, filtración y liberación); además de la descomposición de biomasa terrestre, como base de la productividad de los sistemas acuáticos. En términos de provisión se encuentran en el primer eslabón de productividad biológica contribuyendo a la estabilidad e integridad de los ecosistemas asociados y a la retención de dióxido de carbono (Ariza, et al 2006). En términos culturales, este humedal cuenta con una vasta área litoral, utilizada para la recreación, donde se realizan paseos familiares, caminatas, pesca artesanal, etc.

Los lagos someros tropicales como el tercio alto del humedal Juan Amarillo se caracterizan por poseer aguas cálidas y un suministro adecuado de nutrientes durante todo el año, así como altas tasas de producción primaria. Se identifican cuatro características fundamentales: 1) gran eficiencia en producción de biomasa fitoplanctónica, debido al alto suplemento de nutrientes 2) mayor tendencia de limitación por el nitrógeno que por el fósforo 3) baja tasa en el paso de producción primaria a niveles tróficos superiores, 4) poca variación estacional (Melbak, 2005). Según Lewis (2000), estos ecosistemas son más sensibles al incremento del suministro de nutrientes que los lagos templados, lo que genera grandes cambios en la proporción de los nutrientes, calidad de agua y por ende en las comunidades bióticas en respuesta a la eutrofización.

El Juan Amarillo durante los últimos 50 años ha presentado grandes variaciones en cuanto a su configuración paisajística, resultado de los cambios ocurridos a escalas ecológicas más pequeñas (comu-

nidades y poblaciones). Estas variaciones son en gran parte resultado de los impactos generados por las obras de infraestructura, el incremento poblacional en el área de influencia, la contaminación de los afluentes del ecosistema y la pérdida de su configuración geométrica por procesos de sedimentación y escombros arrojados al cuerpo de agua (Bejarano, 2005).

Los humedales que hacen parte de matrices urbanas, como el tercio alto del humedal Juan Amarillo, generalmente exhiben estados avanzados de eutrofización y otros signos de contaminación. A partir de los estudios realizados por Pedraza (2005) y Rivera y Zapata (2007), las aguas del humedal se han clasificado como eutróficas con base en los altos valores en nutrientes.

Contribuir al monitoreo de la dinámica ecosistémica, a partir de las características físico químicas del agua en el humedal Juan Amarillo, es una herramienta fundamental para establecer sus relaciones y los efectos que causaría en las comunidades. Valdría la pena tener en cuenta esta información actualizada en los planes de manejo territorial, para evaluar el impacto que han tenido las políticas de gestión sobre el estado de conservación de este ecosistema clave para la ciudad de Bogotá.

ÁREA DE ESTUDIO

Este estudio se desarrolló con la colaboración de la Fundación FunAmbiente, y fue adelantado por el Centro de Estudios en Ecología (CEE) del Gimnasio Campestre. La fase de campo contó con el apoyo del grupo de jóvenes investigadores HdosO de los grados sexto y octavo

adscritos al CEE en el periodo 2011-2012. Se trata de un estudio de tipo descriptivo. Las técnicas que se emplearon fueron cuantitativas (datos numéricos de las concentraciones de nutrientes y variables físicas).

El humedal Juan Amarillo es en la actualidad el más grande de Bogotá. Ubicado al Noroccidente de la ciudad ($4^{\circ} 50' N$, $74^{\circ} 10' W$; 2600 m.s.n.m), limita con la localidad de Suba - Engativá. El tercio alto del humedal posee una extensión de 234 ha, comprende una longitud de 4 km, un ancho de 300 a 700 m y cuenta con una capacidad de almacenamiento superior a 5 millones de metros cúbicos (Páez 2005; Zapata, Páez, Pedraza y Rivera, 2009). Figura 1 y 2.

La cuenca de este humedal abarca las subcuencas del río Salitre que a su vez es alimentado por aguas provenientes del humedal Córdoba y el Canal Salitre, este último hoy convertido en un canal de aguas lluvias (DAMA, 2000). El tercio alto del humedal presenta, hacia la parte sur, dos rebosaderos que conectan el agua del canal el Salitre con el agua del humedal en épocas con altas precipitaciones.



Figura 1. Conservación Internacional, 2004. Diagnóstico limnológico del humedal Juan Amarillo: alternativas de manejo tercio alto.

FASE DE CAMPO

En el segundo semestre de 2011 se realizó una visita preliminar a la zona del tercio alto del humedal con el fin de determinar el punto de muestreo. Posteriormente se realizaron tres monitoreos, uno en noviembre (26) y dos en los meses de febrero (21) y marzo (23) respectivamente. Se ubicó un punto de muestreo en el litoral del tercio alto a la altura del segundo rebosadero, al cual se tuvo acceso a través de un bote.

Se realizaron *in situ* mediciones a nivel superficial de temperatura del agua y pH con un equipo pHep HANNA (ref 98128), conductividad (μS) con el equipo de HANNA (ref HI 8733), oxígeno disuelto (mg/L), nitritos (mg/L (NO_2^-)) y nitratos (mg/L (NO_3^-)) con test de medición colorimétrica Merck. Adicionalmente, se tomaron dos muestras puntuales de agua superficial en la zona, aproximadamente de dos litros cada una, por laboratorios Antek S.A., con el fin de determinar la demanda biológica de oxígeno (DBO), fosfatos (mg/L), mercurio total (mg/L), cromo total (mg/L) y carbono orgánico total (mg/L). Estas muestras fueron

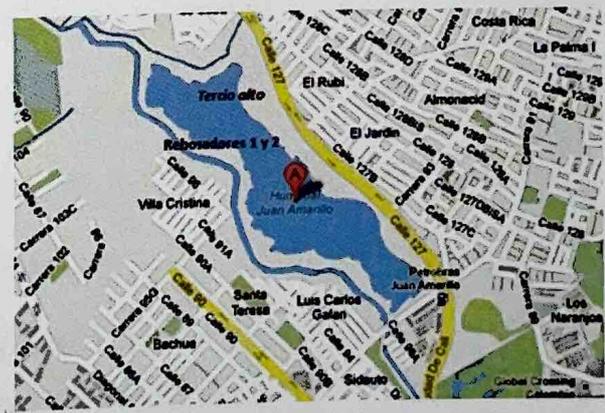


Figura 2. Fotografía aérea del humedal Juan Amarillo, modificado de Mora (2012).

CRÉDITO S
PUE PÁGINA.

tomadas según la metodología *Standart Methods for Examination of Water and Wastewater (2005)*. Los recipientes utilizados para cada muestreo fueron definidos de acuerdo con los parámetros objeto de análisis. Se utilizaron recipientes de plástico y vidrio. Las muestras fueron refrigeradas y enviadas vía terrestre para su posterior análisis.

RESULTADOS

Para el estudio se obtuvo los valores de las variables físico-químico al igual que el dato de precipitación para los días de muestreo según registro de la estación de Suba de la Empresa de Acueducto y Alcantarillado de Bogotá (EAAB) (tabla 3).

Los valores de las variables registradas durante el estudio muestran que la temperatura osciló entre los 16 y 21°C y el pH fluctuó entre 7.79 y 8.81 unidades, mientras que el oxígeno varió entre 3,5 y 5 mg/L y los nitritos y nitratos mantuvieron el rango entre no detectable y

≤ 0.4 mg/L. Los fosfatos, por su parte, presentaron valores entre 0.03 y 0.41 mg/L y el fósforo total estuvo entre 0.058 y 0.069 mg/L. El valor para fenoles no presentó ninguna variación, manteniendo su valor en 0.04 mg/L, así como el valor de nitrógeno total que fue menor a 1 mg/L. Los valores para DQO y DBO_5 variaron entre 10 y 16 y 6 y 10,5 mg/L respectivamente. Se registró además la presencia de trazas de cromo y mercurio con valores ≤ a 0.05 para mercurio y ≤ a 0.063 para cromo. Los valores de carbono orgánico estuvieron entre 2 y 2.5 mg/L y la conductividad fluctuó entre 160 y 164 $\mu\text{s}/\text{cm}$.

DISCUSIÓN

El pH cae dentro de los valores de ligeramente básico a neutro, rango normal para estas variables en aguas naturales (Wetzel, 2001). Los resultados encontrados en esta investigación muestran valores básicos de pH en noviembre, mes en el que se reportó un incremento

PARÁMETRO	UNIDADES	Noviembre 26/2011	Febrero 21/2012	Marzo 23/2012
TEMPERATURA	°C	17,6	18	21
pH		8,11	8,81	7,89
OXÍGENO DISUELTTO (KIT)	mg/L	5	3,5	4,4
CARBONO ORGÁNICO TOTAL	mg/L		2	2,5
CONDUCTIVIDAD	$\mu\text{s}/\text{cm}$	165,2	160,2	174,4
NITRATOS NO_3	mg/L	0,3275	N.D.	N.D.
NITRITOS NO_2	mg/L	0,016	N.D.	N.D.
FOSFATOS	mg/L P- $\text{PO}_4\text{-3}$	0,03	0,041	0,034
FÓSFORO TOTAL	mg/L P		0,069	0,058
DBO_5	mg/L O_2	8,5	7,5	10,5
DQO	mg/L O_2	14,5	10	16
CROMO TOTAL	mg/L	0,063	0,05	0,05
NITRÓGENO TOTAL	mg/L N		<1	<1
MERCÚRIO TOTAL	mg/L	0,00157	N.D.	N.D.
PRECIPITACIÓN (EAAB)	mm	36,8	0	14,3

Tabla 3. Parámetros físicos y químicos analizados en los tres meses.

de la precipitación media mensual y un valor particularmente alto durante el día de muestreo. A la luz de estos resultados, se sugiere que el incremento en la precipitación para este cuerpo de agua en particular disminuiría la turbidez del sistema e incrementaría la actividad fotosintética realizada por el fitoplancton, lo que genera una demanda de CO_2 en el sistema, teniendo en cuenta que el pH fue medido en aguas superficiales (Paeres, 2005). Por otro lado, al relacionar dicho valor con los datos de alcalinidad se infiere que el ecosistema estuvo entonces dominado por bicarbonatos lo que generó el aumento del pH en los meses de noviembre y marzo (Wetzel, 2001; Roldán & Ramírez, 2008).

Asimismo, la fluctuación hacia la neutralidad puede ser explicada por el aumento en la concentración de CO_2 producto de la descomposición de materia orgánica, variable que igualmente se relaciona con el valor de temperatura presentado durante el mes de marzo, que fue mayor respecto a los otros dos meses y puede sugerir una aceleración de los procesos de descomposición (Paeres, 2005 y Lewis, 1996). Por otra parte, una mayor producción de CO_2 resultado de dicha descomposición y la asimilación de iones amonio por parte de los organismos acuáticos (usados como fuente de nitrógeno) pudo influir también en la disminución de esta variable durante el mes de febrero (Lampert & Sommer 1997 y Mora, 2011). Estos resultados sobre el comportamiento del pH fueron también reportados por Pedraza (2005) y concuerdan con los datos obtenidos en la presente investigación.

Las concentraciones de oxígeno, como gas disuelto, se rigen por la ley de Henry

y se encuentran relacionadas con los procesos bioquímicos de producción y consumo, tales como oxidación fotoquímica de materia orgánica, por luz ultravioleta y respiración de microorganismos (Roldán y Ramírez, 2008). Los datos de oxígeno disuelto reportados en esta investigación muestran un comportamiento poco variable, en el que se observan valores entre 3,5 y 5 mg/L. Las condiciones someras del humedal pueden influir en la cantidad de oxígeno debido al intercambio con los sedimentos ricos en materia orgánica (MO) (Sheffer, 2004).

A su vez, valores más bajos de oxígeno en el mes de febrero pueden deberse además de la descomposición de abundantes cantidades de materia orgánica en el sistema, también a la respiración de una densa población de zooplancton no migrador, produciendo un aumento en la tasa de oxidación biológica (Cole y Hannan, 1990; Lampert y Sommer 1997; Mattheus, Owens y Bader, 1998). Dicho proceso genera el denominado mínimo de oxígeno metalimnético, que a pesar de presentarse principalmente en lagos con perfiles heterógrafos, también puede desarrollar esta condición en ecosistemas con curvas clinógrafas de oxígeno, como refieren Roldán y Ramírez (2008) y reportó recientemente Mora (2011) para el humedal Juan Amarillo.

Los datos de precipitación reportados el 26 de noviembre muestran el valor más alto del mes y de los tres muestreos realizados. Esto se relaciona con el valor más alto de oxígeno disuelto reportado en esta investigación (5 mg/L) registrado para esta misma fecha (tabla 3). Dicho comportamiento sugiere una relación directa entre estas dos variables dado que al incrementarse los niveles de precipi-

tación se observa una mayor oxigenación de la columna de agua aumentando en consecuencia el valor de este gas.

Por último, otro aspecto que se encuentra igualmente asociado a la variación del oxígeno en los tres meses de muestreo es la temperatura media del sistema, condición que afecta la tasa de descomposición que establece una relación inversa, valores bajos de oxígeno se relacionan con valores altos de temperatura (Duarte, 2001).

Los nitratos, por su parte, estuvieron por debajo del límite de detección del método utilizado. El nitrógeno y el fósforo son determinantes en la productividad primaria, y dado que el nitrógeno se reincorpora al medio a través de la descomposición de materia orgánica se encuentra en mayor concentración con respecto al fósforo. Por lo tanto, éste último se convierte en factor limitante razón por la que los valores de fosfatos son utilizados para establecer el nivel trófico de ecosistemas acuáticos de agua dulce (Roldán y Ramírez, 2008).

La tabla 4 muestra la clasificación de los niveles de trofia en ecosistemas acuáticos de agua dulce según Henao (1987) y Vásquez et al. (2004) de acuerdo a la concentración de fosfatos.

Según lo anterior el humedal Juan Amarillo se ubica en el rango de eutrofia, con valores entre 0,03 y 0.04 mg/L. Cabe anotar que estas interpretaciones trófi-

cas con base en estos nutrientes son sólo una aproximación al estado del humedal. Por otro lado, se debe tener en cuenta que estas tipificaciones se desarrollan para otras latitudes (Vásquez et al., 2004), razón por la que se hace necesario realizar un estudio sistemático para comprobar patrones de comportamiento de estos nutrientes en ecosistemas urbanos lentos tropicales.

El papel de las macrófitas en el balance y ciclo del fósforo es fundamental, ya que ellas en aguas poco profundas, extraen el fósforo del sedimento y al morir liberan hasta un 50% de éste en pocas horas (Wetzel, 1983). Teniendo en cuenta que el área litoral del humedal se encuentra cubierta por este tipo de plantas, se infiere que existe una relación entre su presencia en el sistema y los valores de fósforo encontrados

En el mes de febrero, de acuerdo a los datos de la estación los cerros de Suba, se reportaron valores de precipitación iguales a cero, lo que indica que la radiación solar en el humedal pudo ser mayor durante este mes e incidió en el proceso de descomposición de las plantas acuáticas aledañas al punto de muestreo. Lo anterior generó un incremento en la liberación del fósforo al sistema y por tanto valores más altos para este muestreo.

La detección de nitritos, nitratos y fosfatos durante el muestreo de noviembre permite establecer una asociación estrecha entre el alto índice de precipitación

Fosfatos mg/L	Trofia
0,0073	Oligotrofia
0,0074	Mesotrofia
0,0013	Eutrófico

Tabla 4: Niveles de trofia

reportado por la estación de los cerros de suba del EAAB para el mes de noviembre, el incremento en el nivel de agua del canal El Salitre, el desbordamiento de éste sobre el humedal, la actividad antrópica de la zona (prácticas de ganadería, agricultura, urbanismo e industria) y los efectos de estos factores sobre los ecosistemas acuáticos urbanos, a través del aporte de fertilizantes, detergentes y residuos industriales; asociación que influye además en los valores de conductividad, DBO y pH.

Por otro lado, el valor más alto registrado para el fósforo total durante el mes de febrero (periodo de precipitación cero) pudo además derivarse de la sedimentación de los nutrientes como resultado de los cambios en el nivel de agua, relacionados con una alta radiación solar y temperatura (mayor evaporación). La reducción en la profundidad de la columna de agua genera una distribución de los nutrientes en los sedimentos y puede explicar la concentración carbono orgánico total, fósforo total y nitrógeno total, como lo afirman Gibson y Guillot (1997), Paeres (2005) y Lambertus (1993).

Aunque la concentración de mercurio detectada en el humedal en el mes de noviembre (0.00157 mg/L) está sobre el límite permitido (0.001 mg/L), de acuerdo a resolución número 2115 (22 jun 2007), su presencia representa una amenaza para la población que hace uso del recurso hídrico en sus prácticas recreativas de pesca y natación (observación directa) y para la dinámica ecosistémica, debido a su grado de toxicidad, persistencia, potencial de bioacumulación, efectos cancerígenos, teratógenos y mutagénicos.

Evidencias de estos daños fueron reportados, por primera vez, tras el desastre del derrame de grandes cantidades de Hg en la bahía de Minamata en Japón, en el año 1956 (Osame & Takizawa, 2001). En la región Amazónica son varios los estudios que demuestran problemas de salud pública en sus poblaciones, debido al consumo de peces provenientes de ambientes contaminados por este metal, entre los cuales podemos citar Dolbec y Fréry (2001), Eisler (2003) y Dórea y Barbosa (2007). Dicha contaminación se agudiza cuando el consumo de peces está asociado con lugares de explotación aurífera por medio de amalgamación con Hg (Lacerda et al. 1997). En Colombia, en la ciénaga Grande de Achí y Garrapata en el sur de Bolívar y Palotal en el canal del Dique, Olivero y Johnson (2002), reportan concentraciones altas de mercurio total para la comunidad de peces analizada, superando éstos los límites máximos establecidos por la Organización Mundial de la Salud.

La evaluación mundial sobre el mercurio del 2002, informe del PNUMA de las Naciones Unidas, concluye que esta sustancia se encuentra actualmente en diversos medios y alimentos, especialmente el pescado, en todas partes del mundo a niveles que afectan adversamente a los seres humanos y a la vida silvestre. La actividad del hombre ha generalizado los casos de exposición, y las prácticas del pasado han dejado un legado de Hg en vertederos, los desechos de la minería y los emplazamientos, suelo y sedimentos industriales contaminados. Hasta las regiones donde se registran emisiones mínimas de Hg, como el Ártico, se han visto adversamente afectadas debido al transporte transcontinental y mundial del Hg.

Los efectos en la biota acuática por la presencia de cromo son semejantes a los provocados por el mercurio. De manera general, se puede señalar que concentraciones mayores de 5 mg/L de cromo producen efectos letales en muchas especies y que en concentraciones entre 0.01 y 2.0 mg/L se observan diversos efectos subletales, esto es alteración en la morfología de ciertas algas, disminución en el crecimiento y en la reproducción de algunos invertebrados y retraso en el desarrollo. En la mayoría de especies de peces se ha reportado disminución en el crecimiento, alteración del metabolismo y trastornos en la reproducción (Flores, 2001).

El ingreso de dichos elementos a la red trófica ocurre fundamentalmente a través de organismos base de cadenas alimentarias (plantas y algas), quienes incorporan en sus tejidos pequeños porcentajes de estos elementos (concentración biológica). Éstos a su vez transfieren la acumulación a sus depredadores (zooplancton, macroinvertebrados peces y humanos) y genera todo un proceso de bioacumulación (Biggs, 2000). De esta manera, la concentración biológica de mercurio hace que los animales ubicados en la parte superior de la cadena alimentaria tengan cantidades mayores, ya incorporado a sus tejidos (Dickson, 1999), lo que provoca el riesgo para salud de las distintas poblaciones, especialmente la humana.

Según lo anterior, el Hg y el Cr, producto de las prácticas industriales y agrícolas de los habitantes de la zona, llega al sistema directamente por la vía del reboseadero del río Salitre o por deposición atmosférica a través de la precipitación, ingresa al fitoplancton o a los sedimentos y de allí a los peces, aves y mamíferos

que se encuentran en el humedal, con la posibilidad de desarrollar en éstos últimos daños neuronales, hepáticos, renales e incluso efectos reproductivos. Por otro lado, la acción de las macrófitas, abundantes en toda el área litoral del tercio alto, puede ejercer una depuración directa por absorción de este metal y disminuir así su concentración en el sistema (Curt, s.f), otra vía de ingreso al humedal que puede alterar significativamente los valores encontrados en el estudio.

Estos hallazgos relacionados con la presencia de mercurio y cromo, en el humedal Juan Amarillo, permiten alertar a las autoridades sobre el riesgo al que la comunidad aledaña podría estar expuesta durante sus prácticas recreativas, especialmente en época de lluvias. De igual forma las autoridades ambientales deben advertir el peligro para la biota, particularmente aquellas especies endémicas, las cuales son menos tolerantes a determinadas concentraciones de elementos contaminantes.

Los datos de DBO₅ y DQO señalan de forma indirecta altas concentraciones de materia orgánica en el sistema, o una remoción de nutrientes debido a la presencia de macrófitas que actúan como filtros biológicos y ayudan a la descontaminación del agua en el sistema (Vásquez, 2004). Esta remoción de residuos puede ser un proceso importante en el humedal Juan Amarillo dada la abundancia de macrófitas en el tercio alto, especialmente en la zona litoral donde se realizó el muestreo.

En cuanto a la correlación existente entre la cantidad de materia orgánica presente en el humedal, el DBO₅ y el DQO, el Consejo Nacional del Medio Ambiente

establece que el valor máximo permitido para la protección de las comunidades acuáticas es una la relación $DBO_5/DQO < 5 \text{ mg}/LO_2$, valor que se encuentra por debajo de lo reportado en este estudio, con un promedio para los tres muestreos de $0.66 \text{ mg}/LO_2$. Lo anterior permite deducir que la calidad del agua del sistema y en consecuencia la estabilidad de la fauna acuática se encuentra afectada (Moore, 2008). Por otra parte, según Roldán y Ramírez (2008) cuando el valor de DQO supera el DBO_5 es un indicativo de que la concentración de materia químicamente oxidable es mayor que la concentración de materia oxidable biológicamente, lo que refleja el grado de riesgo del ecosistema.

En general, según el análisis de las variables físico químicas estudiadas, el humedal Juan Amarillo se encuentra en un estado de eutrofia, si bien esto evidencia la tendencia normal de los humedales y especialmente de este ecosistema a ser rico en nutrientes y en materia orgánica, es indudable el impacto antrópico al cual está sometido. Este hecho es reportado por la mayoría de estudios relacionados, donde se concluye que los humedales ubicados en zona andina, dadas sus características, contienen ambientes acuáticos altamente afectados por las actividades humanas y en consecuencia se encuentran en proceso de deterioro con profundas modificaciones en las que se encuentra contaminación, polución y fragmentación (Vásquez et al., 2004).

CONCLUSIONES

La acción antrópica sobre el humedal Juan Amarillo es uno de los factores determinantes del nivel trófico descrito para éste. Es evidente el impacto sobre el cuerpo de agua producto de desechos

industriales, domésticos, aguas residuales y residuos sólidos, lo que ocasiona un aumento en algunos nutrientes, principalmente en el fósforo y en la carga de materia orgánica del sistema, considerándose un sistema eutrófico.

Las variaciones en la precipitación durante el muestreo determinaron cambios importantes en la química del agua, con una disminución de algunas sustancias por efecto de dilución y un aumento en otros como nitritos y nitratos, probablemente por la entrada de aguas del canal Salitre y el arrastre de sustancias provenientes de la atmósfera.

La presencia de metales pesados en el humedal Juan Amarillo (mercurio y cromo) sugieren una posible amenaza para el uso del agua y el funcionamiento del ecosistema, así como también implica un riesgo de salubridad para la población de los barrios vecinos, quienes dentro de sus prácticas mantienen la pesca artesanal y la natación. Por todo lo anterior se recomienda un monitoreo sistemático al respecto.

Finalmente, como parte fundamental del análisis ecológico del humedal Juan Amarillo, se recomienda integrar datos biológicos que permitan comprender de manera holística la dinámica de este cuerpo de agua.

LISTA DE REFERENCIAS

- APHA. (2005) Standard methods for the examination of water and wastewater. 21sted. Washington. D.C: Centennial Edition.
- Ariza, Al., Ramírez, Al., Moncaleano, A.M y Córdoba, P. (2006). Tercera Jornada Académica. Los humedales como herramientas para el alivio de la pobreza. Recuperado de <http://www.conservation.org.co/programasdetalle.php?nivel=2yidu=31>

- Avila-Pérez P., Balcázar M., Zarazúa-Ortega G., Barceló-Quintal I., Díaz-Delgado C. (1999). Heavy metal concentrations in water and bottom sediments of a mexican reservoir. *The Science of the Total Environment*, 234: 185-196.
- Bejarano P. (2005). Cambios espacio-temporales en los elementos del paisaje del Humedal Juan Amarillo durante el periodo 1949-2000. En: *Conservación internacional - Acueducto de Bogotá. Investigación aplicada a la restauración ecológica del humedal Juan Amarillo. Informe final. Bogotá.*
- Biggs, A., Kapicka, C., y Lundgren, L. (2000). *Biología: La dinámica de la vida.* (pp. 236-238). Ciudad de México, México: Mcgraw - Hill Interamericana editores, S.A.
- Boavida, M.J. (1999). Wetlands: Most relevant structural and functional aspects. *Limnetica*, 17, 57-63.
- Bricker, O.P. and Jones, B.F. (1995). Main factors affecting the composition of natural waters In *Trace elements in natural waters.* Boca Raton. Eds. B. Salbu and E. Steinnes. CRC Press.
- Cole, T., y Hanann, H. (1990). Dissolved oxygen dynamics. In *Reservoir limnological perspective.* (pp. 71-107). New York, N.Y: John Wiley y Sonns.
- Conservación Internacional Colombia (CIC). (2010). Recuperado de <http://www.conservation.org.co/programasdetalle.php?nivel=2&yidu=31>.
- Conzonno, V. (2009). *Limnología Química.* La Plata, Argentina: Edub editorial de la Universidad de la Plata.
- Curt, M. (s.f.). *Fitodepuración en humedales conceptos generales.* (pp 61-79). Recuperado de http://www.ciencias-marinas.uvigo.es/bibliografia_ambiental/otros/Manual%20de%20fitodepuracion/Capitulos%205.pdf
- Departamento Administrativo del Medio Ambiente (DAMA). (2000). *Historia de los humedales de Bogotá, con énfasis en cinco de ellos.* Bogotá, Colombia: Autor.
- Dickson, T.R. (1999). *Química con enfoque ecológico.* México D.F. México: Editorial Limusa.
- Dolbec J. y Fréry N. (2001). *Consumption de poison et exposition au méthylmercure des populations amazoniennes.* 322-327 p En: *Le mercure en Amazonie.* Carmouze J.P., Lucotte M. y Boudou A. Paris: Eds. Intitut de Recherche pour le Développement (IRD).
- Dórea J. y Barbosa A.C. (2007). *Anthropogenic impact of mercury accumulation in fish from the Rio Madeira and Rio Negro rivers (Amazônia).* *Biol. Trace Elem. Res.* 115, 243-254.
- Duarte, P. (2001). *Productividad primaria y biomasa del fitoplancton.* Tesis de pregrado inédita. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.
- Eisler R. (2003). Health risks of gold miners: a synoptic review. *Environ. Geochem. and Health* 25, 325-345.
- Flores, T. (2001). Toxicidad del cromo en ecosistemas dulceacuicolas. *Investigación y Ciencia.* 24, 16-19.
- Förstener, U., Ahlf, W., Calmano, W. (1993). Sediment quality objectives and criteria development in Germany. *Water Science Technology* 28 (8-9), 307-316.
- Henao, U. (1987). El disco secchi y el estado trófico. *Revista Ainsa* 12:67-79.
- Gibson, C.E. y Guillot, J. (1997). Sedimentation in a large lake: the importance of fluctuations in water level. *Freshwater Biology*, 37: 597-604.
- Lacerda, L. D., Salomons, W., y Pfeiffer, W.C. y Bastos, W.R. 1991. Mercury distribution in sediment profiles from lakes of the high pantanal, Mato Grosso State, Brazil. *Biogeochem.* 14:91-97.
- Lacerda L. D. 1997a. Global mercury emissions from gold and silver minig. *Wat. Air and Soil Poll.* 97, 209-221
- Lacerda L. D. 1997b. Evolution of mercury contamination in Brazil. *Wat. Air and Soil Poll.* 97, 247-255.
- Lamper, W. y Sommer, U. (1997). *Limnoecology: The ecology of lakes and streams.* USA: Oxford University Press.
- Lambertus, L. (1993). Consideraciones en el modelamiento del intercambio del fósforo de la interface sedimento - agua. *Hidrobiología.* 253, 214 - 231.
- Lewis, W. (1996). Tropical lakes: How latitude makes a difference. *Perspectives In Tropical Limnology*, 43-64.
- Lewis, W. Jr. (2000). Basis for the protection and management of tropical lakes. *Lakes y Reservoirs*, 5, 35-48.
- Márquez G. (2003). Bienes y servicios ecológicos de los humedales. En: *Conservación Internacional - Colombia, dirección editorial. Los humedales de Bogotá y la Sabana.* Bogotá: Panamericana.
- Mattheus, D., Owens, M. y Bader, A. (1998). Characteristics and origins of metalimnetic dissolved oxygen minima in a eutrophic reservoir. *Journal of lakes and reservoir management Society.* 14 (2-3), 332-343.
- Melbak, J. (2005). Floodplain lakes and reservoirs in tropical and subtropical south America: Limnology and human impact In: O'Sullivan, P.E., Reynolds, C.S (Eds), *The lakes lakes handbook 2. Limnology and Limnetic Ecology.* Oxford. Blackwell Science Ltd. 245 - 246 pp.
- Mendiguchía, C. (2005). *Utilización de ultratrazas de metales pesados como trazadores de los efectos antropogénicos producidos en ecosistemas acuáticos (Tesis doctoral).* Universidad de Cádiz. Recuperada

de <http://minerva.uca.es/publicaciones/asp/docs/tesis/mendiguchia.pdf>

Moalla, S. M., Awadallah, R.M., Rashed, M.N., Soltan, M.T., (1998). Distribution and chemical fractionation of some heavy metals in bottom sediments of Lake Nasser. *Hydrobiología*. 364, 31-40.

Mora, P. (2001). Comparación de la morfología funcional del fitoplancton y su relación con factores físicos y químicos en el primer periodo del 2007 y 2011, en el tercio alto del humedal Juan Amarillo. Tesis de pregrado inédita. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá. Colombia.

Moore, P. D. (2008). *Wetlands: Rev ed.* New York: Facts on file.

Murray, K. (1996). Statistical comparisons of heavy metal concentrations in river sediments. *Environmental Geology* 27, 54-58.

Neiff, J. (1999). El régimen de los pulsos en ríos y grandes humedales de Sudamérica. In: Marlvárez, A.I. Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica. Universidad de Buenos Aires.

Olivero, J. y Johnson, B. (2002). El lado gris de la minería del oro: La contaminación con mercurio en el norte de Colombia. Universidad de Cartagena. Recuperado de http://www.reactivos.com/images/LIBRO_MERCURIO_-_Olivero-Johnson-Colombia.pdf

Osame, M., y Takizawa, Y. (2001). A brief introduction to Minamata diseases. En: Understanding of Minamata diseases. Methylmercury and poisoning in Minamata and Niigata (Takizawa Y. y Osame M. Eds.) Japan: Japan Public Health Association.

Páez, M. (2005). Análisis de la dinámica de los paisajes del Humedal Tibabuyes. Tesis de maestría inédita. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.

Paeres, A. (2005). Dinámica espacio-temporal de la producción primaria fitoplanctónica y sedimentación total del humedal Juan Amarillo. Tesis de pregrado inédita. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.

Pedraza, E. (2005). Cambios temporales en la comunidad fitoplanctónica del humedal Juan Amarillo. Tesis de pregrado inédita. Pontificia Universidad Javeriana. Bogotá, Colombia.

PNUMA. (2005). Evaluación mundial sobre mercurio. Recuperado de <http://www.chem.unep.ch/mercury/GMA%20in%20F%20and%20S/final-assessment-report-Nov05-Spanish.pdf>

Pinho, A., Guimaraes J., Martins, A., Costa, P., Olavo, G., Valentin, J. (2002). Total mercury in muscle tissue of five shark species from Brazilian offshore waters: Effects of the feeding habit, sex and length. *Environ. Res. Section A*, 89:250-258.

Prusty, B.A.K. (2008). Role of detritus in trace metal dynamics of a wetland system: A case study of Keoladeo National Park, Bharatpur. Report to Council of Scientific and Industrial Research, New Delhi, India.

RAMSAR. (2010) The RAMSAR Convention on Wetlands. Recuperado de http://www.ramsar.org/cda/es/ramsar-home/main/ramsar/1_4000_2_

Resolución No 2115. Junio 2007. Sobre características, instrumentos básicos y frecuencias del sistema de control y vigilancia para la calidad del agua para consumo humano. Ministerio de la Protección social. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial.

Rivera R., Zapata A., Valderrama L., Paez V., Baron C., Garcia R., Vélez F., y Rondón D. (2008). Evaluación de alternativas para el control de floraciones algales en el humedal Juan Amarillo En: Barrera-Castaño, J.I., M Aguilar-Garavito y D.C: Rondón-Camacho (eds). Experiencias de restauración ecológica en Colombia. Pontificia Universidad Javeriana, Bogotá, D.C. Colombia.

Roldán, G. y Ramírez, J. (2008). Fundamentos de Limnología Neotropical. 2da Ed. Medellín, Colombia: Editorial Universidad de Antioquia. Colección Ciencia y Tecnología.

Roulet, M., y Maury-Brachet, R. 2001. Le mercure dans les organismes aquatiques amazoniens. 203-207 p. En: Le mercure en Amazonie. (Carmouze J. P., Lucotte M. y Boudou A., Eds.) Institut de Recherche pour le Développement (IRD).

Sheffer, M. (2004). Ecology of shallow lakes. Norwell, USA: Chapman y Hall.

Scheren, P.A.G.M.; Kreze, C.; Janssen, F.J.J.C.; Hordijk, L. y Ptasiński, K.J. (2004) Integrated water pollution assessment of the Ebrié Lagoon, Ivory Coast, West Africa. *Journal of Marine Systems* 44, 1-17.

Vásquez, C., Ariza, A. y Pinilla, G. (2004). Estado trófico de diez humedales del altiplano cundiboyacense. *Universitas Scientiarum. Revista de la Facultad de Ciencias*, 11(2):61-75.

Vásquez, C.I. (2004). Tratamiento de los residuos líquidos del área de tinturados en flores de exportación con *Eichhornia crassipes* (Buchón de Agua). *Revista Lasallista de Investigación* 1(2) 23-27.

Wetzel, R. y Likens, E. (2000). *Limnological Analyses*. 2nd edition. New York: Springer- Verlag.

Wetzel, R (2001). *Limnology, lake and river ecosystems*. 3rd edition. Barcelona, España: Academic Press.

Zapata, A., Paez V., Pedraza E., y Rivera C., (2009). Factors controlling continual cyanobacterial blooms in a tropical urban wetland. *Verh. Internat. Verein. Limnol*, 30(5), 813-816.