

EFFECTOS DEL EMBALSAMIENTO DE LAS LAGUNAS DE MOGOTES Y LORETO SOBRE LAS POBLACIONES DE TRUCHAS Y LAS COMUNIDADES DE MACRÓFITAS EN EL SECTOR DE PAPALLACTA, ECUADOR

Esteban TERNEUS¹ y Danilo BUÑAY²

hterneus@internacional.edu.ec

¹ Universidad Internacional del Ecuador, Escuela de Biología Aplicada.

² Fundación para la Conservación e Investigación de Ecosistemas Acuáticos.

Manuscrito recibido el 15 de octubre de 2013. Aceptado, tras revisión, el 20 de diciembre de 2013.

Resumen

Uno de los aspectos de mayor importancia para garantizar la calidad y el suministro de agua para la ciudad de Quito, es implementar un programa de monitoreo que permita evaluar la salud ecológica de los cuerpos de agua utilizando bioindicadores. El presente es un estudio para determinar el efecto del embalsamiento de las principales fuentes de agua primarias sobre las poblaciones de truchas y comunidades de macrófitas, en dos lagunas alto andinas del Parque Nacional Cayambe-Coca (Ecuador), considerando como muestra control a otra laguna del sector que no está embalsada. Se realizaron muestreos de captura de peces por unidad de tiempo, utilizando caña de pesca convencional. Se midieron aspectos relacionados a la morfología de los animales, composición de la dieta alimenticia y evaluación de la composición florística de las macrófitas. Los resultados mostraron que el embalsamiento afectó significativamente la condición morfométrica de las truchas y a las comunidades de plantas

acuáticas que habitan en estos ecosistemas. Para mitigar los efectos adversos de los embalses, se sugiere desplegar esfuerzos en el manejo adecuado del sistema de escotillas, para regular adecuadamente los niveles de agua en cada uno de ellos, permitiendo el establecimiento de las comunidades de plantas acuáticas y por consiguiente promoviendo la oferta alimenticia requerida para mejorar tanto la condición morfométrica de las truchas, como la calidad de agua de los embalses.

Palabras Clave: calidad de agua, embalse, lagunas andinas, macroinvertebrados, plantas acuáticas, truchas.

Abstract

One of the most important procedure to improve and guaranty the water supply requirements of Quito is implementing a monitoring program for the assessment of water quality throughout bioindicators. A study of dam effects of primary springs over the trout population was carried out in three of the main high Andes lakes located in the Cayambe-Coca National Park in Ecuador. Samples of fish were taken per unit of time through to the conventional fishing methods. Morphology features of fishes anatomy were measured as well as the composition of their diet and health assessment of aquatic plants which are living in those ecosystems, as part of the food supplies for fish. We conclude that an adequate management of hatch system which controls the water level in each dam, enabling the establishment of aquatic plants communities, consequently improving the food supply required for the health maintenance of trout population and the quality of reservoir water.

Keywords: water quality, dams, Andean lakes, macro invertebrates, aquatic plants, trouts.

1. INTRODUCCIÓN

En América Latina la construcción de represas con propósitos hidroeléctricos data de los años treinta (Mermel, 1989). En un reporte de la Organización de Naciones Unidas (1980) sobre el agua y el medio ambiente en América Latina, se caracterizan cerca de 140 represas con una capacidad superior a los cien millones de metros cúbicos cada una.

Los efectos que la construcción de represas produce son: trastornos a los sistemas ecológicos naturales, los mismos que se ven afectados en la composición y estructura de su biota en general (Roldán, 1992; Joanna *et al.*, 2003). Cambios drásticos en los ecosistemas circundantes por el incremento del área de inundación y cambios en la calidad del agua por efectos de estratificación y acumulación de nutrientes, entre otros (Jeffries y Mills, 1990). La transformación de ambientes lóticos (ríos) a lénticos (lagunas) producto del represamiento del agua provoca problemas de adaptación de algunas especies (componentes del Necton, especialmente) generando nichos vacíos, restándole funcionalidad al ecosistema en términos de flujo de energía (Márquez y Guillot, 2001) Estudios realizados en Canadá demuestran el efecto de los represamientos, especialmente como barreras geográficas en el desplazamiento de algunas especies de peces como el salmón y las truchas, evitando así el acceso a sitios de desove e intercambio genético (Ebel, 1985; Lukas *et al.*, 2001).

Una situación similar está ocurriendo con las poblaciones de truchas y plantas acuáticas en los sistemas lacustres de Ecuador, razón por la cual urge una mayor atención por parte del estado y de los actores involucrados en el manejo adecuado de estos ecosistemas tan importantes para mantener un equilibrio ecológico y garantizar la calidad y disponibilidad del recurso hídrico.

En Ecuador, la construcción de represas se utiliza básicamente para generar energía eléctrica, y para dotar de agua para consumo humano a las grandes poblaciones (Buytaert *et al.*, 2006). Las primeras tienen su mayor campo de acción en áreas de altitud inferior a los 2000 msnm, mientras que las segundas se focalizan en las zonas altas de la cordillera de los Andes sobre los 3000 msnm, debido a la pureza y disponibilidad de sus aguas (Terneus, 2002).

Por su ubicación geográfica, Quito recibe la mayoría de sus requerimientos de agua de los sistemas lacustres de Papallacta y de las zonas aledañas al volcán Antisana. En el presente estudio se analiza el efecto del represamiento sobre las poblaciones de truchas y plantas acuáticas en las lagunas de Mogotes y Loreto en el sector de Papallacta. Se tomó como muestra control la laguna San Cristóbal, que es una de las pocas lagunas dentro del sistema Papallacta que aún no ha sido represada y que cuenta con la mayor diversidad de plantas acuáticas registrada dentro del sistema lacustre en mención (Terneus, 2002). La selección de este grupo de lagunas se la realizó considerando su importancia en el aprovisionamiento de agua al formar parte del sistema de captación de agua potable para la ciudad de Quito. Se consideró también la importancia de estos cuerpos de agua al formar parte de un área protegida y sitio RAMSAR para el Ecuador, y de trascendencia internacional como refugio de aves acuáticas migratorias (Briones *et al.*, 2006).

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. AREA DE ESTUDIO

El área de estudio pertenece al sistema lacustre que forma parte del Parque Nacional Cayambe-Coca, que incluye a las lagunas de San Cristóbal, Loreto y Mogotes (Tabla 1). La primera laguna fue tomada como muestra control por no presentar ningún tipo de infraestructura,

represamiento o cualquier otro tipo de intervención antrópica en su espejo de agua y mantener una considerable riqueza de plantas acuáticas (12 especies) y una de las mejores poblaciones de truchas en cuanto a tamaño y calidad de su carne (Terneus, 2002). La zonas mencionadas forman parte de la Bioreserva del Cóndor, que hoy en día es una zona de gran interés para algunos organismos internacionales de conservación, la misma que ha sido catalogada como una gran fábrica de agua, que bajo un buen manejo limnológico e ictiológico garantizaría la disponibilidad del recurso para las zonas pobladas de Quito (Tacoamán y Lasso, 2005).

Tabla 1. Características abióticas de las lagunas muestreadas en el Parque Nacional Cayambe-Coca, Sector Papallacta.

Lagunas	Mogotes	Loreto	San Cristóbal
Características			
Ubicación geográfica	00° 17' 22" S. 78° 09' 17" W.	00° 17' 34" S. 78° 09' 12" W.	00° 18' 52" S. 78° 10' 08" W.
Altitud (msnm)	3975	3700	3800
pH	5,5	5,5	5,5
Conductividad (μS)	82,7	268,0	59,8
Pb (mg/l)	0,081	0,098	0,086
SO ₄ (mg/l)	0,654	1,810	1,900
Tipo de suelo	Orgánico	Orgánico	Orgánico

NOTA: Las lagunas de Mogotes y Loreto son represadas y San Cristóbal conserva su estado natural.

Estas lagunas son de origen glaciar y también pertenecen al Complejo de Humedales Ñucanchi-Turupamba declarado como sitio RAMSAR para Ecuador (Briones *et al.*, 2006), sus aguas provienen de la alimentación de riachuelos que nacen de lagunas interconectadas y de los deshielos de montañas cercanas como la de Peñas Blancas (Terneus, 2002). Sus aguas son cristalinas y existe una gran cobertura de vegetación acuática

alrededor de la zona litoral, dominada principalmente por poblaciones de *Myriophyllum quitense* Kunth, *Elatine ecuadoriensis* Molau, *Crassula venezuelensis* (Steud.) M. Bywater y Wickens y algunas especies de *Isoetes*. La vegetación terrestre circundante está dominada por pajonal de los géneros: *Calamagrostis*, *Agrostis* y *Festuca*. Otras especies de los géneros *Neurolepis* y *Chusquea* también se encuentran presentes en el lugar. En los bosques aledaños a las lagunas existen parches de vegetación arbórea dominadas por *Polylepis*, *Columelia*, *Gynoxis*, *Hesperomeles* y *Escalonia* como los géneros más representativos y que aportan significativamente como elementos constitutivos del ciclo hidrológico de la zona.

El clima en la zona de estudio está influenciado por los regímenes climáticos de la cordillera Oriental (CDC, 1997). La precipitación dentro del sistema oscila entre los 1000 y 1500 mm anuales. La humedad relativa es del 98 % y la temperatura media ambiental es de 6,4 °C, con un mínimo de 2 °C y una máxima de 13 °C según datos del INAMHI (2000-2010).

Existen dos estaciones bien marcadas, la época seca que va de noviembre a febrero y la época lluviosa que empieza en junio y culmina en septiembre. El resto de meses son variables e impredecibles (Terneus, 2002).

Los embalses de Loreto y Mogotes: Loreto y Mogotes son lagunas permanentes de agua dulce, de origen glaciar que se formaron durante el período de deshielo hace aproximadamente 10000 años, a finales del Pleistoceno e inicios del Holoceno; fueron intervenidas hace varias décadas por el ser humano para satisfacer la demanda del recurso hídrico de la ciudad de Quito. Por esta condición, las lagunas mencionadas son objeto de control de actividades de pesca, lo que las hace comparables en términos de niveles de intervención antrópica.

El embalse de Loreto, se encuentra ubicado a una altitud aproximada de 3750 msnm, y la superficie de su espejo natural es de 0,5 km². La laguna de Loreto fue intervenida por el consorcio internacional HCJB Global para ser utilizado como reservorio de agua para fines de generación hidroeléctrica en 1971, y ampliada en el año 1998, con una altura final de la presa de 10,3 m. sobre el drenaje natural, pudiendo actualmente almacenar cerca de cuatro millones de metros cúbicos de agua durante la época seca (HCJB Global, 2007).

El embalse de Mogotes se encuentra ubicado a una altitud aproximada de 3950 msnm, y la superficie de su espejo natural es de 0,4 km², no obstante por el embalsamiento, éste duplicará su área. La laguna de Mogotes fue intervenida por la Empresa Municipal de Agua Potable de Quito (EMAAP-Q) como fuente importante de agua para abastecimiento público y al mismo tiempo como reservorio de agua para la regulación de caudales.

Mogotes tuvo un embalsamiento inicial de siete metros de alto debido a la construcción de una presa sobre el drenaje natural. Durante el primer trimestre de 2007 se iniciaron los trabajos de construcción del recrecimiento y automatización del dique Mogotes, ubicado en el antiguo lecho del desaguadero natural de la laguna, incrementando su altura total a 12 m.

En el mes de diciembre de 2007 la ampliación de la obra concluyó, iniciándose el proceso de llenado del embalse y cierre de escotillas, con lo cual el área de inundación y del espejo de agua de la laguna se incrementó considerablemente, alcanzando en junio de 2008 su cota máxima.

Esta intervención ha provocado un proceso de descomposición de materia orgánica proveniente del material vegetal circundante a la laguna, y que fue inundado por el represamiento. Efecto que se evalúa en este estudio utilizando a las poblaciones de truchas y de plantas acuáticas como indicadores de alteración de hábitat.

2.2. PROTOCOLO DE INVESTIGACIÓN

El estudio se inició en febrero de 1997 y se presenta información hasta julio de 2012. Las lagunas de Mogotes y Loreto fueron muestreadas durante 17 ocasiones respectivamente, mientras que San Cristóbal únicamente cuatro veces por limitaciones de acceso.

Al inicio se monitoreó a lo largo de todo el contorno de las lagunas, luego se identificaron aquellos sitios donde se capturó el mayor número de truchas, para seleccionar puntos de importancia para ser conservados como zonas intangibles de riqueza ictiofaunística. El sistema utilizado fue el de pesca deportiva con señuelo desde una embarcación. Los períodos de pesca se iniciaron en las primeras horas de la mañana (06h00 – 10h00) y las últimas de la tarde (14h00 – 18h00), durante dos días consecutivos y con la participación de los mismos pescadores (cuatro individuos) cada vez. Se consideró también la estacionalidad para distribuir el número de visitas por cada laguna, como un factor que podría incidir en las probabilidades de éxito de captura.

El muestreo consistió en registrar el mayor número de truchas capturadas por unidad de tiempo durante un período de ocho horas diarias. Esta condición estuvo determinada por la frecuencia y el número de truchas capturadas por unidad de tiempo en cada sector y por la composición de la flora acuática local. Posteriormente, se recopilaron datos referentes a la talla de cada espécimen capturado y se realizó una diferenciación sexual para evaluar la proporción de machos y hembras en la población. Se realizó una evaluación cualitativa de la coloración, sabor y textura de la carne de los animales capturados, a través de degustaciones. Adicionalmente se realizaron análisis estomacales en laboratorio, para determinar las preferencias alimenticias de las truchas en cada laguna y cómo podría influir la disponibilidad de alimento en el crecimiento y textura de la carne de los peces.

También se realizó un análisis de la vegetación acuática circundante, para lo cual, se colectaron muestras de vegetación aleatoriamente en distintos sitios del perímetro de las lagunas, para su posterior análisis taxonómico en el herbario de la Universidad Católica de Quito (QCA).

Como resultado de los análisis estomacales se obtuvo una apreciación general del tipo de dieta de las truchas y, por tanto, la caracterización de los elementos de la cadena trófica que intervienen en la dinámica natural de estos ecosistemas acuáticos.

Las colecciones de macroinvertebrados encontrados en el interior de los estómagos de los peces fueron identificados con la ayuda de claves taxonómicas (Roldán, 1996; Domínguez y Fernández, 2009), con la intención de determinar cualitativamente la composición de la dieta alimenticia de las truchas. Las colecciones reposan en el Laboratorio de Ciencias Biológicas de la Universidad Internacional del Ecuador.

2.3. ANÁLISIS DE LA INFORMACIÓN

Para el análisis estadístico de los datos, se aplicó el Análisis de Varianza No Paramétrico de KRUSKAL-WALLIS, para muestras independientes y basado en rangos (Kent y Coker, 1992). Su aplicación sirvió para establecer si las diferencias entre tratamientos (lagunas) son significativas o no.

Las variables analizadas fueron el número de las truchas registrado por laguna, el tamaño de las mismas y el tiempo de captura. De esta manera, se buscó determinar si el estado y la estructura de la población de truchas se mantiene o cambia en relación con las actividades de intervención antrópica.

Complementariamente se realizó un análisis de frecuencias para establecer los patrones de presencia entre machos y hembras en relación a la abundancia total de truchas capturadas. Esta prueba se fundamenta en análisis de correlaciones entre el número de truchas macho o hembras capturadas, en relación a la abundancia total de captura.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. ESTRUCTURA DE LA POBLACIÓN DE TRUCHAS

Los resultados muestran que en el transcurso de estos 14 años de monitoreo, se evidencia un deterioro significativo de las poblaciones de truchas en las lagunas represadas, sobre todo en relación a su tamaño, condiciones morfológicas y coloración, sabor y textura de su carne, lo cual guarda estrecha relación con la dieta alimentaria disponible y las condiciones de salud físico-química del agua.

Por otro lado, la población de truchas en San Cristóbal (laguna control) se mantiene estable y siempre los individuos capturados son de mayor tamaño y mejor calidad, en cuanto a textura, sabor y coloración de su carne, que las de Mogotes y Loreto, con una ligera variación en el número de truchas capturadas por muestreo, pero siempre en menor densidad poblacional que en las lagunas represadas. Los rangos de variación en la longitud de los individuos capturados fueron de 27,9-34,8 cm durante los años de muestreo en San Cristóbal (Tabla 2).

Tabla 2. Registro del número de truchas capturadas durante los muestreos realizados desde abril de 1997 hasta enero de 2010 en la laguna de San Cristóbal (muestra control).

Fecha Muestreo	N° de Truchas capturadas	Machos	Hembras	Tamaño promedio (cm)
1997 abr 12	25	4	21	29,9
1998 mar 28	18	6	12	27,9
2002 oct 09	18	6	12	34,8
2010 ene 21	13	0	13	28,7
Total	74	16	58	30,3

A pesar de que el número de truchas capturadas por muestreo en las lagunas represadas no muestra diferencias significativas entre momentos de muestreo (campañas), si se registró un patrón de reducción gradual en el tamaño de los individuos, con el pasar del tiempo (Tablas 3 y 4).

Este patrón es notorio en estas lagunas, que por su condición, originan procesos intensos de descomposición de materia orgánica, evidenciados por la presencia de algas verdes en el perímetro de sus orillas por efectos del represamiento, con la consiguiente reducción de la oferta alimenticia convencional (zooplancton y macroinvertebrados) y que por períodos prolongados ha sido reemplazada por otro tipo de fuente alimenticia (fitoplancton), poco atractiva para la trucha, pero -en estas condiciones- de vital importancia para su subsistencia.

Tabla 3. Registro del número de truchas capturadas durante los muestreos realizados desde abril 1999 hasta abril 2012 en la Laguna de Mogotes (represada)

Fecha	N° de Truchas	Machos	Hembras	Tamaño promedio (cm)
1999 abr 09	34	6	28	30,3
1999 dic 19	22	3	19	23,1
2001 feb 20	66	6	12	22,8
2007 jul 04	129	16	113	24,3
2007 nov 25	42	4	38	23,0
2008 abr 15	20	12	8	25,5
2008 jul 11	59	16	43	24,6
2008 oct 23	61	11	50	24,8
2009 ago 08	97	13	84	24,2
2010 abr 25	43	5	38	27,3
2010 jul 30	69	3	64	24,3
2011 mar 01	40	5	35	25,5
2012 abr 10	65	6	59	24,8
Total	747	106	591	24,9

Se puede apreciar claramente que en el primer muestreo de 1999 realizado en Mogotes, el tamaño promedio de las truchas fue el más alto registrado (30,3 cm) considerando todos los muestreos subsiguientes, llegando a 2012 a un tamaño promedio de 24,8 cm.

Igualmente, la Laguna de Loreto registró en 2009 el mayor tamaño de truchas capturadas (26,2 cm) y posteriormente, hacia 2012, un tamaño promedio menor (20,3 cm) (Tabla 4).

Tabla 4. Registro del número de truchas capturadas durante los muestreos realizados desde mayo 2007 hasta julio 2012 en la Laguna de Loreto (represada)

Fecha	N° de Truchas	Machos	Hembras	Tamaño promedio (cm)
2007 may 26	30	3	27	22,6
2007 oct 10	27	2	25	26,0
2007 dic 30	8	1	7	25,8
2008 dic 14	17	2	15	23,8
2009 nov 15	14	2	12	26,2
2010 may 27	35	5	30	24,0
2010 ago 22	34	1	33	23,9
2011 ago 07	15	2	13	23,6
2012 jul 22	6	3	3	20,3
Total	180	18	162	24,0

La prueba de Kruskal-Wallis determinó que si existen diferencias significativas entre el tamaño de las truchas capturadas al inicio de los represamientos, con aquellas capturadas al final del proceso de descomposición de materia orgánica ($H= 3,14$; $p= 0,02$; $gl= 2$): hubo una disminución gradual confirmada en el tamaño de los peces. Por otro lado, las diferencias en el número de truchas capturadas entre los muestreos no fueron significativas ($H= 5,43$; $p= 0,06$; $gl= 2$).

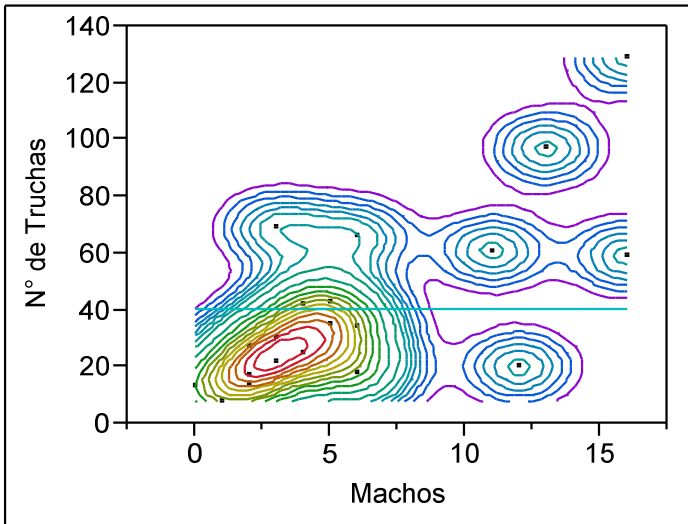
El análisis de la presencia de machos y hembras, con relación al número total de truchas capturadas, determinó que la proporción de hembras es mayor a la de machos (Figuras 1 y 2)

El análisis nos indica que existe una menor correlación (0,71) entre el número de machos capturados y el número total de truchas capturadas;

de igual forma, la prueba no paramétrica de densidad de machos indica un índice bajo (1,44) en relación al total de truchas capturadas (Figura 1).

En definitiva se puede observar que la frecuencia de captura de machos es significativamente menor que la de las hembras.

Figura 1. Análisis Bivariado de frecuencias entre el número total de truchas capturadas vs. machos capturados



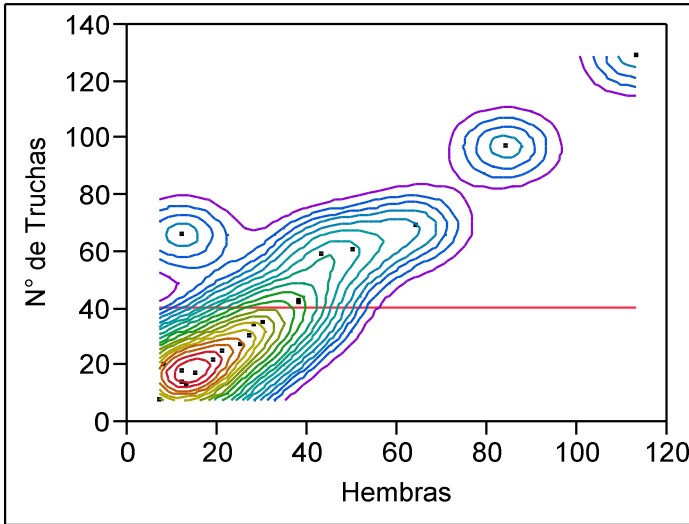
Variable	Media	Desviación Estándar	Coefficiente de Correlación
No. de Machos	6,0	4,77	0.71
N° de Truchas	40,33	30,58	

Coefficiente de densidad bivariada no paramétrica

Variable	Kernel Std
Machos	1,44
N° de Truchas	9,21

En el caso de la frecuencia de captura de hembras es mucho más alta. Existe una correlación de 0,93, por lo que su índice de densidad (8,1) nos indica que existen mucho más hembras en proporción a los machos, lo que ha permitido una constante reposición de individuos en las dos lagunas muestreadas (Figura 2).

Figura 2. Análisis Bivariado de frecuencias entre el número total de truchas capturadas vs. hembras capturadas



Variable	Media	Desviación estándar	Coefficiente de correlación
No. de Hembras	31,95	27,06	0,93
N° de Truchas	40,33	30,58	

Densidad bivariada no paramétrica

Variable	Kernel Std
Hembras	8,14
N° de Truchas	9.21

3.2. PLANTAS ACUÁTICAS EN LAS LAGUNAS MUESTREADAS

Al inicio de la investigación se registró un total de 16 especies de plantas acuáticas, de las cuales, 12 se encontraron en San Cristóbal, seis en Mogotes y seis en Loreto. *Callitriche heterophylla* Pursh. y *Myriophyllum quitense* Kunth se encontraron en las tres lagunas de estudio (Tabla 5).

Tabla 5. Plantas acuáticas y formas de vida registradas en las lagunas de San Cristóbal, Mogotes y Loreto

Familia	Nombre Científico	Forma de Vida	San		
			Cristóbal	Mogotes	Loreto
Apiaceae	<i>Lilaeopsis schaffneriana</i>	Enraizada flotante	x	x	
Asteraceae	<i>Cotula mexicana</i>	Enraizada			
		Sumergida	x		
Brassicaceae	<i>Rorippa nasturtium-aquaticum</i>	Enraizada flotante	x		
Callitrichaceae	<i>Callitriche heterophylla</i>	Enraizada flotante	x	x	x
Crassulaceae	<i>Crassula venezuelensis</i>	Sumergida			
		Prostrada	x	x	
Cyperaceae	<i>Isolepis inundata</i>	Enraizada flotante	x		
Elatinaceae	<i>Elatine ecuadoriensis</i>	Sumergida			
		prostrada	x		
Haloragidaceae	<i>Myriophyllum quitense</i>	Enraizada			
		Sumergida	x	x	x
Hydrocharitaceae	<i>Elodea potamogeton</i>	Enraizada sumergida			x
Isoetaceae	<i>Isoetes andina</i>	Enraizada			
		Sumergida	x	x	
Juncaceae	<i>Juncus stipulatus</i>	Enraizada flotante		x	
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton paramoanus</i>	Enraizada			
		Sumergida	x		
Potamogetonaceae	<i>Potamogeton striatus</i>	Enraizada sumergida			x
Ranunculaceae	<i>Ranunculus flagelliformis</i>	Enraizada flotante	x		
Ranunculaceae	<i>Ranunculus limoselloides</i>	Enraizada flotante	x		x
Scrophulariaceae	<i>Bacopa monniera</i>	Enraizada flotante			x

En los muestreos finales se pudo observar que la mayoría de poblaciones de plantas acuáticas han sufrido cambios en su estructura poblacional: en la mayoría de casos han desaparecido casi por completo, al no evidenciar su presencia ni siquiera en los sitios observados al inicio de la investigación.

3.3. CONTENIDO ESTOMACAL EN LAS TRUCHAS

Se determinó la presencia de un total de 11 familias de macroinvertebrados acuáticos, de las cuales 9 se registraron en San Cristóbal, 6 en Mogotes y 10 en Loreto. Se determinó que las truchas de San Cristóbal y Loreto consumen en su mayoría macroinvertebrados del grupo de los Gammaridae (Amphipoda), mientras que las truchas de Mogotes consumen preferentemente Chironomidae (Diptera) y Caratopogonidae (Diptera) (Tabla 6). Se registró también una cantidad representativa de algas verdes Clorofíceas en las truchas de las dos lagunas represadas (Mogotes y Loreto), sobre todo en aquellas épocas en las que el espejo de agua permanecía bajo y por consiguiente la oferta alimenticia limitada.

Tabla 6. Macroinvertebrados acuáticos consumidos por las truchas de San Cristóbal, Mogotes y Loreto

Orden	Familia	San Cristóbal	Mogotes	Loreto
Diptera	Chironomidae	x	x	x
Diptera	Ceratopogonidae	x	x	x
Odonata	Zigoptera		x	x
Plecoptera	Perlidae	x		x
Ephemeroptera	Baetidae	x	x	
Ephemeroptera	Oligoneuridae	x		x
Coleoptera	Ptilodactylidae	x		x

Tabla 6. (Continuación)

Orden	Familia	San Cristóbal	Mogotes	Loreto
Trichoptera	Leptoceridae		x	x
Trichoptera	Hydrobiosidae	x		x
Amphipoda	Gammaridae	x	x	x
Bivalvia	Hyriidae	x		x

En los muestreos finales se observó una reducción en la abundancia de los macroinvertebrados consumidos por las truchas de las tres lagunas de estudio, así como también no hubo nuevos registros de consumo de Zigoptera (Odonata).

3.4. DISCUSIÓN

Los resultados del presente estudio muestran que los ecosistemas represados han sufrido deterioros paulatinos de su salud y/o calidad ambiental, provocados principalmente por la permanente variación de nivel de agua que sufren estas lagunas, por el inadecuado manejo de escotillas para regular el flujo del agua que va hacia la ciudad de Quito y sus alrededores (Terneus *et al.*, 2008).

Esta situación altera la biocenosis de la zona litoral ya que impone condiciones restrictivas al actuar como mecanismo regresivo de las sucesiones (Márquez y Guillot, 2001). Es así que entre otros elementos, no permite el establecimiento de las comunidades de plantas acuáticas en la zona litoral de las lagunas, y por consiguiente, el suministro de recursos alimenticios hacia el ecosistema acuático es limitado, situación que se pone en evidencia al encontrar en el interior de los estómagos de las truchas, restos de algas verdes, en su gran mayoría, y hasta vestigios de material leñoso, como ejemplo de material alóctono existente en la zona

litoral de la laguna, originados en los procesos de descomposición de la materia orgánica vegetal circundante al perímetro de estos cuerpos de agua.

Este escenario pone de manifiesto que la trucha no presenta hábitos únicamente carnívoros como lo afirman algunos autores (Arenas, 1978 y Hunt, 1965), sino más bien es una especie de hábitos generalistas, como en efecto lo señala Palma *et al.* (2002) en zonas de baja intervención antrópica. Los niveles de intervención, en el caso de las lagunas de Loreto y Mogotes por la construcción de represas, han obligado a la trucha a adaptarse a las condiciones extremas del medio para su supervivencia. Estas condiciones adversas quizá tengan repercusión en la estructura morfológica de las truchas (contextura de tejido muscular y tamaño), tomando en cuenta los cambios en las condiciones biofísicas del medio, situación que genera distintos ecotipos en los cuerpos de agua, como consecuencia de la intervención antrópica (Keeley *et al.*, 2005).

Los registros de mayor longitud de los individuos en los primeros años de muestreo y luego de la segunda fase de represamiento en la laguna de Mogotes, probablemente se deban a que la oferta de alimento (lombrices y gusanos principalmente) proveniente de fuentes exógenas al ecosistema natural y estimuladas por la descomposición del pajonal circundante, fue mayor, por lo que las truchas presentaron un patrón de crecimiento también mayor al registrado en muestreos posteriores, al contar con un mayor aporte de proteína animal, lo que estimula la formación de tejido muscular en las truchas (Oscóz *et al.*, 2000), reflejada en su mayor crecimiento.

La menor variabilidad en las tallas de truchas capturadas en Loreto podría deberse a que la fluctuación de los niveles de agua en esta laguna están definidos únicamente por el efecto que produce el manejo de escotillas, más no a procesos de incremento de espejo de agua por extensión de la represa, como sucedió en Mogotes. En este caso no existe aporte significativo de recursos alimenticios provenientes de material exógeno al

ecosistema (descomposición del pajonal circundante), sino una alteración permanente de los niveles de agua, lo que no permite una estabilidad en la dinámica de la oferta de alimento, representada en los macroinvertebrados (Rowan, 1996) (Tabla 6).

También se pone en evidencia, que la población de truchas al no contar con la suficiente oferta alimenticia de origen zooplanctónico (cladóceros, rotíferos y copépodos), tiene que recurrir a recursos alimenticios alternativos de origen vegetal como clorófitas filamentosas que toleran inmersiones y emersiones más o menos prolongadas y frecuentes, transformándolas en especies dominantes en la zona litoral (Castañeda y Barrera, 1996), los mismos que no le proporcionan los elementos nutritivos que las truchas requieren para un adecuado crecimiento. Situación que se reflejó en la significativa reducción de los tamaños de las truchas capturadas, principalmente en las épocas en las que la descomposición de materia orgánica y el aporte de material alóctono fueron casi nulos. De igual forma, la textura y coloración de la carne de las truchas cambiaron de rosado salmonado a blanco, manifiesto que se produce por la falta de compuestos carotenoides que las truchas absorben desde el zooplancton ingerido (Mehmet *et al.*, 2009).

En algunos episodios de variación de nivel de agua, la predominancia de dípteros (principalmente chironómidos) en los estómagos de las truchas de Mogotes, y Loreto son un indicador que confirma la elevada concentración de carga orgánica existente en la laguna (Márquez y Guillot, 2001), lo que ha provocado la proliferación de este grupo bioindicador en grandes abundancias y por consiguiente se ha transformado en el recurso alimenticio alternativo para las truchas, al igual que las algas Clorofíceas, mismas que también son consideradas bioindicadores de medios acuáticos con elevada carga orgánica y que en algún momento podrían constituirse en una potencial amenaza para el resto de la biota, ya que sus excesivas abundancias podrían causar anoxia nocturna provocando una mortalidad masiva de peces (Skulberg *et al.*, 1984), agudizando aún más la

carga orgánica del embalse con la consecuente contaminación del agua que es canalizada hacia la ciudad de Quito.

En cuanto a la proporción de machos y hembras, la situación refleja que el sistema mantiene un ciclo de reproducción adecuado, con un aporte permanente de alevines a las lagunas de estudio y una tasa de natalidad permanente de truchas en estas lagunas, lo que permite una renovación continua de la ictiofauna. Cuando la proporción de hembras es mayor que la de los machos, es signo de una equilibrada dinámica de control poblacional que asegura la permanencia de la especie en el tiempo y espacio (Planqué *et al.*, 2009). Otro factor que podría influir es que en estas lagunas la trucha es la única especie íctica de la zona, situación que aumenta la eficiencia reproductiva de la misma (Planqué *et al.*, 2009; Swain y Morin, 1996).

A pesar de los episodios de intensa variación hidrológica, estos ecosistemas aún poseen aguas cristalinas y mesotróficas, ya que tienen la capacidad de autodepurarse por estar dentro de un medio natural muy poco intervenido y sin fuentes de contaminación aledañas. Sin embargo, la condición trófica de estas aguas está condicionada al manejo de los niveles de agua existentes en las represas, ya que si no se la realiza con criterios técnicos, como se lo ha propuesto por Terneus *et al.* (2008), ésto podría ocasionar a futuro un desbalance en la dinámica ecológica de estos ecosistemas, provocando la muerte masiva de las poblaciones de truchas existentes en estos ambientes, por exceso de carga orgánica y una disminución drástica de la concentración de oxígeno requerida por las truchas para su subsistencia, escenario que además pondría en riesgo la salud del ecosistema y de los usuarios del agua.

Las lagunas objeto de estudio deben ser protegidas al máximo ya que constituyen una fuente de riqueza florística e ictiofaunística invaluable. Si tomamos en cuenta la diversidad de macrófitas que en ellas se encuentran, podemos clasificarlas dentro de lagunas de alta diversidad vegetal, según los registros de macrófitas identificados para las zonas alto-

andinas, contrastado con lagunas oligotróficas en las que se puede encontrar entre tres o cuatro especies de plantas acuáticas, como lo demuestran las lagunas del sur del país en Loja (Terneus, 2002).

Dentro de la vegetación acuática, existen especies de macrófitas que podrían ser consideradas como indicadoras de la calidad del agua y del ecosistema en general. Es el caso de algunas especies de *Isoetes* y otras especies como *Crassula* y *Elatine*, las mismas que son muy sensibles a cambios físico-químicos del agua y cuya distribución se encuentra restringida únicamente a ambientes acuáticos de páramo andino (Terneus, 2002).

Al conservar las especies de plantas acuáticas en su estado natural, se está protegiendo un sinnúmero de especies de invertebrados acuáticos que cumplen un rol fundamental en el funcionamiento del ecosistema, ya que las plantas acuáticas constituyen una fuente de alimento permanente y lugares de protección para estas especies de macroinvertebrados (Gregory, 1983).

En un estudio realizado por la Fundación AGUA (Terneus *et al.*, 2008) se presenta un modelamiento para el manejo adecuado de las escotillas de la represa de Mogotes, esquema que se sugiere se ponga en práctica, con la finalidad de evitar mayores deterioros de la salud ecosistémica de esta laguna y promover una actitud de manejo responsable con el ambiente y con la comunidad que hace uso de este valioso recurso natural.

4. AGRADECIMIENTOS

Al Ministerio del Ambiente del Ecuador (MAE) por brindarnos las facilidades administrativas para la ejecución de esta investigación, al igual que a la Empresa Municipal de Alcantarillado, Agua Potable y

Saneamiento de Quito (EMAAP-Q) por brindarnos las facilidades de acceso a los embalses que se encuentran bajo la supervisión y manejo de sus unidades operativas. Un agradecimiento especial a los Guardaparques del MAE, de los refugios de “La Virgen” y “Termas de Papallacta” por su apoyo y pro actividad en las campañas de campo, en especial al señor Milton Lulluna.

5. LITERATURA CITADA

- Arenas, J. (1978). *Análisis de la alimentación de Salmo gairdneri Richardson en el lago Riñihue y río San Pedro, Chile*. Medio Ambiente 3(2):50-58.
- Briones, E., S. Tacoamán y J. Díaz. (2006). *Plan de Manejo del Complejo de Humedales “Ñucanchi-Tuopamba”: Sistemas de “Sucuscocha, SalveFaccha, Mogotes, Loreto, Yuyos-Boyeros y Nunalviro”*. Quito: Fundación EcoCiencia..
- Buytaert, W., R. Célleri, B. De Bievre, G. Wyseure, J. Deckers y R. Hofstede. (2006). *Human Impact on the hydrology of the Andean Páramos*. Earth-Science Reviews 79: 53-72.
- Castañeda, A. y C. Barrera. (1996). *Producción de materia orgánica en el sector de la cola del embalse de Tominé y su importancia en los procesos biofísicos*. Tesis de Grado. Bogotá: Universidad de Los Andes.
- CDC (Centro de Datos Para la Conservación). (1997). *Evaluación ecológica de la parte alta de la Reserva Ecológica Cayambe-Coca*. Quito: CDC.
- Domínguez, E. y H. Fernández. (2009). *Macroinvertebrados bentónicos Sudamericanos, biología y sistemática*. Tucumán: Fundación Miguel Lillo. 654 pp.
- Ebel, C. (1985). *Obstruction to fish migration*. En: (Jeffries, M. y D. Mills, Eds.) pp. 234-236. *Freshwater Ecology, Principles and Applications*. London-New York: Belhaven Press.

- Gregory, S. (1983). *Plant-herbivore interactions in stream systems*. En: *Stream ecology* (J.R. Barnes y G.W. Minshall, Eds.). New York: Plenum Press. Pp.157–89.
- HCJB Global. (2007). *Loreto Overview*. Página web http://www.hcjb.org/mass_media/loreto_hydro_project/overview.html página consultada en septiembre 2013.
- Hunt, R. (1965). *Surface drift insect as trout foot in the Brule river*. Trans. Wisc. Academic Science 54: 51-61.
- INAMHI. 2000 - 2010. *Anuarios Meteorológicos*. Quito: INAMHI.
- Jeffries, M. y D. Mills. (1990). *Hydroelectric development*. En: (Jeffries, M. y Mills, D. Eds) pp. 233-243. *Freshwater Ecology, Principles and Applications*. London-New York: Belhaven Press.
- Joanna, L., E. Lessard y B. Daniel B. (2003). *Effects of elevated water temperature on fish and macroinvertebrate communities bellow small dams*. River Research and Applications 19: 721–732.
- Keeley, E., E. Parkinson y E. Taylor. 2005. *Ecotypic differentiation of native rainbow trout (Oncorhynchus mykiss) populations from British Columbia*. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 62: 1523–1539.
- Kent, M. y P. Coker. (1992). *Vegetation description and analysis: a practical approach*. London: Belhaven Press.
- Lukas, P., Neraas y P. Spruell. (2001). *Fragmentation of riverine systems: the genetic effects of dams on bull trout (Salvelinus confluentus) in the Clark Fork River system*. Molecular Ecology (1153–1164).
- Márquez, G. y G. Guillot. (2001). *Ecología y efecto ambiental de embalses. Aproximación con casos colombianos*. Bogotá: Universidad Nacional de Colombia-Escuela de Biología.
- Mehmet, E., Y. Nihat y K. Nilgun. (2009). *Effects of Organic and Synthetic Carotenoids on the Sensory Quality and Chemical Composition of Rainbow Trout (Oncorhynchus mykiss, W. 1792)*. Journal of Animal and Veterinary Advances. Vol.8 (33-38).
- Mermel, T. (1989). *Major dams of the world*. En: (Handbook, 1989) *International water power and dam constructions*. Sutton (UK): Reed Business Publishing.

- Organización de Naciones Unidas. (1980). *Agua, desarrollo y medio ambiente en América Latina*. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. Santiago de Chile: PNUMA.
- Oscos, J., M. Escala y F. Campos. (2000). *La alimentación de la trucha común (Salmo trutta L. 1758) en un río de Navarra (N. España)*. *Limnetica*, 18: 29-35.
- Palma, A., R. Figueroa, V. Ruiz, E. Araya y P. Berríos. (2002). *Composición de la dieta de *Oncorhynchus mykiss* en un sistema fluvial de baja intervención Antrópica: estero Nonguen, Octava Región, Chile*. *Gayana* 66(2): 129-139.
- Planqué, B., C. Loots, P. Petitgas, U. Lindstrøm y S. Vaz. (2011). *Understanding what controls the spatial distribution of fish populations using a multi-model approach*. *Fisheries Oceanography* 20, Issue 1, pages 1–17.
- Roldán, G. (1992). *Fundamentos de Limnología Neotropical*. Medellín: Universidad de Antioquia.
- Roldán, G. (1996). *Guía para el estudio de los macrovertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia*. Medellín: Universidad de Antioquia Medellín.
- Rowan, D. (1996). *Effect of fish and habitat factors on benthic invertebrate communities in high-elevation lakes [thesis]*. Las Cruces, NM: New Mexico State University. 187 pp.
- Skulberg, O., G. Codd y W. Carmichel. (1984). *Toxic bluegreen algae blooms in Europe: A growing problem*. *Ambio* 13(4): 244- 247. Suecia.
- Swain, D. y R. Morin (1996). *Relationships between geographic distribution and abundance of American plaice (*Hippoglossoides platessoides*) in the southern Gulf of St Lawrence*. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53, 106-119.
- Tacoamán, S. y S. Lasso. (2005). *Ficha informativa de los humedales RAMSAR: Reserva Ecológica Cayambe-Coca (Ñucanchi Turupamba)*. Quito: Ministerio del Ambiente-Fundación Natura.
- Terneus, E. (2002). *Estructura y composición florística de las plantas acuáticas en 70 lagunas de páramo y dos lagunas interandinas del*

Ecuador. Tesis doctoral. Quito: Pontificia Universidad Católica del Ecuador.

Terneus, E., D. Salvador, D. Buñay, D. Solgues y C. Martínez. (2008). *Programa de Monitoreo, vigilancia y estado de salud del complejo de humedales “Ñucanchi-Turupamba” sitio RAMSAR para el Ecuador*. Quito: Fundación AGUA, Ministerio del Ambiente y Convención RAMSAR. Pp. 134.