

Figura 2. Perfil esquemático de un chaguaramal (adaptado de Colonnello *et al.*, en prensa)

Los morichales a su vez se hallan constituidos por una matriz continua de palmas de Moriche (*Mauritia flexuosa* Linn.f.) (Figura 3).

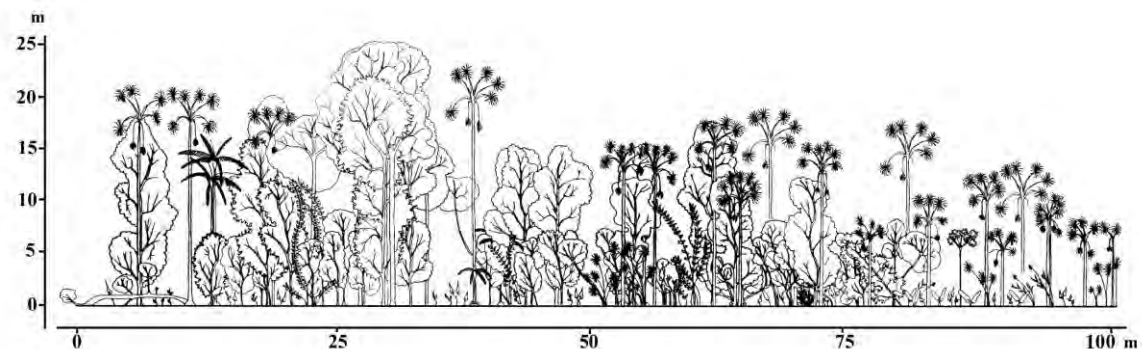


Figura 3. Perfil esquemático de un morichal (adaptado de Colonnello *et al.*, en prensa).

Estas comunidades formadas por dos a tres estratos de árboles, además de un estrato herbáceo, también ocupan sustratos saturados y frecuentemente anegados. Son relativamente comunes al sur del caño Guariquén (Colonnello *et al.*, 2009 a) y en el área del Bajo y Medio Delta (Colonnello, 2004; González, 2011), abundan en general en toda la planicie deltaica oriental de Venezuela. Extensiones menores se observan en el estado Bolívar en el P N Canaima y con fisionomía de bosque de galería en los estados Monagas y Anzoátegui.

Un aspecto relevante de los chaguaramales y morichales de la región es su asociación con poblaciones de psitácidos, incluyendo a *Ara ararauna*, *Orthopsitaca manilata* y *Aratinga leucophthalmus*, y de primates de los géneros *Cebus* y *Alouatta*, entre otras especies de fauna de interés para la conservación, que utilizan preferentemente ambas

comunidades para sus actividades reproductivas y alimenticias. De igual manera, en las ciénagas de Nariva en Trinidad, los frutos de *Roystonea* son usados para la alimentación, mientras que las palmas de *Mauritia* para anidar (Bonadie y Bacon, 2000). La reducción y eventual desaparición de los palmares traería serias implicaciones para la supervivencia de estos grupos en la región.

La etnia Warao forma parte de los pobladores ancestrales del Delta que se establecieron en la planicie deltaica hace alrededor de 9000 años. Han basado su subsistencia en el aprovechamiento de recursos como la pesca y la recolección de frutos y materiales vegetales y cacería. Entre los productos del bosque utilizados por ellos se encuentra los frutos de la palma moriche así como el almidón o fécula extraído de su tallo, otras partes de las plantas son utilizadas en la elaboración de artesanía utilitaria y construcciones entre otros usos (Heinen *et al.*, 1995).

Los objetivos de este trabajo son realizar un diagnóstico de las comunidades de chaguaramales y morichales en el golfo de Paria, evaluar las fuerzas motrices, presiones e impactos observados y presentar medidas de conservación, en particular en relación con la extracción de especies de fauna (psitácidos).

ESTADO ACTUAL

El Estado Sucre en el que se ubica el área de trabajo, se halla entre los cinco estados con mayor pobreza de Venezuela, fundamentalmente por la falta fuentes de ingreso alternativas a la industria pesquera, cementera y más recientemente gasífera, y a la mala gestión de sus propias actividades de subsistencia, como la agrícola que desarrolla un modelo de explotación tradicional y no ecológicamente sustentable, que empobrece cada vez mas a la región al agotar recursos vegetales, faunísticos, hídricos y turísticos.

Su población está constituida por criollos (cerca de un millón de habitantes) ubicados en su mayor parte en las grandes ciudades la franja costera norte, Cumaná y Carúpano. Por otra parte, la población indígena está formada por un grupo pequeño de 600 individuos de la etnia Warao, que habitan en los poblados de San Antonio, Maria López (Guariquen), El Barranco y Guanoco. Todos ellos ubicados al sur del golfo de Paria.

El municipio Benítez, en que se halla la zona estudiada presenta un rápido crecimiento poblacional, guiado por el desarrollo de un ambicioso proyecto gasífero. Esto atrae poblaciones humanas (trabajadores y sus familias) que seguramente permanecerán en el área una vez terminada la construcción del “Complejo Industrial Petrolero, Gasífero y Petroquímico Gran Mariscal de Ayacucho” (CIGMA) construido por la empresa estatal Petróleos de Venezuela S.A. (PDVSA), en un área de 6300 ha próximas al centro poblado de Güiría, además de 11000 ha mar adentro. Esto, en el futuro cercano, generará cambios en el uso de la tierra en el sector.

El área de trabajo contiene una serie de ecosistemas enmarcados en ambientes dulceacuícolas y estuarinos, con suelos predominantemente hidromorfos, temporal o permanentemente anegados. Si bien todas las comunidades presentan cierto grado de alteración en su cobertura e integridad, aún mantienen una alta diversidad de especies y hábitats. Esta condición se debe a la presencia de Áreas Bajo Régimen Administrativo

Especial (ABRAE) como lo son parques nacionales, reservas forestales y una reserva de biosfera. Entre los cultivos que mejor se adaptan a estos suelos se hallan el ocumo chino (*Colocasia esculenta* Schott) en las zonas bajas anegables y el ocumo blanco (*Xanthosoma sagittifolium* Schott) en las altas. Estos son rubros altamente rendidores y con apreciables cualidades alimenticias, además de ser cultivos tradicionales de significativa importancia en la sobrevivencia de los pequeños productores agrícolas de la zona (Viloria, 2004).

La siembra de estos rubros, en particular el ocumo chino, obliga a la deforestación ya que generalmente se practica en terrenos de vegetación boscosa, inundables y de relieve irregular, por lo que resulta casi obligatoria una preparación manual del terreno, la tala y luego, en algunos casos, la quema del mismo. Viloria *et al.*, 2004 encontró que el 40 por ciento de los productores encuestados en la región colindante con el municipio Benítez, cambia anualmente el lote de terreno donde siembra debido al agotamiento de la tierra, ya que si vuelven a sembrar en el mismo lote el rendimiento disminuye. Otros productores lo cambian simplemente porque el lote de terreno no es propio, por lo que lo debe devolver al finalizar la cosecha. Una vez empobrecido el suelo, la vegetación que predomina es herbácea y es, generalmente, quemada, cada año.

Como consecuencia de este tipo de actividades productivas y a las condiciones socioeconómicas que caracterizan la región, se deforestan y fragmentan bosques nuevos, inclusive dentro de áreas protegidas como es el caso del PN Turuépano, particularmente en las nacientes del Caño Ajíes, cercanas a la población del mismo nombre. Adicionalmente por presiones de los agricultores se han llevado a cabo el drenaje de ambientes anegados con el objetivo de “sanearlos”, para desarrollar cultivos de arroz, auyama y maíz entre otros (Colonnello *et al.*, 2009 a).

Aunada a estas prácticas agrícolas, ecológicamente no sustentables, se encuentra el sistema educativo no basado en conceptos de conservación de los recursos. Si bien las normativas oficiales establecen la obligatoriedad de incluir programas de índole ambiental y desarrollo endógeno, brigadas ecológicas (programa Pío Tamayo) por ejemplo, la realidad local es que no se capacitan a los docentes en las actividades requeridas, no se destinan los recursos necesarios, no hay continuidad de un año para otro y falta coordinación entre las diferentes iniciativas planteadas, entre otras deficiencias. En resumen, la mayor parte del esfuerzo se destina a la formulación de excelentes ideas escasamente llevadas a la práctica.

En general, en las escuelas y liceos de la zona de trabajo, las actividades (de la materia Desarrollo Endógeno que se imparte obligatoriamente) se restringen mayormente a pequeños huertos escolares y otras actividades intra-cátedra. La principal deficiencia detectada parece ser la incapacidad de los maestros de enseñar a los alumnos a interconectar los aspectos conceptuales de la teoría ecológica con las vivencias cotidianas, por lo que los niños y jóvenes crecen ajenos a la importancia del ambiente y su conservación, para mejorar su propio nivel de vida actual y futuro.

Entre los Waraos que hacen vida en la región, se mantiene un proceso de pérdida de valores culturales, debido a varios factores entre los cuales citamos el contacto con el mundo criollo el cual no saben manejar, debido a que la adquisición de nuevos valores

se sobrepone a los propios, situación que va en detrimento de su cultura. En la actualidad los indígenas se emplean en trabajos de peones o en la extracción de fauna, particularmente psitácidos para la venta, a través de intermediarios criollos, en el mercado local e internacional.

En cuanto a la extracción de otros grupos de la fauna regional, en el pasado, la extracción llevada a cabo tanto por Criollos como Waraos ha tenido un efecto importante sobre el manatí (*Trichechus manatus*), sin embargo, esta especie en peligro de extinción ha experimentado una recuperación en su población gracias a la creación del PN Turuépano. El manatí era cazado como fuente de proteínas para consumo humano al igual que la danta o tapir (*Tapirus terrestris*). En la actualidad se capturan con ese fin el venado matacán (*Mazama* sp.), el chigüire (*Hydrochaeris hydrochaeris*), la lapa (*Agouti paca*), el morrocoy (*Geochelone* sp.) y varias especies de aves. Los métodos de captura se basan, en el caso de los animales terrestres, en la quema de los herbazales y por consiguiente de las comunidades forestales como los palmares. Con fines posiblemente comerciales se explotó la nutria gigante o perro de agua (*Pteronura brasiliensis*) y el caimán de la costa (*Crocodylus acutus*) del cual no se tienen registros recientes (Yerena *et al.*, 2008). Igualmente se explotan ostras (para lo cual se cortan las raíces de los mangles) y varas de mangle rojo (*Rhizophora* spp) y caracoles (*Melongea melongea*) en el sector norte (caño Aruca) de la zona de estudio (Colonnello *et al.*, 2009 a).

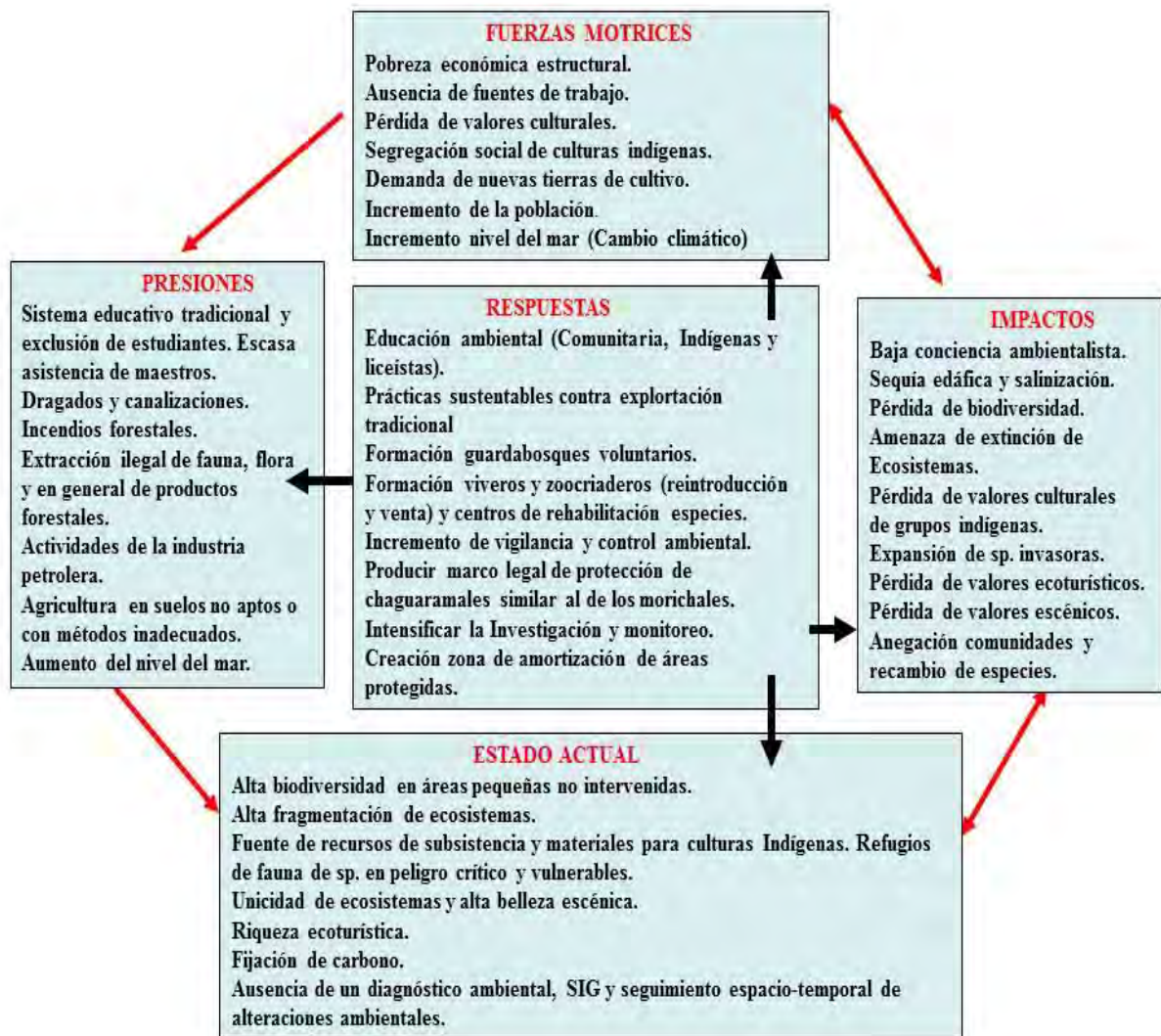
La región tiene un alto potencial ecoturístico por la conjunción de los paisajes montañosos con la presencia del océano, con hermosas playas que atraen al turismo en general y a grupos más especializados como observadores de aves. Sin embargo, se ha notado una disminución de afluencia en años recientes por causa de la inseguridad (piratería, contrabando y narcotráfico) especialmente en la costa norte, y por tensión política interna.

FUERZAS MOTRICES Y PRESIONES

A pesar de que el Estado Sucre, por su posición geográfica, cuenta con un gran potencial de desarrollo al poseer recursos marinos, forestales, agrícolas (cacao) y turísticos, recursos que deberían permitirle un nivel de desarrollo importante dentro del país, se encuentra entre los estados menos desarrollados económica y socialmente. En 1990 la pobreza, según el método de NBI con datos provenientes del XII Censo de Población y Vivienda, arrojaba que del total de hogares, 61,48% son considerados como no pobres, 38,52% como pobres y dentro de éstos 16,32% en situación de pobreza extrema. Por su parte, la población indígena, Warao, que se concentra básicamente en el Municipio Antonio Díaz, del Delta, ya que en el estado Sucre la población es de solo aproximadamente 600 individuos, ostenta la situación de pobreza más severa de todo el país (Fundación Escuela de Gerencia Social, 2006).

En la Tabla 1 se muestra un resumen de los principales factores (directos e indirectos) inductores de los cambios ambientales, así como los impactos sobre los ecosistemas y el bienestar humano.

Tabla 1. Fuerzas motrices, presiones, impactos actuando sobre las comunidades de chaguaramales y morichales, estado actual del ambiente y respuestas actuales y propuestas.



La pesca es la actividad económica más importante del Estado ya que es el mayor productor nacional de varios rubros pesqueros. La flota pesquera aporta un volumen anual de 200000 TM de pescado y la flota artesanal provee el 58% de la sardina capturada, siendo el primer productor nacional con un promedio de 43000 TM por año (CESAP-CISOR). Sin embargo, sólo una pequeña parte de la población tiene acceso a esta ocupación. En el área de estudio, esta circunstancia, unida a la escasez de otros puestos de trabajo obliga a que la mayor parte de la población se dedique a labores agrícolas. Colateralmente esta región no cuenta con suficientes tierras con vocación de cultivo, tierras en pendiente de las estribaciones de las sierras que la circundan y terrenos anegadizos, por lo que son explotadas áreas con cobertura forestal, bosques tropófilos que incluyen chaguaramos en su composición, que son cortadas y quemadas para la siembra del ocumo chino (*Colocassia esculenta*), auyama (*Curcubita spp.*), plátano (*Musa spp.*), entre otros rubros.

En un trabajo realizado en la región en relación con la producción de ocumo blanco, se detectó un bajo grado de instrucción entre los productores criollos, situación ésta que limita los posibles programas de asistencia técnica referidos al manejo del cultivo (optimización del uso de parcelas para evitar la continua tala) y la organización de éstos para fines de trámites crediticios y gestiones para formar cooperativas u otras formas de agrupación. Los porcentajes de analfabetismo entre los productores agrícolas en la región alcanza el 40% (Viloria, 2004; Viloria *et al.*, 2004). No se conocen datos luego del programa de alfabetización (Misión Robinson) realizada por el gobierno en años recientes.

Por su parte, las comunidades Warao son ancestralmente recolectoras de los recursos del bosque. Actualmente requiere de bienes y servicios de la cultura occidental anteriormente innecesarios para ellos. Asociado a este cambio se plantea una interrupción en la transmisión de conocimientos de los mayores a los jóvenes que invierten cada vez más tiempo en pasatiempos propios del mundo criollo (como televisión, internet, telefonía móvil, entre otros). Un ejemplo de lo anterior es la pérdida del conocimiento y destrezas para realizar cesterías elaboradas y chinchorros de moriche (con la fibra de la hoja de la palma de moriche) detectada en las comunidades del área de estudio, que podrían suministrar una entrada económica para desenvolverse en el mundo criollo. Una parte de los habitantes de las comunidades indígenas han pasado a ser asalariados o beneficiarios de misiones de ayuda del estado.

Otra de las causales del acelerado deterioro de los ecosistemas de morichales y chaguaramales en la región es la falta de vigilancia y control relacionado con actividades ambientales, esto es debido tanto a la escasez de personal y fondos asignados para este fin, como a un manejo inadecuado del tráfico de fauna silvestre (falta de un protocolo para el manejo de fauna silvestre). Aunque existe una normativa legal que regula la captura y comercio (Reglamento sobre Guardería ambiental, 1991; Ley penal del ambiente, 1992; Ley de gestión de la diversidad biológica, 2008), no están establecidos ni los pasos a seguir en caso de decomiso de especies traficadas, ni identificados los organismos que se deben hacer cargo de estas especies traficadas a los efectos de su posible reintroducción.

Aunado a esta situación, está la ausencia de una educación formal ambientalista, que considere, entre otros aspectos, el uso sustentable de recursos naturales de la región, adaptado a las condiciones locales. Por ejemplo, en la zona de estudio existen suelos con características diferentes, ecosistemas bien caracterizados florística y faunísticamente y poblaciones humanas con aspectos socioeconómicos distintos a otras regiones del país. Los programas educativos en este sentido son formulados a nivel general para todo el país con lo cual la educación desde el aula de clases en las regiones no tiene el impacto suficiente y frecuentemente se contrapone a lo que el estudiante percibe en su entorno.

A continuación se brinda una panorámica sobre las principales presiones que afectan la zona de estudio.

Dragados y canalizaciones.

Las modificaciones hidráulicas en una región pueden conllevar cambios ecológicos que afectan los ecosistemas y los servicios ambientales que éstos prestan. Por ejemplo, el llamado “Dique Colorado” es un terraplén construido con el objeto de desecar la zona norte del parcelamiento Guaraunos para uso agrícola. Esta obra fue desarrollada en la década de los años 60 y desvió el curso de los ríos Cumacata, Colorado y Cartagena que nacen en la serranía de la Paloma. Simultáneamente a esta construcción, se efectuaron otras intervenciones como deforestaciones que en totalidad sumaron aproximadamente 6000 ha. Asimismo, en 1997 se favoreció la expansión de los cultivos debido a la construcción de un canal por parte de Ministerio de Agricultura y Cría (hoy Ministerio del Poder Popular para la Agricultura y Tierras). Este canal, conocido con el nombre de Caño Amarillo, fue construido con la finalidad de drenar las aguas para favorecer la agricultura en las zonas adyacentes a los poblados de Catuario, Platanito, Ajíes, Río Colorado y Guaraúnos, pero afectó áreas dentro del parque.

Incendios forestales.

A nivel nacional la ocurrencia de incendios forestales, incluyendo rastrojos es una de las causas principales de la fragmentación de ecosistemas y reducción de la cobertura (Castillo, 2005). En la zona de estudio estos incendios se producen fundamentalmente por: la quema incontrolada de desechos sólidos, limpieza de rastrojos viejos, la apertura de nuevas áreas para siembra, aclareo para la cacería de sustento y extracción de fauna silvestre para la comercialización y eventualmente por motivos culturales (en el caso de los indígenas) y piromanía. Por estas causas la integridad de los ecosistemas de chaguaramales y morichales de la región está amenazada, ya que se incrementa el fraccionamiento de las comunidades lo que determina la pérdida de sus valores ecosistémicos (Yerena *et al.*, 2008). Colonnello *et al.* (2009 a) reportan cómo una parte considerable del chaguaramal ubicado al sur de la población de Catuario Abajo, al norte del Caño Ajíes ha perdido su cobertura leñosa siendo sustituida por vegetación arbustiva por causa de las quemaduras recurrentes.

Extracción ilegal de fauna, flora y productos forestales.

Los países de América Latina y el Caribe se encuentran entre los mayores exportadores de organismos silvestres a los países consumidores, donde Figuran especialmente los EE.UU. y la Unión Europea (Cook *et al.*, 2002). Una estimación sugiere que Sudamérica proporciona un 47 % de los animales capturados ilegalmente en el mundo; un 37 % corresponde a Brasil, el país con la mayor biodiversidad del planeta, y el resto a Perú, Argentina, Venezuela, Paraguay, Bolivia y Colombia (Ecoportal, 2002). La mayoría de las especies de guacamayas, a través de todo su ámbito vivencial en el Neotrópico, está sufriendo algún grado de amenaza, lo que ha conducido a la declinación paulatina de las poblaciones de varias especies (Juniper y Parr, 1998).

Según Ecology and Environment (2004), en un estudio de campo realizado en el Delta del Orinoco, las encuestas permiten apreciar cierta correspondencia entre los vertebrados terrestres más valorados por los pobladores, los más cazados y sus usos. Los animales más cazados son el chigüire, el venado, la lapa, el acure, el morrocoy, la

danta y algunos psitácidos. Algunos de éstos, en especial los mamíferos, son altamente valorados por el poblador Warao, dadas las posibilidades que brindan para cumplir sus requerimientos alimentarios. Sus bajos precios por unidad y por kilo evidencian que, en un contexto comercial, no resultan muy atractivos. En lo que respecta a las guacamayas y loros, provenientes de los bosques de palmas, son muy conocidos y altamente valorados. La cacería de estas aves puede estar fundamentada en su atractivo económico, ya que los precios son muy superiores a los registrados para los mamíferos (en un orden de cuatro a cinco veces más), lo que puede estar potenciando los niveles de extracción. El uso orientado a la comercialización y la venta de mascotas representa uno de los argumentos que explica el traslado de estos animales a otras regiones (dentro y fuera del país).

En áreas cercanas del PN Turuépano, donde se abarcaron 6 parroquias y 16 sectores se realizó un censo de psitácidos cautivos en una muestra de 400 viviendas, encontrando un total de 135 casos (33.7%) de grupos familiares que poseen psitácidos como mascotas. La totalidad de los propietarios desconocen la situación actual de estas especies y mucho menos sobre aspectos legales y de zoonosis. Los psitácidos hallados fueron los siguientes: loro real (*Amazona ochrocephala*) 37.7 %, perico cara sucia (*Aratinga pertinax venezuelae*) 19.2 %, loro guaro (*Amazona amazonica*) 30.3%, perico ojo blanco (*Aratinga leucophthalmus*) 0.7%, periquito mastrantero (*Forpus passerinus*) 2.9%, guacamayo azul y amarillo (*Ara araruna*) 2.9% (Rincón *et al.*, 2011).

Ya en 1930 existía un intercambio comercial entre los Warao y los trinitarios centrado en la venta de loros y guacamayas por el equivalente de entre 10 y 25 bolívares (Wilbert, 1993). Barreto (1986, en Luy y Páez-Acosta (2009)) señala que la mayoría de los psitácidos venezolanos que se incorporan al mercado internacional son extraídos por el Delta del Orinoco inicialmente hacia Guyana y Trinidad y Tobago, y posteriormente hacia Europa. Los precios por venta de individuos de psitácidos oscilan entre 50 y 350 BsF., mientras que en el exterior se cotizan entre 1500 y 3500 US\$.

Falta de valoración de los bienes y servicios ambientales del bosque

Entre las poblaciones indígenas y criollas, predomina la percepción de que los recursos naturales no son finitos, por lo que el intervenirlos o afectarlos no tiene consecuencias sobre su bienestar. Esto podría fundamentarse en el hecho de que los bienes y servicios ambientales no se valoran en términos monetarios y en el hecho de que en el trópico, en particular en la zona de estudio, ciertamente los recursos “parecen ser” aún abundantes. Por otra parte, los gobiernos locales y nacionales, han asumido la labor de garantizar el suministro de algunos bienes y servicios fundamentales, como por ejemplo el agua, por lo que se da por sentado su suministro constante. Este razonamiento debería ser más común en comunidades citadinas pero no en comunidades rurales donde existe una relación más directa entre causa y efecto, por ejemplo, entre cortar un bosque y la disminución del cauce de un río. Es común observar que en la región de Paria, se cierran las vías de comunicación en protesta por fallas en el suministro de agua, cuando en realidad la comunidad no se ocupa por proteger la integridad de las cuencas de los ríos.

IMPACTOS

Entre los impactos más significativos Figura la pérdida de diversidad, nutrientes y valores ecosistémicos. Los bosques de palmas y de pantano en los estados Sucre, Monagas y Delta de Amacuro están amenazados principalmente por las actividades forestales, la extracción de especies de flora como la palma manaca y el moriche, y la quema para la cacería de fauna, así como por las actividades asociadas a la exploración y explotación petrolera (Colonnello *et al.*, 2009a; Huber y Oliveira-Miranda, 2010). Adicionalmente, la construcción de diques, represas y canales pueden modificar su funcionamiento ecológico, exponiendo los suelos a condiciones de oxidación y causando cambios ecológicos extremos, como los observados en caño Mánamo (Monente y Colonnello, 2004; Colonnello 2004).

La más extensa de estas comunidades, el bosque con chaguaramos en las cercanías de Catuaro Abajo (unas 800 ha), se considera como una comunidad relicto de una formación mucho más extensa de “Bosque tropófilo alto con palmas” que se extendía desde el piedemonte de la serranía de Paria hacia el sur y enmarcada al oeste por la serranía de la Paloma. Actualmente esta formación muestra, al igual que el resto de las comunidades colindantes del PN Turuépano, una importante tasa de alteración, que se manifiesta en el acelerado recambio de la vegetación en los últimos 30 años, donde extensas áreas de bosques tropófilos altos cercanos a las cabeceras de caño Ajíes habían sido convertidas en arbustales y matorrales o bien en herbazales. (Instituto de Recursos Naturales-USB, 2004; Colonnello *et al.*, 2009 a).

En las planicies anegadas de Vuelta Larga, una de las principales consecuencias ambientales de la construcción del Caño Amarillo y de otras canalizaciones menores, ha sido la alteración del régimen de corrientes y mareas, así como de la calidad de las aguas que se salinizaron, en la cuenca alta del caño Ajíes (antes de llegar a Puerto Ajíes). Por ejemplo, se afectaron los procesos migratorios de especies como el morocoto (*Braquipomus* sp.) por lo que desapareció del área del Golfo. Asimismo, se afectó el hábitat del buco o conchúo (*Hoplosternum* sp.) que anidaba en los herbazales anegados, actualmente salinizados o secos.

Por su parte, la creación del terraplén del dique Colorado, tuvo como consecuencia última la sustitución de comunidades boscosas (bosques de pantano, chaguaramales y morichales) por herbáceas. Quemadas sucesivas y mal manejo de los suelos (*e.g.* al cultivo de arroz) redujeron la fertilidad propiciando la invasión de las tierras por malezas entre ellas la enea (*Typha dominguensis*) y varias especies de juncos (*Cyperus articulatus*, *Eleocharis mutata* y *Eleocharis elegans*) que forma actualmente extensas comunidades (Colonnello *et al.*, 2009 a). Por otra parte, extensos palmares anteriormente existentes en el valle de San Bonifacio, fueron afectados al encallar una gabarra en los canales de desagüe, impidiendo el drenaje natural. La anegación permanente del valle afectó a las comunidades densas que actualmente se encuentran en franco decaimiento.

Una consecuencia bien conocida de las deforestaciones es la disminución del aporte de agua hacia los cauces de los ríos y el cambio del régimen de escorrentía natural hacia un régimen torrencial. En un conteo de los cursos de agua que drenan la vertiente sur de la serranía de Paria (*e.g.* Victorino, Vallejo) se encontró que un 80 % de ellos ya no llegan

al Golfo, sus regímenes son torrenciales o cuando son continuos, el caudal se encuentra muy disminuido. Paralelamente se observa una creciente deforestación de los piedemontes de la Serranía. En el caso de la Serranía de la Paloma, al oeste, los cauces (Sabacual, Coicual) aún mantienen en su mayoría un régimen continuo, aunque los claros de vegetación también son muy importantes.

Los efectos de la extracción de fauna, por ejemplo de pericos, loros y guacamayos en las últimas décadas (a partir de los años 50), se observan en la disminución de las poblaciones de especies como el guacamayo azul y amarillo, guacamaya bandera y la guacamaya barriga roja, esta última que se presupone mucho más afectada por su estrecha dependencia con la palma de moriche para su anidación y alimentación. En efecto estas reducciones poblacionales se asocian a la disminución de las comunidades de palmas que se hallaban en los alrededores de los caños La Brea, Deri, La Laguna y Morichal entre otras y entre los caños Turuépano y el río San Juan, que hoy en día son herbazales de cyperáceas (*Lagenocarpus guianensis*) y helechales (*Blechnum serrulatum*). En efecto, si se extraen en promedio 250-300 pichones de guacamayo azul y amarillo (*Ara ararauna*), para la venta anual, y se estima un promedio de un pichón por nido, por las diferentes causas (depredadores naturales, muerte natural, falta de disponibilidad de alimento), entonces hablaríamos de la misma cantidad de troncos de moriches muertos, disminuyendo la tasa reproductiva de la especie en la zona (Rincón *et al.*, 2011). Un dato impactante de esta extracción la aportan Dessene & Strahl (1991, 1994) quienes estimaron que para finales de la década de los 80, por lo menos unos 50.000 individuos (pichones y adultos) fueron exportados durante la temporada alta de extracción comprendida entre los meses de febrero a junio.

En particular y como representación de la región se presenta el estado de conservación del PN Turuépano (Colonnello *et al.*, 2009 a). Dada la ubicación del PN Turuépano, atendiendo a la baja densidad poblacional y a la presencia de comunidades indígenas, cabría esperar que se tratara de un área protegida con bajo nivel de intervención. Sin embargo, existen diferentes factores que han incidido en que esta situación no sea así. Hay poca presencia de personal del Instituto Nacional de Parques (INPARQUES). El PN cuenta con un superintendente y un guarda parques, pero no dispone de dotación de equipos suficientes (lancha, radios). No cuenta con infraestructura que refleje la presencia del personal de guardaparques. El PN adolece de un Plan de Ordenamiento y Reglamento de Uso, además es un área protegida relativamente nueva y su reconocimiento como PN por parte de los pobladores es limitado cuando se compara con el PN Península de Paria, ubicado al norte del estado Sucre. Los linderos del PN no están explícitamente señalizados para su rápida visualización por parte de pobladores y visitantes. Esto ha conducido a: áreas extensa e intensamente afectadas al norte y al oeste del área del PN, por actividades de tala, quema y agricultura, presión de las comunidades indígenas para la extracción de fauna, vista no sólo por el número de especies y de individuos comercializados, sino además como áreas eliminadas o alteradas por quemas, realización de actividades no acordes con la Figura de parque nacional (tala de mangle, tráfico de drogas, explotación intensiva de poblaciones naturales de bivalvos, extracción masiva de fauna), cambio de la conformación cualitativa y cuantitativa de las comunidades biológicas con pérdida de estructura.

RESPUESTAS

En respuesta a una serie de estudios biológicos realizados con los ecosistemas de la Fachada Atlántica de Venezuela, recientemente las comunidades de moriche y chaguaramos fueron seleccionadas como objetos de conservación para la priorización de actividades y metas de conservación para la región, en el marco del taller realizado en 2008 por el Instituto de Tecnología y Ciencias Marinas (INTECMAR) de la Universidad Simón Bolívar y la ONG The Nature Conservancy Venezuela (TNC) (Yerena *et al.*, 2008; Colonnello *et al.*, 2011).

Entre los principales actores que promueven la conservación de la biota de la región se hallan las ONG,s que mantienen actividades desde hace unos 25 años: i) Fundación Proyecto Paria creada en 1989, aplicando un modelo de gestión comunitaria, sustentado en la participación de las organizaciones de base, en apoyo a los servicios de atención primaria existentes; asimismo, incentivando proyectos productivos especialmente del rubro cacao. Su actividades se centraron en la costa norte de la península; ii) La Fundación Thomas Merle, creada en el año 1993, con propuestas orientadas al afianzamiento de una cultura y educación de participación y protagonismo social, y iii) La Fundación Vuelta Larga (FVL), creada en 1988, que ha centrado más sus actividades en el saco del golfo de Paria, y que promueve, auspicia y realiza actividades tendientes a la creación de valores, técnicas y conductas humanas de adaptación y respeto de los sistemas ecológicos.

A continuación se resumen algunas de las respuestas apropiadas para mitigar o eliminar las causas y efectos de la degradación del ecosistema.

Educación ambiental (comunitaria, indígenas y liceístas).

El objetivo fundamental de cualquier estrategia de educación ambiental debe consistir en cambiar la actitud de la población local y sus percepciones y comportamientos en relación con el tema de la conservación. Los programas de educación ambiental tienen mejores perspectivas de éxito si contemplan un proceso ajustable que combine la evaluación previa y posterior a la concepción general. La FVL, por ejemplo, ha dado inicio a estrategias de conservación y restauración involucrando a 25 instituciones escolares de los municipios Benítez y Libertador con actividades como:

- Con el apoyo INPARQUES se han practicado recorridos realizando interpretaciones de la situación actual del ecosistema y haciendo reflexiones sobre los Servicios Ecosistémicos y el comportamiento humano en relación con el entorno, con las instituciones escolares de las comunidades que ejercen mayor presión sobre la biodiversidad de la zona, que se encuentran ubicadas en los alrededores del PN Turuépano. Se han capacitado, además, sobre el uso racional de los recursos del bosque como por ejemplo: taparo, fibras naturales (enea y tirite); así como trabajo con arcilla.
- Colocación de nidos artificiales en la franja de amortiguamiento del PN Turuépano con el objetivo de disponer sitios de reproducción en bosques nuevos. A la vez de estudiar el comportamiento reproductivo y sitios de preferencia de nidificación de las diferentes especies de aves.

Estas experiencias, promovieron el diseño de un proyecto de aula “Conservando los Psitácidos de Sucre” para las 70 instituciones escolares del municipio Benítez, con la finalidad de proveer a todos los docentes la información y motivación como herramienta valiosa para la conservación del los psitácidos y su hábitat.

En relación con el censo de psitácidos cautivos realizado en la zona de estudio, se logró incidir en cada unos de esos hogares cubriendo una población promedio 2000 personas, donde los mismos estudiantes divulgaban la información de manera verbal y escrita a través de volantes generados. Por ejemplo, el turismo de observación de aves puede ser una herramienta para ayudar a los habitantes rurales a entender no sólo los valores ecológicos asociados a las aves y sus hábitats, sino también las tremendas oportunidades de ingresos que las aves pueden traer a la región.

Implementación de prácticas productivas sustentables contra las tradicionales de explotación exhaustivas

Está bien demostrado por los diferentes estudios presentados (Viloria, 2004; Viloria *et al.*, 2004) que las actividades agrícolas de la región no son acordes con los sistemas ecológicos originales. Es por tanto urgente retomar prácticas sustentables más acordes con el ambiente, para ello son necesarios recursos y capacitación en el desarrollo de nuevas técnicas y cultivos (Bovarnick *et al.*, 2010). Zonificar las áreas con potencial agrícola, por ejemplo cultivar en piedemonte hacia arriba un cultivo sustentable como el cacao y mantener cultivos como el ocumo chino restringido a áreas ya existentes con sistemas de cultivo sustentable como el “bucareo”. Esta práctica desarrollada en la zona, consiste en la plantación de ramas de bucare (*Erythrina fusca*) en los terrenos en los que se cultiva ocumo chino, de forma que las ramas enraícen y aporten nitrógeno al suelo a través de sus micorrizas, además de modificar la estructura del suelo, permitiendo mantener el cultivo del ocumo de forma indefinida.

La FVL ha promovido la creación de 12 viveros forestales escolares donde se incluyen especies de árboles maderables de la región, frutales y leguminosas para el mejoramiento de los suelos; la siembra de cacao como alternativa de actividades económicas sustentables de poco impacto, productora de beneficios sociales; y como herramienta educativa y generadora de servicios ambientales. Se planea, asimismo, incrementar la red de viveros para la toda la región. Por su parte, desde hace 5 años, la Fundación Proyecto Paria viene fortaleciendo a los productores del municipio Arismendi a través del dictado de un diplomado en el cultivo y procesamiento de cacao, con una duración de 2 años. Estos son programas que se pueden extender a la región, además de abrir la posibilidad de otras carreras de índole forestal (ingeniería de los recursos naturales, bomberos forestales y otros), así como fortalecer el área de zocriaderos de especies aprovechables y programas sustentables.

Formación guardabosques voluntarios

La FVL ha promovido el desarrollo de un programa de prevención, vigilancia y control de incendios forestales mediante la participación, sensibilización y capacitación de la comunidad educativa en los municipios Benítez y Libertador, involucrando también a entes gubernamentales y no gubernamentales como el Ministerio del Poder Popular para

el Ambiente (MINAMB) e INPARQUES, alcaldías, bomberos y policías municipales y estatales, Protección Civil, Guardia Nacional, Milicias Bolivarianas, el Ejército, la Fundación para Conservación de Paria (conformada por estudiantes y docentes de Gestión Ambiental de la Misión Sucre), una emisora comunitaria y la televisora regional TUTV, entre otros. Para tal fin ha enmarcado estas actividades en la Campaña “Paria Libre de Incendios Forestales”. Asimismo, ha impulsado la formación de guardianes de la diversidad biológica a través de la capacitación brindada por la Escuela de Operaciones Especiales del Ejército en Cocollar. En este sentido el Ministerio del Poder Popular para el Ambiente (MINAMB), coordina la valiosa iniciativa de formación de Vigilantes Voluntarios del Ambiente pertenecientes a la Red VIVA, orientada a sensibilizar y capacitar a la comunidad en general.

Centros para la conservación ex situ

Actualmente la FVL ha diseñado un centro de rescate y recuperación para psitácidos de la región con fines de reforzar poblaciones naturales en la franja de amortiguamiento del PN Turuépano. Se han establecido relaciones de trabajo conjunto con las direcciones estatales ambientales del estado Sucre (MINAMB), a través del apoyo de la recuperación de psitácidos provenientes del comercio ilegal para la reinserción al ambiente; y se trabajará para elaborar el protocolo de manejo de fauna proveniente del comercio ilegal para la región de Paria. Por lo general, el mayor impacto sobre la fauna lo ejercen los miembros de las comunidades que viven y laboran dentro de las áreas donde se encuentran estas aves, por lo que el destino final que puedan tener éstas, en última instancia, depende de la misma comunidad nativa (Hanks, 2005). Se han realizado trabajos de campo para estimar la población de *Ara ararauna* y evaluado su hábitat ubicado al sur del estado Sucre y al norte de Monagas con la posibilidad de establecer programas viables de reintroducción. Igualmente los zocriaderos pueden ser una alternativa para recuperar especies que están amenazadas en la zona, además de disminuir las presiones sobre las poblaciones naturales y sus hábitats.

Vigilancia y control ambiental

Aunque se han establecido relaciones con la Guardia Nacional Bolivariana y el Ejército para programas de vigilancia y control, es necesario crear un “Programa Oficial de Vigilancia Ambiental Permanente” sobre los factores que ponen en riesgo los objetos de conservación, de la región.

En el marco del “Proyecto de conservación de la guacamaya azul y amarilla y los morichales de la región sur del golfo de Paria: un enfoque con apoyo en la comunidad”, ejecutado por la FVL, en agosto de 2011 se llevó a cabo un taller para diseñar estrategias de conservación de los morichales y chaguaramales donde participaron actores clave. Como resultado importante de este taller, INPARQUES tomó el diseño de las estrategias recabadas, para emplearlo como su plan operativo 2012. Es importante destacar que en Venezuela existe un marco legal de protección de morichales, esperamos lograr que este instrumento se amplíe a otras especies de palmas, en especial los chaguaramales, que cumplen el mismo rol ecológico en los ecosistemas.

Creación zona de amortiguación de áreas protegidas y monitoreo ambiental

Las zonas de amortiguación de áreas protegidas o anillos de expansión de la diversidad biológica, representan espacios orientados a fomentar el bienestar de las comunidades al garantizar la conservación de la diversidad biológica, los procesos ecológicos y por ende bienes y servicios ecosistémicos. Todo esto basado en desarrollo endógeno y sustentable.

La FVL utiliza estos espacios como el ámbito de acción de todos sus proyectos. Asimismo, la Fundación Caribe Sur, la ONG The Nature Conservancy y la Universidad Simón Bolívar están promoviendo actividades bajo dicho enfoque en la región de Paria.

Es importante también implementar un plan de monitoreo ambiental creando un sistema de información geográfica (SIG) que permita establecer una línea de base ambiental en relación a la conservación de la comunidades vegetales que conforman la región, similar al elaborado para el PN Turuépano. De esta forma se puede monitorear en el futuro, en períodos de 2 a 5 años cuál es la situación en relación a temas como: el avance de las áreas quemadas por incendios, las deforestadas para cultivos, los cambios de cobertura o tipo de vegetación por obras de infraestructura o drenaje de tierras, la salinización, entre otras. Esto permite no sólo evaluar los cambios sino tomar medidas de mitigación y control de forma rápida en ambientes que son difíciles de alcanzar con medios convencionales.

A manera de síntesis, la región del golfo de Paria en el estado Sucre, aún conserva una importante biodiversidad expresada por comunidades relativamente bien conservadas, una parte de ellas incluidas en áreas de protección. Los cambios observados hasta el presente son fundamentalmente producto de dos tipos de intervención, el cultivo con métodos inapropiados en suelos inadecuados y la extracción de fauna con fines de comercialización, ambas actividades enmarcadas en un patrón de explotación de recursos no cónsona con la preservación de los ecosistemas y sus servicios. Los dos tipos de intervención son mediados por fenómenos sociales como la pobreza, el desconocimiento de las relaciones ecológicas (causado por ignorancia y analfabetismo) y una falla de la instrucción formal y del control y la vigilancia que deberían haber detectado y corregido estas situaciones. Este papel ha sido tomado por algunas organizaciones no gubernamentales nacionales y extranjeras.

Sin duda aún es posible mantener en la región una buena representación de los ecosistemas forestales, con sistemas de aprovechamiento de bajo impacto que permitan un aprovechamiento sustentable de los recursos.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen al Dr. J. A. Monente por la lectura crítica del manuscrito y a los revisores anónimos por las sugerencias recibidas.

BIBLIOGRAFÍA

Brightsmith, DJ, 2001. The Tambopata Macaw Project: Annual Report 1999-2000. AFA Watchbird 28(3): 24-30.

Mackinnon, B, 2004. Manual para el desarrollo y capacitación de guías de aves. Publicado por Amigos de Sian Ka'an.

Bonadie, Wa y Pr Bacon, 2000. Year-round utilisation of fragmented palm swamp forest by Red-bellied macaws (*Ara manilata*) and Orange-winged parrots (*Amazona amazonica*) in the Nariva Swamp (Trinidad). *Biological Conservation*. 95:1-5.

Bovarnick, A; F Alpizar; C Schnell (eds), 2010. The Importance of Biodiversity and Ecosystems in Economic Growth and Equity in Latin America and the Caribbean: An economic valuation of ecosystems, United Nations Development Program.

CESAP-CISOR. Condiciones de vida: La pobreza en Venezuela. www.venescopio.org.ve/docs/Cap7.pdf. Consultado el 16 -10-2011.

Colonnello, G, 2003. Las planicies deltaicas del río Orinoco y golfo de Paria: Aspectos físicos y vegetación. Pp 37-54. En: Lasso, CA; LE Alonso; AL Flores y G. Love (eds.). Evaluación rápida de la biodiversidad y aspectos sociales de los ecosistemas acuáticos del delta del río Orinoco y golfo de Paria, Venezuela. Boletín RAP de Evaluación Biológica 37. Conservación Internacional. Washington DC, USA.

Colonnello, G; L Rodríguez y R Guinaglia. Caracterización estructural y florística de un bosque anegado con *Roystonea oleracea* (chaguaramal) en la península de Paria, estado Sucre, Venezuela. *Acta Botánica Venezolánica* (en prensa).

Colonnello, G; MA Oliveira-Miranda; H Álvarez y C Fedón, 2009. Parque Nacional Turuépano, Estado Sucre, Venezuela: Sus unidades de vegetación y estado de conservación. (2010).

Colonnello, G y MA Oliveira-Miranda, 2009. Mapa del Parque Nacional Turuépano y sus unidades de vegetación (2010). Encartado en Memoria de Fundación La Salle de Ciencias Naturales. 172:5-35.

Colonnello, G; V González y F Motta, 2011. Objetos de conservación relativos a la vegetación de la Península de Paria y Delta del Orinoco. Pp 38-39. En: Klein, E y JJ Cárdenas (eds). Identificación de las Prioridades de Conservación asociadas a los Ecosistemas de la Fachada Atlántica Venezolana y a su Biodiversidad. Universidad Simón Bolívar- The Nature Conservancy. Caracas, Venezuela.

CONOCO-PHILLIPS, 2003. Socio-environmental sensibility in the Gulf of Paria Region. Caracas.

Cook, D; M Robertos y J Lowther, 2002. The International Wildlife Trade and Organized Crime: A review of the evidence and the role of the UK, World Wildlife Fund, Godalming, Surrey, Inglaterra.

Dessene, P y SD Strahl, 1991. Trade and the conservation status of the family Psittacidae in Venezuela. *Bird Conservation International* 1:153-169.

Dessene, P y SD Strahl, 1994. Situación poblacional y jerarquización de especies para la conservación de la familia Psittacidae en Venezuela. Pp: 231-271. En: Morales et al. (eds). *Biología y Conservación de los Psitácidos de Venezuela*. Fundación Polar. Caracas.

ECOPORTAL, 2002: Sudamérica, territorio favorito de los traficantes de animales, Ecoportal, Buenos Aires, Argentina. (<http://www.ecoport.net/noti02/n195.htm>, consultado).

ECOLOGY & ENVIRONMENT S.A., 2004. Evaluación ecológica rápida de los vertebrados terrestres. Informe Final. Conservación y uso sustentable de la diversidad biológica en la Reserva de Biosfera y los humedales del Delta del Orinoco. Proyecto ven/99/g31. Caracas.

- Fundación Escuela de Gerencia Social, 2006. La Pobreza en Venezuela. Ministerio del Poder Popular para la Planificación y Desarrollo. Caracas. www.gerenciasocial.org.ve. Consultado 3-10-2011.
- González, V, 2011. Los bosques del Delta del Orinoco. Biollania. Edición Especial. 10:197-240.
- Granizo, T; M Molina; E Secaria; B Herrera; S Benítez; O Maldonado; M Lobby; P Arroyo; S Isola y MCastro,2006. Manual de Planificación para la Conservación de Área, PCA. Quito: TNC y USAID.
- Hanks, C, 2005. Spatial patterns in Guyanas's wild bird trade. Ph.D. Thesis. University of Texas. Austin. Texas.
- Heinen, HD; JJ San José; HC Arias y R Montes, 1995. Subsistence activities of the Warao Indians and anthropogenic changes in the Orinoco Delta vegetation. *Scientia Guaianae*, 5, 312-334.
- HUBER, O. y M. A. MIRANDA-OLIVEIRA. 2010. Ambientes terrestres. Pp: 29-89. En: J. P. Rodríguez, F. Rojas-Suárez & D. Giraldo Hernández (eds.). Libro rojo de los ecosistemas terrestres de Venezuela. Provita, Shell Venezuela, Lenovo (Venezuela). Caracas: Venezuela.
- JUNIPER, T. y M. PARR. 1998. Threatened birds of the World. Yale University Press. New Haven.
- INSTITUTO DE RECURSOS NATURALES-USB. 2004. Caracterización de la vegetación del P.N. Turuépano. Preparado para PDVSA. Caracas.
- Ley Penal del Ambiente, 1992. Gaceta oficial N° 4358. Caracas.
- Ley de Gestión de la Diversidad Biológica, 2008. Gaceta oficial N° 39.070. Caracas.
- Luy, A y G Páez-Acosta, 2009. Uso de vertebrados terrestres por comunidades Warao y Criollas en el Delta del Río Orinoco. www.desarrollosustentable.com.ve. Consultado el 16-10-2011.
- Reglamento Sobre Guardería Ambiental, 1991. Gaceta Oficial N° 34.678 de fecha 19 de marzo de 1991. Caracas.
- MARNR, 1982. Mapa de la vegetación actual de Venezuela. En: Sistemas Ambientales Venezolanos. Proyecto VEN/79/001, Serie II: Los Recursos Naturales Renovables y las Regiones Naturales. Ministerio del Ambiente y de los Recursos Naturales Renovables (MARNR): Caracas. 231 pp.
- MARNR. 1992. Áreas naturales protegidas de Venezuela. Serie Aspectos conceptuales y metodológicos. DGSPOA/ACM/01, Caracas, Venezuela. 23 pp.
- Marrero, C. La vegetación de los humedales de agua dulce de Venezuela. <http://mail.unellez.edu.ve/port/publicaciones/17.pdf>. Consultado 22 Septiembre 2011.
- Monente, JA y G Colonnello, 2004. Consecuencias ambientales de la intervención del delta del Orinoco. Pp. 114-124. En: Lasso CA; LE Alonso; AL Flores & G Love (eds). Evaluación rápida de la biodiversidad y aspectos sociales de los ecosistemas acuáticos del delta del río Orinoco y golfo de Paria, Venezuela. Boletín RAP de Evaluación Biológica 37. Conservation International: Washington, D.C.
- TNC-INTECMAR-USB, 2010. Identificación de las prioridades de conservación, asociadas a los ecosistemas de la Fachada Atlántica Venezolana y a su biodiversidad. Preparado para Chevrón. C.A. Caracas.
- Rincón, M; D Müller y K Müller, 2011. Conservación de la Guacamaya Azul y Amarilla (*Ara ararauna*) y los morichales de la región sur del Golfo de Paria: un enfoque con apoyo en la comunidad. Informe final de la Fundación Vuelta Larga- The Nature Conservancy - Venezuela (TNC)

Viloria, H, 2004. Sistema de producción de ocumo blanco (*Xanthosoma sagittifolium* Schott) con financiamiento de FONCRAMO en el Municipio Bolívar del estado Monagas (ciclo 2001 – 2002). Revista UDO Agrícola 4 (1): 91-100.

Viloria, V; J Padrón y N Chaurán, 2004. Sistema de producción del ocumo chino (*Colocasia esculenta* (L.) Schott) con financiamiento de FONCRAMO en el Municipio Bolívar del estado Monagas, ciclo 2001-2002 Revista Científica UDO Agrícola 4. (1): 80-90.

Willbert, J, 1993. Mystic Endowment. Religious Ethnography of the warao Indians. En: Lawrence E. Sullivan (Ed). Harvard University Center for the Study of World Religions. 308 pp.

Yerena, E; J Padrón y H Guada, 2008. Caso de estudio: Contribución para la conservación de la diversidad biológica de la región del Golfoy Serranía de Paria, estado Sucre: Aplicación del protocolo de “Planificación para la conservación de áreas”. Intecmar, TNC.

Zona, S, 1996. Roystonea (Arecaceae: Arecoideae). Fl. Neotrop. Monogr. 71:1-34.

EFFECTO DEL CAMBIO DE COBERTURA VEGETAL SOBRE LAS PROPIEDADES HIDROFÍSICAS DEL SUELO EN UN ÁREA DE PÁRAMO, SUR DEL ECUADOR

Effect of vegetal cover change on hydrophysical soil properties in an area of páramo, south of Ecuador

**Pablo Quichimbo, Irene Cárdenas, Gustavo Tenorio,
Patricio Crespo, Pablo Borja y Rolando Célleri.**

Grupo de Ciencias de la Tierra y del Ambiente, Universidad de Cuenca. Tel: 593 (0)7 4051000 ext. 4416. Campus Quinta Balzaín, Av. Víctor Manuel Albornoz. Cuenca, Ecuador. pabloquichimbo@yahoo.com

RESUMEN

El páramo es considerado uno de los ecosistemas más vulnerables al cambio climático-ambiental global, provocado fundamentalmente por las actividades del ser humano; a esto se suma, el desconocimiento de muchos de los procesos que se dan dentro de tal ecosistema. En este contexto, el objeto de investigación de este trabajo es el efecto del cambio de cobertura sobre las propiedades hidrofísicas de los suelos de páramo. El estudio se llevó a cabo en la microcuenca del río Zhurucay, ubicada en los páramos de Quimsacocha al Sur del Ecuador, donde se evaluaron ocho tipos de coberturas: almohadilla, bosque montano alto, bosque de pino, bosque de polylepis, cultivo de papas, pajonal, pasto y pajonal quemado. Estos tipos de cobertura se los estudiaron bajo la definición de unidades de observación obtenidos por transectos de muestreo; en tales sitios se evaluaron las propiedades hidrofísicas: densidad aparente, conductividad hidráulica saturada y contenido de humedad (humedad de saturación, capacidad de campo y punto de marchitez) de los suelos caracterizados según horizontes superficiales, en función de datos de campo y la toma de muestras tanto alteradas como inalteradas. Los resultados demostraron que las actividades antrópicas reflejadas en las actividades agropecuarias y forestales afectan a las propiedades hidrofísicas especialmente en lo que respecta a la densidad aparente del suelo y al contenido de humedad bajo las condiciones de capacidad de campo y humedad de saturación.

Palabras clave: páramo, cobertura del suelo, pajonal, andosol, histosol.

SUMMARY

The Páramo is one of the most vulnerable ecosystems to global climate environmental change, given primarily by human activities. Furthermore, there is an ignorance of many of the processes occurring within that ecosystem. In this context, the effect of changing the coverage with respect to the hydrophysical properties of the páramo soils was the research object of this work. The study was conducted in a watershed located in the Quimsacocha páramos, south of Ecuador, in the Zhurucay river watershed. In this area were evaluated eight types of coverage: cushion plants, upper montane forest, pine forest, polylepis forest, potato crop, tussock grasses, extensive grazed and burned

tussock grass. Those types of coverage were studied under the definition of units of observation obtained by transect sampling. In such sites were evaluated hydrophysical properties: bulk density, saturated hydraulic conductivity and moisture content (saturation moisture, field capacity and wilting point) of soil surface horizons. The results showed that human activities that they reflected in the agricultural and forestry activities affect hydric properties of the soil especially to the soil bulk density and moisture content under the conditions of field capacity and saturation humidity.

Keywords: páramo, soil cover, tussock grass, andosol, histosol.

INTRODUCCIÓN

En el ámbito de la conservación de los recursos naturales, al suelo se lo considera como uno de los componentes básicos de todo el ecosistema terrestre (Lal y Shukla, 2004; Smeck y Lee Burras, 2006); de esta manera, el uso del suelo y los cambios en su cobertura, van a seguir siendo los componentes más importantes del cambio a nivel global (Douglas 2002), en donde el papel del ser humano es protagónico, ya que la población al seguir creciendo, demanda de estándares de vida más elevados, lo que acelera la presión sobre los recursos naturales de la Tierra (Keddy 2007), y está afectando los servicios y funciones de los ecosistemas en general (Farley, 2007; Lambin *et al.* 2001).

Dentro de este contexto, en las partes altas de los Andes, enmarcadas dentro de las regiones tropicales alpinas húmedas, están los páramos como intérpretes; estos ecosistemas son de gran importancia para sostener la biodiversidad, los procesos biológicos, el almacenamiento de carbono y la provisión de agua, pero pese a ello, también Figuran entre los ecosistemas menos estudiados y descritos en el mundo (Buytaert *et al.* 2011). En el Ecuador, los páramos representan aproximadamente un 7% del territorio (Beltrán *et al.* 2009). Disímiles actividades humanas tales como la deforestación, la aforestación, el avance de la frontera agrícola, el pastoreo en áreas inadecuadas o el sobrepastoreo, la construcción desordenada de infraestructura vial, entre otras (Buytaert *et al.* 2002; Buytaert *et al.* 2007a; Podwojewski, 1999); están afectando, directa o indirectamente a los servicios y funciones de tales ecosistemas, en especial los servicios hidrológicos ambientales; estos últimos, de una manera especial ante un progresivo interés por el agua y su demanda creciente, han motivado iniciativas de implementación de esquemas para protección y conservación de cuencas altoandinas; lo que resalta aún más la importancia de estos ecosistemas alto-andinos (Céleri 2010). La presente investigación tiene como objetivo principal obtener nuevos conocimientos en relación al comportamiento físico del suelo ante dichas actividades antrópicas reflejadas en los cambios de cobertura y que contribuyan de alguna manera a una mejor comprensión de los patrones que rigen tales cambios y que serían de interés para la adopción de nuevas políticas en torno a la gestión adecuada de estos ecosistemas.

MÉTODOS

Área de estudio

El estudio fue realizado en el Austro ecuatoriano, en la microcuenca del río Zhurucay que cubre un área aproximada de 13,92 km² (Figura 1). La pendiente promedio del área

de estudio es del 23%, dentro de un rango altitudinal que va desde los 3400 hasta los 3900 msnm.

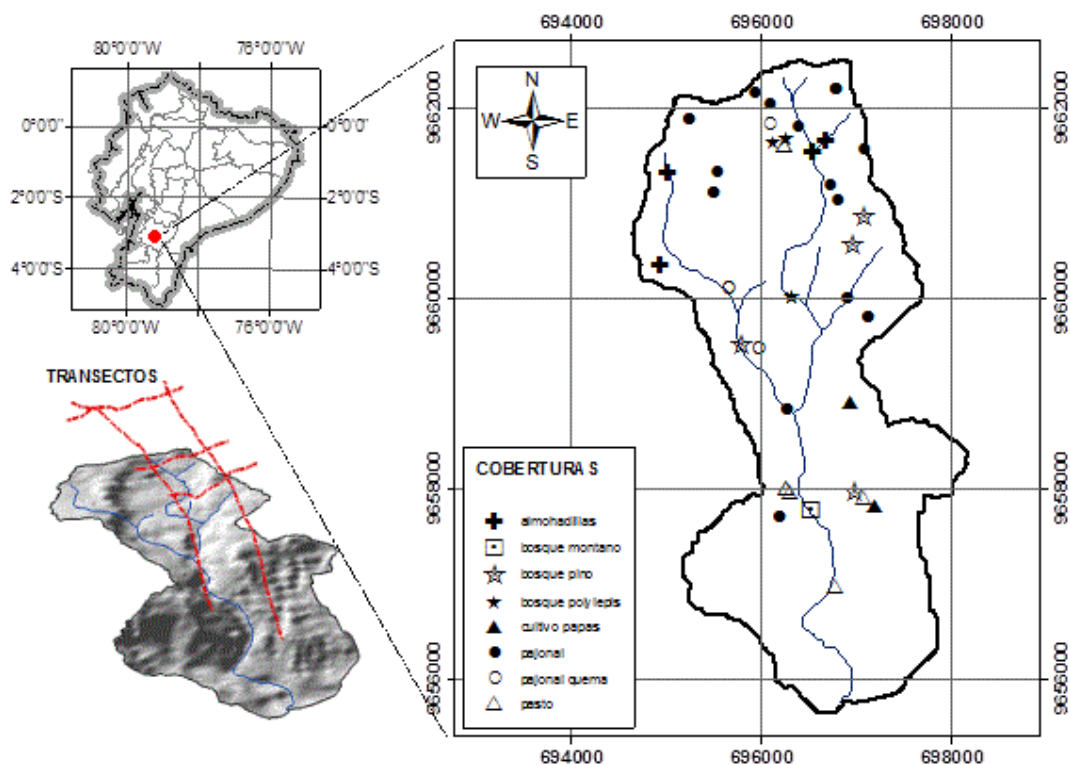


Figura 1. Ubicación de la zona de estudio.

La cobertura del suelo es relativamente no antropizada, con especies endémicas, típicas de los ecosistemas húmedos de altura andinos (Hofstede *et al.* 2003) tales como: pajonal (*Calamagrostis intermedia* (J. Presl) Steud.) y las almohadillas (*Azorella pedunculata* (Spreng) Mathias & Constance y *Plantago rigida* Kunth); también se encuentran bosques de riberas en los que la especie dominante corresponde a algunas especies *Polylepis* (*polylepis incana* Kunth y *polylepis reticulata* kunth). En la franja del subpáramo se encuentran fragmentos de bosque siempreverde montano alto, donde las especies de los géneros *Weinmannia*, *Hedyosmum cumbalense* H. Karst y *Miconia tinifolia* Naudin, son las dominantes. Sin embargo, a pesar de ser un ecosistema relativamente inalterado, en estas últimas décadas, las actividades agropecuarias han empezado a practicarse con más intensidad dentro de esta zona.

El clima en el área de estudio está influenciado por el régimen de la costa del Pacífico al Oeste y por las masas de aire provenientes del Atlántico al Este (Vuille *et al.* 2000). La precipitación media anual oscila entre 900 y 1600 mm y su distribución es bimodal, con temporadas de lluvias importantes de diciembre a febrero y una época de lluvias menos pronunciadas en los meses de Agosto y Septiembre. La temperatura media mensual es de 6 °C y la humedad relativa promedio mensual es de 90% (Iñiguez *et al.* 2008), con un gradiente promedio de 0.5 a 0.7 °C por 100 m (Baculima *et al.* 1999). La radiación solar y la temperatura a lo largo del año son relativamente constantes, mientras las variaciones diarias son bien marcadas y extremas.

Los principales tipos de suelos en la microcuenca de estudio son los Andosoles e Histosoles (IUSS Working Group WRB 2006). El clima húmedo, frío y la baja presión atmosférica característica de las zonas montañosas, favorece la acumulación de la materia orgánica y esto, conjuntamente con la acumulación de cenizas volcánicas y la geomorfología de la zona, son responsables de la formación de suelos negros, húmicos y ácidos, con una estructura porosa (FAO, 2001). Los suelos de esta zona pertenecen a la cordillera occidental y están desarrollados sobre sedimentos del Cretáceo y del Mioceno temprano, sobre los cuales se han acumulado cenizas volcánicas provenientes de los volcanes Sangay y Tungurahua, y que por la distancia a ellos estos son menos profundos que los del norte del país y altamente meteorizados (Buytaert *et al.* 2005; Buytaert *et al.* 2006; Buytaert *et al.* 2007b;) dando como resultado suelos con un alto contenido de materia orgánica, baja densidad aparente y elevada capacidad de retención de agua, pH bajos, disponibilidad baja de fósforo (Buytaert, 2004; Podwojewski y Poulénard, 2006; Post, 2006; Poulénard, 2000).

Muestreo de suelos

El muestreo no probabilístico (Poduri, 2000), ha sido empleado en esta investigación a través de transectos: dos longitudinales siguiendo la gradiente altitudinal y tres transversales, en dependencia de algunas características fisiográficas y fundamentalmente por el tipo de cobertura existente. Estos transectos han sido diseñados garantizando que las unidades de observación correspondan a los tipos de uso y cobertura que han sido identificados como: almohadilla (Al), bosque montano alto (BMa), bosque de pino (BPi), bosque polylepis (Bp), cultivo de papas (Cp), pajonal (P), pasto (Pa) y pajonal quemado (Pq).

Se extrajeron muestras inalteradas de los suelos mediante anillos de Kopecky de 100 cm³, dos anillos por unidad de observación y que corresponden a los horizontes superficiales para analizar las siguientes propiedades hidrofísicas: densidad aparente – DA-, humedad de saturación –HS-, capacidad de campo –CC-, punto de marchitez – PM- y la conductividad hidráulica saturada K_{sat} . Para determinar la K_{sat} se utilizó el método de pozo y pozo invertido (Kessler y Oosterbaan, 1974) y se realizaron tres repeticiones en cada sitio.

Análisis estadístico

Con la finalidad de evidenciar el mayor impacto del cambio de cobertura sobre las propiedades hidrofísicas, se usó un análisis exploratorio de datos por medio de un Análisis de Componentes Principales normalizado, ACP (Hotelling, 1933). Adicionalmente se realizaron estadísticas descriptivas y se analizaron gráficas estadísticas generadas a partir de la información levantada.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Efectos del tipo de cobertura sobre la morfología y el desarrollo del perfil del suelo

En el área de estudio se encontraron tres tipos de suelos definidos según la IUSS Working Group WRB (2006): Andosol (25 pedones), Histosol (8 pedones) y

Cambisoles (3 pedones), estos suelos están fuertemente influenciados por el material parental (material volcánico aerotransportado), que les confiere características particulares (Shoji *et al.* 1993; Buytaert, 2004).

Dentro del análisis del tipo de cobertura con la fisiografía de zona, se ha considerado el concepto de catena geomorfológica (Huggeth 2007), para lo cual se han definido tres unidades fisiográficas: baja (pie de monte y fondo de valle), media (ladera) y alta (cima), dentro de este esquema la mayor variabilidad en cuanto a tipo de coberturas corresponde a las posiciones baja y media del paisaje, en tanto que para las partes altas la dominancia es dada por la cobertura de tipo pajonal.

Con relación al tipo de horizonte, el horizonte Ah, característico de los Andosoles es dominante (61%) y está presente bajo la mayoría de coberturas identificadas en el área (excepto bajo almohadillas y bosque de *Polylepis*); también dentro de los tipos de horizontes en la gradiente morfológica se puede observar que los epipedones minerales: A, Ah y Ap, se encuentran a lo largo de toda la toposecuencia; es de resaltar la presencia del epipedón Ah en todas las unidades geomorfológicas, la presencia dominante de los horizontes tipo Ah, está condicionada fuertemente a la deposición de material tipo Tephra del holoceno de la actividad volcánica del cuaternario (Buytaert *et al.* 2007b; Coltorti y Ollier, 2000; Hungerbühler *et al.* 2002). En las partes bajas de la secuencia morfológica sobresalen los horizontes con gran contenido de materia orgánica, horizontes H, correspondientes a las cobertura almohadillas y bosque de *Polylepis*, lo que es de esperarse pues la topografía es determinante para la acumulación de la misma, ya que a menudo su acumulación es favorecida en las partes bajas de los relieves (Quideau 2006).

Los horizontes superficiales muestran una profundidad promedio de 41 cm (rango: 20 a 66 cm), pero dentro de una comparación entre horizontes minerales (A, Ah y Ap) y orgánicos (H), los primeros tienden a ser de mayor profundidad (horizontes minerales: 43 cm; horizontes orgánicos: 34 cm). Dentro del análisis de la profundidad del suelo en relación con el tipo de cobertura, está se muestra muy variable (Figura 2).

Las actividades antrópicas como Pq, Pa, Cp y BPi, contribuyen a la disminución de la profundidad promedio del suelo frente a pajonales no intervenidos (profundidad promedio: pajonal no alterado=45 cm; horizontes antropizados=41 cm), una explicación a esto puede ser dada por Hofstede (1995), Podwojewski *et al.* (2002) y Podwojewski y Poulénard (2006), quienes manifiestan que las actividades antrópicas como la quema se la realiza con la finalidad de obtener pasto más fresco (beneficio a corto plazo) para los animales, favoreciendo a un mayor pastoreo con la consiguiente compactación, promoviendo la aparición de superficies desnudas las cuales se vuelven receptivas a una degradación estructural del suelo, debido a que la energía cinética de las gotas de lluvia o de granizo actúa con mayor intensidad sobre dichas superficies. A esto se suma la mayor absorción de la radiación solar de los suelos desnudos oscuros que favorecen el secado del suelo y una repelencia de la superficie del suelo al agua, todo lo cual contribuye a la pérdida de las propiedades sobre todo físicas de los suelos lo que les vuelve más susceptibles a la degradación.

Analizando tales propiedades se tiene que las coberturas naturales: Al, Bp y P, muestran contenidos de humedad más altos a HS y CC; se ve claramente que las actividades antrópicas de quema, cultivos (papa y pastos) y aforestación con pino modifican el contenido de humedad en los niveles de HS y CC (Figura 3), mucho de esto se debe a la disminución del contenido de materia orgánica (MO), la misma que también se la analizó por su gran importancia en estos suelos, ya que determina de una manera crucial el comportamiento de retención de agua en estos suelos que inclusive es de mayor relevancia que el mismo contenido de alófana (Buytaert, 2004).

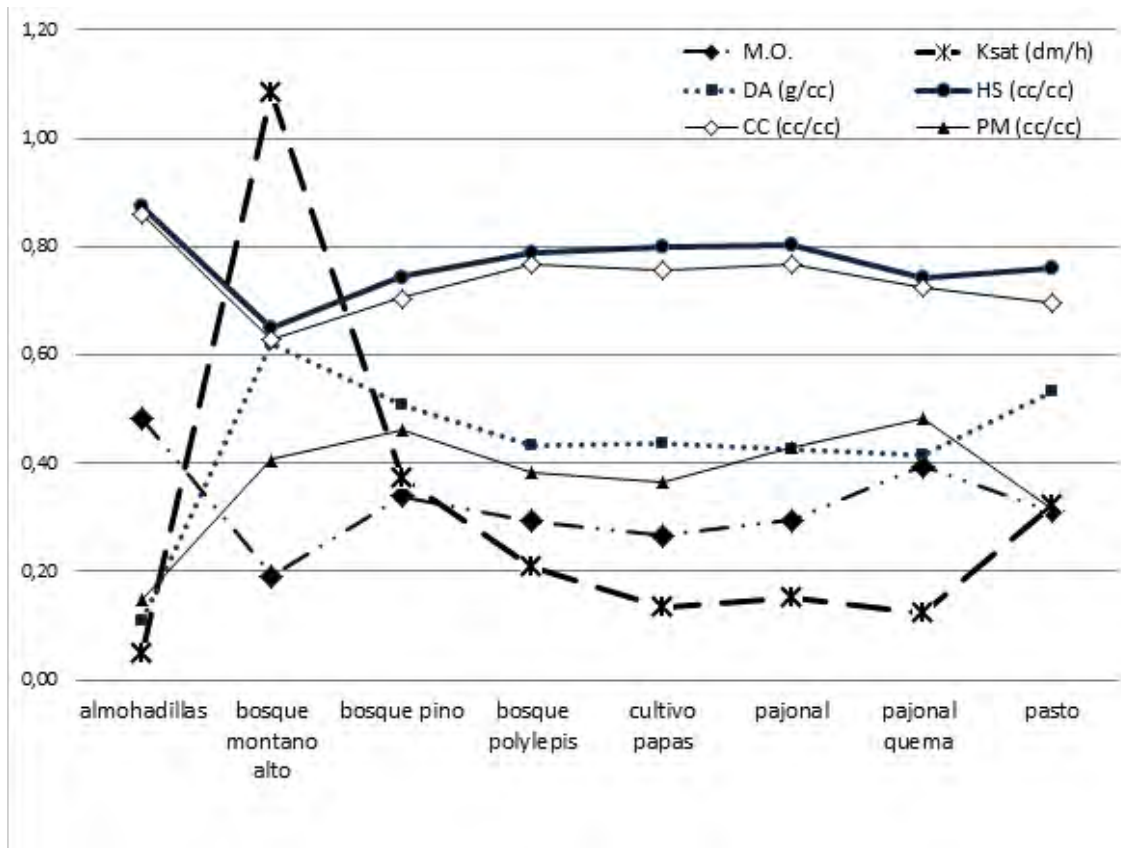


Figura 3. Influencia del tipo de cobertura sobre las propiedades hidrofísicas de los suelos del área de estudio.

Se puede ver una disminución de la K_{sat} en sitios de cultivos (Cp y Pq) frente a pajonales inalterados, lo que concuerda con los resultados de los estudios realizados por Poulénard *et al.* (2001), en donde se afirma sobre una reducción de la K_{sat} ante cambios en el uso del suelo en las zonas de páramo.

Se puede notar un aumento de la K_{sat} , bajo la cobertura de BPi (3,7 cm/h), lo que sugeriría la contribución del flujo preferencial y/o calidad de la materia orgánica para dicho aumento ya que normalmente ante el incremento del contenido de MO se esperaría valores más bajos de K_{sat} ; sin embargo este fenómeno no se observa para el caso del Pa en el que disminuye el contenido de materia orgánica pero de igual manera el valor de K_{sat} es más alto que el de P, lo esperado sería una reducción de la K_{sat} por una reorganización superficial de la superficie del suelos bajo labranza lo que se traduce en procesos de encostrado con superficies de muy baja conductividad (Poulénard *et al.*

2001). En el caso de la DA, se puede observar un aumento bajo coberturas antrópicas (Pa, Cp, BPi) (valor promedio=0,49), frente a P y Bp (promedio=0,43 g/cc) lo que influye en la capacidad de almacenamiento del agua. En el caso de Pq se observa una disminución de la densidad (0,41g/cc) lo que se debe a que después de la quemas se promueve a un secado del suelo (suelos desnudos) donde se produce una nueva estructura extremadamente rígida de alguna manera irreversible, y que hace que ante este aumento de la porosidad también lo haga la sensibilidad a la modificación de la arquitectura de los poros con la consiguiente pérdida de las propiedades de almacenamiento después del secado, ya que se desarrollan superficies de repelencia al agua durante el secado (Hofstede, 1995; Podwojewski y Poulénard, 2006).

El caso de la cobertura BMa, que presenta los valores más bajos de contenido de humedad a HS, CC y PM y un alto valor de K_{sat} de 10,84 cm/h, se lo puede atribuir a su bajo contenido de MO, lo que se refleja en la densidad aparente más elevada para los horizontes superficiales (0,62 g/cc); hay que tener en cuenta también que este tipo de cobertura se encuentra en las altitudes más bajas del área de estudio y que, de acuerdo a Zehetner (2003), existe una correlación negativa de la altitud con el contenido de carbono orgánico (MO) lo que influye directamente en todas las propiedades hidrofísicas de estos suelos que estarían más ubicados en la región de subpáramo húmedo que se caracteriza por el tipo de cobertura que es más arbustivo (Cañadas 1983), de todo esto deriva sus diferencias significativas con el resto de coberturas analizadas anteriormente.

CONCLUSIONES

Los cambios de cobertura fundamentalmente se han dado sobre suelos de tipo andosoles, en los cuales las actividades antrópicas expresadas bajo el uso agropecuario y forestal del suelo, están provocando alteraciones en las propiedades de esos suelos. La transición de pajonal a cultivo de papas, pasto, pino o la quema de pajonal, estarían disminuyendo el contenido de humedad en los puntos de humedad de saturación y capacidad de campo. De igual manera, la densidad aparente aumenta bajo condiciones antrópicas (pasto, cultivo de papas y bosque de pino) lo que afecta a la capacidad de almacenamiento de agua de los suelos; y las coberturas de papas y pajonal quemado están disminuyendo el valor de la K_{sat} a nivel superficial, en tanto que ésta se ve aumentada bajo pasto y pino.

La cobertura correspondiente a bosque montano alto refleja propiedades físicas distintas a los otros tipos de coberturas, lo que estaría en función de su formación bioclimática (subpáramo húmedo) lo que hace que difiera notablemente del resto de coberturas.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Secretaria Nacional de Ciencia y Tecnología del Ecuador que financió este estudio bajo el proyecto “Cuantificación de los servicios hidrológicos en cuencas alto-Andinas: Proyecto PIC-08-460.

BIBLIOGRAFÍA

- Baculima, F; JC Baculima y A Bermeo, 1999. Caracterización de clima por microcuencas en el Austro Ecuatoriano. Tesis de Maestría, Universidad de Cuenca. 120 pp.
- Beltrán, K; S Salgado; F Cuesta; S León-Yáñez; K Romoleroux; E Ortiz; A Cárdenas y A Velástegui (eds), 2009. *Distribución espacial, sistemas ecológicos y caracterización florística de los páramos en el Ecuador*. EcoCiencia, Proyecto Páramo Andino y Herbario QCA. Quito, Ecuador. 150 pp.
- Buytaert, W; G Wyseure; B De Bievre y J Deckers, 2005. The effect of land-use changes on the hydrological behaviour of Histic Andosols in south Ecuador. *Hydrol. Process.* 19: 3985–3997.
- Buytaert, W; J Deckers; G Dercon; B De Bievre; J Poesen y G Govers, 2002. Impact of land use changes on the hydrological properties of volcanic ash soils in South Ecuador. *Soil Use and Management.* 18: 94-100.
- Buytaert, W; V Iñiguez y B De Bièvre, 2007a. The effects of afforestation and cultivation on water yield in the Andean páramo. *Forest Ecology and Management.* 251: 22 - 30.
- Buytaert, W, 2004. The properties of the soils of the South Ecuadorian Páramo and the impact of land use change on their Hydrology. Tesis doctoral. Katholieke Universiteit Leuven.
- Buytaert, W; F Cuesta-Camacho y C Tobón, 2011. Potential impacts of climate change on the environmental services of humid tropical alpine regions. *Global Ecol. Biogeogr.* 20: 19-33.
- Buytaert, W; J Deckers y G Wyseure, 2007b. Regional variability of volcanic ash soils in south Ecuador: The relation with parental material, climate and land use. *Catena.* 70: 143 - 154.
- Buytaert, W; J Deckers y G Wyseure, 2006. Description and classification of nonallophanic Andosols in south Ecuadorian alpine grasslands (páramo). *Geomorphology.* 73: 207 - 221.
- Cañadas, L, 1983. *Mapa bioclimático y ecológico del Ecuador*. MAG-PRONAREG. Quito, Ecuador. 210 pp.
- Célleri, R, 2010. Estado del conocimiento técnicocientífico sobre los servicios ambientales hidrológicos generados en los Andes: Estado del conocimiento, la acción y la política para asegurar su provisión mediante esquemas de pago por servicios ambientales. Pp. 25-46 en: Quintero, M (ed.). *Servicios Ambientales Hidrológicos en la Región Andina*. IEP, CONDESAN. Lima, Perú.
- Coltorti, M y CD Ollier, 2000. Geomorphic and tectonic evolution of the Ecuadorian Andes. *Geomorphology.* 2000: 1-19.
- Douglas, I, 2002. Global land cover and land use trends and changes. Pp. 13-15 en Ted Munn. *Encyclopedia of Global Environmental Change*. Vol. 3. John Willey & Sons, LTD. Manchester, United Kingdom.
- FAO, 2001. *World Soil Resources Report No. 94: Lecture notes on the major soils of the world*. Editado por P. Driessen, J. Deckers, O. Spaargaren y F. Nachtergaele. Rome, Italy.

- Farley, K, 2007. Grasslands to Tree Plantations: Forest Transition in the Andes of Ecuador.» *Annals of the Association of American Geographers*. 97(4) 755–771.
- Härdle, W y L Simar, 2007. *Applied Multivariate Statistical Analysis*. Springer. Berlín, Germany. Pp 215-247.
- Hofstede, R, 1995. The effects of grazing and burning on soil and plant nutrient concentrations in Colombian páramo grasslands. *Plant and Soil*. 173: 111-132.
- Hofstede, R; P Segarra y P Mena Vásconez, 2003. *Los páramos del mundo: Proyecto atlas mundial de los páramos*. Global Peatland Initiative/NC-IUCN/Ecociencia, Quito, Ecuador.
- Hotelling, H, 1933. Analysis of a complex of statistical variables into principal components. *Journal of Educational Psychology*. 24: 417–441.
- Huggeth, R, 2007. *Fundamentals of Geomorphology*. Second Edition. Routledge, Taylor & Francis Group. Manchester. Pp. 166-182.
- Hungerbühler, D; M Steinmann; W Winkler; D Seward; A Egüez; D Peterson; U Helg y C Hammer, 2002. Neogene stratigraphy and Andean geodynamics of southern Ecuador. *Earth-Science Reviews*. 52: 75 - 124.
- Iñiguez, V; P Borja; P Crespo y F Cisneros, 2008. Importancia de la Hidropedología en la determinación de procesos hidrológicos a escala de ladera en zonas de páramo. XI Congreso de la Ciencia de Suelo . Quito: CECS, 29 - 31 de Octubre de 2008.
- IUSS WORKING GROUP WRB, 2006. *World reference base for soil resources 2006*. *World Soil Resources Reports No. 103*. FAO. Rome, Italy.
- Jenny, H, 1941. *Factors of soil formation. A system of quantitative pedology*. New York, US.
- Keddy, P, 2007. *Plant and Vegetation: Origins, Processes, Consequences*. Cambridge University Press. New York, EEUU.
- LAL, R. Y M. SHUKLA., 2004. *Principles of Soil Physics*. Marcel Dekker, Inc. New York, EEUU.
- Lambin, EF; B Turner; H Geist; S Agbola; A Angelsen; J Bruce; O Coomes y R Dirzo, 2001. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. *Global Environmental Change*. 11: 261–269.
- McGill, W, 2007. The Physiology and Biochemistry of Soil Organisms. Pp. 231 -257. en P. Eldor (ed.) *Paul Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry*. Academic Press. US.
- Ollier, C, 1988. *Volcanoes*. Blackwell Pub. Oxford, UK: 345pp.
- PODURI, R., 2000. *Sampling Methodologies with Applications*. Chapman & Hall/CRC. New York, US.
- Podwojewcki, P y N Germain, 2005. Short-term effects of management on the soil structure in a deep tilled hardened volcanic-ash soil (cangahua) in Ecuador.» *European Journal of Soil Science*. 56: 39 – 51.
- Podwojewski, P; J Poulenard; T Zambrana y R Hofstede., 2002. Overgrazing effects on vegetation cover and properties of volcanic ash soil in the páramo of Llangahua and La Esperanza (Tungurahua, Ecuador). *Soil Use and Management*. 18: 45 - 55.
- Podwojewski, P, 1999. Los suelos de las altas tierras andinas: Los Páramos del Ecuador. Sociedad Ecuatoriana de la Ciencia del Suelo, SECS. Quito, Ecuador.
- Podwojewski, P y J., 2006. Paramos Soils. Pp. 1239 - 1242 en: R. Lal. *Encyclopedia of Soil Science*. CRC Press Taylor & Francis Group, US.

- Post, WM, 2006. Organic Matter: Global Distribution in World Ecosystems. Pp. 1216 - 1221 en R. Lal. Encyclopedia of Soil Science. Cambridge University Press New York, EU.
- Poulenard, J, 2000. Les sols de páramo de l'Équateur sur couverture pyroclastique: diversité, genèse et propriétés physiques. Nancy, France: Université Henri Poincaré, CNRS (Centre National de la Recherche Scientifique), IRD (Institut de Recherche Pour le Développement).
- Poulenard, J; P Podwojewski; J Janeau y J Collinet, 2001. Runoff and soil erosion under rainfall simulation of Andisols from the Ecuadorian Páramo: effect of tillage and burning. *Catena*, 45: 185 - 207.
- Quideau, S, 2006. Organic Matter Accumulation. Pp. 1172-1175 en: R. Lal. Encyclopedia of Soil Science. CRC Press Taylor & Francis Group. New York, EU.
- Shoji, S; R Dahlgren y M Nanzyo. Genesis of Volcanic Ash Soils. Pp. 37 - 61 en: S. Shoji; M. Nanzyo y R. Dahlgren. Volcanic Ash Soil: Genesis, properties and utilization. Elsevier Science Publishers B.V. Amsterdam, The Netherlands.
- Smeck, N y C Lee, 2006. Soils in Time and Space. Pp. 1648 - 1652 en: R. Lal. Encyclopedia of Soil Science. Cambridge University Press. New York, EU:
- Vuille, M; R Bradley y F Keimig, 2000. Climate Variability in the Andes of Ecuador and Its Relation to Tropical Pacific and Atlantic Sea Surface Temperature Anomalies. *Journal of Climate*. 14: 2520-2535.
- Zehetner, F; W Miller y L West, 2003. Pedogenesis of Volcanic Ash Soils in Andean Ecuador. *Soil Science Society of America*, 67: 1797–1809.

LAGOS Y LAGUNAS DE MONTAÑA DEL NORTE DE LA PATAGONIA (38-41° S) Y SUS POTENCIALES VALORES ECOSISTÉMICOS.

North patagonian mountain lakes and lagoons And their potential ecosystems values.

**Patricio De los Ríos-Escalante¹, Enrique Hauenstein¹,
Patricio Acevedo² y Mario Romero-Miéres¹.**

¹Universidad Católica de Temuco, Facultad de Recursos Naturales,
Escuela de Ciencias Ambientales, Casilla 15-D, Temuco, Chile.

²Universidad de la Frontera, Facultad de Ingeniería, Ciencias y
Administración, Departamento de Ciencias Físicas, Casilla 54-D, Temuco.
prios@uct.cl / patorios@msn.com

RESUMEN

Los ecosistemas lacustres de montaña del norte de la Patagonia (38-41° S), se caracterizan por estar localizados en zonas con bosque nativos dominados principalmente por especies del género *Nothofagus*, como también por bosques de *Araucaria araucana* y *Fitzroya cupressoides*, los que están protegidos ya sea por pertenecer al Sistema Nacional de Áreas Protegidas del Estado de Chile, o por iniciativas privadas. El objetivo del presente trabajo consiste en realizar una revisión de la literatura en cuanto a antecedentes de fauna acuática y tipo de bosque circundante en lagos y lagunas de alta montaña localizados en el norte de la Patagonia chilena. Los antecedentes de la literatura indican que los lagos son oligotróficos lo que está asociado a la presencia de bosques nativos sin intervención antrópica, esta condición hace que los sitios tengan baja biodiversidad de fauna acuática, en algunos casos hay peces nativos del género *Galaxias* spp., y pueden existir sitios con salmónidos introducidos *Oncorhynchus mykiss*. El hecho de que estos sitios se encuentren en zonas de alta montaña implica que sean de difícil acceso, lo que ha favorecido que se encuentren protegidos ya sea por el gobierno de Chile o por iniciativas privadas, lo que genera una fuente de ingreso para poblaciones locales. Se discuten aspectos ecológicos y se comparan con otras experiencias similares.

Palabras clave: lagos, oligotrofia, bosques nativos, Patagonia.

ABSTRACT

The northern Patagonia lacustrine ecosystems (38-41°S) are characterized by the presence of perennial native forest protected by Chilean government or private organizations. The present paper objective is to do a revision on literature about aquatic fauna and forest type and possible ecosystem services in Patagonian mountain lakes. The antecedents obtained from literature indicate that the lakes are oligotrophic and associated to native forest without anthropogenic intervention, this condition is a cause of low aquatic species diversity, in some cases there are native fishes of *Galaxias* genus

and introduced salmonids *Oncorhynchus mykiss*. The mountain zone where are located these lakes, is because of access difficulty a good advantage for protection procedures of Chilean government or private organisms, that generate economic activities for local populations. Ecological topics were discussed.

Keywords: lakes, oligotrophy, native forests, Patagonia.

INTRODUCCIÓN

El norte de la Patagonia chilena (38-41° S) presenta una serie de lagos y lagunas de alta montaña (Figura 1), localizados en zonas con bosques nativos perennifolios, caducifolios en estado prístino, lo que explica la condición de marcada oligotrofia de estos sitios (Donoso 1994, Steinhart *et al.*, 1999, 2002; De los Ríos *et al.*, 2007; De los Ríos-Escalante *et al.*, 2011; Hauenstein *et al.*, en prensa), por otro lado la mayoría de estos se encuentran en áreas protegidas ya sea por organismos especializados del gobierno chileno o por iniciativas privadas (Steinhart *et al.*, 2002; De los Ríos *et al.*, 2008; De los Ríos y Roa, 2010).

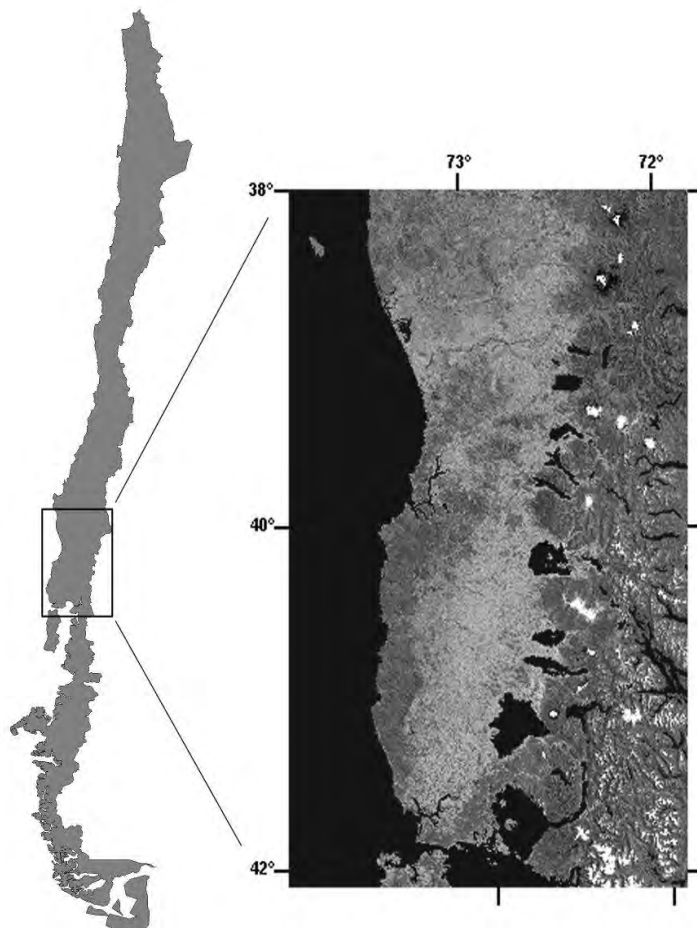


Figura 1. A la izquierda el mapa de Chile continental. A la derecha imagen satelital: en gris oscuro los bosques, en gris claro las áreas agrícolas, en negro las aguas del océano Pacífico y de los lagos, en blanco las nieves.

Una situación interesante, considerando la marcada oligotrofia que se observó inicialmente en lagos de la Patagonia de Argentina y Chile (Thomasson, 1963; Wöfl, 1996), y que en los últimos veinte años se registró en algunos lagos

chilenos una transición de oligotrofia a mesotrofia debido al reemplazo del bosque nativo por ciudades o distintos emplazamientos de actividad antrópica (Soto, 2002; Woelfl *et al.*, 2003).

La fauna acuática de estos sitios se caracteriza por su baja biodiversidad de fauna pelágica y litoral asociado a la oligotrofia (De los Ríos *et al.*, 2007; De los Ríos y Roa, 2010; De los Ríos-Escalante *et al.*, 2011), en cuanto a peces los sitios pueden tener poblaciones de especies nativas del género *Galaxias* spp., y en algunos casos pueden existir poblaciones introducidas de salmónidos, específicamente trucha arcoiris (Wetzlar, 1979; Kamjunke *et al.*, 2009; De los Ríos-Escalante, 2010). De igual modo hay también lagunas superficiales temporales, las cuales en invierno se encontrarían cubiertas por nieve, mientras que en verano en algunos casos podrían pasar por procesos de desecación por falta de lluvias.

El hecho que estos sitios se encuentren en áreas protegidas ya sean públicas o privadas, implica que estos sitios sean poco intervenidos, principalmente debido al relieve montañoso, ya que su única forma de acceso es por medio de largos senderos de montaña (Steinhart *et al.*, 1999; 2002; De los Ríos *et al.*, 2007). En este escenario, estos sitios generarían una fuente de ingreso a poblaciones locales cercanas las que trabajan ya sea en servicios públicos o instancias privadas relacionadas con la protección de éstas áreas u ofreciendo servicios para los visitantes. El objetivo del presente trabajo es realizar una revisión de la literatura sobre los ecosistemas lacustres asociados a bosques nativos en zonas de alta montaña.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se analizó literatura (Steinhart *et al.*, 2002; De los Ríos & Roa, 2008; De los Ríos-Escalante *et al.*, 2010) sobre lagos y lagunas de montaña localizados entre los 38 y 41° S, se consideraron variables como superficie, concentración de clorofila y abundancia de especies de crustáceos zooplanctónicos. Como información anexa, se consideró la presencia y ausencia de peces nativos e introducidos, y el tipo de bosque asociado (Steinhart *et al.*, 2002; De los Ríos & Roa, 2008; De los Ríos-Escalante *et al.*, 2010).

A este conjunto de datos se les aplicaron análisis de regresión con el fin de determinar posibles relaciones entre los parámetros antes mencionados, y se realizó una prueba T de student para verificar si hay o no diferencias significativas en condición de presencia y ausencia de peces, y en segunda instancia entre sitios temporales y permanentes. Los análisis estadísticos se realizaron por medio del programa Xlstat 6.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los sitios estudiados tienden a ser oligotróficos con bajo número de especies zooplanctónicas y una presencia variable de peces ya sea nativos o introducidos (Tabla 1). Los resultados muestran que no hay correlación significativa entre la concentración de clorofila con número de especies para los sitios estudiados, no obstante, si descontamos el sitio con presencia de peces, la correlación aumenta ligeramente (Tabla 2). De igual modo, no hubo diferencias significativas en función de la presencia y ausencia de peces, ni en sitios con temporales o permanentes (Tabla 2).

Tabla 1. Localización, concentración de clorofila, presencia o ausencia de peces y tipo de bosque en sitios considerados en el presente trabajo.

Sitio	Localización	Área protegida.	Tipo de sitio	Concentración de clorofila ($\mu\text{g/L}$)	Número de especies	Peces	Tipo de bosque
Verde I	38° 41' 71° 46'	P. N. Conguillío	Permanente	0.1	3	Sin peces	<i>Nothofagus</i> , <i>A. araucaria</i>
Captrén	38°38' 71° 42'	P. N. Conguillío	Permanente	0.1	2	<i>G. maculatus</i> <i>O. mykiss</i>	<i>Nothofagus</i> , <i>A. araucaria</i>
Arcoiris	38° 40' 71°37'	P. N. Conguillío	Permanente	Sin datos	2	Sin peces	<i>Nothofagus</i> , <i>A. araucaria</i>
De los Patos	39°10' 71°42'	P. N. Huerquehue	Temporal	2.9	4	Sin peces	<i>Nothofagus</i> , <i>A. araucaria</i>
Tinquileo	39°10' 71°43'	P. N. Huerquehue	Permanente	1.6	5	<i>G. maculatus</i> <i>O. mykiss</i>	<i>Nothofagus</i>
Del Risco	39°15' 71°42'	Parque Cañi (privado)	Estacional	0.7	2	Sin peces	<i>Nothofagus</i> , <i>A. araucaria</i>
Negrita	39°15' 71°42'	Parque Cañi (privado)	Estacional	2.7	3	Sin peces	<i>Nothofagus</i> , <i>A. araucaria</i>
De los Patos	39°15' 71°42'	Parque Cañi (privado)	Estacional	10.6	4	Sin peces	<i>Nothofagus</i> , <i>A. araucaria</i>
Escondida	39°15' 71°42'	Parque Cañi (privado)	Estacional	12.4	4	Sin peces	<i>Nothofagus</i> , <i>A. araucaria</i>
Seca	39°15' 71°43'	Parque Cañi (privado)	Estacional	12.3	4	Sin peces	<i>Nothofagus</i> , <i>A. araucaria</i>
Negra	39°15' 71°42'	Parque Cañi (privado)	Estacional	0.7	4	Sin peces	<i>Nothofagus</i> , <i>A. araucaria</i>
Vaca Hundida	39°15' 71°42'	Parque Cañi (privado)	Estacional	1.2	4	Sin peces	<i>Nothofagus</i> , <i>A. araucaria</i>
Los Pastos	39°15' 71°43'	Parque Cañi (privado)	Estacional	0.5	4	Sin peces	<i>Nothofagus</i> , <i>A. araucaria</i>
Bella	39°15' 71°42'	Parque Cañi (privado)	Estacional	0.7	2	Sin peces	<i>Nothofagus</i> , <i>A. araucaria</i>
El Encanto	40°41' 72°09'	P. N. Puyehue	Permanente	Sin datos	3	<i>G. maculatus</i> <i>O. mykiss</i>	<i>Nothofagus</i>
La Gallina	40°40' 72°00'	P. N. Puyehue	Permanente	Sin datos	5	<i>G. maculatus</i> <i>O. mykiss</i>	<i>Nothofagus</i>
Sargazo	41°30' 72°36'	P. N. Alerce Andino	Permanente	Sin datos	5	Sin peces	<i>Nothofagus</i> , <i>F. cupressoides</i>
Triángulo	41°39' 72°35'	P. N. Alerce Andino	Permanente	Sin datos	2	Sin peces	<i>Nothofagus</i> , <i>F. cupressoides</i>
Chaiques	41°40' 72°36'	P. N. Alerce Andino	Permanente	Sin datos	3	Sin peces	<i>Nothofagus</i> , <i>F. cupressoides</i>

Los resultados sobre la existencia de una relación débil entre número de especies y concentración de clorofila (Tabla 2), concuerdan con los resultados de la literatura que indican que no hay una relación significativa por sí sola con el número de especies (Soto & Zúñiga, 1991; De los Ríos & Soto, 2007; De los Ríos & Roa, 2006). No obstante, Soto & Zúñiga (1991), De los Ríos & Soto (2007) y Woelfl (2007) describen por estimaciones indirectas que hay una relación directa entre número de especies y la concentración de clorofila. Por otro lado, por medio del análisis estadístico multivariado se ha encontrado una relación directa entre clorofila y número de especies, en el caso en

que el número de ellas pueda estar entre cinco a ocho especies (Soto & De los Ríos, 2006; De los Ríos & Soto, 2007, 2009; De los Ríos-Escalante, 2010; De los Ríos-Escalante et al., 2011; De los Ríos-Escalante & Woelfl, 2011). Siendo nativas de Sudamérica las especies de copépodos calanoideos y los cladóceros tienden a ser cosmopolitas (De los Ríos-Escalante, 2010) Una situación similar ha sido observada en lagos de la Patagonia de Argentina (Modenutti *et al.*, 1998) y Nueva Zelanda (Jeppensen *et al.*, 1997, 2000).

Tabla 2. Resultados de análisis estadísticos para sitios considerados en el presente trabajo

Análisis de correlación	
Clorofila y número de especies (total)	0.379 n.s
Clorofila y número de especies en sitios sin peces	0.455 n.s
Prueba T student presencia y ausencia de peces	0.681 n.s
Prueba T student sitios temporales y permanentes	0.323 n.s

La falta de diferencias significativas en el número de especies en presencia y ausencia de peces (Tabla 2), indicaría que los peces no influirían de manera significativa en la composición del zooplancton, y probablemente estarían depredando principalmente sobre fauna bentónica (Soto & Campos, 1995; Soto & Stockner, 1996; Modenutti *et al.*, 1998). Este escenario sería diferente a las primeras descripciones para lagos chilenos en que se planteó que la presencia de peces tendría un rol importante en la estructuración del ensamble zooplanctónico lacustre chileno (Soto & Zúñiga, 1991; Soto et al., 1994).

Los estudios recientes realizados en lagos de montaña en Suiza, plantean probablemente un rol indirecto de la presencia de salmónidos y su efecto en la composición zooplanctónica, ya que las especies de mayor tamaño tenderían a estar ausentes (Winder, 2003). Esto podría explicar presumiblemente las diferencias en el número de especies observadas en primeros estudios en sitios con presencia y ausencia de peces en lagos y lagunas del sur de la Patagonia chilena (De los Ríos y Soto, 2009). No obstante, el efecto de los peces sobre la comunidad zooplanctónica lacustre no está del todo claro (De los Ríos-Escalante y Soto, 2010; Kamjunke *et al.*, 2009).

Los sitios estudiados, entre los 38 y 39° S, presentan una cobertura de bosque nativo diversa, destacando bosques puros de Araucaria (*Araucaria araucana*) y mixtos de Araucaria-Coigüe (*Nothofagus dombeyi*) y Araucaria-Lenga (*N. pumilio*), y bosques dominados principalmente por *Nothofagus* caducifolios como Roble (*N. obliqua*), Raulí (*N. alpina*) y Ñirre (*N. antarctica*) (Donoso 1994, Luebert & Plitscoff, 2006, Donoso 2006). Hacia el sur de los 40°S, el Alerce o Lahuan (*Fitzroya cupressoides*) se establece en ambas cordilleras formando bosques puros o mezclándose con vegetación típica del Tipo Forestal Siempreverde, desapareciendo al sur de los 43°S (Donoso, 1981; Steinhart *et al.*, 2002; Luebert & Plitscoff, 2006). Este escenario hace que la mayoría de los lagos de montaña tengan un paisaje de importante valor turístico y científico, ya que presentan una cubierta vegetal nativa única (Steinhart *et al.*, 2002; De los Ríos-Escalante, 2011), de particular diversidad de especies y formas de vida, destacando no sólo especies arbóreas sino también especies arbustivas, herbáceas y trepadoras, que tienen una función importante en la composición estructural del bosque (Armesto *et al.* 1997). Además, la conservación de éstas especies y de los ecosistemas boscosos que éstas conforman es importante dado su valor como reserva genética (Wilken 1998). En consecuencia, la presencia de bosque nativo explica la condición prístina de estos sitios (De los Ríos *et al.*, 2007; De los Ríos & Romero-Mieres, 2009; Hauenstein *et al.*, en

prensa).

Considerando estos antecedentes, estos sitios tienen un valor ecológico y paisajístico, ya que así se sustentan actividades como excursiones, senderismo, o avistamiento de fauna nativa, lo cual beneficia de manera directa o indirecta a comunidades rurales cercanas (Lindemayer, 2009). El hecho que estos sitios estén protegidos ya sea por el gobierno local o por iniciativas privadas da la ventaja de preservar las condiciones de estos ambientes aumentando su valor científico, turístico y como un recurso generador de ingresos.

AGRADECIMIENTOS

El presente proyecto fue financiado por el proyecto DGI-UCT 2009-02-1 y la Escuela de Ciencias Ambientales de la Universidad Católica de Temuco.

BIBLIOGRAFÍA

Armesto, J; P León Lobos, y M Kalin-Arroyo, 1997. Los bosques templados del sur de Chile y Argentina: Una isla biogeográfica. 23-28 pp. En: Armesto, J., C. Villagrán & M. Kalin Arroyo. (Ed.) 1997. *Ecología de los bosques nativos de Chile*. Ed. Universitaria. Santiago de Chile. 477 pp.

De los Ríos-Escalante, P y S Woelfl, 2011. Use of null models to explain crustacean zooplankton assemblages in Northern Patagonian lakes (Chile) with and without mixotrophic ciliates. *Crustaceana* 84: 1061-1068.

De los Ríos-Escalante, P; E Hauenstein y M Romero-Mieres, 2011. Microcrustacean assemblages composition and environmental variables in lakes and ponds of the Andean region – South of Chile. *Brazilian Journal of Biology* 71: 353-358.

De los Ríos-Escalante, P, 2011. A null model to study community structure of microcrustacean assemblages in northern Chilean shallow lakes. *Crustaceana* 84(3): 513-521.

De los Ríos, P y G Roa, 2010. Crustacean species assemblages in mountain shallow ponds: Parque Cañi (38°S Chile). *Zoologia Curitiba* 27(1): 81-86.

De los Ríos, P y D Soto, 2009. Estudios limnológicos en lagos y lagunas del Parque Nacional Torres del Paine (51°S, Chile). *An. Ins. Patagonia* 82(1): 63-72.

De los Ríos, P y M Romero-Mieres, 2009. Littoral crustaceans in lakes of Conguillío National Park (38° S, Araucanía region, Chile). *Crustaceana* 82: 117-119.

De los Ríos, P; P Acevedo; R Rivera y G Roa, 2008. Comunidades de crustáceos litorales de humedales del norte de la Patagonia chilena (38° S): rol potencial de la exposición a la radiación ultravioleta. Pp 209-218. En: Volpedo, AV y L Fernández (eds). *Efecto de los cambios globales sobre la biodiversidad*. CYTED Programa Iberoamericano de Ciencia y Tecnología para el Desarrollo Red 406RT0285.

De los Ríos, P; E Hauenstein; P Acevedo y X Jaque, 2007. Littoral crustaceans in mountain lakes of Huerquehue National Park (38°S, Araucanía Region, Chile). *Crustaceana*, 80(4): 401-410.

De los Ríos, P y M Romero-Mieres, 2009. Littoral crustaceans in lakes of Conguillío National Park (38°S), Araucanía region, Chile. *Crustaceana*, 82(1): 117-119.

- De los Ríos, P y D Soto, 2007. Crustacean (Copepoda and Cladocera) zooplankton richness in Chilean Patagonian lakes. *Crustaceana*, 80(3): 285-296.
- Donoso, C, 1981. *Tipos forestales de los bosques nativos de Chile*. Doc. De trabajo N° 38. Proyecto FAO. FO: DP/CHI/76/003.
- Donoso, C, 1994. *Bosques templados de Chile y Argentina*. Ed. Universitaria. Chile. 484 pp.
- Donoso, C (ed.), 2006. *Las especies arbóreas de los bosques templados de Chile y Argentina. Autoecología*. Marisa Cúneo Ediciones, Valdivia, Chile. 678 pp.
- Jeppensen, E; TL Lauridsen; SF Mitchell y CW Burns, 1997. Do zooplanktivorous fish structure the zooplankton communities in New Zealand lakes? *New Zealand Journ. Mar. Freshwat. Res.*, 31(1): 163-173.
- Jeppensen, E; TL Lauridsen; SF Mitchell; K Chirstofferssen y CW Burns, 2000. Trophic structure in the pelagial of 25 shallow New Zealand lakes: changes along nutrient and fish gradients. *Journ. Plankt. Res.*, 22(2): 951-968.
- Kamjunke, N; B Vogt y S Wölfl, 2009. Trophic interactions of the pelagic ciliate *Stentor* spp. in North Patagonian lakes. *Limnologia*, 39(1): 107-114.
- Lindemayer, C, 2009. *Trecking in Patagonian Andes*. Lonely Planet Eds. 200 pp.
- Luebert, F y P Pliscoff, 2006. *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile*: (Editorial Universitaria, Santiago de Chile). 316 pp.
- Modenutti, BE; EG Balseiro; CP Queimaliños; DA Añón Suárez; MC Dieguez y R.J. Albariño, 1998. Structure and dynamics of food webs in Andean lakes. *Lake Reservoir Management*, 3: 179-189.
- Niemeyer, H. y P. Cereceda, 1984. *Geografía de Chile. Hidrografía*. Instituto Geográfico Militar, Santiago de Chile. 320 pp.
- Pedrozo, F; S Chillrud; P Temporetti y M Díaz, 1993 Chemical composition and nutrient limitation in river and lakes of northern Patagonian Andes (39.5-42° S, 71° W) (Rep. Argentina). *Verh. Intern. Verein. Angew. Limnol.*, 25: 207-214.
- Soto, D, 2002. Oligotrophic patterns in southern Chile lakes: the relevance of nutrients and mixing depth. *Revista Chil. Hist. Nat.*, 75(3): 377-393.
- Soto, D y H Campos, 1995. Los lagos oligotróficos del bosque templado húmedo del sur de Chile. 134-148 pp. En: J. ARMESTO, M. KHALIN, Y M VILLAGRÁN (eds.), *Ecología del Bosque Chileno*: Editorial Universitaria, Santiago de Chile.
- Soto, D; H Campos; W Steffen; O Parra y L Zúñiga, 1994. The Torres del Paine lake district (Chilean Patagonia): a case of potentially N-limited lakes and ponds. *Arch. Hydrobiol.*, 99(1): 181-197.
- Soto, D y P De los Ríos, 2006. Trophic status and conductivity as regulators of daphnids dominance and zooplankton assemblages in lakes and ponds of Torres del Paine National Park. *Biologia*, Bratislava 61: 541-546.
- Soto, D y JG Stockner, 1996. The temperate rain forest lakes of Chile and Canada: comparative ecology and sensitivity to anthropogenic change. 266-280 pp. En: R. LAWFORD, P. ALABACK &

- E. FUENTES (eds.), *High latitude rain forest of the west coast of the Americas. Climate, hydrology, ecology and conservation*. Springer-New York, USA.
- Soto, D y LR Zúñiga, 1991. Zooplankton assemblages of Chilean temperate lakes: a comparison with North American counterparts. *Revista Chil. Hist. Nat.*, 64(3): 569-581.
- Steinhart, GS; GE Likens y D Soto, 1999. Nutrient limitation in Lago Chaiquenes (Parque Nacional Alerce Andino, Chile): evidence from nutrient experiments and physiological assays. *Revista Chil. Hist. Nat.*, 72(4): 559-568.
- Steinhart, GS; GE Likens y D Soto, 2002. Physiological indicators of nutrient deficiency in phytoplankton of southern Chilean lakes. *Hydrobiologia*, 489: 21-27.
- Thomasson, K, 1963. Araucanian lakes. *Acta Phytogeographica Suecica*, 47: 1-139 pp.
- Wetzlar, H, 1979. Beiträge zur Biologie und Bewirtschaftung von Forellen (*Salmo gairdneri* und *Salmo trutta*) in Chile. Tesis Doctoral, University of Freiburg, Germany.
- Wilken, P, 1998. La sustentabilidad forestal en Chile: aporte a una política integral de los bosques nativos y plantaciones exóticas. Santiago, Chile. Serie documentos Experiencias de Cooperación N° 3. 62 p.
- Winder, M, 2003. Zooplankton ecology in high mountain lakes. Tesis Doctoral enviada al Swiss Federal Institute of Technology, Zürich, Switzerland.
- WÖLFL, S, 1996. Untersuchungen zur Zooplanktonstruktur einschliesslich der mikrobiellen Gruppen unter besonderer Berücksichtigung der mixotrophen Ciliaten in zwei Südchilenischen Andenfüßseen. Tesis Doctoral Universität Konstanz).
- Woelfl, S, 2007. The distribution of large mixotrophic ciliates (*Stentor*) in deep North Patagonian lakes (Chile): First results. *Limnologia*, 37(1): 28-36.
- Woelfl, S; L Villalobos y O Parra, 2003. Trophic parameters and method validation in a Lake Riñihue (North Patagonia, Chile) from 1978 to 1997. *Revista Chil. Hist. Nat.*, 76(3): 459-474.

LA CALIDAD DE LAS AGUAS DE POZO DE USO AGRÍCOLA EN PUERTO SAAVEDRA (38°S, CHILE)

Water quality in agricultural sources in Puerto Saavedra (38° S, Chile)

Nelson R. Rivera^{1,*}, Patricio De los Rios-Escalante¹, Oriana Betancourt²

¹Universidad Católica de Temuco, Facultad de Recursos Naturales, Escuela de Ciencias Ambientales, Casilla 15-D, Temuco, Chile.

²Universidad Católica de Temuco, Facultad de Recursos Naturales, Escuela de Ciencias Veterinarias, Casilla 15-D, Temuco, Chile.

RESUMEN

Se presenta el estudio de la calidad de las aguas en el sector rural de Puerto Saavedra, denominado Collico. El agua en este sector es utilizada para consumo humano y agrícola. La caracterización físico química y microbiológica se efectuó fijando 10 pozos representativos del sector. El programa de muestreo, las técnicas de análisis y de preservación de las muestras se implementaron de acuerdo a las normas vigentes. Los resultados indican que los sitios en estudio presentan parámetros de nutrientes, conductividad, pH y oxígeno similares a reportes de aguas para uso agrícola, presentando una contaminación muy baja. En relación a la parte microbiológica, las estimaciones de coliformes totales y fecales son muy superiores a lo establecido por la Norma Chilena Oficial para agua potable en todos los casos y para agua de riego en cinco casos.

Palabras clave: nutrientes, coliformes, agricultura, contaminación.

ABSTRACT

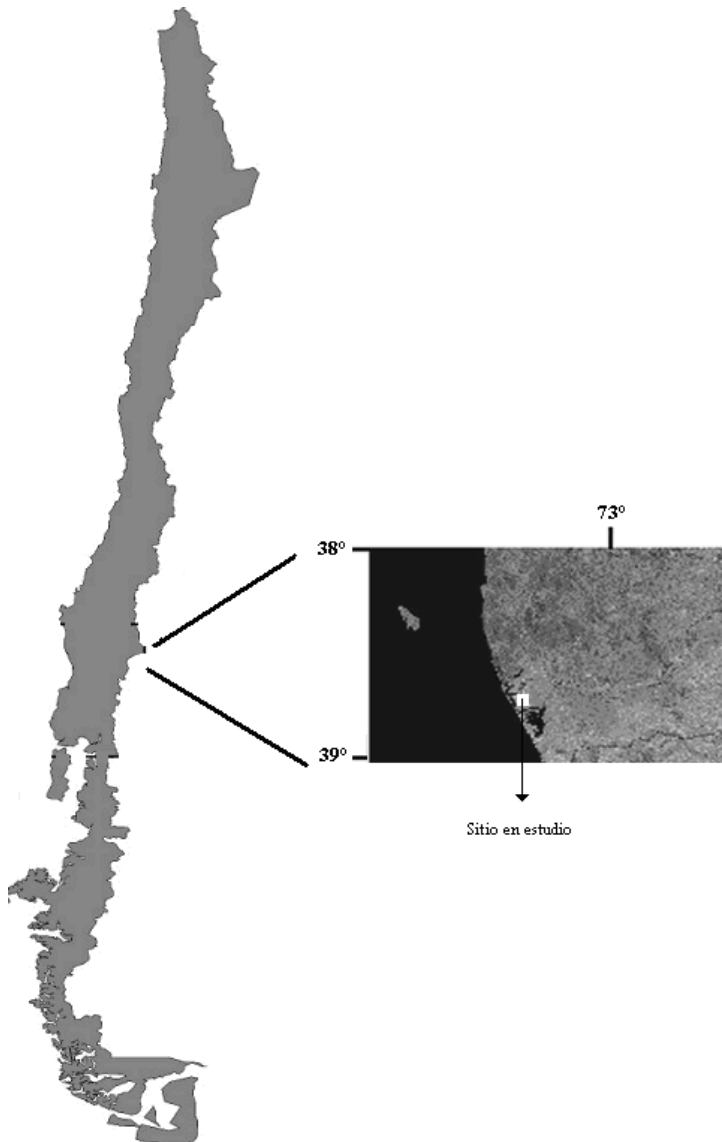
It study the water quality in a rural zone of Puerto Saavedra, called Collico, the water in this sector is utilized for human consumption and agricultural uses. The physic and chemical characterization was done in 10 representative water sources. The sampling procedure, analysis techniques and samples preservation were done in according to the currents regulations. The results indicated that the studied sites have nutrients, conductivity, pH and oxygen parameters similar to reports to other water sources for agricultural uses with low pollution. In a microbiological view point the total and fecal coliforms are high in comparison to the Chilean Official Norm for potable water in all cases and in five cases for agricultural water.

Keywords: nutrients, coliforms, agriculture, pollution

INTRODUCCIÓN

La calidad del agua cada día se ve más afectadas por las actividades humanas, las cuales, junto con los fenómenos naturales, hacen que sus propiedades fisicoquímicas y microbiológicas varíen notoriamente de un lugar a otro (Gómez et al., 2007). Debido a la alta demanda de agua, es tan importante conocer su calidad para el consumo humano, riego de cultivos, uso industrial, acuicultura y manejo de vida silvestre en general, así como para la recreación y estética (Rivera *et al.*, 2004). En Chile, la norma legal sobre requisitos de calidad del agua para diferentes usos es la Norma Chilena 1333 (1978).

La normativa chilena que regula la calidad del agua superficial que puede ser usada como fuente de suministro de agua potable es la Norma Chilena 777 (1971), que clasifica la calidad del agua, sobre la base de diez parámetros y la Norma Chilena 409 (1984), que establece los requisitos físicos, químicos, radioactivos y bacteriológicos que debe cumplir el agua potable y el agua para uso agrícola proveniente de cualquier sistema de abastecimiento. En Chile existen pocos estudios orientados a la detección de contaminación microbiológica (coliformes) y contenido de nitrato en aguas de pozo en las zonas rurales. Algunos de los problemas de las autoridades, que le impiden implementar soluciones que tiendan a mejorar las condiciones de vida de estos sectores,



son la falta de información medioambiental y la dificultad para ubicar los sectores geográficos más afectados. El presente estudio se desarrolla en la IX Región de la Araucanía, ubicada en la zona sur de Chile entre los 37°35' y los 39°35' de latitud sur y desde 70°50' longitud oeste hasta el Océano Pacífico, con una superficie de 31.858,4 km², que no está ajena a los problemas de deterioro de los cursos de agua. Un aspecto relevante, que no se puede dejar de tomar en cuenta, es el relacionado con el aporte de fósforo fecal de las aguas servidas que es del orden de 1 a 2 g.hab⁻¹.d⁻¹. También se puede citar el aporte de ión amonio a través de la urea con 30 g.hab⁻¹.d⁻¹. (Rivera, 1992). El objetivo de este trabajo fue determinar la calidad de las aguas de pozo de un sector rural de Puerto Saavedra, llamado Collico (Figura 1).

Figura 1. Ubicación del sitio de estudio.

El agua en este sector es utilizada para consumo humano y riego, la evaluación se efectuó mediante la determinación de indicadores químicos y microbiológicos de contaminación.

MATERIALES Y METODOS

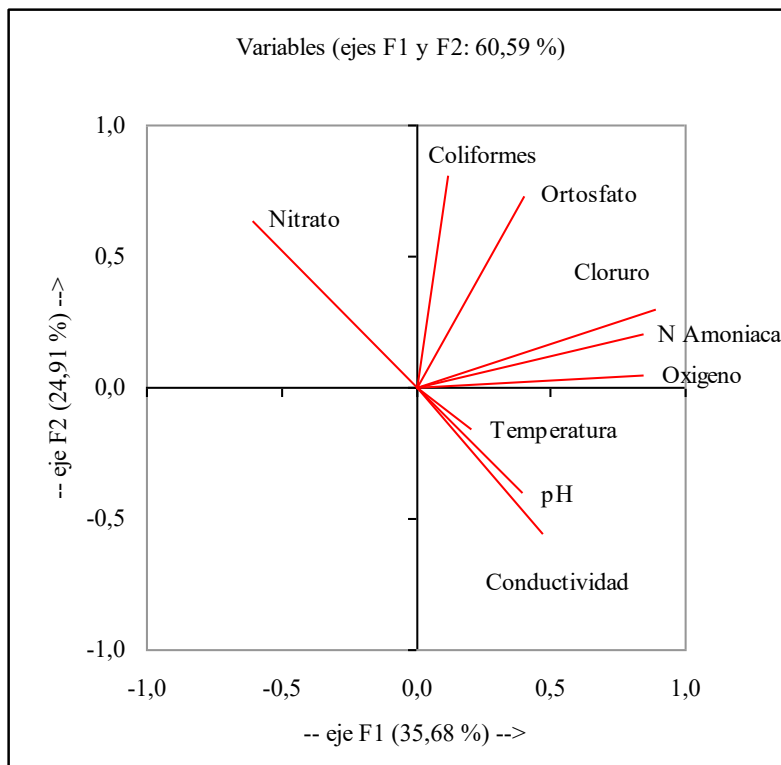
El sitio de estudio comprende la comunidad rural Collico (38°47'16" S 73°23'47" W), ubicada en el sector norte de la comuna de Saavedra. Viven aproximadamente 48 familias, donde la dedicación productiva principal es producción de leguminosas, cereales y praderas. Collico, por encontrarse a orillas del río, sufre año tras año de inundaciones que afectan la productividad. La superficie aproximada promedio de tenencia es de 3 ha por familia. Esta comunidad no cuenta con una red de agua potable, pero si posee derechos de agua. Según el Código de aguas en su artículo n° 5°, las aguas son bienes nacionales de uso público; pero que se pueden otorgar a los particulares en calidad de "derechos de aprovechamiento". En Collico el Derecho de aprovechamiento de agua es Consuntivo, es decir, aquel que faculta a su titular para consumir totalmente las aguas en cualquier actividad, según el artículo 13 del Código de Aguas. El territorio de la comuna de Saavedra presenta aptitud forestal, pecuaria, agropecuaria, turismo de intereses especiales, acuicultura, entre otras. Las principales ramas de actividad económica desarrolladas son los rubros agropecuarios y pesca (Ilustre Municipalidad de Puerto Saavedra, 2005).

Para el estudio se fijaron diez estaciones de muestreo en las cuales se efectuó un seguimiento con tres muestreos en triplicado durante los meses de Octubre a Diciembre, debido a condiciones climáticas adversas, ya que en invierno se dificulta el acceso por inundaciones. La evaluación comprendió parámetros microbiológicos y químicos analizados mediante técnicas de laboratorio científicamente validadas y contempladas en las normas chilenas vigentes para análisis de agua. Los parámetros físicoquímicos fueron medidos en muestras de superficie (0 – 30 cm), la temperatura y el pH fueron medidos con pHmetro Orión modelo 250A, con una sensibilidad de 0,01 unidad, la conductividad, salinidad y sólidos disueltos totales (TDS) fueron medidos con equipo Orión modelo 115, con una sensibilidad de 0.01 mg*L⁻¹. La extracción de las muestras de agua se realizó con botella tipo Van Dorn horizontal de 3 L, extrayendo en cada estación 10 litros de agua depositados en bidones plásticos para el análisis de fosfato, amonio, nitrito y nitrato. Para el análisis microbiológico se extrajo agua en botellas de vidrio de 1000 ml y se usaron cinco tubos. Todos los envases fueron sometidos a los protocolos de limpieza y esterilización correspondientes de acuerdo a la Norma Chilena 411/6 (1999) y al Manual de Calidad del laboratorio. A los datos obtenidos se les aplicó un análisis de componentes principales con el fin de determinar las variables más determinantes en la caracterización de los sitios estudiados, para este análisis estadístico se aplicó el programa Xlstat 5.0.

RESULTADOS Y DISCUSION

Los resultados del análisis de componentes principales denotan (Figura 2), primero que en la matriz de correlación, solo hubo la presencia de una relación directa significativa entre cloruro con oxígeno y nitrógeno amoniacal (Tabla 2; P < 0.05).

El análisis de componentes principales indicó que las variables que más influyeron en un 60,59 %, de estos en el primer eje, aportó un 35,68 %, siendo las variables más influyentes el oxígeno, nitrógeno amoniacal y cloruro con aproximadamente un 22 a 24 % del total del eje (Figura 2).



De igual modo se apreció que la concentración de nitratos está indirectamente asociada con la temperatura, pH y conductividad y que estas variables son ortogonales a todas las demás variables que son independientes (Tabla 3, Figura 2), mientras que para el segundo eje este aportó un 24,91 %, siendo las variables más influyentes la conductividad, nitrato, ortofosfato y coliformes totales que aportaron entre un 14 y 29 % (Tabla 3, Figura 1).

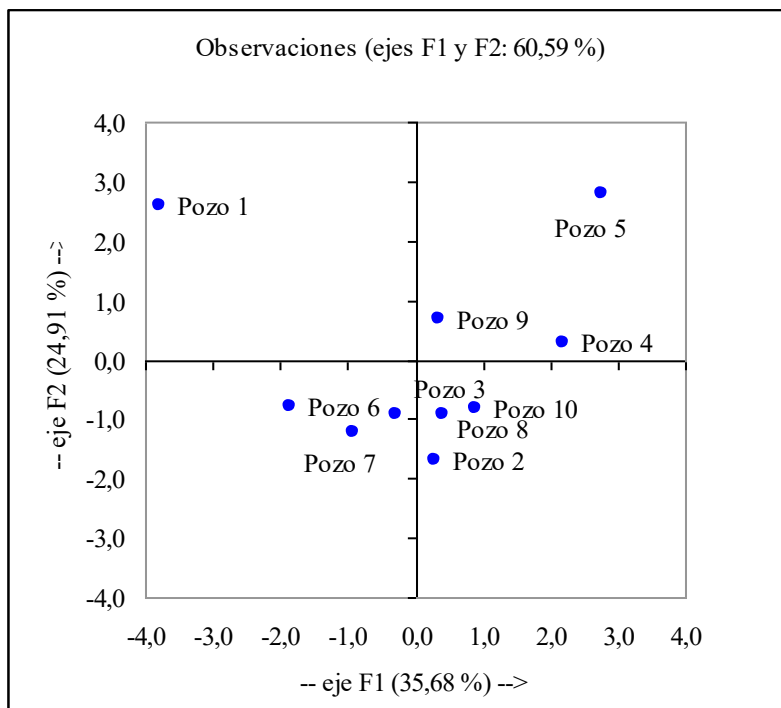


Figura 2. Resultados del análisis de componentes principales para las variables consideradas para cada sitio.

Los resultados finales indican que hay dos sitios marcadamente diferentes que son el Pozo 1, el cual tiene bajos valores de conductividad y concentraciones de oxígeno, nitrato, nitrógeno amoniacal y cloruro, y altas concentraciones de coliformes fecales (Tabla 1), mientras que en el caso opuesto el Pozo 5, se presentan las concentraciones

más altas de los parámetros antes mencionados, situación similar a la observada para los Pozos 4, 9 y 10 (Tabla 1). Por otro lado, los demás sitios presentaron concentraciones bajas de coliformes totales y moderadas del resto de los parámetros (Tabla 1).

Tabla 1. Análisis fisicoquímico y microbiológico de las aguas de pozo, Puerto Saavedra Región de la Araucanía, Chile.

Parámetros	Pozo 1	Pozo 2	Pozo 3	Pozo 4	Pozo 5	Pozo 6	Pozo 7	Pozo 8	Pozo 9	Pozo 10
T°C	11.8	11.1	13.8	12.6	11.6	11.4	11.6	15.6	14.5	13.6
pH	6.02	6.44	6.18	6.62	6.06	6.17	6.22	6.07	6.18	6.83
Cond. ($\mu\text{s}\cdot\text{cm}^{-1}$)	268	917	497	573	611	459	764	917	688	643
Oxígeno disuelto (ppm)	0.6	1.2	0.9	1.3	1.3	0.9	0.9	0.9	1.2	0.9
Fosfato (ppm)	1.2	0.8	0.6	1.3	1.4	0.8	0.9	1.1	1.1	1.1
N-amoniaco (ppm)	0.4	0.7	0.9	1.0	1.3	0.5	0.5	0.8	0.5	0.9
Nitrato (ppm)	0.7	1.2	1.2	1.3	1.6	0.8	0.7	1.1	0.9	1.1
Cloruro (ppm)	0.34	0.47	0.67	0.8	0.93	0.34	0.46	0.57	0.54	0.63
Coliformes totales(NMP*100 mL ⁻¹)	920	7.8	4.5	33.0	1600.0	140.0	46.0	14.0	1600.0	130.0

Tabla 2. Matriz de correlación para las variables consideradas en el estudio. Los valores con negrita indican presencia de correlación significativa ($P < 0.05$)

	pH	Conductividad	Oxígeno	Fosfato	N Amoniacal	Nitrato	Cloruro	Coliformes
Temperatura	0.002	0.271	-0.069	0.041	0.092	-0.224	0.181	-0.007
pH		0.187	0.265	0.037	0.252	-0.329	0.221	-0.429
Conductividad			0.429	-0.091	0.149	-0.632	0.126	-0.243
Oxígeno				0.306	0.574	-0.561	0.668	0.267
Fosfato					0.384	0.303	0.482	0.560
N Amoniacal						-0.313	0.943	0.082
Nitrato							-0.323	0.284
Cloruro								0.239

Tabla 3. Ponderación de los componentes principales.

	F1	F2
Temperatura	1.362	1.174
pH	5.028	7.439
Conductividad	7.100	14.216
Oxígeno	22.403	0.088
Fosfato	4.891	23.927
N Amoniacal	22.347	1.810
Nitrato	11.691	18.284
Cloruro	24.723	3.900
Coliformes	0.456	29.161

Los resultados indican que los sitios de estudio tienen parámetros de nutrientes, conductividad, pH y oxígeno similares a reportes de agua para uso agrícola en Brasil (Medeiros *et al.*, 2008; Coletti *et al.*, 2010). Por otro lado, estos autores recalcan el rol de las formas nitrogenadas como indicadores de calidad de agua para uso agrícola, lo que coincidiría con los resultados obtenidos en el análisis de componentes principales del presente trabajo. Otro parámetro que se considera para efectos de calidad de aguas, es la calidad microbiológica en cuanto a presencia de coliformes totales. En un estudio realizado en un humedal urbano comparado con un humedal suburbano (Rivera *et al.*, 2010), se encontraron valores de coliformes totales similares a los observados en el presente trabajo. Dentro de este contexto, la cantidad y calidad de los coliformes fecales, ya sean de origen antrópico o animal, están asociados a las condiciones circundantes a los cuerpos de agua (Melo y Fehr, 2009), lo que se reportó para humedales urbanos y sub-urbanos localizados cerca de Temuco (Rivera *et al.*, 2010), los cuales son los más recientes que describen la calidad de aguas en zonas urbanas y sub-urbanas en las cercanías del sitio en estudio, específicamente en Temuco, a aproximadamente 100 km de Puerto Saavedra; estos resultados indicarían que a pesar de la intervención antrópica, la contaminación en cuanto a nutrientes sería muy baja, pero en las condiciones microbiológicas presenta problemas en la mitad de los casos. Considerando estos antecedentes, los parámetros observados en el presente estudio, serían similares en parte a otros reportados por la literatura, lo que indicaría condición aceptable en los parámetros físico químicos y muy limitados en la parte microbiológica.

AGRADECIMIENTOS

Los autores del presente trabajo agradecen a las Escuelas de Ciencias Ambientales y Ciencias Veterinarias de la Universidad Católica de Temuco por las facilidades entregadas para desarrollar este trabajo.

BIBLIOGRAFÍA

Coletti, C, R Testezlaf; TAP Ribeiro; RTG de Souza y DA Pereira, 2010. Water quality index using multivariate factorial analysis. *Rev. Brás. Eng. Agric. Amb.*, 14: 517-522.

Correa-Araneda, F; A Contreras y P De los Ríos, 2010. Amphipoda and decapoda as potential bioindicators of water quality in an urban stream (38° S, Temuco, Chile). *Crustaceana*, 83: 897-902.

Gómez, AM; D Naranjo-Fernández; AF Martínez y D Gallego-Suárez, 2007. Calidad del agua en la parte alta de las cuencas Juan Cojo y El Salado (Girardota – Antioquia, Colombia) *Rev. Fac. Nal. Agr. Medellin*. 60: 3735-3749.

Medeiros. S; AA Soares; PA Ferreira; JCL Neves; y JA De Souza, 2008. Utilicao de água residual de origem doméstica na agricultura: estudo do estado nutricional do cafeeiro. *Rev. Brás. Eng. Agric. Amb.*, 12: 109-115.

Melo, E y M Fehr, 2009. La evolución del uso del suelo y del agua en la cuenca del arroyo Piçarrao (Araguari-M.G. Brasil): un estudio de caso. *Rev. Geog. Norte Grande* 42: 59-69.

Norma Chilena Oficial N° 1.333. OF87 Requisitos de calidad de agua para diferentes usos.

Inscripción N° 49.092 por Instituto Nacional de Normalización, INN. Santiago de Chile, 20 pp. (1978).

Norma Chilena Oficial N° 409/1. Agua potable – parte 1: Requisitos. Instituto Nacional de Normalización, INN. Santiago, 14 pp. (1984).

Norma Chilena Oficial 411/6.Of98 Calidad del agua - Muestreo - Parte 6: Guía para el muestreo de ríos y cursos de agua. Instituto Nacional de Normalización, INN. Santiago, 50 pp. (1999).

Norma Chilena Oficial N°777. Agua Potable Fuentes de abastecimiento y obras de captación. Terminología. Clasificación requisitos generales. Instituto Nacional de Normalización, INN. Santiago, 18 pp. (1977).

Rivera R; P De los Ríos y A Contreras, 2010. Indicadores de contaminación fecal en cuerpos de agua rural y urbano de la ciudad de Temuco. Cienc. Inn. Agr., 37: 141-149.

Rivera, N; F Encina; A Muñoz y Mejias P, 2004. La calidad de las aguas en los ríos Cautín e Imperial, IX Región-Chile. Inf. Tec., 15: 89-101.

Rivera N, 1992. Calidad y reconocimiento básico de aguas. El árbol nuestro amigo. 08: 40-45.

EVALUACIÓN DEL ESTADO DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL LAGO DE ATITLÁN, GUATEMALA.

Evaluation of the state of the Water Quality of Atitlan Lake, Guatemala.

**Juan Francisco Pérez Sabino¹, Bessie Evelyn Oliva Hernández¹,
Elisandra Hernández Hernández¹, Pedro Guillermo Jayes Reyes¹,
Baltimore Salvador Valladares Jovel², Marvin Romero¹ y Pablo Domingo³**

¹Escuela de Química, Edificio T-12, Facultad de Ciencias Químicas y Farmacia, Universidad de San Carlos de Guatemala, zona 12, Ciudad de Guatemala, Guatemala C.A. 01012. fpsabino@yahoo.com; fpsabino@usac.edu.gt;

²Escuela de Biología, Edificio T-10, Facultad de C.C.Q.Q. y Farmacia, Universidad de San Carlos de Guatemala, zona 12, Ciudad de Guatemala, Guatemala C.A. 01012.

³Autoridad para el Manejo Sustentable del Lago de Atitlán –AMSCLAE- Calle del Frutal 01-79 Zona 2, 07010-Panajachel, Sololá, Guatemala.

RESUMEN

El Lago de Atitlán es de gran importancia socioeconómica por los servicios ambientales que presta a las poblaciones en sus alrededores; sirve como fuente de agua y alimentos, para el transporte y recreación y es considerado uno de los más bellos del mundo por lo cual es un destino turístico principal. Uno de los principales problemas del lago, es que desde 2008 han ocurrido floraciones extensivas de cianobacterias que han abarcado hasta 38% de su área superficial, lo que ha propiciado impactos negativos sobre las actividades económicas, como la disminución del turismo, de la actividad pesquera y el riesgo de intoxicaciones por la posible producción de cianotoxinas. La floración de cianobacterias en el lago es consecuencia de presiones humanas, que incluyen contaminación causada por descargas de aguas residuales, de aguas mieles, malas prácticas agrícolas, turismo sin manejo adecuado y basura. Aunado a esto, el cambio climático ha provocado incremento en la temperatura del agua y una mayor radiación solar, condiciones que favorecen las floraciones de cianobacterias. En el presente estudio se presentan resultados de los niveles de los principales nutrientes y parámetros físicos y bacteriológicos que definen la calidad del agua, obtenidos en cuatro muestreos del Lago de Atitlán realizados en 2009. Fueron identificados los principales géneros de fitoplancton observados en octubre de 2009, cuando ocurrió la mayor floración de la cianobacteria *Lyngbya* sp. Se encontró que en general el Lago aún presenta características de cuerpo de agua oligotrófico, sin embargo, los niveles de nutrientes se han incrementado, especialmente cerca de las poblaciones localizadas en las riberas del lago. Los niveles de nitrógeno y fósforo, la transparencia del agua y sólidos en suspensión, así como las cianobacterias *Lyngbya* sp y *Microcystis* sp., son propuestos como indicadores de estado de la calidad del agua del Lago de Atitlán.

Palabras clave: Calidad del agua, contaminación, floración algal, lago de Atitlán, *Lyngbya* sp., nutrientes.

ABSTRACT

Atitlán Lake is of great importance, both socially and economically because of its environmental utilities; being used as supply of water, means of transportation and recreation. It is considered one of the most beautiful lakes in the world which makes it a major tourism destination. Cyanobacterial blooms have occurred since 2008, covering nearly 38% of the superficial area of the lake. This causes a negative impact on economic activities, such as the decrease of tourism, fishing and a heightened risk of intoxication due to a possible production of cyanotoxins. The blooms of the cyanobacteria in the lake are the consequence of human pressure; which includes the pollution caused by the discharges of wastewater, poor agricultural practices and tourism planning; besides garbage. In addition to this, climatic change has provoked the rise of the water temperature as well as greater solar radiation; factors that favor the cyanobacterial blooms. The results obtained for the levels of nutrients, main physicochemical and microbiological parameters over four different sampling periods in 2009 in Atitlán Lake are presented in this study. The main genera of phytoplankton present in the lake in October 2009 were identified. This is the time when the largest bloom of the cyanobacteria *Lyngbya* sp. took place. The lake still shows oligotrophic characteristics; however the levels of nutrients, especially in the towns located at the shore are higher than the levels found in previous studies. Levels of nitrogen and phosphorus, water transparency, suspended solids and the presence of *Lyngbya* sp. and *Microcystis* sp. are considered as the main indicators of the state of water quality in Atitlán Lake.

Keywords:

Atitlan Lake, algal bloom, contamination, *Lyngbya* sp., nutrients, water quality

INTRODUCCIÓN

El Lago de Atitlán, ubicado en el altiplano occidental de Guatemala, ha sufrido una drástica degradación ambiental en los últimos años, debido a actividades humanas desarrolladas sin las medidas de mitigación necesarias para su conservación. Un problema serio observado recientemente es la floración extensiva de cianobacterias desde 2008, además que se han encontrado niveles de contaminación elevados en varios sitios de muestreo, sobre todo en los alrededores de las principales poblaciones. Es evidente el daño causado a la calidad del agua por la descarga de aguas residuales sin tratamiento, que ha incrementado los niveles de nutrientes y contaminantes químicos, propiciando la floración de cianobacterias, principalmente de *Lyngbya* sp. Esto pone en peligro la salud, la seguridad alimentaria y el nivel de ingresos de los habitantes de la cuenca, especialmente las poblaciones de Panajachel, Santa Catarina Palopó, San Antonio Palopó, San Lucas Tolimán, Santa Cruz la Laguna, San Pablo la Laguna, San Marcos la Laguna, San Juan la Laguna, San Pedro la Laguna y Santiago Atitlán, que dependen en buena medida de los servicios ambientales provistos por el lago, como la actividad turística, la pesca y la provisión de agua para riego y otros usos humanos.

El aumento de la población en la cuenca en las últimas décadas, actualmente de 217888 habitantes, trajo consigo una mayor descarga de aguas residuales sin tratamiento, el aumento de la deforestación, con el consiguiente arrastre del suelo por la escorrentía en la estación lluviosa, y el uso excesivo de detergentes y fertilizantes, lo cual ha provocado el aumento en la concentración de nutrientes en el lago. La Autoridad para el Manejo de la Cuenca del Lago de Atitlán y su Entorno –AMSCLAE–, ha detectado que

10 de los 15 municipios que se encuentran dentro de la cuenca del Lago descargan directamente sus aguas residuales al mismo, ya sea por un sistema de drenaje o por escurrimiento superficial sin ningún tratamiento previo; los restantes municipios descargan sus aguas residuales, de la misma manera a ríos y arroyos, que al final de su recorrido llevan esas aguas al lago que es el punto más bajo de la cuenca hidrográfica.

Lo anterior, en conjunto con fenómenos climáticos como la tormenta tropical Stan ocurrida en 2005 y variaciones ambientales relacionadas con el cambio climático, como la elevación de la temperatura, han provocado cambios en la integridad ecológica del lago, reflejados en las floraciones de cianobacterias observadas en los últimos años, afectando hasta 38% del área superficial del lago por a cianobacteria *Lyngbya hieronymusii* entre octubre y diciembre de 2009, según investigación de AMSCLAE.

La actividad económica principal en la cuenca es la agricultura, seguida del comercio y la actividad industrial, siendo también importantes la pesca y el turismo. Por su importancia, la cuenca del Lago de Atitlán fue declarada como Parque Nacional en 1955 y recategorizada como Reserva de Usos Múltiples Cuenca del Lago de Atitlán (RUMCLA) en 1997 mediante el Decreto 64-97 (CONAP, 2007).

Entre los estudios de la calidad del agua en el Lago de Atitlán se reporta que en 1983 se observaron notables incrementos en las densidades de fitoplancton, con respecto a estudios efectuados en 1976 y 1968, lo que evidenció el deterioro drástico de la calidad del agua del lago en plazos relativamente cortos (La Bastille, 1988). AMSCLAE ha efectuado desde 1994, estudios sobre los niveles de fósforo en el agua del lago así como de otros parámetros fisicoquímicos a partir de los cuales se estableció que el lago se encontraba en un estado oligotrófico. Se han establecido también emisores subacuáticos, los cuales conducen las aguas de escorrentía hasta una profundidad de 30 m, realizándose mediciones que confirman que no presenta incidencia sobre la calidad del agua superficial. La Universidad del Valle de Guatemala –UVG– realizó un monitoreo de la calidad del agua en el período 2000-2002, en 28 sitios de muestreo, concluyendo que la calidad fisicoquímica del agua era en general buena, aunque los niveles de nutrientes habían aumentado. Se encontraron niveles variables de contaminación bacteriana (Dix *et al.*, 2005; Castellanos *et al.*, 2002).

En este estudio se presenta la evaluación del estado de la calidad del agua del Lago de Atitlán, investigándose y proponiéndose indicadores para el monitoreo del lago, y medidas que disminuyan las presiones a fin de mitigar y eliminar los impactos adversos.

Área de Estudio

El Lago de Atitlán, de 100 km² y con un volumen de 25 km³ de agua y profundidad máxima de 324 m, se encuentra situado a 1562 msnm, en el departamento de Sololá, a 145 km al oeste de la Ciudad de Guatemala. Las desembocaduras del lago son todas fisuras subterráneas y rezumaderos, de forma que el agua escapa por las faldas porosas del lado sur de los volcanes. En su ribera sur, el lago presenta volcanes que alcanzan una altura de hasta 3550 msnm, siendo estos, los volcanes de Atitlán, Tolimán y San Pedro. La ribera del lago presenta una forma ovalada de 21 x 18 km, con dos bahías que corren en dirección al sur, a los lados de los volcanes Atitlán y Tolimán (La Bastille, 1988). Los cuatro afluentes principales del lago de Atitlán son los ríos Panajachel, Quiscab, San Buenaventura y Casacada, todos ubicados en la parte norte del lago.

METODOLOGÍA

Selección de Puntos de Muestreo

Once sitios de muestreo fueron seleccionados en el Lago de Atitlán, tomando en consideración sitios de muestreo de estudios previos (Castellanos *et al.*, 2002) y áreas cercanas a las principales poblaciones humanas, áreas agrícolas y descargas de aguas servidas. La posición de los sitios de muestreo se obtuvo mediante GPS, su ubicación se muestra en la imagen satelital (Figura 1). Los niveles promedio de parámetros fisicoquímicos en el Lago de Atitlán se muestran en la Tabla 1. Siete de los sitios se encuentran frente a los poblados ubicados en la orilla del lago y un sitio está ubicado en el centro del lago, como referencia. Los otros sitios se encuentran frente a las desembocaduras de los afluentes principales del lago, siendo los ríos San Francisco (Panajachel), Quiscab, y Buenaventura.

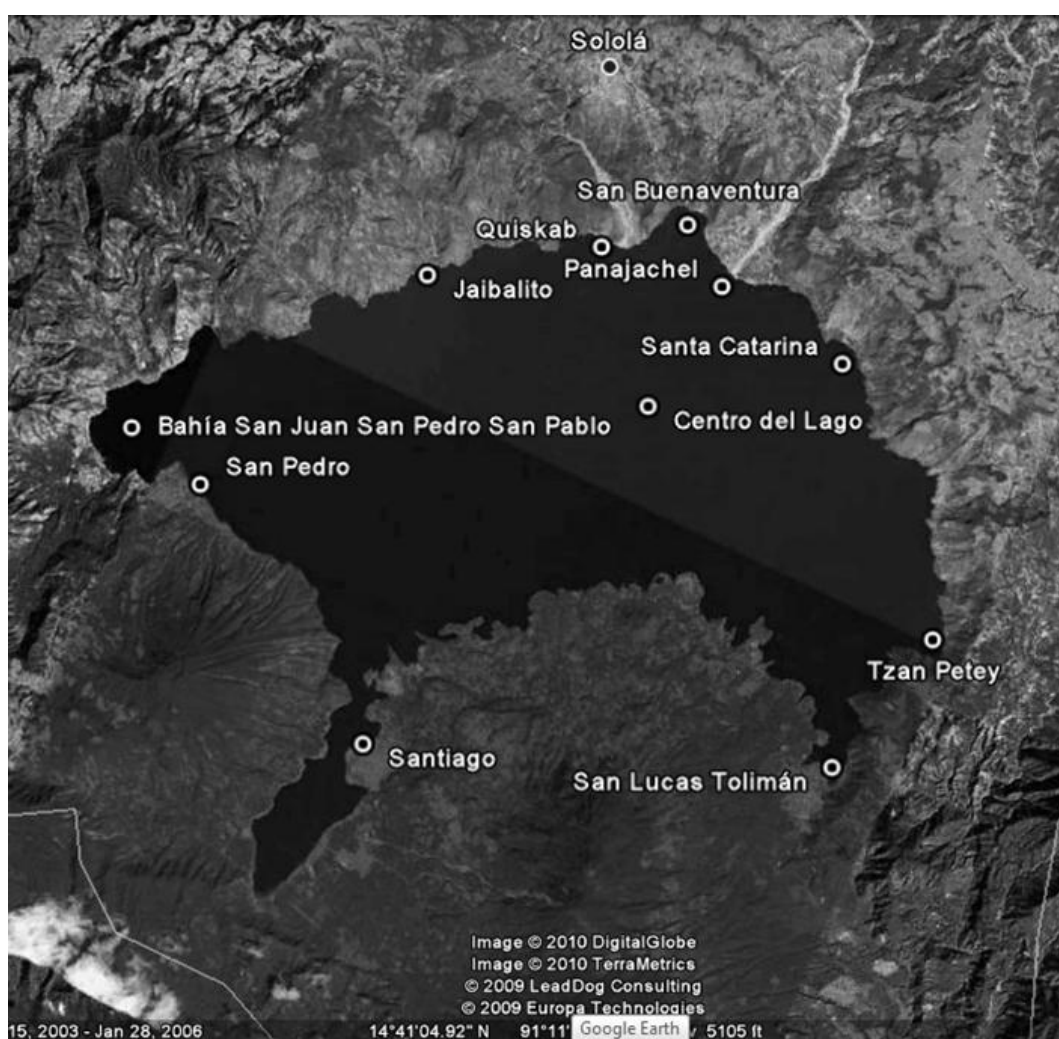


Figura 1. Imagen satelital con los sitios de muestreo. Modificación de imagen de Google Herat.
Fuente: datos de campo.

Tabla 1. Niveles promedio de los parámetros fisicoquímicos en los sitios de muestreo del Lago de Atitlán durante 2009, calculados a partir de cuatro muestreo efectuados en los meses de marzo, julio, agosto y octubre de 2009.

Sitio de muestreo	Ubicación	pH	Transparencia (m)	N-NO ₃ (mg/L)	N-NH ₄ (mg/L)	N-total (mg/L)	P-PO ₄ (mg/L)	P-total (mg/L)
San Buenaventura	14° 44.66 91° 10.02	8.64	9.2	0.0443	0.067	0.1471	0.0218	0.089
Río Quiskab	14° 44.41 91° 11.06	8.63	9.1	0.0385	0.045	0.1390	0.0225	0.053
Centro del Lago	14° 42.54 91° 10.49	8.70	11.5	0.0424	0.041	0.1409	0.0221	0.136
Jaibalito	14° 44.07 91° 13.15	8.60	9.9	0.0420	0.039	0.1253	0.0234	0.078
Bahía San Juan, San Pedro San Pablo	14° 42.28 91° 16.71	8.82	7.8	0.0509	0.034	0.1695	0.0236	0.081
San Pedro la Laguna	14° 41.62 91° 15.89	8.55	6.7	0.0432	0.046	0.1985	0.0249	0.071
Santiago Atitlán	14° 38.58 91° 13.93	8.36	6.2	0.0436	0.080	0.1989	0.0325	0.073
San Lucas Tolimán	14° 38.31 91° 08.28	8.63	8.4	0.0426	0.037	0.1802	0.0267	0.050
Tzan Petey	14° 39.80 91° 07.07	8.67	10.8	0.0471	0.035	0.2046	0.0273	0.054
Santa Catarina Palopó	14° 43.03 91° 08.15	8.72	9.3	0.0467	0.025	0.2012	0.0273	0.055
Río San Francisco, (Panajachel)	14° 43.94 91° 09.60	8.72	7.1	0.0366	0.069	0.1668	0.0395	0.097
Promedio		8.64	8.7	0.0434	0.046	0.1620	0.0263	0.0761

Toma y transporte de muestras

En todos los sitios se tomaron tres muestras de agua superficial para análisis fisicoquímicos, utilizando botellas de polipropileno de alta densidad de 1.0 L, a una profundidad de 30 cm. A una de las muestras se le agregó H₂SO₄ concentrado hasta pH 2, para su conservación. Todas las muestras de agua se transportaron al laboratorio en hieleras para mantenerlas a 4°C durante el viaje. Las muestras de sedimento fueron tomadas frente a San Juan La Laguna y almacenadas en bolsas de polietileno.

Mediciones de campo

En los sitios de muestreo fueron medidos directamente los siguientes parámetros: oxígeno disuelto, pH, temperatura y conductividad, utilizando un medidor portátil de calidad de agua, HANNA HI 9828 pH/ORP/EC/DO, equipado con una sonda de 20 metros. La transparencia se midió utilizando un disco de Secchi.

Mediciones en el laboratorio

Los parámetros nitrógeno total, nitrógeno de nitritos, nitrógeno de nitratos, nitrógeno de amonio, fósforo total y fósforo de ortofosfatos, sólidos sedimentables, sólidos totales, sólidos disueltos, sólidos suspendidos, sulfatos, se determinaron en el laboratorio, de acuerdo a los procedimientos estandarizados (APHA, 1998).

Identificación y conteo de fitoplancton

Las muestras para identificar el fitoplancton se colectaron con una red de fitoplancton (20 μm), haciendo pasar 100 L de agua por la red y concentrando a 100 mL en un recipiente de polietileno, el cual se cubrió con papel de Al para evitar la penetración de la luz. Las muestras fueron preservadas con formalina y lugol para preservarlas. La identificación del fitoplancton se realizó con una cámara de Sedgwick-Rafter de 1.0 mL y claves dicotómicas apropiadas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Calidad Fisicoquímica del agua del Lago de Atitlán

El pH afecta las formas químicas y los impactos ambientales de los contaminantes en el agua, pudiendo provocar la disolución de metales como iones a bajos valores de pH y precipitar como hidróxidos y óxidos a valores de pH más altos, y redisolverse de nuevo a valores de pH muy elevados. Otra forma en que puede afectar a la ecología acuática es en el caso del equilibrio amonio-amoniaco, ya que a valores altos desplaza el equilibrio a la forma amoniaco, tóxica para los peces. El agua del Lago Atitlán es alcalina, mostrando valores promedio superiores a pH de 8.0 en todos los muestreos y en el promedio general (ver Tabla 1), con un máximo en el muestreo efectuado en julio, con pH de 8.94 y un mínimo promedio en octubre con 8.38, no mostrados en la Tabla. Los resultados de pH indican que por mantenerse ligeramente básico, el mismo favorece la precipitación de fosfatos, lo cual favorecería también la precipitación de metales.

En general se encontraron buenos niveles de oxigenación del agua superficial, especialmente en los meses de agosto (8.70 mg/L) y octubre (8.03 mg/L), propiciada por los vientos que soplan en esos meses, y porcentajes de saturación superiores a 100% (resultados no mostrados). En marzo y julio se encontraron niveles de oxígeno en el borde de lo aceptable como apropiado para la vida acuática, con un promedio de 5.47 mg/L en marzo y 5.83 mg/L en julio, con valores menores de 5.03 y 5.18 mg/L en San Buenaventura y Centro del Lago, respectivamente en marzo, y de 4.62, 4.86 y 4.92 mg/L en San Buenaventura, Quiscab y Centro del Lago, respectivamente, en julio. La concentración de oxígeno disuelto, es dependiente de la temperatura, y en el caso de este estudio, el máximo de temperatura promedio para todos los sitios de muestreo ocurrió en octubre, con 24.0°C, siendo precisamente el mes en que ocurrió una floración extensiva de cianobacterias en el Lago de Atitlán.

El grado de penetración de la luz o transparencia en el agua está determinado por el tipo y cantidad de materia suspendida y materia disuelta en el agua. Las medidas de la cantidad de luz disponible a través de la columna de agua son importantes para identificar las zonas capaces de sostener actividad fotosintética. El sitio que presentó la mayor transparencia durante todos los muestreos es el centro del lago con un promedio de 11.5 m (Tabla 1). Los menores valores de transparencia se observaron en San Pedro la Laguna (3.3 m) durante el mes de marzo, Santiago Atitlán con 6.8 y 5.25 m en julio y agosto, respectivamente, y Santa Catarina Palopó con 5.0 m en octubre, cuando ocurrió la floración de cianobacterias (resultados no mostrados). Los valores de transparencia en lagos y embalses suelen oscilar entre 1 y 5 m (Marín, 2003), por lo que los valores

observados en el Lago de Atitlán son mucho mayores indicando que hay poca materia en suspensión y materia orgánica disuelta. En el caso de los sólidos suspendidos (resultados no mostrados en las Tablas), hubo un incremento en octubre (14 mg/L) por causa de la floración extensiva de cianobacterias en la superficie total del Lago de Atitlán, en comparación con los valores observados en los otros muestreos (2, 0.5 y 4 mg/L, en los meses de marzo, julio y agosto).

Niveles de nutrientes y situación de la contaminación del Lago de Atitlán

Los nutrientes en ecosistemas acuáticos están constituidos por compuestos de nitrógeno, fósforo y carbono principalmente, y su función es proporcionar energía y soporte estructural a los seres vivos. Los compuestos de fósforo y nitrógeno son de gran importancia, ya que la productividad depende de sus concentraciones. El Lago de Atitlán se ha caracterizado por ser un lago oligotrófico, con niveles bajos de nutrientes y otras variables fisicoquímicas, que causan niveles de productividad primaria bajos. Un incremento en los niveles de nutrientes puede acelerar el proceso de eutrofización de los cuerpos de agua, lo que puede perjudicar la calidad ambiental, cuando los niveles de contaminación son muy elevados.

Compuestos de nitrógeno

El nitrógeno en el agua de lagos, ríos y embalses, está distribuido en compuestos orgánicos e inorgánicos, a cuya suma se le denomina nitrógeno total. Una fracción de este nitrógeno, orgánico en su mayoría, se encuentra en el material sólido (material particulado), que se encuentra en los sedimentos y en los sólidos en suspensión. Las especies de nitrógeno inorgánico son las más importantes desde el punto de vista de la productividad de los lagos, ya que representan las formas más asequibles para ingresar a la cadena trófica, especialmente el nitrógeno de nitratos.

El amonio y otros compuestos de nitrógeno tienden a oxidarse a nitritos y nitratos en aguas naturales, por mediación de las bacterias aeróbicas. Así, todas las especies orgánicas de nitrógeno son una fuente potencial para la formación de nitratos, los cuales representan la forma más asequible para su ingreso a la cadena trófica, a través de las plantas y fitoplancton. En las aguas con niveles altos de oxígeno, el nitrito es rápidamente oxidado a nitrato. Ambas formas de nitrógeno son bastante móviles en los ambientes acuáticos, ya que no se adsorben en el material particulado. Los niveles de nitratos son importantes en el agua de consumo humano debido a que los nitratos pueden ser reducidos a nitritos en la saliva y en el tracto intestinal de niños menores de seis meses, produciendo metahemoglobina al oxidar el hierro de la hemoglobina en la sangre. En vista que se encontraron niveles normales de oxígeno disuelto en el agua superficial del Lago de Atitlán, es normal que se encuentren niveles bajos de nitritos.

En la Tabla 1 se presentan los resultados de los niveles promedio de nitrógeno de nitratos encontrados en el Lago de Atitlán (0.0366 - 0.0509 mg/L N-NO₃). En octubre se observó un incremento en la concentración promedio de nitratos (0.075 mg/L, resultado no mostrado en la Tabla) que favorece la producción primaria. En forma simultánea se observó la floración de la cianobacteria del género *Lyngbya* ese mes. En cuanto a los sitios de muestreo, la Bahía de San Juan, San Pedro y San Pablo presentó la mayor concentración promedio para los cuatro muestreos (0.0509 mg/L), seguido por Tzan Petey y Santa Catarina, con 0.0471 y 0.0467 mg/L, respectivamente.

El amoníaco se comporta en el agua como una base, incrementando el pH por la generación de iones OH⁻ en el medio, debido al equilibrio que se establece entre la forma amonio (NH₄⁺) y la forma amoníaco (NH₃). La concentración de iones OH⁻ producidos por el amonio depende del pH y de la temperatura. A niveles de pH elevados, la forma amoníaco (NH₃) es favorecida, lo cual representa un riesgo para la vida acuática conforme se incrementa el pH, ya que el amoníaco es tóxico para los peces. En la Tabla 1 se presentan los resultados promedio de nitrógeno de amonio, que incluyen la sumatoria del amonio y amoníaco, expresados como nitrógeno de amonio.

Niveles de nitrógeno de amoníaco superiores a 0.5 mg/L son tóxicos para los peces. La mayoría de límites para nitrógeno de amoníaco, se encuentran en 0.02 mg/L para cuerpos de agua fría, y en 0.06 mg/L para cuerpos de agua templada, mientras que para agua doméstica los límites se encuentran por lo general en 0.05 mg/L N-NH₄ (sumatoria de nitrógeno de amonio y de amoníaco). En el estudio, se encontraron niveles elevados de nitrógeno de amonio en marzo (0.058 mg/L), julio (0.053 mg/L) y octubre (0.069 mg/L) (resultados no mostrados), superiores a los criterios para aguas naturales y para agua doméstica, revelando contaminación reciente, posiblemente provocada por la descarga de aguas residuales. Los sitios más contaminados fueron Río San Francisco-Panajachel (0.069 mg/L), Santiago Atitlán (0.080 mg/L) y San Buenaventura (0.067 mg/L) (Tabla 1), que pueden representar un riesgo toxicológico para los organismos acuáticos. El valor más alto de nitrógeno de amonio se observó en Panajachel en octubre (0.129 mg/L), que duplica los niveles recomendados para agua doméstica.

El nitrógeno total proporciona información sobre la carga total de nitrógeno disponible en un momento dado y que forma parte del ciclo de dicho elemento en un cuerpo de agua. En la Tabla 1 se presentan los resultados promedio de nitrógeno total en los sitios de muestreo, durante 2009. Los niveles de nitrógeno total fueron menores a 0.5 mg/L en todos los sitios de muestreo, observándose los niveles más elevados en julio con un promedio de 0.235 mg/L, mes en que se observó el nivel más alto de nitrógeno total para un sitio de muestreo, con 0.277 mg/L en el Río Quiscab (resultado no mostrado).

Compuestos de fósforo

Las concentraciones de fósforo disuelto en cuerpos de agua dulce se encuentran por lo general en el rango de 0.01-0.1 mg/L, excediendo pocas veces a 0.2 mg/L (Weiner, 2007). El comportamiento del fósforo en ambientes acuáticos es básicamente gobernado por la baja solubilidad de la mayoría de sus compuestos orgánicos, su adsorción a partículas de suelo y el hecho que es un nutriente esencial para la mayor parte de las formas de vida. Debido a la baja solubilidad de sus compuestos, el fósforo es por lo general el nutriente limitante en aguas naturales, siendo la concentración de fósforo disuelto normalmente lo suficiente baja para limitar el crecimiento de algas. Por ser un elemento esencial para el metabolismo, el fósforo se encuentra presente siempre en los desechos animales y en las aguas residuales. Las concentraciones elevadas de fósforo en las descargas de aguas residuales son con frecuencia una de las principales causas del florecimiento de algas y otros precursores de procesos de eutrofización (Weiner, 2007). Las concentraciones naturales de fósforo total disuelto son de alrededor de 0.025 mg/L de fósforo, mientras que el nivel natural de los fosfatos es de 0.01 mg/L. La solubilidad de los fosfatos se incrementa a valores de pH bajos y disminuye a valores altos de pH.

La Tabla 1 presenta los resultados promedio de fósforo total obtenidos en el presente estudio. Las concentraciones de fósforo total observadas son elevadas y demuestran el deterioro que ha sufrido la calidad del agua del Lago de Atitlán en los últimos años, al observarse valores de fósforo total superiores a 0.03 mg/L que es el valor superior de los lagos mesoeutróficos. Algunos sitios presentaron concentraciones superiores a 0.1 mg/L que corresponde al límite superior para lagos eupolitróficos. Estas concentraciones pueden favorecer la floración de microalgas y cianobacterias, así como en algunos períodos provocan que el nutriente limitante en el Lago de Atitlán sea el nitrógeno, lo cual ocurrió en varios sitios en octubre. Al igual que para el nitrógeno, para el fósforo total se observó un incremento notable en octubre, alcanzándose un promedio de 0.1537 mg/L para todos los sitios de muestreo.

El sitio en Panajachel fue el más contaminado por fósforo, al haberse encontrado una concentración promedio de 0.097 mg/L de fósforo total (Tabla 1). Los sitios en San Buenaventura, la Bahía de San Juan, San Pedro y San Pablo también presentaron elevadas concentraciones de fósforo total (0.089 y 0.081 mg/L, respectivamente). Para que ocurran floraciones algales los niveles de fósforo de fosfatos, pueden ser tan bajos como 0.01-0.005 mg/L, y por lo general de alrededor de 0.05 mg/L, por lo que puede considerarse que los niveles promedio observados en todos los sitios pueden ser detonantes para que ocurran las floraciones. Panajachel y Santiago Atitlán son los sitios que presentaron los mayores niveles de fosfatos (0.0395 y 0.0325 mg/L, Tabla 1).

Contaminación microbiológica del Lago de Atitlán

Las características biológicas y microbiológicas de un agua están definidas por las poblaciones acuáticas que albergan y que afectan significativamente su calidad. Algunos de los microorganismos acuáticos pueden afectar la salud humana, provocando enfermedades gastrointestinales. Entre los microorganismos mas numerosos existentes en las aguas se encuentran bacterias, cianofíceas, hongos, protozoos, algas y virus.

En el estudio se realizaron análisis microbiológicos durante marzo, julio, agosto y octubre de 2009. Las Tablas 2 y 3 muestran los resultados de marzo y octubre. Se encontró que todos los sitios de muestreo están contaminados con bacterias, presentando niveles fuera de lo aceptable por la norma guatemalteca para agua potable.

La contaminación por *Escherichia coli* presentó la misma tendencia que la correspondiente a coliformes fecales y totales, siendo los sitios más contaminados en marzo, San Pedro la Laguna, Tzanpetey y Río San Francisco, frente a Panajachel. Se encontró *Salmonella* sp. en todos los sitios en los cuatro muestreos realizados, con excepción del sitio en el centro del lago. La contaminación microbiológica se debe al vertido directo de aguas residuales sin tratamiento al Lago de Atitlán, por la mayor parte de las poblaciones humanas en sus alrededores. El lago se encuentra contaminado por coliformes en su totalidad, incluyendo *E. coli*, por lo que estos pueden ser considerados como un buen indicador de estado de la calidad del agua del Lago de Atitlán.

Tabla 2. Determinación de parámetros microbiológicos en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo, ubicadas en el lago de Atitlán, durante el mes de marzo de 2009. Las concentraciones están dadas en unidades para un mL.

Sitio de Muestra	Recuento Total Aeróbicos	Coliformes Totales	Coliformes Fecales	<i>E.Coli</i>	<i>Salmonella</i>	Norma
San Buenaventura	8000	2400	460	240	7	FN
Quiscab	12000	4800	1100	460	20	FN
Centro del Lago	500	75	<3	<3	0	DN
Aldea Jaibal	10000	2400	1100	210	10	FN
Bahía San Juan, San Pedro, San Pablo	13000	1100	460	240	20	FN
San Pedro	16000	4,800	>2400	>2400	95	FN
Santiago	25000	1,300	>2400	1100	230	FN
San Lucas	10000	2400	460	210	20	FN
Tzanpetey	21000	4800	>2400	>2400	110	FN
Santa Catarina	18000	2400	460	210	30	FN
Panajachel	20000	4800	>2400	>2400	320	FN

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

FN: Fuera de los parámetros de la norma COGUANOR para Agua Potable (COGUANOR, 1999).

DN: Dentro de los parámetros de la norma COCGUANOR para Agua Potable. (COGUANOR, 1999).

Tabla 3. Determinación de parámetros microbiológicos en muestras de agua colectadas en 11 sitios de muestreo, ubicadas en el lago de Atitlán, en octubre de 2009. Concentraciones están dadas en unidades para un mL.

Sitio de muestra	Recuento Total Aeróbicos	Coliformes Totales	Coliformes Fecales	<i>Escherichia coli</i>	<i>Salmonella</i>	Norma
Tzanpetey	18000	>2400	>2400	1100	0	FN
Santa Catarina	21000	>2400	>2400	1100	3	FN
San Buenaventura	16000	120	120	43	0	FN
Centro Lago	6000	64	64	43	0	FN
Río San Francisco	56000	460	240	240	5	FN
Bahía San Juan, San Pedro, Pan Pablo	11000	210	210	150	2	FN
Jaibalito	12000	150	150	93	3	FN
San Pedro	9800	64	43	15	0	FN
Río Quiskab	29000	93	93	11	0	FN
San Lucas Tolimán	27000	460	240	240	4	FN
Santiago	26000	150	120	93	2	FN

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

FN: Fuera de los parámetros de la norma COGUANOR para Agua Potable (COGUANOR, 1999).

DN: Dentro de los parámetros de la norma COCGUANOR para Agua Potable. (COGUANOR, 1999).

Fitoplancton

En octubre de 2009, ocurrió una extensa floración de la cianobacteria *Lyngbya* sp. en el Lago de Atitlán, con presencia dominante en todos los sitios de muestreo. Además de *Lyngbya* sp., se encontró presencia de diatomeas de los géneros *Melosira*, *Navicula* y *Synedras*; clorofitas (Chlorophyta) como *Golenkinia*, *Staurastrum* y *Sphaerocystis*, y otros géneros de cianofíceas (Cyanophyta) como *Anacystis*, *Merismopedia* y

Microcystis (Tablas 4 y 5). *Microcystis* sp. se encontró en casi todos los sitios de muestreo, al igual que *Melosira* sp.

Tabla 4. Géneros de fitoplancton encontrados en muestras de agua colectadas en cinco sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán, el 7 de octubre de 2009. En gris, presencia positiva.

Sitio de muestreo/ Género de Fitoplancton	<i>Anacystis</i>	<i>Golenkinia</i>	<i>Lyngbia</i>	<i>Melosira</i>	<i>Merismopedia</i>	<i>Microcystis</i>	<i>Navicula</i>	<i>Phorphyra</i>	<i>Staurastrum</i>	<i>Sphaerocystis</i>	<i>Synedra</i>
<i>San Buenaventura</i>											
<i>Río Quiscab</i>											
<i>Centro del lago</i>											
<i>Jaibalito</i>											
<i>Río San Francisco</i>											

Fuente: Datos de campo, Proyecto 2.03 DIGI.

Tabla 5. Géneros de fitoplancton encontrados en muestras de agua colectadas en 5 sitios de muestreo ubicados en el lago de Atitlán, el 27 de octubre de 2009. En gris, presencia positiva.

Sitio de muestreo/ Fitoplancton	<i>Anacystis</i>	<i>Golenkinia</i>	<i>Lyngbia</i>	<i>Melosira</i>	<i>Merismopedia</i>	<i>Microcystis</i>	<i>Navicula</i>	<i>Phorphyra</i>	<i>Staurastrum</i>	<i>Sphaerocystis</i>	<i>Synedra</i>
<i>San Buenaventura</i>											
<i>Río Quiscab</i>											
<i>Centro del lago</i>											
<i>Jaibalito</i>											
<i>Bahia San Juan, Pedro y Pablo</i>											
<i>San Pedro</i>											
<i>Santiago</i>											
<i>San Lucas Tolimán</i>											
<i>Tzanpetey</i>											
<i>Santa Catarina</i>											
<i>Río San Francisco</i>											

Fuente: Datos de campo, proyecto 2.03 DIGI.

Las floraciones de cianobacterias son comúnmente consecuencia de eutrofización y enriquecimiento de aguas con nutrientes. Estos crecimientos de cianobacterias son estéticamente indeseables ya que alteran el color y la turbidez del agua, además de causar problemas de olor y sabor. En el caso de la cianobacteria que ha florecido en el Lago de Atitlán, se desconoce si en ciertas condiciones podría producir toxinas, por lo que es importante realizar estudios al respecto.

Algunas especies de fitoplancton pueden utilizarse como indicadores ecológicos de la calidad del agua, por lo que en el caso del Lago de Atitlán, además de la cianobacteria *Lyngbya* sp. pueden considerarse otros géneros, como indicadores de estado del lago.

La presencia de *Mycrocystis* sp. es en general, un indicador de contaminación orgánica, que puede reproducirse intensamente y que prefiere los períodos lluviosos. Este género fue encontrado en casi todos los sitios de muestreo en octubre, lo que indica que el lago presenta contaminación por materia orgánica durante esa época. El género *Microcystis* produce una hepatotoxina que es inhibidora de la fosfatasa proteica tipo 1 y 2 (Chorus & Bartram, 1999) y cuya ingestión en altas concentraciones ocasiona la muerte de animales. Puede causar efectos acumulativos crónicos, como tumores hepáticos.

Causas de la contaminación del agua del Lago de Atitlán

AMSCLAE ha categorizado las principales causas de la contaminación del agua superficial del lago, de la siguiente manera:

- a) No existe tratamiento de desechos sólidos ni de desechos líquidos.
- b) Falta de drenajes para aguas residuales domiciliarias y de servicios turísticos, y del tratamiento de las mismas.
- c) Forma inadecuada de eliminación de las excretas, ya que la mayoría de las viviendas cuenta con letrinas de pozo ciego, pero no son apropiadas.
- d) No existen lavaderos comunales, por lo que la población lava en los ríos, nacimientos, hogares, inclusive en la orilla del lago.
- e) La aplicación de fertilizantes y productos químicos en las tierras utilizadas para la agricultura. Las comunidades que habitan en la cuenca del lago se dedican principalmente a la agricultura, utilizan tierras de vocación forestal para cultivar, aplicando grandes cantidades de fertilizantes y plaguicidas. El exceso de estos productos contaminan las aguas superficiales y subterráneas que posteriormente llegan al lago.

Los investigadores consideran que además el paso de la tormenta tropical Stan en 2005 provocó la alteración la integridad ecológica del Lago, al haber arrastrado una gran cantidad de suelo de las laderas de la cuenca al cuerpo de agua.

Por lo anterior se considera importante que se adopten medidas de mitigación, entre estas, la construcción y funcionamiento de plantas de tratamiento de aguas residuales, realizar estudios para la reforestación de la cuenca, para evaluar el tipo de vegetación adecuado para reducir la erosión y la descarga de nutrientes al lago, así como reducir el ingreso de fósforo al Lago de Atitlán, mediante el uso racional de fertilizantes y considerando alternativas de lavado de ropa a la orilla del lago (lavaderos comunales con tratamiento). Es importante también implementar un programa de monitoreo de la calidad del agua del Lago de Atitlán, con frecuencia mensual, así como llevar a cabo una Evaluación Ambiental Integral, con establecimiento de indicadores de fuerzas motrices, presiones, estado e impactos, para poder recomendar las soluciones apropiadas para la recuperación de la calidad ambiental del lago.

CONCLUSIONES

Los resultados del estudio permiten establecer el estado de la calidad de agua del Lago de Atitlán. Los sitios que presentan mayor contaminación por nitrógeno y fósforo son el Río San Francisco en Panajachel, San Lucas Tolimán, Santa Catarina Palopó y Santiago Atitlán. Por otra parte, el lago cuenta con niveles de oxígeno, pH, conductividad y transparencia, apropiados para la vida acuática.

En el estudio se encontraron altos niveles de contaminantes bacteriológicos en el agua del lago, por lo que no es apropiada para consumo humano. Los sitios que presentan mayor contaminación microbiológica son Tzanpetey, Santa Catarina Palopó, San Lucas Tolimán, San Buenaventura y Río San Francisco.

Los organismos de fitoplancton presentes en el lago son indicadores de mala calidad del agua, ya que son tolerantes a la contaminación por materia orgánica, como el caso de las cianobacterias *Lyngbya* sp. y *Microcystis* sp, encontradas en la mayor parte de los sitios de muestreo. Así, los niveles de nutrientes, la transparencia del agua, los sólidos en suspensión, *E. coli* y las cianobacterias *Lyngbya* y *Microcystis* pueden considerarse como indicadores del estado de la calidad ambiental del Lago de Atitlán y pueden utilizarse en las evaluaciones ambientales integrales, para la planificación de medidas de mejoramiento ambiental en la cuenca del Lago de Atitlán.

AGRADECIMIENTOS.

A la Dirección General de Investigación –DIGI– de la Universidad de San Carlos de Guatemala, por el apoyo financiero para la realización del estudio. A AMSCLAE por el apoyo logístico para la realización de los muestreos.

REFERENCIAS.

APHA; AWWAA; WEF (1998) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 20 ed. American Public Health Association, Washington, DC. 1193 pp.

Castellanos, E; N Girón de Masaya; M Álvarez de Mejía; M López y M España, 2002. Calidad de Agua del Lago de Atitlán, Guatemala. UVG/Asociación Vivamos Mejor/CONAP/TNC. Pp 61.

Chorus, I y J Bartram, 1999. Toxic Cyanobacteria in Water. A guide to their public health consequences, monitoring and management. WHO. E&FN Spon. London and New York. 416 pp.

COGUANOR, 2000. Norma Guatemalteca Obligatoria. Agua Potable. NGO 29.001.98. Comisión Guatemalteca de Normas. Guatemala. 20 pp.

CONAP, 2007. Plan Maestro de la Reserva De Uso Múltiple Cuenca del Lago de Atitlán 2007-2011. Consejo Nacional de Áreas Protegidas. Guatemala.

Dix, M; I Fortín; O Medinilla y L Ríos, 2005. Diagnóstico Ecológico-Social en la Cuenca de Atitlán. UVG. Guatemala. 150 pp.

La Bastille, A, 1988. Lago de Atitlán. West of the Wind Publications. Nueva York.

Marín, R, 2003. Físicoquímica y microbiología de los medios acuáticos. Tratamiento y control de calidad de aguas. Ediciones Díaz Santos, S.A. España. 311 pp.

Weiner, ER, 2007. Applications of Environmental Aquatic Chemistry. A Practical Guide. CRC Press, Taylor & Francis Group. USA. 436 pp.

ENSAMBLES ZOOPLANCTÓNICOS (COPÉPODOS Y CLADÓCEROS) Y CONCENTRACIÓN DE CLOROFILA EN SITIOS UBICADOS EN LAGOS PATAGÓNICOS CON DIFERENTE GRADO DE INTERVENCIÓN ANTRÓPICA.

Zooplanktonic assemblages (copepods and cladocerans) and chlorophyll concentration in sites located in patagonian with different anthropogenic intervention.

Carolina Barrera¹ y Patricio De los Ríos-Escalante²

¹Universidad Católica de Temuco, Facultad de Recursos Naturales, Escuela de Acuicultura, Casilla 15-D, Temuco, Chile.

²Universidad Católica de Temuco, Facultad de Recursos Naturales, Escuela de Ciencias Ambientales, Casilla 15-D, Temuco, Chile. E-mail: prios@uct.cl / patorios@msn.com

RESUMEN

Los ensambles zooplanctónicos en ecosistemas lacustres del Sur de Chile se caracterizan por su marcada abundancia de copépodos calanoideos y baja riqueza de especies, producto de la oligotrofia. Sin embargo, el cambio de uso de suelos en las cuencas, tales como la carga de aguas residuales por emplazamientos humanos y el cultivo de salmones iniciado 25 años atrás en diferentes cuerpos de agua afectó negativamente la calidad del agua en el tiempo. La idea del presente trabajo fue determinar el rol de la clorofila “a” y su asociación con la riqueza de especies en lagos del Norte de la Patagonia y de la Isla de Chiloé con diferente grado de intervención antrópica agrupados en: 1) Sitios control (sin intervención); 2) Sitios con salmonicultura; 3) Sitios con ciudades. Los resultados de un análisis de modelo nulo de co-ocurrencia de especies, indican que hay factores reguladores en las asociaciones de especies en dos de los tres modelos. Por otro lado, hay diferencias significativas en la concentración de clorofila entre los tres grupos, no obstante, no hubo diferencias significativas en la riqueza de especies. Se discutieron tópicos ambientales y limnológicos.

Palabras clave: zooplancton, clorofila “a”, riqueza de especies, oligotrofia.

ABSTRACT

The assemblage of crustacean zooplankton in lake ecosystems of southern Chile is characterized by marked predominance of calanoid copepods and low species richness, product to oligotrophy. However, the change in soils use in the basins, such unloading of waste waters from human settlements and salmons farming initiated twenty five year ago at different water bodies studied, affected negatively water quality in the course of the time. The aim of the present work was to determine role of chlorophyll “a” and its association with species richness at North-Patagonian and Isla de Chiloé lakes with different degree of antropic intervention, grouped: 1) Control sites (without intervention), 2) Salmon farming sites, 3) Urban settlements sites. The results of null model co-occurrence species indicated that there are regulator factors in according to two

of the three models. The analysis of variance indicates significant differences to the variable chlorophyll "a", between control and towns sites. It has not difference in species richness. Limnological and ecological topics are discussed.

Keywords: Zooplankton, chlorophyll "a", species richness, oligotrophy.

INTRODUCCIÓN

La Patagonia Chilena (38-53°S) es una zona que posee numerosos lagos oligotróficos, profundos caracterizados por su baja concentración de iones, baja riqueza de especies y estructura zooplanctónica con alto predominio de copépodos calanoideos (géneros *Boeckella* y *Tumeodiaptomus*) en comparación con cladóceros Daphniidae (géneros *Daphnia* y *Ceriodaphnia*) (Soto & Zúñiga, 1991, Soto & Campos, 1996, Villalobos *et al.*, 2003b, De los Ríos & Soto, 2007a, De los Ríos, 2007b, De los Ríos-Escalante *et al.*, 2011, De Los Ríos-Escalante & Woelfl, 2011). Situación similar ocurre en Lagos de Nueva Zelanda (Jeppensen *et al.*, 2000) y Lagos Argentinos (Modenutti *et al.*, 1998, Balseiro *et al.*, 2007). En cuanto a los ecosistemas lacustres chilenos, estos se caracterizan en sus condiciones originales, por la existencia de tramas tróficas simples, las cuales están conformadas por productores, los que son pastoreados por el zooplancton los que a su vez, son presas de peces zooplanctívoros en zonas pelágicas, principalmente del género *Galaxias* (Soto & Zúñiga, 1991). A estas características, se suma baja abundancia y presencia de peces piscívoros (Soto & Zúñiga, 1991).

La salmonicultura, se inició hace 25 años en ecosistemas limnéticos del Sur de Chile (León-Muñoz *et al.*, 2007), que unido a los asentamientos humanos, ha traído como consecuencia un aumento del ingreso de nutrientes a lago y un cambio en el estado trófico pasando de oligotrófico a mesotrófico (Soto & Campos, 1996, Soto, 2002, Villalobos *et al.*, 2003b, León-Muñoz *et al.*, 2007, De los Ríos-Escalante *et al.*, 2011). Por ejemplo, los lagos en la Isla de Chiloé aportan en términos de contribución en nutrientes desde centros de cultivo, un bajo porcentaje que proviene de Lago Cucao (2.7% P y 8% N) en comparación con el Lago Natri, que aporta un 80% de P y N (Villalobos *et al.*, 2003a). Este cambio en el estado trófico, trae consigo cambios en la estructura de microcrustáceos presentes en los lagos, específicamente un aumento del número de especies (De los Ríos & Soto, 2007a, b; De los Ríos-Escalante, 2011).

En el presente trabajo, se aplicará un modelo nulo de co-ocurrencia de especies, con el fin de determinar la presencia o ausencia de factores reguladores de las asociaciones de especies zooplanctónicas en los sitios estudiados. Dentro del mismo contexto, se aplicó un índice de Jaccard para determinar potenciales similitudes entre las asociaciones de especie por sitio. Además, se estudió el rol de la clorofila "a" y su relación con la riqueza de especies en sitios lacustres chilenos (38-42°S) agrupados en lagos con diferente grado de intervención antrópica: 1) Sitio Control: Lago Caburgua, Rupanco, Puyehue, Todos los Santos, Llanquihue (Ensenada); 2) Sitio con asentamientos urbanos en las cuencas: lagos Villarrica, Llanquihue (Ciudad, Puerto Chico, Puerto Octay); 3) Sitio con salmonicultura: Lago Llanquihue (Puerto Rosales, Puerto Phillippi), Lago Chapo, Natri, Lago Tepuhueico, Lago Tarahuín, Lago Huillinco y Lago Cucao.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se consideró la información de los Lagos Caburgua, Villarrica, Puyehue, Rupanco, Todos Los Santos, Chapo, Llanquihue (Ensenada, Puerto Chico, Ciudad, Puerto Octay, Puerto Rosales, Puerto Phillippi), Natri, Tepuhueico, Tarahuín, Huillinco y Cucao (Figura 1), con sus respectivos valores de clorofila “a”, número de especies (copépodos y cladóceros) (Tablas 1 y 2).

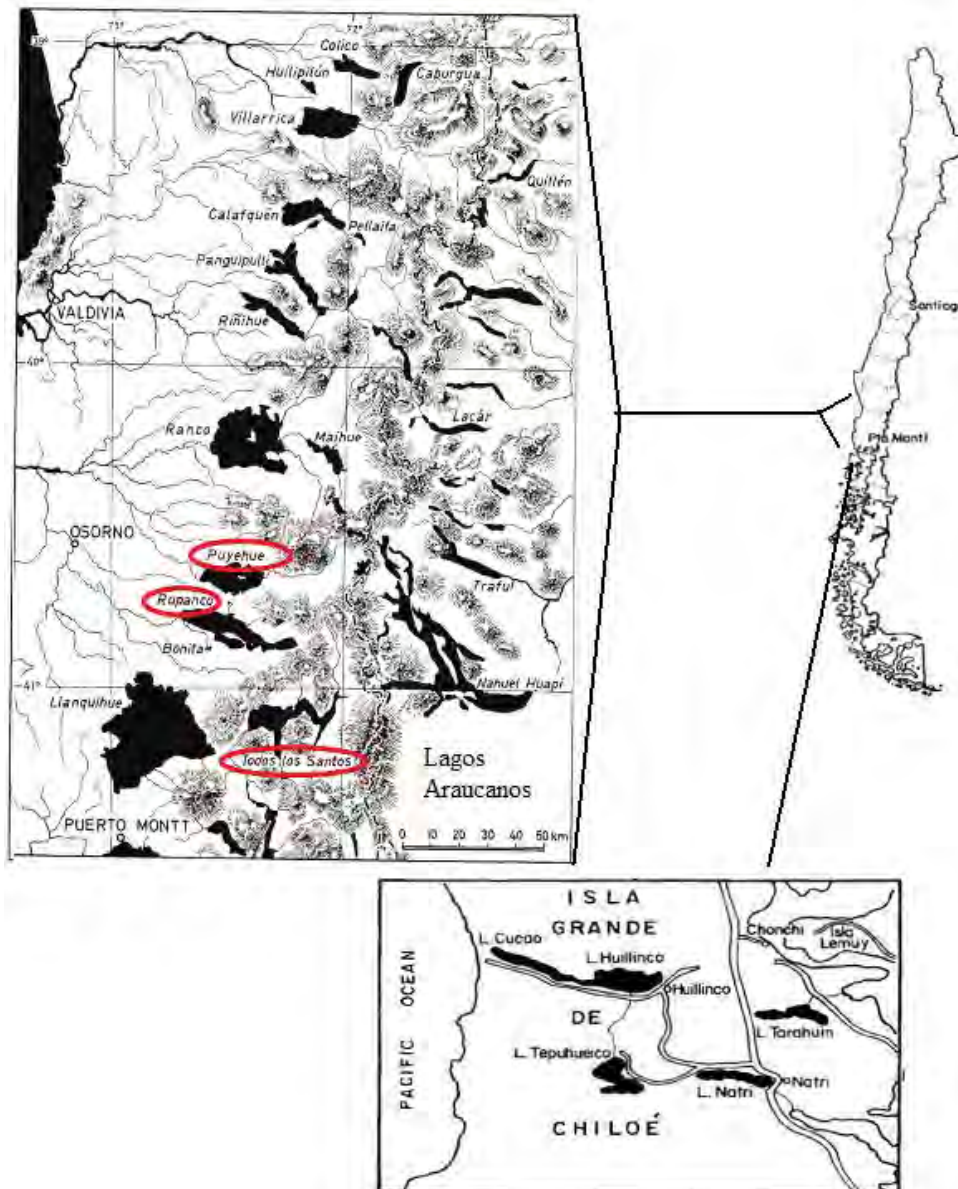


Figura 1. Mapa con los sitios considerados en el presente estudio.

Los datos se obtuvieron de la literatura (Campos *et al.*, 1989, 1990, 1992, De Los Ríos, 2003, Villalobos *et al.*, 2003a, b, De Los Ríos y Soto, 2007, De Los Ríos-Escalante & Woelfl (2011).

Tabla 1: Resultados obtenidos del trabajo, indican ubicación geográfica de los diecisiete lagos analizados, riqueza de especies (R.S) y concentración de clorofila “a”. (Cl“a”)

Lagos	Localización geográfica	R.S	Cl “a” ($\mu\text{g L}^{-1}$)	Tipo de sitio
Caburgua ^{1,F}	39°07'S; 71°45'W	3	2	Control
Villarrica ^{1,A}	39°18'S; 72°07'W	4	3.3	Ciudad
Puyehue ^{2,C}	40°40'S; 72°30'W	7	2.1	Control
Rupanco ^{3,D}	40°50'S; 72°30'W	4	1.2	Control
Todos Los Santos ^{4,A}	41°08'S; 72°50'W	4	0.4	Control
Chapo ^{5,E}	41°27' S; 72°30'W	6	0.3	Salmonicultura
Llanquihue (Ensenada) ^{1,A}	41°12'S; 72°35'W	2	4.5	Control
Llanquihue (Puerto Chico) ^{1,A}	41°20'S; 72°56'W	2	8.4	Ciudad
Llanquihue (Ciudad) ^{1,A}	41°14'S; 72°02'W	5	16.0	Ciudad
Llanquihue (Puerto Octay) ^{1,A}	40°58'S; 72°53'W	5	8.2	Ciudad
Llanquihue (Puerto Rosales) ^{1,A}	41°09' S; 72°34'W	2	5.8	Salmonicultura
Llanquihue (Puerto Phillippi) ^{1,A}	41°13'S; 72°02'W	5	8.0	Salmonicultura
Natri ^{5,B}	42°47'S; 73°50'W	7	16.4	Salmonicultura
Tepuhueico ^{5,B}	42°47'S; 73°58'W	7	3.6	Salmonicultura
Tarahuín ^{5,B}	42°43'S; 73°45'W	10	8.4	Salmonicultura
Huillinco ^{5,B}	42°40'S; 73°57'W	7	2.7	Salmonicultura
Cucao ^{5,B}	42°38'S; 74°49'W	5	3.4	Salmonicultura

Fuente número de especies: ¹De los Ríos, (2003), ²Campos *et al.*, (1989), ³Campos *et al.*, (1992), ⁴Campos *et al.*, (1990), ⁵Villalobos *et al.*, (2003).

Fuente clorofila “a”: ^ADe los Ríos, 2003, ^BVillalobos *et al.*, 2003, ^CCampos *et al.*, (1989), ^DCampos *et al.*, (1992), ^EDe Los Ríos & Soto, 2007, ^FDe Los Ríos-Escalante & Woelfl (2011).

Tabla 2. Especies de crustáceos zooplanctónicos reportadas para los sitios incluidos en el presente trabajo.

Lagos	Especies
Caburgua	<i>B. gracilipes</i> ; <i>C. dubia</i> ; <i>E. hagmanni</i>
Villarrica	<i>T. diabolicus</i> , <i>M. araucanus</i> , <i>D. pulex</i> , <i>C. dubia</i>
Puyehue	<i>T. diabolicus</i> ; <i>M. araucanus</i> ; <i>T. prasinus</i> ; <i>D. chivense</i> ; <i>D. ambigua</i> ; <i>C. dubia</i> ; <i>E. hagmanni</i>
Rupanco	<i>B. gracilipes</i> ; <i>T. prasinus</i> ; <i>E. hagmanni</i>
Todos Los Santos	<i>B. gracilipes</i> ; <i>T. prasinus</i> ; <i>E. hagmanni</i> , <i>D. pulex</i>
Chapo	<i>B. gracilipes</i> , <i>A. vernalis</i> , <i>T. prasinus</i> , <i>D. chilense</i> , <i>S. Spinifera</i> , <i>N. chilensis</i>
Llanquihue (Ensenada)	<i>B. gracilipes</i> , <i>N. chilensis</i>
Llanquihue (Puerto Chico)	<i>D. pulex</i> , <i>C. dubia</i>
Llanquihue (Ciudad)	<i>B. gracilipes</i> , <i>M. araucanus</i> , <i>D. pulex</i> , <i>C. dubia</i> , <i>N. chilensis</i>
Llanquihue (Puerto Octay)	<i>B. gracilipes</i> , <i>M. araucanus</i> , <i>D. pulex</i> , <i>C. dubia</i> , <i>N. chilensis</i>
Llanquihue (Puerto Rosales)	<i>B. gracilipes</i> , <i>D. pulex</i>
Llanquihue (Puerto Phillippi)	<i>B. gracilipes</i> , <i>M. araucanus</i> , <i>D. pulex</i> , <i>C. dubia</i> , <i>N. chilensis</i>
Natri	<i>T. diabolicus</i> , <i>B. gracilipes</i> , <i>M. araucanus</i> , <i>T. prasinus</i> , <i>N. chilensis</i> , <i>C. dubia</i> , <i>Ch. sphaericus</i>
Tepuhueico	<i>T. diabolicus</i> , <i>B. gracilipes</i> , <i>M. araucanus</i> , <i>T. prasinus</i> , <i>N. chilensis</i> , <i>C. dubia</i> , <i>Ch. sphaericus</i>
Tarahuín	<i>T. diabolicus</i> , <i>B. gracilipes</i> , <i>M. araucanus</i> , <i>T. prasinus</i> , <i>Cyclops</i> sp., <i>N. chilensis</i> , <i>C. dubia</i> , <i>Ch. Sphaericus</i> , <i>Iliocryptus</i> sp
Huillinco	<i>T. diabolicus</i> , <i>B. gracilipes</i> , <i>M. araucanus</i> , <i>T. prasinus</i> , <i>N. chilensis</i> , <i>C. dubia</i> , <i>Alona</i> sp.
Cucao	<i>T. diabolicus</i> , <i>T. prasinus</i> , <i>N. chilensis</i> , <i>Alona</i> sp.

A los datos se les ordenó siguiendo una matriz de presencia/ausencia de especies, se les aplicó el “índice de ponderación C” sobre la base de que las asociaciones de especies serían aleatorias como hipótesis nula. Para esto se maneja una matriz de presencia y

ausencia de especies; en esta matriz se consideran a las filas donde van las especies y los sitios que corresponden a las columnas, y sobre esta base se realizó el análisis según los siguientes modelos:

- (a) Modelo fijo-fijo: En este modelo las filas y las columnas originales no son alteradas, de manera que cada simulación aleatoria contiene el mismo número de especies de la comunidad original (columna fija) y cada especie en la misma frecuencia que la comunidad original (fila fija).
- (b) Modelo fijo-equiprobable: En este modelo sólo la suma de las columnas se mantiene sin variación, y existe la misma posibilidad de encontrar especies por sitio.
- (c) Modelo fijo-proporcional: En este modelo la ocurrencia total de especies es mantenida como en la comunidad original, y la probabilidad de que alguna especie se presente en un sitio (columna) es proporcional al total de la columna por sitio. Los análisis se realizaron a través del programa EcosimTM versión 7.0. En el mismo contexto, se aplicó el índice de Jaccard para determinar la similitud entre los sitios estudiados. Para ello, los análisis fueron aplicados usando el software Biodiversity ProTM.

Se llevó a cabo un análisis de varianza a una vía, basado en el cumplimiento de dos supuestos fundamentales: normalidad y homocedasticidad. Se comprobó la homocedasticidad mediante dos vías: Prueba de Bartlett y Levene, con un nivel de significación $\alpha = 0.05$. Al existir homogeneidad de varianzas, se verificaron las condiciones de normalidad en ambas pruebas, y cuando esta condición no se observó, se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis. El intervalo de confianza aplicado fue del 95% en los datos de clorofila “a” y riqueza de especies. Si el valor de “p” presenta valores menores a 0.05, implica diferencias significativas. Para ver en que grupos se encuentran las diferencias significativas, se procedió a aplicar la prueba de comparaciones múltiples (Tabla 2). Todos los análisis estadísticos se realizaron a través del programa XLSTATTM versión 5.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados del modelo nulo, indican que para el modelo Fijo-Fijo y Fijo-Proporcional, las asociaciones de especies son aleatorias, debido a que existen muchas especies repetidas en los lagos, mientras que para el modelo Fijo-Equiprobable, la presencia/ausencia de especies es causada por factores reguladores (Tabla 3), una explicación sugerida es la concentración de clorofila “a” que presenta diferencias significativas entre los sitios control y con ciudad, que se posiciona como la principal fuente de nutrientes, luego en segundo lugar se encuentra la acuicultura.

Tabla 3: Resultados del análisis de modelo nulo para los sitios estudiados, los valores “P” inferiores a 0.05 indican que las asociaciones de especies son aleatorias.

Modelo	Índice observado	Índice promedio	Efactor Estándar del Tamaño	P
Fijo-Fijo	9.279	8.616	5.616	0.000
Fijo-Proporcional	9.279	7.947	1.961	0.014
Fijo-Equiprobable	9.279	8.870	0.821	0.216

El dendograma de Jaccard indica que se distinguen dos grandes grupos (Figura 2), uno lo componen los lagos con acuicultura, a excepción del lago Puyehue y el lago Villarrica que corresponden a sitios control y con ciudad, respectivamente y el índice de similitud oscila entre los 44.3 y 71.3. Un segundo grupo lo conforman lagos control y lagos con ciudad, excepto el lago Llanquihue (Puerto Rosales) que corresponde a sitio con acuicultura y el índice de similitud oscila entre los 50 y 66.8. Se puede apreciar un último lago- Llanquihue (Puerto Chico)- perteneciente a sitio con ciudad, que no presenta similitud con los grupos, uno y dos (índice de similitud: 40).

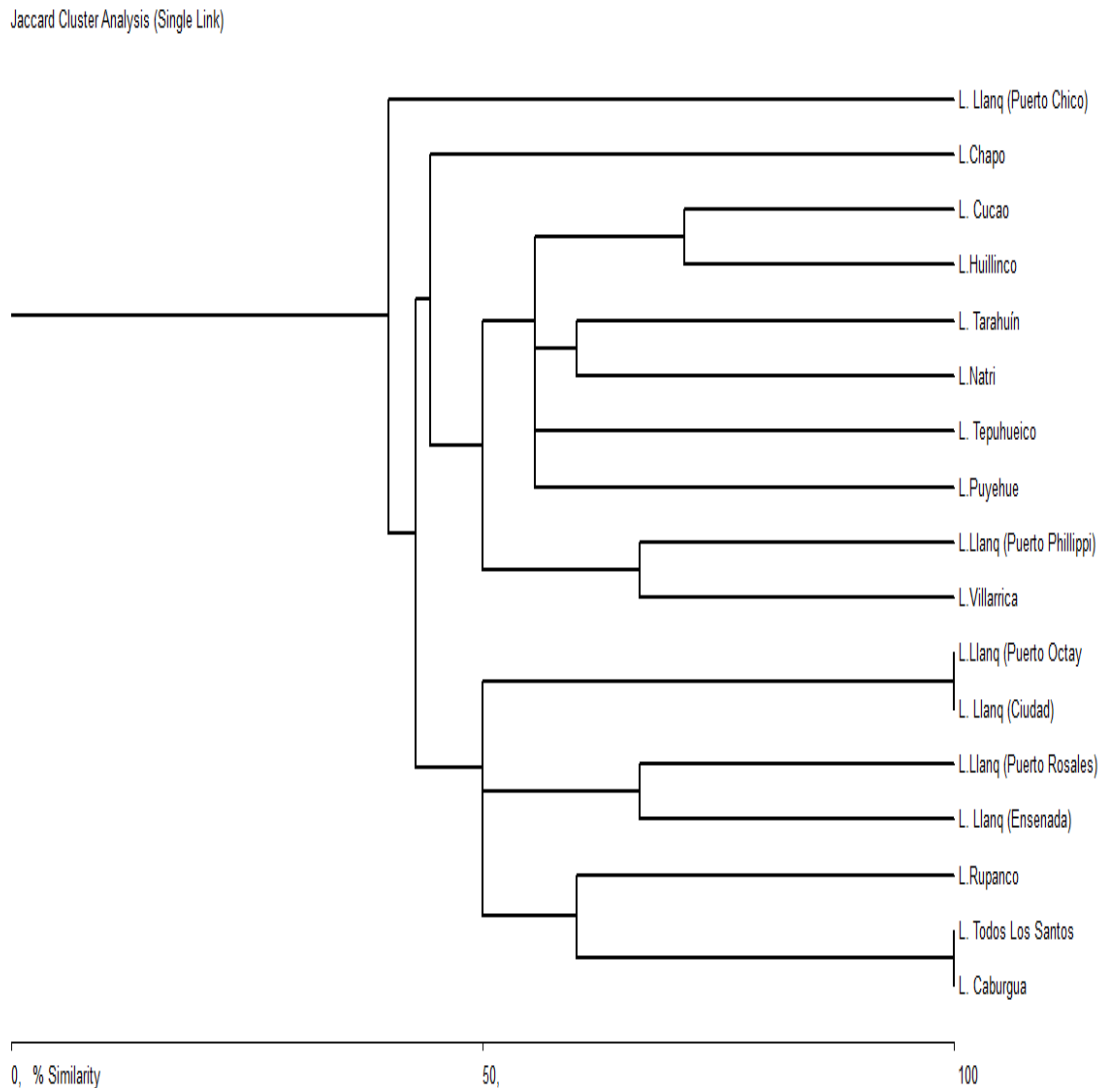


Figura 2: Dendograma del índice de Jaccard que indica la existencia de dos grandes grupos en los lagos estudiados.

Se encontró en general una baja riqueza de especies de copépodos y cladóceros en Lagos Patagónicos situados entre los 38 y 42° S (Tabla 2). La mayor riqueza de especies se encuentra en el lago Tarahuín (10 especies), predominando los cladóceros *Neobosmina chilensis* (Daday, 1902), *Diaphanosoma chilense* (Daday, 1902), *Daphnia pulex* (Leydig, 1860), *Iliocryptus* sp (Herrick, 1884), *Chydorus sphaericus* (O.F.Müller, 1785). Cabe mencionar que este sitio es clasificado como un lugar donde hay centros de

cultivos salmoacuícolas. En cambio, los valores más bajos de riqueza de especies se encuentran en Lago Llanquihue en Ensenada, donde predominaron de igual manera *E. hagmanni* (Daday, 1902) y copépodos calanoideos, Puerto Chico, donde predomina *Daphnia ambigua* (Scourfield, 1947) y Puerto Rosales, donde existe un predominio de copépodos calanoideos- El primer lago mencionado corresponde a un sitio control, o bien con baja actividad antrópica, mientras que el segundo y tercer sitio corresponde a un lago cercano al asentamiento urbano, y con salmonicultura, respectivamente. Por otra parte, las mayores concentraciones de clorofila “a”, se encuentran en Lago Natri (16.4 $\mu\text{g L}^{-1}$) que presenta actividades salmoacuícolas y Lago Llanquihue - Ciudad (16.0 $\mu\text{g L}^{-1}$), situado cerca de asentamientos humanos. En caso contrario, la menor concentración de clorofila “a”, es encontrada en los lagos Todos los Santos y Chapo (0.4 y 0.3 $\mu\text{g L}^{-1}$, respectivamente), correspondiente a un lago control, o bien, con baja intervención antrópica y lago con salmonicultura, respectivamente.

Los resultados del Test de comparaciones múltiples de Tukey para clorofila “a” indican diferencias significativas entre lagos control y con ciudad, siendo esta última la principal fuente de ingreso de nutrientes al lago (Tabla 4). En el caso de la acuicultura, se ubica en un nivel medio y finalmente lugares control (entiéndase como lugar con baja actividad antrópica) se ubican con un bajo nivel de concentración de clorofila “a”. Estos datos fueron analizados con un 95% intervalo de confianza. Empero, no hay diferencias significativas para los datos riqueza de especies (Valor “F”; 1.839, Valor “P”; 0.195). Por ende, al no existir diferencias entre grupos, no es necesario aplicar prueba de Tukey.

Tabla 4: Test de comparaciones múltiples de Tukey realizado para la variable clorofila “a”. (* = con diferencias significativas; n.s = sin diferencias significativas).

Categorías	Diferencia	Diferencia estandarizada	Valor crítico
Con ciudad ~ Control	7.213	2.763*	2.617
Con ciudad ~ Con acuicultura	2.062	0.814 (n.s)	2.617
Con acuicultura ~ Control	5.151	2.290 (n.s)	2.617

En la Isla de Chiloé (42°LS), la característica que presentan los lagos es que son relativamente someros (profundidad media 16.1 m) en comparación con lagos Araucanos (profundidad media 138 m) y poseen superficie de área significativamente menor que la de lagos Araucanos (Villalobos *et al.*, 2003a, León-Muñoz *et al.*, 2007). Las cuencas presentan uso de suelo tanto para descarga de aguas servidas domésticas, como la introducción de especies exóticas (salmónidos), en el caso de vertido de residuos domiciliarios, no constituye la principal fuente de ingreso de nutrientes, pues la densidad poblacional es baja (Villalobos *et al.*, 2003a). Entonces, la principal fuente la constituye la salmonicultura ejercida en los centros de cultivo en los Lagos; Natri (Skyring Salmon S.A, Invertec Pesquera Mar de Chiloé S.A), Tepuhueico, Tarahuín, Huillinco (Salmones Huillinco S.A, Invertec Pesquera Mar de Chiloé S.A) y Cucao.

En el lago Llanquihue, se observó una condición de eutrofización en Puerto Rosales, que es una bahía cerrada con actividad de acuicultura, una situación un tanto menor se observó en Puerto Phillippi, que también tiene acuicultura, después en orden decreciente en las bahías con ciudad, (Puerto Octay, Puerto Chico) y finalmente los niveles más bajos de clorofila se observaron en Ensenada. Esta información concuerda con las descripciones de Soto (2002), que mencionan a este lago como oligo-mesotrófico, lo

que se debe a las actividades antrópicas específicamente la acuicultura, ciudades y zonas agrícolas las que generan un aumento del ingreso de nutrientes (P y N), y en consecuencia aumentan los niveles de clorofila “a”.

Los microcrustáceos encontrados en Puerto Rosales, son cladóceros *E. hagmanni* y *C. dubia*, así como copépodos calanoideos; Puerto Chico destaca la marcada presencia de cladóceros *D. pulex*; Puerto Phillippi posee copépodos (calanoideos y ciclopoideos), cladóceros del género Daphniidae (*D. pulex* y *D. ambigua*) y Bosminidae (*E. hagmanni*); Ensenada posee tanto copépodos como cladóceros (*E. hagmanni*). Dominancia de Daphnidos en lagos mesotróficos es mencionado por De Los Ríos *et al.*, (2010), en caso de sectores con salmonicultura, la aparición e incremento de ciclopoideos y *Daphnia* lo indican Jeppensen *et al.*, (2000) y De los Ríos, (2003). La riqueza de especies es baja, además se indica la presencia de especies cosmopolitas (*D. obtusa*, *D. ambigua*, *D. pulex*, *C. dubia*) y endémicas (*D. chilense*), paralelamente en lagos de Nueva Zelanda, ocurre algo similar, dominan especies del género *Boeckella* y aparición de pequeños cladóceros, sin embargo los niveles de clorofila “a” son bajos (Soto & Zuñiga, 1991, Jeppensen *et al.*, 2000, De los Ríos-Escalante, 2010). Resultados similares son encontrados en Lagos Argentinos (Modenutti *et al.*, 1998). Por otro lado, en Lago Chapo, el uso de su cuenca es para realizar actividades acuícolas, por ejemplo: centro de smoltificación perteneciente a Aguas Claras S.A, Salmones Tecmar, entre otros y descargas de aguas domésticas (Aqua, 2010). A pesar de realizarse actividades antrópicas en éste, su influencia es escasa, manteniéndose su estado ultraoligotrófico y baja concentración de clorofila “a”.

El ensamble zooplanctónico de microcrustáceos en este sitio con actividad salmoacuícola, posee un nivel de riqueza de especies bajo que se encuentra cerca del promedio (5 especies) y predominan las especies de copépodos *B. gracilipes*, *A. vernalis* (Fischer, 1853) y *T. prasinus*, también se encuentra presente el cladóceros *N. chilensis* (Villalobos *et al.*, 2003b). Esta baja riqueza de especies, también es mencionada por Soto & Zuñiga, (1991). La presencia de peces en lagos es mencionada por De los Ríos, (2003) señalando que se produce incremento de ciclopoideos y disminución de la presencia de calanoideos. Caso contrario sucede con Lago Rupancho, que se encuentra en un estado oligo-mesotrófico (Soto, 2002). El ingreso de nutriente al lago se debe al uso de suelo existente en él, tales como descarga de aguas servidas desde asentamientos humanos, así, como uso de suelo para concesiones salmoacuícolas como es el caso de: Marine Harvest Chile S.A, Salmones Caleta Bay S.A (engorda), entre otros, no obstante se considera como sitio con baja intervención antrópica (Aqua, 2010).

La riqueza de copépodos y cladóceros es baja, encontrando especies como *B. gracilipes*, *T. prasinus*, *E. hagmanni*, *C. sphaericus* (De los Ríos & Soto, 2007a). Además hay otras especies tales como; *D. chilense*, *C. dubia*, *D. pulex*, *M. araucanus* (Löffler, 1962), *T. diabolicus* (Brehm, 1935), en el caso de la especie *B. gracilipes* posee amplio rango de distribución en el sur de Chile y efectivamente se encuentra en la latitud 40°S (Menu-Marque *et al.* 2000, De Los Ríos-Escalante, 2010). Esta situación ha cambiado y se contrasta con lo señalado por Campos *et al.* (1992), que lo indica como un lago oligotrófico, con bajos niveles de clorofila “a”, y predominio de copépodos calanoideos por sobre los cladóceros. Para los lagos Caburgua, Villarrica, Puyehue y Todos los Santos, existen marcadas diferencias tanto a nivel de estado trófico, como a nivel de ensamble zooplanctónico. Para Todos los Santos, Caburgua, Puyehue y Villarrica, los lagos son ultraoligotrófico, oligotrófico, oligotrófico y mesotrófico respectivamente,