



ESTUDIO DE LOS CUERPOS LÉNTICOS EN EL ESCENARIO DE CAMBIO CLIMÁTICO, UNA MIRADA A COLOMBIA

STUDY OF THE LENTIC BODIES IN THE CLIMATE CHANGE SCENARIO, A LOOK AT COLOMBIA

<https://doi.org/10.5281/zenodo.3516301>

AUTORES: Angela Natalia Cáceres Uribe¹

DIRECCIÓN PARA CORRESPONDENCIA: angela.caceres@usantoto.edu.co

Fecha de recepción: 05 de abril de 2019

Fecha de aceptación: 08 de julio de 2019

RESUMEN

La problemática climática que se presenta en la actualidad implica un desorden en el ciclo hidrológico, y con este, alteraciones en los cuerpos lénticos de agua. Se ha establecido que los humedales y lagos, presentan una alta vulnerabilidad a los cambios climáticos significando un riesgo para el equilibrio planetario y las comunidades que hacen uso de sus servicios ofertados. Además de la presión climática, estos ecosistemas se han visto fuertemente influenciado por las diferentes actividades antrópicas, las cuales carecen de una regulación y un sistema de gestión adecuado que garantice la sostenibilidad del recurso. De forma general, se ha observado la considerable reducción de cobertura de los humedales en el mundo y en la actualidad se hace evidente la necesidad de estudiar su respuesta frente a la producción de metano en relación al incremento de temperatura. Por su parte, los lagos de todo el mundo presentan una alteración en el comportamiento de su estratificación térmica, desembocando en una variación de la concentración de nutrientes y niveles de oxígeno disuelto, desarrollando una amenaza principalmente para la biota bentónica. A continuación, se presenta un estudio general de la situación actual de los cuerpos lénticos y su relación con el cambio climático, haciendo finalmente una breve reflexión del caso colombiano.

PALABRAS CLAVE: Cambio climático; humedal; lago; estratificación térmica; nutrientes.

ABSTRACT

¹ Docente Universitaria, Cuba.

The weather situation that is currently presented implies a disorder in the hydrological cycle, and with this, alterations in the lentic bodies of water. It has been established that wetlands and lakes present a high vulnerability to climatic changes that represent a risk to the planetary equilibrium and the communities that makes use of their offered services. In addition to climate pressure, these ecosystems have been strongly influenced by the different anthropic activities, which lack adequate regulation and management system that guarantees the sustainability of resource. In general, it has observed the considerable reduction of wetland coverage in the world and nowadays the need to study its response to methane production in relation to the temperature increase is evident. On the other hand, lakes around the world have an alteration in the behavior of their thermal stratification, leading to a variation in the concentration in the nutrients and dissolved oxygen levels, a threat mainly to benthic biota. Below is a general study of a current situation of the lentic bodies and their relationship with climate change, finally making a brief reflection of the Colombian case.

KEYWORDS: Climate change; wetland; lake; thermal stratification; nutrients.

INTRODUCCIÓN

El cambio climático es entendido como aquella variación medible del estado o propiedad del clima respecto al valor medio, la cual puede persistir durante periodos largos de tiempo (IPCC, 2013). Por su lado, la Convención Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático (CMNUCC), en 1992, lo definió como el cambio en el clima causado directa o indirectamente por las actividades de origen antrópico y que se suma a la variación climática natural propia del planeta (Cmnucc, 2002). La variación de parámetros climáticos se debe principalmente al aumento en la concentración de gases de efecto invernadero en la atmosfera (González *et al.*, 2011), como lo han podido comprobar algunos investigadores al constatar que desde la revolución industrial, el incremento de la temperatura ha sido de un 0.74 °C, lo que corresponde a un 0,13 °C anualmente (Zavala & Romero, 2007).

Una de las principales consecuencias que representa dicha variación climática es la alteración en el ciclo hidrológico (González *et al.*, 2011), modificando el volumen de las descargas de las aguas tanto subterráneas como superficiales (Amaya, 2014). De acuerdo al reporte del IPCC, las aguas dulces presentan una alta vulnerabilidad frente al cambio climático y prevé que la escorrentía superficial descenderá hasta un 30 % en latitudes medias e incrementará un 40 % en latitudes bajas (IPCC, 2007). Los sistemas lénticos como los lagos son vulnerables ante el cambio climático (Cochrane *et al.*, 2012); algunos autores coinciden en definir que los humedales son los ecosistemas de mayor vulnerabilidad frente al cambio climático (Moya *et al.*, 2005; Vidal *et al.*, 2013; Valencia & Figueroa, 2015). Para el año 2100, se estima que la cuarta parte de los ecosistemas acuáticos africanos presentarán repercusiones negativas, con un

importante detrimento de la calidad del agua y una disminución en los servicios ecosistémico ofertados (Cochrane *et al.*, 2012). Es por esto, que las acciones encaminadas a una adaptación del cambio climático son imprescindibles y deben estar enmarcadas dentro de un sistema de manejo y gestión del recurso hídrico (IPCC, 2007), abordando las estrategias a nivel local para maximizar la efectividad de estas (Barange & Perry, 2012).

La limnología, es la rama de la hidrografía encargada del estudio de la aguas dulces o epicontinentales (Campuzano, 1954; Margalef, 1983); también es entendido con una connotación ecológica al definirse como el estudio que describe la hidrobiología o la biología acuática (Pérez & Restrepo, 2008). Esta ciencia se divide en dos grandes ramas las cuales son: el estudio de cuerpos lóxico y lénticos (Ramírez & Viña, 1998), de las cuales, a continuación, solo entrarán en consideración los cuerpos lénticos. Los cuerpos lénticos de agua, corresponden a aquellos cuya agua se encuentra estancada como son los lagos, lagunas, humedales o charcas (Margalef, 1983). Su estudio es de vital importancia, en donde mediante la valoración de parámetros químicos, físicos y biológicos se determina la capacidad de producción primaria del cuerpo, así como también la calidad del recurso hídrico (Hinojosa, 2010). Uno de los problemas más comunes en los lagos de Norte América en cuanto a calidad de agua es la eutrofización representando el 50 % del deterioro de los lagos (Carpenter *et al.*, 1998); así mismo, se reconoce a los contaminantes atmosféricos provenientes de las actividades antrópicas como las principales fuentes de degradación del agua (Wojtan & Galas, 1994). Sin embargo, para la comprensión de los procesos internos presentes en los cuerpos lénticos y su posible riesgo frente al cambio climático, es necesario comprender la terminología referente a dicho sistema.

La temperatura es reconocida como el factor más influyente en el desarrollo y funcionamiento el cuerpo de agua (Castelán *et al.*, 2008). Es de gran importancia, porque este parámetro define la estructura térmica de la laguna compuesta generalmente por el epilimnion, termoclina e hipolimnion, las cuales definen el gradiente de densidad (Margalef, 1983). Entre mayor sea este gradiente, mayor es la estabilidad térmica (Vetter, 2010). De esta forma, surge una de las clasificaciones de los cuerpos lénticos de agua: meromícticos, dimícticos y polimícticos (Castelán *et al.*, 2004). Los lagos dimícticos se presentan principalmente en la franja templada, entre los 30° y 50° de latitud, pues bajo la influencia de las cuatro estaciones (Lewis, 1987). En el trópico, los niveles de mezcla están determinados por las condiciones del entorno que definen la intensidad del viento y la distribución de las precipitaciones en el transcurso del año (Castelán *et al.*, 2004).

Los cuerpos lénticos de agua tienen un papel importante en el reciclado de nutrientes, en gran medida gracias a los niveles de temperatura que se presentan (Jansson *et al.*, 1994), siendo entendidos los lagos y humedales como sumideros de nutrientes por la retención de fósforo, nitrógeno y carbono que ocurre en los sedimentos (Carpenter *et*

al., 1998). La restauración de humedales, ha sido empleada en algunos países europeos como herramienta para la disminución de nitrógeno y fósforo producto del uso de fertilizantes en cultivos (Lee *et al.*, 2009). El presente artículo comprende una visión general de la situación actual y respuesta de los cuerpos lénticos de agua frente a las variaciones del clima.

DESARROLLO

ECOSISTEMAS DE HUMEDAL Y SU PAPEL PROTAGÓNICO FRENTE A LA SITUACIÓN CLIMÁTICA ACTUAL

Los ecosistemas de humedal representan el aporte de más del 40 % de los servicios ecosistémicos globales (Valencia & Figueroa, 2015) ocupando tan solo el 6 % del área terrestre (Ndenecho, 2011). Su conservación y preservación, son entendidas como una herramienta de mitigación y adaptación frente al cambio climático (Moya *et al.*, 2005); pues estos cumplen funciones en la moderación del clima tanto a escala global como local (Iturraspe, 2010); regulando una gran cantidad de agua de excelente calidad (Rojas *et al.*, 2015), así como también actuando como la primera defensa contra huracanes y eventos extremos tales como los fuertes vientos (Moya *et al.*, 2005; Uribe, 2015), o incluso constituyendo uno de los sumideros de carbono más importantes con los que cuenta el planeta (Hernández, 2010).

A pesar de ser comprendidos como herramientas para la mitigación y adaptación del cambio climático, los humedales presentan una gran vulnerabilidad frente al clima cambiante actual (Moya *et al.*, 2005). Los principales factores naturales modificadores del funcionamiento de este ecosistema son la glaciación, eutrofización, subsidencia, procesos asociados al incremento de la temperatura, cambios en el nivel freático y en el nivel del mar (Patiño, 2016). Así mismo, el análisis de vulnerabilidad de los humedales presentes en la Cordillera Real de Bolivia en 2008, se determinó evaluando parámetros como precipitación, morfometría de la cuenca, y cobertura de hielo de los glaciales cercanos (Zeballos *et al.*, 2014). Sin embargo, es importante reconocer que, para evaluar la vulnerabilidad de estos ecosistemas, se requiere abordar la valoración desde una perspectiva multidisciplinaria, integrando el papel del hombre como factor transformador (Valencia & Figueroa, 2015). De esta forma, Patiño (2016) demuestra en su estudio sobre el análisis espacial de los humedales de Colombia que, tanto el PIB, la pobreza e incluso el desplazamiento forzado, resultan ser parámetros fundamentales para la comprensión o la modelación de dichos ecosistemas (Patiño, 2016). Se estima, que desde el año 1900 se ha perdido un 50% de la cobertura de humedal global a causa de las diversas actividades antrópicas, identificándose de esta forma altas tasas de contaminación, presencia de especies invasoras, cambios en los regímenes de agua y físicos (Uribe, 2015). Para el caso colombiano, el 26 % de la cobertura de humedal ha

sufrido transformaciones importantes desde un pasado reciente (Patiño, 2016) y los procesos de eutroficación en los humedales altoandinos son el resultado de la presión antrópica a los que se encuentran sometidos (Vásquez *et al.*, 2006). Patiño (2016), define que las principales causas que han implicado la transformación de este ecosistema son la ganadería, la agricultura y la deforestación (Patiño, 2016). Así mismo, la valoración de vulnerabilidad debe considerar aquellos atributos que permiten la conformación de identidad de este ecosistema como son las características climatológicas, la geomorfología de la cuenca, la hidrología característica y aspectos bióticos (Vidal *et al.*, 2013). De esta forma, se infiere que, aquellos humedales comprendidos entre la franja paramuna, tales como lagos, pantanos y turberas comprendidos entre los 3000 y 3500 m.s.n.m. (Vidal *et al.*, 2013), ampliamente reconocidos por su alta tasa de endemismo, presentan mayor sensibilidad al factor climático, por lo tanto, variaciones en la temperatura produciría profundas transformaciones en la diversidad y abundancia de especies que facilitan el funcionamiento de este ecosistema (Moya *et al.*, 2005).

Por otra parte, se ha evidenciado la gran influencia que tienen los humedales altoandinos a los eventos extremos asociados a ENSO (Vidal *et al.*, 2013). Para el caso de Torca Guaymaral, humedal de la ciudad de Bogotá, se determinó que para el 2016, año de fuerte sequía, los niveles de pH incrementaron hasta 3,7 unidades en relación a la época de lluvia del año anterior, de la disminución en la capacidad de dilución generado por el aumento de la evaporación (Caho-Rodríguez & López-Barrera, 2017). En otros estudios, se encontraron valores de pH de ocho y nueve para los humedales de Suesca y Sochagota respectivamente, asociados a los procesos de eutroficación, los cuales implican un incremento en el consumo de CO₂ disuelto (Vásquez *et al.*, 2006).

Gracias a la presencia de abundante agua en los humedales, los procesos de descomposición de la materia orgánica y liberación de metano se ralentizan (Hernández, 2010); de esta forma se estima que estos ecosistemas albergan aproximadamente el 30 % del carbono del planeta (Lal, 2008), con una captura de 830 Tg anualmente, correspondiendo al 12 % de las emisiones producto de la combustión de recursos fósiles anuales y al 75 % de la captura de carbono en los océanos (Mitsch *et al.*, 2013), a su vez la emisión de metano se encuentra entre los 177 a 284 Tg anuales, lo cual equivale al 10 % de la emisión total (Uribe, 2015); sin embargo, se considera que con el incremento de la temperatura este proceso puede acelerarse alcanzando tasas más altas de metano a la atmósfera por la actividad microbológica que se propicia (IPCC, 2007), y de esta forma agudizando el conflicto climático (Uribe, 2015); a pesar de esto, la cuantificación de los gases emitidos en el presente o escenarios futuros aún no es considerado en los inventarios de emisiones (Ndenecho, 2011). Bridham *et al.*, aseguran que el desconocimiento sobre el comportamiento del flujo de carbono en los humedales en condiciones climáticas futuras es aún muy grande y no es posible predecir si la restauración de humedales sean una adecuada técnica o

método de adaptación frente al calentamiento global pues no se cuenta con herramientas que permitan cuantificar las emisiones de metano en relación a su captura de dióxido de carbono (Bridgham *et al.*, 2006); de esta forma Mitsch *et al.*, mediante el modelo de intercambio de carbono STELLA, aplicado en humedales templados de Ohio y tropicales de Costa Rica, determinó que las emisiones de metano de la gran mayoría de humedales evaluados no son fuentes radiactivas de cambio climático y que efectivamente la tasa de captación de carbono será superior a su liberación (Mitsch *et al.*, 2013).

Es importante reconocer el gradiente de acumulación de carbono existente de acuerdo a la latitud en donde se encuentre el humedal (Bridgham *et al.*, 2006). Aproximadamente la mitad de los humedales del mundo se encuentran distribuidos en la franja entre los 50° y 70° N, albergando un tercio del carbono total presente en el suelo del planeta; esta zona es más susceptible a los cambios de temperatura y con ello la probabilidad de la liberación de metano es mayor, lo cual se asemejaría a difundir 100 veces la emisión anual de dióxido de carbono producto de la combustión de fósiles (Bridgham *et al.*, 1995). Así mismo, los humedales costeros y salobres, presentan menores tasas de emisión de metano y mayor retención de dióxido de carbono en relación a los humedales de alta montaña y de aguas dulces (Ndenecho, 2011).

Por otro lado, gracias a los atributos de identidad del ecosistema, la restauración de humedales ha sido implementada en la gestión integral de cuencas de Suiza, favoreciendo la retención de las altas concentraciones de nitrógeno y fósforo provenientes del uso de fertilizantes y mejorando la calidad del recurso aguas debajo de estos (Jansson *et al.*, 1994). Desde mediados de los noventa, la construcción de humedales para el tratamiento de aguas residuales y pluviales tomó auge, con el fin de eliminar contaminantes nitrogenados (Lee *et al.*, 2009). Las investigaciones relativas al ciclo del nitrógeno cobren interés por el aumento de transporte de compuestos nitrogenados (Jansson *et al.*, 1994), considerando que generalmente el nitrógeno es el nutriente límite en los humedales costeros (Malvárez, 1999) En los países nórdicos, la carga anual de nitrógeno capturada en los humedales costeros asciende a 260 mil toneladas, en donde el 50 % deriva de fertilizantes empleados en agricultura y el 30 % a la composición de las concentraciones atmosféricas (Jansson *et al.*, 1994), como consecuencia, se observa una reducción o extinción de la fauna y acumulación de algas (Graneli *et al.*, 1986).

La experiencia en Colombia en cuanto a restauración de humedales, no es muy amplia, resaltando el hecho que desde siempre el gobierno ha gestionado y propiciado el desarrollo de proyectos como la construcción de vías e infraestructura en el Magdalena (Patiño, 2016). Sin embargo, en algunos humedales de Cesar se han desarrollado exitosamente iniciativas entre la comunidad y fundaciones, en donde, la participación comunitaria ha resultado ser la clave del éxito, así como también la toma de conciencia y de responsabilidad ha sido el punto de partida para la transformación llegando incluso

a impactar positivamente los paradigmas tradicionales de las entidades gubernamentales (Garzón *et al.*, 2014).

Es por esto que, es importante reconocer que los conocimientos sobre el humedal y su vulnerabilidad ante el cambio climático aún son incipientes y las políticas ambientales que involucren incentivos a todos aquellos procesos de recuperación de humedales son muy pocos (Ndenecho, 2011), reconociendo a su vez el gran reto que supone para los gobiernos los cuales han sustentado sus decisiones en la creencia de que resulta más rentable favorecer las actividades productivas en humedales que su propia protección y conservación (Patiño, 2016).

CAMBIOS EN EL NIVEL DEL AGUA DE LOS LAGOS INCREMENTAN LOS RIESGOS DE INUNDACIÓN

El cambio climático trae consigo modificaciones a las condiciones físicas de los lagos como es el nivel de agua o la altura de la columna de agua (IPCC, 2007; Barange & Perry, 2012). Sin embargo, no se puede asegurar una tendencia constante; se han presentado incrementos en el nivel de agua a causa del derretimiento de la capa de nieve en lagos de China y de Mongolia, mientras que, en otros lagos ubicados en los Alpes, África e incluso en China presentan descensos; no obstante, este decremento en la altura parece estar asociada a los usos del agua y a los inadecuados sistemas de gobernanza que allí son empleados (IPCC, 2007). En el caso de los glaciales tropicales, donde su 95 % de extensión se encuentra ubicado en América del Sur, el derretimiento asociado a la temperatura expande el espejo de agua de los lagos generando con ello un riesgo al desarrollo de inundaciones dependiendo de las características físicas de la cuenca; así mismo, se genera un incremento en el arrastre de rocas que se fracturan con la presión hidrostática desembocando en avalanchas (Veetil *et al.*, 2016). Este riesgo, es conocido como inundaciones de arrebató de lago glacial (GLOF) el cual fue propuesto por Reynolds *et al.* en 1998, mediante resultados encontrados en lagos himalayas, en donde se observa que el área de los lagos represados por morrena incrementa; desde entonces se vienen desarrollando metodologías para la evaluación de su riesgo (Vilímek *et al.*, 2015). Desde el año 1720, en la Cordillera Blanca de Perú se han producido 25 eventos GLOF, teniendo grandes repercusiones y afectaciones a ciudades evidenciando la ineficiencia o falta de estudios suficientes para el desarrollo de un adecuado sistema de gestión del riesgo para estos ecosistemas (Ortuño, 2007).

ALTERACIONES EN LA ESTRATIFICACIÓN TÉRMICA DE LOS LAGOS Y SU INCIDENCIA EN LOS NIVELES DE OXÍGENO DISUELTÓ

Por otra parte, el incremento de la temperatura aumenta la estabilidad térmica de los lagos del mundo (Barange & Perry, 2012). Los lagos de grandes latitudes como

aquellos ubicados en Europa, Norte América y Asia, han presentado incrementos en la temperatura superficial del agua hasta de 2 °C (Koinig *et al.*, 1998), y en latitudes más bajas como aquellos ubicados en África oriental se observan incrementos hasta de 0,7 °C (IPCC, 2007). Así mismo, los eventos que alteran la presión atmosférica, como lo es la fase positiva de la Oscilación del Atlántico Norte, ha generado un incremento anual de 0,017 °C desde 1960 en el lago Europeo Constanza (Strailer *et al.*, 2003). Debido a que las regiones de mayor latitud presentan eventos climáticos más extremos que aquellos que se presentan en el trópico, su estabilidad térmica es mayor, de esta forma, los periodos de mezcla se hacen menos frecuentes y se caracterizan por presentar menos niveles de productividad (Pérez & Restrepo, 2008). Los mayores gradientes de densidades de las capas de la columna de agua en el mundo se presentan entre los 35° y 50° de latitud y, a medida que se aleja de allí, la estabilidad térmica disminuye (Lewis, 1987). Un estudio desarrollado en lago Königssee, ubicado en la franja templada de Alemán, demuestra que para el año 2003, el cual fue registrado como un año con eventos de verano extremo, asociados a REMO, la estabilidad térmica del cuerpo de agua incrementa en dos unidades en relación a un año promedio, lo cual indica que se requiere aún más energía o calor proveniente del entorno para que se generen los periodos homotérmicos y de mezcla (Vetter, 2010); así mismo en el lago Müggelsee ubicado a más de 50° N, correspondiente a un lago polimíctico y somero, y en el 2006 se presentó la estratificación térmica más prolongada desde el año 2003, lo cual coincide con un evento de verano más cálido reportado desde 1979 (Wilhelm & Adrian, 2008).

Se ha demostrado que, a causa del fenómeno climático actual, la duración e intensidad de las estaciones se ve alterada; de esta forma, los veranos se extienden y los periodos de invierno y otoño disminuyen y con esto, decrece el grosor de la capa de hielo propia del invierno (Vetter, 2010) (Koinig *et al.*, 1998; Vetter, 2010). Algunas simulaciones predicen que el cambio climático retrasaría la formación del hielo hasta 20 días y el deshielo comenzaría 58 días antes (Stefan *et al.*, 1998). Estudios realizados en la Laguna de Zurich, demostraron que, durante el año 2003, la estabilidad térmica aumentó hasta más de 3,6 desviaciones estándar, por lo cual se presentó un mayor consumo mensual en los niveles de OD excediendo incluso 7,2 desviaciones estándar, representando un riesgo de anoxias extensas en el hipolimnion durante veranos de mayor duración (Jankowski *et al.*, 2006). Esto coincide con las predicciones realizadas por Stefan *et al.*, las cuales indican que el incremento de la temperatura atmosférica implica un mayor agotamiento de oxígeno disuelto para los lagos templados profundos y mesotróficos (Stefan *et al.*, 1998), De esta forma es importante reconocer que los lagos grandes y profundos, (Wilhelm & Adrian, 2008) cálidos y monomícticos son los más sensibles ante las variaciones de temperatura entre cada año (Strailer *et al.*, 2003; Yoshimizu *et al.*, 2010).

El comportamiento de la termoclina también ha sido analizado como factor influyente en el funcionamiento del sistema debido a la estratificación de comunidades que involucra, llegando incluso predecir la ocurrencia de floraciones de plancton (Cantin *et al.*, 2011), como consecuencia de los cambios en la movilidad de nutrientes y productividad (Verta *et al.*, 2010). Los incrementos en temperatura y variaciones en la radiación, nubosidad y exposición al viento a los que se encuentran expuestos los lagos profundizan el nivel de la termoclina (Forsius *et al.*, 2010) disminuyendo con esto, el hábitat disponible para la ictofauna presente en el hipolimnion y fauna bentónica (Schindler *et al.*, 1990), así como también generando una mayor transferencia de calor desde la capa superior del cuerpo hasta las capas más profundas (Jankowski *et al.*, 2006). Para el 2006, en Müggelsee, se presentó la estratificación más alta y prolongada desde el año 1979; a su vez hubo una transferencia calórica importante desde el epilimnion al hipolimnion influenciada por el incremento en la altura del epilimnion, lo cual desembocó en una mayor concentración de nutrientes en la zona eufótica y el posterior crecimiento atípico de fitopláncton (Wilhelm & Adrian, 2008).

En términos generales, es posible reconocer que el comportamiento de la termoclina frente las variables climáticas es disperso, pues esta se acomoda de acuerdo a las condiciones del entorno (Lewis, 1987). Sin embargo, se espera que con la variación de las condiciones climáticas la termoclina tienda a desaparecer o a disminuir la temporada de estratificación en los lagos someros (Cantin *et al.*, 2011), y en los lagos monomícticos y profundos, se profundice y el periodo de mezcla sea cada vez más distante, como se predice para Tahoe, pasando de un periodo de mezcla cada tres años, a cada 12 años para el año 2075, llegando a niveles superiores de anoxia y liberación de nutrientes bastante significativos (Sahoo *et al.*, 2013).

Después de la temperatura, el oxígeno disuelto es el factor más importante para el agua (Pérez & Restrepo, 2008). Los estudios de calidad de agua generalmente excluyen las variables meteorológicas de dirección y velocidad de viento, la precipitación o humedad (Hamilton & Schladow, 1997), siendo estas algunas de las fuentes de oxígeno para el cuerpo hídrico (Pérez & Restrepo, 2008), considerando únicamente las entradas y salidas del cuerpo debido a que su principal interés es predecir la calidad del agua frente a procesos de eutroficación antrópicos (Hamilton & Schladow, 1997; Yoshimizu *et al.*, 2010). En concordancia con ello, la modelación realizada para el lago Tahtali, en Turquía, demuestra que las variables de velocidad del viento y temperatura fueron los parámetros dominantes que determinan el comportamiento del OD y la turbidez, pues los fuertes vientos que allí se presentan generan fenómenos de re suspensión (Elci, 2008) lo cual puede modificar a su vez los niveles de difusión térmica por la absorción de radiación por parte de las partículas suspendidas (Cobelas *et al.*, 1986). Así mismo, en Tahtali, el menor nivel de concentración de oxígeno se presenta en la termoclina alcanzando incluso los 5 mg/L y altos valores de turbidez, debido a la acumulación de sedimentos precipitados en el epilimnion (Elci, 2008). El análisis del comportamiento del

oxígeno no es analizado únicamente en un patrón vertical; de acuerdo a modelos realizados en Chapala se prevé incrementos de OD en los puntos de descarga de los ríos a causa del incremento en el caudal y su turbulencia, así como también los cambios en la dirección del viento (Orozco *et al.*, 2011). Dentro de los estudios a lagos tropicales, el Lago Chapala, refleja que existe una tendencia a la disminución de los niveles de oxígeno acorde al aumento de la temperatura de aproximadamente de 0,5 mg/L en los meses simulados desde 1961 hasta 2060, concluyendo que no se presentarían riesgos para la ictofauna del ecosistema estando sus niveles de OD sobre los 4 mg/L (Orozco *et al.*, 2011).

INCIDENCIA DEL CAMBIO CLIMÁTICO EN LOS CICLOS BIOGEOQUÍMICOS Y NIVELES DE pH DE ALGUNOS LAGOS EUROPEOS

Modelos realizados para lagos templados demuestran que el incremento de la temperatura representa una alteración en las concentraciones de nutrientes y actividad productiva en la columna de agua (Jankowski *et al.*, 2006; Vetter, 2010) a causa de que la termoclina actúa como una barrera que impide los procesos de mezcla así como también limita el paso de la luz que permite se lleve a cabo el proceso de fotosíntesis (Elci, 2008). De esta forma, se determinó que existe una relación directa entre profundidad de termoclina y procesos bioquímicos como es la metilación de mercurio, el cual, al encontrarse en un medio particularmente anóxico (Corona-Lisboa, 2013) y con excesiva presencia de sulfatos, se transforma en metilmercurio, mediante la actividad de las bacterias reductoras SRB creando un mercurio complejo (Verta *et al.*, 2010). El metilmercurio ha sido definido como la especie química de mercurio más tóxica, pues esta, está compuesta de unos elementos organometálicos presentes en las bacterias que son absorbidas por el plancton y son transportados durante la cadena trófica, llegando incluso a alterar la salud de la población humana (Corona-Lisboa, 2013). En relación a otros ciclos como el del carbono y fósforo se han encontrado alteraciones significativas, como las observadas en el lago Valkea–Kotinen, en donde a causa del incremento en los vientos, se desarrolló un proceso de resuspensión, coincidiendo con que la estratificación finalizó un poco más de dos meses de lo previsto aumentando significativamente los niveles de fósforo total, carbono orgánico e inorgánico en la columna de agua (Cantin *et al.*, 2010).

Por otra parte, al presentarse inviernos con temperaturas cada vez más altas, se favorece la disolución de fósforo liberado por los sedimentos incurriendo en un incremento de algas (Jankowski *et al.*, 2006). En los lagos monomícticos, tanto la fauna bentónica como los ciclos geoquímicos se pueden ver amenazados por los descensos de oxígeno disuelto en el hipolimnion a causa de la estratificación prolongada (Yoshimizu *et al.*, 2010). En Müggelsee, se reportaron correlaciones entre duración de la estratificación y profundidad de la termoclina con respecto a las concentraciones de

fósforo y durante el periodo de mezcla se presentan incrementos de este por un factor de 3,3 mientras que las concentraciones de nitrógeno inorgánico no presentan variaciones significativas (Wilhelm & Adrian, 2008). A causa del incremento de la temperatura y disminución en los niveles de oxígeno, se presenta un descenso del potencial redox presente en los sedimentos, desembocando en una desorción del fósforo y posterior movilización en donde ocurre su mineralización (Schäuser *et al.*, 2006). Así mismo, análisis realizados en sedimentos de lagos alpinos revelan un enriquecimiento en los niveles de hierro a causa del detrimento de la capacidad de óxido reducción en los sedimentos generado por los inviernos más cortos y cálidos (Koinig *et al.*, 1998). Se ha demostrado que el ciclado de nutrientes no solo dependen de los incrementos en temperatura atmosférica sino también de las condiciones físicas de los cuerpos de agua (Malmaeus *et al.*, 2006); es por ello que es importante considerar el tiempo de retención del cuerpo hídrico, así como también la altura media del lago (Dillon & Molot, 1990). De esta forma, de los lagos suizos analizados, el lago Erken duplica la concentración de fósforo total en los periodos de mezcla, respondiendo a la alta mineralización y difusión de fósforo favorecido por los siete años de retención que lo caracteriza (Malmaeus *et al.*, 2006). Considerando que el fósforo es el nutriente limitante en la mayoría de lagos, los cuerpos de agua que presenten un alza en sus concentraciones de fósforo durante periodos de mezcla, podrían estar indicando un riesgo de eutroficación, recordando que el aporte excesivo de fósforo y nitrógeno es la principal causa de deterioro de las aguas superficiales de USA (Carpenter *et al.*, 1998). El fósforo y el nitrógeno constituyen los elementos más importantes para la productividad y la vida acuática (Margalef, 1983). El fósforo proviene principalmente de la meteorización de las rocas y el nitrógeno de las reservas atmosféricas (Pérez & Restrepo, 2008); sin embargo, con el incremento de las emisiones por la combustión de recursos fósiles, las concentraciones liberadas de óxidos de nitrógeno aumentan cada año (Catalán *et al.*, 1994), hecho que ha interesado a la comunidad científica al reconocer que los altos contenidos de amonio representan un riesgo de acidificación de los cuerpos hídricos (Dillon & Molot, 1990). Estudios desarrollados en la cadena montañosa Tatra, demuestran que también el nitrato es la principal fuente acidificadora de sus lagos junto con los óxidos de azufre (Fott *et al.*, 1994). Otra fuente importante de nitrógeno es la escorrentía, la cual arrastra importantes cantidades producto del uso de fertilizantes y actividades ganaderas cercanas (Jeppesen *et al.*, 2011). Así mismo, en lagos pirineos se ha encontrado que los niveles de NO₃ y NH₄ llegan a su pico más alto al final del invierno, por los altos contenidos de este en la capa de hielo (Catalán *et al.*, 1994). El reciclaje de nitrógeno se desarrolla principalmente a partir de la actividad microbiológica, los cuales, de acuerdo a las tasas de ingreso de dicho elemento, actúan para procurar un equilibrio en el ecosistema (Margalef, 1983).

El dióxido de carbono, es el componente más importante para el equilibrio interno del cuerpo de agua, pues no solo es la fuente de carbono inorgánico necesaria para los

productores primarios de la cual depende su existencia, sino que también tiene gran influencia sobre el pH (Margalef, 1983). El pH, indica la concentración de iones H⁺ en el agua, la cual estará determinada por los cambios de acidez y alcalinidad que se prestan en el cuerpo (Pérez & Restrepo, 2008). De esta forma, entra en consideración el sistema carbónico-bicarbonato (Margalef, 1983) o buffer (Pérez & Restrepo, 2008) propio del ecosistema, el cual le otorga al sistema la capacidad de amortiguar aquellos compuestos acidificantes proveniente del entorno (Fott *et al.*, 1994) y el cual está caracterizado principalmente por la composición geológica cuya meteorización llega al lago (Koing *et al.*, 1998); de esta forma se encuentran lagos con una mayor capacidad de asimilar la acidez y otros con una alta probabilidad de acidificarse (Fott *et al.*, 1994). Para el caso de las lagunas presentes en los Alpes, 57 cuerpos de agua analizados, se encuentra que a pesar de que desde año 1985 se venía presentando deposiciones ácidas, el pH del agua de los lago incrementaba así como lo hacían los silicatos, cationes base y sulfatos (Sommaruga-WÖgrath *et al.*, 1997), incrementos sustentados por la composición de la roca ubicada en las zonas altas de la cuenca así como también por las altas cargas de cationes base originadas en los bosques perennes circundantes del cuerpo hídrico (Marchetto *et al.*, 1994). Áreas más sensibles a la acidificación, como son los montes Tatra al sur oriente de Europa, exigen medidas de gestión integral del recurso que controle los ingresos de óxidos de nitrógeno y de azufre, pues un gran número de sus lagos se encuentran en diferentes niveles de acidificación, y de no tomarse medidas de control, su sistema amortiguador será superado generando en el ecosistema daños irreversibles (Wojtan & Galas, 1994).

PARTICULARIDADES DE LOS LAGOS TROPICALES Y SU RELACIÓN CON EL CAMBIO CLIMÁTICO

Para el caso de los lagos del trópico, es importante reconocer que no existen tantos estudios relacionados (Lewis 1987; Castelán *et al.*, 2008), pues la limnología es una ciencia desarrollada principalmente en la franja templada (Margalef, 1983), pero puede ser fácilmente comprendida bajo los principios empleados en lagos templados (Lewis, 1987). Sin embargo, se debe admitir que en el neotrópico las características hidrológicas y amplias variaciones de flujo deben entrar en consideración (Castelán *et al.*, 2008).

Los estudios relativos a comportamiento ictimeral, o de mezcla, en los lagos tropicales, permiten comprender y vislumbrar el comportamiento ecológico de dichos cuerpos, favoreciendo el desarrollo de planes de manejo para la conservación del ecosistema (Castela *et al.*, 2008). Cuando se habla de la mezcla de lagos tropicales se hace referencia principalmente a dos tipos: al diurno, mezcla durante 24 horas; y estacionaria, cada seis meses (Margalef, 1983). De esta forma, algunos autores coinciden en definir que las capas de la columna de agua en los lagos tropicales están

compuestas por la zona afótica y fótica y de esta forma no se establece una termoclina o gradiente de densidades considerable (Casallas & Gunkel, 2001). De esta forma, la mezcla ocurre en las horas de la noche, cuando la temperatura superficial desciende y el zooplancton puede desplazarse a las capas superficiales y así alimentarse del fitoplancton que allí se encuentra (Pérez & Restrepo, 2008). Sin embargo, Lewis (1987), afirma que los lagos tropicales sí alcanzan una estratificación estable, pero con una leve diferencia entre las densidades (Lewis, 1987). Algunos estudios de lagos tropicales han demostrado lo sustentado por Lewis (1987). Investigadores del lago Alchichica de México, han encontrado que la termoclina aparece de forma clara y precisa desde el mes de marzo hasta noviembre a una profundidad de 10 m, coincidiendo con la temporada de lluvias, y a medida que avanzan los meses la termoclina se profundiza 4 metros hasta desaparecer en el mes de diciembre cuando llega el verano con los vientos característicos, desembocando la mezcla completa del cuerpo de agua (Salas de León, 2015). Evidenciando la variabilidad de respuesta frente a las condiciones ambientales, un estudio realizado en el Lago Guamués de Colombia, demuestra que los periodos de mezcla para este cuerpo ocurren cuando las temperaturas son más bajas y las lluvias se presentan (López-Martínez *et al.*, 2017).

Se observa que algunos lagos tropicales están reduciendo sus niveles de mezcla a causa del incremento de la temperatura (Castelán *et al.*, 2008; González *et al.*, 2011). El lago Zempoala, para el año de 1996 había sido clasificado como monomítico a causa de su una mezcla anual a causa de la acción del viento y la temperatura, sin embargo, tres años después, la mezcla anual ya no se presentaba a profundidad y fue clasificado como meromítico con tendencia a cálido monomítico (Castelán *et al.*, 2008). A causa de esto incrementos en la duración y estabilidad de la estratificación, un gran número de lagos tropicales presentan reducciones en su productividad (Cochrane *et al.*, 2012). Tanganica, lago africano encargado de abastecer el 40% de la demanda proteica incluso de algunos países cercanos, reducirá su capacidad productiva hasta en un 30% para los siguientes 200 años (IPCC, 2007); el cual, siendo considerado uno de los lagos que presentan mayor producción pelágica pesquera, desde finales de los 70 la producción había mermado en un 50% (Cochrane *et al.*, 2012).

Dentro de las variables químicas analizadas, una de las principales diferencias entre los lagos templados y tropicales es que el nutriente limitante del trópico es el nitrógeno (Ramos-Higuera *et al.*, 2008; Castela *et al.*, 2008; Donato-Rondón, 2001) encontrando fósforo de forma abundante a causa de las rocas volcánicas que componen principalmente la cadena montañosa de América (Ramos-Higuera *et al.*, 2008; Donato-Rondón, 2001). Por otra parte, a pesar de ser la atmósfera una importante reserva de nitrógeno; como ya ha sido mencionado anteriormente; a causa de las temperaturas más cálidas y los niveles bajos de oxígeno el proceso de desnitrificación se favorece (Catalán *et al.*, 1994). Rondón Donato, limnólogo interesado en conocer las lagunas de páramo de Colombia, encontró dentro de las 20 lagunas analizadas que se encuentran

distribuidas en las cordilleras del país, el 30 % de ellas, presenta concentraciones de amonio superiores a los 3 μmol por litro y el 87 % presentaron concentraciones de nitrato inferiores a 0,2 μmol por litro, pero de nitrito los valores superaban el límite interior detectable, el autor sugiere que estos altos contenidos de amonio pueden ocurrir por liberaciones a causa de la actividad anaeróbica de los sedimentos (Donato-Rondón, 2001).

Las lagunas de alta montaña tropicales, ubicados principalmente en Colombia, Ecuador, Perú y Bolivia (Gunkel, 2003), presentan grandes similitudes con los lagos de alta montaña, caracterizados principalmente por tener una baja alcalinidad, temperatura y niveles bajos de nutrientes, por lo cual, son clasificadas como lagunas oligotróficas (Cuna *et al.*, 2015). Así mismo, Rondón- Donato (2001), advierte que los bajos niveles de pH están determinados por la composición de la precipitación (Donato-Rondón, 2001) y las características mineralógicas del sustrato sobre el que se sustenta el cuerpo hídrico (Vila & Mühlhauser, 1987). Es por esto último que Donato-Rondón, hace distinción de tres tipos de lagos para el caso colombiano: aquellos que se encuentran sobre la cordillera occidental, los cuales se encuentran expuestos a constante actividad volcánica; los que se encuentran en la cordillera central con influencia media de sodio (Na^+) y potasio (K^+) debido a su sistema cerrado de cuencas, y los lagos que se encuentran en la cordillera oriental en donde destaca la presencia de calcio y minerales alcalinizantes (Donato-Rondón, 2001). Estas propiedades geológicas son de importante consideración pues permiten predecir el límite tolerable de entrada de elementos acidificantes a un cuerpo de agua (Wojtan & Galas, 1994).

LOS CUERPOS LÉNTICOS DE COLOMBIA ENMARCADOS EN UNA CRISIS DE GOBERNABILIDAD DEL RECURSO HÍDRICO

Para el caso colombiano, el régimen de precipitación y del clima está definido por el comportamiento de la Zona de Confluencia Inter-Tropical, la dinámica oceánica y los procesos presentes en las cuencas del Amazonas y Orinoco (García *et al.*, 2012). A causa de las condiciones de relieve, la precipitación anual se hace bastante diversa, sin embargo, de los patrones identificados se observa claramente que las zonas con precipitaciones superiores a los 4000 mm anuales corresponden al norte del Pacífico, sur del país, piedemonte amazónico y Orinoco; así mismo, la región andina y caribe presentan precipitaciones entre los 500 y 4000 mm de precipitaciones (IDEAM, 2002). Por otra parte, se identifica un comportamiento invertido en las temporadas lluviosas, de esta forma mientras que en el sur del país se presenta la estación lluviosa, el centro del país se encuentra en época seca (García *et al.*, 2012). Estudios relacionados al Índice de Oscilaciones del Sur, el cual responde al calentamiento del océano pacífico, refleja que las regiones del occidente del país tales como chocó y el eje cafetero presentan retrasos en sus precipitaciones de hasta 3 meses acorde a los incrementos de

temperatura en el océano pacífico e índico (Poveda & Mesa, 2015). De acuerdo a los modelos desarrollados por el IDEAM, durante el Niño, los caudales de la región que provee el 80% del PIB del país disminuirán más de un 30 % entre el 2076 y 2100 (García *et al.*, 2012), de esta forma se hace evidente la necesidad inmediata de adecuación de políticas y gobernanzas efectivas capaces de adaptarse a las condiciones del medio.

De acuerdo a la Gestión Integral del Recurso Hídrico que se ha implementado en el medio internacional, Colombia se acoge a este nuevo concepto adoptando políticas a través del Ministerio de Ambiente y Desarrollo y Desarrollo Sostenible (IDEAM, 2012 García *et al.*, 2012). Sin embargo, Colombia presenta una crisis de gobernabilidad del agua (Dourojeanni & Jouravlev, 2001) debido a que la problemática se aborda a nivel institucionalidad y normativo, en donde cada institución maneja conceptos diversos generando un conflicto de uso (Rodríguez, 2012). Un ejemplo de dicha problemática se presenta con la creación de instrumentos económicos tales como la Tasa Retributiva (Dourojeanni & Jouravlev, 2001), la cual es definida como aquella que cobrará la autoridad ambiental a los usuarios que utilicen de forma directa o indirecta el recurso hídrico como receptor de vertimientos (Decreto 1076 de 2015 Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible). Aunque la creación de la tasa retributiva es un gran avance en materia de gestión, se presentan aún muchas limitaciones como es la existencia de vertimientos sin permisos y la inercia de las autoridades ambientales competentes al respecto, así como también la resistencia de los municipios o de las empresas prestadoras del servicio al pago de su obligación (Dourojeanni & Jouravlev, 2001).

Por otra parte, se reconoce la ausencia de alternativas para la gobernanza de aquellos espacios delimitados naturalmente como son los humedales, lagos o franjas costera (García *et al.*, 2012), problemática que se acentúa al reconocer que el 97 % de los cuerpos lénticos del país ocupan de forma individual menos de 0,01 km² (IDEAM, 2002). Además de esto, los estudios limnológicos del país no son muy extensos; pues es a partir de la década de los 70's se presenta un leve interés por conocer las propiedades químicas y bióticas de los ecosistemas, sobresaliendo investigaciones en el Lago de Tota (Roldán-Pérez, 2009), ciénegas (Ramírez & Viña, 1998) y las lagunas de páramo presentes en las tres cordilleras que atraviesan el país (Donato-Rondón, 2001).

Dentro de los estudios realizados, se encuentra que, a causa de la orografía característica de Colombia, se presenta una gran variedad y multiplicidad de cuerpos hídricos superficiales haciendo de la hidrografía colombiana una de las más complejas del planeta (Campuzano, 1954). Colombia cuenta con aproximadamente 17000 cuerpos de almacenamiento superficial y subterránea, ocupando un poco más de dos millones de hectáreas en donde 1600 corresponden a lagos, lagunas y embalses los cuales albergan algo más de 12220 millones de metros cúbicos de recurso hídrico (IDEAM,

2002). Las ciénegas responden a la relación o interacción entre cuerpos lénticos y lóticos (Ramírez & Viña, 1998); el monitoreo constante de estos ecosistemas es de vital importancia pues funcionan como áreas inundables y receptoras de aguas lluvia (IDEAM, 2002). En el año 2011, en Colombia se presentaron inundaciones de gran magnitud en el Río Magdalena, hecho que obligó a las autoridades gubernamentales y de investigación a desarrollar un proyecto de investigación de la mano de investigadores holandeses, expertos en el estudio y modelamiento del recurso hídrico (Kraaijenbrink *et al.*, 2014). Este hecho parece estar asociado con que el Río Magdalena cuenta con el 70 % de las ciénegas del país (IDEAM, 2002). García *et al.*, aseguran que, durante las precipitaciones extremas de las 2010 asociadas al fenómeno de la Niña, implicaron un incremento del caudal hasta en un 60 % en la cuenca Magdalena-Cauca (García *et al.*, 2012).

CONCLUSIONES

La protección y conservación de humedales es entendido como una herramienta de mitigación y adaptación al cambio climático gracias al amplio número de servicios ecosistémicos que prestan; sin embargo, aún hace falta el desarrollo de investigaciones al rededor del mundo que permitan conocer el funcionamiento de estos ecosistemas y faciliten la modelación de su comportamiento frente a los escenarios climáticos futuros. De esta forma, sería posible identificar los posibles riesgos relacionados a la emisión de metano o sus posibles transformaciones sustentando sobre dichos resultados un adecuado sistema de gestión para el ecosistema.

El ecosistema de humedal se ha caracterizado por actuar como sumidero de nutrientes que son arrastrados por la corriente; con la expansión de la frontera agrícola y el uso indiscriminado de agroquímicos, así como también por el incremento de compuestos nitrogenados en la atmósfera, las concentraciones de nitrógeno han aumentado en forma considerable, alterando el equilibrio biótico de algunos humedales en los países nórdicos.

En los lagos de todo el mundo, se han evidenciado variaciones en la altura del nivel del agua. Para lagos glaciales, como aquellos presentes en la Cordillera de los Andes, se prevé un incremento a causa del deshielo de los glaciales, generando con esto eventos GLOF, asociados a inundaciones o avalanchas en poblados cercanos. A pesar de su alta recurrencia, no se cuenta con sistemas de gestión del riesgo que permitan prevenir y atender estas situaciones, trayendo consigo altas pérdidas materiales y humanas en cada una de sus ocurrencias.

La estratificación térmica es el parámetro de los cuerpos lénticos más estudiado. El cambio climático ha venido desarrollando veranos más largos e intensos, inviernos cálidos y de menor duración, así como también variaciones en las corrientes de viento, lo cual ha generado una alteración en los niveles y temporadas de mezcla. Se define a los lagos monomícticos y profundos como los de mayor riesgo de acuerdo a su incremento en la estratificación térmica e incrementos en el consumo de oxígeno en el hipolimnio, trayendo con esto afectaciones en la biota bentónica.

En los lagos tropicales se observa un leve incremento en la estratificación a causa de la temperatura, sin embargo, sí ha sido evidente que la profundidad de mezcla ha disminuido trayendo con esto un decremento en la productividad del ecosistema. Por otra parte, su nutriente limitante es el nitrógeno, el cual, a pesar de tener altos ingresos a causa de las lluvias y de la naturaleza de las rocas, debido a la alta temperatura, se favorece el proceso de desnitrificación, el cual es un mecanismo de la laguna para autorregularse.

Para el caso colombiano, los sistemas de gobernanza del recurso hídrico han demostrado ser ineficientes y lentos. Una de las razones de ellos por las cuales se presenta esta crisis de gobernabilidad es que dicho problema se maneja institucionalmente, haciendo que el concepto de gestión del recurso no sea unánime, generando con ello un conflicto de uso. La incertidumbre aumenta al reconocer que Colombia cuenta con una alta diversidad de cuerpo lénticos de agua y que sus niveles de caudal aumentaron un 60 % en el 2010, generando inundaciones y desastres en la gran cantidad de ciénegas presentes en la región andina. Por otra parte, se estima que para el 2076 el caudal haya descendido en un 30 % para la región más productiva del país; sin embargo, aún se carecen de estudios suficientes que sustenten la creación y desarrollo de sistemas de gestión del recurso suficientes.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Amaya, F. (2014). *Medidas de adaptación a impactos del cambio climático ante la vulnerabilidad hídrica en Jalisco*. Jalisco, México.
- Barange, M., & Perry, R. (2012). Rpercusiones físicas y ecológicas del cambio climático en la pesca de captura marina y continental y en la acuicultura. *Consecuencias del cambio climático para la pesca y la acuicultura. Visión de conjunto del estado actual de los conocimientos científicos. Documento técnico de Pesca y Acuicultura*.
- Bridgham, S., Johnston, C., Pastor, J., & Updegraff, K. (1995). Potential feedbacks of northern wetlands on climate change. *BioScience*, 45(4), 262-274.
- Bridgham, S., Megonigal, J., Keller, J., Bliss, N., & Trettin, C. (2006). The carbon balance of North American wetlands. *Wetlands*, 26(4), 889-916.

- Caho-Rodríguez, C., & López-Barrera, E. (2017). Determination of the water quality index for the western section of the Torca-Guaymaral wetland using UWQI and CWQI methodologies. *Producción+Limpia*, 12(2), 35-49.
- Campuzano, J. (1954). *Limnología colombiana: lagos, lagunas, represas, ríos y quebradas de Colombia*. (Vol. 3). Bogotá: Ministerio de Agricultura, División de Recursos Naturales.
- Cantin, A., Beisner, B., Gunn, J., Prairie, Y., & Winter, J. (2011). Effects of thermocline deepening on lake plankton communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 68(2), 260-276.
- Carpenter, S., Caraco, N., Correll, D., Howarth, R., Sharpley, A., & Smith, V. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3), 559-568.
- Casallas, J., & Gunkel, G. (2001). Algunos aspectos limnológicos de un lago altoandino: el lago San Pablo, Ecuador. *Limnética*, 20(2), 215-232.
- Castelán, H., Zuñiga, L., Astudillo, I., & Rodríguez, J. (2004). Variación de los organismos fitoplactónicos y la calidad del agua en el lago de Chapala, Jalisco, México. *Acta Universitaria*, 14(1), 47-58.
- Catalán, J., Camarero, L., Gacia, E., Ballesteros, E., & Felip, M. (1994). Nitrogen in the Pyrenean lakes (Spain). *Hydrobiologia*, 274(1-3), 17-27.
- Cobelas, M., Rubio, A., & Acosta, F. (1986). Difusión vertical y estabilidad térmica en una laguna hipereutrófica. *Limnética*, 2, 1-9.
- Cochrane, K., Young, C., Soto, D., & Bahri, T. (2012). *Consecuencias del cambio climático por la pesca y la acuicultura: visión de conjunto del estado actual de los conocimientos científicos*.
- Corona-Lisboa, J. (2013). Contaminación antropogénica en el lago de Maracaibo, Venezuela. *Biocenosis*, 27(1-2).
- Cuna, E., Caballero, M., Zawisza, E., & Ruiz, C. (2015). Environmental history of an alpine lake in central Mexico. *TIP Revista especializada en Ciencias Químico-Biológicas*, 18-2, 97-106.
- Decreto 1076 de 2015 Sector Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2015, Mayo 26).
- Dillon, P., & Molot, L. (1990). The role of ammonium and nitrate retention in the acidification of lakes and forested catchments. *Biogeochemistry*, 11(1), 23-43.
- Donato-Rondón, J. (2001). *Fitoplancton de los lagos andinos del norte de Sudamérica (Colombia). Composición y factores de Distribución*. Bogotá D.C.: Guadalupe.
- Dourojeanni, A., & Jouravlev, A. (2001). *Crisis de gobernabilidad en la gestión del agua: desafíos que enfrenta la implementación de las recomendaciones contenidas en el capítulo 18 del Programa 21*. Santiago de Chile: CEPAL.
- Elci, S. (2008). Effects of thermal stratification and mixing on reservoir water quality. *Limnology*, 9(2), 135-142.
- Forsius, M., Saloranta, T., Arvola, L., Salo, S., Verta, M., Ala-Opas, P., & Vuorenmaa, J. (2010). Physical and chemical consequences of artificially deepened thermocline in a small humic lake—a paired whole-lake climate change experiment. *Hydrology and Earth Systems Science*, 14, 2629-2642.
- Fott, J., Prazakova, M., Stuchlik, E., & Stuchlikove, Z. (1994). Acidification of lakes in Sumava (Bohemia) and in the High Tatra Mountains (Slovakia). In J. Fott, *Limnology of Mountain Lakes* (pp. 37-47).
- García, M., Botero, A., Quiroga, F., & Robles, E. (2012). Variabilidad climática, cambio climático y el recurso hídrico en Colombia. *Revista de Ingeniería*, 36, 60-64.

- Garzón, N., Córdoba, M., & Gutiérrez, J. (2014). Construcción participativa de estrategias de restauración ecológica de humedales del Magdalena Medio, Colombia: una herramienta para el ordenamiento ambiental territorial. *Biota Colombiana*, 15(2), 58-77.
- Gaviria, S. (1993). Aspectos limnológicos de las lagunas de Chingaza. *Carpanta selva nublada y páramo. Fundación Natura.*, 189-205.
- González G., M. L., Escobar C., Y., & Jiménez, H. (2011). La gestión integrada de los recursos hídricos como estrategia de adaptación al cambio climático. *Ingeniería y competitividad*, 9(1), 19-29.
- Graneli, E., Graneli, W., & Rydberg, L. (1986). Nutrient limitation at the ecosystem and the phytoplankton community level in the Laholm Bay, south-east Kattegat. *Ophelia*, 26(1), 181-194.
- Gunkel, G. (2003). Limnología de un Lago Tropical de Alta Montaña en Ecuador: características de los sedimentos y tasa de sedimentación. *Revista de biología tropical*, 51(2), 381-390.
- Hamilton, D., & Schladow, S. (1997). Prediction of water quality in lakes and reservoirs. Part I-Model description. *Ecological Modelling*, 96(1-3), 91-110.
- Hernández, M. (2010). Suelos de humedales como sumideros de carbono y fuentes de metano. *Tierra Latinoamérica*, 28(2), 139-147.
- Hinojosa, D. (2010). Variación del nitrógeno, fósforo y clorofila A de algunos sistemas lénticos de la zona centro sur del país. *Tesis doctoral*. Universidad Santiago de Chile, Santiago de Chile.
- Hofstede, R., Mena, V., & Segarra, P. (2003). *Los páramos del mundo*. Quito: Proyecto Atlas Mundial de los Páramos. Global Peatland Initiative.
- IDEAM. (2002). *Perfil del Estado de los Recursos y del Medio Ambiente en Colombia 2001. Sistema de Información Ambiental de Colombia SIAC*. (Vol. 3). IDEAM.
- IPCC. (2007). *Summary for Policymakers In: Climate Change 2007: Impacts, Adaptation and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. UK.
- IPCC. (2013). *Annex III: Glossary. In: Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA: Cambridge University Press.
- Iturraspe, R. (2010). *Las turberas de Tierra del Fuego y el cambio climático global*. Buenos Aires: Wetlands International.
- Jankowski, T., Livingstone, D., Bührer, H., Forster, R., & Niederhauser, P. (2006). Consequences of the 2003 European heat wave for lake temperature profile, thermal stability, and hypolimnetic oxygen depletion: Implications for warmer world. *Limnology and Oceanography*, 51(2), 815-819.
- Jansson, M., Andersson, R., Berggren, H., & Leonardson, L. (1994). Wetlands and lakes as nitrogen traps. *Ambio*, 23(6), 320-325.
- Jeppesen, E., Kronvang, B., Olesen, J., Audet, J., Sondergaard, M., Hoffmann, C., & Beklioglu, M. (2011). Climate change effects on nitrogen loading from cultivated catchments in Europe: implications for nitrogen retention, ecological state of lakes and adaptation. *Hydrobiologia*, 663(1), 1-21.

- Koinig, K., Schmidt, R., Sommaruga-Wögrath, S., Tessadri, R., & Psenner, R. (1998). Climate change as the primary cause for pH shifts in a high alpine lake. *Water, Air and Soil Pollution*, 104(1-2), 167-180.
- Koinig, K., Schmidt, R., Sommaruga-Wögrath, S., Tessadri, R., & Psenner, R. (1998). Climate change as the primary cause for pH shifts in a high alpine lake. *Water, Air, and Soil Pollution*, 104(1-2), 167-180.
- Kraaijenbrink, P., Lutz, A., & Droogers, P. (2014). *Climate adaptation Colombia*. Bogotá: Partner for water.
- Lal, R. (2008). Sequestration of atmospheric CO₂ in global carbon pools. *Energy & Environmental Science*, 1(1), 86-100.
- Lee, C., Fletcher, T., & Sun, G. (2009). Nitrogen removal in constructed wetland systems. *Engineering in Life Sciences*, 9(1), 11-22.
- Lewis, J. (1987). Tropical limnology. *Annual review of ecology and systematics*, 18(1), 159-184.
- López-Martínez, M., Jurado-Rosero, G., Páez-Montero, I., & Madroñero-Palacios, S. (2017). Estructura térmica del lago Guamués, un lago tropical de alta montaña. *Luna Azul*, 44, 94-119.
- Lorente, I., Gamo, D., Gómez, J., Santos, R., Flores, L., Camacho, A., & Navarro, J. (2004). Los efectos biológicos del cambio climático. *Revista Ecosistemas*, 13(1), 103-110.
- Malmaeus, J., Blenckner, T., Markensten, H., & Persson, I. (2006). Lake phosphorus dynamics and climate warming. A mechanistic model approach. *Ecological Modelling*, 190(1-2), 1-14.
- Malvárez, A. (1999). *Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica*. Montevideo: ORCYT.
- Marchetto, A., Barbieri, A., Mosello, R., & Tartari, G. (1994). Acidification and weathering processes in high mountain lakes in Southern Alps. In J. Fott, *Limnology of Mountain Lakes* (pp. 75-81). Dordrecht: Springer.
- Margalef, R. (1983). *Limnología* (Vol. 1009). Barcelona: Omega.
- Mitsch, W., Bernal, B., Nahlik, A., Mander, Ü., Zhang, L., Anderson, C., & Brix, H. (2013). Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape Ecology*, 28(4), 583-597.
- Moya, B., Hernández, A., & Elizalde, H. (2005). Los humedales ante el cambio climático. *Investigaciones Geográficas*(37), 127-132.
- Ndenecho, E. (2011). *Climate Change and the Management of Natural Systems in Cameroon*. African Books Collective.
- Orozco, M., Flores, H., Durán, A., & Ruíz, J. (2011). Cambio climático y el impacto en la concentración de oxígeno disuelto en el Lago de Chapala. *Revista mexicana de ciencias agrícolas*, 2, 381-394.
- Ortuño, M. (2007). El cambio climático en el parque de Huascarán del Perú. *AMBIENT*, 27, 81-90.
- Patiño, J. (2016). Análisis espacial cuantitativo de la transformación de humedales continentales en Colombia. *Biota Colombiana*, 17(1), 86-105.
- Pérez, G., & Restrepo, J. (2008). *Fundamentos de limnología neotropical* (Vol. 15). Medellín: Universidad de Antioquia.
- Poveda, G., & Mesa, O. (2015). Las fases extremas del fenómeno ENSA (El Niño y La Niña) y su influencia sobre la hidrología de Colombia. *Tecnología y ciencias del agua*, 11(1), 21-37.

- Ramírez, A., & Viña, G. (1998). *Limnología colombiana: aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis*. Bogotá: Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano.
- Ramos-Higuera, E., Alcocer, J., Ortega-Mayagoitia, E., & Camacho, A. (2008). Nitrógeno: elemento limitante para el crecimiento fitoplanctónico en un lago oligotrófico tropical. *Hidrobiológica*, 18, 105-112.
- Rodríguez, C. (2012). Gobernabilidad sobre el recurso hídrico en Colombia: entre avances y retos. *Gestión y Ambiente*, 15(3), 99-112.
- Rojas, C., Sepúlveda-Zúñiga, E., Barbosa, O., Rojas, O., & Martínez, C. (2015). Patrones de urbanización en la biodiversidad de humedales urbanos en Concepción metropolitana. *Revista de Geografía Norte Grande*, 61, 181-204.
- Roldán-Pérez, G. (2009). Desarrollo de la limnología en Colombia: cuatro décadas de avances progresivos. *Actualidades biológicas*, 31(91), 227-237.
- Sahoo, G., Schaladow, S., Reuter, J., Coats, R., Dettinger, M., Riverson, J., & Costa-Cabral, M. (2013). The response of Lake Tahoe to climate change. *Climate Change*, 116(1), 71-95.
- Salas de León, D. (2015). Coeficiente de difusión térmica en un lago monomítico cálido tropical. In C. González, J. Alcocer, M. Merino-Ibarra, & E. Escobar-Briones (Eds.), *Tendencias de investigaciones en Limnología tropical: Perspectivas universitarias en Latinoamérica* (pp. 33-38). Asociación Mexicana de Limnología, A. C., Instituto de Ciencias de Mar y Limnología, UNAM y Consejo Nacional de Ciencias y Tecnología.
- Schauser, I., Chorus, I., & Lewandowski, J. (2006). Effects of nitrate on phosphorus release: comparison of two Berlin lakes. *Acta hydrochimica et hydrobiologica*, 34(4), 325-332.
- Schindler, D., Beaty, K., Fee, E., Cruikshank, D., DeBruyn, E., Findlay, D., & Turner, M. (1990). Effects of climatic warming on lakes of the central boreal forest. *Science*, 250(4983), 967-970.
- Sommaruga-Wögrath, S., Koing, K., Schmidt, R., Sommaruga, R., Tessadri, R., & Psenner, R. (1997). Temperature effects on the acidity of remote alpine lakes. *Nature*, 387(6628).
- Stefan, H., Fang, X., & Hondzo, M. (1998). Simulated climate change effects on year-round water temperatures in temperate zone lakes. *Climate change*, 40(3-4), 547-576.
- Strailer, D., Jöhnk, K., & Henno, R. (2003). Coomplex effects of winter warming on the physicochemical characteristics of a deep lake. *Limnology and oceanography*, 48(4), 1432-1438.
- Uribe, E. (2015). *El cambio climático y sus efectos en la biodiversidad de América Latina*. Santiago: Naciones Unidas.
- Valencia, M., & Figueroa, A. (2015). Vulnerabilidad de humedales altoandinos ante procesos de cambio: tendencias del análisis. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 14(26), 29-42.
- Vásquez, C., Ariza, A., & Pinilla, G. (2006). Descripción del estado trófico de diez humedales del altiplano cundiboyacense. *Universitas Scientiarum*, 11(2), 61-75.
- Vásquez, C., Ariza, A., & Pinilla, G. (2006). Descripción del estado trófico de diez humedales del altiplano cundiboyacense. *Universitas Scientiarum*, 11(2), 61-75.
- Veetil, B., Pereira, S., Wang, S., Valente, P., Grondona, A., Rondón, A., & Simões, J. (2016). Un análisis comparativo del comportamiento diferencial de los glaciales en los Andes Tropicales usando teledetección. *Investigaciones Geográficas*, 51, 3-36.

- Verta, M., Salo, S., Korhonen, M., Porvari, P., Paloheimo, A., & Munthe, J. (2010). Climate induced thermocline change has an effect on the methyl mercury cycle in small boreal lakes. *Science of the total environment*, 408(17), 3639-3647.
- Vetter, M. (2010). Modelización del balance de energía en lagos mediante el modelo climático regional REMO en el contexto de un cambio climático. *AEMET*.
- Vidal, L., Delgado, J., & Pérez, G. (2013). Factores de la vulnerabilidad de los humedales altoandinos de Colombia al cambio climático global. *Cuadernos de geografía: revista colombiana de geografía*, 22(2), 69-86.
- Vila, I., & Mühlhauser, H. (1987). Dinámica de lagos de altura, perspectivas de investigación. *Archivos de biología y medicina experimentales*, 20, 95-103.
- Vilímek, V., Klimes, J., Emmer, A., & Benesová, M. (2015). Geomorphologic impacts of the glacial lake outburst flood from Lake No. 513 (Perú). *Environmental Earth Science*, 73(9), 5233-5244.
- Wilhelm, S., & Adrian, R. (2008). Impact of summer warming on the thermal characteristics of a polymictic lake consequences for oxygen, nutrients and phytoplankton. *Freshwater Biology*, 53(2), 226-237.
- Wojtan, K., & Galas, J. (1994). Acidification of small mountain lakes in the High Tatra Mountains, Poland. In J. Fott, *Limnology of Mountain Lakes* (pp. 179-182). Slovakia: Springer.
- Yoshimizu, C., Yoshiyama, K., Tayasu, I., Koitabashi, T., & Nagata, T. (2010). Vulnerability of a large monomictic lake (Lake Biwa) to warm winter event. *Limnology*, 11(3), 233-239.
- Zavala, J., & Romero, R. (2007). Cambio climático ¿Qué sigue? ¿Cómo ves?, 109, 10-17.
- Zeballos, G., Soruco, Á., Cusicanqui, D., Joffré, R., & Rabatel, A. (2014). Uso de imágenes satelitales, modelos digitales de elevación y sistemas de información geográfica para caracterizar la dinámica espacial de glaciales y humedales de alta montaña en Bolivia. *Ecología en Bolivia*, 49(3), 14-26.