

UNIVERSIDAD CATÓLICA DE ORIENTE  
**DIRECCIÓN DE INVESTIGACIÓN Y DESARROLLO**  
**INFORME FINAL PROYECTOS DE INVESTIGACIÓN**

INFORME FINAL	AÑO	MES	DÍA
	2022	03	10

**I. INFORMACIÓN GENERAL**

**Nombre del Proyecto:** Evolución del estado trófico en el embalse San Lorenzo mediante las variables fisicoquímicas y el comportamiento macro climáticas en el periodo 2010 a 2018.

Investigador principal	Carlos Augusto Benjumea Hoyos 71.779.854
Estudiantes Trabajo de Grado	Andrés Felipe Hernández Hincapié 1.041.231.454
Auxiliares de investigación	

**II. INFORME DE LOS OBJETIVOS**

**Objetivo general**

Establecer la evolución ambiental del embalse San Lorenzo mediante variables fisicoquímicas en el periodo 2010-2018 con el comportamiento del ENSO.

Objetivos Específicos	Resultado/Producto esperado
Establecer las variables físicas y químicas que se asocian a la evolución del estado trófico.	

Determinar la variación espacial y temporal de la calidad del agua en el embalse, considerando las tendencias de los últimos años	
Determinar la correlación existente entre las variables macro climáticas del ENSO y la evolución del estado trófico.	

### III. INFORME GENERAL DEL PROYECTO

#### RESUMEN

El monitoreo de la calidad del agua en los lagos y embalses es de gran importancia para planificar su gestión y para mejorar la utilización de estos reservorios. Las variables que se consideraron para realizar el análisis son las concentraciones de nutrientes, ya que permiten establecer el estado trófico del embalse. La eutrofización es una de las problemáticas ambientales de mayor importancia en los embalses. El embalse San Lorenzo ubicado en el departamento de Antioquia, está destinado a la generación de energía. Este sistema puede ser afectado por diversas actividades antrópicas que pueden impactar negativamente sobre el recurso agua.

El objetivo de este trabajo fue determinar la calidad del agua con algunas variables fisicoquímicas como la temperatura, oxígeno disuelto ( $O_2$ ), saturación de oxígeno ( $O_2\%$ ), pH, conductividad, DQO (demanda química de oxígeno), fósforo total (Pt), nitratos ( $NO_3$ ), nitritos ( $NO_2$ ), nitrógeno total Kjeldahl, sólidos suspendidos totales (SST), sólidos totales (ST), y turbiedad y su relación con el estado trófico del embalse San Lorenzo tomando en cuenta los cambios macro climáticos en los tiempos de campañas de muestreo durante los años 2010 a 2018. El embalse presentó en su calidad unos estados de eutrofización pasando por un estado meso trófico lo que presenta un comportamiento a los lagos tropicales. En cuanto a las variables evaluadas, éstas no presentaron estadísticamente una relación con el estado trófico del embalse, según la regresión múltiple aplicada. A su vez, el análisis espacio - temporal de las variables fisicoquímicas durante el periodo 2010 – 2018 permitió identificar a nivel temporal lo siguiente: (1) la varianza discriminante canónica para los datos fue del 72.3%. (2) se pudo realizar una identificación correcta del 68.9% de los años estudiados. (3) que las mayores concentraciones de DQO y nitrato se presentaron en los dos últimos años de registros 2017 – 2018. Y (4) que el oxígeno disuelto y los nitratos presentaron las mayores concentraciones en los años 2010 y 2013. Y por su parte el análisis relacionado al fenómeno ENSO presentó una varianza significativa del 62.8% y una identificación total del 64.2% de los datos. Las mayores concentraciones para la temporada neutral las presentaron fosforo total, la conductividad, la temperatura y la DQO.

Palabras clave: Embalse, Agua, Eutrofización, Eutrofia, Ecosistemas, Trófico.

#### ABSTRACT

The monitoring of water quality in lakes and reservoirs is of great importance to plan their management and for a better use of these reservoirs. The variables to be read are the concentrations of nutrients, the main ones to establish the trophic state. Eutrophication is one of the most important environmental problems in reservoirs, the San Lorenzo reservoir in Antioquia is intended for energy production, this system can be affected by various anthropic activities that can negatively impact the resource.

The objective of this work was to determine the quality of the water with the physical-chemical variables such as temperature, dissolved oxygen ( $O_2$ ), oxygen saturation ( $O_2\%$ ), pH, conductivity, COD (chemical oxygen demand), total phosphorus ( $P_{total}$ ), nitrates ( $NO_3$ ), nitrites ( $NO_2$ ), Kjeldahl total nitrogen, suspended solids total solids (TSS), total solids (TS), and turbidity and its relationship with the trophic state of the San Lorenzo reservoir, taking into account the macro-climatic changes, taking into account sampling campaigns during the years 2010 to 2018. The reservoir It presented in its quality some states of eutrophication passing through a meso-trophic state which presents a behavior to tropical lakes. Regarding the variables evaluated, these did not statistically show a relationship with the trophic state of the reservoir, according to the multiple regression applied. In turn, the spatio-temporal analysis of the physicochemical variables during the period 2010 - 2018 allowed us to identify the following at a temporal level: (1) the canonical discriminant variance for the data was 72.3%. (2) that a correct identification of 68.9% of the years studied could be made. (3) that the highest concentrations of COD and nitrates were presented in the last two years of records 2017 - 2018. And (4) that dissolved oxygen and nitrates presented the highest concentrations in the years 2010 and 2013. And for their part The analysis related to the ENSO phenomenon presented a significant variance of 62.8% and a total identification of 64.2% of the data. The highest concentrations for the neutral season were presented by total phosphorus, conductivity, temperature and COD.

Keywords: Reservoir, Water, Eutrophication, Eutrophic, Ecosystems, Trophic.

## 1. INTRODUCCIÓN

Los embalses son reservorios de aguas utilizados para satisfacer las necesidades básicas para el ser humano. Estos sistemas son usados principalmente para la generación de energía, abastecimiento de agua para consumo humano, animal y riego. Los embalses son cuerpos de agua originados gracias a la ingeniería civil dentro del curso de un río. En el caso de los embalses de origen antrópico donde frecuentemente proviene de la construcción de un dique o presa que permita el almacenamiento de agua (Echaniz & Vignatti, 2009)

Si bien se parece a los lagos naturales en algunos aspectos, estos reservorios artificiales presentan características que los difieren, según Kalff, Jacob, (2002) tales como su antigüedad, ya que son construcciones de ingeniería moderna, igualmente las dimensiones longitudinales y factores ambientales como la velocidad del agua, turbidez, nutrientes, materia orgánica y la dinámica del embalse.

La corporación autónoma regional de las cuencas de los ríos Negro y Nare (Cornare) en su división político - administrativa divide a los municipios de su jurisdicción en: zona de paramos, zona valles de San Nicolás, zona de bosque y zona de Embalses.

La zona de embalses, reúnen los municipios de El Peñol, Guatapé, Alejandría, San Rafael y San Carlos debido a su riqueza hídrica y aportes a la producción de energía. Estos municipios se ven afectados directa e indirectamente por el represamiento del río Nare y las cuencas hidrográficas que tributan. Estas aguas son utilizadas para la producción de energía eléctrica en el complejo del embalse del Peñol – Guatapé, las centrales hidroeléctricas del embalse de San Lorenzo (Jaguas) y Punchiná en inmediaciones de Municipio de San Carlos (Cornare, 2014).

La abundancia de nutrientes en un embalse depende de factores como; dimensiones del embalse, tasa de renovación, interacción con los sedimentos de lecho, el tipo de suelo y las acciones que interactúan con el embalse como es las actividades humanas que producen descargas de sustancias ricas en materia orgánica e inorgánica como las domesticas y/e industriales. La gestión y el monitoreo de la calidad del agua de un embalse son fundamentales para la determinación de su estado por medio de las variables fisicoquímicas. Entre los factores de mayor relevancia para el monitoreo de la calidad del agua, está la determinación de las concentraciones de fosforo y nitrógeno, nutriente principal para los organismos vivos. Estos nutrientes generalmente son los principales responsables del estado trófico, aunque también es posible determinar este estado mediante análisis de parámetros como la transparencia y la concentración de clorofila (Wetzel 2001, Kalff 2002)

En este contexto, es indispensable preguntarse ¿Se podrá conocer los cambios temporales del estado trófico a través de parámetros físicos y químicos del agua en el embalse San Lorenzo?, de tal manera que ayude al entendimiento y comportamiento del sistema a nivel físico, químico y macro climático, y así permitir una mejor gestión en los planes de manejo ambiental por parte de las autoridades que tiene como deber la protección y conservación del recurso hídrico.

## **2. CONTENIDO TEÓRICO**

Para extraer información acerca de la naturaleza del agua, se ha desarrollado parámetros fisicoquímicos que permita dar cuenta ello. Sin embargo, estos parámetros no ofrecen información acerca del impacto en la vida acuática; Por eso, se utilizan métodos biológicos, los cuales, tampoco ofrecen datos integrales. De esta manera, si se quiere obtener un panorama más completo, la utilización de ambas técnicas en la evaluación del recurso hídrico es la recomendación de muchos investigadores (Orozco, et al., 2005).

En la actualidad los indicadores utilizados involucran más de 30 parámetros aproximadamente, agrupados en los siguientes grupos: sustancias suspendidas y disueltas, aspectos de salud, contaminación por materia orgánica e inorgánica, eutrofización, características fisicoquímicas, nivel de oxígeno, y sustancias disueltas (Samboni, et al., 2007).

De los parámetros anteriormente mencionados, el de la eutrofización cobra cada día más importancia, puesto que, este vocablo se manejó a la postre para precisar el anómalo estimulado por los vertidos de los residuos de las labores de los individuos, denominándolo proceso de eutrofización cultural o meramente eutrofización, la cual, realiza una provisión descomunal de los nutrientes nitrógeno y fosforo a los cuerpos de agua, con el habitual desarrollo apresurado de microalgas, que consigue provocar el deceso de peces al quitarles el oxígeno que requieren para existir” (USEPA , 1997).

Ahora bien, como proceso de inicio antrópico la eutrofización guía al menoscabo de su calidad, agregando ascendentes proporciones de nutrientes que son componentes fundamentales en el aumento de organismos, especialmente nitrógeno (N), fosforo (P) y materia orgánica (MO); por lo que beneficia en nutrientes a los sistemas acuáticos, sin embargo, restringe el oxígeno. Naturalmente, se ocasiona este proceso en cualquier lago donde la aglomeración de elementos nutritivos sea mayor a la partida de los mismos. La expresión eutrófica, se maneja para diferenciar esos lagos donde la cota nutritiva es específicamente alta y que se singulariza por la detención de sus aguas asimismo de exuberante flora ribereña, concurriendo un escenario inalterable por los nutrientes almacenados. (Margalef, 1991).

### **Causas de la eutrofización**

Entre las causas primordiales antropogénicas de la eutrofización, está la descarga de aguas residuales. Además, la exagerada utilización de fertilizantes, que origina contaminación del agua primordialmente por el aumento de fósforo (como fosfato) y nitrógeno (de manera de sales de nitrato y amonio) es otra causa. Por otro lado, la tala de árboles y el deterioro en tierras agrarias son procesos que intervienen en el aumento de la carga de nutrimentos, puesto que los deslizamientos al transitar por una superficie que no posee resguardo, “lavan” la fértil capa, moviendo asimismo los nutrientes (Ackefors, & Enell, 1992) y, por lo tanto, contribuyen junto a las dos anteriores causas al proceso de eutrofización.

### **Efectos del proceso de eutrofización**

En los ambientes acuáticos eutrofizados, se empieza a dar una variación de la biota y de la pluralidad biológica, induciendo una multiplicación de algas, cianobacterias y macrocitos en exceso. El progreso de estos organismos induce opacidad, que reprime que la luz entre hasta zonas profundas de la columna de agua. Los resultados inmediatos son la dificultad de efectuar la fotosíntesis en partes consecuentemente menos profundos de la columna de agua y, de modo que, la mengua en la creación de oxígeno libre; paralelamente incrementa el movimiento metabólico agotadora de oxígeno de los organismos desintegradores, que inicia a recibir sobrantes de materia orgánica formados en la superficie.

## **Evaluación de la eutrofización a través del grado de eutrofia**

Para valorar el estado trófico existen diversas técnicas. Una de ellas consiste en examinar diversas estrategias para tantear el proceso de eutrofización que puede ocurrir a partir de la inspección visual. Inclusive hay técnicas de vanguardia, como lo es el método isotópico de marcaje con isótopos radiactivos, o también la tecnología de información satelital, el análisis de los macrocitos y del fitoplancton que consiste en tomar muestras de macrocitos flotantes (pleuston) para su caracterización y se aprecia la cobertura relativa en superficie de cada área de muestreo (Moreno, et al., 2010).

Asimismo, se recaudan muestras de los macrocitos inmersas (limnofitas) y se considera la cobertura relativa de sustrato, así como el Índice de diversidad de Shannon-Wiener. (Carlson, 1977) Planteó el Índice del Estado Trófico (IET o TSI) este es uno de los más empleados cambia entre 0 y 100 en otras palabras, de oligotrófico a hipereutrofico.

A través de otras medidas, se puede obtener el mismo índice como la concentración de clorofila a (Clorfa) y fósforo total (Pt), la cual con la nitidez se ha derivado anteriormente. A continuación, plasman las fórmulas, que incumben a la propuesta de Carlson (1977) y a la transformación ejecutada por Aizaki et al (1981). En la exposición más cabal acerca de la eutrofización a la presente elaborada por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (OCDE) ejecutó el “Programa Cooperación sobre la Eutrofización”, perpetrada en el período de 1970 con la colaboración de relacionados científicos de 18 países y clasificados por Vollenweider (OCDE, 1982). De igual manera, constituyeron una cadena de categorías tróficas fundamentado en las concentraciones de Pt, Clorfa, nitrógeno total (Nt) y transparencia medida con el Ds, (ver tabla III). Debido a la difícil relación entre las diferentes variables que median en la eutrofización, (Janus & Vollenweider, 1981) alcanzaron determinar que es improbable instaurar una restricción estricta entre las diferentes clases tróficas

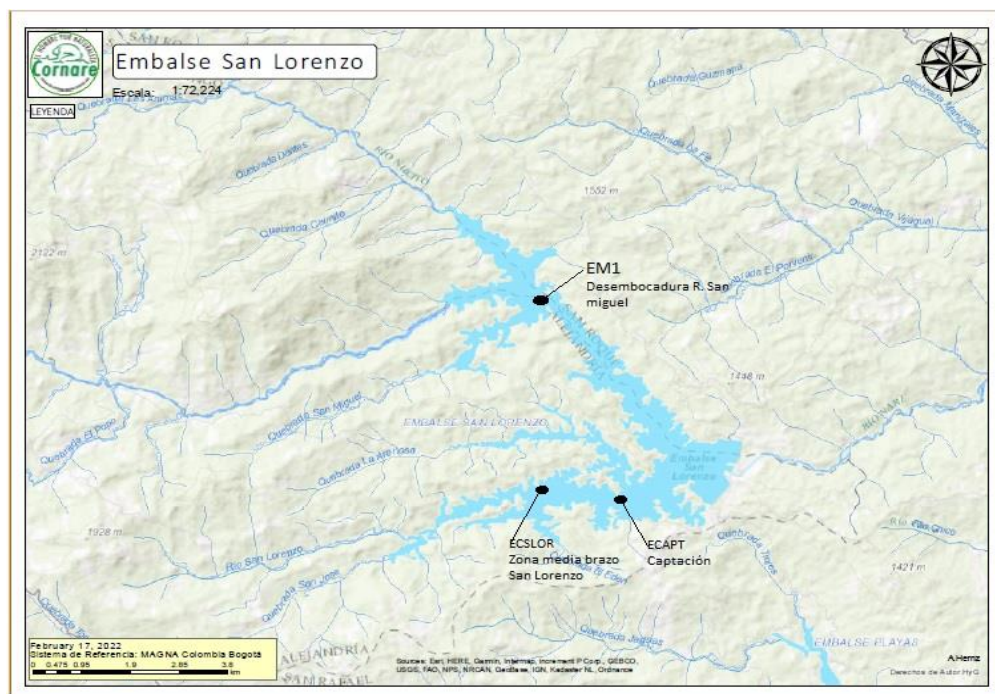
## **3. METODOLOGÍA**

### **Área de estudio**

El embalse San Lorenzo está ubicado en el Oriente Antioqueño en las coordenadas 6° 23'0,374" N y 75° 0'8,700 W, su nivel máximo de operación está sobre la cota 1.247 msnm y se localiza en la jurisdicción de los municipios de Alejandría, Santo Domingo y San Roque; los

cuales presenta una temperatura media que varía de 16 °C a 26 °C con una humedad del 91%, la probabilidad de precipitación es del 81% en el mes de octubre. En éste se represan los ríos Nare, San Lorenzo y Nusito, así como las quebradas San miguel y la Arenosa. El embalse San Lorenzo tiene una capacidad total de 1.855.000 m<sup>3</sup> Y con una extensión de 10,3km<sup>2</sup>. Su operación comercial inició en 1988 (Isagen, 2020).

Para la determinación de las variables fisicoquímicas se realizaron muestreos tipo perfil con cinco profundidades en la columna de agua, distribuido de la siguiente manera; dos muestras en el epilimnio (subsuperficie y centro), en el metalimnio (zona media) una muestra y dos en el hipolimnio (centro y a tres metros por encima del fondo) en los periodos 2010 hasta 2018 al momento del muestreo se realizó tres campañas distribuidos en el mes de junio donde se presenta un periodo seco, el mes de octubre un periodo de transición seca a lluvias y por último el mes de noviembre con un periodo de lluvia, también se realizó en tres puntos específicos como lo son la desembocadura del río San Miguel (EM1), zona media del brazo del río San Lorenzo (ECSLOR) y la estación de captación (ECAPT), como se puede evidenciar en la figura 1. Los cuales en sistemas como los embalses son, la cola donde el río entra al embalse, zona media y la presa, se debe precisar que los procesos y metodologías de campo estuvieron a cargo de La Unidad de gestión ambiental de la Universidad Católica de Oriente.



**Figura 1:** Localización de las estaciones de muestreo en el embalse San Lorenzo  
<http://mapas.cornare.gov.co/mapgis/mapa.jsp?aplicacion=1>

## **Método**

Los datos resultantes del monitoreo descrito anteriormente fueron tratados mediante una matriz de Excel con los años, meses, sitios de muestreo, temporalidad y periodos ENSO. Con la matriz final se realizaron los análisis estadísticos donde utilizó el programa de R-wizard, con la ayuda de regresiones múltiples, análisis ANOVAS para las variables significativas y análisis de discriminantes canónico utilizando las siguientes variables físico químicos: temperatura, oxígeno (O<sub>2</sub>) disuelto, saturación de oxígeno (Sat O<sub>2</sub>) pH, conductividad, demanda química de oxígeno (DQO), fósforo total (P total), nitrato, nitrógeno total, turbiedad, sólidos suspendidos totales (SST) y sólidos totales (ST) y la turbiedad.

Además, la matriz fue complementada con las informaciones de los boletines trimestrales del IDEAM, las variables macro climáticas ENSO (fenómeno del niño y niña) durante el ciclo de muestreo. Todos los análisis estadísticos fueron llevados a cabo en el software estadístico Rwizard y Rstudio versión 4.3.

En la determinación del índice de la probabilidad del estado trófico del embalse San Lorenzo se empleó el software vblacat 1.2, con base en las metodologías simplificadas para la evaluación de la eutrofización de lagos cálidos tropicales, del programa regional CEPIS/HPE/OPS 1981-1990 del Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria (CEPIS). Los cuerpos de agua bajo esta metodología se pueden clasificar en: oligotróficos (como sistemas acuáticos con bajo contenido de nutrientes y producción vegetal mínima), eutróficos (con alto contenido de nutrientes y producción vegetal excesiva) y mesotrófico (con características intermedias a los dos anteriormente descritos (Cuéllar, 2009). Este modelo es simplificado y sólo se basa en el fósforo total. (CEPIS-OPS, 1989).

## **Análisis estadísticos**

### **Regresión múltiple**

Con el programa Rwizard 4.3 se realizó una regresión múltiple para determinar el índice de la probabilidad del estado trófico del embalse San Lorenzo y su relación con las siguientes variables: temperatura, oxígeno (O<sub>2</sub>) disuelto, saturación de oxígeno (Sat O<sub>2</sub>) pH, conductividad, demanda química de oxígeno (DQO), fosforo total (Pt), nitrato, nitrógeno total, turbiedad, solidos suspendidos totales (SST) y solidos totales (ST). Se generó un modelo lineal en el que el valor de la variable dependiente o respuesta se determina a partir de un conjunto de variables independientes llamadas predictoras. Por lo que se pueden emplear para predecir el valor de la variable dependiente o para evaluar la influencia que tienen las predictoras sobre ella.

### **Análisis paramétrico y no paramétrico**

Se realizó un análisis paramétrico (ANOVA) para determinar si las variables más relevantes de la regresión lineal existen diferencias estadísticamente significativas con el estado trófico, al



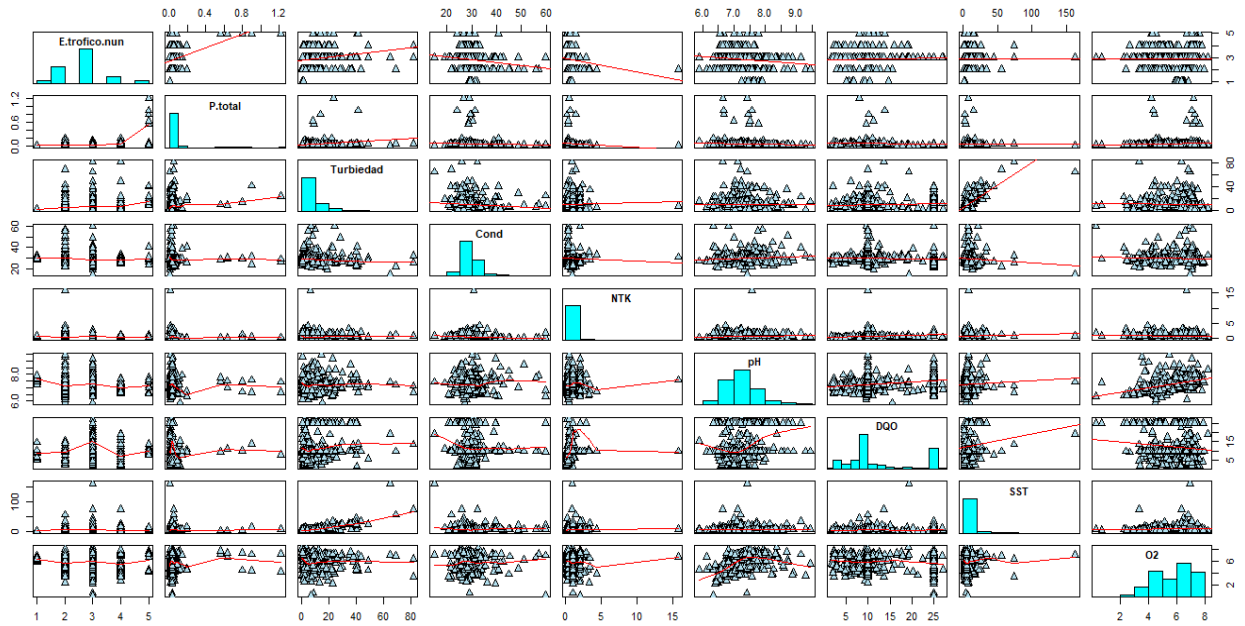
momento de evaluar el modelo no cumplió debido a que la distribución de los datos no es normal, se procedió para todos los casos hacer un análisis no paramétrico, por medio de contrastantes para K-muestras independientes, y para este caso se evalúa el test de Kruskal-Wallis.

### **Discriminantes canónicas**

La integración de los parámetros fisicoquímicos, variación temporal como lo son los años, los periodos climáticos, la relación con los meses y el ENSO y la variación espacial donde se asociaron la profundidad y las estaciones mediante un análisis discriminante canónicas.

## **3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

Se implementó una regresión múltiple, la cual permite predecir las variables que más se relacionan con la calidad del agua. Para este caso, los datos no se ajustaron al modelo, ya que, el  $R^2=0,30$  es un porcentaje muy bajo de la variación con respecto al estado trófico y las variables fisicoquímicas. Además, los supuestos de normalidad, autocorrelación y homocedasticidad fueron menores a la significancia ( $P < 0,05$ ). Sin embargo, con este modelo se puede inferir cuáles variables son más significativas y sus comportamientos con respecto al estado trófico como se muestra a continuación:



**Figura 2:** regresión múltiple del estado trófico con las variables relevantes fisicoquímicas y sus comportamientos

Como se puede observar en la figura 2, las principales variables que determinan el comportamiento de la calidad del agua en el sistema del embalse San Lorenzo son la conductividad, el fósforo total, turbiedad, nitrógeno total Kjeldahl, pH, DQO, sólidos suspendidos totales y oxígeno disuelto. Algunos de estos parámetros coinciden con lo reportado por Saldaña-Fabela et al (2011) del sistema de embalses en cascadas del río San Juan.

Con respecto al comportamiento del fósforo total y la turbiedad, se incrementan cuando el estado trófico tiende a ser hipereutrófico. Esto se debe a que estas variables representan nutrientes en la masa de agua, que inciden naturalmente y de manera proporcional en los niveles de eutrofización de los cuerpos de agua (López- López et al, 1999). Para el caso de la conductividad, se registra un promedio histórico de 29  $\mu\text{S}/\text{cm}$  que según Villasenor – Casales (1979) indica baja presencia de compuesto ionizados como nitratos, sulfatos y fosfatos ya que estos iones aumentan este parámetro (Olías, 2005).

Por otro lado, variables como el Nitrógeno Total Kjeldahl, la conductividad y el pH, disminuye a medida que el estado trófico aumenta; por lo que, por ejemplo, estas dos últimas variables tienen relaciones naturalmente inversas con las concentraciones de nutrientes, aunque sean cambios mínimamente perceptibles.

Además, variables como la DQO, sólidos suspendidos totales y el oxígeno disuelto (OD) mantienen un comportamiento estable con respecto al estado trófico. Sin embargo, en el estudio realizado por Villabona-González, et al. (2020) se encontró que la concentración de OD registró una tendencia a disminuir en condiciones de oligotrofia (concentración media general de 5,6 mg/l) mientras que para la condición de hipereutrofia la media histórica fue de 6,1 mg/l. Esta misma

relación ocurre para los SST donde se encontró diferencias estadísticamente significativas ( $p < 9,01e-5$ ) para los estados mesotrofia y oligotrofia registrando los mayores promedios de concentración (8,5 y 7,7 mg/l respectivamente). Ahora bien, en general los SST registraron valores bajos en todos los años lo cual favorece la penetración de la luz a mayor profundidad.

En la tabla 1, se puede observar las variables con mayor relevancia con respecto al estado trófico y su valor P; estas son: el fósforo total, turbiedad y DQO, seguidos por los nitratos, nitrógeno total, pH, sólidos suspendidos totales, y, por último, la conductividad.

**Tabla 1.** regresión múltiple del estado trófico con las variables fisicoquímicas de mayor relevancia.

Variable	P (>   t  )
p. total	< 2e-16
turbiedad	0.000160
Cond	0.012335
NTK	0.001306
pH	0.001797
DQO	0.000637
SST	0.003415
O2	0.138392

Con respecto a las demás variables como saturación de oxígeno, temperatura, nitritos, sólidos totales no fueron relevantes para el modelo.

### **Análisis ANOVAS con las variables fisicoquímicas**

A partir de los resultados de la regresión múltiple, se tomaron las variables fisicoquímicas con mayor relevancia y se realizó un análisis no paramétrico (ANOVA). El objetivo era determinar si existían diferencias significativas entre cada estado trófico como son ultra oligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico y hipereutrófico con respecto a las variables relevantes. Este proceso era válido si en el test de Kruskal-Wallis, su valor P es menor al de la significancia. Es decir, si  $P < 0,05$  se aprueba lo anteriormente dicho. A continuación, se presenta los resultados para cada uno de los parámetros de la tabla 2; en la cual se observa que el fósforo total, la turbiedad, DQO, pH y los nitratos presentaron diferencias significativas para los estados tróficos encontrados.

**Table 2:** variables fisicoquímicas más significativas según el test de Kruskal-Wallis

Variables fisicoquímico	Test de Kruskal-Wallis valor P
Fosforo total (P total)	2.2 e-16
Turbiedad	4.70 e-10
DQO	4.265 e-9
pH	1.523 e-7

Nitratos (NO3)	1.952 e-9
----------------	-----------

### **Fósforo total (Pt)**

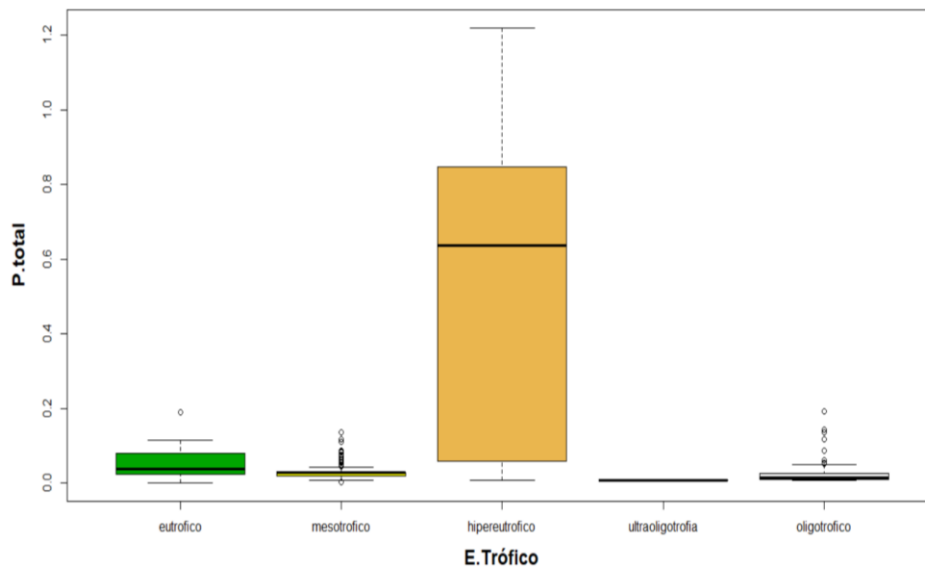
Al analizar la concentración de fósforo total durante el periodo 2010-2018, se observa que en general fue baja (0,01mg/L). Sin embargo, para los casos que el fósforo registra concentraciones mayores (0,6 mg/L), el embalse presentó una tendencia en un estado hipereutrófico (figura 3). Esto se debe a que el fósforo total es una variable que condiciona y que tiene mayor representatividad en términos de establecer el nivel trófico en los cuerpos de agua.

Esta tendencia en los resultados se asemeja con los reportados por Villabona-González, et al. (2020) en 5 embalses andinos colombianos. En este estudio, se encontró diferencias significativas en el factor del estado trófico ( $p < 2e-16$ ) con respecto a la condición hipereutrófica reportada en el 2012. El comportamiento del Fósforo total (Pt) se incrementó a medida que avanzó el nivel trófico del embalse en el tiempo. Por ejemplo, cuando se registró la menor concentración de Pt en el tiempo, el embalse se encontraba en estado oligotrófico y cuando se registró la mayor concentración de Pt el embalse se encontraba en estado hipereutrófico.

De esta manera, se evidencia que a medida que las concentraciones de fósforo total aumentan, el estado trófico del embalse tiende a un estado de mayor trófia; es decir, que además de representar mayor peso dentro de la forma de cálculo, condiciona en gran magnitud la calidad del agua. Sin embargo, Coelho (2007) y Condé, (2004) en sus estudios realizados en São Paulo y Portugal respectivamente, concluyeron que el mejor referente para clasificar el estado trófico de un cuerpo de agua es la biomasa, puesto los datos arrojados manejan una probabilidad de error más baja y por ende ofrecen información más confiable.

Ahora bien, los resultados de estos dos estudios no son excluyentes sino complementarios. El fósforo es un componente limitante para el desarrollo de las comunidades, puesto que, en forma de ortofosfato es nutriente de organismos fotosintetizadores. Éste permite la formación de biomasa, la cual, para su oxidación aerobia requiere un aumento de la demanda biológica de oxígeno, además del crecimiento de fitoplancton y los procesos de eutrofización (Roldán 2003, citado en Cortolima 2000). La eutrofización provoca un incremento incontrolado de floraciones algales de cianobacterias que producen toxinas en el organismo que las ingiere, y una drástica disminución de oxígeno disuelto en el agua, debido al exceso de fosfatos en los cuerpos de agua (Sharpley *et al.* 2003).

Por lo tanto, determinar el estado trófico de un embalse utilizando la biomasa o la concentración de fósforo, son dos metodologías adecuadas.



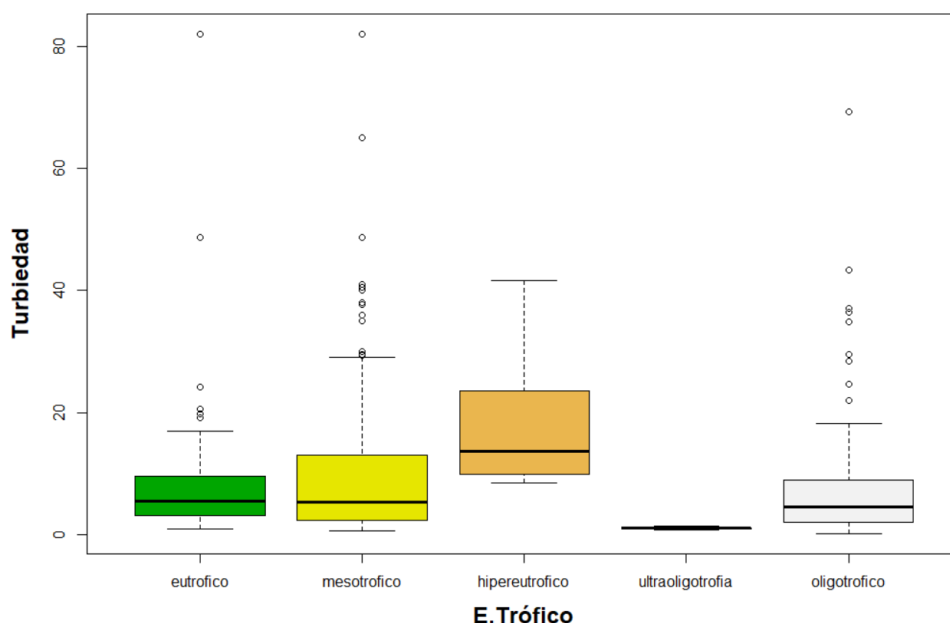
**Figure 3:** Tabla ANOVA del fosforo total en relación con el estado trófico

## Turbiedad

Esta relación positiva entre la turbiedad y el estado trófico se registró en el embalse San Lorenzo, ante eventos registrados en el embalse relacionados con un estado hipereutrófico, los cuales coincidieron con el mayor valor medio de turbiedad (16 N.T.U); y cuando las condiciones del reservorio están ultraoligotrófico es cuando menor turbiedad presentó, con valores muy cercanos a los 5 N.T.U. (ver figura 4). Con respecto a los demás estados tróficos, como el oligotrófico, mesotrófico y eutrófico presentaron valores medios de 10 N.T.U mostrando que en este caso no fue mucho la variación con cada uno de los estados.

Como la turbiedad se encarga de medir la cantidad de materia en suspensión que interfiere con el paso de un haz de luz a través del agua. Se produce por materias suspendidas como materia inorgánica finamente divididas u orgánica, compuestos orgánicos solubles coloreados, plancton o arcilla, entre otros microorganismos (APHA *et al.* 1995), por esta razón, la turbiedad se puede asociar con el proceso de eutrofización y la disminución de la transparencia del agua, causados, por un exceso en la concentración de fitoplancton (principalmente por floraciones de cianobacterias) y la consecuente disminución de la densidad de otros organismos necesarios para mantener el equilibrio del ecosistema (Giesen, et al., 1990).

Lo anterior puede resumirse en que, al ser la turbiedad una representación de los compuestos y elementos que puedan estar suspendidos y presentes en el cuerpo de agua como son las algas y zooplancton, representan también componentes con mayor relevancia en el estado trófico del embalse.

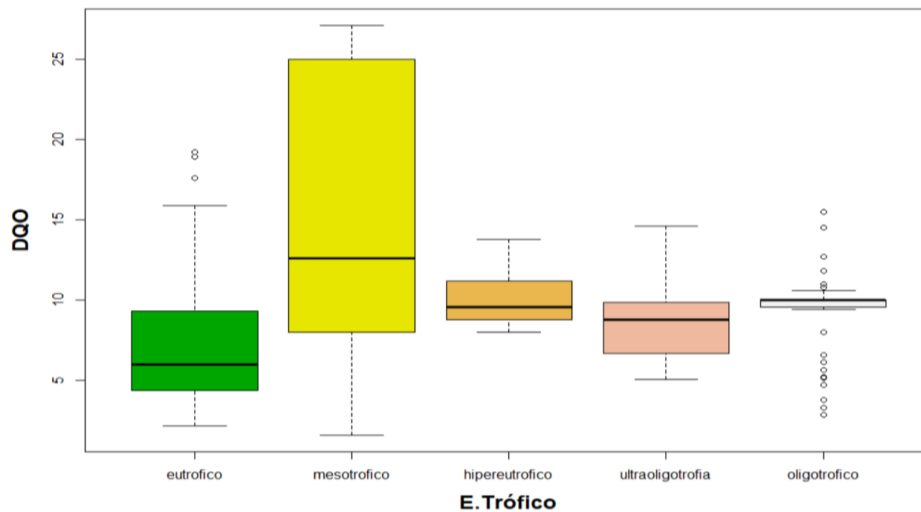


**Figure 4:** Tabla ANOVA de la turbiedad en relación con el estado trófico

## DQO

Como se observa en la figura 5, cuando el embalse San Lorenzo presentó un estado mesotrófico, las concentraciones medias de DQO fueron de 13 mg/L y la menor fue de 7 (mg/L). Por otro lado, cuando el estado eutrófico del embalse era oligotrófico e hipereutrófico, se presentaron valores medios de DQO cercanos a 10 mg/L. Estas concentraciones corresponden a valores bajos de DQO, puesto que, para ser catalogada como aguas fuertemente contaminadas debe ser superior a 200 mg/L. Estos resultados se apoyan con los valores de Fósforo total (PT), nitratos ( $\text{NO}_3$ ) y la concentración de oxígeno registrados en el embalse. Como se evidenció con este estudio, los valores de Pt y  $\text{NO}_3$  en general fueron muy bajos, lo que permite mantener buenas concentraciones de oxígeno (las cuales también se evidenciaron en el histórico) y, en consecuencia, registrar bajos valores de DQO en el embalse.

La determinación de DQO permite conocer la calidad de las aguas de los cuerpos receptores, puesto que, calcula las descargas de los efectos de los efluentes domésticos e industriales. Según Faña (2000) (citado en Cortolima, 2002), este parámetro permite determinar el contenido de sustancias tóxicas, las condiciones de biodegradabilidad, así como la eficiencia de las unidades de tratamiento.



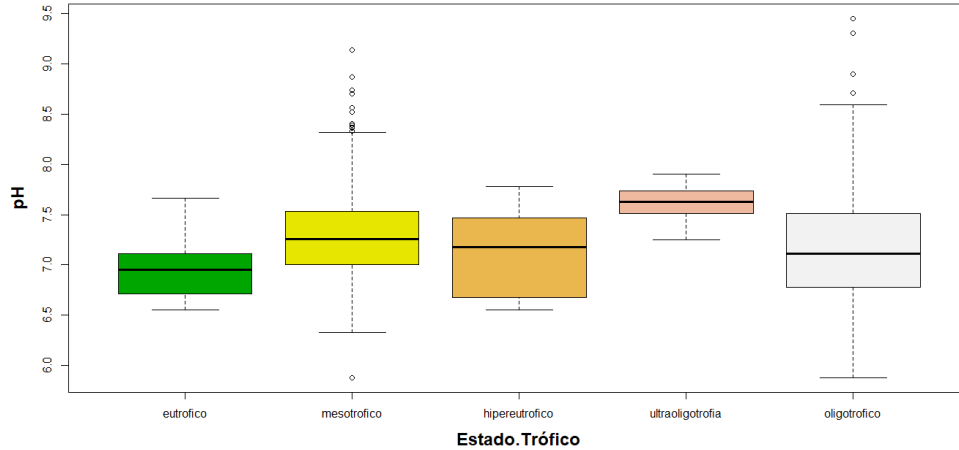
**Figure 5:** Tabla ANOVA de la DQO en relación con el estado trófico

### Potencial de Hidrógeno - pH

Estudios realizados en numerosos embalses en el neotrópico han mostrado, que por lo regular los valores de pH en este tipo de cuerpos de agua fluctúan entre 6,8 y 7,2 (Roldan & Ramírez, 2008). Sin embargo, al analizar la Figura 6 se puede evidenciar que para el embalse San Lorenzo, en condiciones de ultraoligotrófico, presentó un valor medio de pH de 7.7 (U.N pH). Adicionalmente, para los demás estados presentó valores que van de los 6,9 (U.N pH) correspondiente a un estado eutrófico, hasta los 7.4 (U.N pH) para un estado mesotrófico.

Evidenciando este comportamiento, podemos observar que los valores de pH reportados en este estudio para el embalse San Lorenzo, no se encuentran exclusivamente dentro del rango de los valores típicos para los embalses en el neotrópico. Roldán, Bohórquez, Cataño & Ardilla (2000) reportaron valores similares (7.2 a 7.8 U.N. pH). Este comportamiento del pH se puede explicar por la baja presencia de iones como nitritos y sulfatos. Por ejemplo, en el estudio realizado por García, S. L. et al (2019) encontraron que hay una correlación positiva entre los valores de pH y sulfato, de tal manera que por cada mg/L de sulfato el pH va a aumentar en 0.066.

Ahora bien, si no hay presencia de grandes descargas residuales o de cambios drásticos en el ambiente externo, estos pequeños cambios pueden deberse a las concentraciones de iones de hidrógeno ocasionados por posibles procesos bioquímicos y de transformaciones químicas que puedan estar dándose en el embalse; proceso más factible en este tipo de ambientes.



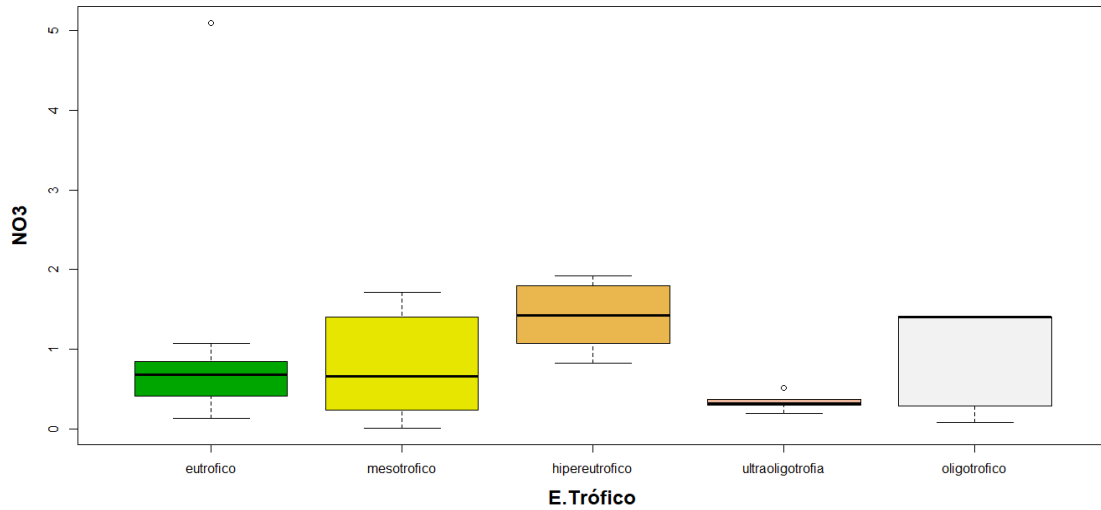
**Figure 6:** Tabla ANOVA del pH en relación con el estado tróficas

### Nitratos NO<sub>3</sub>

Según los resultados obtenidos del análisis ANOVA, la variación de los nitratos no presentó diferencias significativas respecto a los estados tróficos. Por ejemplo, para los estados oligotrófico, ultraoligotrófico, eutrófico y mesotrófico se presentó los mismos valores medios de 0,03 mg/L. El estado mesotrófico, presentó la menor concentración correspondiente a 0.01 mg/L. Según Roldan & Ramírez (2008) estos valores se consideran muy bajos ya que por ejemplo al ser comparados con los valores reportados por Aguirre, Palacio & Ramírez (2007) para el embalse Peñol – Guatapé la concentración de nitrato rondaba entre 0,3 y 0,2 mg/L.

De igual manera, Roldán, Bohórquez, Cataño & Ardilla (2000) reportaron valores superiores a los encontrados en este estudio para el embalse el Guavio (0.1 – 1.6 mg/L); según estos autores, estos valores son normales para este tipo de aguas. Sin embargo, esta variable al igual que el fósforo, constituyen parámetros de mayor relevancia en el estudio de contaminación del agua bajo el concepto de eutrofización.



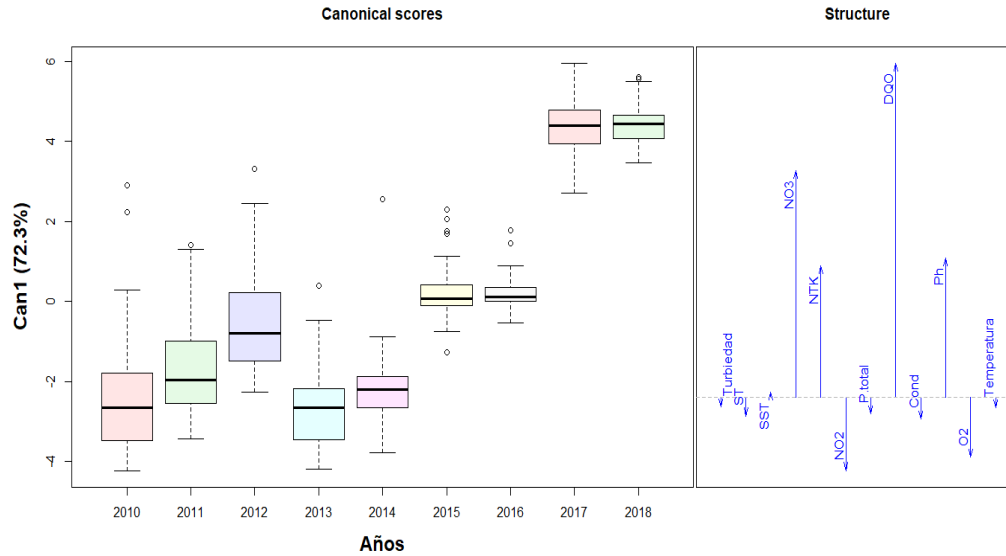


**Figure 7:** Tabla ANOVA de los nitratos en relación con el estado trófico

## Variación temporal y espacial de las variables fisicoquímicas en los años de muestreo Años

El discriminante canónico calculado con los datos del embalse San Lorenzo presentó una varianza explicada del 72.3% en el primer eje y logró identificar correctamente el 68,9% de los años estudiados. Como se observa en la figura 8, en los años 2017 y 2018 presentó la mayor carga de DQO y nitrato ( $\text{NO}_3$ ), esto puede estar asociado al aumento en los últimos años de la cantidad de carga orgánica y compuestos nitrificados al embalse. Este aumento en la concentración de DQO y nitrato, puede causar descenso en la concentración de oxígeno y, por lo tanto, disminuyendo la calidad del agua. Sin embargo, los valores promedio de oxígeno disuelto han permanecido por encima de los 5 mg/L para todo el periodo de estudio, de tal manera que la calidad del agua en el embalse permaneció en buen estado.

Por otro lado, en los años 2015 y 2016 se destacaron el pH y el nitrógeno total. Sin embargo, al igual que en este trabajo, en el estudio realizado por Villabona-González, et al. (2020) el pH no mostró un patrón de comportamiento determinado de aumento o disminución entre años. Caso contrario ocurrió con el nitrógeno total. Este parámetro muestra una tendencia a aumentar su concentración a medida que pasa el tiempo. Por ejemplo, el promedio entre 2010 y 2014 fue de 0,5 mg/L, pero para el periodo 2015 – 2018 fue de 1.13 mg/L.



**Figure 8:** Discriminante canónico variables fisicoquímicas en los años de muestreo

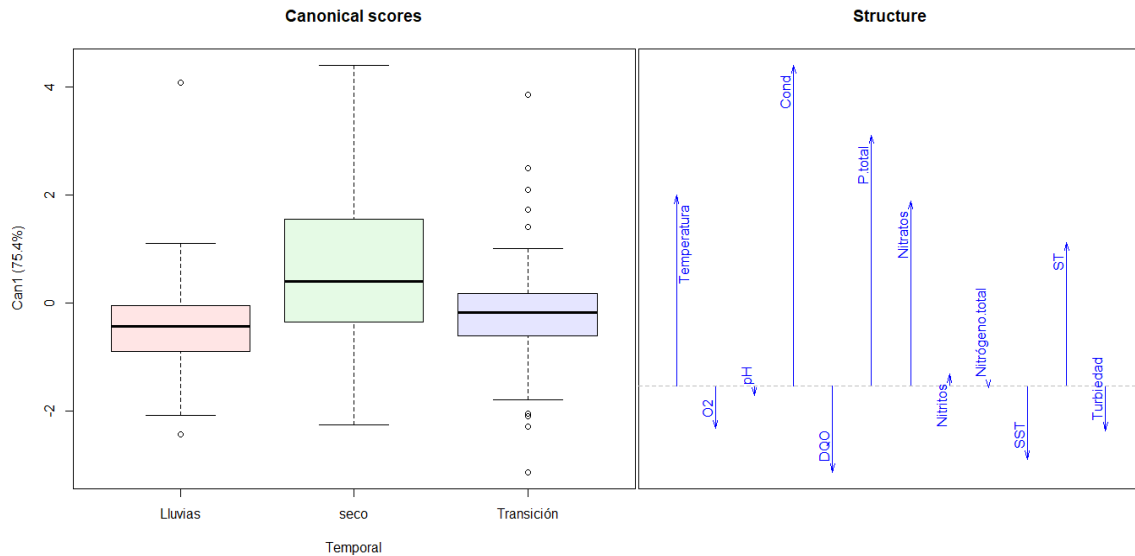
## Temporalidad

El discriminante canónico para el caso de la temporalidad presentó una varianza explicada del 75.4% en el primer eje y logró identificar correctamente el 53.58% de los datos del estudio (figura 9). En este análisis arrojó 2 grupos discriminantes; en el primero discrimina la temporada seca donde se presentó los mayores valores de conductividad, fósforo total, temperatura, nitrato y sólidos totales. En el segundo grupo discrimina la temporada lluvia y transición donde se presentan como mayores valores el oxígeno disuelto, la DQO, los sólidos suspendidos totales y la turbiedad.

Para el primer grupo discriminado de la temporada seca, el volumen contenido de agua en el embalse es menor, esto causa una mayor concentración de los nutrientes como el fósforo total y nitratos que también están asociados a los sólidos totales presentes. Al tener mayor concentración de estos iones el agua, causa un aumento en los valores de conductividad. Este último parámetro registró un comportamiento similar en el embalse de Sau (Armengol et al., 1999). Además, Mazo-B et al (2015) en el embalse Riogrande II encontraron también que la variación temporal de los sólidos suspendidos coincidió más con las variaciones de la pluviosidad que la de los sólidos disueltos y que estos últimos se comportaron de manera inversa a la pluviosidad.

En el segundo grupo, correspondiente a la temporada de lluvia, causa un aumento en las concentraciones de oxígeno debido a la mayor mezcla en el embalse y la dilución de los compuestos que agotan el oxígeno. Diaz - Vargas et al (2005) reportaron esta influencia de la precipitación en las concentraciones del  $O_2$ , de tal manera que, en los meses posteriores a las lluvias más importantes del año, las concentraciones de este gas decrecieron. Este comportamiento se podría asociar con la disminución en el volumen de agua contenido en el sistema lenticó objeto de estudio. Además, este efecto también causa un aumento en la turbidez del embalse.

Estos resultados contrastan con los encontrados por Vargas RA & Ramírez JJ (2002) en el embalse la Fe. Los valores registrados de conductividad, pH y sólidos totales disueltos en cada una de las temporadas de lluvia, transición y seca presentaron coeficientes de variación bajos, implicando poca variabilidad independientemente de la época de muestreo, de la profundidad y de la estación.



**Figure 9:** Discriminante canónico Temporalidad

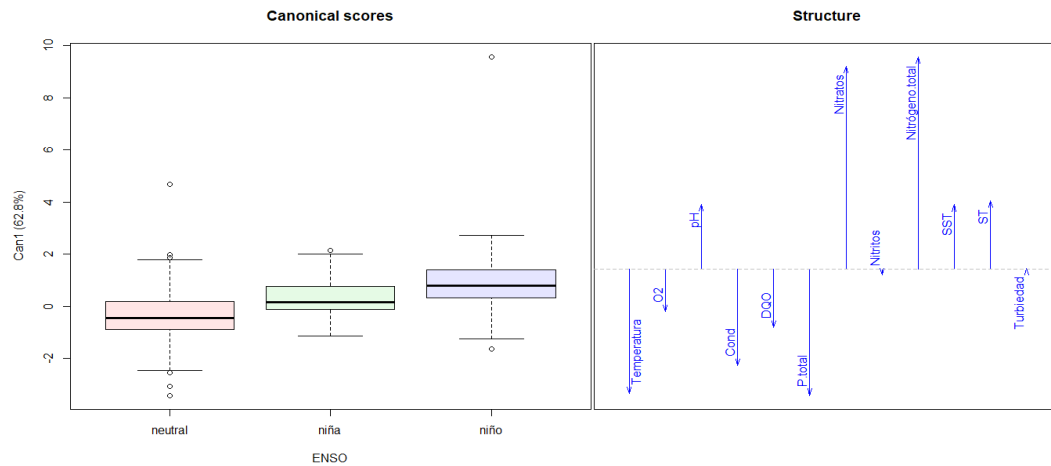
## ENSO

Como se observa en la figura 10, el discriminante canónico presentó una varianza explicada del 62.8% en el primer eje y se logró identificar correctamente el 64.2% de los datos. Para la temporada neutral se presentó el mayor valor de fósforo total, la conductividad, la temperatura y la DQO, para la temporada del niño se presentó los mayores valores los sólidos totales, sólidos suspendidos totales y pH. Así mismo, en la temporada de niña, se presentó como relevante por su valor el oxígeno disuelto.

Los cambios anteriores pueden deberse a varios aspectos, de los cuales se destacan que el efecto de dilución de sustancias y sólidos ocasionados por los volúmenes de agua que ingresan al embalse en temporada de La Niña; adicionalmente el aumento en las concentraciones de oxígeno disuelto ocasionado por el intercambio de agua y/o por la adición de este a través de movimientos más rápidos en el intercambio de flujo entrante y saliente del sistema; y además en la dilución en las concentraciones de variables representativas en términos de relevancia en el estado trófico de este sistema.

Estos resultados contrastan con el estudio realizado por Villabona-González, et al. (2020) donde se encontró diferencias significativas para las concentraciones de oxígeno disuelto entre Niño, Niña y neutral, aunque las concentraciones medias históricas no difieren en mayor medida (5,6 mg/l y 5,8 mg/l respectivamente). En este mismo estudio, se detectó la influencia negativa

del fenómeno ENSO en su fase Niña en las concentraciones de Nitrógeno NTK con el menor promedio de concentración registrado en este estudio (0,593 mg/L).



**Figure 10: ENSO**

## Variación espacial

### Profundidad

Como se evidencia en la figura 11, el comportamiento de las variables fisicoquímicas con respecto a las profundidades del embalse San Lorenzo en el periodo de muestreo presentó una varianza explicada del 88.8% en el primer eje y se pudo identificar correctamente el 51.6% de los datos para el discriminante canónico. Además, se puede observar que para la profundidad 1 la cual es cerca de la superficie, presentó la temperatura y oxígeno disuelto con mayor valor lo que corresponde a características de un embalse cálido en los cuales en sus capas superficiales presentan temperaturas promedio de 26,4°C (Ríos-Pulgarín, 2020) y para la profundidad 5 que es cerca al fondo se presentó los mayores valores de turbiedad, sólidos totales (ST) y de los sólidos suspendidos totales (SST).

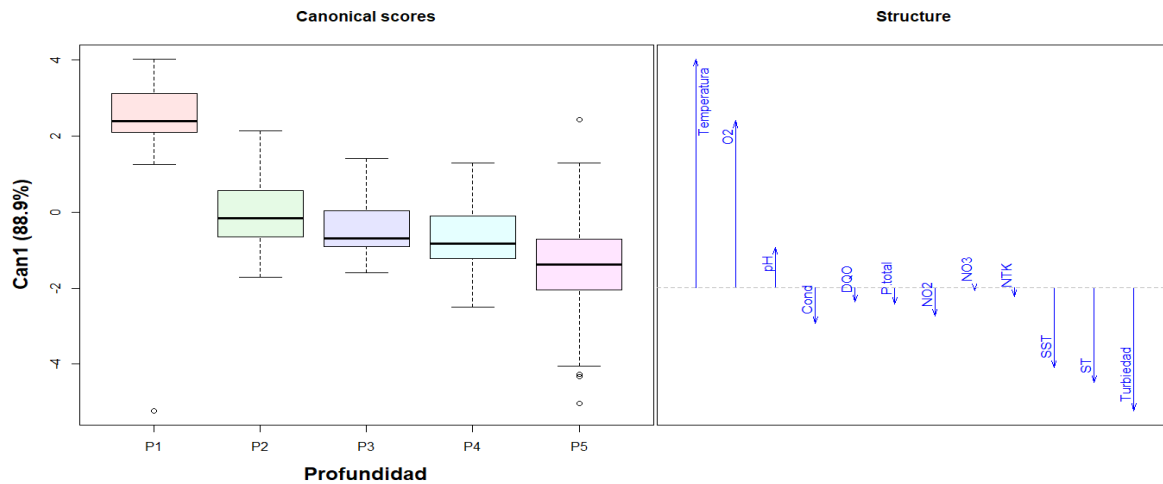
De esta manera, el perfil de comportamiento de los valores de oxígeno disuelto (OD) y temperatura es descendente a medida que aumenta la profundidad del embalse. Este mismo comportamiento fue encontrado en el estudio realizado en el embalse Riogrande II (2015). De tal manera que se registraron para todas las estaciones de muestreo el descenso en las concentraciones de oxígeno a medida que aumentaba la profundidad.

Caso contrario ocurre con la variación de los valores de turbiedad, sólidos totales y suspendidos totales. Estos parámetros aumentan su valor a medida que aumenta la profundidad del embalse. En resumen, se puede decir que hay una relación inversa entre la profundidad y los

valores de temperatura y OD y una relación directa entre la profundidad y los valores de turbiedad, ST y SST.

Además, se distingue una tendencia a aumentar la concentración de Pt a medida que aumenta la profundidad del embalse. Este comportamiento contribuye a limitar el crecimiento de organismos fotosintetizadores ya que al ser menor la concentración del Pt en la superficie, limita su crecimiento pues es el elemento biogénico que juega el papel más importante en el metabolismo biológico (Roldan, 2008).

Finalmente, no se reflejaron variaciones ambientalmente importantes en los valores de pH en toda la columna de agua en el embalse.



**Figura 11:** Discriminante canónico por profundidad

### Estaciones de muestreo

El discriminante canónico para las estaciones de muestreo (figura 12) presentó una varianza explicada del 95.6% en el primer eje y logró identificar correctamente el 64.4% de los años estudiados. Como se observa en la Figura en la estación EM1 se presentó el mayor valor de oxígeno disuelto, pH, sólidos suspendidos totales, turbiedad y solidos totales. Este comportamiento se puede explicar porque la estación EM1 es la zona ribereña del embalse por lo cual se asocia más a un comportamiento fluvial con respecto a las otras estaciones. Este mismo comportamiento ha sido registrado en otros embalses de la región como el embalse Peñol -Guatapé (Aguirre et al., 2007) y el embalse Riogrande II (Mazo et al., 2015).

En esta zona debido al movimiento continuo y de mezcla en el agua, causa que la concentración de los sólidos totales y suspendidos sea mayor ya que no sedimentan con facilidad.

Al ser mayor el proceso de mezcla y movimiento, causa un aumento en la turbiedad lo cual también disminuye la visibilidad, pero aumenta la concentración de oxígeno en esta zona.

Por el contrario, en la zona de transición y lacustre, debido al aquietamiento del agua, permite la sedimentación de los sólidos suspendidos, lo que, a su vez, causa la disminución de la turbiedad. Además, en el caso de la estación ECSLOR (zona de transición) y ECAPT (zona lacustre) tuvieron valores muy similares con respecto al fosforo total, temperatura, nitrato, DQO y nitrógeno total.

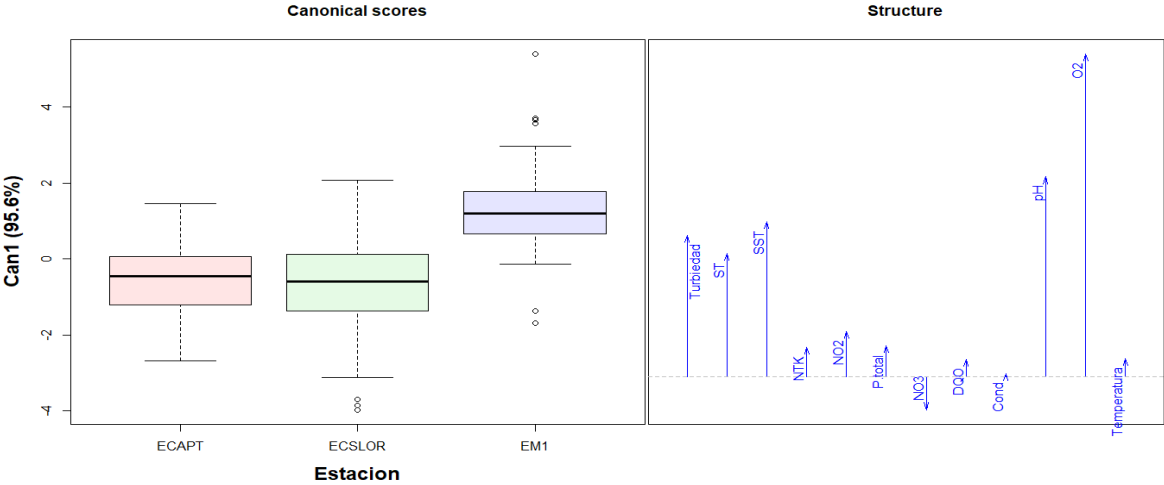


Figure 12: Discriminante canónico Estaciones de muestreo

Por lo tanto, es prioritario enfocar los esfuerzos y estudios conjuntos de universidades, empresas y Estado en las cuencas aportantes para recopilar, diagnosticar y modelar información sobre los efectos de los vertimientos que llegan a los afluentes de estos embalses y comparar su situación con la capacidad y efectividad de los tratamientos de vertimientos existentes, con el fin de valorar las cargas de contaminantes producidos, las tratadas, las vertidas y las acciones de las autoridades competentes, entre otros aspectos.

#### 4. CONCLUSIONES

El análisis de la evolución del estado trófico en el embalse San Lorenzo en el periodo 2010 – 2018, permitió establecer las siguientes conclusiones:

Las variables evaluadas no presentan estadísticamente una relación con el estado trófico del embalse, según la regresión múltiple aplicada, lo que es debido a que los datos no presentaron ajustes considerables que permiten establecer relaciones estadísticas ( $R^2=0,30$ ); y que los supuestos de normalidad, autocorrelación y homocedasticidad fueron menor a la significancia valor  $P < 0,05$ .

Las principales variables fisicoquímicas que permiten determinar el estado trófico del embalse son el fósforo total (Pt), turbiedad, DQO, pH, SST y nitrato (NO<sub>3</sub>). Siendo el fósforo determinante para definir el estado trófico. Sin embargo, el Pt presentó una homogeneidad generalizada en el embalse. Respecto al estado trófico predominante, este fluctúa entre mesotrófico y oligotrófico que precisamente está relacionado con las bajas concentraciones de nutrientes en el embalse y buena concentración de oxígeno disuelto. En consecuencia, se puede definir la calidad del agua en el embalse San Lorenzo como buena.

Por otro lado, el análisis relacionado al fenómeno ENSO presentó una varianza significativa del 62.8% y una identificación total del 64.2% de los datos. Las mayores concentraciones para la temporada neutral las presentaron fósforo total, la conductividad, la temperatura y la DQO. La temporada de El Niño se caracterizó porque presentó mayores concentraciones de sólidos totales, sólidos suspendidos totales y pH.

Los valores de nitrato y nitrógeno total durante todo el periodo de estudio muestran una tendencia a aumentar su concentración a medida que pasa el tiempo. Por ejemplo, el promedio de nitrógeno total entre 2010 y 2014 fue de 0,5 mg/L, pero para el periodo 2015 – 2018 fue de 1.13 mg/L. Sin embargo, las concentraciones de OD se mantuvieron por encima de 5mg/L en todas las estaciones e incluso para las mayores profundidades.

La variación espacial a nivel de profundidad permitió evidenciar que las mayores concentraciones de oxígeno disuelto se presentaron en la superficie, y en el fondo se presentaron mayores concentraciones de turbiedad, sólidos totales y sólidos suspendidos totales. Para este caso, el discriminante canónico presentó una varianza explicada del 88.8% y se identificaron correctamente el 51.6% de los datos.

En cuanto a la variación espacial por estación, EM1 presentó las mayores concentraciones de oxígeno disuelto, pH, sólidos suspendidos totales, turbiedad y sólidos totales. Y las estaciones ECSLOR Y ECAPT presentaron concentraciones similares de fósforo total, temperatura, nitrato, DQO y nitrógeno total.

## BIBLIOGRAFÍA

- APHA (1995) Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 18<sup>a</sup> ed. American Public Health Association. Washington, DC, EEUU.
- Armengol, J., Comerma, M., García, J. C., Romero, M., Rodríguez, J., Valero, F. & Vidal, A. (1999). Contribució al coneixement de l'ecologia aquàtica de l'embassament de Sau. Evolució de l'embassament al 1999. *Quaderns Aigües Ter Llobregat*, 3. pp. 1-97.
- Aguirre, N., Palacio, J. & Ramírez, J. (2007). Características limnológicas del embalse El Peñol-Guatapé, Colombia. *Revista Ingenierías Universidad de Medellín*, 6. (10). pp. 53-66.
- Ackefors, H. & Enell, M. (1992). Pollution loads derived from aquaculture: land-based and water-based system En: *Workshop on Fish Farm Effluents and their Control in EC Countries*. Department of Fishery Biology, Alemania.
- Aizaki, M., Otsuki, M. & Fukushima, M. (1981). Application of Carlson's trophic state index to Japanese lakes and relationships between the index and other parameters. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 21, (1).
- Carlson, R. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and oceanography*, 22, (2). pp. 361-369
- Chalar, G. (2007). Dinámica de la Eutrofización a diferentes escalas temporales: Embalse Salto Grande (Argentina-Uruguay). En libro: *Eutrofização na América do Sul: Causas, conseqüências e tecnologias de gerenciamento e controle*. Universidad de la República, Uruguay, pp. 87-101.
- CEPIS. Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. OPS. Organización Panamericana de la Salud. (1989). Curso básico sobre eutrofización. Lima: Programa Regional CEPIS/HPE/OPS.
- CORNARE. (2014). Localización Regional, [cornare.gov.co](http://www.cornare.gov.co), recuperado de <http://www.cornare.gov.co/division-socio-ambiental/localizacion-regional>
- Cuéllar, W (2009). Gestión Integral de embalses en EPM. Revista Empresas Públicas de Medellín (EPM). No 1.



- Chapman, D.V. (1996). "Water Quality Assesments: A guide to use biota, Sediments and wáter" Enviromental Monitoring, 2° ed. Londres: UNESCO, WHO, UNE. E. y FN Spon.
- Díaz-Vargas, Migdalia, & Elizalde Arriaga, Edgar E., & Quiroz Castelán, Héctor, & García Rodríguez, Judith, & Molina Estudillo, Isela (2005). Caracterización de Algunos Parámetros Físico Químicos del Agua y Sedimento del Lago Zempoala, Morelos, México. *Acta Universitaria*, 15 (2), 57-65. [fecha de Consulta 14 de febrero de 2022]. ISSN: 0188-6266. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=41615206>
- Echaniz, S. & Vignatti, A. (2009). Determinación del estado trófico y de la capacidad de carga del embalse Casa de Piedra. *Universidad Nacional de Panamá*. Obtenido de [https://www.researchgate.net/publication/242398337\\_DETERMINACION\\_DEL\\_ESTADO\\_TROFICO\\_Y\\_DE\\_LA\\_CAPACIDAD\\_DE\\_CARGA\\_DEL\\_EMBALSE\\_CASA\\_DE\\_PIEDRA](https://www.researchgate.net/publication/242398337_DETERMINACION_DEL_ESTADO_TROFICO_Y_DE_LA_CAPACIDAD_DE_CARGA_DEL_EMBALSE_CASA_DE_PIEDRA)
- Janus, L. & Vollenweider, R. (1981). The OECD Cooperative Programme on Eutrophication: Summary Report - Canadian Contribution. *Inland Waters Directorate Scientific, serie 131, pp 358*. Ministerio del Medio Ambiente del Canada.
- Isagén. (2020). Isagén Energía Productiva. <https://www.isagen.com.co/es/>
- López, E. & Serna, J. (1999). Variación estacional del zooplancton del embalse Ignacio Allende, Guanajuato, México y su relación con el fitoplancton y factores ambientales. *Revista de Biología Tropical*, 47 (4)- pp. 643-657.
- Giesen, W., Katwijck, M. & Hartog, C. (1990). Eelgrass condition and turbidity in the Dutch Wadden Sea. *Aquatic Botany*, 37 (1). pp. 71-85.
- García, S., Arguello, A., Parra, R., & Pincay, M. (2019). Factores que influyen en el ph del agua mediante la aplicación de modelos de regresión lineal. *INNOVA Research Journal*, 4 (2). pp. 59-71. Obtenido de <https://doi.org/10.33890/innova.v4.n2.2019.909>
- Kalff, J. (2002). *Limnology: inland water ecosystems. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall*. Disponible en: <https://www.worldcat.org/title/limnology-inland-water-ecosystems/oclc/46917976>

Margalef, R. 1991. Ecología. Editorial Omega, S. A. España. 951 p.

Mazo., D, Ramírez, J. & Díaz, A. (2015). Caracterización física y química del embalse Riogrande II (Antioquia), Colombia. *Actual Biol*, 37 (103). pp. 155-168.

Moreno, D.P.; Quintero, J.; López, A. (2010). Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia.

Nebel, B. & Wright, R. (1999). Ciencias Ambientales: Ecología y Desarrollo sostenible, 6th ed. *Mexico: Pearson-Prentice Hall*.

OCDE, (1982). The OECD list of social indicators, *Organisation for Economic Co-operation and Development*, Paris.

Olías, M., Cerón, J. & Fernández, I. (2005). Sobre la utilización de la clasificación de las aguas de riego del U.S. Laboratory Salinity (USLS). *Geogaceta*, 37, pp. 111 – 113.

Orozco, C.; Pérez, A.; Gonzáles, M. N.; Rodríguez, F.; Alfayate, J., Contaminación Ambiental. Una visión desde la química..., tercera edición, Thomson Editoriales Spain Paraninfo, S.A. 2005.

Pulgarín, M., Benjumea, C. & Villabona, S. (2020). Cambios y tendencias en la limnología de un sistema de embalses andino: 10 años de estudio de los ecosistemas del complejo Punchiná-San Lorenzo-Calderas. *Editores académicos*, Universidad Católica de Oriente, Rionegro.

Vargas, R. & Ramírez, J. (2002). Variación espacio-temporal de las tasas de sedimentación del material sestónico en un embalse tropical de alta montaña: Represa La Fe, El Retiro, Antioquia, Colombia, *Actual Biol* 24 (77). pp. 73-80.

Rivera, C., Zapata, A., Pérez, D. & Morales Y. (2010). Caracterización limnológica de humedales de la planicie de inundación del río. *Acta Biológica Colombiana*, 12, (1). pp. 145-166  
Obtenido de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=319027884010>

Roldán, G. & Ramírez, J. (2008). Fundamentos de limnología neotropical. 2º ed, *Medellín: Editorial Universidad de Antioquia*, Medellín.

- Roldán G., Bohórquez A., Cataño R., & Ardila, J. (2000). Estudio limnológico del embalse de El Guavio (Colombia), *Revista de la Académica Colombia de Ciencias Exactas Físicas y Naturales*, 24, (90). pp. 73-84.
- Saldaña, M., Díaz, E. & Gutiérrez, A. (2011). Diagnóstico de la calidad del agua en un sistema de embalses en cascada, cuenca del río San Juan, Querétaro, México. *Tecnología y ciencias del agua*, 2 (3). pp. 115-126.
- Samboni Ruiz, N. E., Carvajal Escobar, Y., & Escobar, J. C. (2007). Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Ingeniería e investigación*, 27(3), 172-181.
- Sharpley, A. N., Weld, J. L., Beegle, D. B., Kleinman, P. J., Gburek, W. J., Moore, P. A., & Mullins, G. (2003). Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the United States. *Journal of Soil and Water Conservation*, 58(3), 137-152.
- USEPA. (1997). Protecting Coastal Waters, *Environmental Protection Agency. Washington D.C.*
- Villabona, S., Benjumea, C. & Gutiérrez, J. (2020). Variables fisicoquímicas y biológicas de mayor influencia en el estado trófico de cinco embalses andinos colombianos. *Revista de la Académica Colombia de Ciencias Exactas Físicas y Naturales*, 44 (171). pp. 344-359.
- Villasenor, A. (1979). Distribución vertical de temperatura, salinidad y oxígeno disuelto en la bahía de la Paz, Baja California Sur, durante la primavera de 1976. *Centro de Investigaciones Biológicas*, La Paz. 20, pp. 146-149.
- Wetzel, R.G., 2001. *Limnology. Lake and river ecosystems*. Academic Press, London.

