



Evaluación de la calidad de agua mediante un análisis multivariante en los esteros del golfo de Fonseca, Honduras

Assessment of water quality using multivariate analysis in estuaries of the Gulf of Fonseca, Honduras

Marco Herminio Osorto-Nuñez^{1*}, Delia Martínez Rodríguez² y Vanessa Merlo Rodríguez³

0000-0003-2061-4950

0000-0001-7464-902X

0000-0002-3037-7840

1. Universidad Autónoma Metropolitana, Doctorado en Ciencias Biológicas y de la Salud, Ciudad de México, México. marco98osorto@yahoo.com*
 2. Servicio Nacional de Sanidad e Inocuidad Agroalimentaria (SENASA), Laboratorio de Patología Acuática y Calidad de Agua Dr. Gabino Zúñiga, Honduras. dcmartinez70@gmail.com
 3. Universidad Nacional Autónoma de Honduras, Facultad de Biología Marina y Acuicultura, Choluteca, Honduras. vanessa.rodriguez@unah.edu.hn
- * Autor de correspondencia / Corresponding Author

RESUMEN

El enriquecimiento excesivo de nutrientes es un factor que contribuye a la degradación de los ecosistemas estuarinos, influenciados por actividades antropogénicas y procesos naturales. El objetivo de este estudio fue describir las variables ambientales desarrolladas en ocho esteros del golfo de Fonseca a lo largo del tiempo y analizarlos mediante técnicas estadísticas multivariadas. Se recopiló datos de calidad de agua de ocho esteros del golfo que incluyó siete variables ambientales entre 2000-2015. Se analizaron mediante criterios de calidad de agua, análisis de componentes principales (ACP) y de conglomerados. El ACP resultó en tres componentes que explicaron 72,6 % de la varianza total. Los análisis indicaron que los esteros San Bernardo, La Jagua, El Garcerero, Perejiles, Pedregales y Berbería tuvieron niveles altos de nitrógeno total, fósforo total, demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), sólidos sedimentables y alcalinidad, constituyendo el grupo con mayor concentración de nutrientes. Los esteros Purgatorio y Barrancones tuvieron niveles óptimos de calidad de agua por lo que constituyeron el grupo con menor concentración de nutrientes. Es necesario tomar medidas preventivas que propicien el desarrollo de la vida acuática a través de la orientación de una regulación efectiva y control sistemático de efluentes y afluentes para lograr un servicio costero efectivo en la que se apoyen los esfuerzos de gestión y restauración en el futuro.

PALABRAS CLAVE: calidad de agua, esteros, golfo de Fonseca, Pacífico Honduras, variables fisicoquímicas.

ABSTRACT

Excessive nutrient enrichment is a contributing factor to the degradation of estuarine ecosystems, influenced by anthropogenic activities and natural processes. The objective of this study was to describe each of the environmental variables in eight estuaries of the Gulf of Fonseca over time and to analyze them using multivariate statistical techniques. Water quality data were collected from eight estuaries in the Gulf of Fonseca that included seven environmental variables between 2000-2015. They were analyzed using water quality criteria, principal component analysis (PCA) and cluster analysis. The PCA resulted in three components that explained 72.6 % of the total variance. The analyses indicated that the San Bernardo, La Jagua, El Garcerero, Perejiles, Pedregales and Berbería estuaries had high levels of total nitrogen, total phosphorus, Biochemical Oxygen Demand (BOD₅), settleable solids and alkalinity, constituting the group with the highest concentration of nutrients. The Purgatorio and Barrancones estuaries had optimal water quality levels and therefore constituted the group with the lowest concentration of nutrients. It is necessary to take preventive measures to encourage the development of aquatic life by guiding effective regulation and systematic control of effluents and tributaries to achieve an effective coastal service to support future management and restoration efforts.

KEY WORDS: water quality, estuaries, Gulf of Fonseca, Pacific Honduras, physicochemical variables.

INTRODUCCIÓN

La calidad del agua es un determinante importante en la salud de los océanos y esteros para mantener redes alimentarias saludables, productivas, sostenibles y puede considerarse un indicador del funcionamiento adecuado de los ecosistemas definida por un conjunto de parámetros abióticos y bióticos (Nichols *et al.*, 1986; Sasa *et al.*, 2015; Costa *et al.*, 2018; Bugica *et al.*, 2020; Cybulski *et al.*, 2020; Duque *et al.*, 2022). Sin embargo, esta se ve influenciada no solo por los procesos naturales como la erosión del suelo, la precipitación y la variación estacional, sino también por las actividades antropogénicas (Lotze *et al.*, 2006; Shin *et al.*, 2013; Sasa *et al.*, 2015; Mitra *et al.*, 2018; Barletta *et al.*, 2019; Carrasco *et al.*, 2019; Bull *et al.*, 2021). La construcción de embalses, desarrollos urbanos, la escorrentía de los sitios de desechos industriales provenientes de acuicultura, la carga de nutrientes y las actividades humanas, han llevado al deterioro de la calidad del agua (Jones *et al.*, 2001; Lotze *et al.*, 2006; Shin *et al.*, 2013; Mitra *et al.*, 2018; Bull *et al.*, 2021; Duque *et al.*, 2022).

El enriquecimiento excesivo de nutrientes es un factor que contribuye a la degradación de los ecosistemas costeros (Páez-Osuna *et al.*, 2003; Rojo *et al.*, 2021; Duque *et al.*, 2022). Los impactos negativos en los esteros se magnifican debido a los niveles altos de contaminación en los ambientes de agua dulce (Hortle, 2009; Cooke *et al.*, 2012; Darwall y Freyhof, 2015; Palmer y Montagna, 2015) y, aunque estos ecosistemas son áreas altamente productivas, las presiones antropogénicas han provocado cambios progresivos en la biodiversidad (Araujo *et al.*, 2017; Osorto *et al.*, 2017), cambios que han sido poco estudiados en el neotrópico. En ese sentido, los ecosistemas costeros de las zonas templadas han sido estudiados con mayor profundidad. Un ejemplo paradigmático es la escasez de información sobre los esteros de América Central. Estas áreas de humedales tienen un alto nivel de biodiversidad; ayudan a controlar las costas ante la subida del nivel del mar, y su fauna acuática son fuente de sustento de una población empobrecida y vulnerable (Benessaiah y Sengupta, 2014; Sasa *et al.*, 2015; IANA, 2019; Rojo *et al.*, 2021).

En el golfo de Fonseca, las costas han experimentado un crecimiento de las actividades antropogénicas. La eutrofización, la contaminación, la sobrepesca, aguas residuales, la producción acuícola y agrícola han impactado de manera continua la sustentabilidad en esta zona (Benessaiah y Sengupta, 2014; Weitnauer *et al.*, 2018; Blair *et al.*, 2019). Según Dewalt *et al.* (1996), la acuicultura en el golfo de

INTRODUCTION

Water quality, defined by a set of abiotic and biotic parameters (Nichols *et al.*, 1986; Sasa *et al.*, 2015; Costa *et al.*, 2018; Bugica *et al.*, 2020; Cybulski *et al.*, 2020; Duque *et al.*, 2022), is an important determining factor in oceans and estuaries' health in order to maintain healthy, productive, and sustainable food networks, and it can be considered to be an indicator of ecosystems' proper functioning. However, it is influenced not only by natural processes such as soil erosion, rainfall, and seasonal variation, but also by anthropogenic activities (Lotze *et al.*, 2006; Shin *et al.*, 2013; Sasa *et al.*, 2015; Mitra *et al.*, 2018; Barletta *et al.*, 2019; Carrasco *et al.*, 2019; Bull *et al.*, 2021). The construction of reservoirs, urban development, runoff from industrial waste sites stemming from aquaculture, nutrient loading, and human activities have led to water quality deterioration (Jones *et al.*, 2001; Lotze *et al.*, 2006; Shin *et al.*, 2013; Mitra *et al.*, 2018; Bull *et al.*, 2021; Duque *et al.*, 2022).

Nutrient over-enrichment is a factor that contributes to the deterioration of coastal ecosystems (Páez-Osuna *et al.*, 2003; Rojo *et al.*, 2021; Duque *et al.*, 2022). The negative impacts on estuaries are magnified due to high levels of pollution in freshwater environments (Hortle, 2009; Cooke *et al.*, 2012; Darwall and Freyhof, 2015; Palmer and Montagna, 2015), and, even though these ecosystems are highly productive areas, anthropogenic pressures have caused progressive changes in biodiversity (Araujo *et al.*, 2017; Osorto *et al.*, 2017), which have been little studied in the Neotropics. In this sense, coastal ecosystems in temperate zones have been studied in more depth. A paradigmatic example is the information shortage about Central America's estuaries. These wetland areas have a high biodiversity level; they help to control the coasts regarding the sea level rise, and their aquatic fauna are a source of livelihood for an impoverished and vulnerable population (Benessaiah and Sengupta, 2014; Sasa *et al.*, 2015; IANA, 2019; Rojo *et al.*, 2021).

In the Gulf of Fonseca, the coasts have experienced increased anthropogenic activity. Eutrophication, pollution, overfishing, wastewater, aquaculture, and agricultural production have continuously impacted the sustainability of this zone (Benessaiah and Sengupta, 2014; Weitnauer *et al.*, 2018; Blair *et al.*, 2019). According to Dewalt *et al.* (1996), aquaculture in the Gulf of Fonseca would expand even more to satisfy the growing world demand for fish

Fonseca se expandiría aún más para satisfacer la creciente demanda mundial de productos de pescado y marisco, la cual tendrá repercusión sobre la calidad de agua de los esteros (Ward, 2000).

La mayor amenaza para el golfo de Fonseca es la contaminación del área por el uso indiscriminado de pesticidas (Dewalt *et al.*, 1996). La materia orgánica, el fósforo, los compuestos de nitrógeno y los metales son las sustancias químicas más significativas que contaminan relacionadas con acuicultura (Carbonell *et al.*, 1998; Hernández-Cornejo y Ruiz-Luna, 2000; Barraza-Guardado *et al.*, 2013; Bull *et al.*, 2021). Sumado a esto, la sustracción de agua y las liberaciones de efluentes agrícolas, domésticos e industriales (Alexakis, 2011; Brockmeyer and Spitzzy, 2011), alteran las propiedades físicas, químicas y biológicas del agua (Kitsiou and Karydis, 2011; Karydis and Kitsiou, 2013) y consecuentemente disminuyen las concentraciones de oxígeno disuelto (Yin *et al.*, 2004; Mudge *et al.*, 2007; Breitburg *et al.*, 2008; Costa *et al.*, 2018).

El golfo en virtud de su poca profundidad y sus bajas tasas de cambio es muy susceptible a la contaminación (Dewalt *et al.*, 1996; Carbonell *et al.*, 1998). Ante esto, los métodos fisicoquímicos en calidad de agua dan información extensa acerca de la naturaleza y comportamiento del agua frente a diferentes categorías por contaminación (Orozco *et al.*, 2005; Carrasco *et al.*, 2019). El pH, alcalinidad, DBO₅, salinidad, sólidos sedimentables, nitrógeno y fósforo total son indicadores importantes en calidad de agua (Carbonell *et al.*, 1998; Costa *et al.*, 2018) y tienen la ventaja de que sus análisis suelen ser más rápidos y pueden ser desarrollados con mayor frecuencia para resolver diferentes tipos de conflictos como el uso del agua y la integridad ecológica de los sistemas acuáticos (Samboni-Ruiz *et al.*, 2007). Para evaluarlas se realizan a través de distintos métodos, como el multivariado; ya que este analiza, interpreta y representa los datos que resultan al observar más de una variable estadística sobre una muestra de individuos y los más comunes para la clasificación son el análisis de componentes principales (ACP) y análisis de conglomerados (Carrera *et al.*, 2015).

Considerando que los ambientes costeros del planeta proporcionan 38 % del servicio mundial de ecosistemas, como el ciclo de nutrientes, el tratamiento de residuos, el control biológico y refugio de hábitat (Veríssimo *et al.*, 2013; Cardoso-Mohedano *et al.*, 2016; Wetz *et al.*, 2016), es importante realizar monitoreo continuo de los parámetros físicos, biológicos y químicos para una evaluación adecuada de los esteros. Comprender la variabilidad temporal de un estero en particular es abrumador para los ambientalistas porque muchos

and shellfish products, which will have an effect on water quality in the estuaries (Ward, 2000).

The highest threat for Gulf of Fonseca is the pollution in the area, which is due to the indiscriminate use of pesticides (Dewalt *et al.*, 1996). Organic matter, phosphorus, nitrogen compounds, and metals are the most significant polluting chemical substances related to aquaculture (Carbonell *et al.*, 1998; Hernández-Cornejo and Ruiz-Luna, 2000; Barraza-Guardado *et al.*, 2013; Bull *et al.*, 2021). In addition, water subtraction and release of agricultural, domestic, and industrial effluents (Alexakis, 2011; Brockmeyer and Spitzzy, 2011) disrupt the physical, chemical, and biological characteristics of water (Kitsiou and Karydis, 2011; Karydis and Kitsiou, 2013) and consequently decrease the dissolved oxygen concentrations (Yin *et al.*, 2004; Mudge *et al.*, 2007; Breitburg *et al.*, 2008; Costa *et al.*, 2018).

The gulf is very susceptible to pollution due to its little depth and low exchange rates (Dewalt *et al.*, 1996; Carbonell *et al.*, 1998). In light of the above, physico-chemical methods in water quality provide extensive information about the nature of water and its behavior regarding different pollution categories (Orozco *et al.*, 2005; Carrasco *et al.*, 2019). The pH, alkalinity, BDO₅, salinity, settleable solids, nitrogen, and total phosphorus are important indicators of water quality (Carbonell *et al.*, 1998; Costa *et al.*, 2018) and have the advantage that their analysis is usually faster and can be carried out more frequently to solve different types of conflicts such as water use and the ecological integrity of aquatic ecosystems (Samboni-Ruiz *et al.*, 2007). To assess them, several methods are used, such as multivariate analysis, as it evaluates, interprets, and represents data resulting from the observation of more than one statistical variable in a sample of individuals. Moreover, the most common classification methods are principal components analysis (PCA) and cluster analysis (Carrera *et al.*, 2015).

Considering that coastal environments in the planet provide 38 % of the world ecosystem services, such as nutrient services, waste treatment, biological control, and habitat shelter (Veríssimo *et al.*, 2013; Cardoso-Mohedano *et al.*, 2016; Wetz *et al.*, 2016), continuous monitoring of the physical, biological, and chemical parameters is important for an adequate assessment of estuaries. Understanding the temporal variability of a particular estero can be overwhelming for environmentalists, as many anthropogenic factors and natural processes bond the affluents. Therefore, long-term research in a location is necessary for finding

factores antropogénicos y procesos naturales vinculan a los afluentes. Por lo tanto, se necesita una investigación a largo plazo de una ubicación para encontrar tendencias que ayuden a rastrear la fuente de contaminantes y ayudar a planificar para el futuro, por esto el objetivo de la investigación fue: 1) describir cada uno de los parámetros considerados en los datos utilizando estadísticas descriptivas adecuadas y; 2) analizar los datos mediante técnicas estadísticas multivariantes con el fin de reducir las dimensiones de los datos para simplificar su interpretación.

ÁREA DE ESTUDIO

Los esteros analizados se localizan en el golfo de Fonseca. Este accidente geográfico se encuentra en el océano Pacífico centroamericano; su territorio se encuentra situado entre 12° 54' y 13° 30' N y entre 87°00' y 88°00' O (Figura 1), se extiende en tres estados costeros, limita al noroccidente con El Salvador; al nororiente y al oriente con Honduras y al sur con Nicaragua. Constituido por una superficie de agua

trends that help to track the pollutant source and aid in planning for the future. Thus, the research objective was: 1) describing each of the parameters considered in data while using adequate descriptive statistics, and 2) analyzing data through multivariate statistical techniques in order to reduce data dimensions and simplify their interpretation.

STUDY AREA

The analyzed estuaries are in Gulf of Fonseca. This system is in the Central America Pacific Ocean, and its territory is located between 12° 54' and 13° 30' N, and between 87°00' and 88°00' W (Figure 1). It extends over three coastal states, limits to the northwest with El Salvador, to the northeast and east with Honduras, and to the south with Nicaragua. It is constituted by a water surface covering an area of 2,210 km², skirted by 439.85 kilometers of coast, which Honduran portion is 253.4 km long (Gonzales-Bermúdez *et al.*, 2016). Its climate conditions are determined by the atmospheric phenomena that are typical of tropics and

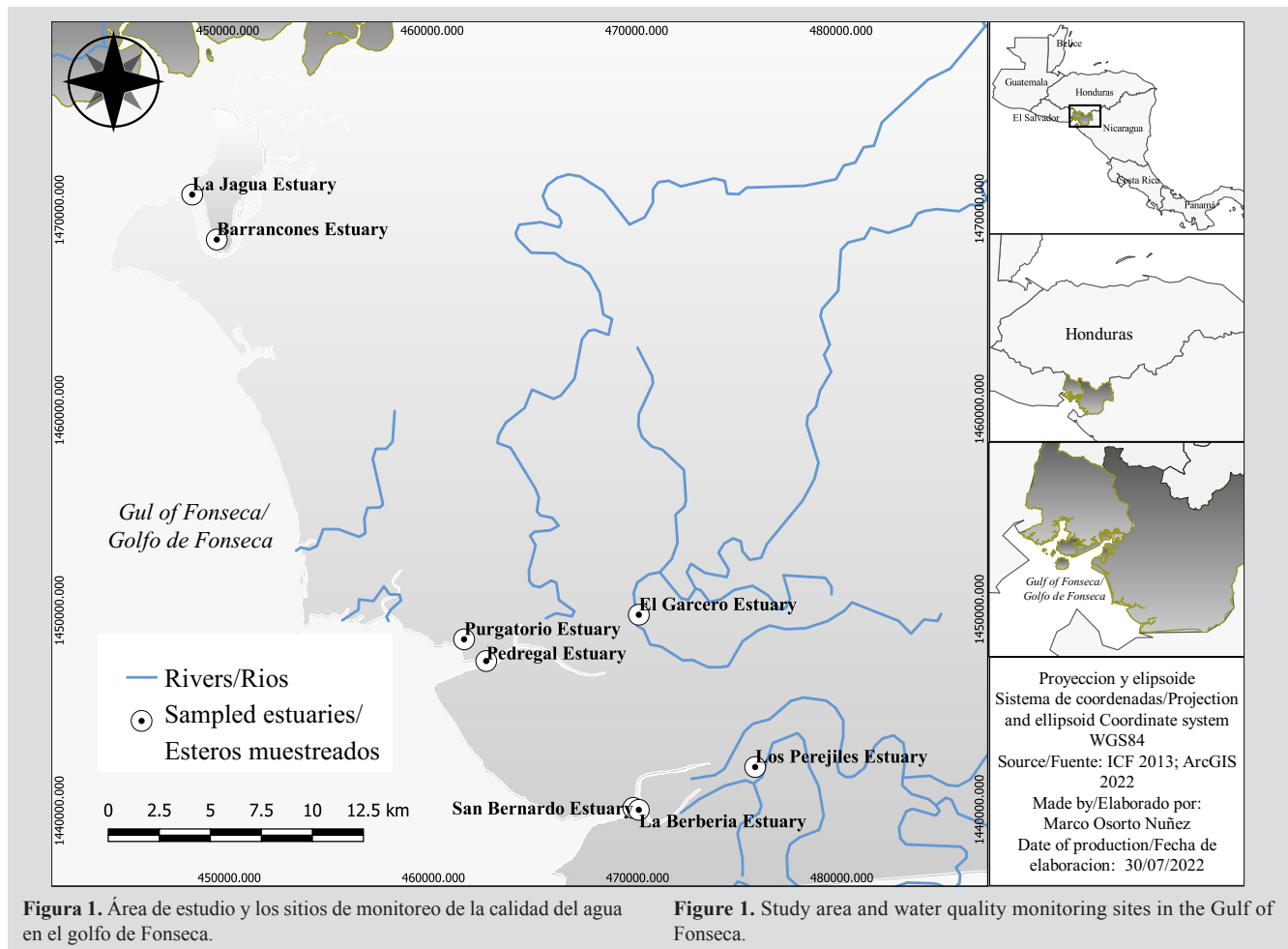


Figura 1. Área de estudio y los sitios de monitoreo de la calidad del agua en el golfo de Fonseca.

Figure 1. Study area and water quality monitoring sites in the Gulf of Fonseca.

que abarca un área de 2210 km², bordeado por 439,85 km de costas; de las cuales la costa hondureña abarca 253,4 km, (Gonzales-Bermúdez *et al.*, 2016). Sus condiciones climáticas están determinadas por los fenómenos atmosféricos propios de los trópicos y subtropicos. La temperatura promedio de la zona baja es de 38 °C y de 21 °C en las más altas. En marzo y abril se registran las temperaturas más altas y las más bajas se presentan en noviembre y diciembre. La precipitación promedio anual varía entre 1500 y 2000 mm (ANDAH, 2020). Reúne una gran diversidad de hábitat marinos, costeros y terrestres, lo cual, brindan un importante aporte al mantenimiento de poblaciones de aves migratorias y locales, especies de invertebrados y otras diversas especies de importancia biológica y socioeconómica (CHM, 2017).

Valle y Choluteca son los dos departamentos de Honduras que tienen costas sobre el golfo; las actividades económicas más importantes en esta región son los servicios, la agroindustria (melón, sandía y caña de azúcar), la acuicultura (camaronicultura), ganadería de bovinos y la pesca (Soto *et al.*, 2012). Sin embargo, los patrones de uso de la tierra en el sur de Honduras han cambiado sustancialmente. Respecto a la camaronicultura, en 1987 65 % de la costa del Pacífico era bosque, 20 % salinas y 12 % estanques de camarones; en 1995 58 % era bosque, 4 % salinas y 34 % de la costa estaba en maricultura. Hasta 2000 las áreas concesionadas para acuicultura fueron 27 000, de las cuales para 2004 se utilizaron 18 132,34 h y en 2008 aumento a 22 688 h (Stanley, 2002; Soto *et al.*, 2012); actualmente 24 500 h están siendo utilizadas en camaronicultura (Véase Figura 2) (ANDAH, 2020).

MATERIALES Y MÉTODOS

Fuente de datos

Para cuantificar las tendencias de la calidad del agua a largo plazo en esteros del golfo de Fonseca, se obtuvieron datos de 12 variables, medidos con diferentes frecuencias temporales y se excluyeron todos aquellos parámetros cuyos valores estuvieran incompletos a lo largo de los años. Con ello se pasó de trabajar de 12 a 7 variables. Los parámetros fisicoquímicos utilizados para el análisis fueron: pH, alcalinidad, nitrógeno total, fósforo total, Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅), salinidad y sólidos sedimentables en ocho esteros de 2000 hasta 2015.

Los esteros monitoreados con dichas variables fueron El Garcero, San Bernardo, Los Perejiles, Barrancones, La Jagua, Pedregal, Purgatorio y Berbería, donde fue mayor

subtropicos. The mean temperature in the lower zone is 38 °C and 21 °C in the higher zones. The highest temperatures occur in March and April, and the lowest in November and December. The annual mean rainfall varies between 1,500 and 2,000 mm (ANDAH, 2020). This area contains a great diversity of marine, coastal, and terrestrial habitats, which provide an important contribution to the maintenance of migratory bird populations, invertebrate species, and other different species of biological and socioeconomic importance (CHM, 2017).

Valle and Choluteca are the two departments in Honduras with coast along the Gulf. The most important economic activities in these areas are services, agricultural industry (melon, watermelon, and sugarcane), aquaculture (shrimp farming), cattle raising, and fishing (Soto *et al.*, 2012). However, the land use patterns to the south of Honduras have substantially changed. With respect to shrimp farming in 1987, 65 % of the Pacific coast was forest, 20 % salt ponds, and 12 % shrimp ponds; in 1995, 58 % was forest, 4 % was salt ponds, and 34 % of the coast was in mariculture. By 2000, aquaculture concession areas were 27,000, out of which 18,132.34 h were used by 2004, and, by 2008, they increased to 22,688 h (Stanley, 2002; Soto *et al.*, 2012). Currently, 24,500 h are being used in shrimp farming (see Figure 2) (ANDAH, 2020).

MATERIALS AND METHODS

Data source

To quantify long-term water quality trends in Gulf of Fonseca estuaries, data for 12 parameters were obtained and measured with different temporal frequencies. All parameters with incomplete values over the years were excluded. Then, there were 7 out of 12 parameters to work out. The physic-chemical parameters used for the analysis were: pH, alkalinity, total nitrogen, total phosphorus, Biochemical Demand of Oxygen (BDO₅), salinity, and settleable solids in eight estuaries from 2000 to 2015.

The estuaries monitored with those variables were El Garcero, San Bernardo, Los Perejiles, Barrancones, La Jagua, Pedregal, Purgatorio, and Berbería, where the development of shrimp farming in Honduras was higher between 2000 and 2015. Data were obtained from the Laboratory of Aquatic Pathology and Water Quality Dr. Gabino Zúñiga monitoring program, at the Servicio Nacional de Sanidad e Inocuidad Agroalimentaria's (SENASA) regional office. The laboratory collects water samples, and

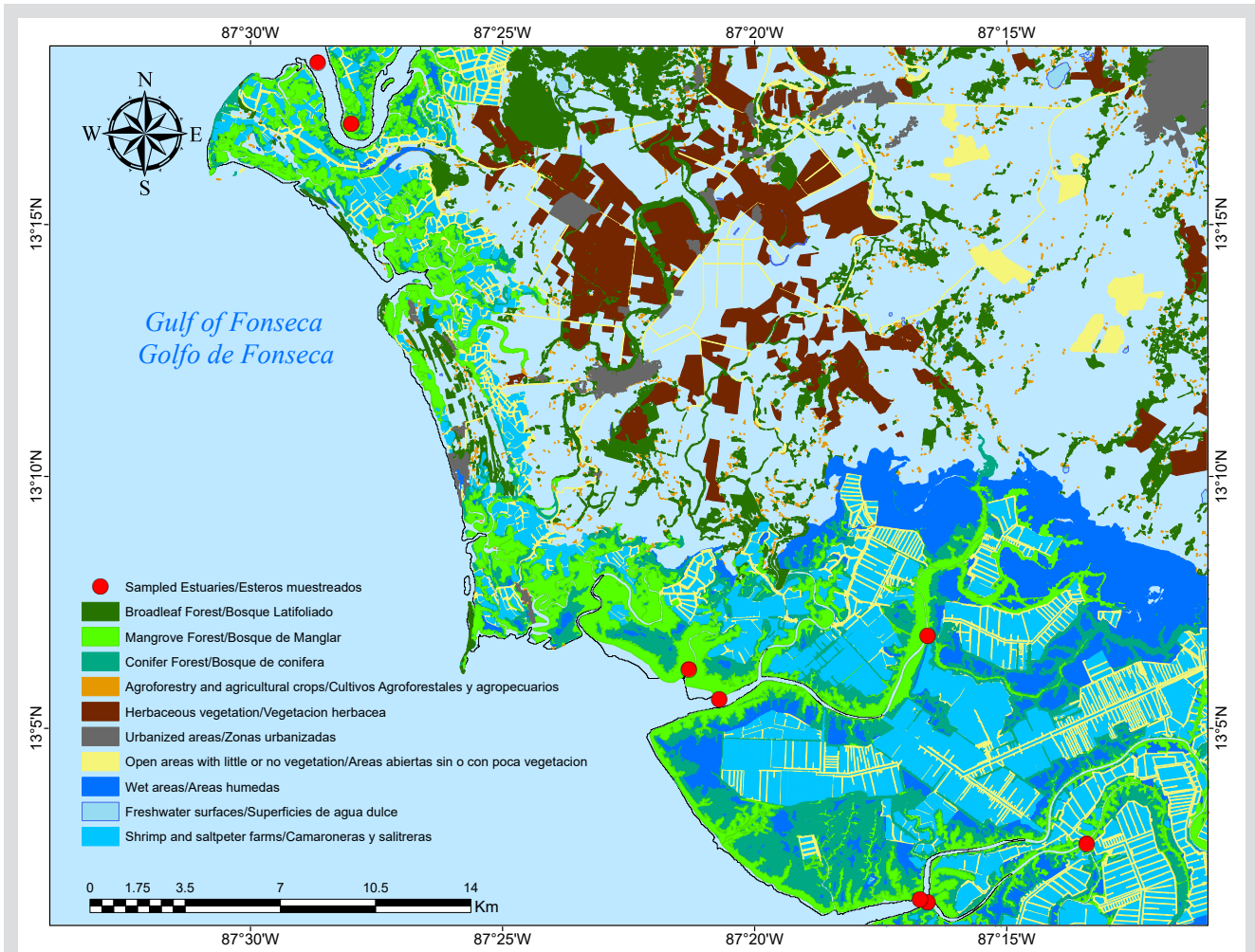


Figura 2. Tipos de bosques y fuentes de contaminación por el uso del suelo en el golfo de Fonseca.

Figure 2. Forest types and pollution sources by soil use in the Gulf of Fonseca

el desarrollo de la camaricultura de Honduras en 2000 -2015. Los datos se obtuvieron del programa de Monitoreo del Laboratorio de Patología Acuática y Calidad de Agua Dr. Gabino Zúñiga de la oficina regional Servicio Nacional de Sanidad e Inocuidad Agroalimentaria (Senasa). El laboratorio recolecta muestras de agua y es el único reconocido oficialmente en Honduras quien monitorea los controles de calidad de agua en los esteros colindantes a las áreas de producción de camarón.

Muestreos y mediciones

Las muestras fueron tomadas mensualmente en marea alta 30 minutos después de haber iniciado el bombeo en las fincas. Las muestras fueron tomadas por los acuicultores a una profundidad de 50 cm. Todas las variables ambientales utilizadas en este estudio fueron analizadas mediante método estándar desarrollado por Rice *et al.* (2012).

it is the only one that is officially recognized in Honduras to monitor water quality in the estuaries adjacent to the shrimp production areas.

Samplings and measurements

Samples were taken monthly at high tide 30 minutes after the pumping started in the farms. They were taken by the fish farmers at a 50 cm depth. All the environmental variables used in this study were analyzed with the standard method developed by Rice *et al.* (2012).

Alkalinity was analyzed with an electrometric titrator, which uses the principle that hydroxyl ions in a sample, as a result of dissociation or hydrolysis of solutes, react with additions of standard acid. Alkalinity then depends on the pH of the final point used. For low alkalinity samples (less than 20 mg/l), the extrapolation technique is based on the quasi-proportionality of hydrogen ion concentration to

La alcalinidad fue analizada mediante un titulador electrométrico, el cual utiliza el principio de que los iones hidroxilos presentes en una muestra como resultado de la disociación o hidrólisis de los solutos reaccionan con adiciones de ácido estándar; la alcalinidad depende así del pH del punto final utilizado. Para las muestras de baja alcalinidad (menos de 20 mg/l) se utilizó la técnica de extrapolación basada en la casi proporcionalidad de la concentración de iones de hidrógeno al exceso de valorante más allá del punto de equivalencia (Rice *et al.*, 2012).

El pH se analizó mediante el método electrométrico utilizando un medidor de pH compuesto por un potenciómetro, un electrodo de vidrio, un electrodo de referencia y un dispositivo de compensación de temperatura (Rice *et al.*, 2012). La DBO₅ se analizó utilizando frascos de incubación de vidrio de 300 ml con boca abocinada y tapón de vidrio esmerilado. Las muestras se ingresaron a una incubadora de aire, controlada termostáticamente a 20 ± 1 °C, excluyendo toda la luz para evitar la posibilidad de producción fotosintética de oxígeno disuelto. Luego, se utilizó un electrodo de membrana sensible al oxígeno para medir el oxígeno disuelto y determinar la DBO₅ (Rice *et al.*, 2012)

El fósforo total se determinó mediante la técnica de oxidación con persulfato. La oxidación del persulfato se acopla a la luz ultravioleta para una digestión más eficiente en un análisis automatizado de digestión/determinación en línea por inyección de flujo. Las mediciones de fósforo total en muestras altamente salinas pueden ser difíciles debido a la precipitación de grandes cantidades de sal como resultado de las técnicas de digestión que reducen drásticamente el volumen de la muestra. Para los análisis de fósforo total en tales muestras, se determinó directamente el fósforo total disuelto y el fósforo total en suspensión y se sumaron los resultados (Rice *et al.*, 2012).

El nitrógeno total se determinó mediante el método del persulfato, el cual funciona por oxidación de todos los compuestos nitrogenados a nitrato. La salinidad se determinó mediante el método de conductividad debido a su alta sensibilidad y precisión. Finalmente, los sólidos sedimentables se analizaron mediante el procedimiento volumétrico utilizando un cono Imhoff; generalmente este procedimiento tiene un límite inferior de medición práctico entre 0,1 y 1,0 ml/l, dependiendo de la composición de la muestra. Para ver los procedimientos completos de todos los análisis véase Rice *et al.* (2012).

the excess of titrant beyond the equivalence point (Rice *et al.*, 2012).

The pH was analyzed by the electrometric method using a pH meter composed of a potentiometer, a glass electrode, a reference electrode, and a temperature-compensating device (Rice *et al.*, 2012). BDO₅ was analyzed using 300 ml glass incubation bottles with flared mouths and ground glass stopper. The samples were entered in a thermostatically controlled air incubator at 20 ± 1 °C, excluding all light to prevent the potential photosynthetic production of dissolved oxygen. Then, an oxygen sensitive membrane electrode was used to measure the dissolved oxygen and determine BDO (Rice *et al.*, 2012).

Total phosphorus was determined through the persulfate oxidation technique. Persulfate oxidation couples with ultraviolet light for a more efficient digestion in an automatized analysis of in-line digestion/determination by flow injection. Measurements of total phosphorus in highly saline samples can be difficult due to the precipitation of large amounts of salt because of digestion techniques that drastically reduce the sample volume. To analyze the total phosphorus in such samples, the total dissolved phosphorus and the total phosphorus in suspension were directly determined, and then the results were added (Rice *et al.*, 2012).

The total nitrogen was determined by the persulfate method, which works by oxidation of all nitrogenous compounds to nitrate. Salinity was determined by the conductivity method, due to its high sensitivity and precision. Finally, settleable solids were analyzed by the volumetric procedure using an Imhoff cone. This procedure generally has a practical measurement lower limit between 0.1 and 1.0 ml/L, depending on the sample composition. To learn about the full analysis procedures, see Rice *et al.* (2012).

Análisis estadístico

Para conocer cuáles variables ambientales poseen mayor incidencia en los esteros del golfo de Fonseca se realizó un análisis descriptivo para conocer el comportamiento de cada una de estas. Fueron realizadas graficas de líneas por variable durante los 16 años, para observar la evolución y los cambios de calidad de agua en los esteros del golfo.

Se obtuvo una matriz de correlaciones y para confirmar la idoneidad de los datos se verificaron adicionalmente su normalidad mediante el análisis de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) y Bartlett (Bartlett, 1951). Bartlett pone a prueba la hipótesis nula de que las variables analizadas no están correlacionadas en la muestra o, dicho de otro modo, las Inter correlaciones entre las variables son cero, con el fin de conocer la factibilidad de la aplicación del análisis de componentes principales (Bartlett, 1951). Además, se aplicó el criterio de Kaise-Meyer-Olkin (KMO) (Kaiser, 1970) que permite valorar el grado en que cada una de las variables es predecible a partir de las demás. EL estadístico KMO varía entre 0 y 1, en el que si $KMO \geq 0,75$ la idea de realizar un ACP es buena; si $0,75 > KMO \geq 0,5$ la idea es aceptable y si $KMO < 0,5$ es inaceptable (Montoya-Suárez, 2007). Todo esto con el objetivo de que los datos puedan usarse de manera confiable y no llegar a conclusiones erradas en la interpretación.

Análisis de componentes principales

El análisis de componentes principales se aplicó a los datos validados para evaluar las asociaciones entre variables, ya que este método evidencia la participación de variables individuales en varios factores de influencia. La matriz de correlación transforma las p variables correlacionadas originales en p variables no correlacionadas (ortogonales) llamadas componentes principales (CP), que son combinaciones lineales ponderadas de las variables originales. La correlación de las PC y las variables originales viene dada por las cargas, y las observaciones individuales transformadas se denominan puntuaciones (Vega *et al.*, 1998; Singh *et al.*, 2004). Realizado el análisis se consideraron sólo las variables que explicaron conjuntamente entre 70 y 80 % de la variación original (Clarke *et al.*, 2014).

Análisis de conglomerados

Se aplicó el análisis de conglomerados jerárquicos para detectar y agrupar sitios de muestreo similares (esteros) y variables fisicoquímicas. El conjunto de datos y la clasificación basada en el sitio de muestreo fue tratado por el método de vinculación de Ward con la distancia euclidiana al cuadrado, como una medida de similitud, para determinar la distancia

Statistical analysis

To know which environmental variables have greater incidence in the Gulf of Fonseca's estuaries, a descriptive analysis was carried out to learn about their behavior. Line graphs per variable were made for the 16 years to observe evolution and changes in the water quality of Gulf of Fonseca estuaries.

A correlation matrix was made, and, in order to confirm data suitability, their normality was also verified through the Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) and Bartlett (Bartlett, 1951) analyses. Bartlett tests the null hypothesis that the analyzed variables are not correlated to the sample, or, in other words, that the inter-correlations between variables are zero, in order to ascertain the feasibility of applying the principal components analysis (Bartlett, 1951). Furthermore, the Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) criterium (Kaiser, 1970) was used, which allows weighing up the extent to which each variable is predictable based on the others. KMO statistic varies between 0 and 1, and, if $KMO \geq 0.75$, making an PCA is a good idea. When $0.75 > KMO \geq 0.5$, this idea is acceptable, and, with $KMO < 0.5$, it is unacceptable (Montoya-Suárez, 2007). All this seeks a reliable use of data, not to arrive at wrong conclusions during interpretation.

Principal components analysis

Principal components analysis was applied to the validated data in order to evaluate the associations between variables, as this method evidences the participation of several individual variables in various incidence factors. The correlation matrix transforms the original p-correlated variables into p-non-correlated variables (orthogonal), which are called principal components (MC), which are weighed linear combinations of the original variables. The correlation of MCs and the original variables is given by loads, and the transformed individual observations are called scores (Vega *et al.*, 1998; Singh *et al.*, 2004). Once the analysis was carried out, only the variables that jointly explained between 70 and 80 % of the original variation (Clarke *et al.*, 2014) were considered.

Cluster analysis

Hierarchical clustering analysis was applied to detect and group similar sampling sites (estuaries) and physic-chemical variables. Data set and classification based on the sampling site were treated via Ward's linkage method with squared Euclidean distance, as a measure of similarity, in order to determine the distance between groups, and data were synthesized in dendrograms (Ward, 1963). Ward's

entre grupos y los datos se sintetizaron en dendrogramas (Ward, 1963). El método de Ward utiliza un enfoque de análisis de varianza para evaluar las distancias entre los conglomerados. Este método minimiza la suma de cuadrados de dos grupos (hipotéticos) cualesquiera derivados en cada paso del análisis (Giridharan *et al.*, 2009). Todos los gráficos y análisis se realizaron utilizando el lenguaje estadístico R Estudio core team versión 4.0.5.

RESULTADOS

Las variaciones sugieren que las variables fisicoquímicas (Tabla 1) se ven afectados por los años y el área de los muestreos. El conjunto de datos incluyó muestreos de agua entre 2000 y 2015. El promedio de las concentraciones de siete parámetros en las ocho ubicaciones de muestreo se presenta en la Tabla 2

Tabla 1. Variables fisicoquímicas analizadas. Se indican los límites máximos permitidos y sus normas de referencias utilizadas en su análisis. 1 Rivera-Castro *et al.* (2020), 2 Mateus *et al.* (2019), 3 MAE (2015), 4 CONAMA (2004), 5 Boyd (2003), 6 Boyd y Green (2002), 7 Boyd y Gautier (2000).

method uses an analysis of variance approach to evaluate the distances between clusters. This method minimizes the sum of squares of any two groups (hypothetical) derived in each step of the analysis (Giridharan *et al.*, 2009). All graphs and analyses were made using the statistical language R Studio core team version 4.0.5

RESULTS

Variations suggest that physical-chemical variables (Table 1) are affected by years and sampling areas. The data set included water sampling between 2000 and 2015. The average concentrations of seven parameters in the eight sampling locations is shown in Table 2.

Table 1. Analyzed physical-chemical variables. Maximum permitted limits and their reference norms used in the analyses are indicated. 1 Rivera-Castro *et al.* (2020), 2 Mateus *et al.* (2019), 3 MAE (2015), 4 Conama (2004), 5 Boyd (2003), 6 Boyd and Green (2002), 7 Boyd and Gautier (2000).

Variables fisicoquímicas / Physical-chemical variables	Unidad / Unit	Límites permitidos / Permitted limits	Norma referencia / Reference norm
pH	Unidad de pH / pH unit	6.00-9.5	1, 3, 4, 5, 6, 7
DBO₅	mg/l	<30	1, 4, 5, 7
Alcalinidad / Alkalinity	mg/l	> 20	1
Nitrógeno total / Total Nitrogen	mg/l	<10	6
Fosforo total / Total Phosphorous	mg/l	0.001-0.5	2, 5, 6, 7
Salinidad / Salinity	ppt	No debe aumentar por encima de 0.5 ppt en agua dulce. No hay límites recomendados para agua marinas o salobres. / Should not increase beyond 0.5 ppt in freshwater. No recommended limits for marine or salty water.	6
Solidos sedimentables / Settleable solids	ml/l	1	1

Los promedios de pH para los esteros oscilan entre 7,29 y 7,66, los cuales, están dentro de los límites permitidos. No obstante, se manifiestan valores mínimos de 5,31 en Perejiles y El Garcero, 4 en La Jagua y 5,98 en Berbería, encontrándose por debajo del límite máximo permitido (Tabla 2). En cuando al DBO₅ los promedios oscilan entre 5,62 mg/l y 21,92 mg/l. Sin embargo, todos los esteros tienen valores máximos que sobrepasan el límite permitido, siendo el valor más alto de 126 mg/l en el Garcero (Tabla 2).

Los promedios más altos para alcalinidad se encuentran en los esteros San Bernardo 145,07 mg/l, El Garcero

The averages for pH in estuaries vary between 7.29 and 7.66, which are within permitted limits. However, minimum values of 5.31 appear in the esteros Perejiles and El Garcero, 4 in La Jagua, and 5.98 Berbería, which are below the minimum permitted limit (Table 2). Regarding BDO₅, averages vary between (5.62) and (21.92) mg/l. However, all estuaries have maximum values above the permitted limit, with the highest at 126 mg/l in estero Garcero (Table 2).

The highest averages for salinity are in estuaries San Bernardo (145.07), El Garcero (145.08), and Perejiles

145,08 mg/l y Perejiles 171,87 mg/l. Los valores máximos oscilan entre 229,44 y 624,25 mg/l, siendo los esteros San Bernardo, Perejiles, Berbería y La Jagua los valores más altos. A su vez se encontraron bajos niveles de alcalinidad en los esteros El Garcero y Berbería con valores menores de 20 mg/l, por debajo del límite máximo permitido (Tabla 2).

Los promedios generales para la variable fósforo total oscilan entre 0,08 y 0,36 mg/l. Todos los esteros presentaron valores altos sobre los límites permitidos excepto Barrancones (0,27 mg/l). Los valores mínimos oscilan entre 0 y 0,13 mg/l, los cuales están dentro de los rangos (Tabla 1 y 2). Para la variable nitrógeno total los promedios variaron entre 0,36 y 1,94 mg/l. A su vez, todos los esteros se encuentran con valores máximos dentro de los rangos permisibles excepto Perejiles con 18,58 mg/l (Tabla 2).

Los promedios referidos a sólidos sedimentables variaron entre 0,06 y 0,87 ml/l. Todos los esteros excepto Barrancones (0,4 ml/l) obtuvieron valores altos sobre los límites permitidos, siendo Perejiles (16 ml/l) el del valor más alto (Tabla 2).

Tabla 2. Valores máximos, mínimos y promedios generales de 16 años para las variables fisicoquímicas analizadas en los esteros del golfo de Fonseca entre 2000 y 2015. M: Máximo, \bar{X} : Promedio, m: mínimo.

Variables fisicoquímicas / Physic-chemical variables	Unidad / Unit	Esteros / Esteros																										
		El Garcero			San Bernardo			Los Perejiles			Barrancones			La Jagua			Pedregal			Purgatorio			Berbería					
		M	\bar{X}	m	M	\bar{X}	m	M	\bar{X}	m	M	\bar{X}	m	M	\bar{X}	m	M	\bar{X}	m	M	\bar{X}	m	M	\bar{X}	m			
pH	Unidad de pH / pH unit	8.73	7.31	5.31	8.72	7.56	6.21	8.69	7.66	5.31	8.15	7.59	6.06	8.34	7.29	4	8.78	7.29	6.15	9.21	7.42	6.13	9.05	7.49	5.98			
DBO₅	mg/l	126	21.92	1.05	99.2	18.02	0.8	85.2	16.28	0.7	41.2	5.62	0.7	61.6	12.78	0.8	49.4	11.19	0.6	82.8	9.97	0.8	124.2	17.15	0			
Alcalinidad / Alkalinity	mg/l	278.46	145.08	7.59	443.48	145.07	47.25	624.25	171.87	44.22	234.35	115.21	27.68	624.25	138.9	54.27	229.44	129.48	60	292.6	136.91	50	431	143.98	0			
Nitrógeno total / Total Nitrogen	mg/l	6.92	1.8	0.12	6.04	1.71	0.21	18.57	1.94	0.19	1.07	0.36	0.01	8.54	1.4	0.15	7.28	1.44	0.19	3.8	1.01	0.11	6.43	1.3	0			
Fósforo total / Total Phosphorous	mg/l	1.34	0.3	0.13	1.01	0.33	0.03	1.71	0.36	0	0.27	0.08	0.01	1.18	0.27	0.04	1.17	0.28	0.07	0.74	0.19	0.02	1.88	0.26	0			
Salinidad / Salinity	ppt	51.7	19.72	0.3	53	22.34	0.4	57	22.8	0.6	37.6	30.02	3	44.3	21.35	0.1	45.1	19.96	0.1	49.7	19.34	0.1	50.8	25.9	0.4			
Sólidos sedimentables / Settleable solids	ml/l	10	0.59	0.01	4.5	0.64	0	16	0.9	0	0.4	0.06	0	10	0.87	0.05	5	0.65	0	8.5	0.52	0.05	5.25	0.31	0			

(171.87). Maximum values vary between 229.44 and 624.25, with the highest values in estuaries San Bernardo, Perejiles, Berbería, and La Jagua. In turn, low alkalinity levels were found in estuaries El Garcero and Berbería, with values of less than 20 mg/l, below the maximum permitted limit (Table 2).

The general averages for total phosphorus vary between 0.08 and 0.36 mg/l. All estuaries show high values that are above the permitted values, except Estero Barrancones with 0.27 mg/l. Minimum values vary between 0 and 0.13 mg/l, which are within the ranges (Table 1 and 2). For the Total Nitrogen variable, averages vary between 0.36 and 1.94 mg/l. In turn, all estuaries show maximum values that are within the permitted values, except Estero Perejiles with 18.58 mg/l (Table 2).

Averages regarding settleable solids vary between 0.06 and 0.87 ml/l. All estuaries except Estero Barrancones (0.4 ml/l) obtained high values that were above the permitted limits, with the highest value in Estero Perejiles (16 ml/l) (Table 2).

Table 2. Maximum and minimum values, and general averages for 16 years for the physical-chemical variables analyzed in estuaries of Gulf of Fonseca between 2000 and 2016. M: Maximum, \bar{X} : Average, m: minimum.

Las variaciones temporales de las variables fisicoquímicas se muestran en la Figura 3. La alcalinidad muestra variaciones entre esteros con valores entre 129,63 mg/l y 246,44 mg/l. Perejiles (246,44 mg/l) tiene los valores más altos, a su vez, los esteros La Jagua y San Bernardo aumentan sus concentraciones de alcalinidad con los valores más altos en 2015. El nivel más bajo se encontró en Purgatorio con 77,22 mg/l en 2011; no obstante, no se encuentran por debajo de los límites permitidos.

Se manifiestan dos puntos fuera de los rangos permitidos de pH con valores de 5,11 en Pedregal en 2009 y San Bernardo, 10,11 en 2011. En su mayor parte el pH se mantuvo dentro de los límites aceptables. En cuanto al DBO₅, todos los esteros aumentan el DBO₅ desde 2000 hasta 2015. Los niveles más bajos de DBO₅ a lo largo del tiempo se encontraron en los esteros Barrancones, Perejiles y Purgatorio, los cuales no sobrepasan los límites permisibles. En contraste con los esteros San Bernardo, El Garcero, Berbería y La Jagua tienen los valores más altos que sobrepasan los límites permisibles a lo largo del tiempo (Figura 3).

Los promedios de salinidad entre 2000 y 2015 variaron entre 19,34 y 30,02 con valores máximos de 57 en Perejiles y en Berbería; a su vez los valores mínimos estuvieron en esteros La Jagua y Pedregal con niveles de 0,1 (Tabla 2). Los mayores rangos de salinidad a lo largo del tiempo variaron entre 7,71 y 34,30. El nivel más alto se encontró en La Jagua con 34,30 en 2011 y Purgatorio obtuvo el nivel más bajo con 7,71 en 2000 (Figura 3).

Los registros más altos de fosforo total en los esteros se observan en El Garcero (0,56 mg/l), Pedregales (0,60 mg/l), Perejiles (0,52 mg/l en 2013) y San Bernardo (0,54 mg/l en 2008 y 0,55 mg/l en 2013); estos valores están registrados fuera de los límites permisibles. Para nitrógeno total hay un aumento considerable de esta variable desde 2000 a 2015: estero El Garcero (4,45 mg/l), Pedregales (4,15 mg/l), La Jagua (5,04 mg/l), Perejiles (3,61 mg/l) y San Bernardo (3,84 mg/l) fueron los esteros con los valores más altos de nitrógeno total en 2015. Barrancones mantuvo un nivel constante de nitrógeno total donde sus valores no superaron niveles mayores de 1 mg/l durante los 16 años.

Los datos referidos a los sólidos sedimentales muestran valores altos en los primeros años y luego un descenso en los últimos años. Los esteros El Garcero 1,12 ml/l en 2004, 1,50 ml/l en 2007, 1,03 ml/l en 2010, Estero Pedregales 1,28 ml/l en 2001, 1,02 ml/l en 2007, Estero La Jagua 1,95 ml/l en 2000, 2,16 ml/l en 2001, 1,15 ml/l en 2002, 1,93 ml/l en 2003, 1,58 ml/l en 2004, 1,15 ml/l en 2006; Estero Purgatorio: 1,04 ml/l en 2001, 1,22 ml/l en 2004; Estero San Bernardo:

The temporal variation of the physical-chemical variables is shown in Figure 3. Alkalinity shows variations between estuaries, with values between 63 and 246.44 mg/l. Estero Perejiles has the highest values. In turn, estuaries La Jagua and San Bernardo increase their alkalinity concentrations with the highest values in 2015. The lowest level was found in Estero Purgatorio, with 77.22 mg/l in 2011, although it is not below the permitted limits.

Two points are outside the permitted pH limits, with values of 5.11 in Estero Pedregal in 2009 and Estero San Bernardo, with 10.11 in 2011. Most pH levels stayed within acceptable limits. Regarding BDO₅, all estuaries show an increase in BDO₅ from 2000 until 2015. The lowest BDO₅ values over time were found in esteros Barrancones, Perejiles, and Purgatorio, which do not surpass the permitted limits, in contrast with esteros San Bernardo, El Garcero, Berbería, and La Jagua, which have the highest values, surpassing the permitted limits over time (Figure 3).

Salinity averages between 2000 and 2015 varied from 19.24 to 30.02, with maximum values of 57 in Estero Perejiles and 50.8 in Berbería. In turn, the minimum values were in esteros La Jagua and Pedregal, with levels of 0.1 ppt (Table 2). The highest salinity values over time varied between 34.30 and 7.71 ppt. The highest level was found in Estero La Jagua, with 34.40 in 2011, and Estero Purgatorio obtained the lowest value, with 7.71 in 2000 (Figure 3).

The highest total phosphorus values of the estuaries were observed in El Garcero (0.56 mg/l), Pedregales (0.60 mg/l), Perejiles (0.52 mg/l in 2013), and San Bernardo (0.54 mg/l in 2008), and (0.55 mg/l in 2013). These values are outside the permitted limits. As for total nitrogen, there is a considerable increase of this variable from 2000 to 2015. Estero El Garcero (4.45 mg/l), Pedregales (4.15 mg/l), La Jagua (5.04), Perejiles (3.61 mg/l), and San Bernardo (3.84 mg/l) were the estuaries with the highest values of total nitrogen in 2015. Estero Barrancones kept a constant level of total nitrogen, for its values did not exceed levels greater than 1 mg/l for the 16 years.

The data regarding settleable solids show high values in the first years, and then a decrease in the last years: Estero El Garcero: 1.12 ml/l in 2004, 1.50 ml/l in 2007, 1.03 ml/l in 2010; Estero Pedregales: 1.28 ml/l in 2001, 1.02 ml/l in 2007; Estero La Jagua: 1.95 ml/l in 2000, 2.16 ml/l in 2001, 1.15 ml/l in 2002, 1.93 ml/l in 2003, 1.58 ml/l in 2004, 1.15 ml/l in 2006; Estero Purgatorio: 1.04 ml/l in 2001, 1.22 ml/l in 2004; Estero San Bernardo:

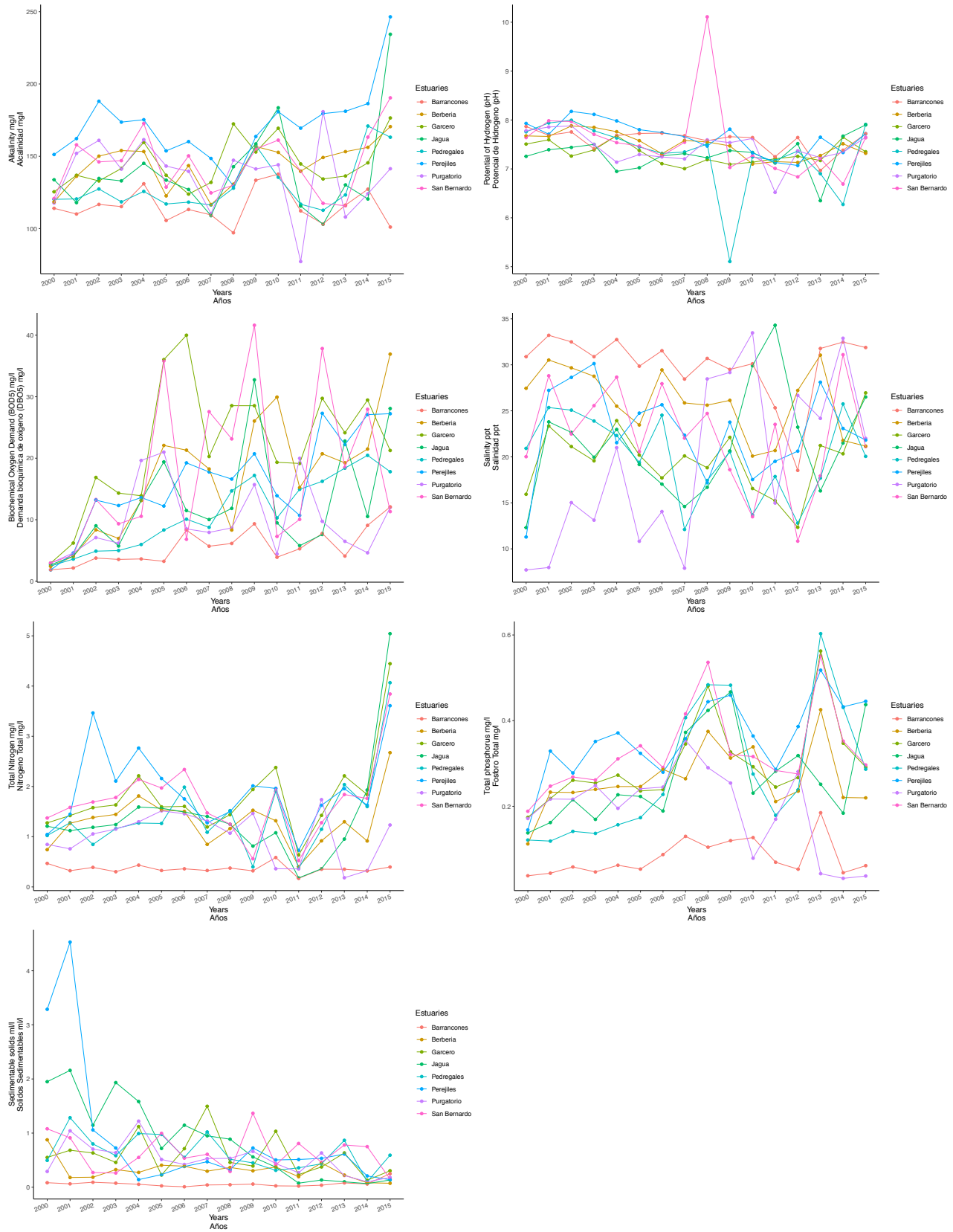


Figura 3. Variaciones anuales de las variables fisicoquímicas de calidad del agua en los esteros del golfo de Fonseca.

Figure 3. Annual variations of the physical-chemical variables of water quality in Gulf of Fonseca estuaries.

2002, 1,93 ml/l en 2003, 1,58 ml/l en 2004, 1,15 ml/l en 2006, Estero Purgatorio 1,04 ml/l en 2001, 1,22 ml/l en 2004, Estero San Bernardo 1,08 ml/l en 2000, 1,37 ml/l en 2009 y Estero Perejiles 3,29 ml/l en 2000, 4,53 ml/l en 2001 y 1,06 ml/l en 2002 fueron los esteros y años con los valores que excedieron los límites máximos permitidos, en contraste, el estero Barrancones fue el único sitio donde no hubo valores fuera de los máximos permisibles (Tabla 1, Figura 3).

En general, los esteros con los valores más altos sobre los límites permisibles de las variables fisicoquímicas fueron Perejiles, El Garcero, San Bernardo y Pedregales. Por otro lado, los esteros muestreados en el golfo de Fonseca colindan con la extensión de fincas camaroneras (Figura 4), sin embargo, en esta zona, aun no se ha establecido un estándar de calidad del agua para aguas superficiales de esteros.

En la matriz de correlación policórica, la variable salinidad y pH presenta valores bajos, lo que indica que no existe una sólida correlación con el resto de los parámetros. Por el contrario, puede observarse algunas posibles instancias de correlación entre los indicadores potenciales. Concretamente, las variables Nitrógeno total-Alcalinidad, Alcalinidad-Fosforo total, Nitrógeno total-Fosforo total, Nitrógeno total-DBO₅ y Fosforo total- DBO₅ tienen correlación con un coeficiente de 0,67, 0,46, 0,49, 0,36 y 0,54 respectivamente.

1.08 ml/l in 2000, 1.37 ml/l in 2009; Estero Perejiles: 3.29 ml/l in 2000, 4.53 ml/l in 2001, and 1.06 ml/l in 2002. These were the estuaries and years with values exceeding the permitted limits. In contrast, Estero Barrancones was the only place without values that were outside the maximum permitted limits (Table 1, Figure 3).

In general, estuaries with the highest values above the permitted limits regarding the physical-chemical variables were Perejiles, El Garcero, San Bernardo, and Pedregales. On the other hand, the samples of estuaries in the Gulf of Fonseca adjoin with the extension of shrimp farms (Figure 4). However, a water quality standard for the superficial water of estuaries has not been established for this area.

Regarding the polychoric correlation, salinity and pH show low values, which indicates that there is no solid correlation with the other parameters. On the contrary, some possible correlation instances between the potential indicators can be observed. In concrete, Total Nitrogen-Alkalinity, Alkalinity-Total Phosphorus, Total Nitrogen-Total Phosphorus, Total Nitrogen-BDO₅, and Total Phosphorus-BDO₅ are correlated with coefficients 0.67, 0.46, 0.49, 0.36, and 0.54, respectively.

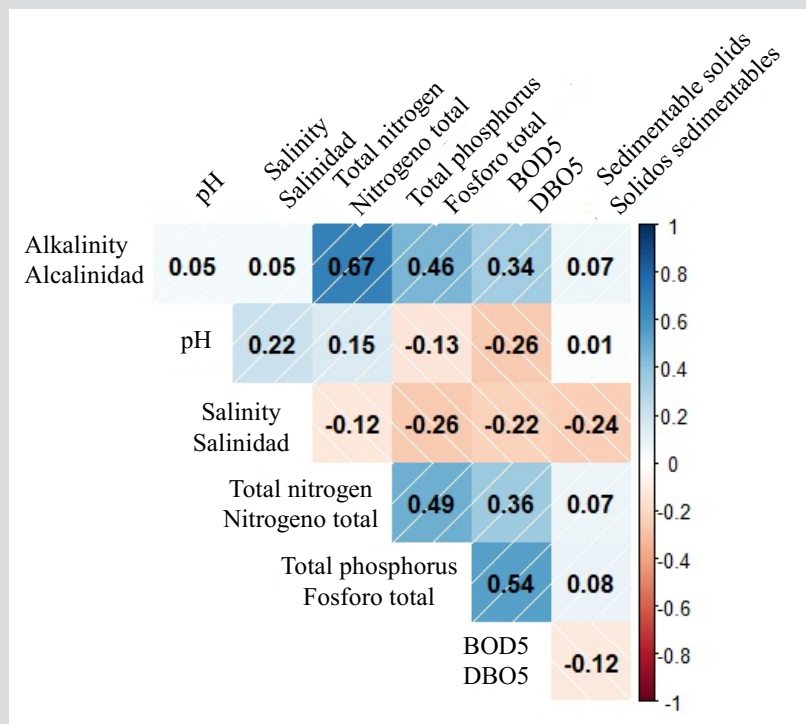


Figura 4. Matriz de correlación y significancia de las variables fisicoquímicas de calidad de agua.

Figure 4. Correlation matrix and significance of the physical-chemical variables of water quality.

A partir de la matriz de correlación, se realizó la prueba de esfericidad de Bartlett que contrasta la hipótesis nula de que la matriz de correlaciones es una matriz identidad, en cuyo caso no existirían correlaciones significativas entre las variables y el ACP no sería pertinente. Consiste en una estimación de Chi-cuadrado a partir de una transformación del determinante de la matriz de correlaciones, si las variables no están inter-correlacionadas, entonces debe presentar un valor (significancia) superior al límite de 0,05 (Montoya-Suárez, 2007). En este estudio (Tabla 3) presentó un valor de 0,00 lo cual nos indica que la matriz de datos es válida para continuar con el proceso de ACP.

A partir de este resultado, se realizó la medida de adecuación muestral KMO, que contrasta si las correlaciones parciales entre las variables son suficientemente pequeñas. Permite comparar la magnitud de los coeficientes de correlación observados con la magnitud de los coeficientes de correlación parcial. En este estudio, los análisis del valor del índice de KMO obtenido es de 0,69 es un indicativo de la validez de la aplicación al caso del ACP.

Tabla 3. Prueba de KMO y test de esfericidad de Bartlett.

Medida Kaiser-Meyer-Olkin para adecuación muestra / Kaiser-Meyer-Olkin measurement for sampling adequation	0.69
Test de esfericidad de Bartlett / Bartlett's Sphericity Test	Aprox. Chi cuadrado / Aprox. Chi squared: 325.1262
	df: 36
Significancia / Significance	0.00

Para el ACP, el estudio de la proporción de varianza explicada muestra que los primeros tres componentes recogen la mayor parte de la información (35,8 %, 20,1 % y 16,7 %), decayendo la varianza en las sucesivas componentes. Sin embargo, estas comprenden 72,6 % de la varianza. Según Clarke *et al.* (2014), un ACP debe explicar 70 % o más de las variaciones iniciales en un conjunto de datos. De acuerdo con esto, las tres primeras componentes se mantienen en su conjunto representando el total de la varianza (Figura 5).

Las cargas de los componentes correspondientes figuran en la Tabla 4. El componente 1, que explica 35,8 % de la varianza total, tiene una carga positiva fuerte en fósforo total, nitrógeno total, alcalinidad y DBO₅, que puede interpretarse como exceso de nutrientes en el agua de los esteros. Por otra parte, el componente 2 explica 20,1 % de la varianza total y tiene carga positiva moderada en salinidad y pH. El componente 3 explica 16,7 % de la varianza total y

From the correlation matrix, Bartlett's Sphericity Test was made, which contrasts the null hypothesis that the correlation matrix is an identity matrix, in which case no significant correlations would exist between variables and PCA would not be relevant. It consists of a Chi-squared estimation from a transformation of the correlation matrix determinant. If the variables are not inter-correlated, then it must show a value (significance) greater than the 0.05 limit (Montoya-Suárez, 2007). In this study (Table 3), it showed a value of 0, which indicates that the data matrix is valid to continue the PCA process.

From this result, a measurement of the KMO sampling adequation was made, which contrasts if the partial correlations between variables are small enough. It allows comparing the magnitude of the observed correlation coefficients to the magnitude of the partial correlation coefficients. In this study, the analysis of the obtained KMO index reports 0.69, which indicates the validity of the application of the PCA.

Table 3. KMO test and Bartlett's Sphericity Test.

For the PCA, the study of the variance proportion explained shows that the first three components get most of the information (35.8, 20.1, and 16.7 %), with a decrease in variance in the successive components. However, they cover 72.6 % of the variance. According to Clarke *et al.* (2014), a PCA must explain more than 70 % of the initial variations in a data set. According to this, the first three components remain together, representing the total variance (Figure 5).

The loads of corresponding components are shown in Table 4. Component 1, which explains 35.8 % of the total variance, has a strong positive load of total phosphorus, total nitrogen, alkalinity, and BDO₅, which can be interpreted as an excess of nutrients in the estuaries' water. On the other hand, component 2 explains 20.1 % of the variance and has moderate positive load in salinity and pH. Component 3 explains 16.7 % of the total variance and is dominated by a strong positive load on settleable solids. Therefore, it

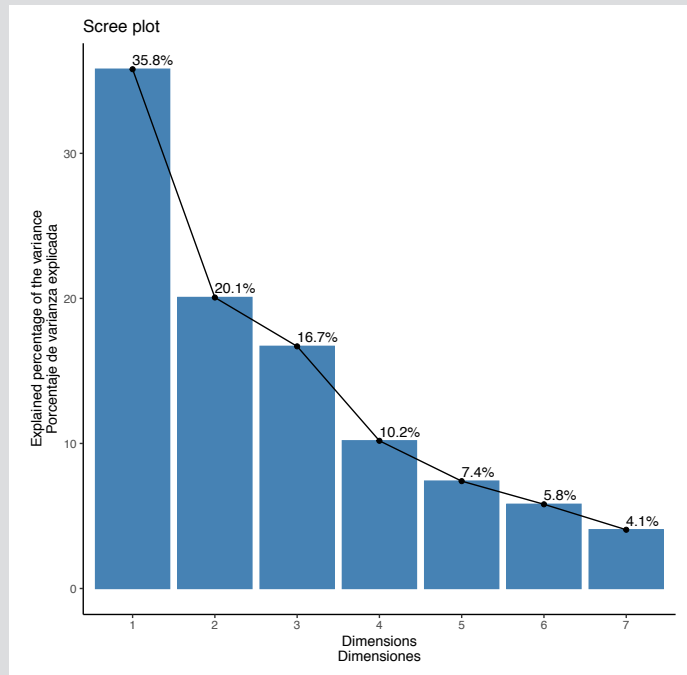


Figura 5. Proporción de varianza explicada por componentes.

Figure 5. Proportion of variance explained by the components

está dominado por una fuerte carga positiva sobre los sólidos sedimentables. Por lo tanto, representa el nivel de materiales orgánicos e inorgánicos en los esteros (Tabla 2).

represents the level of organic and non-organic materials in estuaries (Table 2).

Tabla 4. Cargas de las variables de calidad de agua en los siete componentes principales para el conjunto de datos completo

Table 4. Load of water quality variables in seven principal components for the full data set

Variables	Componente / Component 1	Componente / Component 2	Componente / Component 3
Alcalinidad / Alkalinity	0.477	0.351	0.02
pH	-0.087	0.623	0.307
Salinidad / Salinity	-0.204	0.556	-0.341
Nitrógeno total / Total Nitrogen	0.498	0.317	0.126
Fosforo total / Total Phosphorus	0.515	-0.098	-0.027
DBO ₅	0.453	-0.212	-0.351
Sólidos sedimentables / Settleable solids	0.071	-0.156	0.806

Dentro de la contribución del componente principal 1, se observa que la línea discontinua indica el valor medio de contribución (Figura 6). Para un determinado componente, una variable con una contribución mayor a este límite puede considerarse importante a la hora de contribuir a este componente. En esta representación el fosforo total, el nitrógeno, DBO₅ y la alcalinidad son las que más contribuye a la CP1 y salinidad, pH y solidos sedimentables los que menos contribuyen.

Regarding the contribution of principal component 1, it is seen that the discontinuous line indicates the contribution mean value (Figure 6). For a determined component, a variable with a contribution greater than this limit can be considered important when contributing to this component. In this representation, total phosphorus, nitrogen, BDO₅, and alkalinity are the main contributors to PC1, and salinity, pH, and settleable solids contribute the least.

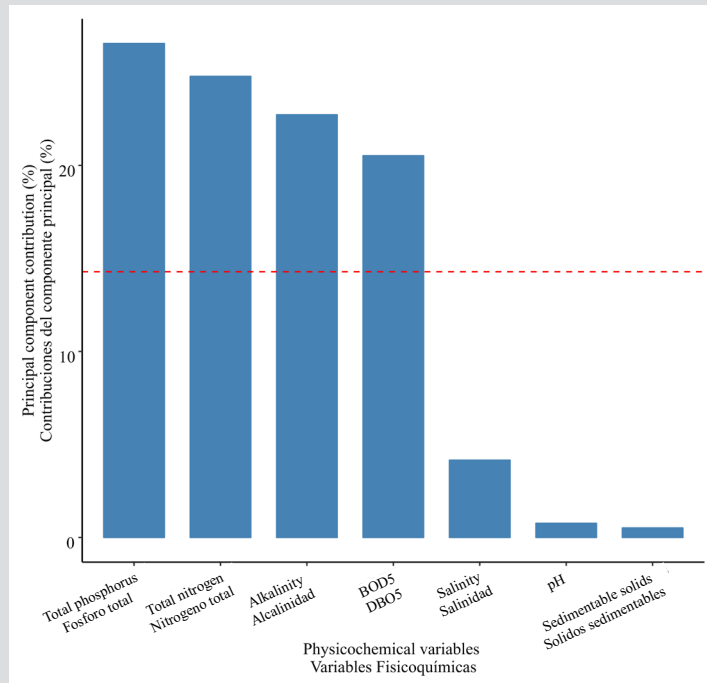


Figura 6. Contribuciones en el primer componente principal.

Figure 6. Contributions of the first principal component.

El círculo de correlación indicado en el eje inferior e izquierdo representan la escala de valores de los *scores* o puntuaciones de las observaciones, mientras que el eje superior y derecho representan la escala de los *loadings* o cargas, comprendidas en un rango (-1, 1). Las variables alcalinidad, fosforo total, DBO₅ y nitrógeno total son las que más contribuyen al componente 1, por lo que son las variables más correlacionadas, mientras que los sólidos sedimentables es la más pobremente representada en el componente 1 y 2. Por otro lado, la salinidad y el pH se correlacionan negativamente con el fósforo total y DBO₅ (Figura 7).

Los biplots del componente principal se muestran en la Figura 8. Las desviaciones estándar de la alcalinidad, nitrógeno y fosforo total son ligeramente mayores que la DBO₅, pH y salinidad, mientras que la desviación estándar de los sólidos sedimentables es cercana a 0. Esto es así porque la carga de los sólidos sedimentables es casi baja en los componentes 1 y 2. Además, la alcalinidad está correlacionada positivamente con el nitrógeno total, sin embargo, el nitrógeno total se encuentra correlacionados negativamente la salinidad. Esto permite interpretar la relación entre las variables, por ejemplo, los puntos 48 en estero La Jagua y 96 en Perejiles que se encuentran hacia el extremo derecho de la ordenación tienen altos niveles de nitrógeno total, mientras que los puntos 102, 98 y 99 en estero Barrancones que se encuentran del lado izquierdo tienen baja concentración de nitrógeno y alcalinidad (Figura 8B).

The indicated correlation circle in the left and inferior axis represents the value scale or *scores* of observations, while, in the upper and right axis, it represents the loadings scale in a range (-1, 1). The variables alkalinity, total phosphorus, BDO₅, and total nitrogen are the main contributors to component 1 because they are the most correlated variables, while settleable solids is the most poorly represented in components 1 and 2. On the other hand, salinity and pH are negatively correlated with total phosphorus and BDO₅ (Figure 7).

Biplots of the principal component are shown in Figure 8. The standard deviation of alkalinity, total nitrogen, and phosphorus is slightly greater than BDO₅, pH, and salinity, while the standard deviation of settleable solids is almost low in components 1 and 2. Besides, alkalinity is positively correlated with total nitrogen. However, total nitrogen is negatively correlated with salinity. This allows interpreting the relationship between variables. For instance, spots 48 in Estero La Jagua and 96 in Perejiles, located towards the right edge of the order, have high levels of total nitrogen, while spots 102, 98, and 99 in Estero Barrancones, located towards the left side, have low concentrations of nitrogen and alkalinity (Figure 8B).

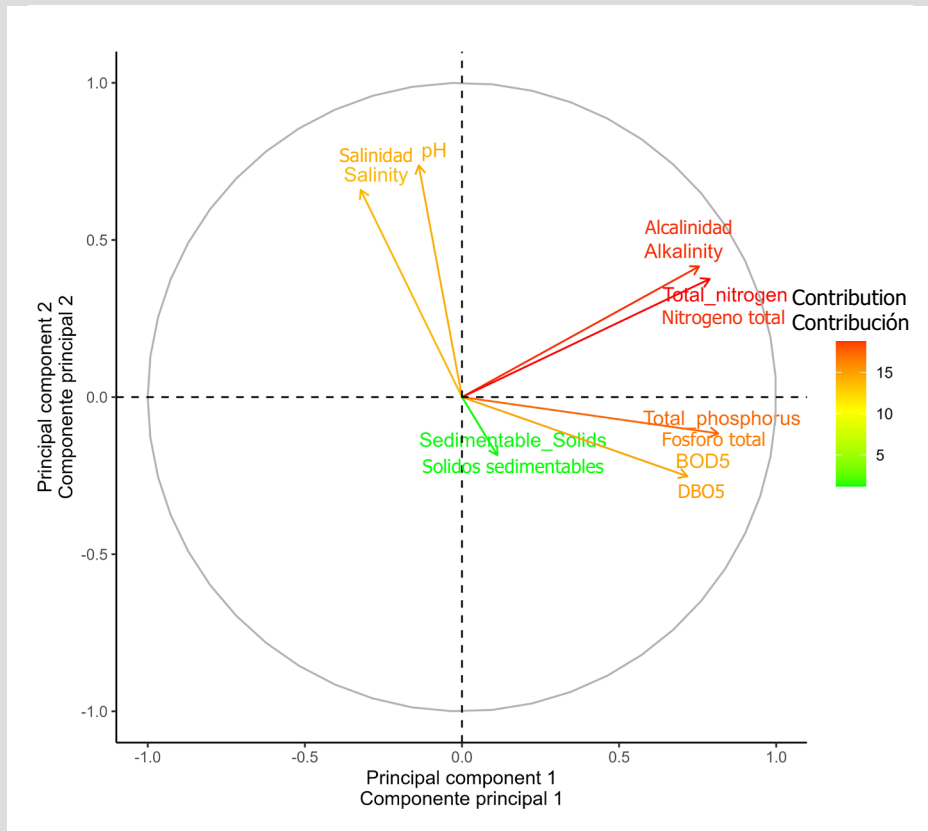


Figura 7. Círculo de correlación unitario aplicado a variables de calidad de agua que muestra la calidad de la representación de las variables.

Figure 7. Unitary correlation circle applied to water quality variables showing the quality of the variables' representation.

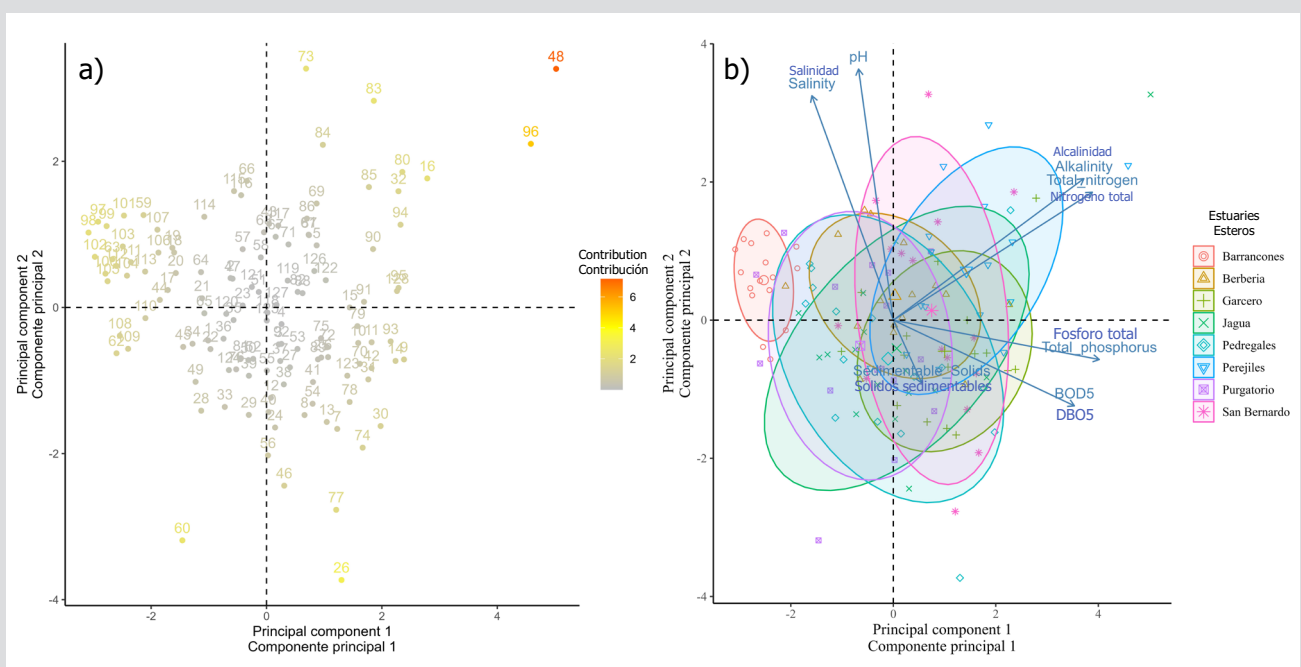
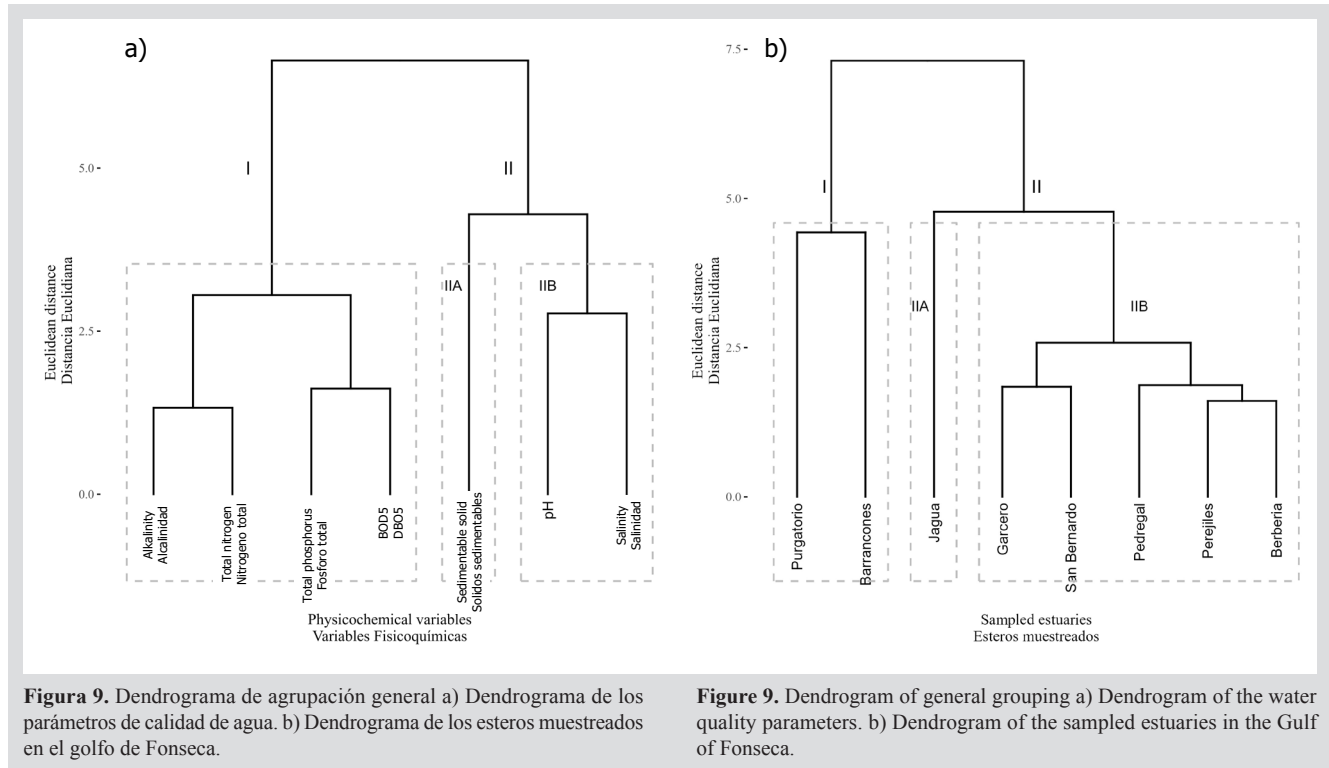


Figura 8. Biplot resultante del componente principal aplicado a las variaciones interanuales de calidad de agua en los esteros del golfo de Fonseca. A. Componente principal individual por puntos. B. Componente principal por esteros agrupados con elipses.

Figure 8. Resulting biplot of the principal component applied to the year-to-year variations of water quality in Gulf of Fonseca estuaries. A. Individual principal component by spots. B. Principal component by estuaries grouped with ellipses.

En el análisis de conglomerados, las observaciones se aglomeraron en dos grupos I y II. El grupo I, se subdividió en IA compuesto por Alcalinidad y Nitrógeno total, que, junto con el fósforo total y la DBO₅, se aglomeran en subgrupo IB. El grupo II se subdividió en dos subgrupos IIA compuesto por sólidos sedimentables y IIB compuesto por pH y salinidad. (Figura 9A).

In the cluster analysis, observations were gathered in two groups: I and II. Group I was subdivided into IA, composed of Alkalinity and Total Nitrogen, which, together with Total Phosphorus and BDO₅, are gathered in group IB. Group II was subdivided into two groups: IIA, composed of settleable solids, and IIB, composed of pH and salinity (Figure 9A).



El dendrograma de las ocho estaciones de muestreo del golfo de Fonseca se muestra en la Figura 9B. En el grupo I comprende los esteros Purgatorio y Barracones, que como se observa en los gráficos de línea (Figura 3) fueron los sitios con niveles más bajos de nitrógeno total, fósforo total, DBO₅ y alcalinidad es decir los sitios con niveles bajos de nutrientes. El grupo II, se subdividió en dos subgrupos, el subgrupo IIA compuesto por el estero La Jagua, el subgrupo IIB compuesto por los esteros El Garcero, San Bernardo, Pedregales, Perejiles y Berbería.

The dendrogram of the eight sampling stations in the Gulf of Fonseca is shown in Figure 9B. Group I includes Esteros Purgatorio and Barracones, which, as seen in line graphs (Figure 3), were the places with the lowest levels of total nitrogen, total phosphorus, BDO₅, and alkalinity, that is, the places with the lowest levels of nutrients. Group II was subdivided into two groups: subgroup IIA, composed of estero La Jagua, and subgroup IIB, composed of Esteros El Garcero, San Bernardo, Pedregales, Perejiles, and Berbería.

Por otro lado, el componente principal individual (Figura 8) muestra la similitud entre cualquier muestra y el conjunto de datos completo, como lo ilustra el dendrograma (Figura 9A). 128 puntos (Figura 8A) se agruparon en dos grupos. Los sitios del Grupo I incluyen ubicaciones de muestreo en los esteros Barracones y Purgatorio. Los sitios del grupo II obtuvieron los puntajes más altos del componente 1 e incluyeron ubicaciones de los Esteros El Garcero, Perejiles, Pedregales, La

On the other hand, the individual principal component (Figure 8) shows the similarity between any sample and the full dataset, as illustrated by the dendrogram (Figure 9A). 128 spots (Figure 8A) were grouped into two groups. Group I sites include sampling locations in Esteros Barracones and Purgatorio. Group II sites obtained the highest scores of components 1 and included locations mostly in Esteros El Garcero, Perejiles, Pedregales, La Jagua, Berbería, and San Bernardo. This analysis of conglomerates helped to

Jagua, Berbería y San Bernardo en su mayoría. Este análisis de conglomerados ayudó a confirmar la disposición de las ubicaciones a lo largo del eje componente principal 1 (Figura 8B).

DISCUSIÓN

El análisis de componentes principales se aplicó al conjunto de datos para los ocho sitios de muestreo diferentes y se demarcaron mediante la técnica de conglomerados para identificar y agrupar las variables con los sitios de muestreo. El análisis revela que existe variabilidad en los esteros, donde el ACP evalúa la asociación entre las variables de la calidad de agua (Kazi *et al.*, 2009) siendo explicada por los variables nitrógeno total, fósforo total, alcalinidad y DBO₅ con 35,8 % de la varianza, como componente principal uno. Esto puede observarse en los gráficos de línea (Figura 3), lo cual, está relacionado con las actividades antropogénicas del área.

Las áreas estuarinas estudiadas han experimentado un crecimiento de lagunas de producción, como San Bernardo y Pedregal, centros de desarrollo de grandes inversiones de producción de camarón (Figura 2) (Ward, 2000; Boyd y Green, 2002; Promangle, 2002; Green y Ward, 2011). Los efluentes de estanques de acuicultura están enriquecidos con nutrientes como nitrógeno, fósforo, materia orgánica y sólidos suspendidos totales, lo que aumenta la cantidad de nutrientes en el agua del ecosistema de destino (Cardoso-Mohedano *et al.*, 2016), por lo que indica que las fluctuaciones de las variables físico-químicas están influenciadas por estas actividades (Caviedes-Sánchez *et al.*, 2016). No obstante, los esteros están sujetos a fuertes cambios espaciotemporales que interfieren en la capacidad para diferenciar el efecto de los estresores naturales con el de los impactos antropogénicos.

En ese sentido, la calidad del agua en los esteros del golfo de Fonseca está directamente influenciada por la variación estacional de la descarga de los ríos y la escorrentía de las cuencas (Boyd y Green, 2002; Fernandes *et al.*, 2018; Clark *et al.*, 2022). Por ejemplo, el río Choluteca aporta al golfo de Fonseca una cantidad de nutrientes negativamente superior al cultivo de camarones (Carbonell *et al.*, 1998). En este río también se desarrolla una serie de actividades productivas agropecuarias que generan contaminación por el uso excesivo de agroquímicos (Pineda-Portillo, 2001; CATIE, 2008). Esto es crítico, debido a que Choluteca es uno de los departamentos más afectados por variaciones del clima y las bajas precipitaciones o las condiciones de sequía exacerban los problemas de calidad del agua en los esteros del golfo de Fonseca (Boyd y Green, 2002; del Cid Gómez y Cáceres, 2017; Delgado,

confirm the locations dispositions along the axis of principal component 1 (Figure 8B).

DISCUSSION

The analysis of principal components was applied to the data set in the eight different sampling sites, and they were marked by the cluster technique in order to identify and group the variables with the sampling sites. The analysis reveals that there is variability in estuaries, where PCA assesses the association between water quality variables (Kazi *et al.*, 2009), explained by variables total nitrogen, total phosphorus, alkalinity, and BDO₅ with 35.8 % of the variance, as principal component 1. This can be seen in line graphs (Figure 3) and is related to the anthropogenic activities in the area.

The studied estuarine areas have experienced an increase in production lagoons, as is the case of esteros San Bernardo and Pedregal, development centers of large investments on shrimp production (Figure 2) (Ward, 2000; Boyd and Green, 2002; Promangle, 2002; Green and Ward, 2011). Effluents from aquaculture ponds are enriched with nutrients such as nitrogen, phosphorus, organic matter, and total suspended solids, which increases the amount of nutrients in the water of the target ecosystem (Cardoso-Mohedano *et al.*, 2016), thus indicating that the fluctuations in the physical-chemical variables are influenced by these activities (Caviedes-Sánchez *et al.*, 2016). However, estuaries are subject to strong spatial-temporal changes that interfere with the ability to differentiate the effect of natural stressors from that of anthropogenic impacts.

In that sense, water quality in Gulf of Fonseca estuaries is directly influenced by the seasonal variation of river discharges and basin runoff (Boyd and Green, 2002; Fernandes *et al.*, 2018; Clark *et al.*, 2022). For instance, Choluteca River contributes to the Gulf of Fonseca with an amount of nutrients negatively higher than that of shrimp farming (Carbonell *et al.*, 1998). In this river, a series of productive agricultural activities are carried out which generate pollution due to the excessive use of agrochemicals (Pineda-Portillo, 2001; CATIE, 2008). This is critical because Choluteca is one of the departments most affected by weather variations and low rainfall, or drought conditions that exacerbate the water quality problems in Gulf of Fonseca estuaries (Boyd and Green, 2002; del Cid Gómez and Cáceres, 2017; Delgado, 2019; Vásquez *et al.*, 2021), due to the increase in nutrient concentrations

2019; Vásquez *et al.*, 2021). Ya que las concentraciones de nutrientes en los esteros aumentan durante la estación seca a causa de la evaporación y la evapotranspiración, la reducción de la descarga fluvial y la ausencia de afluencia de los ríos y de la descarga de las camaroneras (Boyd y Green, 2002).

Ahora bien, dentro del componente principal uno, se encontró la DBO₅, esta variable se utiliza para cuantificar la carga de contaminación orgánica (Galal-Gorchev *et al.*, 1993) y en los distintos esteros presenta promedios entre 5,62 y 21,92 mg/l, con valores máximos de hasta 368,5 mg/l, lo que indica que la entrada de efluentes de aguas de origen antropogénico contribuye a la DBO₅ en los esteros analizados (Barakat *et al.*, 2016) y en muchos casos con valores sobre los límites permisibles. Valores similares presentó el estudio de Rodríguez-Grimón *et al.* (2021) con promedios de 14,00-19,00 mg/l en el estero Mohajuevos en Ecuador, enfatizando que una DBO alta es común cuando se deriva de fuentes antropogénicas comerciales, ya que las descargas industriales de estos establecimientos suelen reducir la biodegradabilidad o la capacidad natural de purificación del agua.

Green y Ward (2011) estudiaron la demanda bioquímica final de oxígeno en camaroneras manejadas semi intensivas a lo largo de los esteros La Jagua, Pedregales, San Bernardo, Berbería y El Garcero encontrando que 86 % de las muestras de agua de intercambio tenían una DBO₅ inferior a 20 mg/l y 100 % de las muestras de agua de drenaje tenían una DBO₅ inferior a 20 mg/l. En contraste con Ward (2000), este autor corroboró mediante modelos predictivos que las bajas concentraciones de oxígeno disuelto en Pedregal se deben en parte a las cargas de DBO procedentes de las granjas de camarones, indicando que este estero en 1995 ya se estaba acercando a su capacidad de carga, a diferencia del estero San Bernardo. Stram *et al.* (2005) mencionan que los efluentes de la camaronicultura contienen altas concentraciones de DBO, resultados que coinciden con Barraza-Guardado *et al.* (2013), por lo que los análisis de este estudio coinciden con esta proposición, en vista de que todos los esteros presentaron valores altos sobre los máximos permisibles en contrastes con el estudio de Green y Ward (2011).

El DBO₅ mostro correlación positiva con el fosforo total ($r = 0,54$), esta variable presento concentraciones promedias entre 0,08 y 0,36 mg/l. Al igual que en el DBO₅ los valores más altos se registraron en los esteros Pedregal, San Bernardo, Garcero y Perejiles, valores que sobrepasan los límites permisibles, lo que indica un efecto de actividades antrópicas y escorrentía de tierras agrícolas, así como los efluentes de las industrias camaroneras (Palma *et al.*, 2009).

in estuaries during the dry season because of evaporation and evapotranspiration, the reduction of fluvial discharge, and the absence of river inflow and shrimp farms discharge (Boyd and Green, 2002).

Now then, BDO₅ was found in principal component 1. This variable is used to quantify the organic pollution load (Galal-Gorchev *et al.*, 1993), and it shows averages between 5.62 and 21.92 mg/l, with maximum values of up to 368.5 mg/l in different estuaries, which indicates that the input of anthropogenic effluent waters contributes to BDO₅ in the analyzed estuaries (Barakat *et al.*, 2016), and in many cases with values above the permitted limits. The study by Rodríguez-Grimón *et al.* (2021) showed similar values with averages of 14.00-19.00 mg/l in Estero Mohajuevos in Ecuador, emphasizing that high BDO is common when it derives from commercial anthropogenic sources, as industrial discharges from these facilities often reduce biodegradability or the natural water purification ability.

Green and Ward (2011) studied the final oxygen biochemical demand in semi-intensively managed shrimp farms along esteros La Jagua, Pedregales, San Bernardo, Berbería, and El Garcero, finding that 86 % of the exchange water samples had BDO₅ lower than 20 mg/l. In contrast to Ward (2000), this author confirmed, via predictive models, that the low dissolved oxygen concentrations in Estero Pedregal are due to BDO loads from shrimp farms, indicating that this estero was already getting close to its load capacity in 1995, unlike estero San Bernardo. Stram *et al.* (2005) mentions that shrimp farming effluents contain high concentrations of BDO, results that agree with Barraza-Guardado *et al.* (2013), so the analyses in this study agree with this proposition, in view of the fact that all estuaries showed high values above the maximum permitted limit in contrast with the study by Green and Ward (2011).

BDO₅ showed positive correlation with total phosphorus ($r = 0.54$). This variable showed average concentrations between 0.36 and 0.08 mg/l. Like in BDO₅, the highest values were recorded in Pedregal, San Bernardo, Garcero, and Perejiles, surpassing the permitted limits, which indicates an effect of anthropic activities and agricultural land runoff, as well as effluents from shrimp industries (Palma *et al.*, 2009), agreeing with Mateus *et al.* (2019), who studied the water quality in Santa Cruz Island, Ecuador. These authors suggest that increases in anthropogenic activities strongly influenced the changes in the concentration of environmental variables such as total phosphorus in coastal areas.

Coincidiendo con Mateus *et al.* (2019), quienes estudiaron la calidad de agua de isla Santa Cruz, Ecuador, sugiriendo que los aumentos en las actividades antropogénicas influyeron fuertemente en los cambios en la concentración de variables ambientales como el fósforo total en las áreas costeras.

Las concentraciones de nitrógeno total y de fósforo total son mayores en los esteros que en las bahías del golfo de Fonseca y la cantidad de desechos en las diferentes fases de un sistema acuático natural se refleja en el nivel de dureza, alcalinidad, CO₂ libre y otros variables ambientales (Boyd y Green, 2002; Oketola *et al.*, 2013). En condiciones de exceso de nutrientes como nitrógeno y fósforo, pueden formar poblaciones masivas o florecimientos en ambientes acuáticos, con el potencial de producir toxinas (Metcalf *et al.*, 2021). Las concentraciones de nitrógeno total variaron de 0,36 a 1,94 mg/l en todos los esteros, mostrando una tendencia de concentraciones crecientes y valores atípicos en los estuarios a excepción del estero Barrancones, donde sus valores no superaron niveles mayores de 1 mg/l durante los 16 años. A su vez, todos los esteros se encontraron con valores máximos dentro de los rangos permisibles excepto Perejiles con 18,58 mg/l. Esta variable tuvo una correlación positiva con la alcalinidad ($r = 0,67$), que obtuvo promedios entre 145,08 y 171,87 mg/l. Aunque la alcalinidad y nitrógeno total no presentaron rangos fuera de los límites permisibles, es necesario realizar más investigación para poder explicar los procesos que causan el exceso de nutrientes y la eutrofización de los esteros en el golfo de Fonseca.

El componente principal dos estuvo explicado por el pH y salinidad con 20,1 % de la varianza. En aguas naturales el pH es uno de los parámetros químicos y biológicamente más importantes que puede afectar la toxicidad de algunos compuestos por sus fluctuaciones en el agua (Boyd *et al.*, 2016). Los promedios de pH medidos variaron entre 7,29 y 7,66, encontrándose una correlación positiva con bajo valor predictivo con la salinidad ($r = 0,22$). Generalmente el pH indico concentraciones cercanas a la neutralidad, dentro de los rangos recomendados, excepto por unos pocos niveles fuera de los límites permitidos registrados en los esteros San Bernardo (10,11), El Garcero (5,31), La Jagua (4), Berbería (5,98) y Pedregal (5,11) considerados muy alcalino y ácido (Rovira *et al.*, 2015). Según Pérez-Castillo y Rodríguez (2008), estos valores fuera de los rangos permisibles producen limitaciones al desarrollo y la fisiología de los organismos acuáticos y que sólo en el intervalo de 6,5 a 8,5, el agua es apropiada para la subsistencia de muchos sistemas biológicos. Por ello, es necesario, monitorear los cambios de esta variable, ya que

Concentrations of total nitrogen and total phosphorus are higher in estuaries of Gulf of Fonseca bays, and the amount of waste in the different stages of a natural aquatic system is reflected in the level of hardness, alkalinity, free CO₂, and other environmental variables (Boyd and Green, 2002; Oketola *et al.*, 2013). In conditions of excess nutrients such as nitrogen and phosphorus, they can form massive populations or blooming in aquatic environments, with the potential of producing toxins (Metcalf *et al.*, 2021). Total nitrogen concentrations varied from 0.36 to 1.94 mg/l in all estuaries, showing a trend of increasing concentrations and atypical values in the estuaries except for Estero Barrancones, where the values did not surpass levels greater than 1 mg/l during the 16 years analyzed. In turn, all estuaries showed maximum values within the permitted ranges, except for Estero Perejiles, with 18.58 mg/l. This variable had a positive correlation with alkalinity ($r = 0.67$), which obtained averages between 145.08 and 171.87 mg/l. Although alkalinity and total nitrogen did not show ranges outside the permitted limits, it is necessary to conduct more research to be able to explain the processes causing the excess nutrients and estuaries eutrophication in the Gulf of Fonseca.

Principal component 2 was explained by pH and salinity with 20.1 % of the variance. In natural waters, pH is one of the most important chemical and biological parameters that can affect the toxicity of some compounds due to its fluctuations in water (Boyd *et al.*, 2016). The measured averages of pH varied between 7.29 and 7.66, finding a positive correlation with salinity, with a low predictive value ($r = 0.22$). Generally, pH indicated concentrations close to neutrality within the recommended ranges, except for few levels outside the permitted limits registered in esteros San Bernardo (10.11), El Garcero (5.31), La Jagua (4), Berbería (5.98), and Pedregal (5.11), which are considered as very alkaline and acid (Rovira *et al.*, 2015). According to Pérez-Castillo and Rodríguez (2008), values outside the permitted ranges cause limitations to the development and physiology of aquatic organisms, and only in the interval between 6.5 to 8.5 is water appropriate for the survival of many biological systems. Thus, it is necessary to monitor changes in this variable, as they can affect the rate of energetic metabolism of species, and exposure to a low pH can generate changes in the extra- and intra-cellular acid-base equilibrium of aquatic fauna (Miller *et al.*, 2016; Weisberg *et al.*, 2016).

On the other hand, salinity variations defined the estuarine gradient because most of the salinity averages

pueden afectar la tasa de metabolismo energético de las especies y la exposición a un pH bajo puede crear cambios en el equilibrio ácido-base extra e intracelular en la fauna acuática (Miller *et al.*, 2016; Weisberg *et al.*, 2016).

Por otro lado, las variaciones de salinidad definieron el gradiente estuarino debido a que la mayoría de los promedios de salinidad fluctuaron entre 19,34 y 30,02. Resultados similares presentó Rojo *et al.* (2021) para el Estero Padre Ramos, Nicaragua con fluctuaciones de salinidad entre 20 y 36. Barraza-Guardado *et al.* (2013), encontraron que los efluentes de las granjas camaroneras proporcionan una salinidad significativamente alta, resultados similares presentó Cardoso-Mohedano *et al.* (2018). Sin embargo, la salinidad en los esteros es resultado del balance dinámico que varía con relación a procesos y fenómenos atmosféricos que controlan la circulación de las masas de agua (Picado-Barboza, 2015) y a escalas anuales estacionales el agua dulce que llega por los ríos es el principal control de la distribución de la salinidad y la circulación en los esteros (Sarma *et al.*, 2009).

Los esteros Purgatorio, El Garcero, Pedregal y San Bernardo presentaron bajos promedios de salinidad y variaciones bajas a lo largo del tiempo. Ward (2000) menciona que el estero San Bernardo es un sistema más profundo que el Pedregal en su tramo inferior y que por esta razón en 1995, San Bernardo recibió un mayor volumen de flujo de agua dulce, lo cual, explico las bajas concentraciones de salinidades y el corto alcance de la intrusión de salinidad. Aunque, no existe un límite para los niveles de salinidad en esteros, se encontraron niveles de hasta 0,1 en algunas zonas de muestreo, esto se explica por qué en temporadas de lluvia, la salinidad en los esteros puede reducirse a cero debido a la afluencia masiva de agua dulce y se considera como un importante indicador de los procesos hidrodinámicos (Ward, 2000; Boyd y Green, 2002; Cardoso-Mohedano *et al.*, 2018; Rojo *et al.*, 2021; Clark *et al.*, 2022). En contraste con las concentraciones de nitrógeno y fósforo totales, estas disminuyen sólo en 10-30 % debido a la carga de nutrientes en la afluencia (Boyd y Green, 2002).

El componente principal tres estuvo explicadas por los sólidos sedimentables con una varianza de 16,7 %. Estos son causados por fuentes naturales, desechos de aguas residuales, agua de lluvia superficial, aguas residuales industriales y representan la cantidad de material que sedimenta en un periodo de tiempo (Pérez *et al.*, 2017; OMS, 2019). Los promedios de solidos sedimentables en este estudio variaron entre 0,06 y 0,87 ml/l; no obstante, todos los esteros excepto Barrancones sobrepasaron el límite permisible. En los esteros La Jagua, Pedregal, San Bernardo, El Garcero, Perejiles y Berbería los

fluctuaron entre 19.34 and 30.02. Similar results were presented by Rojo *et al.* (2021) for estero Padre Ramos, Nicaragua, with salinity fluctuations between 20 and 36. Barraza-Guardado *et al.* (2013) found that effluents of shrimp farms provide a significantly high salinity, and Cardoso-Mohedano *et al.* (2018) presented similar results. However, salinity in estuaries is the result of the dynamic balance that varies in relation to atmospheric processes and phenomena that control the circulation of water masses (Picado-Barboza, 2015), and, at seasonal annual scales, freshwater from the rivers is the main control of salinity distribution and circulation in estuaries (Sarma *et al.*, 2009).

Esteros Purgatorio, El Garcero, Pedregal, and San Bernardo showed low averages of salinity and low variations over time. Ward (2000), mentions that Estero San Bernardo is a deeper system than El Pedregal in its inferior section; for this reason, San Bernardo received a greater level of freshwater flow in 1995, which explains the low salinity concentrations and the short range of salinity intrusion. Although there is no limit for the salinity levels in estuaries, values of up to 0.1 ppt were found in some sampling areas. This explains why salinity can decrease to zero in rainy seasons, given the massive inflow of freshwater, and why it is considered an important indicator of hydrodynamic processes (Ward, 2000; Boyd and Green, 2002; Cardoso-Mohedano *et al.*, 2018; Rojo *et al.*, 2021; Clark *et al.*, 2022). The concentrations of total nitrogen and phosphorus only decrease by 10-30 % due to the nutrient load in inflow (Boyd and Green, 2002).

Principal component 3 was explained by settleable solids with a variance of 16.7 %. They are caused by natural sources, sewage waste, surface rainwater, and industrial wastewater, and they represent the amount of material that sediments within a period of time (Pérez *et al.*, 2017; OMS, 2019). The averages of settleable solids varied between 0.06 and 0.87 ml/l, although all estuaries except Barrancones surpassed the permitted limit. In Esteros La Jagua, Pedregal, San Bernardo, El Garcero, Perejiles, and Berbería, values reached their maximum point in 2000, considerably decreasing in 2015.

Now then, the decrease in settleable solids over time is related to be located close to the sea mouth and water exchanges, which is related to the study by Nasiha *et al.* (2019), who emphasize that the sedimentation velocity of the particles varies broadly according to the origin and nature of the sediments, together with the flow conditions in natural waters.

valores se encuentran en su punto máximo en 2000 hasta disminuir considerablemente en 2015.

Ahora bien, la disminución de sólidos sedimentables a lo largo del tiempo, está relacionado por la ubicación cerca de la boca del mar y los recambios de agua, lo cual tiene relación con el estudio de Nasiha *et al.* (2019) donde enfatiza que la velocidad de sedimentación de las partículas varía ampliamente según el origen y la naturaleza de los sedimentos junto con las condiciones de flujo en las aguas naturales.

Por otro lado, el análisis de conglomerados definió dos grupos de esteros en dos clases de calidad de agua: un grupo con mayor concentración de nutrientes y otro grupo con menor concentración de nutrientes. Es evidente que la técnica de conglomerados es útil para ofrecer una clasificación confiable de las aguas superficiales en los esteros y permite servir adecuadamente para la evaluación de manera óptima (Kazi *et al.*, 2009). Dicho análisis forma el grupo I esteros Barrancones y Purgatorio, los cuales, se caracterizan por una baja concentración de nitrógeno total, fósforo total, alcalinidad y DBO₅, que en su mayor parte no sobrepasan los límites permisibles. Estos esteros tuvieron concentraciones de pH y salinidad en niveles óptimos a lo largo del tiempo considerándose el grupo con menor concentración de nutrientes (Figura 3; Figura 9B).

El grupo II, se subdividió en dos subgrupos, el subgrupo IIA compuesto por el estero La Jagua se caracterizó por tener puntos altos de hasta 10 ml/l de sólidos sedimentables con una media de 0,87 ml/ y el subgrupo IIB compuesto por los esteros El Garcero, San Bernardo, Pedregales, Perejiles y Berbería. Estos esteros se caracterizan por tener altas concentraciones de nitrógeno total, fósforo total, alcalinidad y DBO₅, por lo que estos esteros se consideran dentro del grupo con mayor concentración de nutrientes. Dado por la cantidad de nutrientes que reciben a través de los afluentes y diferentes efluentes de fuentes difusas como se muestra en la Figura 2 (Gladstone, 2002; Promangle, 2002).

En general, los impactos humanos han empujado a los ecosistemas estuarinos lejos de su base histórica de ecosistemas ricos, diversos y productivos, lo cual, la estructura y funcionamiento de estos ha cambiado a través del tiempo (Lotze *et al.*, 2006). La protección del golfo de Fonseca y la mejora de la calidad de agua, deben considerarse en conjunto, ya que, la severidad y sincronía de las tendencias de degradación, los efectos acumulativos de múltiples intervenciones humanas, las causas y consecuencias comunes del cambio brindan puntos de referencia y objetivos cuantitativos que deben incluirse en las estrategias de gestión y restauración basadas en ecosistemas.

On the other hand, the cluster analysis defined two groups of estuaries in two classes of water quality: a group with a higher concentration of nutrients and another group with a lower concentration of nutrients. It is evident that the cluster technique is useful to offer a reliable classification of surface waters in estuaries and allows for an adequate and optimal assessment (Kazi *et al.*, 2009). Such analysis forms the group I: Esteros Barrancones and Purgatorio, which are characterized by low concentration of total nitrogen, total phosphorus, alkalinity, and BDO₅, which mostly do not surpass the permitted limits. These estuaries had pH and salinity concentrations at optimal levels over time, being the group with the lowest concentration of nutrients (Figure 3; Figure 9B).

Group II was subdivided into two subgroups: subgroup IIA, composed of estero La Jagua, was characterized by high points of up to 10 ml/l of settleable solids with a mean of 0.87 ml/l; and subgroup IIB, composed of esteros El Garcero, San Bernardo, Pedregales, Perejiles, and Berbería. These estuaries are characterized by high concentrations of total nitrogen, total phosphorus, alkalinity, and BDO₅, so these estuaries are considered within the group with the highest concentration of nutrients because of the amount of nutrients they receive through inflows and different effluents from diffuse sources, as shown in Figure 2 (Gladstone, 2002; PROMANGLE, 2002).

In general, human impacts have pushed marine ecosystems far away from their historical ground of rich, diverse, and productive ecosystems, which has changed their structure and functioning over time (Lotze *et al.*, 2006). The protection of the Gulf of Fonseca and the improvement of water quality must be considered together because the severity and synchrony of degradation trends, the cumulative effects of multiple human interventions, and the common causes and consequences of change provide reference points and quantitative objectives that must be included in the ecosystems-based management and restoration strategies.

CONCLUSIONES

Purgatorio y Barrancones son los esteros con menor concentración de nutrientes, tomando en cuenta los límites permisibles, por un menor número de actividades urbanas, acuícolas y agrícolas. Además, la descarga de afluentes como el río Choluteca, es menor, en vista de que este río no desemboca directamente en estos esteros, en contraste con los esteros San Bernardo, El Garcero, Perejiles, Pedregales y Berbería que tuvieron mayor concentración de nutrientes.

Por ello, se recomienda, realizar mejores prácticas acuícolas a través de la reducción de los vertidos de los estanques, reduciendo el nivel de intercambio de agua empleado, mejorar la calidad de agua de los estanques de camarones, mediante una reducción adicional de DBO del efluente a través de la sedimentación de esta por un tiempo determinado (6-12 h) antes del vertido final en los afluentes y minimizar la posibilidad de impactos ambientales adversos. Ante esto, es recomendable el establecimiento de programas de monitoreo de la calidad del agua a largo plazo, ya que, es crucial para la preservación y conservación de los recursos hídricos, la flora y fauna de este archipiélago, por lo que, un monitoreo más específico es necesario para comprender el deterioro potencial del agua el golfo de Fonseca.

Es necesario tomar medidas preventivas que propicien el desarrollo de la vida acuática, ya que estos sistemas son susceptibles a la contaminación por nutrientes y pueden desarrollar eutrofización. Se debe prevenir la acumulación de múltiples factores que degraden la calidad del agua en los ambientes costeros mediante prácticas correctas de vigilancia, monitoreo y evaluación de esta, para proporcionar un registro de las condiciones ambientales y proveer información que evalúe la condición del ecosistema. Es prioritario mantener un control sistemático donde se tomen las medidas necesarias para su preservación, a través de la orientación de una regulación efectiva y control sistemático de los afluentes, efluentes acuícolas, agrícolas y de otras actividades antropogénicas para lograr el mejoramiento de un servicio costero efectivo en la que se apoye los esfuerzos de gestión en el futuro.

AGRADECIMIENTOS

A la Asociación Nacional de Acuicultores de Honduras (ANDAH) a través de su colaboración con la Secretaría de Agricultura y Ganadería (SENASA), quienes colaboran en una serie de iniciativas en beneficio de la

CONCLUSIONS

Purgatorio and Barrancones are the estuaries with the lowest concentration of nutrients, taking into account the permitted limits, because of a lower number of urban, aquatic, and agricultural activities. Furthermore, inflow discharges such as River Choluteca are lower because this river does not run into these estuaries, in contrast to esteros San Bernardo, El Garcero, Perejiles, Pedregales, and Berbería, which had the highest concentration of nutrients.

Therefore, it is recommended to perform better aquaculture activities by reducing discharges from ponds, reducing the exchange level of used water, improving the water quality in the shrimp ponds, and additionally reducing the BDO of the inflow through its sedimentation for a determined time (6-12 hours) before the final discharge into the inflows and minimizing the possibility of adverse environmental impacts. In light of the above, it is recommended to establish long-term water quality monitoring programs because it is crucial for the preservation and conservation of hydric resources, flora, and fauna in this archipelago, so a more specific monitoring is necessary to understand the potential deterioration of water in the Gulf of Fonseca.

It is necessary to take preventive actions that foster the development of aquatic life because these systems are susceptible to nutrient pollution and can develop eutrophication. The accumulation of multiple factors that deteriorate water quality in coastal environments must be prevented through correct practices of surveillance, monitoring, and evaluation, in order to provide a record of the environmental conditions, as well as information that assesses the ecosystem's condition. It is priority to keep a systematic control where necessary actions are taken for preservation by orienting an effective regulation and systematic control of inflows, aquatic, and agricultural effluents as well as other anthropogenic activities, in order to achieve the improvement of an effective coastal service that supports future management efforts.

ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank the National Farmers' Association of Honduras (ANDAH) through its cooperation with the Agriculture and Livestock Secretariat (SENASA), who cooperate in a series of initiatives for the benefit of the shrimp industry and the care of estuarine



industria camaronesa y el cuidado de los ecosistemas estuarinos mediante el monitoreo de calidad de agua en los esteros del golfo de Fonseca. A dos revisores anónimos de Colombia y Venezuela por sus excelentes recomendaciones para mejorar el manuscrito. Al Ing. Osiris Carranza del Centro Universitario Regional del Litoral Pacífico por sus aportes profesionales.

environments by monitoring water quality in the estuaries of the Gulf of Fonseca; as well as two Colombian and Venezuelan anonymous reviewers for their excellent recommendations to improve the manuscript and Eng. Osiris Carranza from Centro Universitario Regional del Litoral Pacífico for their professional contributions.

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Alexakis, D. 2011. Assessment of water quality in the Messolonghi–Etoliko and Neochorio region (West Greece) using hydrochemical and statistical analysis methods. *Environ. Monit. Assess.*, 182: 397–413.
- ANDAH, Asociación Nacional de Acuicultores de Honduras. 2020. Camarón de Honduras. Industria camaronesa. <https://andah.hn/camaron-de-honduras/>
- Araujo, A. V., C.O. Dias and S.L.C. Bonecker. 2017. Effects of environmental and water quality parameters on the functioning of copepod assemblages in tropical estuaries. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 194: 150–161.
- Barakat, A., M. El Baghdadi, J. Rais, B. Aghezzaf and M. Slassi. 2016. Assessment of spatial and seasonal water quality variation of Oum Er Rbia River (Morocco) using multivariate statistical techniques. *Int. Soil Water Conserv. Res.*, 4: 284–292.
- Barletta, M., A.R.A. Lima and M.F. Costa. 2019. Distribution, sources and consequences of nutrients, persistent organic pollutants, metals and microplastics in South American estuaries. *Sci. Total. Environ.*, 651: 1199–1218.
- Barraza-Guardado, R.H., J. Arreola-Lizárraga, M. López-Torres, R. Casillas-Hernández, A. Miranda-Baeza, F. Magallón-Barrajas and C. Ibarra-Gámez. 2013. Effluents of shrimp farms and its influence on the coastal ecosystems of Bahía de Kino, Mexico. *Sci. World J.*, 2013.
- Bartlett, M. S. 1951. The effect of standardization on a χ^2 approximation in factor analysis. *Biometrika.*, 38: 337–344.
- Benessaiah, K. and R. Sengupta. 2014. How is shrimp aquaculture transforming coastal livelihoods and lagoons in Estero Real, Nicaragua? The need to integrate social-ecological research and ecosystem-based approaches. *Environ. Manage.*, 54: 162–179.
- Blair, M., P. Ortiz, M. Argueta y L. Romero. 2019. Calidad del agua en Honduras: 394-416. En Roldan. G. et al. (Ed.) *Calidad de agua en las Américas, riesgos y oportunidades*. UNESCO, París.
- Boyd, C.E. 2003. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. *Aquaculture*, 226: 101–112.
- Boyd, C. and D. Gautier. 2000. Effluent composition and water quality standards—Responsible Seafood Advocate. *Glob. Aquac. Advocate*, 3: 61–66.
- Boyd, C. and B. Green. 2002. Coastal water quality monitoring in shrimp farming areas: An example from Honduras. World Bank, NACA, WWF and FAO Consort. *Progr. Shrimp Farming Environ.* 29 p.
- Boyd, C.E., C.S. Tucker and B. Somridhivej. 2016. Alkalinity and hardness: Critical but elusive concepts in aquaculture. *J. World Aquac. Soc.*, 47: 6–41.
- Breitburg, D.L., D.W. Hondorp, L.A. Davis and R.J. Díaz. 2008. Hypoxia, nitrogen, and fisheries: Integrating effects across local and global landscapes. *Ann. Rev. Mar. Sci.*, 1: 329–349.
- Brockmeyer, B. and A. Spitzky. 2011. Effects of sugar cane monocultures on origin and characteristics of dissolved organic matter in the Manguaba lagoon in northeast Brazil. *Org. Geochem.*, 42: 74–83.
- Bugica, K., B. Sterba-Boatwright and M.S. Wetz. 2020. Water quality trends in Texas estuaries. *Mar. Pollut. Bull.*, 152: 110903.
- Bull, E. G., C.L.N. de da Cunha and A.C. Scudelari. 2021. Water quality impact from shrimp farming effluents in a tropical estuary. *Water Sci. Technol.*, 83: 123–136.
- Carbonell, G., C. Ramos and J.V. Tarazona. 1998. Metals in shrimp culture areas from the Gulf of Fonseca, Central America. I. Sediments. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 60: 252–259.
- Cardoso-Mohedano, J. G., F. Páez-Osuna, F. Amezcua-Martínez, A.C. Ruiz-Fernández, G. Ramírez-Reséndiz and J.A. Sánchez-Cabeza. 2016. Combined environmental stress from shrimp farm and dredging releases in a subtropical coastal lagoon (SE Gulf of California). *Mar. Pollut. Bull.*, 104: 83–91.
- Cardoso-Mohedano, J. G., J. Lima-Rego, J-A. Sánchez-Cabeza, A-C. Ruiz-Fernández, J. Canales-Delgadillo, E.I. Sánchez-Flores and F. Páez-Osuna. 2018. Sub-tropical coastal lagoon salinization associated to shrimp ponds effluents. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 203: 72–79.
- Carrasco, G., J.-S. Molina, M.-C. Patiño-Alonzo, M. Castillo, M.-P. Vicente-Galindo and M.-P. Galindo-Villardón. 2019. Water quality evaluation through a multivariate statistical HJ-Biplot approach. *J. Hydrol.*, 577: 123993.
- Carrera, D., P. Guevara, L. Tamayo y D. Guallichico. 2015. Análisis multivariado de las aguas de la subcuenca del río Ambi en época de estiaje y su relación con la calidad desde el punto de vista agrícola. *Congr. Cienc. Tecnol. Espe*, 10: 123–129.

- CATIE. 2008. Formulación del plan de manejo y acciones estratégicas para el manejo integral y desarrollo territorial de la microcuenca del río Soledad, microcuenca del río Texiguat y cuenca Baja del Río Choluteca, PREVDA-HON/SERV/005-07. Centro Agron. Trop. Invest. Enseñ.
- Caviedes-Sánchez, V., L. Rivera-Peñalva, A. Rodríguez y J. Navas-Parejo. 2016. Estado del manejo integrado de los espacios y recursos marinos y costeros de Honduras. <https://diciht.unah.edu.hn/investigacion-cientifica/becas-i-d-i/proyectos-especiales-de-investigacion-cientifica/manejo-integrado-espacios-recursos-marinos-y-costeros/>
- CHM. 2017. Propuesta de diseño e implementación del corredor biológico del golfo de Fonseca, Nicaragua. <https://docplayer.es/75859382-Propuesta-de-diseño-e-implementación-del-corredor-biológico-del-golfo-de-fonseca-nicaragua.html>
- Clark, K. E., V. Bravo, S. Guiddings, K. Davis, G. Pawlak, M. Torres, A. Adelson, C. Cesar-Ávila, X. Boza and R. Collin. 2022. Land use and land cover shape river water quality at a continental Caribbean land-ocean interface front. *Water*, 4.
- Clarke, K. R., R.N. Gorley, P.J. Somerfield and R.M. Warwick. 2014. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. (PRIMER-E: Plymouth). 262 p.
- CONAMA. 2004. Guía CONAMA para el establecimiento de las normas secundarias de calidad ambiental para aguas continentales superficiales y marinas. https://www.u-cursos.cl/forestal/2009/0/PR010-1/1/material_docente/bajar?id=480218&bajar=1
- Cooke, S.J., C. Paukert and Z. Hogan. 2012. Endangered river fish: factors hindering conservation and restoration. *Endanger. Species Res.*, 17: 179–191.
- Costa, C.R., M.F. Costa, D.V. Dantas and M. Barletta. 2018. Interannual and seasonal variations in estuarine water quality. *Front. Mar. Sci.*, 5: 301.
- Cybulski, J.D., S. Husa, N. Duprey, B. Mamo, T. Tsang, M. Yasuhara, J. Xie, J-W. Qiu, Y. Yokoyama and D. Baker. 2020. Coral reef diversity losses in China's greater bay area were driven by regional stressors. *Sci. Adv.*, 6.
- Darwall, W.R. T. and J. Freyhof. 2015. Lost fishes, who is counting? The extent of the threat to freshwater fish biodiversity: 1.36. In Closs, G., M. Krkosek and J. Olden (Eds.) *Conservation of freshwater fishes*. Cambridge. <https://doi.org/10.1017/CBO9781139627085.002>
- del Cid Gómez, J.A. y J.D. Cáceres. 2017. Variación de la línea de costa en la aldea de Cedeño, y cartografía de amenaza ante marejadas y ascenso del nivel del mar. *Portal Cienc.*, 87–102. <https://doi.org/10.5377/PC.V13I0.5969>
- Delgado, A.C.P. 2019. Índice de vulnerabilidad ante efectos del cambio climático: Choluteca, Honduras. *Población y Des. Argon. Camin.*, 15: 52–61.
- Dewalt, B.R., P. Vergne and M. Hardin. 1996. Shrimp aquaculture development and the environment: People, mangroves and fisheries on the Gulf of Fonseca, Honduras. *World Dev.*, 24: 1193–1208.
- Duque, G., D.E. Gamboa-García, A. Molina and P. Cogua. 2022. Influence of water quality on the macroinvertebrate community in a tropical estuary (Buenaventura Bay). *Integr. Environ. Assess. Manag.*, 18: 796–812.
- Fernandes, L.L., V.P. Rao, P.M. Kessarkar and S. Suresh. 2018. Estuarine turbidity maximum in six tropical minor rivers, central west coast of India. *Hydrol. Res.*, 49: 1234–1254.
- Galal-Gorchev, H., G. Ozolins and X. Bonnefoy. 1993. Revision of the WHO guidelines for drinking water quality. *Ann. Inst. Super. Sanit.*, 29: 335–345.
- Giridharan, L., T. Venugopal and M. Jayaprakash. 2009. Assessment of water quality using chemometric tools: A case study of river cooum, South India. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 56: 654–669.
- Gladstone, S. 2002. Contaminación por plaguicidas en las cuencas hidrográficas que desembocan en el golfo de Fonseca y oportunidades para su prevención y mitigación. Informe Final, golfo de Fonseca, Honduras. <http://www.chmhonduras.org/phocadownloadpap/CODDEFFAGOLF/Estudios/Estudio de contaminacion por Plaguicidas en las Cuencas del golfo de Fonseca.pdf>
- Gonzales-Bermúdez, G.A., V.E. Jara-Calderón y J.A. Garro-Fallas. 2016. El golfo de Fonseca, más que un conflicto político. La perspectiva desde los actores locales y pobladores costeros. *Pensam. Actual.*, 16: 147–161.
- Green, B. and G.H. Ward. 2011. Ultimate biochemical oxygen demand in semi-intensively managed shrimp pond waters. *Aquaculture*, 319: 253–261.
- Hernández-Cornejo, R. and A. Ruiz-Luna. 2000. Development of shrimp farming in the coastal zone of southern Sinaloa (Mexico): operating characteristics, environmental issues, and perspectives. *Ocean Coast. Manag.*, 43: 597–607.
- Hortle, K. 2009. Fishes of the Mekong-how many species are there? *Taxonomy.*, 15: 4–12.
- IANA. 2019. Calidad de agua en las Américas, riesgos y oportunidades. Inf. final. Red Interam. Acad. Cienc. <http://grupomontevideo.org/ndca/caaguas/wp-content/uploads/2019/03/wb09.pdf>
- Jones, A.B., M.J. O'Donohue, J. Udy and W.C. Dennison. 2001. Assessing ecological impacts of shrimp and sewage effluent: Biological indicators with standard water quality analyses. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 52: 91–109.
- Kaiser, H. F. 1970. A second-generation little jiffy. *Psychom.*, 35: 401–415.
- Karydis, M. and D. Kitsiou. 2013. Marine water quality monitoring: A review. *Mar. Pollut. Bull.*, 77: 23–36.
- Kazi, T.G., M.B. Arain, M.K. Jamali, N. Jalbani, H.I. Afridi, R.A. Sarfraz, J.A. Baig and A-Q. Shah. 2009. Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: A case study. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 72: 301–309.



- Kitsiou, D. and M. Karydis. 2011. Coastal marine eutrophication assessment: A review on data analysis. *Environ. Int.*, 37: 778–801.
- Lotze, H. K., H. Lenihan, B. Bourque, R. Bradbury, R. Cooke, M. Kay, S. Kidwell, M. Kirby, Ch. Peterson and J. Jackson. 2006. Depletion degradation, and recovery potential of estuaries and coastal seas. *Science*, 80-312: 1806–1809.
- Mateus, C., C.A. Guerrero, G. Quezada, D. Lara and V. Ochoa-Herrera. 2019. An integrated approach for evaluating water quality between 2007–2015 in Santa Cruz Island in the Galapagos Archipelago. *Water*, 11: 1–28.
- Metcalf, J.S., S.A. Banack, R.A. Wessel, M. Lester, J.G. Pim, J.R. Cassani and P.A. Cox. 2021. Toxin analysis of freshwater cyanobacterial and marine harmful algal blooms on the west coast of Florida and implications for estuarine environments. *Neurotox. Res.*, 39: 27–35.
- Miller, J.J., M. Maher, E. Bohaboy, C.S. Friedman and P. McElhany. 2016. Exposure to low pH reduces survival and delays development in early life stages of Dungeness crab (*Cancer magister*). *Mar. Biol.*, 163: 1–11.
- Ministerio de Ambiente de Ecuador. 2015. Acuerdo 097-A, Anexo 1 del Libro VI del Texto Unificado de Legislación Secundaria del Ministerio del Ambiente: Norma de Calidad Ambiental y de Descarga de Efluentes al Recurso Agua. MAE. https://www.gob.ec/sites/default/files/regulations/2018-09/Documento_Registro-Oficial-No-387-04-noviembre-2015_0.pdf
- Mitra, S., S. Ghosh, K. Satpathy, B. Bhattacharya, S. Sarkar, P. Mishra and P. Raja. 2018. Water quality assessment of the ecologically stressed Hooghly River Estuary, India: A multivariate approach. *Mar. Pollut. Bull.*, 126: 592–599.
- Montoya-Suárez, O. 2007. Aplicación del análisis factorial a la investigación de mercados. *Sci. Tech.*, 13: 281–286.
- Mudge, S.M., J.D. Icely and A. Newton. 2007. Oxygen depletion in relation to water residence times. *J. Environ. Monit.*, 9: 1194–1198.
- Nasiha, H.J., P. Shanmugam and R. Sundaravadivelu. 2019. Estimation of sediment settling velocity in estuarine and coastal waters using optical remote sensing data. *Adv. Sp. Res.*, 63: 3473–3488.
- Nichols, F.H., J.E. Cloern, S.N. Luoma and D.H. Peterson. 1986. The modification of an estuary. *Science*, 231: 567–573.
- Oketola, A.A., S.M. Adekolurejo and O. Osibanjo. 2013. Water quality assessment of River Ogun using multivariate statistical techniques. *J. Environ. Prot.*, 4: 466–479.
- OMS. 2019. Agua potable. Organización Mundial de la Salud. <https://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/drinking-water>
- Orozco, C., A. Pérez, M. González, F. Rodríguez y J. Alfayate. 2005. Contaminación ambiental. Una visión desde la química. Thomson. 680 p.
- Osorto, M. H., E. Ulloa, F. Álvarez, E. Rodríguez, F. Giménez y V. Merlo. 2017. Comparación de dos comunidades biológicas marinos costeros en Cedeño, Choluteca. *Portal Cienc.*, 51–70. <https://doi.org/10.5377/PC.V12I0.5517>
- Páez-Osuna, F., A. Gracia, F. Flores-Verdugo, L.P. Lyle-Fritch, R. Alonso Rodríguez, A. Roque and A.C. Ruiz-Fernández. 2003. Shrimp aquaculture development and the environment in the Gulf of California ecoregion. *Mar. Pollut. Bull.*, 46: 806–815.
- Palma, P., P. Alvarenga, V. Palma, R.M. Fernández, M.V.M Soares and I. Barbosa. 2009. Assessment of anthropogenic sources of water pollution using multivariate statistical techniques: a case study of the Alqueva's reservoir, Portugal. *Environ. Monit. Assess.*, 165: 539–552.
- Palmer, T.A. and P.A. Montagna. 2015. Impacts of droughts and low flows on estuarine water quality and benthic fauna. *Hydrobiology*, 753: 111–129.
- Pérez, R., F. Riveiro, M. Jiménez–Noda, L. Manganiello, C. Vega, R. Covad y J. Moreno. 2017. Evaluación de la calidad del agua en un humedal de agua salada del Caribe. *Rev. Ing. UC.*, 24: 417–427.
- Pérez-Castillo, A.G. y A. Rodríguez. 2008. Índice físicoquímico de la calidad de agua para el manejo de lagunas tropicales de inundación. *Rev. Biol. Trop.*, 56: 1905–1918.
- Picado-Barboza, J. 2015. Distribución espacial y temporal de la salinidad en la columna de agua del sector estuarino del Humedal Nacional Térraba Sierpe, Costa Rica. *Rev. Biol. Trop.*, 63: 75–96.
- Pineda-Portillo, N. 2001. Análisis cartográfico de la cuenca del río Choluteca. *Rev. Cartogr.*, 72: 7–24.
- Promangle. 2002. Zonificación de los bosques de mangle del golfo de Fonseca, Honduras, C.A. Informe Final, Manejo y conservación de los manglares del golfo de Fonseca. [https://www.itto.int/files/itto_project_db_input/2271/Technical/pd44-95-2 rev 3 \(F\) s_Zonificacion de los bosques de mangle del golfo de Fonseca_S.pdf](https://www.itto.int/files/itto_project_db_input/2271/Technical/pd44-95-2 rev 3 (F) s_Zonificacion de los bosques de mangle del golfo de Fonseca_S.pdf)
- Rice, E., R. Baird, A. Eaton and L. Clesceri. 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association. 724 p.
- Rivera-Castro, A.C., J. Letelier-Pino, B. Acevedo-Pizarro, T. Tobar-Correa, C. Torres-Lepe, A. Cataldo-Figueroa, A. Rudolph-Geisse y M. Rivera-Castro. 2020. Calidad de agua del estero El Sauce, Chile Central. *Rev. Int. Contam. Ambient.*, 36: 261–273.
- Rodríguez-Grimón, R.O., J. Valenzuela-Cobos, J. Erazo-Delgado, I. Terán-Narváez, M.F. Garces-Moncayo, A. Grijalva-Endara and J.M. Tierra-Arévalo. 2021. First study of water quality in the San Camilo and Mojahuevo estuaries located in Guayas for being used in aquaculture. *Acta Period. Technol.*, 55–62. <https://doi.org/10.2298/APT2152055R>
- Rojo, C., D. Lumbi, A. Aguilar, K. Palacios, K. Osorio and P. Ruiz. 2021. The river influence controls water quality and spatio-temporal microalgal distribution in Pacific estuaries (Padre Ramos and Salinas Grandes) of Nicaragua. *Water*, 13: 1712.

- Rovira, D., R. Castillo y V. Espinosa. 2015. Parámetros fisicoquímicos y microbiológicos como indicadores de la calidad de las aguas de la subcuenca baja del Río David, Provincia de Chiriquí, Panamá. David, Panamá. [http://www.oteima.ac.pa/nueva/investigaciones/Parámetros Físico-químico listo.pdf](http://www.oteima.ac.pa/nueva/investigaciones/Parámetros_Físico-químico_listo.pdf)
- Samboni-Ruiz, N.E., Y. Carvajal-Escobar y J.C. Escobar. 2007. Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de calidad y contaminación del agua. *Rev. Ing. Invest.*, 27: 172–181.
- Sarma, V.V.S.S., S.N.M. Gupta, P.V.R. Babu, T. Acharya, N. Harikrishnachari, K. Vishnuvardhan, N.S. Rao, N.P.C. Reddy, V.V. Sarma, Y. Sadhuram, T.V.R. Murty and M.D. Kumar. 2009. Influence of river discharge on plankton metabolic rates in the tropical monsoon driven Godavari estuary, India. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 85: 515–524.
- Sasa, M., X. Armengol, F. Bonilla, F. Mesquita-Joanes, R. Piculo, C. Rojo, R. Rueda and J. Monroe. 2015. Seasonal wetlands in the Pacific coast of Costa Rica and Nicaragua: environmental characterisation and conservation state. *Limnetica*, 29: 1–16.
- Shin, J. Y., F. Artigas, C. Hobbie and Y.S. Lee. 2013. Assessment of anthropogenic influences on surface water quality in urban estuary, northern New Jersey: Multivariate approach. *Environ. Monit. Assess.*, 18: 2777–2794.
- Singh, K.P., A. Malik, D. Mohan and S. Sinha. 2004. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India) a case study. *Water Res.*, 38: 3980–3992.
- Soto, L., C. Andara y E. Sánchez. 2012. Informe de evaluación de la actividad pesquera en el golfo de Fonseca, Honduras en los periodos del 2004-2010. Informe final, golfo de Fonseca, Honduras. <https://docplayer.es/24700929-Informe-de-evaluacion-de-la-actividad-pesquera-en-el-golfo-de-fonseca-honduras.html>
- Stanley, D. 2002. Science and society in the Gulf of Fonseca the changing history of mariculture in Honduras. World Bank, NACA, WWF, FAO Consort. Progr. Shrimp Farm. *Environ.* 39 p.
- Stram, D.L., C.R. Kincaid and D.E. Campbell. 2005. Water quality modeling in the Rio Chone estuary. *J. Coast. Res.*, 21: 797–810.
- Vásquez, Y., O. Martínez y D. Obando. 2021. Plan comunitario de resiliencia al cambio climático: CASERÍOS: Cayanini, La Anona, El Nancital El Corpus, Choluteca Honduras. Informe final, Honduras. <https://cgspace.cgiar.org/handle/10568/115917>
- Vega, M., R. Pardo, E. Barrado and L. Debán. 1998. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. *Water Res.*, 32: 3581–3592.
- Veríssimo, H., M. Lane, J. Patricio, S. Gamito and J.C. Marques. 2013. Trends in water quality and subtidal benthic communities in a temperate estuary: Is the response to restoration efforts hidden by climate variability and the Estuarine Quality Paradox? *Ecol. Indic.*, 24: 56–67.
- Ward, G.H. 2000. Effects of shrimp farming on the hydrography and water quality of El Pedregal and San Bernardo estuaries, Gulf of Fonseca, Honduras. *Res. Rep.*, 1–32.
- Ward, J.H. 1963. Hierarchical grouping to optimize an objective function. *J. Am. Stat. Assoc.*, 58: 236–244.
- Weisberg, S.B., N. Bednaršek, R. Feely, F. Chan, A. Boehm, M. Sutula, J. Ruesink, B. Hales, J. Largier and J. Newton. 2016. Water quality criteria for an acidifying ocean: Challenges and opportunities for improvement. *Ocean Coast. Manag.*, 126: 31–41.
- Weitnauer, E., M. Berrocal, J.A. Leiva y J. Segovia. 2018. Informe de calidad de agua superficial de la bahía de La Unión en El Salvador y la bahía de Chismuyo. Informe Final, golfo de Fonseca. https://issuu.com/delacuencaalacostaicwl/docs/informe_calidad_de_agua_bahias_de_l
- Wetz, M.S., K.C. Hayes, K.V.B. Fisher, L. Price and B. Sterba-Boatwright. 2016. Water quality dynamics in an urbanizing subtropical estuary (Oso Bay, Texas). *Mar. Pollut. Bull.*, 104: 44–53.
- Yin, K., Z. Lin and Z. Ke. 2007. Temporal and spatial distribution of dissolved oxygen in the Pearl River Estuary and adjacent coastal waters. *Cont. Shelf Res.*, 24: 1935–1948.

RECIBIDO/RECEIVED: 14/06/2021

ACEPTADO/ACCEPTED: 05/08/2022