

# Estado trófico de las lagunas interiores de Playa Blanca (Isla Barú) durante la época climática seca de 2016

## *Trophic status of the interior lagoons of Playa Blanca (Barú island), during dry-season 2016*

Recibido: 2021-03-04 / Aceptado: 2021-12-01

Liseth J. Arregocés-Silva<sup>1</sup>; Mónica María Zambrano-Ortiz<sup>2</sup>; María V. Bello-Triana<sup>3</sup>

DOI 10.26640/22159045.2021.553

### CITAR COMO:

Arregocés-Silva, L. J.; Zambrano-Ortiz, M. M.; Bello-Triana, M. V. (2021). Estado trófico de las lagunas interiores de Playa Blanca (Isla Barú) durante la época climática seca de 2016. *Bol. Cient. CIOH*, 40(2): 3-12. ISSN impreso 0120-0542 e ISSN en línea 2215-9045. DOI 10.26640/22159045.2021.553

### RESUMEN

Las lagunas costeras son susceptibles a deterioro de la calidad del agua debido a factores ambientales y antrópicos. Playa Blanca -Isla Barú-, además de estar ubicada en un parque natural, es uno de los principales atractivos turísticos de Cartagena, en la que muchos habitantes locales sustentan sus ingresos económicos. Durante la época climática seca del año 2016 se realizó un muestreo en cuatro lagunas costeras de la Isla para determinar el índice de estado trófico o TSI ("Trophic State Index") a partir de la concentración de clorofila-*a*, así como evaluar la calidad del agua. Para las estaciones de muestreo se realizaron mediciones de parámetros fisicoquímicos (temperatura, salinidad, oxígeno disuelto y pH) y se evaluaron parámetros biológicos (fitoplancton, coliformes fecales, *E. coli*, y pigmentos fotosintéticos). Elevadas concentraciones de clorofila-*a* (2.225 - 640.800 mg/m<sup>3</sup>) fueron registradas, asociadas a la alta densidad de organismos fitoplanctónicos, particularmente *Synechococcus* sp., indicando florecimiento microalgal. En general, todas las lagunas registraron bajas concentraciones de oxígeno disuelto (0.01 - 4.51 mg/L) y alta salinidad (47.10 - 171.00). Los parámetros microbiológicos sobrepasaron los límites permisibles acuerdo a la normatividad nacional (Decreto 1594 de 1984), indicando una baja calidad del agua. Los valores de TSI registrados corresponden a lagunas entre estado mesotrófico (33.33) a hipereutrófico (95.13). Se concluye que para el período muestreado las lagunas estudiadas se encontraron bajo procesos de eutrofización, siendo más evidente el deterioro ambiental en aquellas lagunas categorizadas como hipertróficas y eutróficas.

**PALABRAS CLAVES:** estado trófico, clorofila-*a*, lagunas costeras, florecimiento algal, índice de estado trófico.

### ABSTRACT

Coastal lagoons are susceptible to water quality problems due to environmental and anthropogenic factors. Playa Blanca -Isla Barú-, is located in a natural park, it is also one of the main tourist attractions of Cartagena, in which many locals sustain their economic income. During the dry season of 2016, sampling was carried out in four coastal lagoons of the Island, to determine the trophic state index or TSI ("Trophic State Index") based on the concentration of Chlorophyll-*a* and to evaluate the water quality. For the sampling stations, physicochemical parameters were measured (temperature, salinity, dissolved oxygen and pH) and biological parameters were evaluated (phytoplankton, fecal coliforms, *E. coli*, photosynthetic pigments). High concentrations of chlorophyll *a* were recorded (2.225 - 640.800 mg/m<sup>3</sup>) associated with a high density of phytoplanktonic organisms, particularly *Synechococcus* sp. indicating microalgal flowering. In general, all the lagoons recorded low concentrations of dissolved oxygen (0.01 - 4.51 mg/L) and high salinity (47.10 - 171.00). The microbiological parameters exceeded the permissible limits according to national regulations (Decree 1594 of 1984) indicating low water quality. The TSI values recorded to correspond to lagoons that are between mesotrophic state (33.33) and hypereutrophic (95.13). The study concluded that the lagoons were found under eutrophication processes, being more evident the environmental deterioration in those lagoons categorized as hypertrophic and eutrophic.

**KEYWORDS:** Trophic status, chlorophyll-*a*, coastal lagoons, bloom algae, Trophic State Index.

<sup>1</sup> Orcid: 0000-0002-8375-6385. Centro de Investigaciones Oceanográficas e Hidrográficas del Caribe (CIOH). Correo electrónico: liseth.arregoces@dimar.mil.co

<sup>2</sup> Orcid: 0000-0002-7498-2997. Universidad de Antioquia (UdeA), Corporación Académica Ambiental (CAA), Grupo de Investigación en Sistemas Marinos y Costeros (Gismac). Correo electrónico: monica.zambrano@udea.edu.co

<sup>3</sup> Orcid: 0000-0003-2284-6405. Universidad de Antioquia, Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Correo electrónico: maria.bello@udea.edu.co

## INTRODUCCIÓN

Las lagunas costeras son ecosistemas altamente sensibles a las modificaciones de su entorno. Presentan una conexión ecohidrológica, asociada al intercambio de agua continental y marina, determinada principalmente por cambios estacionales. La intensidad y frecuencia de esta mezcla intervienen significativamente en la dinámica morfo-sedimentológica y ambiental, así como en la productividad primaria (Brito, Newton, Tett y Fernandes, 2012) (Pis, Deldado y Cheralde, 2019).

Sin duda, estos ecosistemas revisten de gran importancia, sin embargo, suelen considerarse ambientes frágiles, entre otras razones por su vulnerabilidad al deterioro de la calidad de sus aguas (Cotovicz *et al.*, 2013) (McLaughlin *et al.*, 2014).

Dentro de las principales manifestaciones de deterioro se encuentran los cambios en el estado trófico de los cuerpos de agua, ocasionados por el aporte natural de nutrientes y/o por la acción antropogénica (Romero, 2020).

Además de los anteriores, la calidad del agua se ve afectada por la presencia de contaminantes tales como hidrocarburos, metales pesados, nutrientes y compuestos orgánicos (Kumar, Kirubakaran, Devi y Rajendran, 2015). Factores como la luz y los nutrientes, favorecen la productividad primaria, resultando incluso en floraciones algales, características en ambientes de extrema eutrofización (Orquera y Cabrara, 2020).

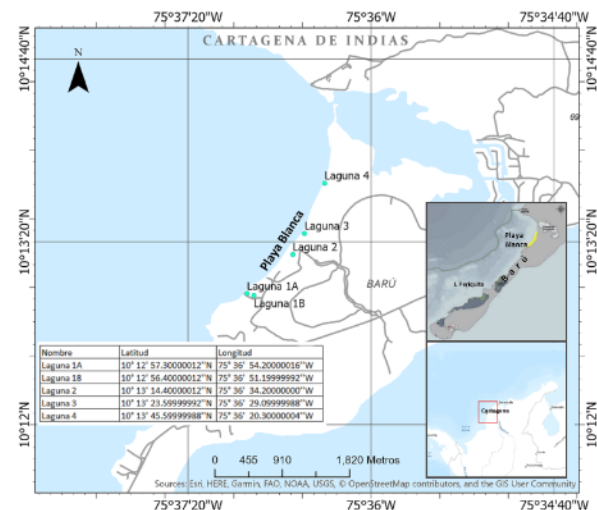
El conocimiento de las fluctuaciones físicoquímicas permiten evaluar la calidad y dinámica del ambiente, a la vez que ofrece claves para el manejo de estos ecosistemas costeros (Pis *et al.*, 2019). Las variables como pH, oxígeno disuelto (OD), demanda bioquímica de oxígeno, sólidos suspendidos totales, amonio, nitrato, fósforo total y coliformes totales son algunos indicadores de salud de los ambientes costeros (Kumar *et al.*, 2015).

Reconociendo la importancia ecológica de las lagunas costeras y su fragilidad, el presente trabajo estudia la calidad del agua durante la época climática seca de cuatro lagunas costeras interiores presentes en el sector de Playa Blanca (Isla Barú), uno de los principales sectores turísticos de Cartagena, en el que muchos pobladores locales sustentan sus ingresos económicos. Considerando las alteraciones en la calidad del agua de estas lagunas que no solo disminuyen el atractivo paisajístico del lugar, sino que pueden llegar a ser un potencial riesgo de afectación, tanto de la conservación de los

ecosistemas, como de la salud humana, este documento además da a conocer el estado trófico de estos acuíferos a partir de la concentración de clorofila-a.

## ÁREA DE ESTUDIO

Ubicada en el Caribe colombiano entre los 75°42' - 75°31' de longitud O y los 10°19' - 10°18' de latitud N, la isla Barú hace parte del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo (Pnncrsb). Con una extensión aproximada de 7550 ha, la isla limita al norte con el archipiélago Nuestra Señora del Rosario, y al noroeste con la bahía de Cartagena y la Isla de Tierra Bomba (Valle, Osorno-Arango y Gil-Agudelo, 2011). En Barú, así como en otras áreas de las islas del Rosario y San Bernardo, se encuentran una serie de lagunas interiores, algunas de mayor tamaño como la ciénaga de Cholón y Mohán, y otras de menores dimensiones de las cuales cuatro son objeto del presente estudio (Fig. 1). Estos cuerpos de agua, circundados en su mayoría por manglares de borde, pueden presentar conexión discontinua con el agua de mar y es probable que aquellos que se encuentran más internos tengan una conexión subterránea o aislamiento total con el medio marino (Zarza- González, 2011).



**Figura 1.** Localización de las estaciones de muestreo en el área Playa Blanca, Isla Barú.

En cercanías a estas lagunas interiores se desarrollan algunas actividades económicas tales como pesca artesanal y turismo, principalmente en el sector conocido como Playa Blanca, las cuales corresponden a la fundamental fuente de ingresos de las comunidades nativas que habitan en las poblaciones de Barú y Santa Ana (Pereira y López, 2014). Entre los meses de diciembre y abril el régimen climático presenta una época o estación seca y el resto del año se considera estación húmeda, con disminución de lluvias entre julio y agosto -periodo denominado "veranillo de San Juan"- (Bernal, Poveda, Roldán y Andrade, 2006). Se caracteriza por poseer atractivos paisajes -arena blanca y aguas cristalinas-, así como ecosistemas costeros estratégicos, tales como: bosques de manglar, lagunas costeras, litoral arenoso, litoral rocoso, pastos marinos y arrecifes coralinos (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2012), que la llevan a ser catalogada como uno de los principales destinos turísticos para los visitantes de la región.

## METODOLOGÍA

Se realizó un muestreo durante la época climática seca a cuatro lagunas costeras ubicadas en Isla Barú, estableciendo una estación en cada una, excepto en la Laguna 1 en la que se consideró necesario establecer dos puntos de muestreo debido a que parte de esta se interna en un rodal de mangle, característica que puede modificar las condiciones de la columna de agua. Las muestras de agua para el análisis de parámetros biológicos fueron colectadas aproximadamente a 2 m de distancia de la orilla de la laguna y a 30 cm de profundidad, y posteriormente almacenadas en recipientes plásticos y/o de vidrio, limpios y debidamente rotulados.

Debido a la poca profundidad registrada en estos cuerpos de agua (<1 m) las muestras se colectaron directamente en frascos con capacidad de 500 ml, para la determinación de la comunidad plantónica, concentración de clorofila-*a* (clo-*a*) y análisis microbiológicos. Las muestras planctónicas se fijaron con formalina al 4 %, neutralizada con tetraborato de sodio (bórax) (APHA-AWWA, 2012) para su posterior identificación taxonómica mediante microscopía hasta el nivel más bajo posible. Las muestras de clo-*a* se mantuvieron refrigeradas y protegidas de la luz para su análisis en laboratorio a través del método espectrofotométrico, de acuerdo con Strickland y Parsons (1972). Los análisis de *Escherichia coli* y coliformes totales se realizaron

mediante el método de sustrato enzimático, siguiendo los protocolos (APHA y AWWA, 2012).

*In situ* se registraron datos de pH (conductímetro pHmetro WTW 3320 sonda Sen-Tix41), temperatura (conductímetro pHmetro WTW 3320 sonda Sen-Tix41), salinidad (conductímetro WTW 3310 sonda tretracon-325) y oxígeno disuelto (oxímetro WTW 3310 sonda Oxi-cell 325).

### Determinación del estado trófico

El estado trófico de las lagunas costeras se estableció a través del índice de estado trófico o TSI (Trophic State Index), propuesto por Carlson (1977) y modificado por Aizaki, Otsuki y Fukushima (1981), utilizando los valores de clo-*a* (Benjumea-Hoyos, Bedoya-Castaño y Álvarez Alzate, 2014):

$$TSI_{Clo-a} = 10 \times (2.46 + \ln(Clo-a)/\ln 2.5) \quad (\text{Ecu. 1})$$

Donde, clo-*a* es la concentración de clorofila-*a* (mg/m<sup>3</sup>) en los estratos superficiales, obtenida a partir del análisis de las muestras de agua. La escala de valores del estado trófico en los cuerpos de agua respecto a la variable clorofila-*a* se relaciona en la Tabla 1.

**Tabla 1.** Escala de valores del estado trófico en los cuerpos de agua a partir de la variable Clo-*a*. (Modificado de: Benjumea-Hoyos *et al.*, 2014).

Estado de eutrofia	Rangos de eutrofia
Oligotrófico	(TSI < 30)
Mesotrófico	(30 < TSI < 60)
Eutrófico	(60 < TSI < 90)
Hipereutrófico	(90 < TSI < 100)

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La calidad de los cuerpos de agua puede ser determinada según la destinación del recurso, cuyos criterios han sido establecidos en la normatividad ambiental nacional (Decreto 1594, 1984); dentro de los parámetros usados para la determinación de la calidad de los cuerpos de

agua se encuentran el pH y el oxígeno (Rubio *et al.*, 2014). Es así como a partir de los valores de pH registrados (Tabla 2) se evidencia que las lagunas evaluadas cumplieron con el criterio

de calidad (6.5 – 8.5) para la preservación de la flora y fauna en aguas cálidas marinas y estuarinas (Decreto 1594, 1984), con excepción de la Laguna 4.

**Tabla 2.** Resultados de las variables fisicoquímicas de lagunas costeras de Playa Blanca, Isla Barú, durante la época de muestreo.

Parámetros	Estaciones de muestreo				
	Laguna 1A	Laguna 1B	Laguna 2	Laguna 3	Laguna 4
Salinidad	47.10	47.70	171.00	87.00	62.20
Temperatura del agua °C	29.90	30.60	39.00	36.50	33.50
Unidades de pH	8.01	8.16	8.15	8.47	8.65
Coloración	Rojiza	Rojiza	Sin color	Marrón	Sin color
Oxígeno disuelto mg/L	0.87	0.01	6.57	**	4.51

\*\* Sin registro

La alta evaporación, debida a las condiciones climáticas que prevalecen durante la época seca, genera una mayor concentración de sales, situación evidenciada en los valores de salinidad registrados para las estaciones (47.10 -171.00) que además se acentúa por la poca profundidad que caracteriza a estos cuerpos de agua.

Los valores de OD registrados indican el estado anóxico de las aguas en las estaciones de la Laguna 1 (estaciones 1A y 1B), relacionados con procesos de descomposición de la materia orgánica aportada por el rodal de mangle que bordea parte de la laguna. Según Lara *et al.* (2008), la descomposición de hojarasca de estos ecosistemas incrementa la producción de materia orgánica, generando bajos niveles de OD y disminución del pH debido a la producción de CO<sub>2</sub>. Así mismo, la temperatura desempeña un rol importante en el comportamiento de los gases, razón por la cual durante el periodo climático seco se acentúa la disminución en la concentración de OD, particularmente en estos cuerpos de agua someros en los que la profundidad disminuye al interrumpirse la comunicación con el mar y se acentúa con la incidencia de procesos de evaporación.

Como resultado de florecimientos fitoplanctónicos asociados con la actividad descomponedora de la materia orgánica aportada por el fitoplancton se pueden generar bajos valores de OD, debido al posterior consumo de este por parte de microorganismos aeróbicos descomponedores. Durante los eventos de

floraciones algales los cuerpos de agua pueden presentar no solo cambios biológicos, como biodiversidad reducida y concentraciones celulares (Benítez *et al.*, 2017; Ocampo-Alvarez *et al.*, 2020) o acumulaciones masivas (de 10X<sup>4</sup> a >10X<sup>6</sup> cél/ml) (González, Ortaz, Peñaherrera y Matos, 2004), sino también cambios en las características químicas y físicas del agua, como disminución de transparencia y cambios de coloración (amarillo, verde, café, rojiza) (Salomón, Rivera-Rondón y Zapata, 2020). Con excepción de la Laguna 2, las densidades celulares registradas en las lagunas estudiadas indican acuíferos sometidos a florecimiento microalgal, comunes en ambientes lénticos, en condiciones de alta insolación, elevadas temperaturas, estabilidad de la columna de agua y calma de los vientos (González *et al.*, 2004).

El análisis fitoplanctónico permitió identificar 17 taxones, pertenecientes a 5 phylla, Cyanobacteria (7), Miozoa (4), Chlorophyta (4), Ochrophyta (1) y Bacillariophyta (1) (Tabla 3). Las cianobacterias estuvieron presentes en todas las estaciones, siendo el único grupo presente en la Laguna 3. En la Laguna 4 solamente fueron identificadas Bacillariophyta con representantes de la especie *Plagiotropis* sp. y *Ochrophyta* con *Synura* sp. Las especies con mayores densidades en las lagunas monitoreadas fueron las cianobacterias *Synechococcus* sp. (8.0X10<sup>6</sup> cel/ml) y *Synechocystis* sp. (4X10<sup>6</sup> cel/ml). La estación con las mayores densidades correspondió a Laguna 3, mientras las menores abundancias se registraron en la Laguna 2.

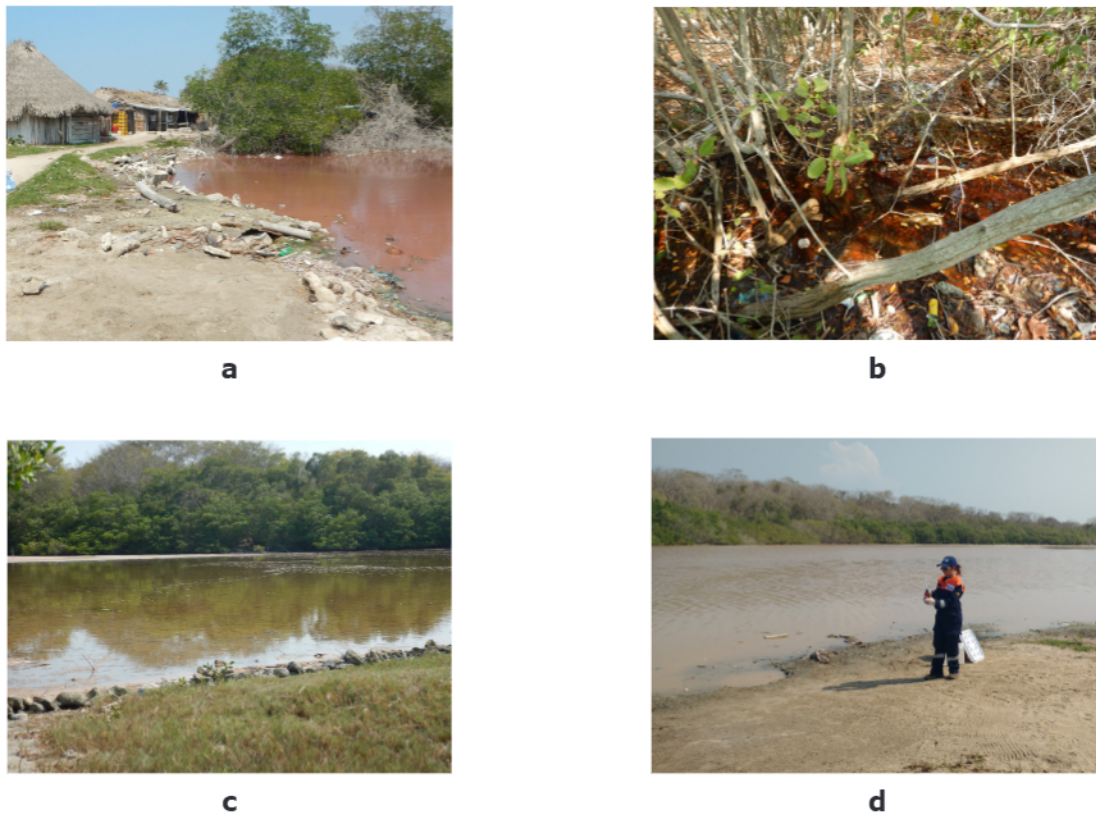
**Tabla 3.** Densidad celular de las especies del fitoplancton colectadas en las estaciones de muestreo (cel/ml).

Filo	Especie	Laguna 1A	Laguna 1B	Laguna 2	Laguna 3	Laguna 4
Bacillariophyta	<i>Plagiotropis sp. Pfitzer, 1871, nom. illeg.</i>	0	0	0	0	1.00X10 <sup>3</sup>
Chlorophyta	<i>Nephroselmis sp. Stein, 1878</i>	9.00X10 <sup>3</sup>	1.20X10 <sup>4</sup>	0	0	0
	<i>Pyramimonas sp. Schmarda, 1849</i>	1.00X10 <sup>3</sup>	0	0	0	0
	<i>Tetraselmis sp. F.Stein, 1878</i>	1.00X10 <sup>3</sup>	4.00X10 <sup>3</sup>	0	0	0
	<i>Anabaena sp. Bory ex Bornet &amp; Flahault, 1886, nom. cons.</i>	0	0	0	0	1.00 X10 <sup>3</sup>
	<i>Oscillatoria sp. Vaucher ex Gomont, 1892</i>	0	1.00 X10 <sup>3</sup>	2.00X10 <sup>3</sup>	0	1.00 X10 <sup>3</sup>
	<i>Plectonema sp. Thuret ex Gomont, 1892</i>	0	0	0	0	1.00 X10 <sup>3</sup>
Cyanobacteria	<i>Pleurocapsa sp. Thuret, 1885</i>	1.60 X10 <sup>5</sup>	1.50 X10 <sup>5</sup>	0	0	0
	<i>Synechococcus sp. C.Nägeli, 1849</i>	4.00 X10 <sup>5</sup>	1.20 X10 <sup>5</sup>	0	8.00X10 <sup>6</sup>	1.20 X10 <sup>5</sup>
	<i>Synechocystis sp. C.Sauvageau, 1892</i>	0	0	0	4.00X10 <sup>6</sup>	0
	<i>Spirulina sp. Turpin ex Gomont, 1892</i>	1.00 X10 <sup>3</sup>	1.00 X10 <sup>3</sup>	0	0	0
	<i>Dunaliella salina (Dunal) Teodoresco 1905</i>	9.00 X10 <sup>3</sup>	6.50 X10 <sup>4</sup>	2.00X10 <sup>3</sup>	0	0
Miozoa	<i>Gymnodinium sp. F.Stein, 1878</i>	1.00 X10 <sup>3</sup>	0	0	0	0
	<i>Prorocentrum balticum (Lohmann) Loeblich III 197</i>	1.00 X10 <sup>3</sup>	0	0	0	0
	<i>Prorocentrum sp. Ehrenberg, 1834</i>	1.00 X10 <sup>3</sup>	0	0	0	0
	<i>Alexandrium sp. Halim, 1960</i>	0	0	0	0	1.50 X10 <sup>4</sup>
Ochrophyta	<i>Synura sp. Ehrenberg, 1834</i>	0	0	0	0	1.00 X10 <sup>4</sup>

Las especies fitoplanctónicas responden rápidamente a cambios resultantes tanto de procesos naturales como antrópicos, siendo útiles para la clasificación trófica (De la Lanza y Gómez, 2005); es así como la cianobacteria *Synechococcus sp.* fue identificada como la principal causante del evento de floración en estas lagunas, debido a las altas densidades registradas; ambientes con lenta remoción, pH superiores a 8.3; temperaturas mayores a 25 °C, reportadas en el presente estudio; así como abundante materia orgánica y nutrientes inorgánicos, entre otros, incrementan las tasas de crecimiento y de reproducción celular de las cianobacterias (Salomón *et al.*, 2020). De otra parte, las estrategias ecofisiológicas de adaptación, entre las que se cuenta la tolerancia de ambientes extremos de salinidad (Jonte, Rosales, Briceño y Morales, 2003; Rosales,

Ortega, Mora y E. M., 2005) favorecen la proliferación de este grupo fitoplanctónico, el cual resulta muy útil como indicador de deterioro ambiental.

Salomón *et al.* (2020) refieren las floraciones microalgales, principalmente de cianobacterias, como el principal efecto de la eutrofización de los sistemas acuáticos, así como la frecuencia y distribución de las mismas. Además de producir cambios en la red trófica y la productividad de los lagos, las floraciones generan disminución del valor estético y paisajístico de los ecosistemas, resultante de la disminución de la transparencia de la columna de agua, los cambios de coloración y los malos olores (Reynolds, 2006), característicos en las lagunas de Isla Barú (Fig. 2).



**Figura 2.** Coloración lagunas costeras interiores. a) Laguna 1A; b) Laguna 1B; c) Laguna 2; d) Laguna 3.

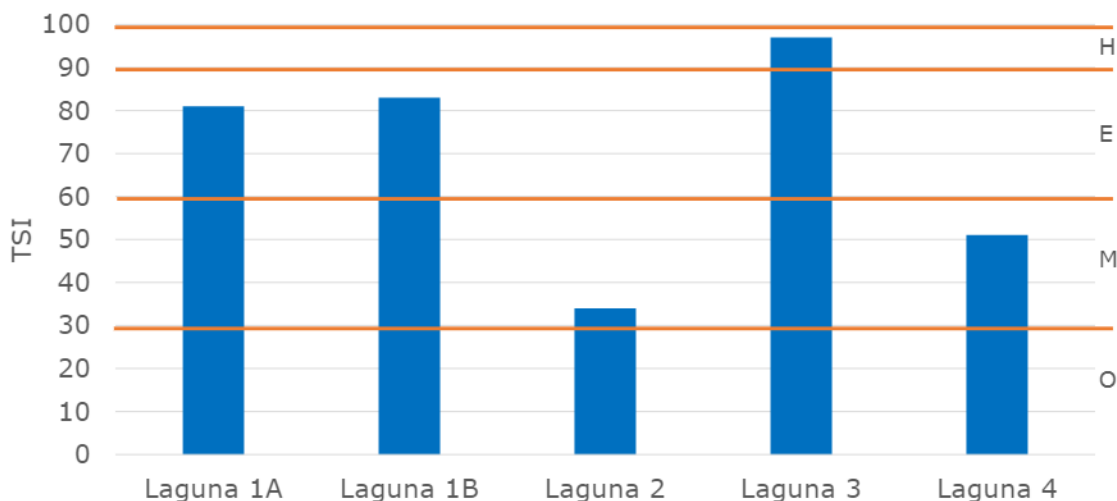
La *clo-a* es un indicador tanto de la densidad fitoplanctónica como del estado trófico del ecosistema (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019), es así como concentraciones superiores a  $10 \text{ mg/m}^3$  (Benítez *et al.*, 2017) registradas en las lagunas costeras de Isla Barú (Laguna 1A, Laguna 1B, Laguna 3 y Laguna 4) confirman la presencia de florecimientos microalgales (Tabla 4). Los elevados valores de *clo-a* reportados superaron los registrados para otras lagunas costeras de la zona, como la laguna costera Ciénaga de la Virgen (promedio  $23.2 \text{ mg/m}^3$ ), localizada en Cartagena (Redcam, 2014), y otras lagunas como algunas áreas del sistema lagunar de la Ciénaga Grande de Santa Marta (CGSM), reconocida por su alta productividad ( $7 \text{ mg/m}^3$  a  $103 \text{ mg/m}^3$  CGSM-Norte de Caño Grande) (Mancera y Vidal, 1994). En otras regiones del Caribe, como el golfo de México, se han reportado para lagunas interiores valores máximos de  $50 \text{ mg/m}^3$ , relacionados con la influencia de aportes continentales y desechos industriales, así como impactos provenientes de los asentamientos humanos y actividades turísticas (Lara *et al.*, 2014).

**Tabla 4.** Estado de eutrofia de lagunas costeras de Playa Blanca, Isla Barú.

Sitio de muestreo	Clo-a (mg/m <sup>3</sup> )	TSI
Laguna 1A	202.920	82.58
Laguna 1B	236.963	84.27
Laguna 2	2.225	33.33
Laguna 3	640.800	95.13
Laguna 4	11.061	50.83

La clasificación trófica empleada y TSI a partir de la concentración de clo-a sugieren que las lagunas estudiadas se encontraron bajo procesos de eutrofización, siendo más evidente el deterioro ambiental en la Laguna 3, categorizada como hipertrófica

(Fig. 3). Las lagunas costeras presentan alta vulnerabilidad a procesos de eutrofización, asociados al enriquecimiento de nutrientes que genera crecimiento excesivo de algas y consecuentemente alteraciones de la calidad de la misma (Pérez-Ruzafa *et al.*, 2019).



**Figura 3.** Estado de eutrofia de lagunas costeras de Playa Blanca, Isla Barú, durante época seca, a partir del índice de estado trófico (TSI) propuesto por Carlson (1997). (H: Hipereutrófico; E: Eutrófico; M: Mesotrófico; O: Oligotrófico).

Con excepción a las de la Laguna 2, las concentraciones de coliformes totales y *E. coli* superaron los valores permisibles estipulados en el Decreto 1594 de 1984 (Tabla 5), sugiriendo que estas se encontraban expuestas a descargas de aguas residuales no tratadas de tipo doméstico, situación que se relaciona con la falta de infraestructura sanitaria y alcantarillado en la Isla. Es posible que la baja carga microorganismos en la Laguna 2 se encuentre relacionada con la acción bactericida

por hipersalinización, alta temperatura del agua e importante incidencia de la radiación solar sobre el sistema. Por otra parte, al estar la laguna delimitada por vegetación de manglar más densa en relación con las otras lagunas estudiadas, puede tener una menor exposición al impacto antrópico y por ende a la contaminación producto de las actividades que tienen lugar en el sector conocido como Playa Blanca.

**Tabla 5.** Resultados de las pruebas microbiológicas tomadas en las lagunas costeras de Playa Blanca, Isla Barú, durante época seca.

Parámetros	Valor de referencia (NMP/100 ml) *	Estación de muestreo				
		Laguna 1A	Laguna 1B	Laguna 2	Laguna 3	Laguna 4
Coliformes totales	1 000	7 215.3	12 996.5	10.0	2 141.6	3 608.7
<i>E. coli</i>	200	541.5	1 233.5	<10.0	379.0	1 117.6

\* Decreto 1594 de 1984

Adicionalmente, el consecuente vertimiento de aguas residuales y aguas no tratadas puede conducir a eutrofización y déficit de oxígeno en un sistema (Salomón *et al.*, 2020), pues, como se mencionó previamente, los procesos de degradación adelantados por microorganismos aerobios consumen oxígeno, ocasionando una disminución del mismo en los cuerpos de agua y, por ende, afectando su calidad. Por otra parte, los valores de coliformes fecales en la Laguna 2 pueden estar asociados a la menor exposición a actividades antrópicas en relación con las demás lagunas estudiadas. De igual manera, en esta laguna se evidenciaron las mayores valores de oxígeno, y de acuerdo con Ansa, Lubberding, Ampofo y Gijzen (2011) elevadas concentraciones de oxígeno pueden contribuir con la eliminación de bacterias fecales.

### CONCLUSIONES

Para el período muestreado se concluye que las lagunas costeras de Playa Blanca, Isla Barú, se encontraron bajo procesos de eutrofización, siendo más evidente el deterioro ambiental en aquellas lagunas categorizadas como hipertrófica y eutrófica, caracterizadas por bajas concentraciones de OD y parámetros microbiológicos que sobrepasaron los límites permisibles de acuerdo con la normatividad nacional (Decreto 1594 de 1984), debido a la incidencia de aguas residuales no tratadas. Sin embargo, para la Laguna 2 es posible que la condición de hipersalinización actué como bactericida y que la densa vegetación, principalmente del manglar que bordea el acuífero, restrinjan el acceso a la misma, disminuyendo la exposición al impacto de las actividades antrópicas, resultando en mejores condiciones fisicoquímicas y biológicas.

Las elevadas concentraciones de clo-a y las altas densidades de especies como *Synechococcus sp.* indican que las lagunas presentaban florecimiento microalgal asociado a los procesos de eutrofización generados por enriquecimiento de materia orgánica.

### REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aizaki, M. O.; Otsuki, M.; Fukushima, M. H. A. M. (1981). Application of Carlson's trophic state index to Japanese lakes and relationships

between the index and other parameters. *Internationale Vereinigung Für Theoretische Und Angewandte Limnologie: Verhandlungen*; 21(1): 675-621. <https://doi.org/https://doi.org/10.1080/03680770.1980.11897067>

American Public Health Association; American Water Works Association; W. E. F.-W. (2012). *Standard Methods for Examination of Water and WasteWater* (22<sup>nd</sup> ed.). APHA-AWWA.

Ansa, E. D. O.; Lubberding, H. J.; Ampofo, J. A.; Gijzen, H. J. (2011). The role of algae in the removal of *Escherichia coli* in a tropical eutrophic lake. *Ecological Engineering (Países Bajos)*. 37(2). <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.11.023>.

Benítez, G.; Ávalos, C.; Araújo, C.; Acosta, R.; Escobar, A.; Franco, G.; Astigarraga, O.; Peralta, I.; Cardozo, C. (2017). Influencia de los factores ambientales cianobacterias lago Ypacaraí. *Steviana*, 9(2): 52-62. <https://revistascientificas.una.py/ojs/index.php/stevia/article/view/1194/1156>

Benjumea-Hoyos, C. A.; Bedoya-Castaño, C. L.; Álvarez Alzate, D. (2014). Evolución en la carga de nutrientes de ríos de montaña que fluyen a un embalse, cuenca media del río Magdalena. *Revista EIA*, 11, 77-91. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.14508/reia.2014.11.22.77-91>

Bernal, G.; Poveda, G.; Roldán, P.; Andrade, C. (2006). Patrones de variabilidad de las temperaturas superficiales del mar en la costa Caribe colombiana. *Revista Académica Colombiana de Ciencias*, 30, 195-208.

Brito, A. C.; Newton, A.; Tett, P.; Fernandes, T. F. (2012). How will shallow coastal lagoons respond to climate change? A modelling investigation. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 112: 98-104. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.09.002>

Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr*, 22, 361-369. <https://doi.org/https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>

Cotovicz, J. L.; Brandini, N.; Knoppers, B.;



- Mizerkowski, B.; Sterza, J.; Ovalle, A.; Medeiros, P. (2013). Assessment of the trophic status of four coastal lagoons and one estuarine delta, eastern Brazil. *Environ Monit Assess*, 185: 3297-3311. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10661-012-2791-x>
- De la Lanza, G.; Gómez, J. (2005). Calidad de agua e indicadores fitoplanctónico en tres ambientes acuáticos costeros al noroeste del golfo de México. En: *Golfo de México: contaminación e impacto ambiental: diagnóstico y tendencias*. (2da ed., p. 696). Univ. Autón. de Campeche, Univ. Nal. Autón. de México, Instituto Nacional de Ecología. <https://doi.org/https://doi.org/10.13140/RG.2.1.3616.4962>.
- González, E. J.; Ortaz, M.; Peñaherrera, C.; Matos, M. L. (2004). Fitoplancton de un embalse tropical hipereutrófico (Pao-Cachinche, Venezuela): abundancia, biomasa y producción primaria. *Interciencia*, 29(10): 548-555. Recuperado en 07 de octubre de 2021, de [http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci\\_arttext&pid=S0378-18442004001000002&lng=es](http://ve.scielo.org/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0378-18442004001000002&lng=es).
- Jonte, L.; Rosales, N.; Briceño, B.; Morales, E. (2003). La salinidad y la irradiación modulan el crecimiento de la cianobacteria *Synechocystis minuscula* en cultivos discontinuos. *Multiciencias*, 3, 1-14. <https://doi.org/https://doi.org/904/90430102>
- Kumar, D.; Kirubakaran, R.; Devi, P.; Rajendran, V. (2015). Water quality assessment using water quality index and geographical information system methods in the coastal waters of Andaman Sea, India. *Marine Pollution Bulletin*, 100: 555-561. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.08.032>
- Lara, J. R.; Arreola, A.; Calderón, L.; Camacho, V.; De la Lanza, G.; Escofet, A.; Espejel, M. M. G.; Ladah, L.; Meling, E.; Moreno, P.; Reyes, H.; Ríos, J.; Zertuche, J. (2008). Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales. En: *Capital natural de México. Conocimiento actual de la biodiversidad*: Vol. I, 109-134). [http://centro.paot.org.mx/documentos/conabio/capital\\_natural.pdf](http://centro.paot.org.mx/documentos/conabio/capital_natural.pdf)
- Lara, A.; Contreras, F.; Barba-Macías, E.; Pérez-Hernández, M. A. (2011). Lagunas costeras y Estuarios. Lagunas costeras y estuarios: En: *La biodiversidad en Veracruz un estudio de Estado*. Eds. CONABIO. Primera Edición. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad. México, D.F. 297-313.
- Mancera, J. E.; Vidal, L. A. (1994). Florecimiento de microalgas relacionado con mortandad masiva de peces en el complejo lagunar Ciénaga Grande de Santa Marta, Caribe colombiano. *An. Inst. Invest. Mar. Punta Betín.*; 23(1): 103-117. <https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.1994.23.0.390>
- Mclaughlin, K.; Sutula, M.; Busse, L.; Anderson, S.; Crooks, J.; Dagit, R.; Gibson, D.; Johnston, K.; Stratton, L. (2014). A regional survey of the extent and magnitude of eutrophication in Mediterranean estuaries of Southern California. *Estuaries and Coasts*; 37(2): 259-278. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s12237-013-9670-8>
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2012). *Modelo de desarrollo sostenible para el área marina protegida de los archipiélagos de Nuestra Señora del Rosario y de San Bernardo*.
- Decreto 1594, 61 (1984). *Decreto\_No\_1594\_(1984).pdf* <http://www.oas.org/usde/environmentlaw/waterlaw/documents/Colombia->
- Ocampo-Álvarez, H.; Lara-González, M.; Choix-Ley, F. J.; Becerril-Espinosa, A.; Ayón-Parente, M.; Enciso-Padilla, I.; Juárez-Carrillo, E. (2020). Ensamblaje fitoplanctónico de la laguna de Cajititlán, Jalisco, durante el año 2015. *E-CUCBA*, 7: 5-15. <https://doi.org/https://doi.org/10.32870/e-cucba.v0i13.146>
- Orquera, E.; Cabrera, M. (2020). Caracterización del estado trófico de la laguna de Yambo mediante análisis de fósforo. *InfoANALÍTICA*, 8(1): 99-111. <https://doi.org/https://doi.org/10.26807/ia.v8i1.119>
- Pereira C. C. B. S. F.; López, L. (2014). *Levantamiento de información sobre actitudes*

- ambientales y percepción de usuarios en Playa Blanca-Barú*. Informe Técnico de PlayasCorp-Corporación para el Desarrollo de Playa Blanca / Barú-Corplaya.
- Pérez-Ruzafa, A.; Campillo, S.; Fernández-Palacios, J. M.; García-Lacunza, A.; García-Oliva, M.; Ibañez, H.; Navarro-Martínez, P. C.; Pérez-Marcos, M.; Pérez-Ruzafa, I. M.; Quispe-Becerra, J. I.; Sala-Mirete, A.; Sánchez, O.; Concepción, M. (2019). Long-Term dynamic in Nutrients, Chlorophyll a, and Water Quality Parameters in a Coastal Lagoon During a Process of Eutrophication for Decades, a Sudden Break and a Relatively Rapid Recovery. *Front. Mar. Sci.*; 6(26): 1-23. <https://doi.org/https://doi.org/10.3389/fmars.2019>.
- Pis, R. M. A.; Deldado, M. G; Cherolde, S. (2019). Variación de los nutrientes en agua y sedimento del Sistema Lagunar de Tunas de Zaza, Sancti Spiritus, Cuba. II parte. *Revista Cubana de Investigaciones Pesqueras*; 36(2): 82-88.
- Red de Vigilancia de Calidad del Agua Marina. (2014). Redcam. En: *Observatorio Ambiental de Cartagena de Indias. (s.f). Ciénaga de la Virgen*. <http://observatorio.epacartagena.gov.co/gestion-ambiental/ecosistemas/lagunas-y-cuerpos-de-agua-internos/cienagade-la-virgen/>
- Reynolds, C. S. (2006). *The ecology of freshwater phytoplankton*. University Press.
- Romero, M. (2020). El proceso de eutrofización: otra de las múltiples caras de la contaminación. *MoleQla*, 36: 33-36.
- Rosales, N.; Ortega, J.; Mora, R.; E. M. (2005). Influence of salinity on the growth and biochemical composition of the cyanobacterium *Synechococcus sp.* *Ciencias Marinas*; 31(2): 349-355. <https://doi.org/https://doi.org/10.7773/cm.v31i2.59>
- Rubio, A. O.; Ortiz, D. R. C; Quintana, M. R. M.; Saucedo, T. R. A., Ochoa R. J.; Rey, B.; N.I.R. (2014). Índice de calidad de agua (ICA) en la presa La Boquilla en Chihuahua, México. 1(2): 139-150. <https://doi.org/https://doi.org/10.19136/era.a1n2.162>
- Salomón, S.; Rivera-Rondón, C.; Zapata, A. M. (2020). Floraciones de cianobacterias en Colombia: estado del conocimiento y necesidades de investigación ante el cambio global. *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat.*; 44(171): 376-391. <https://doi.org/https://doi.org/10.18257/raccefyn.1050>
- Strickland J. D. H.; Parsons, T. (1972). A practical Handbook of Seawater Analysis. *Fisheries Research Board of Canada*, 167(2): 197-200.
- Valle, A. G.; Osorno-Arango, A.; Gil-Agudelo, D. (2011). Estructura y régimen del bosque de amnglar de la ciénaga de Cholón, Isla Barú, Parque Nacional Corales del Rosario y San Bernardo, Caribe colombiano. *Bol. Invest. Mar. Cost.*, 40(1): 115-130. <https://doi.org/https://doi.org/10.25268/bimc.invemar.2011.40.1.105>
- Zarza-González, E. (Ed.). (2011) *El entorno ambiental del Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo*. Parque Nacional Natural Corales del Rosario y de San Bernardo (Pnncrsb). 417 pp.