

13

Fecha de presentación: diciembre, 2022

Fecha de aceptación: febrero, 2023

Fecha de publicación: abril, 2023

EVALUACIÓN

DE LA CALIDAD DE AGUA Y DEL ESTADO TRÓFICO EN ÁREAS DE BAÑO DE LA BAHÍA DE CIENFUEGOS

ASSESSMENT OF WATER QUALITY AND TROPHIC STATUS IN BATHING AREAS OF CIENFUEGOS BAY

Mabel Seisdedo Losa¹

E-mail: mabel@gestion.ceac.cu

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-3392-116X>

Ángel Ramón Moreira González¹

E-mail: angel@gestion.ceac.cu

ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-9638-2602>

Gabriel Liván Rojas Abrahantes¹

E-mail: gabriel@ceac.cu

ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-0768-8146>

¹ Centro de Estudios Ambientales de Cienfuegos (CEAC).

Cita sugerida (APA, séptima edición)

Seisdedo Losa, M. S., Moreira González, A. R., & Rojas Abrahantes, G. L. (2023). Evaluación de la calidad de agua y del estado trófico en áreas de baño de la bahía de Cienfuegos. *Universidad y Sociedad*, 15(S1), 143-154.

RESUMEN

El objetivo de este estudio fue evaluar la calidad del agua en áreas de baño de la bahía de Cienfuegos, en Cuba, usando índices como herramientas. Se determinaron algunos parámetros físicos, químicos, bacteriológicos (salinidad, temperatura, pH, saturación de oxígeno, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, P-PO₄³⁻, DQO, DBO₅, clorofila-a, coliformes termotolerante y totales) y se estudió el fitoplancton en seis playas de esta bahía durante 2021. La evaluación se basó en el uso de un índice de calidad del agua en el que se consideraron los criterios normados en Cuba para las aguas con uso recreativo. También se aplicaron algunos métodos de clasificación del nivel trófico, uno de ellos basado en el índice TRIX. Las evaluaciones de calidad del agua estuvieron entre mediocre y moderada y permitieron identificar las áreas de baño con más signos de deterioro. Se obtuvo diferencias significativas entre los períodos estacionales analizados para un grupo de indicadores y se identificó fuertes relaciones entre varios de ellos y los aplicados para evaluar estado trófico. El análisis de fitoplancton permitió identificar floraciones algales nocivas en el período estudiado aun cuando no se reportaron afectaciones en bañistas, lo cual demostró la importancia de estudios integrados de la calidad de las aguas.

Palabras clave: correlaciones, análisis de conglomerados, floraciones algales

ABSTRACT

This study aimed to assess the water quality in bathing areas of Cienfuegos bay, in Cuba, using indices as tools. Some physical, chemical and bacteriological parameters were determined (salinity, temperature, pH, oxygen saturation, N-NH₄⁺, N-NO₂⁻, N-NO₃⁻, P-PO₄³⁻, COD, BOD₅, chlorophyll-a, thermotolerant and total coliforms) and the phytoplankton was studied in six beaches of this bay during 2021. The assessment was based on the use of a water quality index in which the normative criteria in Cuba for waters with recreational use were considered. Some trophic level classification methods were also applied, one of them based on index TRIX. The assessments of water quality were between mediocre and moderate and allowed to identify those with more deterioration signs. Significant differences were obtained between the seasonal periods analyzed for a group of indicators and strong relationships were identified between several of them and those applied to assess trophic status. The phytoplankton analysis allowed the identification of harmful algal blooms in the period studied, even when no effects on bathers were reported, which demonstrated the importance of integrated studies of water quality.

Keywords: correlations, cluster analysis, algal blooms

INTRODUCCIÓN

Aunque las playas son áreas importantes para la recreación y el turismo, no necesariamente están libres de peligros para la salud humana. El creciente uso recreativo en las playas ha aumentado la importancia de monitorear varios indicadores microbiológicos, físicos y químicos de la calidad en los programas de manejo costero (Samarasekera & Abeygunawardena, 2017).

La calidad de las aguas costeras se ve afectada por el contenido de macronutrientes inorgánicos (fosfato, nitrato, nitrito y amonio) que, junto con la luz solar y el carbono inorgánico, es un factor clave que regula la abundancia y el crecimiento del fitoplancton. El proceso de eutrofización es una consecuencia de la entrada de altas concentraciones de nutrientes, que produce niveles elevados de clorofila-a, eventos de anoxia e hipoxia, así como la proliferación de algas nocivas. Las floraciones de algunas especies dañinas que producen toxinas marinas a menudo se asocian con enfermedades humanas (Davidson et al., 2012).

Si bien las playas ubicadas dentro de bahías no son las más promocionadas para el turismo en Cuba, constituyen uno de los sitios más utilizados por la población. Para evaluar la calidad del agua en las zonas de baño cubanas (ONN, 1999) existe una norma, que únicamente establece que las concentraciones de nutrientes no deben indicar condiciones eutróficas. No incluye esquemas integrados de clasificación mediante la aplicación de índices de calidad del agua (ICA), a pesar de que estas herramientas pueden apoyar la gestión ambiental (Seisdedo et al., 2022).

Algunos índices de eutrofización (Karydis et al., 1983; Vollenweider et al., 1998) se han usado para evaluar si los niveles de nutrientes son altos o bajos en los sistemas costeros. Sin embargo, son escasos los estudios en Cuba en los que también se han aplicado ICA para obtener evaluaciones integradoras (Montalvo et al., 2017; Seisdedo et al., 2022).

Hace más de una década se evaluó la calidad del agua en algunas playas de la bahía de Cienfuegos (Seisdedo et al., 2012) comparando los resultados de algunos indicadores con los criterios establecidos por la ONN (1999). Además, se usó un índice basado en la propuesta de Karydis et al., (1983) para evaluar el estado trófico, pero no se obtuvieron evaluaciones integradoras que permitieran establecer comparaciones entre las playas y los períodos estacionales, como se hizo en otras zonas de baño fuera de la bahía (Seisdedo et al., 2022).

El presente estudio tiene como objetivo evaluar la calidad del agua en áreas de baño de la bahía de Cienfuegos mediante índices que contribuyan a una evaluación actualizada y más completa, para apoyar la gestión ambiental de estas zonas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio y muestreo

Este estudio se realizó en seis playas de la bahía de Cienfuegos, la cual está situada en el centro sur de Cuba (22°1' N, 80°20' O, Figura 1). Es una bahía semicerrada con características estuarinas. Está conectado con el Mar Caribe por un estrecho canal de 3,6 km de largo. Su superficie es de 88,46 km² y un volumen total de 0,84 km³ con una profundidad media de 9,5 m (Muñoz et al., 2012). Se divide en dos lóbulos naturales con características hidrográficas bien definidas. Las áreas de baño analizadas son las más utilizadas por la población cienfueguera y se ubican en el lóbulo norte de la bahía, que recibe la mayor afectación antrópica tanto de la ciudad de Cienfuegos como de la actividad industrial.

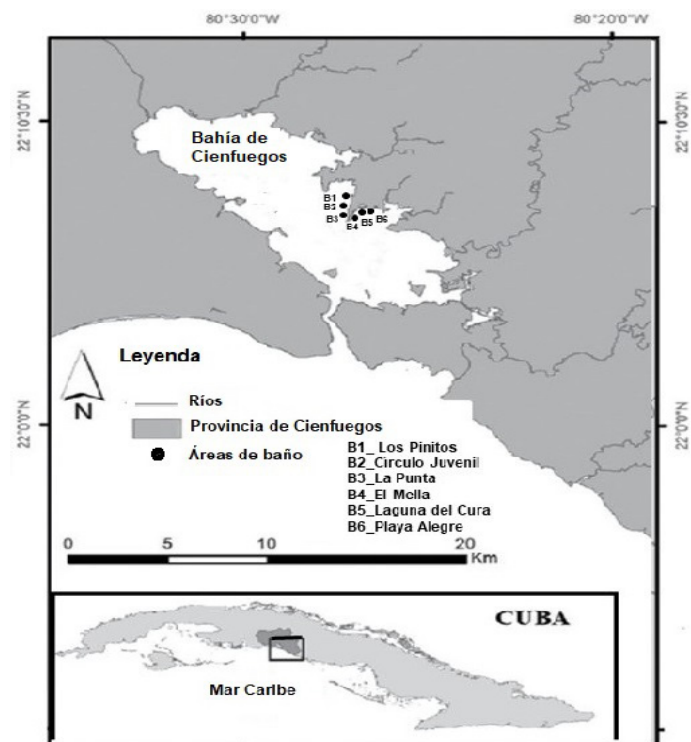


Figura 1. Red de áreas de baño analizadas en el presente estudio.

Fuente: Elaboración propia

Se reconoce la influencia de dos períodos estacionales en la provincia de Cienfuegos: el período lluvioso (de mayo a octubre) y el período poco lluvioso (de noviembre a abril). Teniendo en cuenta esto, en este estudio se realizaron cuatro campañas de muestreo (abril/2021, junio/2021, octubre/2021 y noviembre/2021), correspondiendo dos a cada período.

En cada playa se tomaron muestras simples de agua de mar con una jarra de 20 L aproximadamente a 2,5 m de la línea de playa y a 30 cm por debajo de la superficie del mar. Se tomaron un total de 24 muestras. Se siguieron las especificaciones de APHA (1998) para el muestreo y conservación.

Para el muestreo cuantitativo de fitoplancton, se tomó una muestra de agua de 1 L de una jarra de 20 L con una botella de plástico, se conservó con solución de Lugol y se almacenó en la oscuridad hasta su análisis. Con fines taxonómicos, se realizó un arrastre vertical y horizontal (durante 5 min.) con una red de plancton cónica simple de 20 μm , en cada playa y las muestras concentradas se fijaron con solución de Lugol.

Tanto el muestreo como los ensayos analíticos fueron realizados por especialistas y técnicos del Laboratorio de Ensayos Ambientales del Centro de Estudios Ambientales de Cienfuegos (CEAC).

Indicadores de calidad del agua

Las determinaciones de los indicadores de calidad del agua se basaron en varios métodos incluidos en el Manual de Procedimientos del Laboratorio de Ensayos Ambientales del CEAC. El oxígeno disuelto (OD) se midió por el método de Winkler, la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5) se determinó según el método basado en 5 días de incubación a 20°C, mientras que la Demanda Química de Oxígeno (DQO) se analizó por el método del permanganato (APHA, 1998). La salinidad (Sal.) y la temperatura (Temp.) se registraron in situ utilizando una sonda digital modelo YSI-30 y el análisis de pH se realizó utilizando un medidor de pH digital HANNA. Las concentraciones de nitrito, nitrato, amonio y fosfatos se determinaron por espectrofotometría. Los termotolerantes (Colif. TT) y los coliformes totales (Colif. T) se analizaron mediante la técnica de fermentación en tubos múltiples según APHA (1998). Se siguieron procedimientos de control de calidad para asegurar la calidad de los datos. La saturación de oxígeno disuelto (SO, en %) se obtuvo aplicando la ecuación empírica propuesta por Weiss (1970).

Para evaluar la calidad del agua de cada playa se utilizó un Índice de Calidad del Agua (ICA) considerando criterios de calidad del agua para los indicadores (DBO_5 ,

DQO, SO, Sal., Colif. TT, Colif. T y nutrientes) establecidos en el Norma cubana para el baño (ONN, 1999), así como las ecuaciones propuestas por CCME (2001):

$$ICA = 100 - \left(\frac{\sqrt{F1^2 + F2^2 + F3^2}}{1.732} \right) \quad (1)$$

Donde,

F1- representa el porcentaje de variables que no cumplen con sus objetivos o criterios de calidad ("variables fallidas"), respecto al total de variables medidas.

F2- representa el porcentaje de pruebas individuales que no cumplen con los objetivos o criterios de calidad ("pruebas fallidas")

F3- representa la cantidad por la cual los valores de prueba fallidos no cumplen con sus objetivos o criterios de calidad y se calcula en tres pasos.

$$F3 = \left(\frac{nse}{0.01nse + 0.01} \right) \quad (2)$$

La cantidad colectiva por la cual las pruebas individuales están fuera de cumplimiento se calcula sumando las desviaciones de las pruebas individuales de sus objetivos y dividiendo por el número total de pruebas (tanto las que cumplen los objetivos como las que no los cumplen). Esta variable se conoce como la suma normalizada de excursiones, o nse.

El número de veces que una concentración individual es mayor que (o menor que, cuando el objetivo es un mínimo) el objetivo se denomina "excursión" y se expresa de la siguiente manera.

$$excursión_i = \left(\frac{ValordepruebaFallida_i}{Objetivo_j} \right) - 1 \quad (3)$$

Para los casos en que el valor de la prueba no deba caer por debajo del objetivo, la expresión es la siguiente.

$$excursión_i = \left(\frac{Objetivo_j}{ValordepruebaFallida} \right) - 1 \quad (4)$$

El divisor 1.732 normaliza los valores resultantes en base a la obtención de un rango de 0 a 100, que se divide en 5 categorías diferentes de calidad del agua: mala (0-44), mediocre (45-64), regular (65-79), buena (80-94) y excelente (95-100).

Si bien la propuesta del CCME (2001) requiere cuatro campañas de muestreo como cantidad mínima para determinar el ICA, esta herramienta se adaptó mediante un cambio del enfoque temporal al espacial, considerando cuatro puntos de muestreo en lugar de campañas.

Teniendo en cuenta que los nutrientes no deben estar en niveles eutróficos, se utilizaron dos métodos para evaluar el estado trófico, aunque solo se consideró el TRIX para la determinación del ICA. Debido a los altos límites de cuantificación de los ensayos utilizados para determinar las concentraciones de nutrientes, se decidió considerar los valores de los límites de detección para evaluar el estado trófico en los casos necesarios.

El índice TRIX, propuesto por Vollenweider et al., (1998), permite variantes en cuanto al tipo de compuesto de nitrógeno y fósforo a utilizar. En el presente trabajo se consideró el nitrógeno inorgánico disuelto (NID) y el fosfato reactivo soluble (PRS). La ecuación principal se explica brevemente a continuación.

$$TRIX = (\log(Cla * DSO * NID * PRS) + 1.5)/1.2 \quad (5)$$

Donde,

TRIX: es el índice del estado trófico

Cla: es la concentración de Clorofila-a en $\mu\text{g/l}$

DSO: es el valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, es decir, $|100 - \%OD|$

NID: es la concentración de nitrógeno inorgánico disuelto total en $\mu\text{g/l}$

PRS: es la concentración de fosfato reactivo soluble u ortofosfato en $\mu\text{g/l}$

La clasificación del estado trófico se basó en la escala de valores del índice TRIX, donde: Agua poco productiva o nivel trófico bajo ($2 \leq \text{TRIX} < 4$), Agua moderadamente productiva o nivel trófico medio ($4 \leq \text{TRIX} < 5$), Agua de moderada a altamente productiva o nivel trófico alto ($5 \leq \text{TRIX} < 6$) y Agua altamente productiva o nivel trófico más alto ($6 \leq \text{TRIX} < 8$).

La escala de clasificación expuesta por Contreras et al. (1994) también se utilizó para evaluar el estado trófico. Se basa en el uso del índice que propone una expansión en los intervalos de concentración de clorofila-a (Cla).

Fitoplancton

La identificación del fitoplancton fue realizada hasta el nivel taxonómico más bajo posible, utilizando un

microscopio Leica, y siguiendo la literatura especializada (Aké-Castillo et al., 2018). Para el análisis cualitativo, las muestras fueron sedimentadas en cámaras de Utermöhl de 25 mL con un tiempo de sedimentación de 18 h. Las células fueron contadas con una magnificación de 200X en un microscopio invertido MOTIC (Utermöhl, 1958). La abundancia del fitoplancton fue expresada en células/L; y clasificada como eutrófica cuando una simple especie excedió 250,000 células/L y los conteos totales de una muestra estuvieron por encima de 106 células/L (WFD, 2000).

Análisis estadísticos

Luego de verificar la distribución no normal de los datos mediante la prueba de normalidad (Shapiro-Wilk), se utilizó la prueba de Wilcoxon para identificar las diferencias significativas entre períodos estacionales para los indicadores analizados y se determinaron las correlaciones de Spearman. También se aplicó el análisis de conglomerados (AC) utilizando la distancia euclidiana.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Evaluación de la calidad del agua

Los resultados del ICA mostraron desde el punto de vista espacial un predominio de calidad moderada, excepto en el área de baño B1 con peor calidad (Figura 2A). Esto contrasta con los resultados obtenidos para algunas playas abiertas del medio marino de Cuba (Bustamante et al., 2016), incluso con zonas más cercanas situadas fuera de esta bahía (Seisdedo et al., 2022). Ello debe a que las concentraciones de algunos indicadores como DQO, DBO_5 y Colif.TT son mayores en ecosistemas semicerrados con un mayor impacto antrópico producido por fuentes de contaminación (orgánica y microbiológica) (Seisdedo et al., 2012). La cercanía a algunos drenajes pluviales y residuales de la ciudad de Cienfuegos podría estar relacionada con la obtención de una peor calidad del agua en Los Pinitos (B1), dado que esta zona también refleja los menores niveles de salinidad.

El análisis estacional mostró mejores condiciones durante el período lluvioso (Figura 2B), lo cual contrasta con los resultados obtenidos en playas del litoral oriental de la provincia (Seisdedo et al., 2022). Esto podría deberse al aporte de agua dulce, que favorecen la dilución, y junto a la disminución del tiempo de renovación de la bahía reportado por Muñoz et al. (2012), justifican la reducción significativa de los niveles de materia orgánica ($p < 0.05$).

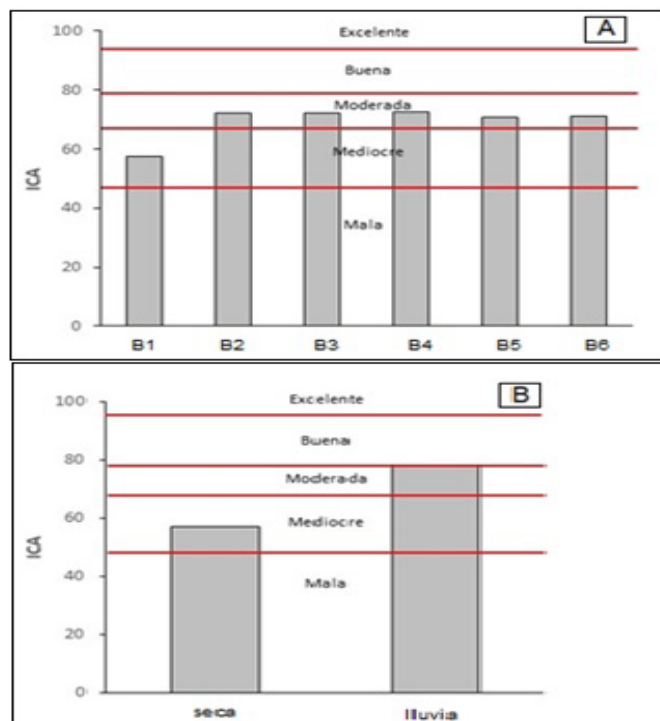


Figura 2. Resultados del ICA correspondientes a las áreas estudiadas de la bahía de Cienfuegos considerando A) análisis espacial y B) estacional

Fuente: Elaboración propia

Los valores de salinidad variaron entre 28.8 y 35.4 ups, y el máximo valor se obtuvo en el período poco lluvioso o seco, mientras que el valor más bajo y el rango mayor de valores correspondieron al período lluvioso (Tabla 1). Aunque el criterio de calidad establecido para este indicador según ONN (1999), es que no debe ser inferior a 36 ups, pueden ser aceptables niveles de salinidad inferiores a dicho valor límite debido a las características estuarinas de esta bahía, por ser semicerrada y recibir la

influencia de agua fluvial. Además, este indicador para las zonas analizadas muestra la influencia estacional a través de las diferencias significativas entre períodos estacionales ($p < 0,05$), a diferencia de lo obtenido en las áreas de baño fuera de la bahía (Seisdedo et al., 2022).

Los valores de temperatura variaron entre 24,3 y 30 °C, con el rango más amplio y el valor más bajo en el período seco, que corresponde a los meses más fríos del año. Los valores de pH estuvieron entre 6,8 y 8,1 unidades, con el valor máximo en el período lluvioso y el valor mínimo en el período poco lluvioso. Los valores de saturación de oxígeno disuelto variaron entre 90,3 % y 140,9 %. El mayor valor se obtuvo durante el período poco lluvioso mientras que el menor valor correspondió al período lluvioso, al igual que en un estudio previo (Seisdedo et al., 2012).

Los valores obtenidos de Demanda Química de Oxígeno (DQO) estuvieron entre 1.9 y 6.0 mg L⁻¹ y el mayor rango de resultados se registró en el período poco lluvioso (Tabla 1). Las concentraciones de DBO₅ variaron entre 0.6 y 4.2 mg L⁻¹, el valor máximo se obtuvo en el período poco lluvioso y el valor mínimo en el período lluvioso. Con respecto a los nutrientes, las concentraciones de fosfato fueron inferiores al límite de cuantificación (1.29 μmol L⁻¹) en ambos períodos estacionales. Las concentraciones de amonio estuvieron entre valores por debajo del límite de cuantificación (0.7 μmol L⁻¹) y 1.8 μmol L⁻¹. El valor máximo y el rango más amplio correspondieron al período lluvioso. Los resultados de nitrito fueron inferiores a 0.36 μmol L⁻¹, en ambos períodos estacionales. Los resultados de nitrato variaron entre valores inferiores al límite de cuantificación (1.0 μmol L⁻¹) y 1.2 μmol L⁻¹. Los coliformes termotolerantes variaron entre concentraciones inferiores al límite de cuantificación (1.8 NMP/100 mL) y 920 NMP/100 mL, y el valor máximo se obtuvo en el período seco. De igual forma, las concentraciones de coliformes totales variaron entre valores inferiores a 1.8 y 1600 NMP/100 mL, obteniéndose el valor máximo en el período seco.

Tabla 1. Resultados de los indicadores de calidad del agua en el área de estudio para cada período estacional (lluvioso y seco). DE=desviación estándar. Los indicadores subrayados y en negrita mostraron diferencias significativas entre períodos estacionales ($p < 0,05$).

INDICADORES	PERÍODO SECO			PERÍODO LLUVIOSO			CRITERIO DE CALIDAD (ONN, 1999)
	MEDIA	RANGO	DE	MEDIA	RANGO	DE	
Temp. (°C)	25.6	24.3 – 28.0	1.16	28.9	27.0 – 30.0	1.14	(*)
pH (unidad)	7.6	6.8 – 7.8	0.30	7.7	7.1 -8.1	0.30	6.1 - 8. 9
Sal. (ups)	32.3	28.8 - 35.4	1.16	31.8	28.8 – 34.3	2.3	≥36

SO (%)	114.5	93.1 – 138.5	16.0	120.8	90.3 - 140.9	20.1	≥70
PO ₄ ³⁻ (μmol L ⁻¹)	< 1.29	-	-	< 1.29	-	-	NE (**)
NH ₄ ⁺ (μmol L ⁻¹)	0.3	< 0.7 -1.4	0.47	0.83	< 0.7 – 1.8	0.54	NE (**)
NO ₃ ⁻ (μmol L ⁻¹)	0.13	< 1.0 -1.2	0.32	0.12	< 1.0 -1.1	0.29	NE
NO ₂ ⁻ (μmol L ⁻¹)	< 0.36	-	-	< 0.36	-	-	NE
DQO (mg L⁻¹)	4.63	2.40 – 6.0	2.10	2.60	1.92 - 3.20	0.38	≤2.0
DBO₅ (mg L⁻¹)	2.8	1.4 – 4.2	0.82	1.4	0.6 – 2.2	0.48	≤3.0
Colif.TT (MPN/100mL)	107	< 1.8 - 920	260	26.2	< 1.8- 43.0	11.8	≤200
Colif. T (MPN/100mL)	173	< 1.8 -1600	452	88.2	< 1.8 -43.0	11.8	≤1000
Cl_a (μg L⁻¹)	0.68	0.30 - 1.7	0.43	0.95	0.20 – 2.1	0.52	(**)

(*)- Se considera para determinar SO

NE-Condiciones no eutróficas o TRIX < 5

(**)-La norma cubana no establece criterio para este indicador

Fuente: Elaboración propia

De forma general, en las campañas de marzo y junio los niveles de pH, DBO₅ y SO cumplieron los criterios de calidad de agua de baño establecidos por la norma cubana (ONN, 1999) y las concentraciones de nutrientes también cumplieron estos criterios en octubre y noviembre. Sin embargo, en noviembre los valores de DBO₅ mostraron algunos signos de deterioro, a diferencia de lo obtenido en las demás campañas.

Algunos indicadores como la salinidad, DQO DBO₅ mostraron en el período poco lluvioso concentraciones promedio significativamente mayores ($p < 0.05$) respecto a las obtenidas en el período lluvioso; mientras que la temperatura, el amonio y la clorofila-a mostraron concentraciones promedio significativamente menores durante el período seco ($p < 0.05$).

Estado trófico

Las evaluaciones del estado trófico obtenidas mediante la aplicación de dos índices, mostraron un predominio del estado trófico bajo (Figura 3). Sin embargo, tres de las estaciones analizadas (La Punta, El Mella y Playa Alegre) mostraron estado trófico medio basado en los resultados del índice TRIX en algunas de las campañas correspondientes al período lluvioso. En general, los resultados no mostraron condiciones eutróficas, sin embargo, la obtención de mayores niveles tróficos en algunas zonas durante el período lluvioso podría estar relacionado con el aumento significativo en las concentraciones de amonio, indicador que mostró mayor correlación significativa con los indicadores de estado trófico. Esto está en correspondencia con una investigación previa en esta bahía, donde se reportaron condiciones mesotróficas durante el período lluvioso vinculadas a los niveles de nitrógeno inorgánico (Seisdedo et al., 2012). Además, en otro estudio se reportaron signos de eutrofización asociados a la proliferación de algas en algunas zonas de baño y las concentraciones de estos nutrientes también fueron elevadas (Moreira et al., 2014).

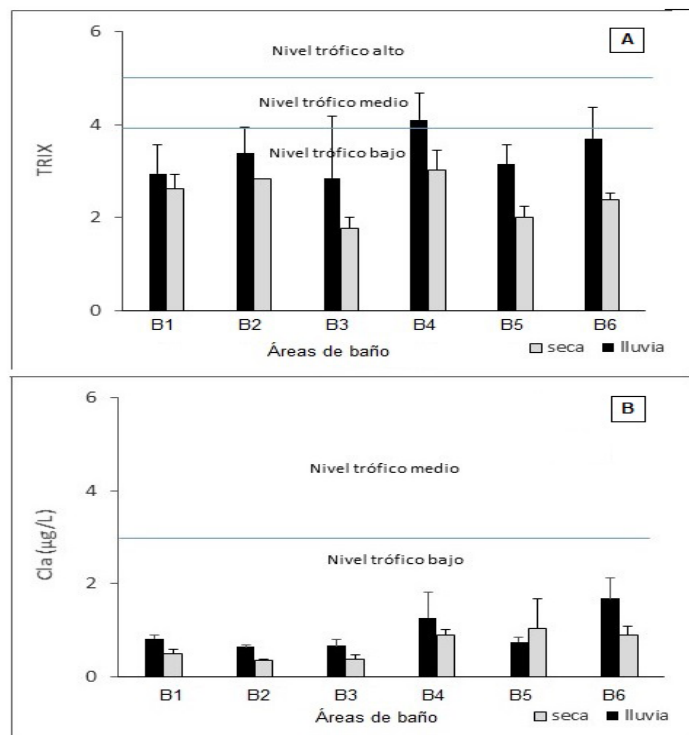


Figura 3. Evaluaciones del estado trófico (valor medio + máx.) en las áreas de baño considerando dos métodos: A) TRIX, B) Concentraciones de clorofila-a

Fuente: Elaboración propia

Los resultados de las correlaciones de Spearman, permitieron identificar los indicadores de calidad del agua fuertemente relacionados con los resultados de TRIX y Clorofila-a, esta última también determinada para la evaluación del estado trófico (Tabla 2). Aunque el estado trófico suele relacionarse con los niveles de nutrientes, hay autores que también relacionan indicadores de materia orgánica (DQO y DBO5) con el proceso de eutrofización (Cardoso et al., 2004). Esto podría explicar la relación significativa entre indicadores de estado trófico, nutrientes nitrogenados e indicadores de materia orgánica (Tabla 2).

Tabla 2. Resultados de los coeficientes de correlación de Spearman entre los indicadores de estado trófico y los indicadores de calidad de las aguas (* correlación significativa, $p < 0,05$)

Corr. Spearman		pH	Temp.	Sal.	DQO	Colif.T	Colif.TT	NH ₄	DBO ₅	SO	NO ₃
TRIX	rho	0.20	0.51*	0.35	-0.52*	0.12	0.05	0.80*	-0.51*	0.48*	0.75*
	p	0.35	0.01	0.09	0.01	0.57	0.80	0.00	0.01	0.02	0.00
Cla	rho	0.24	0.54*	0.23	-0.35	-0.12	-0.18	0.25	-0.44*	0.25	0.07
	p	0.25	0.01	0.28	0.09	0.57	0.40	0.23	0.03	0.26	0.74

Fuente: Elaboración propia

El análisis de conglomerados mostró tres grupos (Figura 4). Las áreas de baño B1, B2 y B3 se agruparon en el primer grupo, las áreas B5 y B6 en un segundo grupo, mientras que la B4 se distinguió del resto. Los resultados muestran la diferencia entre las áreas de baño en cuanto al estado trófico, siendo los niveles mostrados por el grupo de B1-3 los

más bajos y el nivel más alto alcanzado en El Mella (B4). Esto podría estar asociado a un movimiento más lento de las aguas en la zona este de La Punta, debido a la proximidad del bajo natural entre Cayo Carenas y Punta la Cueva, lo que influye en las diferencias entre las características hidrográficas de ambos lóbulos (Muñoz et al., 2012). Si bien el área de baño B4, en un estudio de hace más de una década (Seisdedo et al., 2012), mostró condiciones eutróficas con otro índice de eutrofización, en la presente investigación el nivel trófico más alto presentado fue medio.

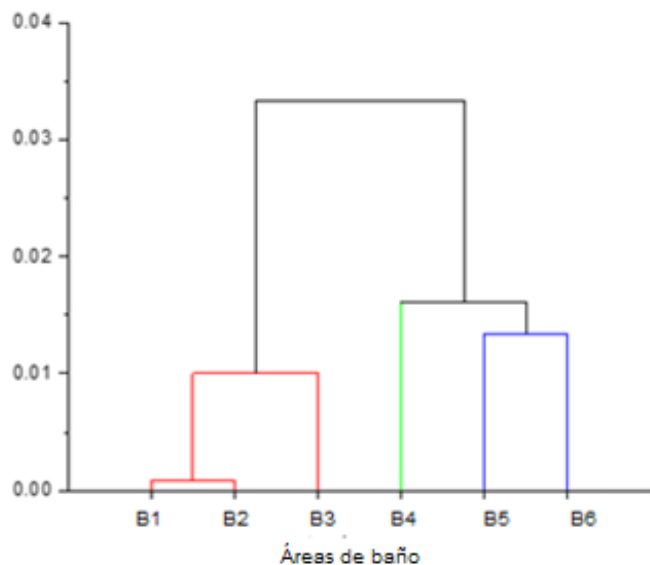


Figura 4. Dendrograma obtenido considerando los resultados de los indicadores de estado trófico correspondientes a las áreas de baño analizadas.

Fuente: Elaboración propia

Fitoplancton

Un total de 43 taxa fueron identificadas: 23 dinoflagelados, 16 diatomeas, 1 euglenofita, 1 silicoflagelado, 1

Tabla 3. Lista de especies del fitoplancton y su abundancia ($\times 10^3$ células/L) media y máxima (entre paréntesis) en las áreas de baño. Mar/21 = Marzo /2021, Nov/21= Noviembre/2021, Jun/21= Junio/2021, Oct/21= Octubre/2021.

	Período seco		Período lluvioso	
	Mar/21	Nov/21	Jun/21	Oct/21
	Media (Máx.)	Media (Máx.)	Media (Máx.)	Media (Máx.)
DINOFLAGELADOSS				
Blixaea quinquecornis	6,4 (12,8)	27,5 (120,0)	78,0 (274,2)	5,1 (12,8)

cryptofita y 1 cianobacteria. En general, las densidades del fitoplancton fueron moderada-bajas durante el período estudiado, con la excepción de dos áreas de baño (B5 y B6) donde floraciones de fitoplancton fueron registradas a principio del período lluvioso y en la seca. La abundancia media del fitoplancton varió entre 4.9×10^3 células/L (B3) y 3611.6×10^3 células/L (B6), ambos registrados en noviembre de 2021 (Tabla 3).

Los dinoflagelados fueron el grupo dominante en todas las áreas de baño y meses, con un 81% de abundancia relativa (densidad celular media 381.1×10^3 células/L). Las diatomeas siguieron en orden de abundancia con bajas densidades (densidad celular media 72.9×10^3 células/L), con un 16% de abundancia relativa. Otros grupos taxonómicos como las cryptofitas (13.8×10^3 células/L), euglenofitas (0.7×10^3 células/L), silicoflagelados (0.7×10^3 células/L) y cianobacterias (0.6×10^3 células/L) fueron registrados con bajos valores de abundancia, los cuales representaron aproximadamente un 3%, 0.2%, 0.1% y 0.2% de abundancia relativa, respectivamente.

A pesar de que no se reportaron intoxicaciones en bañistas asociadas a algas nocivas durante el periodo estudiado, se observaron floraciones del dinoflagelado tóxico *Vulcanodinium rugosum* en la estación B6 en el mes de noviembre. Este dinoflagelado estuvo relacionado con un evento de dermatitis en las áreas de baño B2 y B3 en el verano de 2015 (Moreira et al., 2021) y representa una amenaza para la salud de los bañistas en la bahía de Cienfuegos. De este modo, resulta prioritario mantener una vigilancia de la presencia de esta especie tóxica en la bahía. Por otra parte, la floración de *V. rugosum* y de otros dinoflagelados como *Levanderina fissa* y *Margalefidinium polykrikoides* en períodos secos durante el presente estudio podría estar relacionado con los efectos directos e indirectos de la eutrofización en las áreas de baño donde ocurrieron (Moreira et al., 2014).

Dinophysis caudata	0,3		0,6	
	(1,8)		(3,7)	
Gyrodinium fusiforme	0,4		1,2	
	(2,4)		(7,3)	
Gyrodinium sp.	4,1		3,0	
	(11,6)		(14,6)	
Hermesinum adriaticum	0,4	0,3		5,5
	(2,4)	(1,2)		(17,6)
Heterocapsa sp.	19,6	0,2	40,7	1,5
	(62,2)	(1,2)	(109,7)	(7,2)
Levanderina fissa			553,9	
			(1678,4)	
Margalefidinium polykrioides	59,8			
	(354,7)			
Prorocentrum balticum	1,2	20,8		2,7
	(7,2)	(60,0)		(7,2)
Prorocentrum compressum	0,4			2,1
	(2,4)			(5,1)
Prorocentrum gracile		0,05	1,2	0,3
		(0,3)	(3,6)	(1,7)
Prorocentrum micans	2,4	0,9	6,1	0,9
	(6,4)	(4,8)	(18,3)	(2,4)
Prorocentrum minimum		0,3		
		(1,6)		
Prorocentrum rhathymum		0,2	1,8	
		(1,2)	(7,3)	
Protoceratium reticulatum	30,9			0,8
	(97,8)			(4,8)
Protopteridinium pellucidum	14,6		1,2	0,3
	(73,1)		(7,3)	(1,6)
Protopteridinium sp.		1,1	1,4	
		(6,4)	(4,6)	
Scrippsiella trochoidea	2,2			
	(10,9)			
Scrippsiella spinifera	1,5			
	(5,5)			
Torodinium sp.			3,9	
			(14,6)	
Tripos furca	0,4		2,3	0,4
	(2,4)		(6,7)	(2,4)
Tripos trichoceros	0,4			
	(2,4)			

Vulcanodinium rugosum		612,4		
		(3600,0)		
DIATOMEAS				
amphora sp.	0,4			
	(2,2)			
chaetoceros decipiens	0,9			
	(5,5)			
cocconeis sp.		0,05		
		(0,3)		
cyclotella sp.	43,3	0,3	54,8	2,0
	(146,2)	(1,6)	(329,1)	(7,2)
cylindrotheca closterium			0,7	
			(3,6)	
dactyliosolen fragilissimus	0,8	0,3		0,3
	(4,9)	(1,3)		(1,3)
diploneis sp.	1,2			
	(4,9)			
grammatophora oceanica	7,5		3,0	
	(36,6)		(10,9)	
guinardia striata			2,4	
			(14,6)	
gyrosigma/pleurosigma	1,3		1,8	0,4
	(3,7)		(7,3)	(1,4)
licmophora sp.		0,05	6,1	
		(0,3)	(18,3)	
melosira sp.			3,7	0,3
			(21,9)	(1,3)
nitzschia longissima	0,3	0,2	2,8	
	(1,8)	(1,2)	(7,3)	
thalassionema nitzschioides	3,4	0,5	0,6	3,5
	(9,1)	(2,4)	(3,7)	(6,4)
thalassiosira sp.	2,3	0,4	123,5	9,3
	(9,7)	(1,2)	(382,8)	(16,0)
ulnaria sp.	0,4	0,05	6,7	
	(2,2)	(0,3)	(36,6)	
otras diatomeas pennadas		0,4	6,7	0,4
		(2,1)	(36,6)	(2,5)
EUGLENOFICEAS				
eutreptiella sp.	1,3	0,5	0,8	0,3
	(2,4)	(1,5)	(1,4)	(1,5)
SILICOFLAGELADOS				
dictyocha fibula	1,4	1,3		
	(2,4)	(1,4)		

CRYPTOFICEAS				
cryptoficea nd	17,4	1,4	35,4	1,5
	(85,3)	(1,6)	(117,0)	(1,7)
CIANOBACTERIAS				
oscillatoria sp.			1,2	1,2
			(7,3)	(1,6)

Fuente: Elaboración propia

CONCLUSIONES

La aplicación de índices para evaluar la calidad y el estado trófico de las aguas en áreas de baño de la bahía de Cienfuegos contribuyó a un análisis más completo desde el punto de vista espacial y estacional. Las evaluaciones de la calidad del agua estuvieron entre moderada y mediocre, con predominio de esta última clasificación. Sin embargo, las evaluaciones del estado trófico variaron entre los niveles medio y bajo.

Los resultados del análisis espacial relacionado con la calidad del agua mostraron el mayor deterioro en Los Pinitos, mientras que la playa El Mella reflejó el mayor deterioro desde el punto de vista trófico. El análisis estacional mostró una mejor calidad del agua durante el período lluvioso, a diferencia de lo obtenido en cuanto al estado trófico. Aunque no se reportaron afectaciones en bañistas, la identificación de floraciones algales nocivas en el período estudiado, demostró la importancia de los estudios integrados de la calidad de las aguas y de la vigilancia de la presencia de especie de algas tóxicas en la bahía.

Los análisis estadísticos aplicados permitieron identificar diferencias entre los períodos estacionales para un grupo de indicadores analizados y entre algunas estaciones, además de contribuir a mostrar indicadores de calidad del agua fuertemente relacionados con los niveles tróficos.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aké-Castillo, J. A., Almazán-Becerril, A., Rodríguez-Gómez, C. F., & García-Mendoza, E. (2018). Catálogo de microalgas marinas de Veracruz. México: CICESE-CONACyt.

APHA (American Public Health Association). (1998). Standard Methods for the examination of Water and Wastewater, 20th Edition. Washington. D.C.

Bustamante, C., Carmenate, M., Lugioyo, G. M., & Loza, S. (2016). Phytoplankton communities as indicators of the trophic status of Playas del Este, La Habana, Cuba. *Journal of Marine and Coastal Sciences*, 8 (2), 75-92. DOI: <https://doi.org/10.15359/revmar.8-2.5>.

Cardoso, M., & Carmona, A. 2004. Environmental Indicators as tools for the management of estuaries-Methodology and the case study of the Tejo Estuary. *Journal of Coastal Conservation*, 10, 13-24.

CCME (Canadian Council of Ministers of the Environment). (2001). Recommandations canadiennes pour la qualité des eaux: Indice de qualité des eaux. Canada: CCME 1.0. Technical Report, Canada.

Contreras, F., Castañeda, O., & García, G. (1994). La clorofila-a como base para un índice trófico en lagunas costeras mexicanas. *An. Inst. Cienc. Mar y Limnol. Univ. Nac. Autón. México*, 21(1-2), 55-66.

Davidson, K., Gowen, R. J., Tett, P., Bresnan, E., Harrison, P. J., McKinney, A., Milligan, S., Mills, D. K., Silke, J., & Crooks, A. M. (2012). Harmful algal blooms: How strong is the evidence that nutrient ratios and forms influence their occurrence?. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 115, 399-413.

Karydis, M., Ignatiades, I., & Moschopoulou, N. (1983). An Index associated with Nutrient Eutrophication in the Marine Environment. *Estuarine coastal and Shelf Science*, 16, 339-344, DOI: [https://doi.org/10.1016/0272-7714\(83\)90151-8](https://doi.org/10.1016/0272-7714(83)90151-8)

Montalvo, J. F., López-García, D. B, Perigó, E., & Blanco, M. (2017). Nitrógeno y fósforo en las aguas del Golfo de Batabanó, Cuba, entre los años 1999 y 2000. *Serie Oceanológica*, 16, 35-44.

- Moreira-González, A. R., Comas-González, A., Valle-Pombrol, A., Seisdedo-Losa, M., Hernández-Leyva, O., Rovillon, G. A., Fernandes, L. F., Chomérat, N., Bilien, G., Hervé, F., Hess, P., Alonso-Hernández, C. M., & Mafra, L. L. (2021). Summer bloom of *Vulcanodinium rugosum* in Cienfuegos Bay (Cuba). *Science of the Total Environment*, 757, 143782, DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143782>.
- Moreira, A., Seisdedo, M., Muñoz, A., Comas, A., & Alonso, C. (2014). Spatial and temporal distribution of phytoplankton as indicator of eutrophication status in the Cienfuegos bay, Cuba. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 14(4),597-609, DOI: <https://doi.org/10.5894/rgci506>
- Muñoz, A., Douillet, P., Díaz-García, O., Fichez, R., Herrera, R. H., Alcántara-Carrió, J. & García Rodríguez, A., (2012). Flushing time in the Cienfuegos Bay. *Natural Resource Modeling*, 25 (3), 434–455.
- ONN (Oficina Nacional de Normalización). (1999). NC. 22: 1999. Lugares de Baño en Costas y Masas de Aguas Interiores. Requisitos Higiénicos Sanitarios. La Habana.
- Samarasekera, K., & Abeygunawardena, S. I. (2017). Microbiology of seawater and sand in a selected bathing site of SriLanka – A study towards microbial quality assessment. *Frontiers in Environmental Microbiology*, 3(1), 9–18. <https://doi.org/10.11648/j.fem.20170301.12>
- Seisdedo, M., Moreira, A. R., Arencibia, G., & Pérez, I. 2010. Análisis comparativo del estado trófico de las aguas en la costa oriental de la provincia de Cienfuegos, Cuba. *Revista de Investigaciones Marinas*, 31(2), 124-130.
- Seisdedo, M., Moreira, A. R., & Arencibia, G. (2012). Características físico-químicas de las aguas y del fitoplancton en zonas de baño de la bahía de Cienfuegos, Cuba (2008-2009). *Revista de Investigaciones Pesqueras*, 29 (1), 38-43.
- Seisdedo, M., Moreira, A. R., & Carles, D. (2022). Assessment of water quality with emphasis on trophic status in bathing areas from the central-southern coast of Cuba. *Ocean and Coastal Research*, v70:e22019. <http://doi.org/10.1590/2675-2824070.21096msl>
- Vollenweider, R. A., Giovanardi, F., Montanari, G., & Rinaldi, A. (1998). Characterization of the Trophic Conditions of Marine Coastal Waters with Special Reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a Trophic Scale, Turbidity and Generalized Water Quality Index. *Environmetrics*, 9, 329-357.
- Weiss, R. (1970). The solubility of nitrogen, oxygen, and argon in water and seawater. *Deep-Sea Research*, 17, 721-735. [https://doi.org/10.1016/0011-7471\(70\)90037-9](https://doi.org/10.1016/0011-7471(70)90037-9)
- Utermöhl, H. (1958). Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton methodik. *Mitteilungen Internationale Vereinigung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie*, 9, 1-38.