



NOTA/NOTE

Evaluación de la calidad del agua de mar del ecosistema marino de punta Galeta en Panamá

Seawater quality assessment of the marine ecosystem of Punta Galeta in Panama

Kathia Broce^{1,4}, Dalvis Latta² y Gisselle E. Guerra-Chanis^{1,3,4*}

0000-0003-2845-9350 0000-0003-0475-0565 0000-0003-1098-4675

1. Centro de Investigaciones Hidráulicas e Hidrotécnicas, Universidad Tecnológica de Panamá, Ciudad de Panamá, Panamá. kathia.broce@utp.ac.pa, gisselle.guerra@utp.ac.pa*
 2. Facultad de Ingeniería Civil, Universidad Tecnológica de Panamá, Ciudad de Panamá, Panamá. dalvisl305@hotmail.es
 3. Estación Científica Coiba AIP, Ciudad de Panamá, Panamá.
 4. Sistema Nacional de Investigación (SNI) – SENACYT, Ciudad de Panamá, Panamá.
- * Autor de correspondencia / Corresponding Author

RESUMEN

La calidad del agua de mar fue descrita en la costa caribeña de Panamá con base en parámetros fisicoquímicos del agua y estudios de monitoreo biológico. Se recolectaron muestras de agua y macroinvertebrados bentónicos cerca de Punta Galeta, provincia de Colón, Panamá. El área de muestreo estaba protegida de la acción de las olas y ubicada entre el arrecife de coral y los manglares. La clase Polychaeta fue la más abundante con 90 % de presencia general en Punta Galeta. Las clases taxonómicas de Bivalvia, Malacostraca y Ophiuroidea sólo representaron 10 % en total. En general, la calidad del agua de mar fue adecuada para las especies recolectadas de macroinvertebrados, a pesar de registrar concentraciones de nitrato y fosfato por encima de los valores recomendados. Los valores registrados de temperatura, pH y oxígeno disuelto indicaron que el sitio está lejos de alcanzar condiciones hipóxicas. El índice de calidad del agua indica una buena calidad del agua en Punta Galeta. Se requieren estudios adicionales con programas de muestreo más robustos e intensos para definir adecuadamente las variaciones estacionales de la calidad del agua y su vínculo con los macroinvertebrados bentónicos. Estudios similares en el Caribe de Panamá son escasos a pesar de que ofrecen información valiosa para los administradores de recursos hídricos.

PALABRAS CLAVES: Índice de calidad de agua marina, macroinvertebrados bentónicos, Punta Galeta, poliquetos, ecosistemas costeros.

ABSTRACT

Seawater quality was described in the Caribbean coast of Panama based on water physicochemical parameters and biological monitoring studies. Samples of water and benthic macroinvertebrates were collected near Punta Galeta, Province of Colón, Panama. The sampling area was sheltered from the action of waves and located between the coral reef and mangroves. Class Polychaeta was the most abundant with 90 % overall presence in Punta Galeta. Taxonomic classes of Bivalvia, Malacostraca and Ophiuroidea only represented 10 % altogether. Overall, seawater quality was suitable for the collected species of macroinvertebrates, even though concentrations of nitrate and phosphate were above the recommended value. Recorded values of temperature, pH and dissolved oxygen indicated that the site is far from reaching hypoxic conditions. Water quality index indicates a good water quality at Punta Galeta. Further studies with more robust and intense sampling programs are required to properly define the seasonal variations of water quality and its link to benthic macroinvertebrates. Similar studies in the Caribbean of Panama are scarce even though they offer valuable information for water resource administrators.

KEYWORDS: Water quality index, benthic macroinvertebrates, Punta Galeta, seawater quality, coastal ecosystem

El deterioro de la calidad de las aguas costeras es un problema creciente. Las descargas urbanas e industriales descontroladas más la escorrentía agrícola empeoran la calidad de las aguas costeras (Aguilera *et al.*, 2019; Devlin *et al.*, 2020; Zhou *et al.*, 2021). Las actividades antropogénicas terrestres y oceánicas no sólo impactan la calidad de las aguas costeras y oceánicas (Azrina *et al.*, 2006; Puccinelli *et al.*, 2016; Häder *et al.*, 2020), sino también a la mayoría de los ecosistemas marinos. El paisaje protegido de isla Galeta está ubicado en la costa caribeña de la provincia de Colón, Panamá (Wang *et al.*, 2008). Punta Galeta está aproximadamente a 8 km al nororiente de la ciudad de Colón, cercana a una de las entradas del Canal de Panamá (González *et al.*, 2019; Broce *et al.*, 2022). El paisaje protegido y su gestión no abordan todas las amenazas existentes y emergentes para los sistemas marinos (Halpern *et al.*, 2010; Broce *et al.*, 2022). Los contaminantes procedentes de las actividades humanas, los derrames de productos químicos o de petróleo en la tierra y en el océano afectan a los ecosistemas marinos (Puccinelli *et al.*, 2016; Aguilera *et al.*, 2019), esto incluye la calidad del agua, los sedimentos y los organismos marinos (Angelidis y Aloupi, 2000; Zhang *et al.*, 2017; Cebe y Balas, 2018). Por otro lado, la explotación de los recursos marinos representa una amenaza significativa para el ambiente marino causando una continua degradación de este ecosistema (Tonacci *et al.*, 2018). En este sentido, es primordial medir y controlar la calidad del agua para garantizar el mínimo impacto negativo en los ecosistemas marinos.

Para tratar de mitigar los efectos causados por el hombre, en las pasadas décadas se han promovido muchas iniciativas, como proyectos nacionales e internacionales y regulaciones. Todas estas iniciativas resaltan la necesidad de tomar acciones preventivas que incluyan programas de monitoreo continuo de los ecosistemas costeros (Azzellino *et al.*, 2012; Tonacci *et al.*, 2018). Entre estas iniciativas, puede mencionarse la Red Mesoamericana de Calidad de Aguas (Remeca), la cual fue impulsada por México e incluyó a Guatemala, Belice, Honduras, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica, Panamá, Colombia y República Dominicana. El objetivo principal de Remeca fue el de unificar las técnicas de muestreo de aguas y el análisis dentro de la región y establecer las variables de calidad de aguas como posibles indicadores de cambio climático. En Panamá, dentro de la iniciativa de Remeca, adicional a la medición de los parámetros de calidad de aguas, se incluyeron monitoreos biológicos para evaluar la calidad de agua del ecosistema marino de Punta Galeta. El área de muestreo se limitó a 9,40° N, -79,86° O (Figura 1) e incluyó tres subestaciones localizadas en un sistema somero de pastos

The deterioration of water quality in coastal waters is a growing problem. Uncontrolled urban and industrial sewage discharges plus agricultural runoff worsen the quality of coastal waters (Aguilera *et al.*, 2019; Devlin *et al.*, 2020; Zhou *et al.*, 2021). Land and ocean-based anthropogenic activities impact not only the quality of coastal and ocean waters (Azrina *et al.*, 2006; Puccinelli *et al.*, 2016; Häder *et al.*, 2020;), but most marine ecosystems. The protected landscape of Galeta Island is located on the Caribbean coast of Colon province, Panama (Wang *et al.*, 2008). Punta Galeta is approximately 8 km northeast of the city of Colón, near one of the entrances of the Panama Canal (González *et al.*, 2019; Broce *et al.*, 2022). The protected landscape and its management do not address all existing and emerging threats to marine systems (Halpern *et al.*, 2010; Broce *et al.*, 2022). Pollutants from human activities, drained from land and ocean spills of chemical or oil affect the marine ecosystems (Puccinelli *et al.*, 2016; Aguilera *et al.*, 2019), including the quality of water, sediments, and marine organisms (Angelidis and Aloupi, 2000; Zhang *et al.*, 2017; Cebe and Balas, 2018). On the other hand, the exploitation of marine resources represents a significant threat for the marine environment and causes a continuous degradation of the ecosystem (Tonacci *et al.*, 2018). From various points of view, it is uttermost to measure and monitor the water quality to assure minimal negative impacts on marine ecosystems.

To try to mitigate man-made effects, several initiatives such as national and international research projects, and regulations have been promoted in the last decades. All these initiatives highlight the need for preventive actions that include continuous monitoring programs in marine ecosystems (Azzellino *et al.*, 2012; Tonacci *et al.*, 2018). Among these initiatives, was the Red Mesoamericana de Calidad de Aguas (Remeca) who was driven by Mexico and involved the countries of: Guatemala, Belize, Honduras, El Salvador, Nicaragua, Costa Rica, Panama, Colombia, and Dominican Republic. The main goal of Remeca was to unify techniques of water sampling and analysis within the region and to establish water quality variables as possible indicators of climate change. In Panama, within the Remeca initiative, additionally to measuring water quality parameters, biological monitoring was included to assess the water quality of the marine ecosystem of Punta Galeta. Sampling area was limited to 9.40° N, -79.86° W (Figure 1). The sampling area included three subsampling stations located in a seagrass system nearby a mangrove forest in shallow waters with a water depth below 2 m. Sampling

marinos cercano a manglares, con una profundidad por debajo de 2 m. La campaña de muestreo tuvo lugar en octubre de 2014 y fue llevada a cabo semanalmente por un periodo de 30 días. Los parámetros fisicoquímicos (i.e. pH, temperatura del agua, salinidad, oxígeno disuelto) fueron medidos usando un equipo multiparamétrico HACH, modelo HQ40d. Cuatro muestras de aguas superficiales fueron colectadas para el análisis de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), coliformes fecales, nitrato y fosfato. Las muestras para el análisis de clorofila-*a* fueron colectadas y determinadas de acuerdo con el método EPA-446.0. Este método determina clorofilas *a* (chl *a*), *b* (chl *b*), $c_1 + c_2$ (chl $c_1 + c_2$) y los feo pigmentos de la clorofila *a* (feo *a*) en el fitoplancton marino y de agua dulce. La espectrofotometría de longitud de onda visible fue usada para medir los pigmentos en concentraciones de subpartes por millón (ppm). Las ecuaciones tricromáticas de Jeffrey y Humphrey (1975) son usadas para calcular las concentraciones de chl *a*, chl *b*, y chl $c_1 + c_2$.

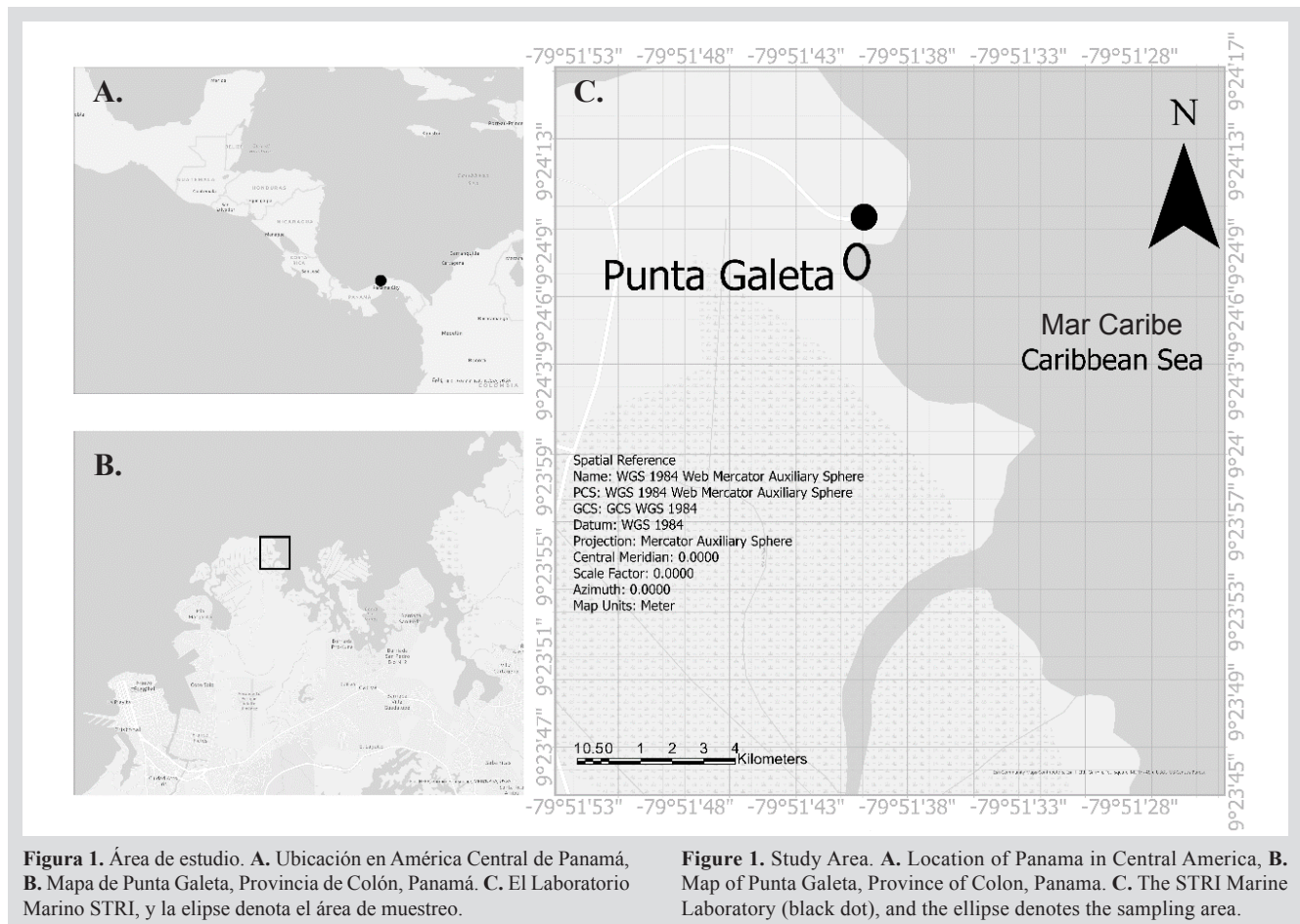
Las ecuaciones modificadas de Lorenzen (1967) son usadas para calcular el feo pigmento corregido de chl *a* y feo *a*. La concentración de nitrato fue determinada por el método de reducción por cadmio (i.e., HACH 8039) para aguas potables, residuales y marinas. El cadmio reduce el nitrato a nitrito en la muestra. El ion nitrito reacciona en un medio ácido con el ácido sulfanílico para formar una sal intermedia de diazonio. La sal se acopla al ácido genticónico para formar una solución de color ámbar. La longitud de onda de medición es de 500 nm para los espectrofotómetros o de 520 nm para los colorímetros. Para el control de calidad, el instrumento fue calibrado con soluciones estándares de nitrato. Los métodos de adición de estándares y los métodos de soluciones estándares fueron usados para validar los procedimientos de ensayo, reactivo e instrumento. Las concentraciones de fosfato fueron determinadas por el método del ácido ascórbico (i.e., HACH 8048) para aguas potables, residuales y marinas. El ortofosfato reacciona con el molibdato en un medio ácido para producir una mezcla del complejo fosfato/molibdato. El ácido ascórbico reduce al complejo, dando un intenso color azul molibdeno. La longitud de onda de medición es de 880 nm para los espectrofotómetros. Para el control de calidad, el instrumento fue calibrado con soluciones estándares. Los métodos de adición de estándares y los métodos de soluciones estándares fueron usados para validar los procedimientos de ensayo, reactivo, e instrumento. La DBO₅ y los coliformes fecales fueron determinados de acuerdo con los procedimientos del método estándar (Garay Tinoco *et al.*, 2003). Se hizo un análisis estadístico descriptivo y un análisis de varianza de una vía (ANOVA) para evaluar la variabilidad ambiental.

campaign took place in October 2014 and was carried out weekly in a 30-day period. Physicochemical parameters (i.e., pH, water temperature, salinity, dissolved oxygen) were measured using a multiparameter HACH equipment, model HQ40d. Four replicates of surface water samples from each site were collected for analysis of biological oxygen demand (BOD), fecal coliforms, nitrate, and phosphate. Samples for the analysis of chlorophyll-*a* were collected and determined in accordance with method EPA-446.0. This method determines chlorophylls *a* (chl *a*), *b* (chl *b*), $c_1 + c_2$ (chl $c_1 + c_2$) and pheopigments of chlorophyll *a* (pheo *a*) in marine and freshwater phytoplankton. Chlorophyllide *a* is determined as chl *a*. Visible wavelength spectrophotometry is used to measure the pigments in sub-parts per million (ppm) concentrations. The trichromatic equations of Jeffrey and Humphrey (1975) are used to calculate the concentrations of chl *a*, chl *b*, and chl $c_1 + c_2$.

Modified monochromatic equations of Lorenzen (1967) are used to calculate pheopigment-corrected chl *a* and pheo *a* (Lorenzen, 1967). The concentration of nitrate was determined by the method of cadmium reduction (i.e., HACH 8039) for fresh, wastewater and seawater. Cadmium metal reduces nitrate in the sample to nitrite. The nitrite ion reacts in an acidic medium with sulfanilic acid to form an intermediate diazonium salt. The salt couples with gentisic acid to form an amber colored solution. The measurement wavelength is 500 nm for spectrophotometers or 520 nm for colorimeters. For quality control, the instrument was calibrated with nitrate standards solutions. Standard addition methods and standard solution methods were used to validate the test procedure, reagent, and instrument. Concentrations of phosphate were determined by the method of ascorbic acid (i.e., HACH 8048) for fresh, wastewater and seawater. Orthophosphate reacts with molybdate in an acid medium to produce a mixed phosphate/molybdate complex. Ascorbic acid then reduces the complex, which gives an intense molybdenum blue color. The measurement wavelength is 880 nm for spectrophotometers. For quality control, the instrument was calibrated with standards solutions. Standard addition methods and standard solution methods were used to validate the test procedure, reagent and instrument. BOD and fecal coliforms were determined in accordance with the standard methods procedures (Garay Tinoco *et al.*, 2003). Descriptive statistical analysis and a one-way variance analysis (ANOVA) were done to assess environmental variability.

El índice de calidad de agua (ICA) fue calculado con los valores de temperatura, pH, oxígeno disuelto, turbidez, fosfato, nitrato, demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5) y coliformes fecales. El índice se calcula a partir del valor Q y un factor de ponderación W, donde Q indica el nivel de calidad de agua relativo a cualquier parámetro individual y el factor de ponderación representa la importancia relativa del parámetro individual para la calidad general del agua (Jahan y Strezov, 2017). El monitoreo biológico incluyó el muestreo de macroinvertebrados bentónicos a lo largo del campo de pastos marinos y protegido de la acción de las olas, entre el bosque de mangle y el arrecife de coral, a una profundidad de < 2 m (Figura 1). El área de muestreo fue dividida en tres submuestras. Cada submuestra tuvo un área de captura de 1 m² sobre el hábitat de pastos marinos. Se hicieron tres réplicas de cada submuestra. El sedimento de fondo fue extraído con un núcleo tipo Hope de 5 cm de diámetro y 15 cm de profundidad. Los organismos fueron separados cuidadosamente del sedimento con las manos para evitar cualquier pérdida de material y preservado en una solución de etanol al 94 %, después de la extracción (Azrina *et al.*, 2006).

Water quality index (WQI) was calculated with values of temperature, pH, dissolved oxygen, turbidity, phosphate, nitrate, biological oxygen demand (BOD_5), and fecal coliform. The index is calculated from Q value and weight factor W, where Q indicates the level of water quality relative to any single parameter and the weight factor represents the relative importance of the single parameter to the overall water quality (Jahan and Strezov, 2017). Biological monitoring included the sampling of benthic macroinvertebrates along the seagrass field and sheltered from the action of waves, between the mangrove forest and coral reef and a water depth < 2 m (Figure 1). The sampling area was subdivided into three sub-samples. Each sub-sample had a catching area of 1 m² over the seagrass habitat. Three replicates were done at each sub-sample. Bottom-sediment was extracted with a Hope type corer sampler of 5 cm diameter and 15 cm depth. Organisms were carefully separated from the sediment with hands to avoid any loss of material and preserved in a solution of 94 % ethanol, after the extraction (Azrina *et al.*, 2006).



En la sección de resultados, las variables registradas fueron comparadas con regulaciones internacionales y/o estudios de investigación previos debido a que Panamá no cuenta con una legislación de calidad de aguas marinas. Los valores de temperatura superficial coinciden con los de temperatura regional, que varían entre 25 y 29 °C (Beier *et al.*, 2017). Las aguas más cálidas se observan al sur de 12 ° N en la región Panamá-Colombia del mar Caribe. Los valores mínimos de salinidad indican aguas de baja salinidad (25), debido a la escorrentía y la influencia de la descarga de los ríos (Tabla 1), y los valores máximos (35) indican aguas más saladas, dentro de rangos normales (Chollett *et al.*, 2012; Beier *et al.*, 2017).

Los valores registrados de 1 a 7 NTU de turbidez en Punta Galeta no interfieren con los organismos marinos y su hábitat. Los valores de turbidez son considerados bajos comparados con 30 NTU el cual es un nivel suficiente para alterar la agudeza visual de los organismos marinos (Lunt y Smee, 2020). Los valores de oxígeno disuelto estuvieron entre 7,9 y 13,1 mg L⁻¹ y los de pH entre 7,8 y 8,4 (Tabla 1). Ambos parámetros son apropiados para la preservación de la vida acuática (Van Woesik *et al.*, 2012; Jordán-Garza *et al.*, 2017). Los valores de DBO₅ están dentro de 0,1 y 0,2 respectivamente, que están incluidos en los permitidos para la conservación de la vida acuática (Alfayate Blanco *et al.*, 2004; Garrison *et al.*, 2021; Oyeniran *et al.*, 2021). Los valores de nitrato registrados están en el rango de 0,2-0,4 mg L⁻¹.

Según los criterios de calidad del agua, los valores de nitrato excedieron los valores para la conservación de la vida que son 0,04 mg L⁻¹. Las concentraciones de fosfatos están dentro del rango de 0,04-0,12 mg L⁻¹, excediendo los criterios ecológicos mexicanos de calidad de agua. Los valores de clorofila *a* están dentro del rango de 0,08-0,163 mg L⁻¹, no existe un estándar de calidad de aguas marinas para este parámetro; sin embargo, es un buen indicador de producción primaria. Un aumento en las concentraciones de clorofila *a* (chl *a*) está asociado con las ondas de inestabilidad tropical (TIWs, por sus siglas en inglés) en el océano Pacífico ecuatorial (Shi y Wang, 2021).

La concentración de chl *a* también es fundamental cuando se realizan estudios de modelado a gran escala en el Pacífico tropical. La variabilidad impulsada por el TIW también influencia tanto la intensidad de este, como la temperatura superficial del mar a gran escala (SST, por sus siglas en inglés) en el océano Pacífico tropical. De hecho, la retroalimentación positiva en el ENSO es observada debido

Throughout the results section, reported variables will be compared to international regulations and/or previous research studies because Panama has no regulation for quality of marine waters. Reported values of surface temperature coincide with regional temperature values, which vary between 25 and 29 °C (Beier *et al.*, 2017). Warmer waters are observed south of 12 ° N in the Panama-Colombia regions of the Caribbean Sea. Minimum values of salinity indicate low salinity waters (25), due to rainfall and the influence of river discharge (Table 1), and maximum values (35) indicate saltier water, within normal ranges (Chollett *et al.*, 2012; Beier *et al.*, 2017).

Recorded values ranged of 1 to 7 NTU of turbidity at Punta Galeta do not interfere with marine organisms and their habitats. Turbidity values are considered low compared to 30 NTU which is a level sufficient to alter the visual acuity of marine organisms (Lunt and Smee, 2020). Values of dissolved oxygen were between 7.9 to 13.1 mg L⁻¹ and values of pH were between 7.8 to 8.4 (Table 1). Both parameters are suitable for preserving aquatic life (Van Woesik *et al.*, 2012; Jordán-Garza *et al.*, 2017). BOD₅ values are within 0.1 to 0.2, that are included in the permissible values for the conservation of aquatic life (Alfayate Blanco *et al.*, 2004; Garrison *et al.*, 2021; Oyeniran *et al.*, 2021). Values of nitrate recorded were in the range of 0.2-0.4 mg L⁻¹.

According to the criteria for water quality, nitrate values exceeded the values for the conservation of life which is 0.04 mg L⁻¹. Concentrations of phosphates were within the range of 0.04-0.12 mg L⁻¹, exceeding the Mexican ecological criteria for water quality. Values for Chlorophyll-*a* were within the range 0.08-0.163 mg L⁻¹, there is no standard for the quality of marine waters; however, this parameter is a good indicator of primary production. An enhanced chlorophyll-*a* (Chl-*a*) concentration is associated with the tropical instability wave (TIWs) in the Equatorial Pacific Ocean (Shi and Wang, 2021).

Chl-*a* concentration is also critical when conducting large-scale modelling studies in the tropical Pacific. The Chl-*a* variability driven by the TIW also influences both the intensity of TIW and the large-scale of the sea surface temperature (SST) in the tropical Pacific Ocean. In fact, positive feedback on the ENSO is observed due to the TIW-induced Chl-*a* effect (Shi and Wang, 2021). Fecal coliforms measurements were low during the sampling period, showing no contamination due to these bacteria (<100 CFU 100 ml⁻¹). According to the calculated overall

al TIW inducido por el efecto de la clorofila *a* (Shi y Wang, 2021). Las mediciones de coliformes fecales fueron bajas durante el periodo de muestreo, no mostrando contaminación por estas bacterias (< 100 UFC 100 ml⁻¹). Según el índice global de calidad del agua calculado (ICA) para Punta Galeta, que incluye ocho de los parámetros mencionados anteriormente, la calidad del agua es buena (75).

water quality index (WQI) for Punta Galeta, which included eight of the parameters mentioned above, water quality is good (75).

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos y biológicos (valores medios y desviación estándar) y el Índice de calidad de agua para aguas marinas en Punta Galeta. Leyenda del índice de calidad de agua: 91-100 (muy buena), 71-90 (buena), 51-70 (moderada), 26-50 (mala), 0-25 (muy mala). (Gupta *et al.*, 2003; Nikoo *et al.*, 2011).

Table 1. Physicochemical and biological parameters (mean values and standard deviation) and Water Quality Index for sea water in Punta Galeta. Water quality index legend: 91-100 (very good), 71-90 (good), 51-70 (moderate), 26-50 (bad), 0-25 (very bad). (Gupta *et al.*, 2003; Nikoo *et al.*, 2011).

Variable	Mean / Promedio	Standard Deviation / Desviación estándar	Water Quality Index / Índice de Calidad de Agua	
			Weight / Peso	Quality Index / Índice de Calidad
Temperatura / Temperature (°C)	30.32	0.18	0.10	10
Salinidad / Salinity (psu)	28.29	0.51	—	—
pH	8.11	0.01	0.11	80
Oxígeno disuelto / Dissolved oxygen (mg/L)	9.82	0.08	0.17	89
Turbidez / Turbidity (NTU)	3.75	0.25	0.08	89
Clorofila-a / Chlorophyll-a / (mg/L)	0.12	0.04	—	—
Fosfato / Phosphate (mg/L)	0.08	0.04	0.10	99
Nitrato / Nitrate (mg/L)	0.39	0.10	0.10	97
DBO / BOD (mg/L)	0.22	0.05	0.11	99
Coliformes / Coliforms/ (CFU)	< 100	—	0.16	44
Índice de Calidad de Agua General / Water Quality Index Overall	75			

Un total de 160 organismos bentónicos fueron capturados, 27 en el primer muestreo, 38 en el segundo, 46 en el tercero y 49 en el último muestreo. Los organismos fueron identificados entre clasificaciones taxonómicas de clase, orden y familia. La clasificación taxonómica incluyó clase (Bivalvia), orden (Isopoda, Amphipoda, Brachyura), y familia (Paguroidea, Eunicidae, Ophiodermatidae, Polynoidae, Nereididae, Opheliidae). Diez taxones fueron identificados a partir de los 160 organismos recolectados (Tabla 2). Estudios previos registraron taxones similares en pastos marinos en el Caribe de Panamá (Marshall, 1991). El taxón más abundante fue poliquetos con 144 organismos (90 % del total), seguido por moluscos con 7 (4 % del total), crustáceos y equinodermos con 4 y 5, representando 3 % del total de organismos colectados (Figura 2).

A total of 160 benthic organisms were captured, 27 organisms in the first sampling, 38 in the second sampling, 46 in the third sampling and 49 in the fourth sampling. The organisms were identified among the taxonomic classifications of class, order and family. The taxonomic classification included class (Bivalvia), order (Isopoda, Amphipoda, Brachyura) and family (Paguroidea, Eunicidae, Ophiodermatidae, Polynoidae, Nereididae, Opheliidae). Ten taxa were identified from the 160 collected benthic organisms (Table 2). Previous studies reported similar taxa in the seagrasses of the Caribbean of Panama (Marshall, 1991). The most abundant taxon was polychaetes with 144 organisms (90 % of the total), mollusks with 7 organisms (4 % of the total), crustaceans and echinoderms with 4 and 5 organisms, representing 3 % of the total collected organisms (Figure 2).

Tabla 2. Organismos bentónicos colectados durante el periodo de muestreo.

Table 2. Benthic organisms collected during sampling period.

Organismo / Organism	Estación / Station 1	Estación / Station 2	Estación / Station 3
Muestreo / Sampling 1			
Eunicidae (family/familia)	4	10	8
Ophiodermatidae (family/familia)	0	1	2
Polynoidae (family)	0	0	1
Bivalvia (class/clase)	0	1	0
Muestreo / Sampling 2			
Eunicidae (family/familia)	8	15	5
Ophiodermatidae (family/familia)	1	1	0
Bivalvia (class/clase)	0	2	0
Nereididae (family/familia)	0	1	0
Opheliidae (family/familia)	2	1	0
Isopoda (order/orden)	0	0	1
Amphipoda (order/orden)	0	1	0
Muestreo / Sampling 3			
Bivalvia (class/clase)	1	0	0
Eunicidae (family/familia)	7	8	27
Opheliidae (family/familia)	0	0	1
Paguroidea (superfamily/superfamilia)	0	0	1
Brachyura (infra-order/infraorden)	1	0	0
Muestreo / Sampling 4			
Eunicidae (family/familia)	5	24	14
Nereididae (family/familia)	2	1	0
Bivalvia (class/clase)	0	3	0

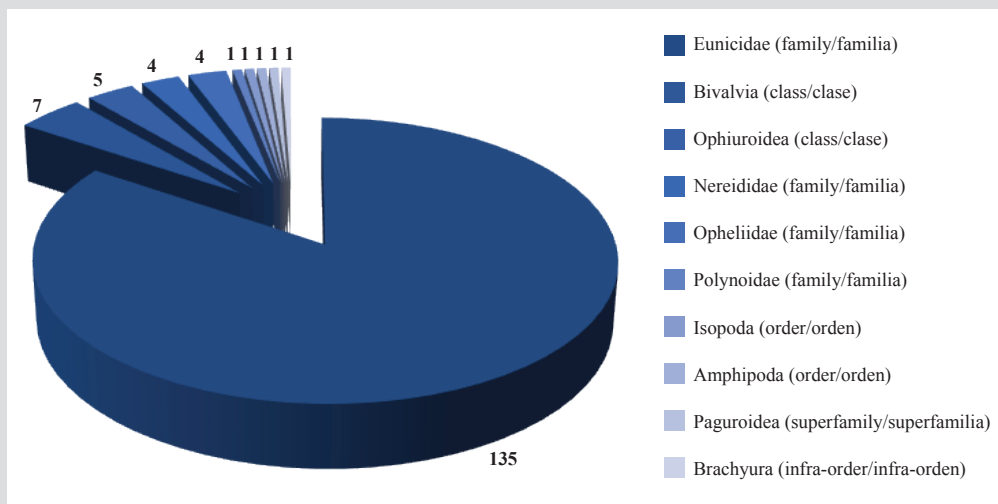


Figura 2. Distribución de organismos bentónicos encontrados en el pasto marino de Punta Galeta.

Figure 2. Distribution of benthic organisms found at seagrass in Punta Galeta.

La calidad del agua marina en Punta Galeta se basó en el índice de calidad de agua y en los resultados de un estudio biológico a corto plazo. La presencia de macroinvertebrados bentónicos identificados coincide con la riqueza de los sitios tropicales costeros, especialmente debido a la adaptación de las especies de estas comunidades a las condiciones ambientales de esta zona (Medeiros *et al.*, 2016). El número y el tipo de macroinvertebrados fueron determinados en parte por la acción del oleaje, el rango de salinidad y temperatura (Horrihan *et al.*, 2005; Wolf *et al.*, 2008; Medeiros *et al.*, 2016; De Marchi *et al.*, 2018), la granulometría y la disponibilidad de materia orgánica (Rodríguez *et al.*, 2006; Beghelli *et al.*, 2012), y por la buena calidad del agua de mar (Lock *et al.*, 2011; Fierro *et al.*, 2019). A pesar de que las concentraciones de nitrato y fosfato estaban por encima del valor recomendado (Ma *et al.*, 2020), los valores registrados no restringen la abundancia de macroinvertebrados bentónicos, tal y como informan Peng *et al.* (2020) en ríos de China con niveles elevados de nutrientes.

Se requieren estudios a largo plazo con mediciones continuas in situ de las variables fisicoquímicas para entender los cambios estacionales en la calidad del agua y su posterior relación con la abundancia y riqueza de la comunidad bentónica. Estos ensamblajes biológicos se han utilizado como una herramienta eficaz para evaluar la contaminación por aguas residuales (Moreno y Callisto, 2006) y la calidad de los arroyos de agua dulce. Esta herramienta podría ser también un bioindicador eficaz para los ambientes marinos, debido a su estilo de vida sedentario, su gran tamaño, su vida relativamente larga y su tolerancia variable a las presiones inducidas por el hombre (Jordan y Smith, 2004). Los resultados obtenidos en este estudio son relevantes en Panamá para definir el umbral de parámetros físicos donde los poliquetos no sobreviven. El monitoreo de los parámetros fisicoquímicos y los estudios biológicos reflejan mejor la calidad del agua del ecosistema. Los resultados de un estudio más completo pueden funcionar como línea de base para la legislación del medio marino en Panamá.

Las metodologías que incluyen técnicas de monitoreo biológico junto con los procedimientos fisicoquímicos analíticos pueden describir mejor la calidad del agua y el conocimiento del estado ecológico del lugar, datos primordiales para las legislaciones con base científica para la protección de los ambientes marinos.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece a Stanley Heckadon, Jairo Castillo e Ilya Greynard del Instituto Smithsonian de Investigaciones

Seawater quality in Punta Galeta was based on the water quality index and results from a short-term biological study. Presence of identified benthic macroinvertebrates agree the richness of coastal tropical sites, especially due to the adaptation of species of these communities to the environmental conditions of this zone (Medeiros *et al.*, 2016). The number and type of macroinvertebrates were partly determined by the wave action, the range of salinity and temperature (Horrihan *et al.*, 2005; Wolf *et al.*, 2008; Medeiros *et al.*, 2016; De Marchi *et al.*, 2018), granulometry and availability of organic matter (Rodrigues *et al.*, 2006; Beghelli *et al.*, 2012), and by the good quality of seawater (Lock *et al.*, 2011; Fierro *et al.*, 2019). Even though concentrations of nitrate and phosphate were above the recommended value (Ma *et al.*, 2020), the reported values do not restrict the abundance of benthic macroinvertebrates as reported by Peng *et al.* (2020) in rivers of China with increased levels of nutrients.

Long-term studies with in-situ continuous measurements of physicochemical variables are required to understand the seasonality changes in water quality and its subsequent link to the abundance and richness of the benthic community. These biological assemblages have been used as an effective tool to evaluate sewage contamination (Moreno and Callisto, 2006) and quality of freshwater streams. This tool could be also an effective bio-indicator for marine environments, due to their sedentary lifestyle, large size, relatively long-life span and variable tolerance to human induced pressures (Jordan and Smith, 2004). Obtained results from this study are relevant in Panama to define the threshold of physical parameters where polychaetas do not survive. Monitoring of physicochemical parameters and biological studies reflect better the water quality of the ecosystem. Results from a more comprehensive study can work as a baseline for marine environment legislation in Panama.

Methodologies that include biological monitoring techniques along with analytical physicochemical procedures can better describe water quality and knowledge of the ecological status of the site, uttermost facts for scientific based legislations for the protection of marine environments.

ACKNOWLEDGMENTS

We would like to thank Stanley Heckadon, Jairo Castillo and Ilya Greynard from the Smithsonian Tropical Research Institute in Punta Galeta, for their collaboration and readiness at the study site. We are indebted with Ana Tuñón,



Tropicales en Punta Galeta, por su colaboración y disponibilidad en el sitio de estudio. Igualmente, a Ana Tuñón, Aydee Cornejo y Nathalia Tejedor por su asistencia en los análisis de laboratorio, orientación en la identificación de macroinvertebrados y análisis estadísticos. Este trabajo se realizó en el marco de la Red Mesoamericana de Calidad de Aguas (Remeca), con la asesoría de Jesús García Cabrera (qepd), Comisión Nacional del Agua-México (Conagua).

Aydee Cornejo and Nathalia Tejedor for their assistance in laboratory analysis, guidance in the identification of macroinvertebrates and statistical analysis. This work was done under the Red Mesoamericana de Calidad de Aguas (Remeca), with the advice of the late Jesús García Cabrera from Comisión Nacional del Agua-México (Conagua).

BIBLIOGRAFÍA / LITERATURE CITED

- Aguilera, R., A. Gershunov and T. Benmarhnia. 2019. Atmospheric rivers impact California's coastal water quality via extreme precipitation. *Sci. Total Environ.*, 671: 488-494.
- Alfayate Blanco, J., M.N. González Delgado, C. Orozco Barrenetxea, A. Pérez Serrano y F.J. Rodríguez Vidal. 2004. Contaminación ambiental: Una visión desde la química. Editorial Paraninfo.
- Angelidis, M.O. and M. Aloupi. 2000. Geochemical study of coastal sediments influenced by river-transported pollution: Southern Evoikos Gulf, Greece. *Mar. Pollut. Bull.*, 40(1): 77-82.
- Azrina, M.Z., C.K. Yap, A.R. Ismail, A. Ismail and S.G. Tan. 2006. Anthropogenic impacts on the distribution and biodiversity of benthic macroinvertebrates and water quality of the Langat River, Peninsular Malaysia. *Ecotoxicol. Environ. Saf.*, 64(3): 337-347.
- Azzellino, A., S. Panigada, C. Lanfredi, M. Zanardelli, S. Airoidi and G.N. di Sciara. 2012. Predictive habitat models for managing marine areas: spatial and temporal distribution of marine mammals within the Pelagos Sanctuary (northwestern Mediterranean Sea). *Ocean Coast. Manag.*, 67: 63-74.
- Beghelli, F.G.D.S., A.C.A.D. Santos, M.V. Urso-Guimarães and M.D.C. Calijuri. 2012. Relationship between space distribution of the benthic macroinvertebrates' community and trophic state in a Neotropical reservoir (Itupararanga, Brazil). *Biota Neotrop.*, 12(4): 114-124. <https://doi.org/10.1590/s1676-06032012000400012>
- Beier, E., G. Bernal, M. Ruiz-Ochoa and E.D. Barton. 2017. Freshwater exchanges and surface salinity in the Colombian basin, Caribbean Sea. *Plos One*, 12(8): e0182116. <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5544217/pdf/pone.0182116.pdf>
- Broce, K., A.C. Ruiz-Fernández, A. Batista, A.K. Franco-Ábrego, J.A. Sánchez-Cabeza, L.H. Pérez-Bernal and G.E. Guerra-Chanis. 2022. Background concentrations and accumulation rates in sediments of pristine tropical environments. *Catena*, 214: 106252. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106252>
- Cebe, K. and L. Balas. 2018. Monitoring and modeling land-based marine pollution. *Reg. Stud. Mar. Sci.*, 24: 23-39.
- Chollett, I., P.J. Mumby, F.E. Müller-Karger and C. Hu. 2012. Physical environments of the Caribbean Sea. *Limnol. Oceanogr.*, 57(4): 1233-1244.
- De Marchi, L., V. Neto, C. Pretti, E. Figueira, F. Chiellini, A. Morelli, A.M.V.M. Soares and R. Freitas. 2018. The influence of salinity on the effects of multi-walled carbon nanotubes on polychaetes. *Sci. Rep.*, 8(1): 1-14.
- Devlin, M., A. Smith, C.A. Graves, C. Petus, D. Tracey, M. Maniel, E. Hooper, K. Kotra, E. Samie and D. Loubser. 2020. Baseline assessment of coastal water quality, in Vanuatu, South Pacific: Insights gained from in-situ sampling. *Mar. Pollut. Bull.*, 160: 111651.
- Fierro, P., C. Valdovinos, I. Arismendi, G. Díaz, A. Jara-Flores, E. Habit and L. Vargas-Chacoff. 2019. Examining the influence of human stressors on benthic algae, macroinvertebrate, and fish assemblages in Mediterranean streams of Chile. *Sci. Total Environ.*, 686: 26-37.
- Garay Tinoco, J. A., C.A. Pinilla González y J.M. Díaz Merlano. 2003. Manual de técnicas analíticas para la determinación de parámetros fisicoquímicos y contaminantes marinos (Aguas, sedimentos y organismos). Invemar., Santa Marta. 84 p.
- Garrison, T.F., M.S.A. Kaminski, B. Tawabini and F. Frontalini. 2021. Sediment oxygen demand and benthic foraminiferal faunas in the Arabian Gulf: A test of the method on a siliciclastic substrate. *Saudi J. Biol. Sci.*, 28(5): 2907-2913. <https://doi.org/10.1016/j.sjbs.2021.02.024>
- González, A., K. Broce, J. Fábrega-Duque, N. Tejedor-Flores and K. Young. 2019. Identification and monitoring of microalgal genera potentially capable of forming harmful algal blooms in Punta Galeta, Panama. *Air Soil Water Res.*, 12: 1178622119872769.
- Gupta, A.K., S.K. Gupta and R.S. Patil. 2003. A comparison of water quality indices for coastal water. *J. Environ. Sci. Health A.*, 38(11): 2711-2725.
- Häder, D.-P., A.T. Banaszak, V.E. Villafañe, M.A. Narvarte, R.A. González and E.W. Helbling. 2020. Anthropogenic pollution of aquatic ecosystems: Emerging problems with global implications. *Sci. Total Environ.*, 713: 136586.
- Halpern, B.S., S.E. Lester and K.L. McLeod. 2010. Placing marine protected areas onto the ecosystem-based management seascape. *PNAS*, 107(43): 18312-18317.
- Horrigan, N., S. Choy, J. Marshall and F. Recknagel. 2005. Response of stream macroinvertebrates to changes in salinity and the development of a salinity index. *Mar. Freshw. Res.*, 56: 825-833. <https://doi.org/10.1071/MF04237>

- Jahan, S. and V. Strezov. 2017. Water quality assessment of Australian ports using water quality evaluation indices. Plos One, 12(12): e0189284. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0189284>
- Jeffrey, S.W. and G.F. Humphrey. 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. Biochem. Physiol. Pflanzen, 167(2): 191-194. [https://doi.org/10.1016/S0015-3796\(17\)30778-3](https://doi.org/10.1016/S0015-3796(17)30778-3)
- Jordán-Garza, A.G., C. González-Gándara, J.J. Salas-Pérez and A.M. Morales-Barragán. 2017. Coral assemblages are structured along a turbidity gradient on the southwestern Gulf of Mexico, Veracruz. Cont. Shelf Res., 138: 32-40.
- Jordan, S.J. and L.M. Smith. 2004. Indicators of ecosystem integrity for estuaries: 489-502. In Estuarine indicators. CRC Press.
- Lock, K., M. Asenova and P.L.M. Goethals. 2011. Benthic macroinvertebrates as indicators of the water quality in Bulgaria: A case-study in the Iskar River basin. Limnologica, 41(4): 334-338. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2011.03.002>
- Lorenzen, C.J. 1967. Vertical distribution of chlorophyll and phaeo-pigments: Baja California. Deep-Sea Res., 14 (6): 735-745. [https://doi.org/10.1016/S0011-7471\(67\)80010-X](https://doi.org/10.1016/S0011-7471(67)80010-X)
- Lunt, J. and D.L. Smee. 2020. Turbidity alters estuarine biodiversity and species composition. ICES J. Mar. Sci., 77(1): 379-387. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz214>
- Ma, J., S. Wu, N.V. Shekhar, S. Biswas and A.K. Sahu. 2020. Determination of physicochemical parameters and levels of heavy metals in food wastewater with environmental effects. Bioinorg. Chem. Appl. 2020: 9 P.
- Medeiros, C.R., L.U. Hepp, J. Patricio and J. Molozzi. 2016. Tropical estuarine macrobenthic communities are structured by turnover rather than nestedness. Plos One, 11(9): e0161082. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0161082>
- Moreno, P. and M. Callisto. 2006. Benthic macroinvertebrates in the watershed of an urban reservoir in southeastern Brazil. Hydrobiologia, 560(1): 311-321.
- Nikoo, M.R., R. Kerachian, S. Malakpour-Estalaki, S.N. Bashi-Azghadi and M.M. Azimi-Ghadikolaee. 2011. A probabilistic water quality index for river water quality assessment: a case study. Environ. Monit. Assess., 181(1): 465-478.
- Oyeniran, D.O., T.O. Sogbanmu and T.A. Adesalu. 2021. Antibiotics, algal evaluations and subacute effects of abattoir wastewater on liver function enzymes, genetic and haematologic biomarkers in the freshwater fish, *Clarias gariepinus*. Ecotoxicol. Environ. Saf., 212: 111982. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.111982>
- Peng, F.-J., C.-G. Pan, N.-S. Zhang, C.J.F. ter Braak, D. Salvito, H. Selck, G.-G. Ying and P.J. Van den Brink. 2020. Benthic invertebrate and microbial biodiversity in sub-tropical urban rivers: Correlations with environmental variables and emerging chemicals. Sci. Total Environ., 709: 136281. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.136281>
- Puccinelli, E., M. Noyon and C.D. McQuaid. 2016. Does proximity to urban centres affect the dietary regime of marine benthic filter feeders? Estuar. Coast. Shelf Sci., 169: 147-157.
- Rodrigues, A.M., S. Meireles, T. Pereira, A. Gama and V. Quintino. 2006. Spatial patterns of benthic macroinvertebrates in intertidal areas of a southern European estuary: The Tagus, Portugal. Hydrobiologia, 555(1): 99-113. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-1109-1>
- Shi, W. and M. Wang. 2021. Tropical instability wave modulation of chlorophyll-a in the Equatorial Pacific. Sci. Rep., 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41598-021-01880-5>
- Tonacci, A., F. Sansone, R. Conte and C. Domenici. 2018. Use of electronic noses in seawater quality monitoring: A systematic review. Biosensors, 8(4): 115.
- Van Woesik, R., P. Houk, A.L. Isechal, J.W. Idechong, S. Victor and Y. Golbuu. 2012. Climate-change refugia in the sheltered bays of Palau: analogs of future reefs. Ecol. Evol., 2(10): 2474-2484.
- Wang, L., J.L. Silván-Cárdenas and W.P. Sousa. 2008. Neural network classification of mangrove species from multi-seasonal Ikonos imagery. Photogramm. Eng. Remote Sensing, 74(7): 921-927.
- Wolf, B., E. Kiel, A. Hagge, H.J. Krieg and C. Feld. 2008. Using the salinity preferences of benthic macroinvertebrates to classify running waters in brackish marshes in Germany. Ecol. Indic., 9. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2008.10.005>
- Zhang, F., X. Sun, Y. Zhou, C. Zhao, Z. Du and R. Liu. 2017. Ecosystem health assessment in coastal waters by considering spatio-temporal variations with intense anthropogenic disturbance. Environ. Model Softw., 96: 128-139.
- Zhou, D., M. Yu, J. Yu, Y. Li, B. Guan, X. Wang, Z. Wang, Z. Lv, F. Qu and J. Yang. 2021. Impacts of inland pollution input on coastal water quality of the Bohai Sea. Sci. Total Environ., 765: 142691.

RECIBIDO / RECEIVED: 11/10/2021

ACEPTADO / ACCEPTED: 09/08/2022