

Determinación de Indicadores Físicoquímicos y Microbiológicos de calidad del agua superficial en la Bahía de Manzanillo

Ariel A. Grey G.

Universidad Tecnológica de Panamá, Colón, Panamá,
ariel.grey@utp.ac.pa

Viccelda Domínguez de Franco

Universidad Tecnológica de Panamá, Panamá, Panamá,
viccelda.dominguez@utp.ac.pa

Manuel Castillero

Universidad Tecnológica de Panamá, Panamá, Panamá,
manuel.castillero@utp.ac.pa

Resumen— El Índice de Calidad de Agua (ICA) es una herramienta utilizada para conocer los atributos de un cuerpo de agua de acuerdo a sus distintos usos; sin embargo, su aplicación se ha dado principalmente en aguas continentales, teniendo muy pocos antecedentes de aplicación en agua marina. Este trabajo tiene por objeto demostrar la aplicabilidad de un Índice de Calidad Integral de Agua Marina (CIAM) a partir de parámetros físicoquímicos y microbiológicos para evaluar la condición del agua superficial de la Bahía de Manzanillo. Este estudio aplica el CIAM para comparar la categoría y usos de manera integral, a partir de un análisis de regresión lineal entre el CIAM y 8 parámetros analizados. Se hicieron 12 muestreos en 5 puntos y se determinó: oxígeno disuelto, coliformes fecales, E. coli, pH, demanda bioquímica de oxígeno, turbidez, temperatura y salinidad. Los resultados mostraron que el CIAM es una herramienta para obtener un diagnóstico de la calidad del agua como forma de agrupación simplificada de algunos parámetros ambientales. Por otra parte, mostró una mejor correlación de la turbiedad con el CIAM ($R^2 = 0.75$). Esta investigación demuestra que así como el ICA es una herramienta utilizada para diagnosticar estado de cuerpo de agua dulce y recomendar su uso, es factible utilizar el CIAM, en aguas marinas. Los resultados indican que la zona no es apta para actividades de contacto directo y deben existir restricciones de uso y acceso. Se recomienda utilizar esta herramienta para contribuir en el diagnóstico para uso de aguas marino costeras.

Palabras claves— Bahía Manzanillo, calidad integral del agua, contacto directo, integral, parámetros físicoquímicos y microbiológicos, zona portuaria y Panamá.

Abstract— The Water Quality Index (WQI) is a tool used to elucidate the attributes of a body of water according to their different uses, but its use has been mainly in inland waters, having very little history of application in marine water. This paper aims to implement an Integrated Quality Index Marine Water (IQIMW) from physicochemical and microbiological parameters obtained to evaluate the condition of the surface water of the Manzanillo Bay. This study applies the IQIMW as a method to compare, in a comprehensive way, the quality and uses of water by a linear regression analysis between IQIMW and 8 analyzed parameters. Twelve sampling sessions were made at 5 points the following parameters were measured: dissolved oxygen, fecal coliform, E. coli, pH, biochemical oxygen demand, turbidity, temperature and salinity. The results showed that the CIAM is a tool for diagnosis of water quality as a way of grouping some environmental simplified. Moreover, a better correlation was shown in the case of turbidity with the IQIMW ($R^2 = 0.75$). This research demonstrates that as the WQI is a tool used to diagnose the state for the body of fresh water and to recommend their use, the IQIMW could be used, for the same purpose in marine waters. As for the Manzanillo Bay, the results indicate that the area is not suitable for direct contact activities it should be restricted the use and access. It is recommended to use this tool to help diagnosis for use of marine coastal waters.

Keywords— Direct contact, integral, integral water quality, Manzanillo Bay, Panama, physicochemical and microbiological parameters and port area.

Autor: Ariel Grey

Tipo de artículo: original

Fecha de recepción: 26 de junio de 2013

Fecha de aceptación: 27 de mayo de 2014

1. Introducción

El aumento sistemático del tránsito de naves producto de los intercambios comerciales existentes en el área hace que la Bahía de Manzanillo sea propensa a la contaminación por lastre, grasas y aceites derivados de las diferentes actividades marítimas y portuarias existentes. Cabe destacar que actividades como la toma de combustibles de los buques durante las operaciones de carga y descarga, el lavado y limpieza de las bodegas, el desecho de sentina y lastre entre otras tareas de limpieza arrojan unas 705,000 toneladas de más. El aceite que se cambia en los motores de los barcos y por otros usos se vierte otras 828,000 toneladas y las vertidas accidentalmente representan unos 300,000 toneladas [1]. Los efectos de los derrames crónicos de petróleo durante periodos prolongados, aunque pequeños como el que se produce por el tránsito de los barcos por esas aguas marinas o la suspensión crónica de sedimentos que desafían más al medio costero contribuyen a deteriorar cada día, la calidad del agua dentro de la Bahía de Manzanillo [1].

El manejo de la mercancía a través de los muelles, de rudimentarios espigones o de barcazas, implica grandes demoras y en la mayoría de los casos, provocan averías, que son causa de derrames de petróleo [2]. Estas actividades portuarias son capaces de producir impactos ambientales que generan desequilibrios perjudiciales en los ecosistemas marinos y costeros y afectando la calidad de vida de las poblaciones humanas asentadas en los territorios aledaños a los puertos. Por las razones mencionadas, se hace necesario procesos modernos y actualizados de las instalaciones portuarias, desde el punto de vista del desarrollo sostenible, contando con

mecanismos de prevención, control y remediación de la contaminación ambiental en puertos. La aplicación de índices de calidad del agua (ICA) es una herramienta que brinda información reproducible sobre los atributos del agua y, una alternativa para dictaminar un cuerpo de agua sin recurrir a recopilaciones estadísticas de las tendencias, variable por variable y sitio por sitio [3]. Los ICA resumen y simplifican, en un único valor numérico, el cúmulo de información disponible sobre la calidad del agua. Estos índices facilitan el manejo de datos, evitan que las fluctuaciones en las mediciones oculten las tendencias ambientales y permiten comunicar, en forma simple y veraz, la condición del agua para un uso deseado o efectuar comparaciones temporales y espaciales entre cuerpos de agua [4, 5]. Por lo tanto, resultan útiles o accesibles para las autoridades políticas y el público en general. Los datos fisicoquímicos permiten analizar las causas del problema, pero exigen una frecuencia de muestreo apropiada, pues indican una condición puntual del agua. Éstos permiten, a partir de su tolerancia particular a la contaminación, estimar el efecto acumulado de las intervenciones humanas en el ambiente a lo largo del tiempo [6, 7].

El ICA, como forma de agrupación simplificada de algunos parámetros, indicadores de un deterioro en calidad del agua, es una manera de comunicar y evaluar la calidad de los cuerpos de agua. Sin embargo, para que dicho índice sea práctico debe de reducirla enorme cantidad de parámetros a una forma más simple, y durante el proceso de simplificación algo de información se sacrifica. [8]. Por otro lado si el diseño del ICA es adecuado, el valor arrojado puede ser representativo e indicativo del nivel de contaminación y comparable con otros para enmarcar rangos y detectar tendencias. [8].

En general, el desarrollo de ICA se ha enfocado principalmente al estudio de ríos o corrientes y falta investigación sobre zonas acuáticas en regiones tropicales, donde la diversidad en la naturaleza de

estos ecosistemas dificulta el desarrollo de índices biológicos.

El objetivo de este trabajo fue demostrar la aplicabilidad del Índice de Calidad de Agua Marina (CIAM), como instrumento para evaluar la condición del agua marino costera, utilizando como caso de estudio la Bahía de Manzanillo, de acuerdo a usos específicos.

1.1 Antecedentes

Estudios realizados en la Bahía de Panamá demuestran los altos niveles de contaminación orgánica e inorgánica por encima de los niveles aceptables para el sostenimiento de la vida acuática y de las actividades comerciales y recreacionales [9, 10, 11].

Por otro lado, investigaciones en la vertiente Atlántica (Colón) demuestran niveles de contaminación de las aguas costeras debido al vertido de las aguas residuales sin tratar y por derrame de petróleo ocurridos hace algunos años en Bahía Las Minas

[12]. Todo esto es debido al desarrollo desordenado y a la falta de una normativa en materia ambiental, los recursos ambientales se han visto afectados siendo uno de estos las aguas marinas y costeras [13].

2. Métodos y materiales

2.1 Área de estudio

La Bahía de Manzanillo se encuentra entre 9° 21'31" latitud norte y 79° 52'57" latitud este en el mar Caribe y tiene un área de 75 Km² y una profundidad de 14 metros. En la bahía de manzanillo se encuentra el sistema portuario más grande de América Latina. Ahí se encuentran los dos mayores puertos referentes del sector Caribe Panameño conocidos como el Complejo Portuario de Colón, donde funcionan Manzanillo International Terminal y Container Terminal Evergreen. Se consideraron 3 áreas y se ubicaron 5 puntos o estaciones de estudios representativos

mediante el empleo de un geoposicionador portátil (GPS); se registró la altitud, latitud y longitud de cada punto; su ubicación se muestra en la figura 1. Área 1: frente a la ciudad de Colón, donde se ubicó un punto o estación (1) a lo largo de la línea de costa entre el muelle de embarcaciones recreo y operativas del Club Náutico Caribe y el Muelle de Cruceros de Home Port Colón. Es un sitio con presencia de actividades industriales.

Área 2: frente a la ciudad de Colón, donde se ubicó un punto o estación (2), considerando puntos de referencia como el muelle de Cruceros Colón 2000 y el Home Port Colón. Sitio mayormente ocupado por residencias y de gran actividad comercial.

Área 3: frente a las terminales portuarias de Colon Ports Terminal, Manzanillo International Terminal y Colón Container Terminal y las aguas provenientes de Folks River.

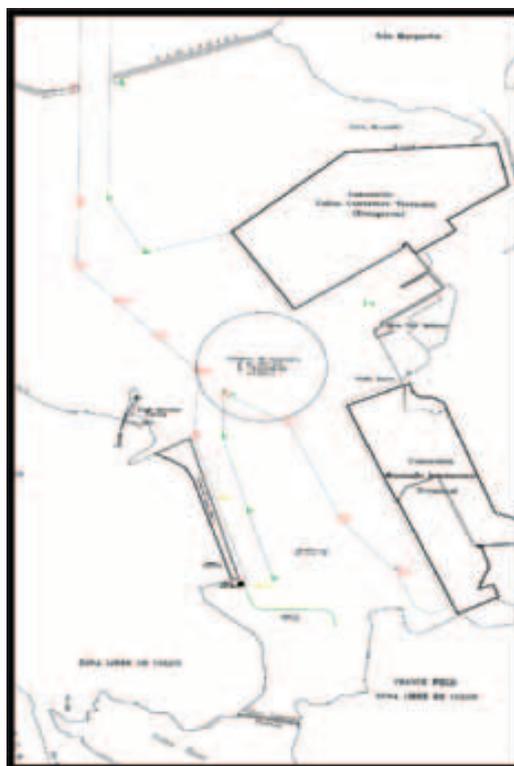


Figura 1. Localización área de estudios y estaciones de muestreo.

Sitio mayormente afectado por el tránsito de buques y sitios de actividades portuarias. Ahí se ubicaron tres puntos o estaciones (3, 4 y 5).

2.2 Metodología y parámetros considerados

Considerando el área marina costera en la zona y su área de influencia, se hicieron dos muestreos (septiembre 2005 hasta mayo 2006 y enero, febrero y noviembre 2011) y en cada uno de los cinco sitios a nivel superficial se determinaron: a) turbidez (NTU), utilizando un turbidímetro (Termo, AQ4500); b) pH, con un potenciómetro multifuncional (Hanna Instruments pH/CE/TDS/T meter); c) oxígeno disuelto (% saturación) y d) demanda bioquímica de oxígeno (DBO5); e) bacterias coliformes totales (UFC) y f) *E. coli* que se recolectaron en forma manual utilizando frascos estériles de 120 ml de capacidad. [14, 15]. Se utilizaron datos recolectados desde una embarcación, realizados en temporadas seca y lluviosa. Los tiempos fueron establecidos para determinar el impacto de la implementación de plantas de tratamientos primarios de las aguas domésticas, que hasta el 2008 se vertían sin control a la Bahía. Sin embargo, dichos impactos son considerados en este estudio con la finalidad de evaluar la zona.

Las variables se escogieron considerando como prioridad el sostenimiento de la biodiversidad y el desarrollo de la vida acuática, en el cuerpo de agua [16, 17], como ecosistema meta, y zonas marinas costeras.

2.3 Análisis de datos y base para la predicción del CIAM

Para probar la calidad integral del agua de mar se consideró sus usos potenciales, tomando como base el CIAM obtenido. Los sitios fueron ordenados de acuerdo al nivel de contaminación y se hizo un análisis de regresión múltiple entre el CIAM vs. los 7 parámetros medidos. Posteriormente, se hicieron los diagramas de dispersión de cada una de las variables estudiadas, su relación con el CIAM y

se identificaron los patrones de comportamiento donde se obtuvieron los modelos matemáticos, permitiendo efectuar pronósticos sobre el avance del nivel de contaminación de una manera rápida, segura y sencilla en diferentes tiempos. Para determinar los indicadores adecuados, se tuvo en cuenta un número de actividades específicas que realiza cada puerto objeto de estudio. Un CIAM es un número adimensional, comprendido entre 1-100, donde a mayor valor mejor es la calidad del recurso (Tabla 1). Los parámetros incluidos en los CIAM así como la definición de los rangos se han basado tradicionalmente en las curvas de distribución de las variables o en criterios biológicos en el caso del oxígeno disuelto o el pH [18]. En este estudio la selección de las variables se realizó teniendo en cuenta los criterios generales del organismo ambiental de Estados Unidos, la EPA [20, 19] y métodos multivariados para la definición de los grupos de estaciones, a partir de los cuales se definieron los rangos de ponderación para cada clase.

El CIAM para la Bahía de Manzanillo se estimó mediante la linealización de valores extremos de la siguiente ecuación:

$$\text{CIAM} = 100 - C_i * [(P_i/P) - 1] \quad (1)$$

donde C_i es el ponderador de cada parámetro, P_i es el valor medido de cada parámetro y P es el valor ideal de cada parámetro para que la calidad del agua sea óptima. Los valores resultantes del cálculo en el corchete “[$(P_i/P) - 1$]” representan el desalineamiento de la muestra respecto a un valor óptimo de cada parámetro, donde valores cercanos a 10 representan altos niveles de calidad del agua

De este índice calculado como valor intermedio para la determinación del CIAM, se procedió a tomar los valores extremos (mínimo y máximo) para ser linealizados en una escala de 0 a 100 que finalmente corresponderá a la asignación de cada valor del CIAM y su consecuente clasificación. La

relación entre el CIAM y la calidad del agua de la Bahía de Manzanillo para el sostenimiento de la vida acuática [7], se resume en la tabla 1. Un CIAM igual a 100 define el agua como de excelente calidad y un resultado de uno, indica que el agua de la Bahía no es apta para el mantenimiento de la vida acuática.

3. Resultados y discusión

Los resultados obtenidos, mostrados en la tabla 2, indicaron que la calidad del agua para todos los usos potenciales se clasificó como de calidad media (CIAM = 53-70) en el 100% de los sitios muestreados. Según el uso al que se destine, se puede calificar en: a) requiere de tratamiento mayor para usarse en el contacto directo o actividades primarias, como es

toda la zona; e) Los sitios 4 y 5 no tienen problemas para uso con fines de navegación, práctica que se desarrolla en la bahía. El punto 5, representa el 20% de los sitios de muestreo, se encuentra en la categoría de buena calidad dentro del intervalo de $CIAM \geq 70$, por lo tanto es presumible que sostenga una alta biodiversidad de vida acuática [7]. Cabe señalar que gran parte de la zona no es apta para consumo ni contacto humano. Esta es la situación para los sitios 1, 2, 3 y 4 presumiblemente producto de las descargas de aguas domésticas y residuales sin tratamiento.

Dentro de los parámetros que más influyen en la contaminación y concuerdan con los resultados de este análisis, se encuentran el oxígeno disuelto y las coliformes totales [5, 14, 19 y 20]. La relación

Tabla 1. Escala de valores del CIAM y su relación con la calidad del agua para la vida acuática.

Valores del CIAM	Calidad del agua	Descripción
Entre 100 y 85	Excelente	No presenta peligros para el ecosistema. Es adecuada para el desarrollo de todas las especies.
Entre 84 y 70	Buena	Sostiene una alta biodiversidad de vida acuática. Se presentan períodos donde algún indicador muestra peligros para el ecosistema.
Entre 69 y 50	Regular	Existen signos de contaminación, como aumento en la concentración de nutrimentos.
Entre 49 y 25	Mala	Manifiesta problemas con fuentes de contaminación puntuales y no puntuales.
Entre 24 y 0	Pésima	Posibilita el crecimiento de poblaciones elevadas de un limitado número de organismos resistentes a aguas muy contaminadas.

Fuente: House, (1990).

el caso de los sitios 1, 2 y 3; b) es aceptable, más no recomendable para uso recreativo, como balneario ni embarcaciones de recreo; c) puede afectar especies sensibles de vida acuática, sitios 1, 2, 3 y 4; d) uso para actividades marítimo y portuario,

inversa entre la salinidad y las bacterias coliformes fecales ha sido demostrada en el agua de mar. [21]. El agua residual tiene niveles bajo de oxígeno disuelto como consecuencia de la actividad de degradación de diferentes tipos de bacterias [22].

Tabla 2. Valores promedio de la concentración media de los parámetros estudiados e índice de calidad integral del agua (CIAM) en sitios de la Bahía de Manzanillo. Periodo 2005-2006-2011.

Sitios de muestreos	OD (mg/l)	DBO (mg/l)	pH	Turbidez (NTU)	Temperatura (°C)	Coliformes totales (UFC)	E. coli (UFC)	CIAM
1	6.9	1.53	7.32	5.2	28.3	2.63	2.28	58.8
2	7.25	1.4	7.6	5.2	28.9	2.51	2.13	60.6
3	6.96	1.64	7.61	5	31.5	2.40	2.14	57.8
4	7.30	2.25	7.57	4.72	31.3	2.47	2.18	53.1
5	7.24	1.04	7.47	4.55	28.7	2.31	1.90	70.2

3.1 Análisis fisicoquímico y bacteriológico

3.1.1 Temperatura (°C)

Las condiciones termohalinas en la línea de la costa presentaron características diferentes en todas las estaciones y diferencias significativas en las dos épocas climáticas. La temperatura osciló entre 27.2 °C y 30.2 °C (figura 2 a), dando como resultado la mínima en el periodo lluvioso en la estación 2 y en la estación 4 y la máxima en el periodo seco en todas las estaciones en los diferentes meses correspondientes a dicha estación (tabla 3). En la temporada seca se registró una media de 29.2 °C, el cual resultó superior a la obtenida en la temporada lluviosa que fue de 28.3 °C. Cabe señalar que en ambos periodos, los valores obtenidos presentaron registros de gradiente de temperatura superior a los 2.5 °C entre los sitios ubicados en cada área de investigación [13]. La temperatura del mar generalmente oscila entre 2 y 30° C y con valores extremos entre -4 y +42° C.

3.1.2 Potencial de Hidrógeno (pH)

El pH registró valores que oscilaron entre 6.5 y 8.3 (figura 2 b). Las variaciones que se mostraron mantuvieron patrones comunes en las diversas estaciones y en los dos periodos climáticos (tabla 2). El valor más bajo se registró en la estación 1, siendo

predominante en el periodo lluvioso. Por otro lado, los valores más altos se presentaron en la estación 1 periodo lluvioso y a la estación 2 periodo seco. A lo largo de la Bahía de Manzanillo en los dos periodos, tanto seco como lluvioso, se registraron valores de calidad de agua buena y regular.

En términos generales los valores promedios para ambas estaciones se encuentran dentro los valores normales para aguas marinas y costeras. En algunos casos, cuando el pH sobrepasa los valores establecidos, posiblemente puede estar relacionado a la presencia de aguas muy productivas y puede ser indicativo de que el CO₂ es utilizado por el fitoplancton para la síntesis de la materia orgánica a través del proceso de fotosíntesis [19, 25, 26]. El análisis de correlaciones entre parámetros revela relaciones significativas por el orden del 80% e inversas, durante la época de lluvias, con parámetros como la DBO₅. La cual tiene sentido si tomamos en cuenta los procesos de descomposición de materia orgánica y nutrientes por acción de la actividad bacteriana. [13]. Los rangos para los procesos biológicos óptimos es de 6.0 a 8.0, pero con un máximo hasta 9.0 [13].

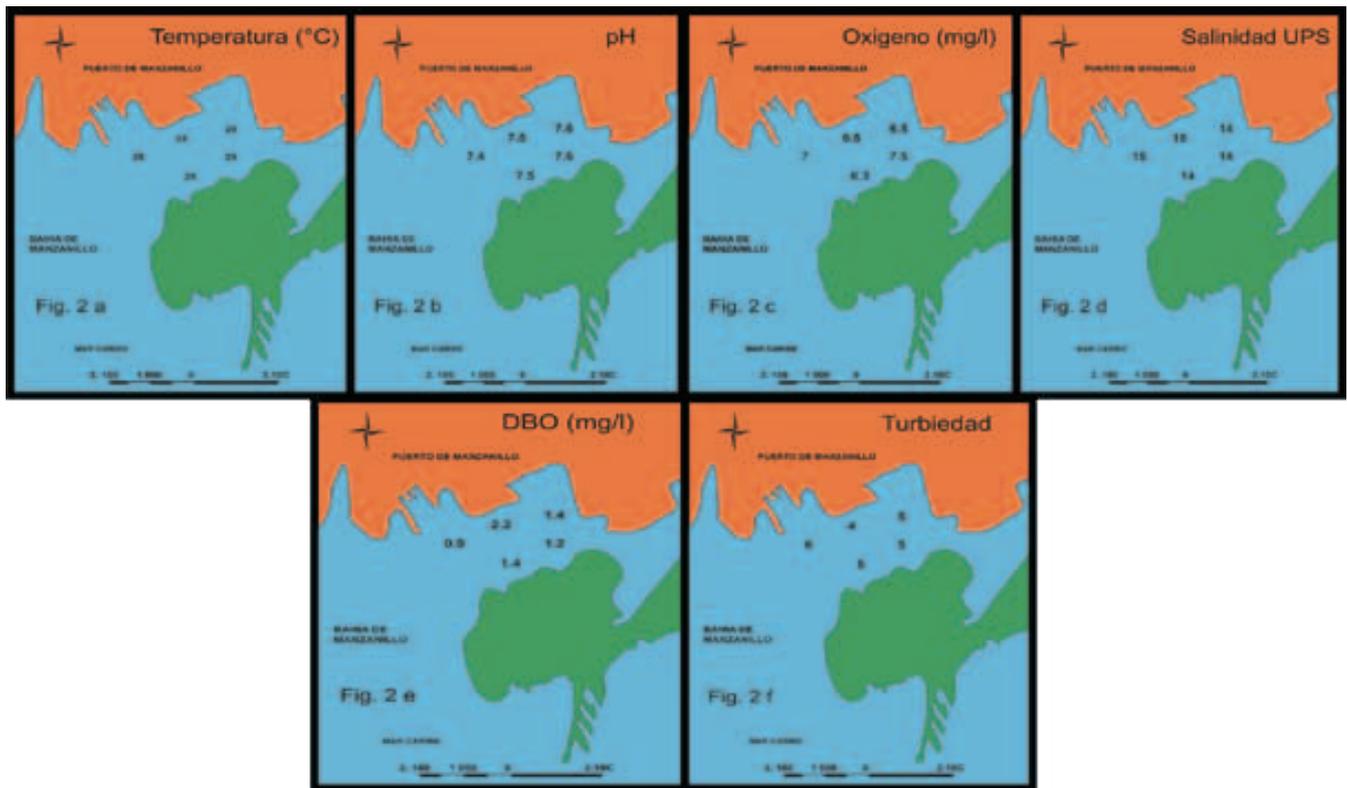


Figura 2. Distribución superficial de los parámetros físico químicos en la Bahía de Manzanillo.

3.1.3 Oxígeno Disuelto (OD)

La distribución superficial de oxígeno disuelto (OD) es uno de los parámetros que controla la presencia o ausencia de especies en los ecosistemas estuarinos y costeros [7 y 13]. Los valores de OD determinados para la Bahía de Manzanillo fluctuaron entre 7.2 y 8.0 mg/l. Se confirmó que este rango representa un criterio de calidad admisible [4, 5, 19, 20 y 23] para la destinación del recurso y para la preservación de flora y fauna en aguas marinas (figura 2 c). Por otro lado, se ha encontrado en otros estudios que los niveles de oxígeno disuelto disminuyen durante la estación seca producto del afloramiento estacional que se da en esta zona. Finalmente, los bajos registros de oxígeno disuelto en las estaciones 1 y 3, se puede dar a la alta concentración de sólidos suspendidos y sólidos totales en el área.

Cabe señalar que en los dos periodos se registraron valores aceptables, buenos y regulares

durante todo el muestreo. Se consideran un nivel crítico a ≤ 3.0 mg/L es un indicador de eutrofización. A esa concentración se espera daños ecológicos a los estuarios y zonas costeras. [13]. Las lecturas obtenidas en las estaciones 1 y 3 durante el periodo seco se realizaron en marea baja, donde los procesos de mezcla se vieron reducidos debido al estado de la misma. Por otro lado, durante el periodo seco en la estación 5, disminuyó el oxígeno disuelto producto del afloramiento estacional que se da en esta zona entre marzo y abril y/o a la alta concentración de sólidos suspendidos y sólidos totales en el área (tabla 3). El oxígeno disuelto durante el periodo lluvioso registró valores elevados en la estación 5 dejando claro que otros factores como la movilización de tierra y la cercanía de este sitio a la constante afluencia de buques pudieron alterar los resultados obtenidos entre marzo y abril [13].

Tabla 3. Valores mínimos y máximos de los parámetros físicos químicos y microbiológicos medidos en el ámbito superficial.

Parámetro	Unidad	Valor obtenido 2005-2006-2011	
		Seco	Lluvioso
Oxígeno disuelto (OD)	mg/l	5.5-7.4	6.2-8.6
Demanda bioquímica de oxígeno (DBO)	mg/l	0.3-2.5	0.3-2.7
Salinidad	(%)	12.1-15.4	12.7-15.9
Potencial de hidrógeno (pH)		6.5-8.3	6.7-8.3
Temperatura	°C	28.0-30.2	27.2-29
Turbiedad	NTU	7.0-11.0	1.0-7.0
Coliformes totales	NMP/100ml	2.1-3.5	2.6-3.8
E. coli	NMP/100ml	2.2-4.0	2.1-3.5

3.1.4 Salinidad

La salinidad osciló entre un mínimo de 12.1% y un máximo de 15.9% durante el periodo seco y lluvioso a lo largo y ancho de la bahía (tabla 3). En el periodo seco se presentaron valores que oscilaron entre 12.1% y 15.4% donde el más bajo se presenta en la estación 1 y el más alto en la estación 4. Sin embargo, en el periodo lluvioso se presentaron valores que oscilaron entre 12.4% y 15.9% donde el valor más bajo se presentó en la estación de muestreo 5 y el más alto fue en la estación 4 (figura 2 d). Esta relación entre el periodo seco y lluvioso da como resultado que durante la estación lluviosa se presenta un elevado promedio de salinidad en todo el año. Sin embargo, algunos de los registros de baja salinidad obtenidos en las estaciones 1 y 5 están influenciado a la cercanía de la Bahía de Limón, y esta a su vez, delimitada por un rompeolas y fuera de la influencia directa de las aguas oceánicas, donde recibe aporte directo de agua dulce provenientes de las esclusas del Canal de Panamá. En la tabla 3 se puede observar que mientras menor es la temperatura (27.2 a 29 °C) mayor es la salinidad (27.2 a 39) y el OD (6.2 a 8.6). Otros estudios determinan la relación inversa que existe entre la temperatura y la salinidad, con el oxígeno disuelto [24]. Como los rangos son

pequeños algunas veces es conveniente utilizar como promedio para todos los océanos la salinidad de 35% [13].

3.1.5 Demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅)

La DBO₅ registró valores entre 0.3 y 2.5 mg/l. Los valores más bajos se presentan en la estación 1, tanto en el periodo lluvioso como en la seca, cuyo valor es de 0.3 mg/l (tabla 3). Generalmente, cuando los niveles de DBO₅ son altos, hay una reducción en los niveles de OD [24]. Esto sucede debido a que la demanda de oxígeno por parte de las bacterias es alta y ellas están tomando el oxígeno disuelto en el agua. Si no hay materia orgánica en el agua, no habrá muchas bacterias presentes para descomponerla y, por ende, la DBO₅ tenderá a ser menor (figura 2 e) y el nivel de OD tenderá a ser más alto (figura 2 c). Cabe señalar, que los valores obtenidos de DBO₅ casi en su totalidad son menores a 3 mg/L, que de acuerdo a [13], representa agua de buena calidad. En la estación 4 se obtienen valores en promedio de 2.2 mg/L a lo largo del muestreo mayores que el resto de las estaciones que cuentan con valores entre 1.04 mg/L y 1.64 mg/L (tabla 2). Es decir, este punto se encuentra influenciado por diversos factores como movimiento de tierra, aporte de efluentes desde las comunidades adyacentes y de

los diferentes proyectos en construcción cercanos al área de estudio y por último menos dilución en época seca. A mayor DBO₅, más rápidamente se agota el oxígeno en la corriente de agua y mayor es la presión ambiental para las formas superiores de vida acuática [4, 5, 19, 20 y 23].

3.1.6 Turbiedad

Los valores registrados durante el muestreo en las diferentes estaciones y en ambos periodos osciló entre 1 y 11 NTU (figura 2 f), donde el valor más bajo se da en la estación 2 en el periodo lluvioso y el más alto en la estación 4 en el periodo seco (tabla 3). Los niveles altos de turbiedad registrados fueron causados presumiblemente por las diferentes partículas suspendidas observadas en el agua (tierra, sedimentos y aguas residuales). Presumiblemente, la constante afluencia de buques hace que la presencia de sedimentos suspendidos en el agua alteren los valores, como también las descargas de aguas residuales que sin control alguno se vierten a la bahía.

3.2 Parámetros microbiológicos

3.2.1 Coliformes totales y *E. coli*

La presencia de bacterias coliformes totales en el suministro de agua es un indicio que el agua puede estar contaminada con aguas negras u otro tipo de desechos en descomposición.

Generalmente, las bacterias coliformes se encuentran en mayor abundancia en la capa superficial del agua o en los sedimentos del fondo. En el periodo seco se presentan valores que oscilan entre 2.1×10^3 a 3.5×10^3 UFC, mientras que en el periodo lluvioso se presentan valores que oscilan entre 2.6×10^3 y 3.8×10^3 UFC (figuras 2 g y h). El valor más alto obtenido se registra en la estación 1 en el periodo seco y el más bajo se presenta en la estación 5 durante el periodo lluvioso (tabla 3).

Se ha encontrado que en un área costera

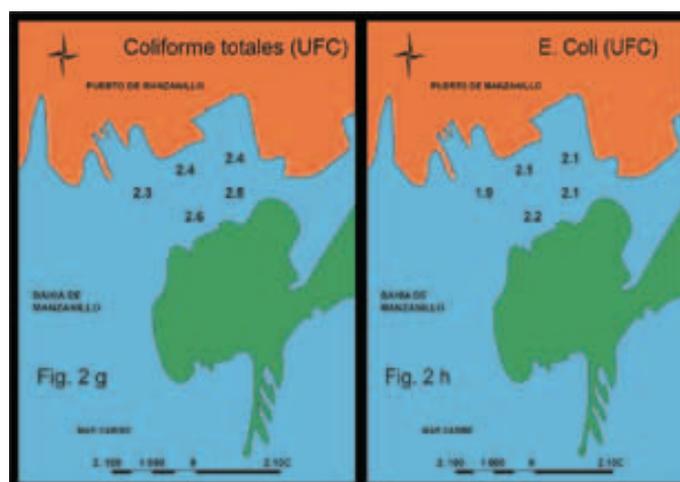


Figura 2. Distribución superficial (g) Coliformes totales (h) *E. coli* en la Bahía de Manzanillo.

impactada por descargas de aguas de alcantarillado y lluvia, los recuentos de *E. coli* fueron de 2 a 4 órdenes de magnitud mayores en sedimentos que en la columna del agua [17]. Estas condiciones son atribuibles a que los asentamientos humanos en esas zonas por lo general no cuentan con plantas de tratamiento de aguas residuales, y éstas se vierten directamente al mar, indicando que el desarrollo urbano, más el turismo, intervienen como fuente de contaminación de estas áreas.

3.3 Pronóstico de la calidad integral del agua Marina

3.3.1 Relación entre CIAM, los coliformes totales y *E. coli*

En el caso de los coliformes totales da como resultado una pendiente negativa donde la relación entre las variables coliforme totales y el CIAM son inversas. Esto quiere decir que cuando aumenta la concentración de bacterias coliformes, disminuye el CIAM o empeora la calidad del agua en la zona (figura 3 a). Con relación *E. coli*, se da el mismo efecto que en el caso anterior. La pendiente es negativa y la relación entre las variables es inversa (figura 3 b). La nube de puntos representa el valor obtenido en cada muestreo.

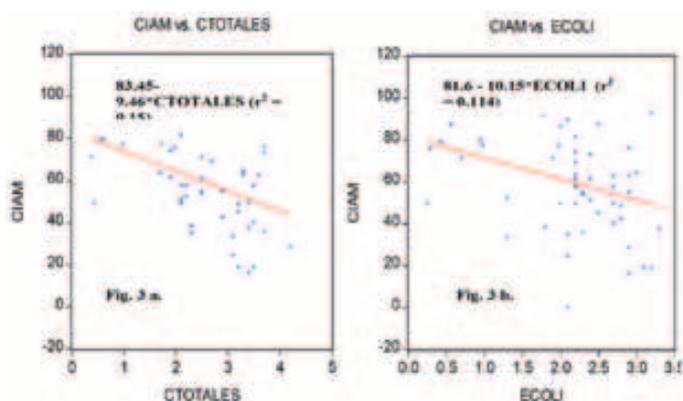


Figura 3a. y 3b. Correlaciones del Índice de calidad de agua marina en dependencia (a) Coliformes totales (b) E. coli en la Bahía de Manzanillo.

3.3.2 Relación entre el CIAM, la DBO y OD

En el caso de la demanda bioquímica de oxígeno tal como se esperaba, la relación entre el CIAM y la DBO₅ es inversa. (figura 3 c). En el caso del OD, se presenta una relación directa con el CIAM (figura 3 d), lo cual indica que la calidad del agua será mejor, en la medida que la concentración de oxígeno disuelto sea mayor.

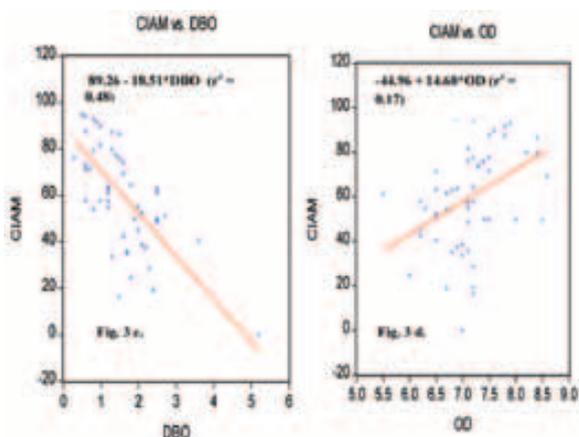


Figura 3c. y 3d. Correlaciones del Índice de calidad de agua marina en dependencia (c) Coliformes totales (d) E. coli en la Bahía de Manzanillo.

3.3.3 Relación entre el CIAM y el pH

En esta relación la pendiente es positiva y la misma está orientada a una dispersión completa de puntos siendo no concluyente. Según las muestras recolectadas, para un rango cerrado de valores de PH que oscila aproximadamente entre 6.5 y 8.3, la correlación con el CIAM resulta positiva, lo cual

implica que a menor acidez del agua, su calidad será mejor (figura 3 e).

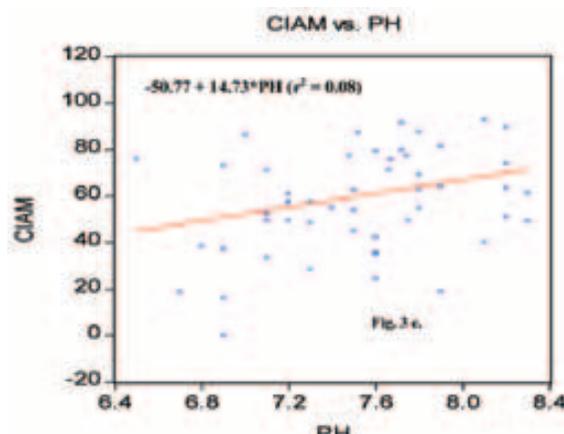


Figura 3e. Correlaciones del Índice de Calidad de Agua Marina en relación al pH en la Bahía de Manzanillo (e).

3.3.4 Relación entre el CIAM, la turbiedad y la temperatura

Esta variable es la que mejor ajuste presenta, por la uniformidad y distribución de los valores obtenidos en los puntos de muestreos. El resultado muestra una correlación inversa entre el CIAM y la turbiedad mientras mayor sea esta. (figura 3 f). En el caso de la temperatura la correlación encontrada producto de la estimación, es poco concluyente para los datos tomados, lo cual implica que la temperatura es una variable con baja incidencia sobre el CIAM para el rango cerrado de valores obtenidos (figura 3 g).

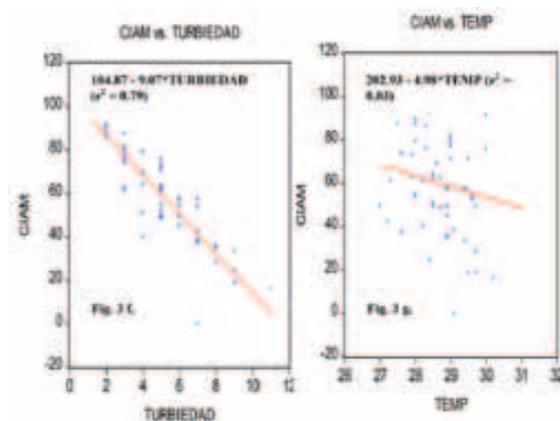


Figura 3f. y 3g. Correlaciones del Índice de calidad de agua marina en analogía a la (f) turbiedad (g) temperatura en la Bahía de Manzanillo.

4. Conclusión

La variación de todos los parámetros con excepción de la turbiedad es aproximadamente de dos unidades, lo cual es bajo; sin embargo, al tener una escala grande (rango corto) los datos se presentan dispersos (tabla 3). En el caso de la turbiedad la variación es mayor de dos a tres veces más que el resto de los parámetros y se da de forma más uniforme, lo que favorece la mejor correlación con el CIAM. Por ello, se puede concluir que el CIAM es una herramienta para determinar la calidad del agua, al observar que se mantienen los comportamientos ya estudiados de calidad de agua, además se puede observar que el parámetro que mejor correlación ($r^2=0.79$) tiene con el CIAM es la turbiedad. En este ámbito, el oxígeno disuelto (OD) es uno de los parámetros que controla la presencia o ausencia de especies en los ecosistemas estuarinos y costeros [4, 6, 7 y 13]. La calidad del agua superficial en cada una de las áreas de la Bahía de Manzanillo no evidencia graves problemas de contaminación, tanto a nivel de línea costera como en la parte externa de la misma, probablemente por la dinámica de las corrientes y por el poder de dilución y depuración del agua de mar. No obstante, se debe considerar que con el tiempo y

existiendo descargas residuales muy puntuales y permanentes se podría estar provocando una contaminación mucho más severa. Sin embargo, se presenta una leve mejoría después del 2011 sobre la calidad del agua y esto se debe a que las descargas ya no se realizan directamente al cuerpo de agua. Los resultados obtenidos indican que el CIAM fue regular en el 100% de los sitios muestreados. Sin embargo, la zona no es apta para actividades de contacto directo y deben existir restricciones de acceso y uso. Se recomienda establecer un sistema integrado de monitoreo de calidad de las aguas en sectores marítimo-portuario.

5. Agradecimiento

Los autores agradecen al Servicio Aéreo Naval de Panamá, Autoridad Portuaria de Panamá, a los Laboratorio de Ingeniería Sanitaria de la Facultad de Ingeniería Civil de la Universidad Tecnológica de Panamá, por su valiosa colaboración y participación en las diversas campañas de muestreos y análisis de muestras de algunos parámetros ambientales y a la Secretaria Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (SENACYT) por el financiamiento para realizar esta investigación, a través del Proyecto EFA-10-018.

Referencias Bibliográficas

- [1] Rodríguez, L. 2001, Transformación medioambientales en el litoral del distrito de Colón. Trabajo de graduación de la Maestría en Geografía, Universidad de Panamá.
- [2] Mari, R., De Sousa, A., Martín, J., Rodrigo, J. 2007. El Transporte de Contenedores: Terminales, Operatividad y Casuística. 1ra Edición. Cataluña, España, Universidad Politécnica de Cataluña.
- [3] Pérez, A., Rodríguez, A. 2007. Índice fisicoquímico de la calidad de agua para el manejo de lagunas tropicales de inundación. Revista de Biología Tropical, Vol. 56, Núm. 4, diciembre, 2008, pp. 1905-1918 Universidad de Costa Rica, San Pedro de Montes de Oca, Costa Rica.
- [4] Alberti, M., Parker, J. 1991. Indices of environmental Quality: The Search for Credible Measure. Environmental Impact Assessment Review, 11, 95-101.
- [5] House, M., 1990. Water quality indices as indicators of ecosystem change. Environ. Monit. Assess. 15: 255-263.
- [6] Astorga, Y. 1994. Informe final: Diagnóstico fisicoquímico y biológico de la quebrada Los Negritos. Centro de Investigación en Contaminación Ambiental, Rev. Biol. Trop. December 2008, Universidad de Costa Rica, San José, Costa Rica. 32 p.
- [7] Figueroa, R., A. Palma, V. Ruiz y X. Niell. 2007. Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: Río Chillan, VIII región. Rev. Chil. Hist. Nat. 80: 225-242.
- [8] Carrillo C. A. y Villalobos A. R., 2010. Análisis comparativo de los índices de calidad del agua (ica) de los ríos tecolutla y cazones. Tesis del programa educativo de Ingeniería Ambiental. Universidad Veracruzana.
- [9] D'Croz L. 1993. Status and uses of mangroves in the Republic of Panama. In: Conservation and sustainable utilization of mangrove forests in Latin America and Africa regions. Part I: Latin America: 115-127, edited by L.D. Lacerda. International Society for Mangrove Ecosystems and International Tropical Timber Organization. ITTO/ISME Project PD114/90(F).
- [10] Dames & Moore. 1997. Estudio de Impacto Ambiental del Corredor Sur Tramo Ciudad Radial- Tocumen. Ciudad de Panamá. Dames & Moore Group Company.
- [11] Consejo Nacional de Medio Ambiente (Conama). (1986). resolución n° 20, del 18 de junio de 1986. Brazil.
- [12] CONAMA/MIPPE. 1996. Informe Ambiental del Panamá, Panamá.

- [13] USR-Holding Inc. Elaboración de las normas de calidad de agua marino costera. Documento final científico técnico - Normas de calidad de agua marino costero. Autoridad Nacional del ambiente, Panamá, 2005. p 1-120.
- [14] Brown M., McClelland, N., 1970. A water quality index do we dare? *Water & Sewage* 339.
- [15] Ott W., 1978. Water quality index: a survey of indexes used in the United States. *Environmental Monitoring Series. EPA-600/4-78-005*, 128.
- [16] D'Croz Luis, Martinez Victor y Arosemena Gustavo. Enero de 1994. Inventario Biológico del Canal de Panamá. *El Estudio Marino. SCIENTIA. Revista de Investigación de la Universidad de Panamá.*
- [17] Rickert, D. 1993. Evaluación de la calidad del agua para determinar la naturaleza y el grado de contaminación del agua para la agricultura y actividades afines, p.187-209. En prevención de la contaminación del agua por la agricultura y actividades afines. FAO, Santiago de Chile, Chile. 385p.
- [18] Peterson R. y Bogue B. 1989. Índices de Calidad del Agua, Agencia de Protección Ambiental (EPA). Región 10, Seattle WA.
- [19] Hallock D., 1990. Results of the 1990 Water Quality Index Analysis. Washington Department of Ecology, Memorandum to Dick Cunningham, July 18, 1990. Washington Department of Ecology, Environmental Investigations and Laboratory Services Program, Olympia, WA.
- [20] Cude C., 2001. Oregon Water Quality Index: A Tool for Evaluating Water Quality Management Effectiveness. *Journal of the American Water Resources Association* 37(1): 125-137
- [21] Campbell, R. 1987. *Ecología Microbiana Limusa, Mexico* 268p.
- [22] Solic, M. & N. Kastulovic, 1992. Separate and combined effect of solar radiation, temperature, salinity, and pH on the survival faecal coliforms in sea water. *Marine Pollution Bulletin* 24 (8): 411-416.
- [23] Morales F. 1999. Efectos de algunos parámetros ambientales sobre las especies halofíticas de las microalgas del género *Unaliella* (dunal) Teodoresco, 1905 presente en la salina de Araya, estado Sucre, Venezuela. Universidad de Oriente. Cumaná. 112 pp.
- [24] Van Loon, G. and Duffy J., 2005. *Química Ambiental. Una Perspectiva Global. Segunda Edición*, 456 pp.
- [25] Seisdedo, M. 2007. Caracterización fisicoquímica de las aguas del litoral oriental de la provincia de Cienfuegos. Cuba.
- [26] Alcalá L. 1999. Estudio hidroquímico del sector del Golfo de Cariaco, Estado Sucre, Venezuela. Universidad de Oriente. Cumaná. 112 pp.