

Índices de calidad en suelos de playas arenosas del Municipio Puerto Cabello - Estado Carabobo

Joselin Albujar^{1*}; Arnaldo José Armado Matute²; Jorge Alexander Briceño Carrasquel³;
Mónica Del Pilar Silva Ordóñez⁴; Daniela Avalos⁵; Marcelo Rojas⁶

Resumen

La calidad de un suelo se puede estimar mediante índices multivariados y su diseño depende de la funcionalidad del suelo. Los suelos de playas arenosas son de gran importancia ecológica; sin embargo, no se incluyen en los planes de gestión ambiental de ecosistemas costeros. El objetivo de esta investigación es evaluar el impacto de actividades antropogénicas en suelos de playas arenosas mediante índices de calidad ambiental, estimando parámetros fisicoquímicos, biológicos y bioquímicos que pudiesen estar afectados por estas actividades, contribuyendo así con herramientas para la gestión ambiental de los servicios ecosistémicos que ofrecen estos entornos. Se empleó la metodología basada en comparación de áreas, la media geométrica y la de indicadores ponderados. Las alteraciones provocadas por el impacto ambiental de las actividades industriales desarrolladas en las zonas cercanas a las playas evaluadas, inducen aumentos en parámetros fisicoquímicos que provocan un aumento en los parámetros biológicos como la actividad microbiológica y carbono de biomasa microbiana. Los indicadores biológicos fueron más sensibles ante los impactos ambientales. Se concluye que el ICS_{área} es adecuado para evaluar la sensibilidad de los indicadores y los procesos de degradación a los que están sometidos los suelos de playas arenosas; sin embargo, requiere comparación con suelo no impactado de características similares. Los índices propuestos constituyen una herramienta de monitoreo y gestión eficaz para realizar estudios de impacto ambiental en los ecosistemas costeros.

Palabras clave: Calidad ambiental, ecosistemas costeros, indicadores ambientales, suelos arenosos.

Quality indices in soils of sandy beaches of the Municipality of Puerto Cabello - Carabobo State

Abstract

The quality of a soil can be estimated using multivariable indices and its design depends on the functionality of the soil. Sandy beach soil is of great ecological importance; however, they are not included in environmental management plans for coastal ecosystems. The objective of this research is to evaluate the impact of anthropogenic activities on sandy beach soils through environmental quality indices, estimating physicochemical, biological and biochemical parameters that could be affected by these activities, thus contributing with tools for the environmental management of ecosystem service that these environments offer. The methodology based on comparison of areas, the geometric mean and weighted indicators was used. The alterations caused by the environmental impact of industrial activities carried out in the areas near the evaluated beaches induce increases in physicochemical parameters that cause an increase in biological parameters such as microbiological activity and carbon from microbial biomass. Biological indicators were more sensitive to environmental impacts. It is concluded that the ICSarea is adequate to evaluate the sensitivity of the indicators and the degradation processes to which sandy beach soils are subjected; however, it requires comparison with unimpacted soil with similar characteristics. The proposed indices constitute an effective monitoring and management tool to carry out environmental impact studies on coastal ecosystems.

Keywords: Coastal ecosystems, environmental indicators, environmental quality, sandy soils.

Recibido: 28 de julio de 2025

Aceptado: 28 de noviembre de 2025

¹Universidad de Carabobo. Laboratorio de Investigaciones Bioquímicas, Suelo y Ambiente, LIBSA, Centro de Investigaciones en Ambiente, Biología y Química, AMBIOQUIM, Departamento de Química, Facultad de Ciencias y Tecnología, Naguanagua. Venezuela, jalbujar@uc.edu.ve, <https://orcid.org/0000-0002-5460-1210>

²Universidad de Carabobo. Laboratorio de Investigaciones Bioquímicas, Suelo y Ambiente, LIBSA, Centro de Investigaciones en Ambiente, Biología y Química, AMBIOQUIM, Departamento de Química, Facultad de Ciencias y Tecnología, Naguanagua. Venezuela, aarmado@uc.edu.ve, <https://orcid.org/0000-0003-4670-0339>

³ Universidad Estatal de Bolívar. Guaranda. Ecuador, jbriceno@ueb.edu.ec, <https://orcid.org/0000-0002-0692-1228>

⁴ Universidad Técnica de Ambato. Laboratorio de alimentos funcionales. Facultad de Ciencia e Ingeniería en Alimentos y Biotecnología, FCIAB. Ambato. Ecuador, mdp.silva@uta.edu.ec, <https://orcid.org/0000-0001-8887-1553>

⁵ Universidad Estatal de Bolívar. Guaranda. Ecuador, daniela.avalos@ueb.edu.ec, <https://orcid.org/0000-0002-7184-3318>

⁶ Universidad Estatal de Bolívar. Guaranda. Ecuador, mrojas@ueb.edu.ec, <https://orcid.org/0000-0002-9694-3817>

*Autor de correspondencia

I. INTRODUCCIÓN

La calidad de un suelo incluye componentes intrínsecos, determinados por las propiedades físicas, químicas y biológicas dentro de los límites establecidos por el clima y los ecosistemas; asimismo, está condicionada por un componente externo de índole antrópico, afectado por las prácticas de manejo y uso de las tierras (Cantú et al., 2007). Esta definición se puede estimar a través de la evaluación de indicadores, que son variables que resumen información relevante, haciendo que un fenómeno o condición de interés se haga perceptible, mediante la cuantificación y comunicación en forma comprensible (Chaudhry et al., 2024). En este caso, corresponden a aquellas propiedades del suelo medibles, que tienen mayor sensibilidad a los cambios en la función y los servicios ecosistémicos del suelo (Evangelista et al., 2023).

La alteración de la calidad del suelo es consecuencia de muchos procesos interactivos que pueden cambiar el equilibrio entre los aspectos fisicoquímicos, microbiológicos y bioquímicos del suelo. Por ello, el concepto funcional debe inferirse de las propiedades y procesos del suelo que son sensibles al uso y manejo (Isabel et al., 2024). El principal requisito para que una propiedad sea seleccionada como indicador de calidad del suelo es que sea sensible a los cambios que ocurren dentro de la función del suelo en cuestión. Otras características incluyen: correlación positiva con los servicios ecosistémicos, fácilmente mensurable, sensible a la gestión y, siempre que sea posible, ser un componente de una base de datos preexistente (Wu et al., 2019).

Tomando en cuenta el hecho de que los suelos tienen propiedades diversas y desempeñan funciones con distinta intensidad, la calidad del suelo debe ser evaluada con base en su papel multifuncional (Garmendia Salvador, 2008). Se define utilizando diferentes modelos, uno de los más aceptados es un enfoque multifuncional que considera varias áreas, incluida la productividad biológica sostenible, calidad ambiental, y salud animal, vegetal y humana (Isabel et al., 2024). Actualmente no existe una fórmula para medir este concepto, que sea aceptada y aplicable, y tampoco un indicador para suelos, que sea completamente eficiente (Menta et al., 2018).

Una amplia variedad de propiedades edáficas se utilizan como indicadores de la calidad del suelo,

pero estas características individuales proporcionan información incompleta sobre el estado del suelo, por lo que se integran en índices multivariados (Isabel et al., 2024). Estos sintetizan los atributos del suelo en un formato que mejora la comprensión de los procesos del suelo para informar sobre intervenciones de gestión o políticas (De Paul Obade & Lal, 2016). Estas herramientas permiten una evaluación más exacta y confiable de la calidad de un suelo usando métodos estadísticos (Choudhury & Mandal, 2021).

El primer paso para la evaluación de la calidad de un suelo es la definición de los objetivos, luego la selección de los indicadores, que debe tener en cuenta la conexión entre ellos y las funciones o servicios ecosistémicos propuestos. La interpretación de los valores de los indicadores propuestos debe ser bien definida; si no hay un sistema de interpretación propuesto, los indicadores no pueden ser utilizados en la práctica. Luego, se recomienda el desarrollo de un índice de calidad e inclusive representaciones gráficas para ilustrar qué tan bien un suelo cumple sus funciones (Coban et al., 2022).

Se han propuesto aproximaciones basadas en el establecimiento de un conjunto mínimo de datos de variaciones temporales de propiedades del suelo y funciones de pedotransferencia. Esta aproximación se soporta en datos de entrada de estudios de suelo y modelos de simulación para el diseño de sistemas de manejo sustentables y estándares establecidos de manejo de calidad del suelo, haciendo énfasis en la definición de la calidad del suelo, determinación de índices de calidad y en la ponderación de su importancia (Rachman, 2019).

Debido a que los índices de calidad de suelos no pueden estandarizarse para hacerlos universales, se han utilizado diversas metodologías para su diseño, atendiendo a las características de los suelos, factores climáticos, funciones y servicios ecosistémicos asociados al manejo, entre otros. Tal es el caso de Mei et al., (2019), quienes desarrollaron un índice para suelos densamente cultivados con diferentes rendimientos, en China, aplicando una metodología de tres pasos: 1) selección del conjunto mínimo de datos; 2) ponderación y estandarización de cada variable y 3) cálculo del índice de calidad (SQI). Mukherjee & Lal, (2014), comparó tres métodos para determinar índices de calidad de

suelos de procedencia diversa: aditivo simple, aditivo ponderado y modelado estadísticamente. Sánchez-Navarro et al., (2015), desarrollaron un índice para estimar la calidad de suelos en ecosistemas semiáridos mediterráneos. Para ello utilizaron la opinión de expertos como metodología, acompañada con un análisis de componentes principales para la selección.

Los índices de calidad de suelo son específicos para una zona dada. Los indicadores seleccionados deben ser significativos para la función o servicio ecosistémico evaluado, lo cual está directamente relacionado con las metas establecidas en la evaluación. Un ejemplo de ello es el índice de Calidad Biológica del Suelo – artrópodos (QBS-ar), basado en el concepto de que un número de microartrópodos morfológicamente adaptados al suelo, es más alto en suelos con una alta calidad ambiental (Menta et al., 2018). Estas herramientas, también pueden ser empleadas para evaluar la degradación de este recurso. Investigadores han reportado un impacto negativo en el suelo asociado a la rotación de estos cultivos, por lo que concluyeron que el índice obtenido permite evaluar los procesos de degradación del suelo y ayuda a la implementación de prácticas de manejo adecuadas (Amir, 2023).

Otra de las metodologías que se ha propuesto para establecer la calidad ambiental del suelo es el uso de la media geométrica. En tal sentido, Hinojosa et al., (2004), establecieron que la media geométrica es un índice general que permite resumir información de variables con diferente rango de variación y unidades; mientras que, García-Ruiz et al., (2009) utilizaron la media geométrica de las actividades enzimáticas como indicador general de la calidad del suelo, demostrando que podía ser lo suficientemente integrador sin incluir propiedades fisicoquímicas. También, la metodología propuesta por Kuzyakov et al., (2020), basada en la comparación del área dentro del gráfico radar producida a partir del conjunto de parámetros individuales del suelo; y la metodología basada en promedio de indicadores, propuesta por Cantú et al., (2007), donde se selecciona el conjunto de indicadores y se obtiene un valor único de cada parámetro con el promedio ponderado de acuerdo a la proporción que representa en el área total de estudio.

Existen diversos tipos de suelos, entre los que

se encuentran los arenosos, característicos de ecosistemas costeros terrestres, de los cuales, las playas arenosas corresponden a las tres cuartas partes del sistema intermareal en el mundo y han estado sujetas a un gran desarrollo y a diferentes actividades sin la debida planificación como crecimiento de asentamientos urbanos, actividades turísticas e incluso industriales, lo que conlleva a que estos entornos, sean afectados en gran extensión por impactos antropogénicos negativos (Angeloni, 2003). Estos constituyen uno de los grupos que menos atención ha recibido en iniciativas de gestión ambiental, probablemente, porque su uso a menudo se asocia con actividades de ocio y recreación. No obstante, cumplen diversas funciones físicas, químicas y biológicas, que interconectan los equilibrios ecológicos de ecosistemas marinos y terrestres por lo que son de gran relevancia desde el punto de vista ecológico.

Venezuela cuenta con una vasta extensión de zonas costeras, constituidas principalmente por playas arenosas y rocosas. Al igual que otros ecosistemas costeros, las playas de arena desempeñan diversas funciones ecológicas, como ser depositarios de biodiversidad, protección de la costa y satisfacción de las necesidades humanas de recreación y turismo. De modo general, ésta última función es la que ha recibido mayor relevancia por parte de los organismos encargados de aplicar sistemas de gestión ambiental, dejando a los procesos físicos, químicos y biológicos que se dan en las playas como secundarios.

Por todo lo antes expuesto, es de gran importancia el estudio de los métodos para evaluar la calidad del suelo, específicamente, el estudio de indicadores e índices ambientales que puedan constituir herramientas para determinar la calidad del recurso. En tal sentido, en esta investigación se evaluó el impacto de actividades antropogénicas en suelos de playas arenosas mediante índices de calidad ambiental. Se evaluaron parámetros fisicoquímicos, biológicos y bioquímicos que pudiesen estar afectados por estas actividades.

II. MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron tres playas para el estudio: El Palito (10.4809, -68.10923), Waikiki (10.48311, -68.03862) y Playa Blanca, suelo control (10.47367, -68.01626), ubicadas en el municipio Puerto Cabello,

estado Carabobo. Se tomaron veinte (20) muestras superficiales compuestas a través del método de partición, diez (10) en zona supralitoral (SL) y diez (10) en zona intermareal (IM). Se realizaron dos tomas de muestras, en estación lluviosa y seca. Se evaluaron parámetros fisicoquímicos y biológicos para el desarrollo de los índices (Albujar et al., 2023b, 2023a; Albujar & Armado, 2023).

Para la evaluación de la calidad de los suelos se siguió la metodología basada en la comparación del área dentro del gráfico radar, propuesta por Kuzyakov et al., (2020). Para esta metodología, cada parámetro se estandarizó a la unidad (0,1) para suelos no degradados, según la ecuación:

$$P_i = \frac{P_{dg}}{P_{ndg}} \quad \text{Ec. 1}$$

Donde P_i es el parámetro estandarizado; P_{dg} y P_{ndg} , son los valores del parámetro degradado y natural respectivamente. En el caso de estudio, la condición menos es mejor, se aplicó a la conductividad, retención y contenido de humedad en la zona supralitoral; al pH, en todas las zonas, debido a que los valores obtenidos fueron superiores a 7,4; y a los contaminantes Hidrocarburos Totales de Petróleo (HTP) y plomo disponible. Los demás parámetros fueron evaluados con la condición más es mejor.

Con base a los parámetros estandarizados, se construyó un gráfico de radar para el suelo degradado y para el no degradado. El área correspondiente al índice de calidad de suelo ($ICS_{área}$) es igual a la suma de los triángulos individuales que componen la figura completa, según la ecuación:

$$Área ICS = 0,5 \sum_i^n P_i^2 \cdot \text{sen} \left(\frac{2\pi}{n} \right) \quad \text{Ec. 2}$$

En la metodología basada en el promedio de indicadores, propuesta por Cantú et al., (2007), se seleccionó el conjunto de indicadores, luego se obtuvo un valor único de cada parámetro con el promedio ponderado de acuerdo a la proporción que representó en el área total de estudio. Estos se normalizaron en una escala 0 y 1 que representan la peor y mejor condición de calidad, respectivamente. Existen dos situaciones posibles: la primera es cuando el valor máximo del indicador (I_{max}) corresponde a la mejor situación de calidad de suelo (Valor normalizado del indicador: $V_n = 1$) y el cálculo es:

$$V_n = \frac{I_m - I_{min}}{I_{max} - I_{min}} \quad \text{Ec. 3}$$

La otra situación es cuando el valor máximo del indicador corresponde a la peor situación de calidad de suelo ($V_n = 0$) y se calcula según la ecuación:

$$V_n = 1 - \left(\frac{I_m - I_{min}}{I_{max} - I_{min}} \right) \quad \text{Ec. 4}$$

Donde V_n = valor normalizado, I_m = medida del indicador, I_{max} = valor máximo del indicador, I_{min} = valor mínimo del indicador. Los valores máximos y mínimos fueron establecidos tomando en cuenta los valores obtenidos en Playa Blanca y otros reportados por diversas investigaciones.

En el caso de estudio, la peor condición se aplicó a la conductividad, retención y contenido de humedad en la zona supralitoral; al pH en todas las zonas, debido a que los valores obtenidos fueron superiores a 7,4; al contenido de arcilla, tomando en cuenta las características texturales del tipo de suelo estudiado y, a los contaminantes HTP y plomo disponible. Los demás parámetros fueron evaluados con la mejor condición. El índice de calidad de suelos (ICS) se estableció promediando los valores de todos los indicadores y se interpretaron según la escala establecida en la Tabla I:

Tabla 1. Clases de calidad de suelos Cantú et al., (2007).

Índice de calidad de suelos	Escala	Clases
Muy alta calidad	0,80 - 1	1
Alta calidad	0,60 - 0,79	2
Moderada calidad	0,40 - 0,59	3
Baja calidad	0,20 - 0,39	4
Muy baja calidad	0,00 - 0,19	5

Otra de las metodologías aplicadas fue la media geométrica, que resume la información de variables de diferentes rango de variación y unidades Hinojosa et al., (2004). En este caso se calculó la media geométrica de los parámetros microbiológicos y bioquímicos, según la ecuación:

$$GM = \sqrt[n]{P_1 \times \dots \times P_n} \quad \text{Ec. 5}$$

Donde GM , es la media geométrica; P , el valor del parámetro y n , el número de parámetros. La variación relativa de la media geométrica se obtuvo al compararla con el suelo control.

El análisis estadístico de los datos se realizó a través del programa PAST 3.24. Se realizaron

Análisis de Componentes Principales a fin de determinar las variables más representativas. Un análisis de correlaciones se empleó para establecer las relaciones y dependencias entre los parámetros evaluados.

III. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

1. Índice de calidad basado en comparación de áreas:

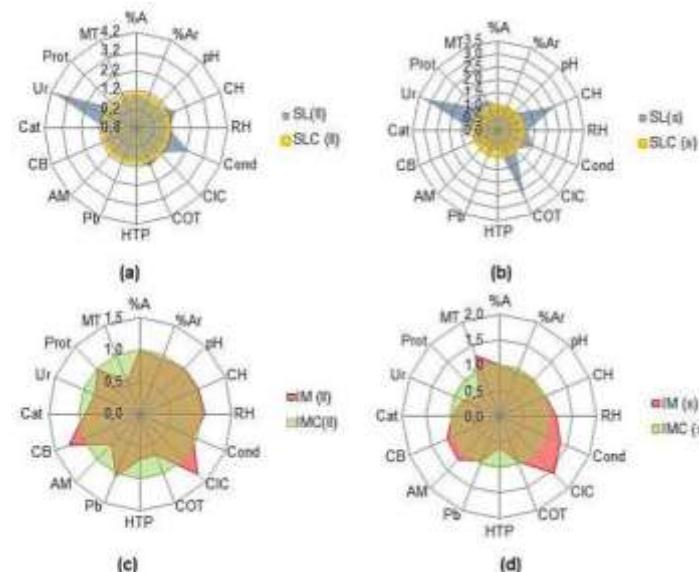


Figura. 1. Gráficos de radar para Índice de calidad de suelo basado en comparación de áreas. a) zona supralitoral estación lluviosa, b) zona supralitoral estación seca, c) zona intermareal estación lluviosa, d) zona intermareal estación seca, de playas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

SL= zona supralitoral; IM= zona intermareal; (I)= estación climática lluviosa; (s)= estación climática seca; SLC= zona supralitoral control; IMC= zona intermareal control; %A= contenido de arena; %Ar= contenido de arcilla; RH= retención de humedad; CH= contenido de humedad; Cond= conductividad, COT= carbono orgánico total; CIC= capacidad de intercambio catiónico; HTP= hidrocarburos totales de petróleo; Pb= plomo disponible, AM= actividad microbólica; CB= carbono de la biomasa microbiana; Cat= actividad catalasa; Ur= actividad ureásica; Prot= actividad proteásica; MT= microorganismos totales cultivables.

En la Fig. 1a se observa que en la zona supralitoral en la estación lluviosa, los parámetros fisicoquímicos que difieren con respecto al suelo control son el contenido de humedad, la conductividad y el carbono orgánico total. De los parámetros biológicos, la actividad de la ureasa es mucho mayor que en el suelo control, también varían la actividad proteasa y catalasa. De los contaminantes evaluados, el contenido de hidrocarburos totales de petróleo mostró variación con respecto al suelo control.

En la Fig. 1b, se observa que en la zona supralitoral en la estación seca, los parámetros fisicoquímicos que difieren con respecto al suelo control son la retención y el contenido de humedad, la conductividad y el carbono orgánico total. De los parámetros biológicos,

Para la aplicación de esta metodología se realizó la estandarización de los valores de los parámetros, según la ecuación 1. Se construyeron gráficos de radar tanto para el suelo control como para el correspondiente a la zona intermareal y supralitoral en las estaciones climáticas lluviosa y seca, a fin de comparar las áreas de los polígonos resultantes.

la actividad de la ureasa es mucho mayor que en el suelo control, también varían la actividad proteasa, la actividad microbólica, el carbono de la biomasa microbiana y los microorganismos cultivables. De los contaminantes evaluados, tanto el contenido de hidrocarburos totales de petróleo y de plomo disponible mostraron variación.

En la Fig. 1c, en la estación lluviosa, se observa que para la zona intermareal los parámetros fisicoquímicos que reflejan mayor diferencia son la conductividad, el contenido de carbono orgánico total y la capacidad de intercambio catiónico; mientras que de los contaminantes evaluados, el contenido de hidrocarburos totales de petróleo muestra variación con respecto al suelo control. En la figura se observa

que todos los parámetros biológicos evaluados difieren con respecto a Playa Blanca, excepto la actividad proteasa.

En la Fig. 1d, en la estación seca, se observa que para la zona intermareal los parámetros físicoquímicos que reflejan mayor diferencia son la retención de humedad, la conductividad y la capacidad de intercambio catiónico. Al igual que para la estación seca, los hidrocarburos totales de petróleo mostraron una alta variación con respecto al suelo control. Todos los parámetros biológicos mostraron diferencia, excepto la actividad catalasa.

$$\text{Área ICS} = 0,5 \operatorname{sen}(0,3925) \cdot [(stdA * stdAr) + (stdAr * stdpH) + (stdpH * stdCH) + (stdCH * stdRH) + (stdRH * stdCond) + (stdCond * stdCIC) + (stdCIC * stdCOT) + (stdCOT * stdHTP) + (stdHTP * stdPb) + (stdPb * stdAM) + (stdAM * stdCB) + (stdCB * stdCat) + (stdCat * stdUr) + (stdUr * stdProt) + (stdProt * stdMT) + (stdMT * stdA)]$$

Ec. 6

Una vez obtenida el área correspondiente a cada zona evaluada se calculó el índice de calidad del suelo área de acuerdo con la siguiente ecuación:

$$ICS_{\text{área}} = \frac{\text{Área suelo degradado}}{\text{Área suelo control}} \quad \text{Ec. 7}$$

Tabla 2. Índices de calidad de suelos área para las zonas supralitoral e intermareal de playas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo en las estaciones lluviosa y seca.

Zona	Área	ICS _{área}
SL (ll)	22,73	1,50
IM (ll)	12,91	0,85
SL (s)	29,01	1,91
IM (s)	16,57	1,09
SLC		
IMC	15,19	

SL= zona supralitoral; IM= zona intermareal; (ll)= estación climática lluviosa; (s)= estación climática seca; SLC= zona supralitoral control; IMC= zona intermareal control; ICS_{área}= índice de calidad de suelos basado en comparación de áreas.

En la Tabla II se muestran los valores obtenidos para el índice de calidad de suelos bajo el enfoque de área. Se observa que superan la unidad excepto en el caso de la zona intermareal en la estación climática lluviosa. Kuzyakov et al., (2020), plantearon que en este enfoque, cuando el ICS_{área} del suelo alterado es mayor a la unidad, su funcionalidad es mayor que la del suelo no alterado. En este caso, los suelos considerados alterados, específicamente en Playa El Palito, presentan un aporte de contaminantes como hidrocarburos y sustancias derivadas, que

De los resultados, se infiere que los parámetros biológicos son más sensibles a los impactos ambientales asociados a las actividades industriales desarrolladas en las zonas seleccionadas. Asimismo, es posible suponer que las variaciones observadas en los parámetros físicoquímicos son debidas a los incrementos de sustancias contaminantes, por ejemplo, los vertidos de productos derivados de procesos de refinación de petróleo o del transporte marítimo de sustancias químicas.

El índice de calidad de suelo bajo el enfoque de área se determinó mediante la ecuación:

incrementan los valores asociados a los parámetros considerados como indicadores de calidad ambiental.

En esta zona se ha observado una mejora en la estética del paisaje, producto de las adaptaciones que ha tenido el ecosistema en el área correspondiente a la desembocadura del río Sanchón. Dentro de las evidencias de la adaptabilidad observada se tiene, aparición de vegetación y fauna características de manglares, entre otros. Estas evidencias permiten inferir que existe la posibilidad de que la calidad ambiental del suelo de esta zona haya aumentado.

Sin embargo, también existe la posibilidad de que los impactos a los que está sometido el suelo tomado como control, influyan en mayor magnitud sobre los indicadores evaluados, disminuyendo su funcionalidad. En Playa Blanca se desarrollan actividades turísticas y comerciales que impactan de manera negativa en las características físicas del suelo como el pisoteo, tráfico vehicular o extracción de sedimentos y generación de efluentes domésticos, que influyen a su vez en las funciones del suelo y ocasionan la pérdida de hábitats y biodiversidad del ecosistema costero.

Tomando en cuenta lo descrito, se puede establecer que este tipo de actividades tienen un impacto indirecto, según la relación causa-efecto; notable, según su intensidad y, sinérgico, definido como aquel que se produce cuando el efecto conjunto de la presencia simultánea de varios agentes supone una incidencia ambiental mayor que la suma de las incidencias individuales (Garmendia Salvador, 2008).

Este enfoque resulta ventajoso para el caso de los suelos evaluados debido a que no depende del tamaño muestral, de la cantidad de indicadores seleccionados ni de la multicolinealidad entre los parámetros individuales; sin embargo, es necesario establecer un suelo de comparación que no esté sometido a ninguna de las actividades antrópicas descritas, ya sea para estudiar los procesos degradativos a través del tiempo o debidos a usos diversos.

2. Media geométrica

Para la aplicación de esta metodología, se calculó la media geométrica de los parámetros biológicos que se seleccionaron para el estudio, tanto para la zona supralitoral como para la intermareal. Se utilizó como control los datos recolectados de Playa Blanca. Los valores obtenidos para las estaciones climáticas lluviosa y seca, se muestran en la Fig. 2.

El índice de media geométrica se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$MGB = \sqrt[n]{AM, CB, Cat, Ur, Prot, MT} \quad \text{Ec.8}$$

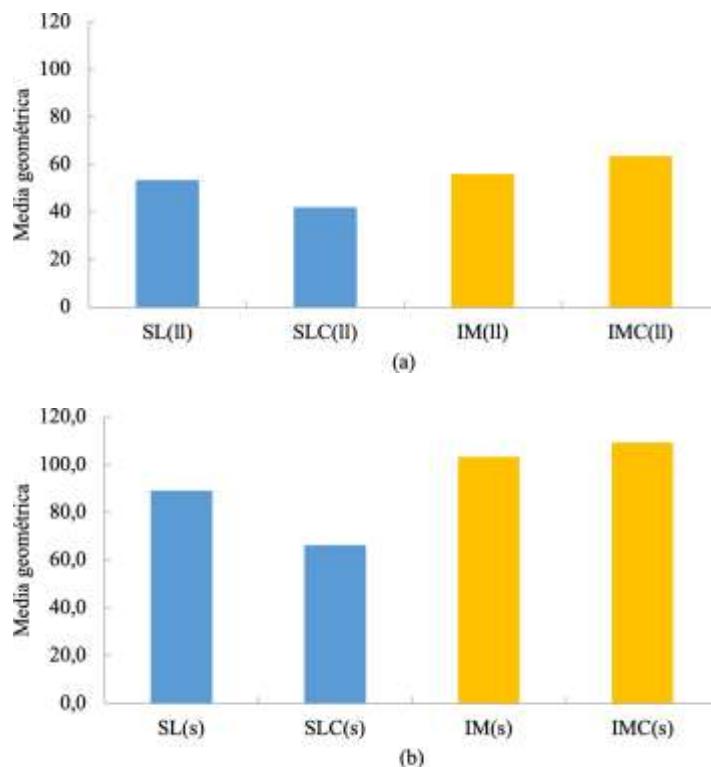


Figura. 2. Media geométrica biológica en suelos arenosos de playas del municipio Puerto Cabello en a) estación lluviosa y b) estación seca.

SL= zona supralitoral; IM= zona intermareal; (II)= estación climática lluviosa; (s)= estación climática seca; SLC= zona supralitoral control; IMC= zona intermareal control.

En la Fig. 2a, correspondiente a la estación climática lluviosa, se evidencia un incremento de la media geométrica biológica, en la zona supralitoral (53,6) al comparar con el control (42,1) y un descenso en la intermareal (56,0) con respecto al control (63,5). Un comportamiento similar se observa en la Fig. 2b en la estación seca, donde en la zona supralitoral (89,09) se observó un aumento con respecto al control (66,21); mientras que en la zona intermareal (103,34) disminuyó con respecto al control (109,30).

Estos resultados permiten inferir que el impacto ambiental de las actividades industriales desarrolladas en las playas evaluadas, inducen aumentos en parámetros fisicoquímicos como el contenido de materia orgánica que incrementan los parámetros biológicos como la actividad microbiológica y carbono de biomasa microbiana. Valores bajos de estos parámetros son indicativos de alteraciones; sin embargo, valores altos pueden estar asociados a contenidos de materia orgánica elevados

o a la presencia de microorganismos patógenos, que afectaría la calidad sanitaria del suelo evaluado.

También cabe la posibilidad de que los impactos asociados a las actividades turísticas tengan mayor influencia sobre las propiedades del suelo, en este tipo de ecosistemas, que los asociados a las actividades industriales. En tal sentido, se evidencia que la media geométrica puede aportar información sobre cambios en la calidad ambiental del suelo, sin embargo, requiere valores de referencia para establecer comparaciones y determinar las variaciones en la calidad ambiental del suelo.

Al comparar con un suelo control, se debe seleccionar una zona que esté exenta de las actividades antropogénicas que se llevan a cabo en las playas de estudio.

3. Metodología basada en promedio de indicadores

Para la aplicación de esta metodología, se determinó a través de la herramienta Google Maps, el área de las zonas evaluadas para estimar la ponderación de cada indicador al total del área. El área total aproximada de las tres playas es de 93746 m² aproximadamente. Los promedios de los indicadores normalizados para la zonas supralitoral e intermareal, en las estaciones climáticas lluviosa y seca, se muestran en la Tabla III. Los resultados son similares para las zonas evaluadas, entre 0,43 y 0,48, clasificando los suelos como clase 3 calidad moderada, según los valores de referencia reportados en la Tabla I.

Tabla 3. Indicadores e índice de calidad de suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, Estado Carabobo.

Indicador	SL (II)	IM (II)	SL (s)	IM (s)
A	0,78	0,77	0,77	0,76
Ar	0,30	0,27	0,28	0,31
pH	0,23	0,28	0,21	0,22
Conductividad	0,73	0,45	0,49	0,43
CH	0,55	0,44	0,70	0,45
RH	0,38	0,27	0,44	0,35
MO	0,35	0,59	0,46	0,52
COT	0,24	0,45	0,32	0,50

CIC	0,50	0,49	0,47	0,50
HTP	0,61	0,51	0,66	0,57
Pb disponible	0,30	0,25	0,29	0,35
AM	0,46	0,26	0,68	0,64
CB	0,22	0,31	0,52	0,52
AC	0,70	0,70	0,73	0,74
AU	0,34	0,48	0,36	0,18
AP	0,31	0,34	0,41	0,25
MC	0,33	0,39	0,44	0,50
ICS	0,43	0,43	0,48	0,46

SL= zona supralitoral; IM= zona intermareal; (II)= estación climática lluviosa; (s)= estación climática seca; SLC= zona supralitoral control; IMC= zona intermareal control; ICS= índice de calidad de suelos; A= contenido de arena; Ar= contenido de arcilla; RH= retención de humedad; CH= contenido de humedad; MO= materia orgánica; COT= carbono orgánico total; CIC= capacidad de intercambio catiónico; HTP= hidrocarburos totales de petróleo; AM= actividad microbólica; CB= carbono de la biomasa microbiana; AC= actividad catalasa; AU= actividad ureásica; AP= actividad proteásica; MC= microorganismos cultivables.

Al utilizar el área geográfica para determinar la ponderación de los indicadores, se dificulta establecer si alguna de las zonas evaluadas está impactada; además, las características de la fracción de área correspondiente a la mayor proporción, tendrán mayor influencia sobre aquellas cuyo porcentaje sea menor. Para estimar el impacto ambiental en las zonas evaluadas, de manera individual, se calcularon los valores normalizados para los indicadores sin tomar la ponderación por área. Los resultados se muestran en la Tabla IV.

Para la playa El Palito, se obtuvieron índices entre 0,49-0,54; para la playa Waikiki los valores se encontraron entre 0,39-0,45 y para playa Blanca entre 0,45-0,47. De acuerdo con lo reportado en la Tabla I, los suelos son de clase 3 moderada calidad. Los índices más bajos se observaron en playa Waikiki y los más altos en El Palito, donde existen posibles fuentes de contaminación puntual. En este caso se evidencia que la actividad antropogénica causante del impacto, puede mejorar la calidad ambiental del suelo al incrementarse los valores de los posibles indicadores.

Tabla 4. Indicadores e índice de calidad de suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, Estado Carabobo sin ponderación según el área geográfica.

Indicador	Playa El Palito					Playa Waikiki					Playa Blanca		
	SL (II)	IM (II)	SL (s)	IM (s)	SL (II)	IM (II)	SL (s)	IM (s)	SL (II)	IM (II)	SL (s)	IM (s)	
A	0,71	0,73	0,52	0,32	0,67	0,22	0,23	0,21	0,01	0,20	0,14	0,13	
Ar	0,71	0,95	0,52	0,30	0,67	0,18	0,22	0,51	0,00	0,16	0,13	0,11	
pH	0,38	0,31	0,88	0,39	0,13	0,60	0,25	0,37	0,96	0,45	0,37	0,62	
Conductividad	0,50	0,13	0,28	0,29	0,92	0,53	0,75	0,63	0,96	0,26	0,92	0,76	
CH	0,41	0,90	0,49	0,81	0,56	0,43	0,87	0,33	0,76	0,62	0,95	0,53	
RH	0,11	0,92	0,41	0,75	0,76	0,53	0,89	0,26	0,53	0,07	0,93	0,05	
MO	0,28	0,53	0,74	0,82	0,41	0,15	0,12	0,21	0,05	0,65	0,08	0,52	
COT	0,42	0,58	0,58	0,89	0,17	0,29	0,15	0,30	0,14	0,83	0,05	0,64	
CIC	0,85	0,55	0,83	0,80	0,40	0,36	0,35	0,28	0,60	0,19	0,60	0,20	
HTP	0,90	0,85	0,44	0,47	0,16	0,37	0,88	0,76	0,61	0,91	0,95	0,95	
Pb disponible	0,82	0,49	0,18	0,23	0,24	0,49	0,59	0,83	0,84	0,23	0,64	0,72	
AM	0,63	0,56	0,46	0,53	0,42	0,05	0,45	0,68	0,52	0,55	0,81	0,30	
CB	0,12	0,22	0,48	0,61	0,33	0,44	0,63	0,51	0,24	0,17	0,53	0,47	
AC	0,17	0,48	0,41	0,22	0,34	0,54	0,68	0,29	0,74	0,99	0,48	0,62	
AU	0,38	0,43	0,73	0,29	0,43	0,63	0,12	0,14	0,07	0,57	0,09	0,36	
AP	0,54	0,03	0,59	0,13	0,14	0,63	0,29	0,34	0,19	0,35	0,22	0,38	
MC	0,48	0,38	0,59	0,53	0,34	0,24	0,13	0,28	0,46	0,59	0,04	0,30	
ICS	0,50	0,53	0,54	0,49	0,42	0,39	0,45	0,41	0,45	0,46	0,47	0,45	

SL= zona supralitoral; IM= zona intermareal; (II)= estación climática lluviosa; (s)= estación climática seca;

SLC= zona supralitoral control; IMC= zona intermareal control; A= contenido de arena; Ar= contenido de arcilla;

C= conductividad; RH= retención de humedad; CH= contenido de humedad; MO= materia orgánica; COT= carbono orgánico total; CIC= capacidad de intercambio catiónico; HTP= hidrocarburos

totales de petróleo; AM= actividad microbólica; CB= carbono de la biomasa microbiana; AC=

actividad catalasa; AU= actividad ureásica; AP= actividad proteásica; MC= microorganismos cultivables

Los resultados permiten establecer que el cálculo del índice de calidad del suelo con esta metodología sin tomar en cuenta el área geográfica, clasifica los suelos evaluados en la misma clase y nivel de calidad; por tanto, se puede utilizar para evaluar la funcionalidad de los suelos y se propone utilizarla para estimar el índice de calidad ambiental de suelos de playas arenosas. Esta metodología no depende del tamaño de muestra, no estipula un número límite de indicadores y no necesita un suelo control como en las otras metodologías evaluadas.

IV. CONCLUSIONES

Según los índices de calidad ambiental evaluados, el suelo de la playa El Palito presenta mejor calidad ambiental en comparación a los de las otras zonas de estudio, posiblemente por las actividades antropogénicas industriales que se desarrollan en el área, que incrementan el valor de algunos de los indicadores estimados. Las actividades asociadas al

turismo y recreación pueden aumentar la magnitud del impacto ambiental negativo en los suelos de playas arenosas.

El ICSárea es adecuado para evaluar la sensibilidad de los indicadores y los procesos de degradación a los que están sometidos los suelos de playas arenosas; sin embargo, requiere comparación con un suelo no impactado de características similares.

La estimación del índice de calidad ambiental con la metodología de indicadores permite diferenciar funcionalidad del suelo y es adecuada para aplicarla en suelos de playas arenosas.

Los índices de calidad ambiental de suelos de playas arenosas propuestos constituyen una herramienta de monitoreo y gestión eficaz para realizar estudios de impacto ambiental en los ecosistemas costeros.

Se recomienda ampliar el alcance de los índices propuestos con la inclusión del medio marino y monitoreo de biodiversidad y calidad sanitaria,

a fin de realizar una evaluación completa de las interrelaciones entre los componentes bióticos y abióticos que conforman este tipo de ecosistemas.

V. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Albujar, J., & Armado, A. (2023). Actividad microbiológica como indicador de calidad en suelos arenosos de playas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo. *Revista Ingeniería UC*, 29(2), 145–155. <https://doi.org/10.5281/zenodo.16511222>
- Albujar, J., Armado, A., Briceño, J., Avalos, D., Salazar, S., & Rojas, M. (2023a). Evaluación del contenido de metales biodisponibles en suelos arenosos de playas del Municipio Puerto Cabello, Estado Carabobo, Venezuela. *Bionatura*, 8(4), 1–16. <https://doi.org/10.5281/zenodo.16512758>
- Albujar, J., Armado, A., Briceño, J., Avalos, D., Salazar, S., & Rojas, M. (2023b). Variabilidad de actividades enzimáticas en suelos arenosos de playas del Municipio Puerto Cabello, Estado Carabobo, Venezuela. *Bionatura*, 8(4), 1–14. <https://doi.org/10.5281/zenodo.16511976>
- Amir, J. (2023). Impact of Crop Rotation and Land Management on Soil Erosion and Rehabilitation. In *Soil Erosion, Conservation, and Rehabilitation*. CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9781003418177-16/IMPACT-CROP-ROTATION-LAND-MANAGEMENT-SOIL-EROSION-REHABILITATION-JACOB-AMIR>
- Angeloni, P. (2003). *Impacto del Uso Recreativo sobre la Fauna Macrofaunística de las Playas Arenosas de la Bahía de La Paz* [Instituto Politécnico Nacional Centro Interdisciplinario De Ciencias Marinas]. <https://tesis.ipn.mx/bitstream/handle/123456789/206/Angeloni1.PDF?sequence=1&isAllowed=y>
- Cantú, M. P., Becker, A., Bedano, J. C., & Schiavo, H. F. (2007). Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. *Ciencia Del Suelo*, 25(2), 173–178. https://www.suelos.org.ar/publicaciones/vol_25n2/25_2_cantu_173_178.pdf
- Chaudhry, H., Vasava, H. B., Chen, S., Saurette, D., Beri, A., Gillespie, A., & Biswas, A. (2024). Evaluating the Soil Quality Index Using Three Methods to Assess Soil Fertility. *Sensors*, 24(3), 864. <https://doi.org/10.3390/s24030864>
- Choudhury, B. U., & Mandal, S. (2021). Indexing soil properties through constructing minimum datasets for soil quality assessment of surface and profile soils of intermontane valley (Barak, North East India). *Ecological Indicators*, 123, 107369. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107369>
- Coban, O., De Deyn, G. B., & van der Ploeg, M. (2022). Soil microbiota as game-changers in restoration of degraded lands. *Science*, 375(6584). <https://doi.org/10.1126/science.abe0725>
- De Paul Obade, V., & Lal, R. (2016). A standardized soil quality index for diverse field conditions. *Science of The Total Environment*, 541, 424–434. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.096>
- Evangelista, S. J., Field, D. J., McBratney, A. B., Minasny, B., Ng, W., Padarian, J., Román Dobarco, M., & Wadoux, A. M. J.-C. (2023). A proposal for the assessment of soil security: Soil functions, soil services and threats to soil. *Soil Security*, 10, 100086. <https://doi.org/10.1016/j.soisec.2023.100086>
- García-Ruiz, R., Ochoa, V., Viñegla, B., Hinojosa, M. B., Peña-Santiago, R., Liébanas, G., Linares, J. C., & Carrera, J. A. (2009). Soil enzymes, nematode community and selected physico-chemical properties as soil quality indicators in organic and conventional olive oil farming: Influence of seasonality and site features. *Applied Soil Ecology*, 41(3), 305–314. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.12.004>
- Garmendia Salvador, A. (2008). *Evaluación del impacto ambiental*. Pearson Educación, S. A. <https://socioambientalvcm.wordpress.com/wp-content/uploads/2014/07/evaluacion-de-impacto-ambiental-garmendia.pdf>
- Hinojosa, M. B., García-Ruiz, R., Viñegla, B., & Carrera, J. A. (2004). Microbiological rates and enzyme activities as indicators of functionality in soils affected by the Aznalcóllar toxic spill. *Soil Biology and Biochemistry*, 36(10), 1637–1644. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.07.006>

- Isabel, P. C. M., Francisco, G. S., Consolación, W. B., Antonio, G. M. F., Ramón, L. S. F., Eva, R., Luis, M. O. J., & Manuela, A. A. (2024). Application of Soil Multiparametric Indices to Assess Impacts of Grazing in Mediterranean Forests. *Land*, 13(4), 411. <https://doi.org/10.3390/land13040411>
- Kuzyakov, Y., GUNINA, A., ZAMANIAN, K., TIAN, J., LUO, Y., XU, X., YUDINA, A., APONTE, H., AL-HARBI, H., OVSEPYAN, L., KURGANNOVA, I., GE, T., & GUILLAUME, T. (2020). New approaches for evaluation of soil health, sensitivity and resistance to degradation. *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*, 7(3), 282. <https://doi.org/10.15302/J-FASE-2020338>
- Mei, N., Yang, B., Tian, P., Jiang, Y., Sui, P., Sun, D., Zhang, Z., & Qi, H. (2019). Using a modified soil quality index to evaluate densely tilled soils with different yields in Northeast China. *Environmental Science and Pollution Research*, 26(14), 13867–13877. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3946-2>
- Menta, C., Conti, F. D., Pinto, S., & Bodini, A. (2018). Soil Biological Quality index (QBS-ar): 15 years of application at global scale. *Ecological Indicators*, 85, 773–780. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.030>
- Mukherjee, A., & Lal, R. (2014). Comparison of Soil Quality Index Using Three Methods. *PLoS ONE*, 9(8), e105981. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0105981>
- Rachman, L. M. (2019). Development of technique to determine soil quality index for assessing soil condition. *Journal of Physics: Conference Series*, 1375(1), 012046. <https://doi.org/10.1088/1742-6596/1375/1/012046>
- Sánchez-Navarro, A., Gil-Vázquez, J. M., Delgado-Iniesta, M. J., Marín-Sanleandro, P., Blanco-Bernardeau, A., & Ortiz-Silla, R. (2015). Establishing an index and identification of limiting parameters for characterizing soil quality in Mediterranean ecosystems. *CATENA*, 131, 35–45. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.02.023>
- Wu, C., Liu, G., Huang, C., & Liu, Q. (2019). Soil quality assessment in Yellow River Delta: Establishing a minimum data set and fuzzy logic model. *Geoderma*, 334, 82–89. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.045>