

Evaluación del contenido de metales biodisponibles en suelos arenosos de playas del Municipio Puerto Cabello, Estado Carabobo, Venezuela

Evaluation of the content of bioavailable metals in sandy soils of beaches of Puerto Cabello Municipality, Carabobo State, Venezuela

Joselin Albujar ^{1*}; Arnaldo Armado ²; Jorge Briceño ³; Daniela Avalos ⁴; Sonia Salazar ⁵; Marcelo Rojas ⁶

¹ Laboratorio de Investigaciones Bioquímicas, Suelos y Ambiente (LIBSA), Centro de Investigación y Extensión en Ambiente, Biología y Química (AMBIOQUIM), Facultad Experimental de Ciencia y Tecnología (FACyT), Universidad de Carabobo. Venezuela. Campus Académico Bárbula, Naguanagua, Carabobo, Venezuela, jalbujar@uc.edu.ve

² Laboratorio de Investigaciones Bioquímicas, Suelos y Ambiente (LIBSA), Centro de Investigación y Extensión en Ambiente, Biología y Química (AMBIOQUIM), Facultad Experimental de Ciencia y Tecnología (FACyT), Universidad de Carabobo. Venezuela. Campus Académico Bárbula, Naguanagua, Carabobo, Venezuela, armadoa@uc.edu.ve

³ Universidad Estatal de Bolívar, Campus Académico “Alpachaca” Av. Ernesto Che Guevara s/n y Av. Gabriel Secaira, Guaranda, Ecuador, jbriceno@ueb.edu.ec

⁴ Universidad Estatal de Bolívar, Campus Académico “Alpachaca” Av. Ernesto Che Guevara s/n y Av. Gabriel Secaira, Guaranda, Ecuador, poliolla_avalos@hotmail.com

⁵ Universidad Estatal de Bolívar, Campus Académico “Alpachaca” Av. Ernesto Che Guevara s/n y Av. Gabriel Secaira, Guaranda, Ecuador, ssalazar@ueb.edu.ec

⁶ Universidad Estatal de Bolívar, Campus Académico “Alpachaca” Av. Ernesto Che Guevara s/n y Av. Gabriel Secaira, Guaranda, Ecuador, mrojas@ueb.edu.ec

*Autor de correspondencia: jalbujar@uc.edu.ve

Available from: <http://dx.doi.org/10.21931/RB/2023.08.04.16>

RESUMEN

Dentro de las sustancias valoradas como contaminantes se encuentran los metales pesados, considerados elementos potencialmente tóxicos. Estas sustancias son motivo de preocupación, ya que son persistentes en los suelos y alteran diversos procesos ecosistémicos que incluyen las interacciones multitróficas. En tal sentido, en esta investigación se plantearon como objetivos evaluar el contenido de metales disponibles y analizar su relación con los parámetros fisicoquímicos y biológicos de suelos arenosos de playas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo. Los parámetros fisicoquímicos determinados fueron: textura, pH, conductividad, retención de humedad, materia orgánica, carbono orgánico total y capacidad de intercambio catiónico. Los parámetros biológicos fueron: actividad microbiológica, carbono de biomasa microbiana, actividades enzimáticas de catalasa, ureasa y proteasa. La extracción de los metales se realizó utilizando una mezcla de EDTA, $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ y Trietanolamina y la determinación se llevó a cabo por Espectrofotometría de absorción atómica a la llama. Los metales evaluados fueron: Cu, Cr, Ni y Pb. Dentro de los resultados obtenidos se tiene que sólo se detectó en su forma disponible el plomo y éste se correlacionó de forma positiva con el pH y de manera negativa con la respiración edáfica. Finalmente, se concluye que las concentraciones de Plomo disponible en los suelos arenosos evaluados, no superan los límites máximos permitidos en diversas normativas ambientales en el mundo; sin embargo, superan el valor establecido en el Decreto N° 2635 de Venezuela para lixiviados (5 mg/l) permitiendo inferir que estos suelos están impactados por este metal.

Palabras clave: Suelo arenoso, metales biodisponibles, contaminación.

ABSTRACT

Heavy metals are considered potentially toxic elements among the substances valued as pollutants. These substances are cause for concern since they persist in soils and alter various ecosystem processes, including multitrophic interactions. In this sense, in this research, the objectives were to evaluate the content of available metals and analyze their relationship with the physicochemical and biological parameters of sandy beach soils in the Puerto Cabello municipality, Carabobo state. The determined physicochemical parameters were texture, pH, conductivity, moisture retention, organic matter, total organic carbon and cation exchange capacity. The biological parameters were microbiological activity, microbial biomass carbon, catalase, urease and protease enzymatic activities. Metal extraction was carried out using a mixture of EDTA, $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ and Triethanolamine, and Flame Atomic Absorption Spectrophotometry carried out the determination. The metals evaluated were Cu, Cr, Ni and Pb. Among the results obtained, only lead was detected in its available form, and this was positively correlated with pH and negatively with edaphic respiration. Finally, it is concluded that the concentrations of lead available in the evaluated sandy soils do not exceed the maximum limits allowed in various environmental regulations in the world; however, they exceed the value established in Decree No. 2635 of Venezuela for leachate (5 mg/l), allowing us to infer that this metal impacts these soils. **Keywords:** Sandy soil, bioavailable metals, pollution.

INTRODUCCIÓN

La contaminación del suelo se debe principalmente al aporte de elementos, iones o compuestos que son foráneos al mismo, o de cantidades anormalmente altas de algunos de los intrínsecos en él. Esto da lugar a efectos tóxicos para los organismos y aumenta la posibilidad de que entren en la cadena trófica o de que sean transferidos a otros ecosistemas, provocando deterioro ambiental. El recurso suelo tiene una capacidad amortiguadora que puede reducir los impactos negativos de un contaminante al formarse enlaces entre los componentes del suelo y las sustancias tóxicas, sin embargo, al superarse esa capacidad de amortiguación, estas sustancias se convierten en un problema porque modifican los equilibrios biogeoquímicos y aparecen cantidades anómalas de determinados componentes que causan cambios en sus propiedades físicas, químicas y/o biológicas¹.

Dentro de las sustancias valoradas como contaminantes se encuentran los metales pesados, considerados elementos potencialmente tóxicos. El contenido total de metales pesados en un suelo es la suma de las concentraciones de elementos derivados de minerales en el material geológico original sobre el que el suelo se ha desarrollado (fuente litogénica) y posibles fuentes antropogénicas. Estas incluyen deposición atmosférica, gotas de lluvia que contienen metales pesados, formas gaseosas de elementos, aplicaciones directas de fertilizantes agrícolas, agroquímicos y diversos materiales orgánicos, incluidos lodos de depuradora, ganado, abonos, desechos de alimentos, compost y materiales tecnogénicos como cenizas y minas².

Los elementos potencialmente tóxicos son motivo de preocupación, ya que son persistentes en los suelos y difíciles de eliminar, pueden afectar de manera negativa la funcionalidad del suelo, alterando diversos procesos ecosistémicos que incluyen las interacciones multitróficas, entre otros³. El contenido total de metales en el suelo se utiliza habitualmente como indicador para determinar los límites de referencia o de intervención de los niveles de contaminación. Aunque las concentraciones totales sirven para identificar su potencial riesgo ambiental, no informan sobre su movilidad o disponibilidad para las plantas y otros organismos del suelo ya que el contenido total de metal incluye todas las diferentes formas químicas¹. La fracción disponible de un elemento químico en el suelo depende de las propiedades del suelo, de su distribución, de los procesos fisicoquímicos que ocurren con el tiempo (intercambio iónico, disolución de ácidos y reacciones redox), y de

factores biológicos, tales como las actividades fisiológicas de los organismos del suelo⁴. Según Peijnenburg et al., (2007)⁵, la fracción biodisponible de una sustancia química es la fracción de su cantidad total presente en un compartimento ambiental específico que, dentro de un período de tiempo determinado, está disponible o puede ser disponible para ser absorbido por organismos del entorno directo o por ingestión.

Los ecosistemas costeros en Venezuela son diversos y productivos ya que sustentan actividades turísticas, recreativas, económicas, como la pesca y el desarrollo portuario; además, son hábitats de diversas especies. En el estado Carabobo, específicamente en el municipio Puerto Cabello, se encuentran industrias dedicadas a la refinación de petróleo y al almacenamiento y distribución de productos químicos; así como también asentamientos urbanos y comerciales que promueven una afluencia de turistas alta. Estas actividades pueden modificar los procesos bioquímicos y el funcionamiento de ecosistemas muy productivos, debido a que sus residuos pueden contener gran cantidad de metales y otras sustancias contaminantes que ocasionarían cambios en la calidad del sedimento⁶.

La contaminación por metales pesados es una de las formas más peligrosas para este tipo de ecosistemas, debido a que estas especies tienden a acumularse en los tejidos de animales y plantas, permaneciendo por largos períodos, originando procesos de biomagnificación y acciones toxicodinámicas, que generan alteraciones metabólicas, mutaciones y transformaciones anatómicas en las especies animales, incluido el hombre⁷. En consecuencia, la estimación de la concentración de metales pesados en los suelos de las áreas costeras reviste una importancia significativa, ya que contribuye a la evaluación de la salud ambiental del suelo y a la toma de decisiones relacionadas con la implementación de métodos de remediación apropiados que se adapten a las características físicas, químicas y biológicas del entorno. En este contexto, el propósito de esta investigación se centra en la evaluación del contenido de metales biodisponibles y en el análisis de su relación con los parámetros fisicoquímicos y biológicos en suelos de tipo arenoso presentes en las playas del municipio Puerto Cabello, ubicado en el estado de Carabobo, Venezuela.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se seleccionaron tres playas para el estudio: El Palito (EP) (10.4809, -68.10923), Waikiki (W) (10.48311, -68.03862) y Playa Blanca (PB) (10.47367, -68.01626), ubicadas en el municipio Puerto Cabello, estado Carabobo (Figura 1).



Figura 1. Ubicación de las playas El Palito, Waikiki y Blanca del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo. Fuente: Google Maps.

En cada playa se tomaron cuatro unidades de muestreo, distribuidas en función de las zonas de la playa. Dos unidades en el área correspondiente a la duna, denominada zona seca (S) y dos en la intermareal, señalada como zona húmeda (H). En cada unidad de muestreo se tomaron 10 submuestras simples superficiales (0-20

cm) y 10 submuestras subsuperficiales (20-40 cm). Las muestras se tomaron en julio 2019 en la estación lluviosa y en marzo 2020 en estación seca. Se tomó una alícuota de 500 g de cada muestra y se almacenaron en bolsas plásticas a 4°C para la evaluación de las propiedades bioquímicas por un período aproximado de un mes. El resto de las muestras fueron secadas al aire a temperatura ambiente para los análisis de parámetros fisicoquímicos. La textura se estimó a través del método descrito por Bouyoucos (1936)⁸, el pH y la conductividad se determinaron en un extracto acuoso en proporción 1:2 (m/v), la retención y el contenido de humedad se estimaron gravimétricamente. La materia orgánica se determinó mediante el método de pérdidas por ignición, según procedimiento descrito por Cargua et al., (2017)⁹ y el carbono orgánico total (COT) se determinó mediante oxidación húmeda con H₂SO₄ concentrado y K₂Cr₂O₇ 2N y determinando el Cr (III) espectrofotométricamente a 600 nm¹⁰. La capacidad de intercambio catiónico se determinó a pH 7, adicionando al suelo una solución de NH₄CH₃COO 1N, se filtró y se realizaron lavados con CH₃CH₂OH y luego con NaCl (10%), estos últimos se recolectaron y se les adicionó CH₂O (40%). La solución se valoró con NaOH 0,1N¹¹. La respiración basal se determinó utilizando el método de incubaciones estáticas, referenciado por Pardo et al., (2019)¹² y la biomasa microbiana se evaluó empleando la metodología de fumigación con cloroformo y posterior incubación, propuesta por Brookes et al., (1982)¹³. Las actividades enzimáticas determinadas fueron: catalasa¹⁴, ureasa¹⁵ y proteasa¹⁶.

Para la extracción de los metales disponibles se aplicó el método descrito por Briceño et al., (2020)¹⁷, empleando una mezcla extractante preparada con EDTA 0,05M, trietanolamina 0,1 M y CaCl₂.2H₂O 0,01M ajustada a pH: 7. Se realizó una extracción en una relación 1:2 suelo/mezcla extractante, dejando en agitación durante 24 h, posteriormente se centrifugó a 4500 rpm/ 10 min. El sobrenadante se filtró y se aforó a 50 mL con HNO₃ 0,14 M. Los metales determinados fueron Cu (324,8 nm), Cr (357,9 nm), Ni (232,0 nm), Pb (217,0 nm) aplicando las condiciones de operación establecidas por el equipo para cada metal. El proceso se llevó a cabo utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica de llama perteneciente a la serie SOLAAR, y se empleó una lámpara de cátodo hueco específica para cada metal, como fuente de radiación durante el análisis. La determinación del contenido de metales se realizó mediante comparación directa de la señal de cada elemento frente al calibrado obtenido para cada metal. Todas las muestras se procesaron por triplicado. La evaluación del efecto matriz se hizo para Ni, a partir de la mezcla extractante obteniéndose como resultado que no se presenta tal efecto. Para el análisis estadístico se utilizó el software PAST 3.24 utilizado comúnmente para análisis de datos científicos, con funciones para manipulación de datos, estadística univariada y multivariada. Inicialmente se verificaron los supuestos de normalidad, y se determinó que los datos no cumplían los criterios de datos normales, por lo que se realizó la correlación de correlaciones de Spearman para estudiar las relaciones entre los parámetros seleccionados para el estudio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la tabla 1 se muestran los parámetros fisicoquímicos y bioquímicos obtenidos en las unidades de muestreo evaluadas en las estaciones lluviosa y seca, respectivamente. Se refleja que el porcentaje de arena varía entre 89 y 92%; mientras que el de arcilla varía entre 8 y 10%. Esto permite clasificar los suelos como Arenosoles¹⁸. Los valores de pH obtenidos varían en un rango entre 7,5 y 9, lo cual indica que los suelos evaluados se clasifican como alcalinos. En cuanto a la conductividad, su determinación en extractos de suelos permite estimar su contenido de sales, observándose una variación desde 0,1 hasta 8 mS. Los valores de retención de humedad evidencian variaciones desde 20 a 35%. La capacidad de retención de agua por el suelo depende del tamaño de las partículas y la porosidad. La materia orgánica es un parámetro que tiene efectos importantes sobre las propiedades físicas químicas y biológicas del suelo. En los suelos evaluados se observó una variación de 0,09 a 0,4%. El carbono orgánico total varió de 0,01 a 1,6 g C/kg ss. Estos resultados son bastante bajos, lo que indica que la disponibilidad de este elemento como nutriente está limitada. La CIC varió de 1,2 a 11

meq/100 gss), mostrando valores bajos en este tipo de suelos, asociados a los bajos valores de materia orgánica y contenido de arcilla, que están relacionados con este parámetro.

Parámetros fisicoquímicos								
Playa	Textura		pH	Cond (mS/cm)	RH (%)	MO (%)	COT (gC/kgss)	CIC (meq/100 gss)
	A (%)	Ar(%)						
Estación lluviosa								
EP	89,6-91,4	8,6-8,8	8,0-8,8	0,228-8,329	25,69-30,71	0,148-0,270	0,019-1,674	4,19-9,57
W	89,7-91,9	8,1-10,3	7,6-9,1	0,137-7,955	20,84-26,70	0,099-0,250	0,127-0,615	1,29-7,79
PB	89,8-90,1	9,9-10,2	7,6-8,4	0,187-6,934	24,62-25,21	0,072-0,262	0,242-0,684	3,50-7,13
Estación seca								
EP	89,7-92,3	7,8-10,3	7,7-7,9	2,14-7,84	26,28-35,24	0,212-0,452	0,586-1,203	6,45-11,27
W	89,6-91,4	8,6-10,2	7,7-8,2	1,43-5,79	22,66-26,85	0,117-0,296	0,093-0,616	1,29-8,17
PB	89,9-90,1	9,9-10,1	7,8-8,0	1,05-5,48	23,05-25,02	0,113-0,278	0,191-0,580	4,32-7,66
Parámetros bioquímicos								
Playa	Actividad microbiológica (mg C-CO ₂ /kgss)	CBM (mg C biomasa/kg ss)	Actividad Catalasa (mmoles H ₂ O ₂ /gss.h)	Actividad Ureasa (µgN-NH ₄ ⁺ /gss.h)	Actividad Proteasa (µg tirosina/gss.h)			
Estación lluviosa								
EP	50,007- 230,675	20,555- 184,800	0,2201- 0,2735	1,6535- 27,2952	9,2966- 156,0448			
W	12,449- 158,314	23,341- 447,822	0,2083- 0,2974	1,6884- 25,6779	10,5205- 84,2210			
PB	70,460- 144,887	43,055- 134,226	0,2669- 0,3129	1,5625- 24,0767	10,9203- 84,9150			
Estación seca								
EP	152,211-271,888	349,334-1082,800	0,2169-0,2766	1,3386-108,114	13,5917-89,9744			
W	120,122-256,749	252,076-1246,948	0,1906-0,2902	1,3186-33,2449	12,5774-125,3815			
PB	152,968-279,951	161,348-1186,281	0,2454-0,3599	1,2019-69,3216	14,9405-72,5098			

Fuente: Albuja y Armado, (2022)¹⁹

A= contenido de arena, Ar= contenido de arcilla, Cond=conductividad, RH= retención de humedad, MO=materia orgánica, COT=carbono orgánico total, CIC= capacidad de intercambio catiónico, CBM=carbono de biomasa microbiana.

Tabla 1. Parámetros fisicoquímicos y bioquímicos de las unidades de muestreo en las playas El Palito, Waikiki y playa Blanca para las estaciones lluviosa y seca.

La actividad microbiológica se evaluó a través de la estimación de la respiración basal, obteniéndose los valores más altos en la estación seca, donde la disponibilidad de O₂ es mayor. Para el carbono de la biomasa microbiana se obtuvo un comportamiento similar, asociado a la mayor disponibilidad de materia orgánica en la estación seca¹⁹. En el caso de la actividad enzimática de la catalasa se observan variaciones pequeñas, desde 0,19 a 0,35 mmoles H₂O₂/gss.h. La actividad de la ureasa varió desde 1,2 a 69,3 µgN-NH₄⁺/gss.h y la actividad de la proteasa varió de 9,2 a 156,0 µg tirosina/gss.h, éstas variaciones se evidenciaron en las zonas de la playa evaluadas.

En la tabla 2 se reflejan las concentraciones de los metales evaluados. El método utilizado está basado en los diversos procedimientos de extracción para evaluar la movilidad de metales pesados en suelos y sedimentos, y están fundamentados en el uso racional de reactivos para disolver las diferentes fracciones mineralógicas²⁰. Estas fracciones se dividen en cuatro grupos. La primera fracción, denominada intercambiable, incluye los metales retenidos por una interacción electrostática relativamente débil sobre superficies del suelo como arcillas, óxidos de Fe y Mn y materia orgánica; esta representa la fracción con mayor biodisponibilidad. La segunda fracción, denominada reducible, corresponde a los metales asociados a óxidos de Fe y Mn por mecanismos como coprecipitación, adsorción, formación de complejos de superficie, intercambio iónico y penetración en la estructura cristalina; representa la segunda fracción en biodisponibilidad. En la tercera fracción, conocida como oxidable, los metales pueden estar asociados por reacciones de complejación a la materia orgánica del suelo. En este caso, las formas metálicas solubles son liberadas cuando la materia orgánica es atacada en condiciones oxidantes fuertes. La biodisponibilidad de esta fracción depende de las características de la materia orgánica. La cuarta fracción, señalada como residual, corresponde a aquellos metales secuestrados en la estructura cristalina de los minerales primarios. La biodisponibilidad de esta fracción es muy baja²¹.

La atenuación resultante de la movilidad y la biodisponibilidad de los metales en el medio ambiente es uno de los más importantes servicios ecosistémicos atribuibles a los suelos, con implicaciones tanto para la disponibilidad de los micronutrientes, como para la toxicidad potencial sobre los organismos terrestres y acuáticos. La fuerza con la que los metales son retenidos en los suelos depende de: propiedades atribuibles al origen del metal; la afinidad intrínseca de los iones metálicos individuales por las superficies de adsorción del suelo; el conjunto de superficies de adsorción presentes en los suelos (humus, óxidos metálicos, aluminosilicatos, arcillas, etc.); las propiedades del suelo, incluido el pH, el potencial redox, contenido de humedad, temperatura, actividad biológica, conductividad, entre otros, y el tiempo de contacto suelo-metal²².

Unidad de muestreo	Estación lluviosa				Estación seca			
	mg Ni/kg ss	mg Cr/kg ss	mg Cu/kg ss	mg Pb/k ss	mg Ni/kg ss	mg Cr/kg ss	mg Cu/kg ss	mg Pb/k ss
EPLSs	ND	ND	ND	21,546± 0,718	ND	ND	ND	23,644± 0,871
EPLSss				20,223± 0,625				23,551± 0,854
EPCSs				21,629± 0,048				21,829± 0,833
EPCSss				22,294± 0,800				21,021± 0,728
EPLHs				22,881± 0,118				24,070± 0,852
EPLHss				23,653± 0,821				22,693± 0,930
EPCHs				23,254± 1,027				22,965± 1,456
EPCHss				23,863± 0,838				21,304± 0,100
WLSs				26,972± 0,732				20,222± 0,824
WLSss				23,905± 0,860				23,512± 0,712
WCSs				25,286± 0,858				22,042± 1,426
WCSss				23,856± 0,882				19,222± 0,709
WLHs				23,407± 0,889				17,773± 0,068
WLHss				20,712± 0,802				17,912± 0,062
WCHs				25,244± 0,852				19,328± 0,057
WCHss				24,348± 0,926				20,585± 0,123
PBSs				19,917± 0,724				21,029± 0,797
PBSss				23,167± 1,031				20,216± 0,033
PBHs				23,699± 0,840				18,028± 0,112
PBHss				25,408± 0,775				21,254± 0,071

EPLSs=Playa El Palito, zona lejana, seca, superficial, **EPLSss**= Playa El Palito, zona lejana, seca, subsuperficial, **EPCSs**= Playa El Palito, zona cercana, seca, superficial, **EPCSss**= Playa El Palito, zona cercana, seca, subsuperficial, **EPLHs**= Playa El Palito, zona lejana, húmeda, superficial, **EPLHss**= Playa El Palito, zona lejana, húmeda, subsuperficial, **EPCHs**= Playa El Palito, zona cercana, húmeda, superficial, **EPCHss**= Playa El Palito, zona cercana, húmeda, subsuperficial, **WLSs**= Playa Waikiki, zona lejana, seca, superficial, **WLSss**= Playa Waikiki, zona lejana, seca, subsuperficial, **WCSs**= Playa Waikiki, zona cercana, seca, superficial, **WCSss**= Playa Waikiki, zona cercana, seca, subsuperficial, **WLHs**= Playa Waikiki, zona lejana, húmeda, superficial, **WLHss**= Playa Waikiki, zona lejana, húmeda, subsuperficial, **WCHs**= Playa Waikiki, zona cercana, húmeda, superficial, **WCHss**= Playa Waikiki, zona cercana, húmeda, subsuperficial, **PBSs**= Playa Blanca, zona seca, superficial, **PBSss**=Playa Blanca, zona seca, subsuperficial, **PBHs**=Playa Blanca, zona húmeda, superficial, **PBHss**= Playa Blanca, zona húmeda, subsuperficial.

Tabla 2. Contenido de metales biodisponibles en las unidades de muestreo seleccionadas de las playas El Palito, Waikiki y Blanca del Municipio Puerto Cabello, en las estaciones lluviosa y seca correspondientes al período 2019-2020.

Los resultados obtenidos reflejan que de los metales evaluados, sólo se detectó Pb en su forma disponible. Esto permite inferir que tanto el níquel, cromo y cobre pueden encontrarse en fracciones con baja biodisponibilidad o movilidad, como por ejemplo, la fracción residual. González et al. (2011)²¹, demostraron que, metales como Ni, Cu, Zn, Cd y Pb, están retenidos en un alto porcentaje en las fracciones más estables, la oxidable y residual. Gómez et al. (2020)²³, mostraron resultados similares, concluyendo que el contenido de metales pesados en los suelos evaluados en su investigación, tiende a predominar en las fracciones residual y materia orgánica lo que favorece su retención en el suelo limitando con ello su movilidad. Con respecto al Cr, el mayor contenido lo encontraron en la fracción residual, consistente con lo reportado en diversos estudios y lo atribuyeron a la baja tendencia del Cr a formar los oxoaniones cromato y dicromato. En cuanto al Cu, encontraron el mayor porcentaje entre la fracción residual y de materia orgánica. Para el níquel, éste se concentró en la fracción residual. En el caso del plomo, encontraron como fracción dominante la residual seguida de la materia orgánica. En el suelo, el Pb es relativamente inmóvil debido la tendencia a ser transformado en compuestos de baja solubilidad como sulfatos y fosfatos además de que forma complejos con materia orgánica y arcillas.

Metal (mg/kg dm)	Bélgica	Francia	Alemania	Gran Bretaña	Hungría	España	Suecia	Australia	Canadá	China	Noruega	Suiza	Estados Unidos
Cromo (III)	300	130	400	130	75	100-150	120	100	64	58,9	25	N.A.	100000
Cobre	400	190	N.A.	N.A.	30	50-210	100	7000	63	31,7	100	1000	3100
Plomo	700	400	400	450	100	50-300	80	300	140	37,5	60	1000	400
Níquel	470	140	140	50	40	30-112	35	400	50	27,5	50	N.A.	1600

N.A= no aplica

Tabla 3. Valores límite de Cr, Cu, Pb y Ni para uso en terrenos residenciales para diferentes países²⁴.

En la tabla 3 se muestran valores límite de metales en suelos de uso residencial. Allí se reflejan los valores límite para plomo, observándose que los valores obtenidos en esta investigación se encuentran por debajo de los reflejados en la tabla. En el caso de Venezuela, no se dispone de una normativa de regulación directa de la calidad del suelo; sin embargo, tomando en cuenta los valores establecidos en el Decreto N° 2635 (1998)²⁵, en el Anexo D, donde se establecen las concentraciones máximas permitidas para lixiviados, los valores reflejados en la tabla 2 superan el valor permitido para el plomo (5 mg/l), lo que permite inferir que el suelo de las playas en estudio se encuentra impactado por la presencia de éste contaminante.

La presencia de este metal en las zonas evaluadas, en su forma biodisponible, puede atribuirse a las actividades antropogénicas que se realizan en el área circundante. Las tres playas seleccionadas se ubican en áreas de alta afluencia vehicular, con cercanía a estaciones de servicio y de muelle de transporte marítimo; sitio donde se

desarrollan actividades que generan este tipo de contaminante, el cual puede ser transportado al suelo de las playas a través de las corrientes marítimas o por dispersión eólica.

Aunque las cantidades de Pb determinadas son inferiores a los límites establecidos a nivel internacional, éstas pueden tener efectos negativos sobre los microorganismos y las especies vegetales características de la zona. Martínez et al. (2018)²⁶, encontraron que metales como el Pb, Hg tienen un efecto sinérgico en la composición de género de nemátodos. Li et al. (2017)²⁷, encontraron que la composición de las comunidades microbianas, así como las interacciones entre las redes tróficas cambian a fin de adaptarse a la presencia de contaminantes inorgánicos como los metales pesados. Khan et al. (2018)²⁸ encontraron que Pb, Cd y As, son contaminantes ambientales significativos que tienen efectos sobre la biodisponibilidad de otros metales considerados esenciales, en especies vegetales. Armado et al. (2018)²⁹, establecieron que a pesar de que las concentraciones de los metales que estudiaron se encontraban por debajo de los niveles máximos permitidos para lixiviados, éstos ejercían un efecto en parámetros como, carbono orgánico total (COT), actividad ureásica (AU) y biomasa microbiana (BM), propiciando su disminución.

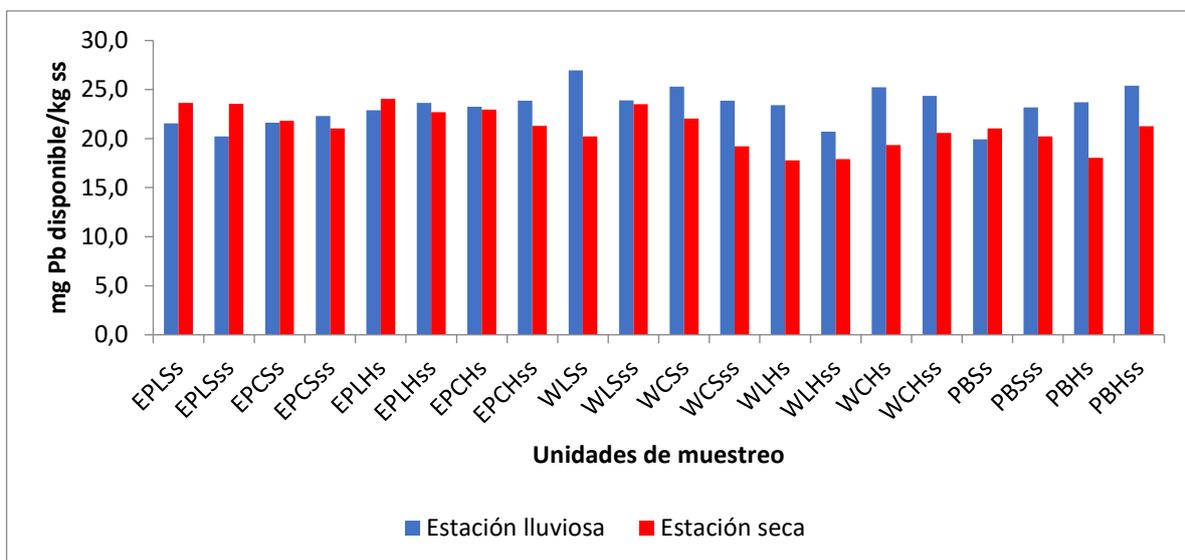


Figura 2. Comparación del contenido de Pb biodisponible en suelos arenosos de las playas El Palito, Waikiki y Blanca del municipio Puerto Cabello, en las estaciones lluviosa y seca.

En la figura 2 se muestra una comparación del contenido de Pb biodisponible en las estaciones lluviosa y seca en los suelos de las playas estudiadas. Se observa que en la mayoría de las estaciones de muestreo el contenido de plomo es mayor en la estación lluviosa. Esto puede asociarse a que las precipitaciones tienden a transportar al suelo las partículas dispersas en el aire, aumentando así la cantidad de estas especies. Adicionalmente, Steinnes (2013)³⁰, establece que alternancia de condiciones aeróbicas y anaeróbicas, como las que se observan por inundación del suelo, conducen a cambios en el pH y el potencial redox, lo que afecta la mayoría de los procesos que regulan la especiación y movilidad de los metales en el suelo. En el caso del Pb, la reducción de los óxidos de Mn y Fe y cambios de pH inducidos, tal como se observa en algunas unidades de muestreo en las estaciones seca y lluviosa, pueden conducir a la liberación de Pb de las fases sólidas a la solución del suelo, lo que explicaría el aumento de la concentración del metal en las fracciones disponibles, en la estación lluviosa.

También se observa que en el caso de la playa El Palito, las diferencias entre las estaciones seca y lluviosa son pequeñas, excepto en el caso de la unidad de muestreo lejana a la posible fuente contaminante. En este punto, se ubica una de las descargas de aguas residuales provenientes de las infraestructura comercial que allí se encuentra; parte de las actividades que allí se desarrollan incluyen el mantenimiento de las embarcaciones utilizadas por los pescadores de la zona, que implica el uso de sustancias como combustible, entre otros. Esta

actividad es una de las generadoras de contaminantes como el plomo y, tomando en cuenta que en la estación seca, disminuyen los lavados producto de las precipitaciones, es de esperarse que las concentraciones de este elemento sean mayores.

Parámetro	Pb disponible (mg/kgss)
pH	0,49444
Conductividad (mS/cm)	0,17195
RH (%)	0,13526
MO (%)	0,065948
COT (gC/kgss)	0,17943
A (%)	0,18915
Ar (%)	-0,0071182
Actividad microbiológica (mgC-CO ₂ /kgss)	-0,48219
Carbono de biomasa microbiana (mgCmic/kgss)	-0,24445
AC (mmoles H ₂ O ₂ /gss.h)	-0,1933
AU (μgN-NH ₄ ⁺ /gss.h)	0,16958
AP (μg tirosina/gss.h)	-0,11743

RH= retención de humedad; MO= materia orgánica; COT= carbono orgánico total; %A= arena; %Ar= arcilla; AC= actividad catalasa; AU=actividad ureásica; AP= actividad proteasa.

Tabla 4. Correlación entre los parámetros fisicoquímicos, biológicos y bioquímicos con el contenido de Pb disponible en suelos arenosos de las playas El Palito, Waikiki y Blanca del Municipio Puerto Cabello, Estado Carabobo. (p<0,05)

En la tabla 4 se muestran los resultados obtenidos en la correlación del contenido de plomo disponible con los diferentes parámetros fisicoquímicos, biológicos y bioquímicos determinados en los suelos evaluados. Se evidencia que la fracción disponible del metal, se correlaciona de manera positiva con el pH. En tal sentido, Young (2013)²² establece que en el caso de los metales catiónicos (por ejemplo, Pb⁺²), el pH influye en la fuerza de adsorción de los sólidos del suelo. A medida que aumenta el pH se producen transformaciones como el hecho de que la especiación del catión metálico puede cambiar a través de la formación de complejos de hidroxilo y bicarbonatos solubles, aumentando así la solubilidad de los metales. Por su parte, Steinnes (2013)³⁰ establece que en suelos alcalinos, como es el caso de los suelos evaluados, la solubilidad puede aumentar debido a la formación de complejos solubles de Pb- orgánico y Pb-hidróxido.

Otro de los resultados indicados en la tabla 4 es la correlación negativa significativa entre el contenido de Pb disponible y la actividad biológica, estimada mediante el método de respiración basal. Esto concuerda con lo obtenido por Xu et al. (2019)³¹, donde observaron una disminución abrupta en la tasa de respiración microbiana, asociándolo a una influencia negativa de los metales en los procesos enzimáticos microbianos y funciones celulares, lo que promueve una disfunción metabólica en los microorganismos del suelo, afectando así la respiración edáfica. En tal sentido, definieron a los metales evaluados en su investigación (Cd y Pb) como inhibidores instantáneos de los procesos microbianos.

En este orden de ideas, Shi y Ma (2017)³², también observaron una correlación negativa entre la respiración del suelo y la concentración de cadmio, asociándole a este metal un efecto inhibitorio de la actividad de los microorganismos de los suelos que evaluaron. Armado et al. (2018)²⁹, también reportaron una disminución en la respiración basal en suelo con niveles bajos de metales pesados, aunque no significativa desde el punto de vista estadístico. Guillaumot et al., (2014)³³, reportaron disminución en la respiración de los microorganismos en suelos del Mediterráneo en presencia de Antimonio (Sb). Xiao et al. (2017)³⁴, observaron una reducción en la respiración basal (RB) en muestras con concentraciones altas de vanadio durante períodos

de incubación de 1–8 semanas, concluyendo que este metal mostró un efecto adverso sobre la respiración basal. Este resultado fue asociado a un mecanismo inhibitor del crecimiento y la reproducción de los microorganismos del suelo, lo que reduce la síntesis y secreción de enzimas, originando la disminución de la actividad enzimática y en la producción de CO₂.

En tal sentido, es posible inferir que la presencia de especies inorgánicas, como los metales pesados, en las fracciones disponibles de los suelos arenosos evaluados, tienen un impacto negativo en las propiedades bioquímicas como la respiración edáfica, aun cuando sus concentraciones no excedan los límites establecidos en las normativas ambientales. Tomando en cuenta que el suelo se considera un sistema complejo heterogéneo, donde confluyen distintas propiedades físicas, químicas y biológicas, es posible suponer que efectos de este tipo inciden en estas variables, ocasionando alteraciones en la calidad del suelo.

De igual forma, se deduce que la actividad biológica del suelo, estimada a través de la respiración basal, puede considerarse como un indicador de impactos ambientales asociados a las concentraciones de metales pesados en suelos arenosos de playas, específicamente de impactos asociados al plomo disponible. Esta premisa ha sido demostrada por diversos autores como Nwachukwu y Pulford (2011)³⁵, que establecieron que la capacidad de las bacterias para descomponer sustratos complejos es significativamente reducida por la presencia de metales pesados, por lo que la cantidad de CO₂ evolucionado es un indicador muy fiable del efecto de la contaminación metal en la actividad microbiana.

CONCLUSIONES

En los suelos arenosos de las playas evaluadas solo se detectó en su forma disponible el Pb. Los metales Ni, Cr y Cu no fueron detectados en forma biodisponible mediante el método utilizado. Las concentraciones de plomo disponible en los suelos arenosos de las playas evaluadas, no superan los límites máximos permitidos en diversas normativas ambientales en el mundo; sin embargo, superan el valor establecido en el Decreto N° 2635 de Venezuela para lixiviados, permitiendo inferir que estos suelos están impactados por este metal. En la estación lluviosa, el aumento de las concentraciones de plomo disponible puede asociarse a cambios de pH y de condiciones redox del sitio, afectando la especiación y movilidad de esta especie. Las concentraciones de plomo disponible en los suelos arenosos evaluados se correlacionan de forma positiva, a un nivel significativo con el pH, debido a que la solubilidad puede aumentar por la formación de complejos solubles de Pb-orgánico y Pb-hidróxido. También se correlacionan de forma negativa con la respiración basal, debido a que este metal ejerce un efecto inhibitor en la actividad de los microorganismos presentes en este tipo de suelos. La respiración edáfica, puede considerarse un indicador de alteración de la calidad de suelos arenosos de playas, producto de la presencia de metales como el plomo. Para mitigar los efectos del impacto de este metal en este tipo de suelos, se pueden aplicar métodos de remediación que empleen microorganismos o especies vegetales que se desarrollen en estos ambientes, o aplicar enmiendas orgánicas que modifiquen el pH, entre otras propiedades, a fin de disminuir la movilidad de este elemento en el suelo arenoso.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo ha sido financiado parcialmente por la Universidad Estatal de Bolívar a través del proyecto “Desarrollo y optimización de métodos analíticos para la extracción y cuantificación de polifenoles en matrices vegetales” (PIV-66-2021).

Conflicto de interés: Los autores declaran no tener conflicto de interés

REFERENCIAS

1. Lago, M. (2018). Biodisponibilidad de metales pesados en suelos contaminados. *Tesis Doctoral*. Universidad de Vigo. Disponible en: <http://www.investigo.biblioteca.uvigo.es/>
2. Alloway, B. (2013). Sources of heavy metals and metalloids in soils. En B.J. Alloway (ed.), *Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability, Environmental Pollution* 22. DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7_2.
3. Voglar, G.; Mrak, T.; Krizman, M.; Jagodic, A.; Tardan, S. y Laznik, Z. (2018). Effect of contaminated soil on multitrophic interactions in a terrestrial system. *Plant Soil*. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11104-01803903-z>.
4. Nannoni, F. y Protano, G. (2016). Chemical and biological methods to evaluate the availability of heavy metals in Soils of the Siena urban area (Italy). *Science of the Total Environment*, 568: 1-10. DOI: <https://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.05.208>.
5. Peijnenburg, W.; Zablotuskaja, M. y Vijver M. (2007). Monitoring metals in terrestrial environments within a bioavailability framework and a focus on soil extraction. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 67: 163-179. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2007.02.008>.
6. Fuentes, M. (2008). Metales pesados Cu, Cr, Ni, Zn, Pb y Cd en los sedimentos del muelle pesquero de Güiria, estado Sucre, Venezuela. *Tecnociencia*, Vol. 10, N°2, pp.61-79. Disponible en: <https://revistas.up.ac.pa/index.php/tecnociencia/article/view/848>.
7. Doria, C. (2018). Niveles de metales pesados en los sedimentos superficiales de las zonas de playas turísticas de La Guajira norte de Colombia. Fundación Universidad de América. *Revista de Investigación*. Vol. 11 (2): 49-66. DOI: <https://doi.org/10.29097/2011-639X.226>
8. Bouyoucos, G. (1936). Directions for making mechanical analysis of soils by the hydrometer method, *Soil Science*, 42 (3): 225-228. DOI: <https://doi.org/10.1097/00010694-193609000-00007>
9. Cargua, F.; Rodríguez, M.; Damián, D.; Recalde, C. y Santillán, G. (2017). Comparación de dos métodos analíticos para la determinación de carbono orgánico del suelo de bosque andino, parque nacional Sangay-Ecuador, *Acta agronómica. Funcionamiento biológico, químico y físico del suelo*, 66(39): 408-413. <https://doi.org/10.15446/acag.v66n3.52467>
10. Walinga, I.; Kithome, M.; Novozamsky, I.; Houba, V. y Van der Lee, J. (1992). Spectrophotometric determination of organic carbon in soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, (15-16), 1935-1944. DOI: <https://doi.org/10.1080/00103629209368715>.
11. Jaramillo, D. (2002). Introducción a la ciencia del suelo. *Universidad Nacional de Colombia. Medellín*. Disponible en: <https://repositorio.unal.edu.co/>
12. Pardo, Y.; Paolini, J. y Cantero, M. (2019). Biomasa microbiana y respiración basal del suelo bajo sistemas agroforestales con cultivos de café. *Revista U.D.C.A Actualidad & Divulgación Científica*, 22(1). DOI: <https://doi.org/10.31910/rudca.v22.n1.2019.1144>
13. Brookes, P.; Powlson, D. y Jenkinson, D. (1982). Measurement of microbial biomass phosphorus in soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 14: 319-329. DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(82\)90001-3](https://doi.org/10.1016/0038-0717(82)90001-3)
14. Johnson, J. y Temple, K. (1964). Some variables affecting the measurement of "Catalase Activity" in soil. *Soil Science Society of America Journal*. 28 (2): 207-209. DOI: <https://dx.doi.org/10.2136/sssaj1964.03615995002800020024x>.
15. Kandeler, E. y Gerber, H. (1988). Short-term assay of urease activity using colorimetric determination of ammonium. *Biology and Fertility of Soils*, 6: 68-72. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00257924>.
16. Ladd, J. y Butler, J. (1972). Short-term assays of soil proteolytic enzyme activities using proteins and dipeptide derivatives as substrates. *Soil Biology and Biochemistry*, 4(1): 19-30 DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(72\)90038-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(72)90038-7)
17. Briceño, J.; Tonato, E.; Silva, M.; Paredes, M. y Armado, A. (2020). Evaluación del contenido de metales en suelos y tejidos comestibles de *Allium fistulosum* L. cultivado en zonas cercanas al volcán Tungurahua. *La Granja: Revista de Ciencias de la Vida*. 32(2): 114-126. DOI: <http://doi.org/10.17163/lgr.n32.2020.09>.
18. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, FAO. (2009). *Guía para la descripción de los suelos*, Roma, Italia. Disponible en: <https://www.fao.org/3/a0541s/a0541s.pdf>.

19. Albuja, J. y Armado, A. (2022). Actividad microbiológica como indicador de calidad en suelos arenosos de playas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo. *Revista Ingeniería UC*. 29(2): 145-155. DOI: <https://doi.org/10.54139/revinguc.v29i2.177>
20. Yin, H.; Tan, N.; Liu, C.; Wang, J.; Liang, X.; Qu, M.; Feng, X.; Qiu, G.; Tan, W. y Liu, F. (2016). The associations of heavy metals with crystalline iron oxides in the polluted soils around the mining áreas in Guangdong Province, China. *Chemosphere*, 161: 181-189. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.07.018>.
21. González, E.; Tornero, M.; Sandoval, E.; Pérez, A. y Gordillo, A. (2011). Biodisponibilidad y fraccionamiento de metales pesados en suelos agrícolas enmendados con biosólidos de origen municipal. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 27(4): 291-301. Disponible en: <http://www.scielo.org.mx/>
22. Young, S. (2013). Chemistry of Heavy Metals and Metalloids in Soils. En B.J. Alloway (ed.), Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability, *Environmental Pollution*. DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7_3.
23. Gómez, F.; Reyes, J. y Amado, M. (2020). Fraccionamiento de metales pesados en un suelo contaminado del Valle de Mexicali. *Tecnología en Marcha*. Vol. 33(4):103-113. <https://doi.org/10.18845/tm.v33i4.4586>.
24. Rodríguez, E.; McLaughlin, M. y Pennock, D. (2019). *La contaminación del suelo: una verdad oculta*. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, FAO. Roma. Disponible en: <https://www.fao.org/3/i9183es/i9183es.pdf>
25. Decreto 2635 (1998). Normas para el control de la recuperación de materiales peligrosos y el manejo de los desechos peligrosos. Gaceta Oficial N° 5245. *República Bolivariana de Venezuela*. Disponible en: <https://www.lurconsultores.com/wp-content/uploads/2016/12/Decreto-2635.pdf>.
26. Martínez, J.; Torres, M.; dos Santos, G y Moens, T. (2018). Influence of heavy metals on nematode community structure in deteriorated soil by gold mining activities in Sibutad, southern Philippines. *Ecological Indicators*, 91, pp.: 712-721. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.04.021>
27. Li, X.; Meng, D.; Li, J.; Yin, H.; Liu, H.; Liu, X.; Cheng, C.; Xiao, Y.; Liu, Z. y Yan, M. (2017). Response of soil microbial communities and microbial interactions to long-term heavy metal contamination. *Environmental Pollution*, 231: 908-917. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.057>.
28. Khan, A.; Khan, S.; Aamir, M.; Ullah, H.; Nawab, J.; Rehman, I. y Shah, J. (2018). Heavy metals effects on plant growth and dietary intake of trace metals in vegetables cultivated in contaminated soil. *International Journal of Environmental Science and Technology*. DOI: <https://doi.org/10.1007/s137620181849x>.
29. Armado, A.; Pérez, J.; Durán, D.; Reyes, D.; Medina, M. y Valbuena, O. (2018). Efectos sobre parámetros bioquímicos y biológicos bacterianos en suelos que contienen concentraciones permisibles de metales. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 34(3): 441- 451. DOI: <https://doi.org/10.20937/RICA.2018.34.03.07>.
30. Steinnes, E. (2013). Lead. En B.J. Alloway (ed.), Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability, *Environmental Pollution*, DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-007-4470-7_14.
31. Xu, Y.; Seshadri, B.; Bolan, N.; Sik Ok, Y.; Zhang, W.; Rumpel, C.; Sparks, D.; Farrell, M.; Hall, T. y Dong, Z. (2019). Microbial functional diversity and carbon use feedback in soils as affected by heavy metals. *Environmental International*, 125: 478-488. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.071>.
32. Shi, W. y Ma, X. (2017). Effects of heavy metals Cd pollution on microbial activities in soils. *Annals of Agricultural and Environmental Medicine*, 24(4): 722-725. DOI: <https://doi.org/10.26444/aaem/80920>.
33. Guillamot, F.; Calvert, V.; Millot, M. y Criquet, S. (2014). Does antimony affect microbial respiration in Mediterranean soils? A microcosm experiment. *Pedobiología*, 57 (2): 119-121. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pedobi.2014.01.003>.
34. Xiao, X.; Wang, M.; Zhu, H.; Guo, Z.; Han, X. y Zeng, P. (2017). Response of soil microbial activities and microbial community structure to vanadium stress. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 142: 200-206. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.03.047>.

35. Nwachukwu, O. y Pulford, I. (2011). Microbial respiration as an indication of metal Toxicity in contaminated organic materials and soil. *Journal of Hazardous Materials*, 185: 1140-1147. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.10.024>.
-

Received: 28 September 2023/ Accepted: 15 November 2023 / Published:15 December 2023

Citation. Albujar J; Armado A, Briceño J; Avalos D; Salazar S; Rojas M. Evaluación del contenido de metales biodisponibles en suelos arenosos de playas del Municipio Puerto Cabello, Estado Carabobo, Venezuela. *Revis Bionatura* 2023;8 (4) 16. <http://dx.doi.org/10.21931/RB/2023.08.04.16>

Additional information Correspondence should be addressed to jalbujar@uc.edu.ve

Peer review information. Bionatura thanks anonymous reviewer(s) for their contribution to the peer review of this work using <https://reviewerlocator.webofscience.com/>

All articles published by Bionatura Journal are made freely and permanently accessible online immediately upon publication, without subscription charges or registration barriers.

Bionatura ISSN. 13909355. **Scopus coverage years:** from 2016 to the Present

Publisher's Note: Bionatura stays neutral concerning jurisdictional claims in published maps and institutional affiliations.



Copyright: © 2023 by the authors. They were submitted for possible open-access publication under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).