



DESARROLLO DE UN ÍNDICE DE CALIDAD PARA SUELOS DE PLAYAS ARENOSAS DEL MUNICIPIO PUERTO CABELLO ESTADO CARABOBO – VENEZUELA.



Joselin Albuja

Universidad de Carabobo

Junio, 2024



Universidad de Carabobo
Facultad Experimental de Ciencias y Tecnología
Dirección de Postgrado
Doctorado en Química Tecnológica



**DESARROLLO DE UN ÍNDICE DE CALIDAD PARA SUELOS DE PLAYAS
ARENOSAS DEL MUNICIPIO PUERTO CABELLO ESTADO CARABOBO –
VENEZUELA**

Tesis Doctoral presentada para optar al título de Doctor en Química Tecnológica

AUTOR: Joselin Albuja
TUTOR: Dr. Arnaldo Armado

Valencia, Junio 2024



UNIVERSIDAD DE CARABOBO
FACULTAD EXPERIMENTAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA
DOCTORADO EN QUÍMICA TECNOLÓGICA



DESARROLLO DE UN ÍNDICE DE CALIDAD PARA SUELOS DE PLAYAS ARENOSAS DEL MUNICIPIO PUERTO CABELLO ESTADO CARABOBO – VENEZUELA

Autor: Joselin Albuja
Tutor: Dr. Arnaldo Armado

Junio, 2024

Universidad de Carabobo
Facultad Experimental de Ciencia y Tecnología
Dirección de Postgrado
Doctorado en Química Tecnológica

ACTA DE APROBACIÓN DE TESIS DOCTORAL

Quienes suscriben, miembros del jurado designado por el Consejo de Postgrado de la Facultad Experimental de Ciencias y Tecnología de la Universidad de Carabobo, para examinar la TESIS DOCTORAL titulada: **“DESARROLLO DE UN ÍNDICE DE CALIDAD PARA SUELOS DE PLAYAS ARENOSAS DEL MUNICIPIO PUERTO CABELLO ESTADO CARABOBO-VENEZUELA”**, presentada por la Magíster **Joselin Alujar**, titular de la cédula de identidad N° V-13.665.578, a fin de cumplir con el requisito legal para optar al grado académico de **DOCTOR EN QUÍMICA TECNOLÓGICA**, dejan constancia de lo siguiente:

Leído como fue, dicho trabajo por cada uno de los miembros del jurado, se fijó el día 10 de mayo del presente año, a las 9:00 a.m., en el salón de reuniones del Decanato de la Facultad Experimental de Ciencias y Tecnología de la Universidad de Carabobo, Campus Bárbula, para que la autora defendiera en forma pública, mediante un resumen oral de su contenido, en la modalidades presencial y online, luego de lo cual respondió satisfactoriamente a las preguntas y observaciones que le fueron formuladas por el jurado, todo ello conforme a lo dispuesto en el Reglamento de Estudios de Postgrado de la Universidad de Carabobo.

Finalizada la defensa de la Tesis Doctoral, el jurado se reunió para la deliberación en privado, y emitió su veredicto, donde decidió **APROBAR** la Tesis, por considerar, sin hacerse solidario con las ideas expuestas por la autora, que:

1. La información generada contribuye de manera relevante al conocimiento científico de una forma novedosa en las áreas de Bioquímica y Química, usando herramientas estadísticas, dando un aporte al estudio de la calidad ambiental de las zonas costeras venezolanas.
2. Fue realizada una revisión bibliográfica de alta calidad, realizando el estado del arte del área en estudio, sobre las zonas costeras del país, donde demuestra los pocos trabajos realizados hasta la fecha.
3. Genera recomendaciones para futuros trabajos que puedan realizarse en las zonas costeras del país.
4. Elevada vinculación y gran nitidez en los planteamientos para resolver los problemas formulados, y dar cumplimiento a los objetivos específicos.



5. Los resultados parciales de esta Tesis Doctoral, han sido publicados en revistas indexadas, dando como productos de la investigación tres artículos, uno nacional y dos internacionales.

En fe de lo cual, se levanta la presente ACTA, a los 10 días del mes de mayo del año 2024, conforme a lo dispuesto en el Reglamento de Estudios de Postgrado de la Facultad Experimental de Ciencias y Tecnología de la Universidad de Carabobo. Actuó como Tutor y Coordinador del jurado el Dr. Arnaldo José Armado M.


Dr. Arnaldo José Armado M.
C.I. N°: V-11.809.738
Tutor
Universidad de Carabobo (UC)


Dr. Oscar Valbuena
C.I. N°: V-2.960.635
Universidad de Carabobo (UC)


Dra. Adriana M. Márquez R.
C.I. N°: V-12.604.007
Universidad de Carabobo (UC)


Dra. Mariandry Rodríguez
C.I. N°: V- 13.108.948
Universidade Federal dos Vales do
Jequitinhonha e Mucuri


Dr. Jorge Paolini
C.I. N°: V-3.255.613
Instituto Venezolano de
Investigaciones Científicas (IVIC)



DEDICATORIA

*A tí Manuel, que me has inspirado a mejorar el mundo para
hacerlo un mejor lugar para tí...*

AGRADECIMIENTOS

Quisiera expresar mi más profundo agradecimiento a mi tutor de tesis, el Dr. Arnaldo Armado. Su experiencia, comprensión y paciencia contribuyeron al logro de los objetivos planteados en la investigación. Su guía constante y su confianza en mis habilidades me han motivado a alcanzar mis metas. Gracias por su apoyo durante este viaje.

Gracias infinitas a mi familia, por su amor incondicional y su apoyo moral. Su fe en mí, incluso en los momentos más difíciles, ha sido el pilar de este logro. Sin ustedes, todo esto no habría sido posible.

Un sincero agradecimiento a todos mis amigos y compañeros que estuvieron conmigo en los momentos de estrés y alegría durante este largo y retador camino. Su apoyo, confianza, soporte y cariño han sido invaluable. Cada uno de ustedes ha contribuido a mi fortaleza y ánimo de una manera u otra. Gracias por ser mi punto de apoyo, mi equipo de aliento y, lo más importante, la familia que yo elegí.

También, quisiera expresar mi gratitud a todas las personas que contribuyeron con el desarrollo de mi investigación. Agradezco a todos los que me ayudaron a recopilar datos y a aquellos que dedicaron su tiempo a revisar mi trabajo. Los comentarios de mejora, las sugerencias de bibliografía, las entrevistas y sendas conversaciones para revisar conceptos, propuestas y análisis son la base de estas páginas. Esta tesis no sería la que es sin sus recomendaciones.

Resultados previos de esta investigación fueron publicados en las siguientes revistas indexadas:

- **Revista Ingeniería UC**

Versión en línea ISSN 2610-8240; Versión impresa ISSN 1316-6832

Albujar, 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>

- **Revista Bionatura**

Versión en línea ISSN 1390-9355; Versión impresa ISSN 1390-9347

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

Albujar, J.; Armado, A.; Briceño, J.; Avalos, D.; Salazar, S. y Rojas, M. (2023). *Variabilidad de actividades enzimáticas en suelos arenosos de playas del Municipio Puerto Cabello, Estado Carabobo, Venezuela*. Bionatura Ibero American Journal of Biotechnology and Life Sciences, 8(4) 7. DOI: <http://dx.doi.org/10.21931/RB/2023.08.04.7>.

Presentados en los siguientes eventos:

- X Congreso Internacional de Ciencia, Tecnología, Innovación y Emprendimiento & I Congreso Internacional de Vinculación con la Sociedad. Universidad Estatal de Bolívar. Ecuador. 17 al 21 de Julio de 2023.

Ponencias:

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

Variabilidad de actividades enzimáticas en suelos arenosos de playas del Municipio Puerto Cabello, Estado Carabobo, Venezuela.

- LatinXchem, Conferencia en Twitter. 24 de Septiembre de 2021:

Estudio de parámetros fisicoquímicos y biológicos en suelos arenosos de playas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo

- LatinXchem, Conferencia en Twitter. 28 de Noviembre de 2022:

Comparación de métodos para determinar carbono de biomasa microbiana en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

ÍNDICE GENERAL

	pp.
LISTA DE TABLAS	8
LISTA DE FIGURAS	13
RESUMEN	20
 CAPÍTULOS	
I	
Introducción	22
Introducción	23
Objetivos	27
Marco Teórico	28
Referencias	35
II	
Determinación de parámetros físicos y químicos en suelos arenosos de las playas El Palito, Waikiki y Playa Blanca del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	38
Introducción	39
Metodología	40
Discusión de resultados	46
Conclusiones	63
Referencias	64
III	
Evaluación de parámetros microbiológicos y bioquímicos en suelos arenosos de las playas El Palito, Waikiki y Playa Blanca del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	69
Introducción	70
Metodología	72
Discusión de resultados	76
Conclusiones	94
Referencias	95
IV	
Variabilidad del contenido de metales biodisponibles en los suelos seleccionados.	101
Introducción	102
Metodología	106
Discusión de resultados	107
Conclusiones	117
Referencias	118
V	
Formulación de un índice de calidad para los suelos arenosos de zonas costeras	123
Introducción	124
Metodología	131
Discusión de resultados	136
Conclusiones	147
Referencias	148
ANEXOS	152
1	153
Parámetros fisicoquímicos y biológicos de suelos playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	
2	163
Evaluación de la normalidad de los datos obtenidos para los	

	parámetros fisicoquímicos y biológicos en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	
3	Resumen estadístico de los parámetros fisicoquímicos, biológicos y bioquímicos en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	181
4	Comparación de los métodos para estimar el carbono de la biomasa microbiana en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	198
5	Curvas de calibración y determinación de efectos matriz utilizadas en la determinación de Ni, Cu, Cr y Pb biodisponible en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	200

LISTA DE TABLAS

Tabla		pp.
1	Clasificación de playas arenosas según su exposición al oleaje.	30
2	Servicios ecosistémicos de los sistemas playa-duna.	30
3	Ubicación geográfica de las unidades de muestreo de las playas El Palito, Waikiki y Blanca.	42
4	Cantidad de muestras tomadas en cada sitio de estudio del municipio Puerto Cabello	42
5	Contenido de materia orgánica determinado con el factor de Van Bemmelen mediante el carbono orgánico total para suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	58
6	Correlaciones (Spearman) entre parámetros fisicoquímicos en las unidades de muestreo de las playas evaluadas en las estaciones lluviosa y seca.	62
7	Correlaciones (Spearman) entre parámetros bioquímicos en las unidades de muestreo de las playas El Palito, Waikiki y Playa Blanca en las estaciones lluviosa y seca	93
8	Comparación de las curvas de calibración para la estimación del efecto matriz en los suelos arenosos de las playas El Palito, Waikiki y Blanca	107
9	Límites de detección y cuantificación e intervalo lineal de los metales biodisponibles evaluados en las unidades de muestreo seleccionadas de las playas El Palito Waikiki y Blanca del municipio Puerto Cabello, en las estaciones lluviosa y seca.	108
10	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	109
11	Valores límite de Cr, Cu, Pb y Ni para uso en terrenos residenciales para diferentes países	111
12	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	113
13	Criterios y consideraciones para la selección de indicadores de calidad ambiental.	125
14	Metas de manejo potenciales y funciones del suelo asociadas utilizadas para la selección de indicadores de calidad del suelo apropiados para el SMAF.	127
15	Índices de calidad del suelo más populares y el tipo de suelo donde se aplican.	129
16	Clases de calidad de suelos	135
17	Resultados del análisis de componentes principales para los parámetros fisicoquímicos y bioquímicos para estimar la	136

	calidad ambiental de suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	
18	Resultados de la prueba de esfericidad de Bartlett y de Kaiser-Meyer-Olkin	137
19	Índices de calidad de suelos área para las zonas supralitoral e intermareal de playas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	141
20	Indicadores e índice de calidad de suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	145
21	Indicadores e índice de calidad de suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo sin ponderación según el área geográfica	146
22	Parámetros fisicoquímicos de suelos arenosos de las playas El Palito, Waikiki y Playa Blanca del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo, correspondientes a la estación lluviosa, Julio 2019	153
23	Parámetros fisicoquímicos de suelos arenosos de las playas El Palito, Waikiki y Playa Blanca del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo, correspondientes a la estación seca, Marzo 2020	156
24	Parámetros biológicos y bioquímicos de suelos arenosos de las playas El Palito, Waikiki y Playa Blanca del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo, en la estación lluviosa, Julio 2019	159
25	Parámetros biológicos y bioquímicos de suelos arenosos de las playas El Palito, Waikiki y Playa Blanca del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo, en la estación seca, Marzo 2020	161
26	Resultados de pruebas de normalidad para el contenido de arena (%A) en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo ($p < 0,05$)	163
27	Resultados de pruebas de normalidad para el contenido de arcilla (%Ar) en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo ($p < 0,05$)	164
28	Resultados de pruebas de normalidad para el contenido de limo (%L) en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo ($p < 0,05$)	165
29	Resultados de pruebas de normalidad para el pH en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo ($p < 0,05$)	166
30	Resultados de pruebas de normalidad para conductividad en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo ($p < 0,05$)	167

31	Resultados de pruebas de normalidad para retención de humedad en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo (p<0,05)	168
32	Resultados de pruebas de normalidad para contenido de humedad en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo (p<0,05)	169
33	Resultados de pruebas de normalidad para materia orgánica en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo (p<0,05)	170
34	Resultados de pruebas de normalidad para carbono orgánico total (COT) en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo (p<0,05)	171
35	Resultados de pruebas de normalidad para capacidad de intercambio catiónico (CIC) en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo (p<0,05)	172
36	Resultados de pruebas de normalidad para hidrocarburos totales de petróleo (HTP's) en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo (p<0,05)	173
37	Resultados de pruebas de normalidad para actividad microbiológica en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo (p<0,05)	174
38	Resultados de pruebas de normalidad para carbono de biomasa microbiana (Cmic) determinado por el método de respiración inducida por sustrato, en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo (p<0,05)	175
39	Resultados de pruebas de normalidad para carbono de biomasa microbiana (Cmic) determinado por el método de fumigación-incubación, en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo (p<0,05)	176
40	Resultados de pruebas de normalidad para actividad catalasa en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo (p<0,05)	177
41	Resultados de pruebas de normalidad para actividad ureasa en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo (p<0,05)	178
42	Resultados de pruebas de normalidad para actividad proteasa en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo (p<0,05)	179

43	Resultados de pruebas de normalidad para microorganismos cultivables en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo ($p < 0,05$)	180
44	Resumen estadístico de los resultados en la determinación del contenido de arena en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	181
45	Resumen estadístico de los resultados en la determinación del contenido de arcilla en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	182
46	Resumen estadístico de los resultados en la determinación del contenido de limo en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	183
47	Resumen estadístico de los resultados en la determinación del pH en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	184
48	Resumen estadístico de los resultados en la determinación de la conductividad en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	185
49	Resumen estadístico de los resultados en la determinación de la retención de humedad en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	186
50	Resumen estadístico de los resultados en la determinación del contenido de humedad en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	187
51	Resumen estadístico de los resultados en la determinación del contenido de materia orgánica en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	188
52	Resumen estadístico de los resultados en la determinación del contenido de carbono orgánico total en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	189
53	Resumen estadístico de los resultados en la determinación de la capacidad de intercambio catiónico en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	190
54	Resumen estadístico de los resultados en la estimación del contenido de hidrocarburos totales de petróleo en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	191
55	Resumen estadístico de los resultados en la estimación del contenido de plomo biodisponible en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	192
56	Resumen estadístico de los resultados en la estimación de la actividad microbológica en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	193
57	Resumen estadístico de los resultados en la estimación de la actividad catalasa en suelos de playas arenosas del municipio	194

58	Puerto Cabello, estado Carabobo. Resumen estadístico de los resultados en la estimación de la actividad ureasa en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	195
59	Resumen estadístico de los resultados en la estimación de la actividad proteasa en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	196
60	Resumen estadístico de los resultados en la estimación de microorganismos totales en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	197
61	Resumen estadístico de los resultados en la estimación del carbono de biomasa microbiana con los métodos de respiración inducida por sustrato (RIS) y fumigación - incubación (F-I) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	198

LISTA DE FIGURAS

Figura		pp.
1	Perfil de playa arenosa expuesta a una elevada energía del oleaje	29
2	Ubicación de las playas El Palito, Waikiki y Playa Blanca del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	41
3	Variación textural de las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en la estación lluviosa, Julio 2019	46
4	Variación textural de las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en la estación seca, Julio 2019	47
5	Diagrama de clases texturales del suelo.	48
6	Distribución granulométrica de las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en la estación lluviosa, Julio 2019.	49
7	Distribución granulométrica de las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en la estación seca, Julio 2019.	49
8	Comparación de las variaciones de pH en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.	50
9	Comparación de las variaciones de conductividad en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.	51
10	Comparación de las variaciones del porcentaje de retención de humedad en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.	53
11	Comparación de las variaciones del contenido de humedad en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.	54
12	Comparación de las variaciones del contenido de materia orgánica en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.	55
13	Comparación de las variaciones de carbono orgánico total en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020	57
14	Comparación de las variaciones de la capacidad de intercambio catiónico en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las	60

	estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.	
15	Comparación de las variaciones del contenido de hidrocarburos totales de petróleo en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.	61
16	Comparación de las variaciones de la actividad microbiológica medida mediante la respiración basal en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.	77
17	Comparación de las variaciones del carbono de biomasa microbiana medido mediante la respiración inducida por sustrato en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.	78
18	Comparación de las variaciones del carbono de biomasa microbiana medido por fumigación- incubación en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.	79
19	Comparación de las variaciones de los microorganismos cultivables en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.	81
20	Comparación de las variaciones de los cocientes metabólicos determinados con las mediciones de respiración por fumigación-incubación en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.	84
21	Comparación de las variaciones de los cocientes microbianos determinados con las mediciones de respiración por fumigación-incubación en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020	85
22	Comparación de las variaciones de los cocientes de eficiencia metabólica determinados con las mediciones de respiración por fumigación-incubación en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020	87
23	Comparación de las variaciones de la actividad catalasa en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.	88
24	Comparación de las variaciones de la actividad ureásica en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el	90

	municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.	
25	Comparación de las variaciones de la actividad proteasa en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.	92
26	Comparación del contenido de Pb biodisponible en suelos arenosos de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello del municipio Puerto Cabello, en las estaciones lluviosa y seca	112
27	Gráfico de radar para Índice de calidad de suelo área para la zona supralitoral de playas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo en la estación lluviosa.	138
28	Gráfico de radar para Índice de calidad de suelo área para la zona supralitoral de playas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo en la estación seca.	139
29	Gráfico de radar para Índice de calidad de suelo área para la zona intermareal de playas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo en la estación lluviosa.	140
30	Gráfico de radar para Índice de calidad de suelo área para la zona intermareal de playas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo en la estación seca.	140
31	Media geométrica biológica en suelos arenosos de playas del municipio Puerto Cabello en la estación lluviosa.	143
32	Media geométrica biológica en suelos arenosos de playas del municipio Puerto Cabello en la estación seca.	144
38	Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para el contenido de arena en la estación lluviosa ($R^2=0,9139$) y seca ($R^2=0,8475$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	163
34	Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para el contenido de arcilla en la estación lluviosa ($R^2=0,9101$) y seca ($R^2=0,8938$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	164
35	Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para el contenido de limo en la estación lluviosa ($R^2=0,4645$) y seca ($R^2=0,583$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	165
36	Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para pH en la estación lluviosa ($R^2=0,9905$) y seca ($R^2=0,9676$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	166
37	Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para conductividad en la estación lluviosa ($R^2=0,8938$) y seca ($R^2=0,9581$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	167

38	Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para retención de humedad en la estación lluviosa ($R^2=0,9914$) y seca ($R^2=0,962$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	168
39	Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para contenido de humedad en la estación lluviosa ($R^2=0,91$) y seca ($R^2=0,934$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	169
40	Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para materia orgánica en la estación lluviosa ($R^2=0,9754$) y seca ($R^2=0,9723$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	170
41	Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para carbono orgánico total en la estación lluviosa ($R^2=0,9097$) y seca ($R^2=0,9843$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	171
42	Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para capacidad de intercambio catiónico en la estación lluviosa ($R^2=0,9848$) y seca ($R^2=0,9844$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	172
43	Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para hidrocarburos totales de petróleo en la estación lluviosa ($R^2=0,9692$) y seca ($R^2=0,9692$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	173
44	Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para actividad microbiológica en la estación lluviosa ($R^2=0,9798$) y seca ($R^2=0,9887$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	174
45	Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para carbono de biomasa microbiana (C_{mic}) determinado por el método de respiración inducida por sustrato, en la estación lluviosa ($R^2=0,9852$) y seca ($R^2=0,8962$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	175
46	Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para carbono de biomasa microbiana (C_{mic}) determinado por el método de fumigación-incubación, en la estación lluviosa ($R^2=0,9002$) y seca ($R^2=0,9886$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	176
47	Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para microorganismos cultivables en la estación lluviosa ($R^2=0,9202$) y seca ($R^2=0,9649$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	177
48	Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para actividad catalasa en la estación lluviosa ($R^2=0,9888$) y seca ($R^2=0,9331$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	178

49	Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para actividad ureasa en la estación lluviosa ($R^2=0,951$) y seca ($R^2=0,8189$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	179
50	Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para actividad proteasa en la estación lluviosa ($R^2=0,8769$) y seca ($R^2=0,8973$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	180
51	Diagramas de caja para la dispersión de los valores del contenido de arena en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	181
52	Diagramas de caja para la dispersión de los valores del contenido de arcilla en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	182
53	Diagramas de caja para la dispersión de los valores del contenido de limo en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	183
54	Diagramas de caja para la dispersión de los valores del pH en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	184
55	Diagramas de caja para la dispersión de los valores de conductividad en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	185
56	Diagramas de caja para la dispersión de los valores de retención de humedad en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	186
57	Diagramas de caja para la dispersión de los valores del contenido de humedad en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	187
58	Diagramas de caja para la dispersión de los valores del contenido de materia orgánica en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	188
59	Diagramas de caja para la dispersión de los valores del contenido de carbono orgánico total en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	189
60	Diagramas de caja para la dispersión de los valores de la capacidad de intercambio catiónico en suelos de playas	190

	arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	
61	Diagramas de caja para la dispersión de los valores del contenido de hidrocarburos totales de petróleo en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	191
62	Diagramas de caja para la dispersión de los valores del contenido de plomo biodisponible en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	192
63	Diagramas de caja para la dispersión de los valores de actividad microbológica en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	193
64	Diagramas de caja para la dispersión de los valores de actividad catalasa en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	194
65	Diagramas de caja para la dispersión de los valores de actividad ureasa en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	195
66	Diagramas de caja para la dispersión de los valores de actividad proteasa en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo	196
67	Diagramas de caja para la dispersión de los valores de microorganismos totales en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.	197
68	Diagramas de caja para la dispersión de los valores del carbono de la biomasa microbiana en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa estimado por los métodos de Fumigación-Incubación y Respiración Inducida por Sustrato	198
69	Diagramas de caja para la dispersión de los valores del carbono de la biomasa microbiana en suelos de playas arenosas en la estación seca estimado por los métodos de Fumigación-Incubación y Respiración Inducida por Sustrato	199
70	Relación entre los residuales de los valores del carbono de la biomasa microbiana en suelos de playas arenosas en las estaciones lluviosa y seca estimados por los métodos de Fumigación-Incubación y Respiración Inducida por Sustrato.	199
71	Curva de calibración para la determinación de Ni biodisponible en suelos arenosos de las playas seleccionadas del municipio Puerto Cabello	200

72	Curva de calibración para la determinación de Cr biodisponible en suelos arenosos de las playas seleccionadas del municipio Puerto Cabello.	200
73	Curva de calibración para la determinación de Cu biodisponible en suelos arenosos de las playas seleccionadas del municipio Puerto Cabello	201
74	Curva de calibración para la determinación de Pb biodisponible en suelos arenosos de las playas seleccionadas del municipio Puerto Cabello	201
75	Curvas de calibración para evaluación del efecto matriz en la determinación de Ni biodisponible en suelos arenosos de la playa El Palito en zona seca	202
76	Curvas de calibración para evaluación del efecto matriz en la determinación de Ni biodisponible en suelos arenosos de la playa El Palito en zona húmeda	202
77	Curvas de calibración para evaluación del efecto matriz en la determinación de Ni biodisponible en suelos arenosos de la playa Waikiki en zona seca	203
78	Curvas de calibración para evaluación del efecto matriz en la determinación de Ni biodisponible en suelos arenosos de la playa Waikiki en zona húmeda	203
79	Curvas de calibración para evaluación del efecto matriz en la determinación de Ni biodisponible en suelos arenosos de playa Blanca en zona seca	204
80	Curvas de calibración para evaluación del efecto matriz en la determinación de Ni biodisponible en suelos arenosos de playa Blanca en zona húmeda	204



UNIVERSIDAD DE CARABOBO
FACULTAD EXPERIMENTAL DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA
DOCTORADO EN QUÍMICA TECNOLÓGICA



DESARROLLO DE UN ÍNDICE DE CALIDAD PARA SUELOS DE PLAYAS ARENOSAS DEL MUNICIPIO PUERTO CABELLO ESTADO CARABOBO – VENEZUELA

Autor: Joselin Albujar

Tutor: Dr. Arnaldo Armado

RESUMEN

Los ecosistemas costeros son afectados por procesos de degradación debido a diversas actividades antropogénicas. Se hace necesario evaluar estos procesos degradativos para establecer relaciones que permitan desarrollar métodos de restauración, mantenimiento y mejora de la calidad del suelo en dichos ecosistemas. En tal sentido, esta investigación tuvo como objetivo desarrollar un índice de calidad para suelos de playas arenosas del Municipio Puerto Cabello del Estado Carabobo, Venezuela. Las playas seleccionadas para el estudio fueron Playa El Palito, Playa Waikiki y Playa Blanca, ubicadas en la misma línea de costa y posiblemente impactadas con actividades antropogénicas. Se determinaron parámetros fisicoquímicos como pH, retención y contenido de humedad, materia orgánica, carbono orgánico total, conductividad, capacidad de intercambio catiónico; parámetros biológicos como actividad microbiológica, biomasa microbiana, actividades enzimáticas, número de microorganismos totales y variables ecofisiológicas. Adicionalmente, se determinó el contenido de hidrocarburos totales de petróleo y metales pesados biodisponibles, específicamente Pb, Cu, Cr y Ni. La determinación de metales pesados se llevó a cabo por la técnica de Espectrofotometría de absorción atómica a la llama (EAA). El desarrollo de los índices de calidad se realizó siguiendo diversas metodologías: la metodología basada en tres pasos: selección del conjunto mínimo de indicadores (CMI), interpretación del CMI y agrupación en un índice; metodología basada en media geométrica biológica; metodología basada en comparación de áreas de gráficos de radar y metodología de indicadores ponderados. Los resultados reflejaron que los parámetros fisicoquímicos son los que mostraron menor variabilidad; mientras que los microbiológicos y bioquímicos mostraron mayor variabilidad. La metodología propuesta para el cálculo del índice de suelos de playas arenosas es la de indicadores ponderados, que los clasificó como de clase 3 calidad moderada. Finalmente se concluye que los índices propuestos constituyen herramientas de gestión ambiental para el monitoreo de suelos de playas arenosas.

Palabras clave: índices de calidad ambiental, suelos arenosos, actividades antropogénicas

ABSTRACT

Coastal ecosystems are affected by degradation processes due to various anthropogenic activities. It is necessary to evaluate these degradation processes to establish relationships that allow developing methods of restoration, maintenance and improvement of soil quality in these ecosystems. In this sense, this research aimed to develop a quality index for sandy beach soils in the Puerto Cabello Municipality of the Carabobo State, Venezuela. The beaches selected for the study were Playa El Palito, Playa Waikiki and Playa Blanca, located on the same coastline and possibly impacted by anthropogenic activities. Physicochemical parameters such as pH, moisture retention and content, organic matter, total organic carbon, conductivity, cationic exchange capacity were determined; biological parameters such as microbiological activity, microbial biomass, enzymatic activities, number of total microorganisms and ecophysiological variables. Additionally, the content of total petroleum hydrocarbons and bioavailable heavy metals, specifically Pb, Cu, Cr and Ni, was determined. The determination of heavy metals was carried out by the flame atomic absorption spectrophotometry (EAA) technique. The development of quality indices was carried out following various methodologies: the methodology based on three steps: selection of the minimum set of indicators (CMI), interpretation of the CMI and grouping into an index; methodology based on biological geometric mean; methodology based on comparison of radar chart areas and weighted indicator methodology. The results reflected that the physicochemical parameters are those that showed the least variability; while the microbiological and biochemical ones showed greater variability. The proposed methodology for calculating the index of sandy beach soils is that of weighted indicators, which classified them as class 3 moderate quality. Finally, it is concluded that the proposed indices constitute environmental management tools for monitoring sandy beach soils.

Keywords: environmental quality indices, sandy soils, anthropogenic activities

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN

CAPÍTULO I. INTRODUCCIÓN

I 1. Introducción

El suelo puede ser definido como un sistema dinámico multifuncional, resultado de las interacciones de factores bióticos y abióticos sobre un material parental con la capacidad de ofertar bienes y servicios (Trujillo et al., 2018). En función de esto, el suelo se considera una parte fundamental de los ecosistemas terrestres, que influye en los equilibrios dinámicos condicionando su desarrollo, por lo que es uno de los recursos más susceptibles a la degradación (Paredes, 2017). Es calificado como un sistema complejo que conecta la atmósfera, litosfera, hidrosfera y biosfera, y es crucial para la sustentabilidad mediante el soporte de importantes servicios ecosistémicos (Lehmann et al., 2020).

Dentro de las funciones del suelo podemos mencionar la capacidad de filtrar, desactivar y retener compuestos tóxicos que afecten las cadenas tróficas; así como también, interviene en la regulación climática a través del ciclo hidrológico y su capacidad para absorber y emitir calor. De manera indirecta, se obtienen insumos para la producción de biomasa vegetal para consumo humano y animal y la producción de combustibles y textiles. En el suelo también se encuentran organismos utilizados en procesos biotecnológicos, en el control de patógenos o en la promoción del crecimiento vegetal. Además, provee de materiales de construcción y soporte para edificaciones y estructuras que contribuyen al desarrollo socioeconómico de la población.

Los suelos tienen diversos niveles de calidad, definidos por rasgos naturales inherentes a su formación y a cambios dinámicos inducidos por el manejo al que son sometidos (Rachman, 2019). Sin embargo, no solo estos aspectos inciden en la calidad, sino también las actividades antropogénicas como las industriales, recreativas, turísticas, entre otras, que alteran los equilibrios de los ecosistemas terrestres.

Un suelo de elevada calidad debe contar con las condiciones que permitan mantener alta productividad biológica, calidad ambiental y promover la salud de plantas

y animales. La calidad de este recurso 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 (Ferrerías et al., 2015).

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).

En tal sentido, los suelos arenosos constituyen uno de los grupos que menos atención ha recibido en iniciativas de gestión ambiental, posiblemente porque su uso frecuentemente se asocia con actividades de ocio y recreación. No obstante, los suelos de playas arenosas, 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.

Las playas arenosas alojan comunidades microscópicas y macroscópicas, interactuando en una red trófica que intercambia materiales con el mar abierto y la tierra. En ellas, la arena tiene la capacidad de filtrar grandes volúmenes de agua de mar o fluviales, facilitando la descomposición y la remineralización de la materia orgánica.

Estos ecosistemas altamente productivos, se encuentran amenazados por ser zonas favorables para el desarrollo de las actividades humanas, lo que aumenta los posibles daños antropogénicos y naturales. Adicionalmente a las actividades recreativas, el auge de los desarrollos urbanísticos e industriales, ha contribuido a la degradación de estas áreas, mediante la descarga y disposición inadecuada de residuos orgánicos e inorgánicos, considerados peligrosos para los organismos que hacen vida en la arena y zona intermareal.

En nuestro país se encuentran diversas zonas portuarias a través de las cuales se realizan actividades como los servicios de combustible, varadero, astillero, entre otros que introducen al medio, residuos potencialmente contaminantes que se acumulan en los sedimentos. Los hidrocarburos y metales pesados son parte fundamental de estos residuos y dependiendo de las condiciones hidrodinámicas de las playas arenosas, este tipo de contaminantes puede tener un gran impacto en los organismos acuáticos, ya que tienden a bioacumularse a través de las cadenas tróficas, propiciando la disminución de la biomasa microbiana en el suelo, y condiciones de estrés en los microorganismos que implica un gasto energético adicional que conlleva a la disminución del sustrato disponible, afectando las funciones y estructura del suelo y los ciclos de nutrientes (Zhang et al., 2016).

Por tal motivo, se hace necesaria la evaluación de los procesos de degradación a lo que están siendo sometidos estos ecosistemas, a fin de establecer las relaciones causa-efecto que permitan desarrollar métodos para la restauración, mantenimiento e incremento de la calidad del suelo.

Desde hace varias décadas se ha utilizado el término calidad del suelo, para evaluar el impacto de los diversos usos a los que puede ser sometido este recurso; definida como la capacidad de un tipo específico de suelo para funcionar dentro de los límites de un ecosistema natural o intervenido, con el fin de sostener la productividad animal y vegetal, mantener y aumentar la calidad del agua y aire, y soportar las actividades antropogénicas (Gutiérrez et al., 2017).

La multifuncionalidad del suelo se evidencia cuando este concepto es definido desde una perspectiva ambiental, como la capacidad del suelo para promover el crecimiento de plantas, proteger cuencas por regulación de la infiltración y partición de

la precipitación y prevenir la contaminación de agua y aire por amortiguamiento de contaminantes potenciales como agroquímicos, residuos orgánicos y químicos industriales (Bünemann et al., 2018).

Para hacer operativo este concepto es preciso contar con indicadores que puedan servir para evaluar la condición del suelo, generalmente agrupados a través de índices de calidad ambiental. El primer paso en la construcción de índices para zonas costeras es la adopción del concepto de calidad ambiental y su vínculo con el bienestar social o calidad de vida. Estos instrumentos de análisis permiten cuantificar las afectaciones que se presenten en un determinado ecosistema, apoyando la gestión sostenible de estas áreas y la creación de normativas ambientales.

Actualmente se aplican diversas metodologías para tratar de evaluar la calidad del suelo; sin embargo, este constructo no puede ser directamente medido, por lo que su evaluación se realiza a través de las propiedades físicas, químicas y biológicas agrupadas según el manejo del suelo, entre otros aspectos, en expresiones conocidas como índices de calidad. Esto es de particular interés para los objetivos del Desarrollo Sostenible que la comunidad internacional se ha comprometido a alcanzar y que sólo es posible, si los recursos naturales, como el suelo, son gestionados de forma sostenible (FAO, 2015).

La gestión y control ambiental de los suelos arenosos es de gran relevancia debido a la importancia de este recurso desde el punto de vista ambiental, económico y social. El suelo ofrece diversos servicios ambientales, específicamente de soporte, de regulación y de provisión. Provee una gran variedad de microambientes para los microorganismos en el reciclaje de materia orgánica y continuidad de los ciclos biogeoquímicos; además de ser el sustrato donde las bacterias fijan el nitrógeno atmosférico y es el principal reservorio de carbono de los ecosistemas terrestres (FAO, 2004).

Tomando en cuenta lo expuesto, nuestro país, aunque cuenta con una amplia gama de instrumentos legales para la protección del ambiente, el recurso suelo no se contempla con especificidad (LOA, 2006; Ley penal del Ambiente, 1992; Ley Forestal de Suelos y Agua, 1966). Dentro de estas normativas, no se establecen variables, parámetros o lineamientos para evaluar la calidad de los suelos que son sometidos a

intervenciones de tipo antropogénica. Esto impide llevar a cabo una gestión ambiental sostenible que garantice la preservación de los recursos de las generaciones futuras, tal como lo establece la Constitución de nuestro país (CRBV, 1999).

En el caso específico del Municipio Puerto Cabello, en el Estado Carabobo, se encuentran industrias como la Refinería “El Palito” y otras, cercanas a playas arenosas, las cuales impactan de manera negativa, tanto el ecosistema marino como el terrestre, producto de las actividades propias de cada una, entre las que se encuentran la descarga de residuos industriales compuestos de sustancias orgánicas y especies inorgánicas como los metales pesados.

Por todo lo antes expuesto, es de gran importancia el estudio de los métodos para medir 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, evaluando 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.

I.2. Objetivos

I.2.1. Objetivo General

Proponer un índice de calidad para suelos de playas arenosas del Municipio Puerto Cabello Estado Carabobo, Venezuela.

I.2.2 Objetivos Específicos

1. Determinar los parámetros físicos y químicos en suelos arenosos de las playas El Palito, Waikiki y Playa Blanca del municipio Puerto Cabello, Estado Carabobo.
2. Evaluar los parámetros biológicos y bioquímicos en suelos de las playas arenosas seleccionadas.
3. Analizar la variabilidad del contenido de metales biodisponibles en los suelos seleccionados.
4. Formular un índice de calidad para los suelos arenosos de zonas costeras.

I.3. Marco Teórico

I.3.1. Morfodinamismo de playas arenosas

Los ecosistemas costeros incluyen ecosistemas terrestres (sistemas de dunas), áreas donde el agua dulce y el agua de mar se mezclan (estuarios), y las áreas costeras cercanas al litoral. En general la zona costera es aquella que abarca desde menos de 200 m de profundidad en el mar, hasta 100 km tierra adentro, o 50 m de elevación (lo que esté más cerca del mar). Este espacio está integrado por tres elementos: la línea de costa, el espacio hacia el mar y el espacio hacia tierra (Lara, 2008). Las franjas intermareal y de dunas costeras se posicionan en la parte central de esta triada, es decir la línea de costa y constituyen un punto central para el desarrollo de los estudios ambientales de sistemas costeros.

En este orden de ideas, una playa es la acumulación de los sedimentos depositados por las olas entre la profundidad máxima en la cual estas pueden transportar material sedimentario hacia tierra (base de la ola), y el límite hacia tierra de la acción subaérea de la ola y el transporte de los sedimentos (límite de *sawsh*) (Short, 1999). La formación de la playa obedece a la acumulación de sedimentos en mayor proporción que aquel que se retira de la costa, y donde la forma de la costa ha permitido la estabilización de dicha acumulación y la predominancia de los eventos acrecionales sobre los erosivos en el tiempo (Araujo, 2017). Las playas arenosas son zonas de transición mar – tierra comprendidas entre el límite más bajo de las mareas y las dunas. El espacio que está entre estas zonas, se denomina berma (popularmente conocida como playa). En esta zona, se generan las condiciones adecuadas que permiten la existencia de especies marino- terrestres (González, 2019).

En lo que respecta a su configuración geomorfológica, las playas tienen varias secciones diferenciadas por las geoformas, los agentes modeladores y la dinámica. Desde mar hacia tierra, se identifican cuatro zonas principales: la *zona de asomeramiento*, donde la energía del oleaje es capaz de arrastrar sedimentos y moverlos hacia la costa; la *zona de rotura del oleaje*, que transcurre entre el punto de ruptura de la ola en toda la zona de rompiente hasta el punto en el que la ola colapsa en la cara inferior de la playa y se convierte en resaca; la *zona de la resaca*, que se

extiende desde el punto de colapso de la ola hasta el límite de la playa seca o pie de la duna costera; y la *zona de duna costera*, tal como se refleja en la Figura N°1 (Peña, 2015).

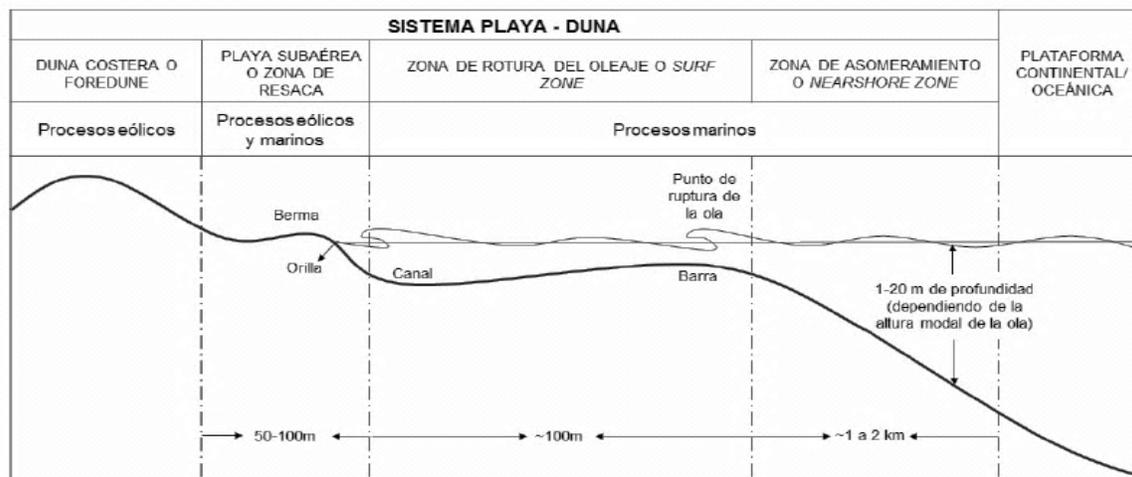


Figura 1.

Perfil de playa arenosa expuesta a una elevada energía del oleaje.

Fuente: Peña, 2015

Las diferentes secciones de las playas varían en función de su estado modal, disipativo, reflectivo e intermedio, lo que condiciona la dinámica general de las playas. Las *playas disipativas* se caracterizan por ser anchas, estar compuestas por sedimentos finos (arenas finas o intermedias) y por tener un perfil suave que permite que la energía del oleaje se disipe a su llegada a la playa. Las *playas reflectivas* son estrechas, compuestas principalmente por sedimentos gruesos (arenas gruesas y gravas) y con perfiles pronunciados. Las *playas con estados modales intermedios* tienen particularidades mixtas entre las playas de tipo disipativo y reflectivo (Short, 1999). La exposición de la playa al oleaje determina su estructura y funcionamiento, ya que explica los patrones en la diversidad y abundancia de la macrofauna que habita en estos ecosistemas. Según su grado de exposición al oleaje, basado en las características resultantes de las fuerzas hidrodinámicas ejercidas sobre el intermareal, las playas se clasifican en: muy protegidas, protegidas, expuestas y muy expuestas, tal como se refleja en la Tabla N°1 (Araujo, 2017).

Tabla 1.*Clasificación de playas arenosas según su exposición al oleaje.*

Tipo de playa	Descripción
Muy protegida	No hay olas y existen muchos animales cavadores
Protegida	Poca acción de las olas y algunos animales cavadores
Expuesta	Oleaje moderado a fuerte y ausencia de animales cavadores
Muy expuesta	Fuerte acción del oleaje, ausencia de cavadores y presencia de especies móviles

Fuente: Araujo, 2017.

I.3.2. Servicios ecosistémicos de los sistemas playa- duna**Tabla 2.***Servicios ecosistémicos de los sistemas playa-duna.*

Servicios ecosistémicos	Procesos y funciones	Elementos que influyen en la producción de servicios ecosistémicos
Protección de la costa	Atenúa y/o disipa el oleaje y reduce las inundaciones	Altura y período del oleaje, pendiente de las playas, rango mareal, altura de las dunas, tipo y densidad de vegetación y suministro de arena
Materia prima	Proporciona arena minerales	El área de la playa (emergida y sumergida) y las dunas costeras
Control de la erosión	Proporciona sedimento. La vegetación existente permite su estabilización y retiene el suelo	Aumento del nivel del mar, mareas, clima, geomorfología costera, especies vegetales
Captación y purificación del agua	Filtración del agua a través de la arena	Superficie y altura de dunas, arena y suministro de agua
Mantenimiento de la vida salvaje	Productividad biológica y diversidad, hábitats para animales salvajes y especies vegetales	Superficie de dunas y playas, oferta de nutrientes y agua, fauna, biomasa y vegetación
Absorción de carbono	Generación de productividad biológica y actividad biogeoquímica	Tipo y densidad vegetal, deposición de sedimentos aluviales, geomorfología costera
Turismo, recreación, educación e investigación	Proporciona un paisaje estético único y hábitat adecuado para la diversidad de flora y fauna	Dunas y playas, suministro de arena, altura de la ola, tamaño de grano, calidad del hábitat, especies de fauna silvestre, densidad y diversidad de conchas y rocas

Fuente: Peña, 2015.

Según Peña (2015), los servicios y funciones de las playas y las dunas costeras son variados, tales como: 1) comportamiento como barreras de protección ante episodios de temporales que con frecuencia, producen un aumento de la energía con la que incide el oleaje; 2) proporcionan una reserva de arena localizada en las dunas costeras que actúan como dosificadores de arena en la alimentación del sistema de dunas interior, y como barreras protectoras ante la acción del oleaje y la subida del

nivel del mar; 3) las barras sumergidas o emergidas en la playa actúan como rompeolas naturales, reduciendo la intensidad erosiva en las playas; 4) en las dunas litorales suele producirse la recarga de agua subterránea procedente de niveles freáticos cercanos a la superficie. Este proceso contribuye a la retención de agua dulce, impidiendo la intrusión de agua marina; 5) las dunas costeras albergan comunidades vegetales con una diversidad significativa, no sólo vegetal sino también faunística. Esta vegetación absorbe el carbono atmosférico, especialmente en zonas interdunares húmedas o encharcadas, con mayor presencia y diversidad de vegetación. Estos servicios ecosistémicos son resumidos en la Tabla N°2.

I.3.3. Importancia ecológica de las playas arenosas

La ecología de playas arenosas está relacionada con las condiciones morfodinámicas del lugar; oleaje, mareas y sedimentos (Short y Jackson, 2013). En el caso del oleaje, este tiene influencia en el transporte del sedimento y en los gradientes químico y biológico y en el intercambio de nutrientes en el ecosistema. En playas naturales lo común es la dominancia de especies que se han especializado para sobrevivir en un hábitat arenoso estresante, debido tanto al embate de las olas como a la desecación durante los tiempos de ausencia de agua y oxígeno cuando baja la marea (Granados *et al.*, 2016). La zona intermareal está sometida a las variaciones del nivel de marea y la acción del oleaje y los organismos que habitan en ella tienen adaptaciones morfológicas y fisiológicas o bien comportamientos que les permiten vivir en un ambiente sometido a extremos de temperatura, salinidad y desecación. En esta zona existe una zonación marcada dependiendo del resultado de la acción mareal sobre los diferentes tipos de organismos que allí habitan y su tolerancia a soportar condiciones extremas.

En el caso de la zona intermareal, el factor físico más importante que condiciona la distribución de los organismos es el ciclo de mareas. Esto provoca que al menos dos veces al día los organismos que habitan en esta región queden expuestos al sol, viento y a la desecación. Esto produce además un desplazamiento de los depredadores desde los niveles más bajos del intermareal hacia las zonas altas de la playa. En tal sentido, los organismos de playas de arenas deben estar adaptados a un sustrato que

está en constante movimiento y que sufre el efecto de remoción y sedimentación, provocado por la exposición al viento y al oleaje.

En general, es posible distinguir tres zonas: la zona alta, comienza a partir del límite terrestre, y se caracteriza por la presencia de crustáceos de hábitos nocturnos, los que durante el día viven enterrados, por ejemplo, la jaiba o cangrejo fantasma (*Ocypode gaudichaudii*). En la zona intermedia se ubica con frecuencia la “pulga saltarina” (*Orchestoidea tuberculata*), que migra verticalmente con mucha facilidad siguiendo los niveles de la marea. En la zona baja de la playa, que abarca desde la arena húmeda hacia el mar, se pueden encontrar, varias especies de poliquetos y nemertinos. Al mismo nivel y hacia el mar destacan varias especies de jaibas y bivalvos como la macha (*Mesodesma donacium*), y algunas especies de almejas (González, 2019).

Con respecto a los sedimentos, las playas y las dunas costeras se caracterizan por ser ambientes aparentemente pobres en materia orgánica si se comparan con otros ecosistemas; sin embargo, los restos orgánicos y la vida adaptada no sólo existen, sino que tienen una gran importancia desde el punto de vista de la biodiversidad. La presencia de algas calcáreas, foraminíferos, moluscos, crustáceos y equinodermos en el entorno de las playas es una fuente importante de sedimentos ya que al morir estos organismos, sus residuos pasan a formar parte de la arena. Estos sedimentos enriquecen de materia orgánica las playas, y favorecen la colonización por otras especies (Peña, 2015).

En las playas con estados reflectivos, formadas por arena gruesa, la existencia de materia orgánica es menor, debido a la presencia de oleaje de mayor energía y mayor pendiente de la playa, así como a la mayor profundidad a la que se encuentra el nivel freático, lo que dificulta el establecimiento de especies vegetales en la playa alta. Las playas con estados modales disipativos, caracterizadas por tener escasa pendiente y estar formadas generalmente de arena fina, son las que pueden albergar mayor número de especies.

En estos sistemas, el tamaño de grano que compone los sedimentos es de particular importancia para el desarrollo de la infauna y la microbiota. En las playas, las partículas son atrapadas en las capas más superficiales y ahí se desarrolla una

comunidad de bacterias y protozoos. Por debajo de las capas superficiales, la flora bacteriana se adhiere a los granos de arena removiendo una porción del carbono orgánico disuelto y sustentando la meiofauna que consiste principalmente en nematodos y copépodos.

El tamaño de las partículas de sedimento ejerce marcados efectos biológicos a través del movimiento y retención de agua, contenido de materia orgánica, densidad de granos y la facilidad con que estos pueden ser removidos. La arena fina, por ejemplo, tiene una mayor capacidad de absorción de agua que la arena gruesa. Esto es de vital importancia para los organismos que viven en la zona intermareal, donde la retención de agua es lo que les permite resistir hasta el siguiente período de marea. Así, en playas de granos más gruesos (playas más expuestas) podemos encontrar un menor número de organismos que en playas de sedimentos más finos.

Los microorganismos juegan un papel importante en la producción primaria y en la remineralización de nutrientes de la zona intermareal y muchos de los procesos biológicos y geoquímicos en esta zona se desarrollan a nivel de biopelículas. Éstas se constituyen como un microambiente protector para los microorganismos ya que las secreciones poliméricas extracelulares permiten que haya una adherencia de partículas de sedimento y detritus, los cuales sirven de anclaje a las células y además brindan protección contra los extremos de temperatura, salinidad, irradiación y desecación.

Las biopelículas también sirven como una matriz para concentrar iones y moléculas orgánicas, o para almacenar compuestos y moléculas secretados por los microorganismos, los cuales varían enormemente en sus propiedades físicas y químicas y tienen un amplio rango de funciones biológicas y ecológicas en las poblaciones y comunidades de la zona intermareal. Adicionalmente, metales pesados y contaminantes pueden ser absorbidos por éstas actuando como un vehículo para la entrada de estos a las cadenas tróficas (Puyana 2007).

I.3.4. Bases Legales

I.3.4.1. Constitución de la República Bolivariana de Venezuela (1999):

Esta normativa establece en su Título III, Capítulo IX, Art. 127; de los Derechos Ambientales:

“Es un derecho y un deber de cada generación proteger y mantener el ambiente en beneficio de sí misma y del mundo futuro. Toda persona tiene derecho individual y colectivamente a disfrutar de una vida y de un ambiente seguro, sano y ecológicamente equilibrado. El Estado protegerá el ambiente, la diversidad biológica, los recursos genéticos, los procesos ecológicos, los parques nacionales y monumentos naturales y demás áreas de especial importancia ecológica. El genoma de los seres vivos no podrá ser patentado, y la ley que se refiera a los principios bioéticos regulará la materia. Es una obligación fundamental del Estado, con la activa participación de la sociedad, garantizar que la población se desenvuelva en un ambiente libre de contaminación, en donde el aire, el agua, los suelos, las costas, el clima, la capa de ozono, las especies vivas, sean especialmente protegidos, de conformidad con la ley”.

I.3.4.2. Ley Orgánica del Ambiente (2006):

Esta ley tiene por objeto establecer las disposiciones y los principios para la gestión del ambiente, basados en el desarrollo sustentable como derecho y deber fundamental del Estado y de la sociedad, contribuyendo al bienestar de la población. También establece las garantías y derechos a un ambiente seguro, sano y ecológicamente equilibrado. Con respecto a la calidad ambiental, estipula que la sociedad debe orientar sus acciones para asegurar el bienestar de los seres humanos, así como el mejoramiento de los ecosistemas, promoviendo la conservación de los recursos naturales y los procesos ecológicos.

I.3.4.3. Ley de Zonas Costeras (2001):

En esta ley, en el Artículo 2°, se define la zona costera como la unidad geográfica de ancho variable, conformada por una franja terrestre, el espacio acuático adyacente y sus recursos, en la cual se interrelacionan los diversos ecosistemas, procesos y usos presentes en el espacio continental e insular. Esta zona está constituida por: arrecifes coralinos, praderas de fanerógamas marinas, manglares, estuarios, deltas, lagunas costeras, humedales costeros, salinas, playas, dunas, restingas, acantilados, terrazas marinas, costas rocosas, ensenadas, bahías, golfos, penínsulas, cabos y puntas; terrenos invadidos por el mar, que por cualquier causa

pasen a formar parte de su lecho en forma permanente, y las zonas ganadas al mar por causas naturales o por acción del hombre.

En tal sentido, esta ley establece en su Artículo 7, que la conservación y el aprovechamiento sustentable de las zonas costeras comprende la protección de la diversidad biológica; el control, corrección y mitigación de las causas generadoras de contaminación, provenientes tanto de fuentes terrestres como acuáticas; la vigilancia y control de las actividades capaces de degradar el ambiente y la promoción de la investigación y el uso de tecnologías apropiadas para la conservación y el saneamiento ambiental.

I.4 Referencias

- Angeloni, P. (2003). *Impacto del uso recreativo sobre la fauna macrobentónica de las playas arenosas de la Bahía de la Paz*. Trabajo de grado de Maestría. Disponible en: <https://tesis.ipn.mx/bitstream/handle/123456789/206/Angeloni1.PDF>.
- Araujo, B. (2017). *Importancia de las playas arenosas en el reciclaje de la materia orgánica*. Tesis Doctoral. Universidad de Vigo. España. Disponible en: <https://www.investigobiblioteca.uvigo.es/xmlui/handle/11093/855>
- Asamblea Nacional de la República Bolivariana de Venezuela. (1966). *Ley Forestal de Suelos y Agua*. G.O. 1004.
- Asamblea Nacional de la República Bolivariana de Venezuela. (1992). *Ley Penal del Ambiente*. G.O. 4358.
- Asamblea Nacional de la República Bolivariana de Venezuela. (2006). *Ley Orgánica del Ambiente*. G. O. 5833.
- Bünemann, E.; Bongiorno, G.; Zhanguo, B.; Creamer, R.; De Deyn, G.; de Goede R.; Fleskens, L.; Geissen, V.; Kuyper, T.; Mäder, P.; Pulleman, M.; Sukkel, W.; van Groenigen, J. y Brussaard, L. (2018). *Soil quality – A critical review*. *Soil Biology and Biochemistry*. 120: 105-125. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Ferreras, L.; Toresani, S.; Faggioli, V. y Galrza, C. (2015). *Sensibilidad de indicadores biológicos edáficos en un Argiudol de la Región Pampeana Argentina*. Spanish

- Journal of Soil Science. Vol. 5, N° 3, pp.: 227-242. DOI: <https://doi.org/10.3232/SJSS.2015.V5.N3.04>.
- González, S. (2019). *Explorando el ecosistema marino del norte de Chile. Guía e ecología marina para el mundo escolar*. Coquimbo. Chile. Disponible en: <https://www.explora.cl/coquimbo/wp-content/uploads/sites/6/2019/12/GUIA-DE-ECOLOGIA-MARINA-Comprimido-78-al-154.pdf>
- Granados, A.; Pérez, M. y Castañeda. (2016). *Calidad ambiental de las playas arenosas. El estudio del bentos*. Revista La Ciencia y el Hombre. Vol. XXIX, N° 1, pp. 28-31. Disponible en: <http://cdigital.uv.mx/handle/123456789/48588>
- Gutiérrez, J.; Cardona, W. y Monsalve, O. (2017). *Potencial en el uso de las propiedades químicas como indicadores de calidad de suelo. Una revisión*. Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas. Vol. 11(2): 450-458. DOI: <http://dx.doi.org/10.17584/rcch.2017v11i2.5719>
- Lara, J. (2008). *Los ecosistemas costeros, insulares y epicontinentales*. En: Capital Natural de México. Vol. N° 1: Conocimiento actual de la biodiversidad. CONABIO. México, pp. 109-134. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/312370705_Los_ecosistemas_costeros_insulares_y_epicontinentales
- Lehmann, J.; Bossio, D.; Kögel, I. y Rillig, M. (2020). *Perspectives*. Nature Reviews. Earth & Environment. DOI: <http://doi.org/10.1038/s43017-020-0080-8>.
- Ley de Zonas Costeras. (2001). Gaceta Oficial N° 37.319. República Bolivariana de Venezuela. Disponible en: http://www.derechos.org/ve/wp-content/uploads/ley_costeras.pdf
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, FAO. (2004). *Carbon sequestration in dryland soils. World Soils Resources Reports*. N° 102.
- Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura, FAO. (2015). *Estado Mundial del Recurso Suelo*. Resumen Técnico. Italia. Disponible en: <https://www.fao.org/documents/card/es/c/I5126S/>.
- Paredes, K. (2017). *Fitoestabilización de metales pesados en sedimentos costeros asistida por bacterias rizosféricas*. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla. España. Disponible en: <https://idus.us.es/handle/11441/64416>.
- Peña, C. (2015). *Diseño y aplicación de indicadores de vulnerabilidad y calidad para playas y dunas de canarias: una propuesta metodológica*. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias del Mar. Universidad de Las Palmas de Gran Canaria. España. DOI: <http://dx.doi.org/10.13140/RG.2.2.36619.75045>.

- Puyana, M (2007). *Ecología microbiana en ecosistemas costeros: arrecifes de coral, praderas de pastos marinos, estuarios y la zona litoral*. En: Potencial biotecnológico de microorganismos en ecosistemas naturales y agroecosistemas. Universidad de Colombia, pp 51-80. Disponible en: <https://books.google.co.ve>
- Rachman, L. (2019). *Development of technique to determine soil quality index for assessing soil condition*. Journal of physics: Conference Series, 1375 012046. DOI: <http://doi.org/10.1088/1742-6596/1375/1/012046>.
- República Bolivariana de Venezuela. (1999). *Constitución de la República Bolivariana de Venezuela* [CRBV]. Disponible en: <https://www.asambleanacional.gob.ve/storage/documentos/botones/constitucion-nacional-20191205135853.PDF>.
- Short, A. (1999). *Handbook of beach and shoreface morphodynamics*. John Wiley and Sons. Chichester, Inglaterra. 379 pp.
- Short, A.; Jackson, D. (2013). *Beach Morphodynamics*. En: Shroder, J. (ed.) *Treatise on Geomorphology*. Vol 10, pp. 106-129. San Diego: Academic Press.
- Trujillo, J.; Mahecha, J. y Torres, M. (2018). *El recurso suelo: un análisis de sus funciones, capacidad de uso e indicadores de calidad*. Revista de Investigación Agraria y Ambiental. Vol. 9(2):29-37. DOI: <https://doi.org/10.22490/21456453.2095>
- Zhang, C. Nie, S. Liang, J. Zeng, G. Wu, H. Hua, S. Liu, J. Yuan, Y. Xiao, H. Deng, L. y Xiang, H. (2016). *Effects of heavy metals and soil physicochemical properties on wetland soil microbial biomass and bacterial community structure*. Science of the Total Environment. 557-558: 785-790. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.170>.

CAPÍTULO II. *Determinación de parámetros físicos y químicos en suelos arenosos de las playas El Palito, Waikiki y Playa Blanca del municipio Puerto Cabello, Estado Carabobo.*

CAPITULO II. *Determinación de parámetros físicos y químicos en suelos arenosos de las playas El Palito, Waikiki y Playa Blanca del municipio Puerto Cabello, Estado Carabobo.*

II.1 Introducción

La calidad de un suelo es definida como la capacidad para funcionar dentro de un ecosistema y los límites de uso para sostener la productividad biológica, manteniendo la calidad ambiental y promoviendo la salud de plantas y animales. Esta definición refleja la complejidad y especificidad de sitio de la parte subterránea de ecosistemas terrestres, así como los enlaces entre las funciones del suelo y los servicios ecosistémicos basados en él (Bünemann *et al.*, 2018). 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 (Ferrerías *et al.*, 2015).

Este parámetro no puede medirse directamente, pero se puede estimar a través de la evaluación de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, que son empleadas como indicadores. Un indicador es una variable que resume información relevante, haciendo que un fenómeno o condición de interés se haga perceptible, mediante la cuantificación y comunicación en forma comprensible (Becker, 2017). 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 (Trujillo *et al.*, 2018).

Las propiedades físicas que pueden ser utilizadas como indicadores de la calidad del suelo son aquellas que reflejan la manera en que este recurso acepta, retiene y transmite agua a las plantas, así como las limitaciones que se pueden encontrar en el crecimiento de las raíces, la infiltración o el movimiento del agua dentro del perfil y que además estén relacionadas con el arreglo de las partículas y los poros. La estructura, densidad aparente, estabilidad de agregados, infiltración, profundidad del suelo superficial, capacidad de almacenamiento del agua y conductividad hidráulica saturada,

son algunas de las características físicas del suelo que se han propuesto como indicadores de su calidad (Bravo *et al.*, 2017).

Entre las propiedades químicas propuestas como indicadores, se señalan aquellas que inciden en la relación suelo-planta como: la calidad del agua, la capacidad amortiguadora del suelo y la disponibilidad de nutrientes para las plantas (Navarrete *et al.*, 2011), el contenido de carbono orgánico total y carbono orgánico lábil, el pH, la capacidad de fijación de fosfatos, la conductividad eléctrica, contenido de nitrógeno total y mineralizable y de materia orgánica (Bautista *et al.*, 2004). Tanto las propiedades físicas como químicas, han sido usadas ampliamente para evaluar la calidad de los suelos (Gutiérrez *et al.*, 2017).

Los ecosistemas costeros constituyen uno de los sistemas más complejos y frágiles, pero también uno de los más dinámicos, interdependientes, productivos y diversos del planeta. El ecosistema costero se compone de playas, médanos, marismas, humedales y aguas costeras. Las playas son particularmente importantes para la protección contra tormentas, control de la erosión, turismo y recreación, captación y purificación del agua, mantenimiento de la biodiversidad y provisión de materias primas, entre otras. Las principales presiones sobre estos espacios se derivan de impactos del cambio climático, del incremento de construcciones como defensas o infraestructura turística y de la contaminación por desechos (Merlotto *et al.*, 2019).

En tal sentido, en esta investigación se estudiaron los parámetros físicos y químicos de playas del Municipio Puerto Cabello, Estado Carabobo, para establecer su posible uso como indicadores de calidad de este tipo de suelos. Estas propiedades son consideradas herramientas que contribuyen al desarrollo de prácticas de gestión adecuada de estos ecosistemas.

II.2 Metodología

Para el estudio planteado se seleccionaron las playas: El Palito, por considerarse la Refinería como un posible foco de contaminación puntual, ubicada entre la localidad con el mismo nombre y una entrada al municipio Juan José Mora;

Waikiki, por considerarse a la industria de almacenamiento de sustancias químicas cercana como posible foco de contaminación, ubicada entre las urbanizaciones Cumboto Norte y La Belisa; y playa Blanca, que cuenta con una alta afluencia de visitantes, ubicada frente al Terminal de Pasajeros en el centro de la ciudad. Esta última se utilizó como control debido a que no posee industrias cercanas que se consideren posible fuente de contaminación puntual. La ubicación de estas tres playas se muestra en la Figura 2.

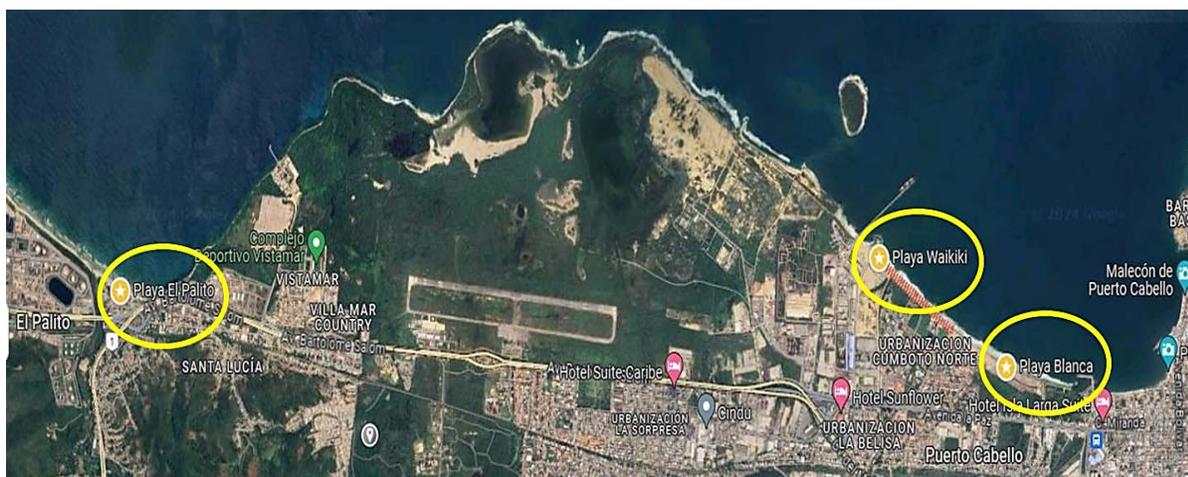


Figura 2.
Ubicación de las playas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo seleccionadas.
Fuente: Google Maps.

Se aplicó un muestreo de identificación, utilizado comúnmente para determinar la existencia de contaminación o los posibles efectos de actividades antrópicas. La técnica empleada fue la correspondiente a muestras superficiales compuestas obtenidas a través del método de partición, debido a que es la más utilizada para evaluar riesgos a la salud humana o para la flora o la fauna, por contacto directo. El tipo de muestreo fue aleatorio estratificado con un patrón de zig zag.

Para la zona supralitoral y para la zona intermareal se tomaron ocho (08) unidades de muestreo entre El Palito y Waikiki, dos (02) en Playa Blanca. De acuerdo a esto, la ubicación geográfica de las unidades de muestreo se refleja en la Tabla 3 y la cantidad de muestras obtenidas por sitio de estudio, se describen en la Tabla 4.

Tabla 3.

Ubicación geográfica de las unidades de muestreo de las playas arenosas seleccionadas.

Unidad de muestreo	Coordenadas	
	Estación lluviosa	Estación seca
SL1	Lat 10,480057 N 10° 28' 48,20412"	Lat 10,480100 N 10° 28' 48,36"
SL2	Long -68,106778 W 68° 6' 24,40188"	Long -68,107373 W 68° 6' 26,29188"
SL3	Lat 10,481915 N 10° 28' 54,894"	Lat 10,482212 N 10° 28' 55,96212"
SL4	Long -68,111495 W 68° 6' 41,382"	Long -68,112018 W 68° 6' 43,26588"
SL5	Lat 10,483362 N 10° 29' 0,10212"	Lat 10,483530 N 10° 29' 0,708"
SL6	Long -68,039805 W 68° 2' 23,29764"	Long -68,039895 W 68° 2' 23,622"
SL7	Lat 10,482413 N 10° 28' 56,68788"	Lat 10,482021 N 10° 28' 55,27668"
SL8	Long -68,038520 W 68° 2' 18,672"	Long -68,037872 W 68° 2' 16,33776"
SL9	Lat 10,473664 N 10° 28' 25,18932"	Lat 10,477441 N 10° 28' 38,78868"
SL10	Long -68,017637 W 68° 1' 3,49464"	Long -68,010303 W 68° 0' 37,09188"
IM1	Lat 10,480179 N 10° 28' 24,8779"	Lat 10,480276 N 10° 28' 48,9918"
IM2	Long -68,106853 W 68° 6' 24,8238"	Long -68,107255 W 68° 6' 26,118"
IM3	Lat 10,482082 N 10° 28' 55,4912"	Lat 10,482207 N 10° 28' 55,94412"
IM4	Long -68,111370 W 68° 6' 40,932"	Long -68,111647 W 68° 6' 41,92812"
IM5	Lat 10,483477 N 10° 29' 0,51612"	Lat 10,483550 N 10° 29' 0,78"
IM6	Long -68,039822 W 68° 2' 23,35812"	Long -68,040028 W 68° 2' 24,10188"
IM7	Lat 10,482387 N 10° 28' 56,59212"	Lat 10,482053 N 10° 28' 55,39188"
IM8	Long -68,038443 W 68° 2' 18,39588"	Long -68,037822 W 68° 2' 16,15812"
IM9	Lat 10,473838 N 10° 28' 25,8178"	Lat 10,473891 N 10° 28' 26,00652"
IM10	Long -68,017490 W 68° 1' 2,964"	Long -68,018205 W 68° 1' 5,53872"

SL= zona supralitoral, IM= zona intermareal.

Tabla 4.

Cantidad de muestras tomadas en cada sitio de estudio del municipio Puerto Cabello

Sitio de estudio	Cantidad de muestras	
	Julio 2019	Marzo 2020
Supralitoral	10	10
Intermareal	10	10
Subtotal	20	20
Total	40	

Las muestras se almacenaron en bolsas plásticas estériles, debidamente identificadas. Se transportaron en cavas hasta su almacenamiento a una temperatura de 4°C aproximadamente, para su posterior análisis. El muestreo se realizó en dos períodos Julio 2019 (estación lluviosa) y Marzo 2020 (estación seca).

Determinación de parámetros físicos

Los parámetros físicos evaluados fueron:

Granulometría, para lo cual se utilizaron tamices de diámetro: 1,19; 0,63; 0,42; 0,18 y 0,149 mm. Se tomaron 100 g de suelo y se hicieron pasar a través de los tamices, calculando posteriormente el porcentaje de suelo retenido en cada uno.

Retención de humedad, realizado mediante el método gravimétrico descrito por Jackson (1970); se pesaron 10 g de cada muestra y se colocaron en embudos con lana de vidrio previamente pesados. Luego, se adicionó agua destilada hasta observar goteo dejando reposar a temperatura ambiente por 6 horas aproximadamente, posteriormente se volvió a pesar hasta obtener peso constante. El porcentaje de retención de humedad se determinó por relación gravimétrica.

Contenido de humedad, realizado mediante método gravimétrico descrito por Jaramillo (2002); se colocó la muestra de suelo en un crisol previamente pesado, se tapó y se pesó el conjunto. Se colocó el crisol con la muestra en la estufa a 105 °C y se dejó por espacio de 24 h. Se retiró el crisol de la estufa, se dejó reposar y se pesó. Se determinó el porcentaje del contenido de humedad por relación gravimétrica.

Textura, determinada a través del método descrito por Bouyoucos (1936); se pesaron 100 g de suelo, cernido por tamiz de 2 mm y seco al aire. Se agregaron 20 mL de dispersante (40 g de pirofosfato de sodio y 10 g de bicarbonato de sodio en 1l de agua destilada) y se agitó durante 10 min. Se transfirió la suspensión a un cilindro graduado de 1000 mL, se lavó el vaso con agua destilada y se completó el volumen del cilindro. Se agitó la suspensión unas 10 veces, vigorosamente, con un émbolo de caucho y se dejó reposar, tomando registro del tiempo a partir del momento en que se retiró el émbolo. A los 40s de reposo se hizo la primera lectura del hidrómetro, tomando la temperatura. Con esta lectura se calculó el contenido de arena (%A). Al terminar la lectura de los 40 s, se retiró el hidrómetro y se dejó en reposo la suspensión hasta completar las 2 h. Al cabo de este tiempo, se introdujo nuevamente el hidrómetro y se hizo otra lectura; tomando nuevamente la temperatura. Con esta lectura se calculó el contenido de arcilla (%Ar). El contenido de limo se determinó por diferencia. Los

porcentajes obtenidos se llevaron al triángulo textural y se definió la clase textural correspondiente a la muestra tratada.

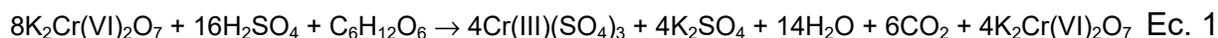
Determinación de parámetros químicos

Los parámetros químicos determinados fueron:

pH y conductividad eléctrica, determinados en un extracto acuoso en proporción 1:2 (m/v) utilizando 5 g de suelo y 10 mL de agua destilada.

Materia orgánica, determinada por el método de pérdidas por ignición descrito por Cargua *et al.*, (2017); después de realizar el procedimiento para la determinación del contenido de humedad, una vez sacados los crisoles de la estufa, se dejaron enfriar en un desecador para posteriormente ser pesados hasta obtener peso constante. Luego los crisoles se acondicionaron y se llevaron a la mufla a 430 °C durante 15 min. Se calculó la diferencia de peso entre las medidas antes y después de la calcinación, dicha diferencia de peso equivale al contenido de materia orgánica.

Carbono orgánico total, empleando el método de Walkey y Black modificado (Walinga *et al.*, 1992). La reacción química que describe el método se presenta a continuación:



Se pesaron de 0,1 a 0,5 g de suelo secado al aire. Adicionaron 2 mL de $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ 2N y 4 mL de H_2SO_4 concentrado. Se taparon los frascos y dejaron reposar por 24 h. Se centrifugó a 3000 rpm por 10 minutos. Luego se transfirió a un balón aforado de 25 mL. Se determinó la absorbancia de la solución sobrenadante en un espectrofotómetro UV visible a una longitud de onda de 600 nm. Se preparó una curva de calibración con patrones de sacarosa anhidra de 0; 0,1; 0,2; 0,3 y 0,4 mg de C/mL de solución, los cuales se sometieron al mismo proceso de las muestras tomando 1mL de cada solución, para medirlos a la misma longitud de onda. Mediante la curva de calibración se determinó el contenido de C orgánico total (%COT) en el suelo.

Capacidad de intercambio catiónico (CIC), según el método descrito por Jaramillo, (2002): se pesaron 5 g de suelo seco al aire y tamizado a 2 mm. Se colocaron en una fiola de 100 mL, se le agregaron 25 mL de NH_4Ac 1 N a pH 7 y se agitó 30 min el

conjunto. Se filtró haciendo pequeños lavados con la solución de acetato de amonio. Se lavó el exceso de amonio con 50 mL de alcohol etílico, en porciones de 10 mL. Los filtrados de esta etapa se descartaron. Se lavó nuevamente el suelo con cinco porciones de 10 mL de NaCl al 10% y se recogió el filtrado. Se le agregaron 10 mL de formol al 40% y unas gotas de fenolftaleína. Se preparó un blanco con agua destilada, NaCl y formol. Se titularon el filtrado y el blanco con NaOH 0,1N.

Hidrocarburos totales de petróleo (HTP's): la técnica para la extracción de los hidrocarburos del petróleo del suelo se basó en el reportado por (Arce *et al.*, 2004) en cuanto a la velocidad de agitación y volúmenes de solvente. Para la cuantificación de los HTP se empleó el método gravimétrico US EPA 821-B94-004, (1995). Se pesaron 5 g de suelo seco en tubos para centrifuga de 15 mL y se adicionó 3 g de Na₂SO₄ anhidro, se mezcló con agitación hasta homogeneizar. El sulfato de sodio anhidro se debe secar previamente en el horno por 4 horas a 120°C. Se adicionaron 5 mL de hexano y se volvió a agitar durante 45 segundos, de tal manera que se haya incorporado bien el solvente con el suelo. Se centrifugó la muestra a 6000 rpm durante 10 minutos. Se retiró el sobrenadante y colocó en un vial. Se lavaron los suelos dos ocasiones más con hexano, y aplicando centrifugación a la muestras a 6000 rpm durante 10 minutos hasta obtener aproximadamente 15 mL de sobrenadante (extracto orgánico). Se colocaron los extractos orgánicos obtenidos en una estufa a 120 °C durante 4 horas. Se colocaron en un desecador y se pesaron los recipientes. Se procedió a la evaporación total del solvente (hexano). Se pesó nuevamente el matraz con el extracto libre de solvente. La diferencia en peso corresponde al contenido total de HTPs.

El análisis estadístico de los datos se realizó a través del programa PAST 3.24. Se evaluó la normalidad de los datos a través de gráficos de distribución normal y de las pruebas: Shapiro-Wilk, Anderson-Darling, Lilliefors y Jarque-Bera. Un análisis de correlaciones se empleó para establecer las relaciones y dependencias entre los parámetros evaluados.

II.3 Discusión de resultados

Los resultados evidenciaron que los parámetros fisicoquímicos que provienen de una distribución normal para la estación lluviosa son el pH y el COT. El contenido de arena, arcilla, limo, materia orgánica y humedad, así como también, la conductividad, retención de humedad, la capacidad de intercambio catiónico y el contenido de hidrocarburos totales de petróleo, no provienen de una distribución normal. Para el caso de la estación seca, los parámetros que cumplen con los criterios seleccionados para evaluar la normalidad, son el carbono orgánico total (COT) y CIC. Los parámetros físicos y químicos determinados en las unidades de muestreo evaluadas, en estación lluviosa y seca, se reflejan en las Tablas 21 y 22 (Anexo 1).

Características texturales:

La variación textural en cada estación, se muestra en las figuras 3 y 4; donde se evidencia a lo largo de todas las zonas una ligera tendencia a disminuir el tamaño de grano desde la playa (zona seca) hacia la zona intermareal, tal como lo describe Bunicontro *et al.* (2017).

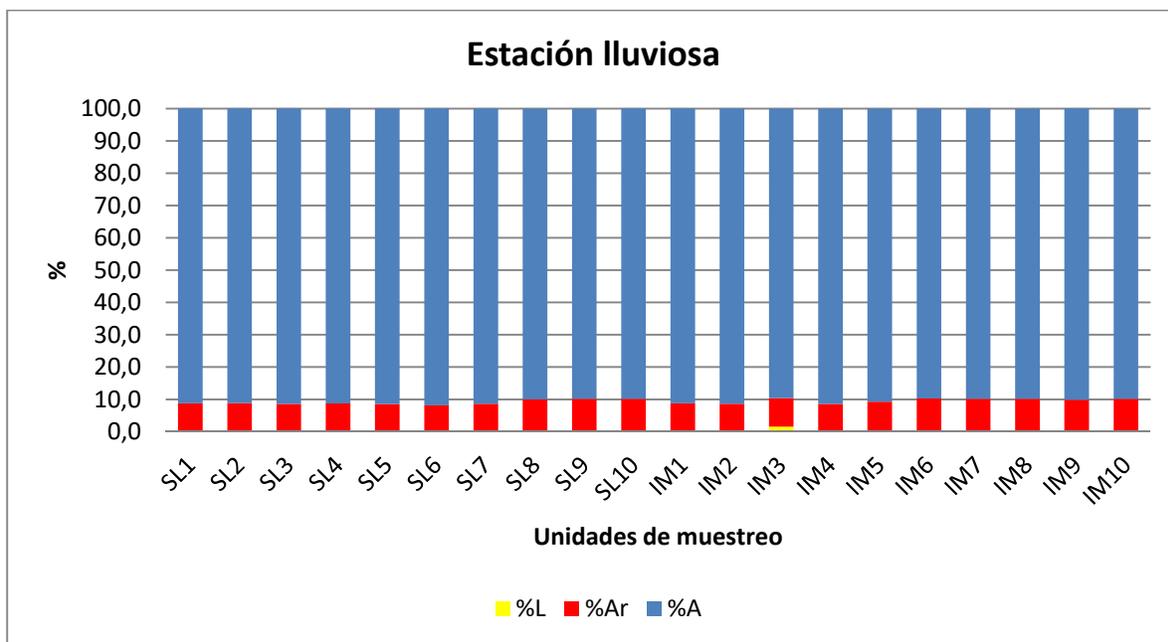


Figura 3.

Variación textural de las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en la estación lluviosa, Julio 2019.

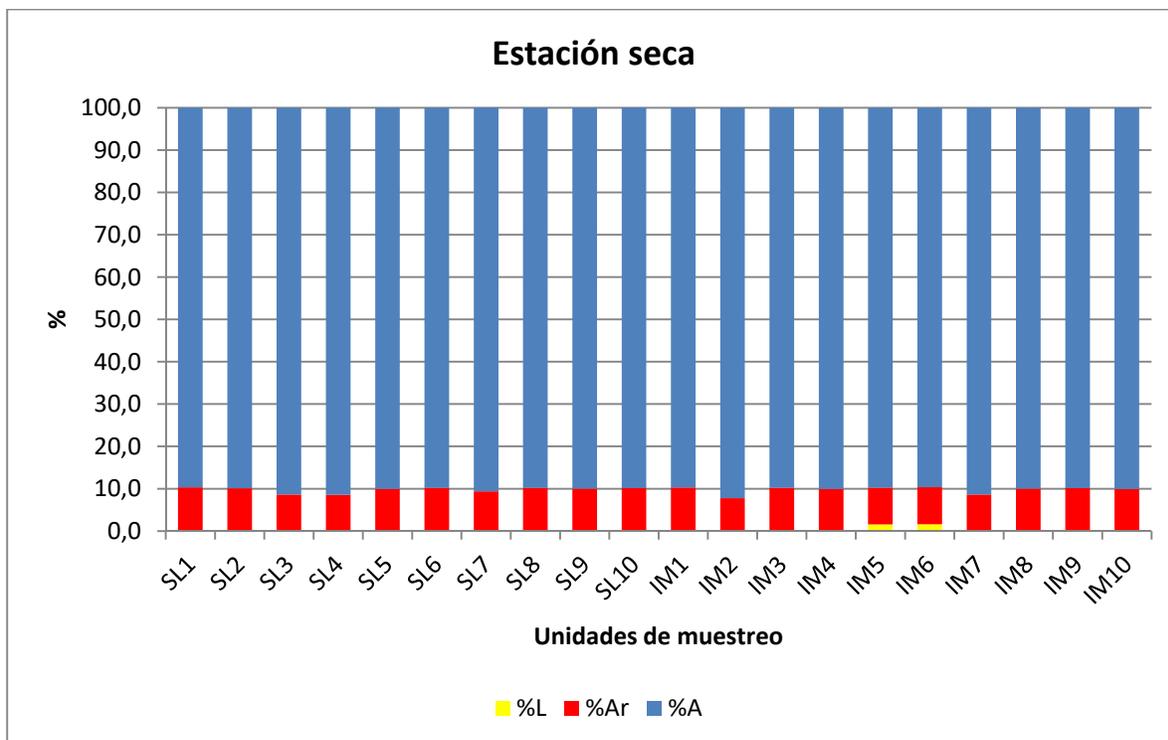


Figura 4.

Variación textural de las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en la estación seca, Marzo 2020.

Esta diversificación en los tamaños de partícula influye en gran medida en las propiedades fisicoquímicas de estos suelos, como aireación, movimiento del agua, retención de humedad, retención y liberación de iones, disponibilidad de nutrientes y productividad. Tomando en cuenta el diagrama de clases texturales del suelo (ver Fig. 5.), se establece que los suelos estudiados tienen textura arenosa y en algunos casos arenosa franca. De acuerdo a estos resultados el suelo se clasifica como Arenosol (FAO, 2009). En la estación lluviosa el contenido de arena varió desde 89,6 a 91,9%; el de arcilla varió de 8,1 a 10,3% y el de limo de 0 a 1,6%. En la estación seca, el contenido de arena varió de 89,6 a 92,3%; el de arcilla de 7,8 a 10,3% y el de limo de 0 a 1,6%.

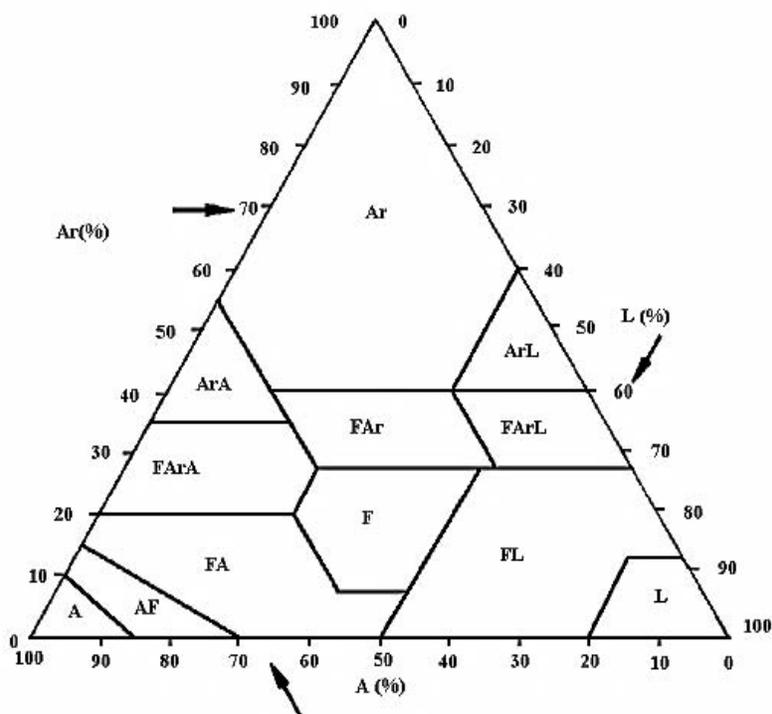


Figura 5.

Diagrama de clases texturales del suelo.

Fuente: Jaramillo, 2000

A= arena, **Ar**= arcilla, **L**= Limo, **AF**= arenosa franca, **FA**= franco arenosa, **F**= franca, **FL**=franco limosa, **FArA**= franco arcillo arenosa, **FAr**= franco arcillosa, **FArL**=franco arcillo limosa, **ArA**= arcillo arenosa, **ArL**= arcillo limosa.

Con respecto a la granulometría característica de cada unidad de muestreo (Figuras 6 y 7), en la estación lluviosa, se observa que en las zonas intermareales el mayor porcentaje corresponde a arena fina, muy fina y media, lo que es característico de sedimentos; mientras que en las zonas supralitorales, la distribución granular es distintiva de cada playa, variando entre arena fina, gruesa, media y en algunos casos como Playa Waikiki, muy gruesa. En el caso de la estación climática seca, se observan pequeñas variaciones con respecto a los resultados obtenidos en la estación climática lluviosa, lo cual puede asociarse a las variaciones en las condiciones hidrodinámicas.

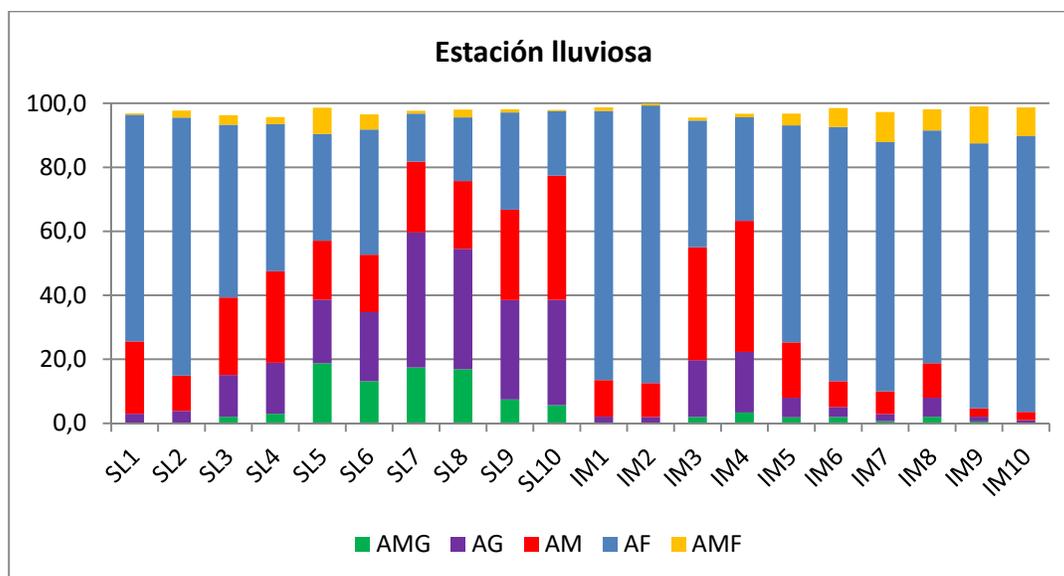


Figura 6.

Distribución granulométrica de las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en la estación lluviosa, Julio 2019.

AMG=arena muy gruesa, **AG**=arena gruesa, **AM**=arena media, **AF**=arena fina y **AMF**=arena muy fina

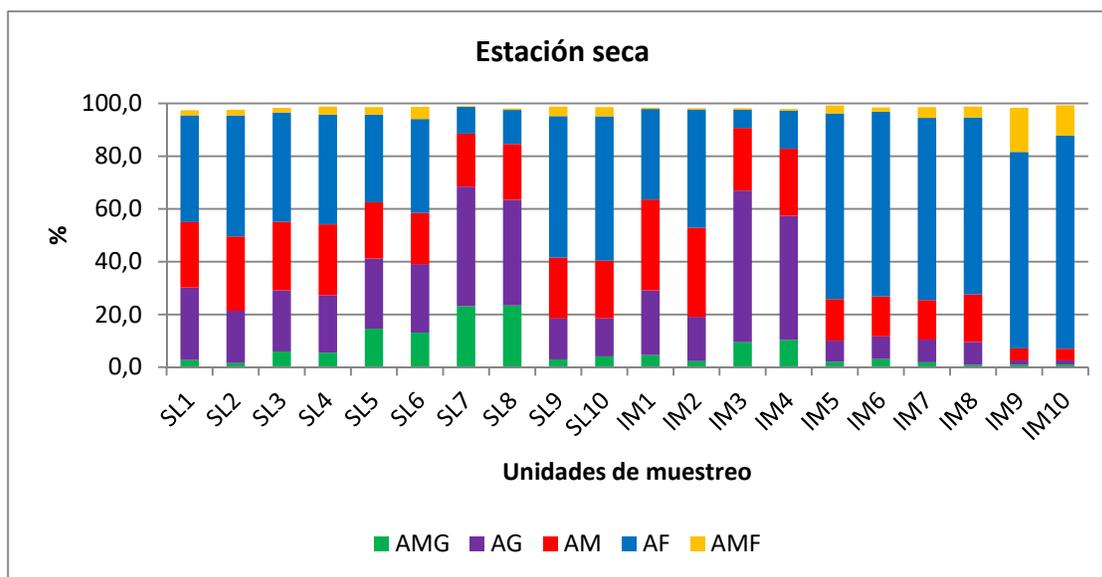


Figura 7.

Distribución granulométrica de las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en la estación seca, Marzo 2020.

AMG=arena muy gruesa, **AG**=arena gruesa, **AM**=arena media, **AF**=arena fina y **AMF**=arena muy fina

pH: éste varía en un rango entre 7,6 y 9,1, en la estación climática lluviosa; mientras que en la estación climática seca, varió en un rango entre 7,7 y 8,2 (Figura 8). Estos valores permiten una clasificación de suelos, desde ligeramente alcalinos, hasta

fuertemente alcalinos. Este comportamiento puede asociarse a que estos suelos son sedimentos acumulados provenientes de áreas marinas y por efecto de la evaporación de las aguas quedan enriquecidos en sales.

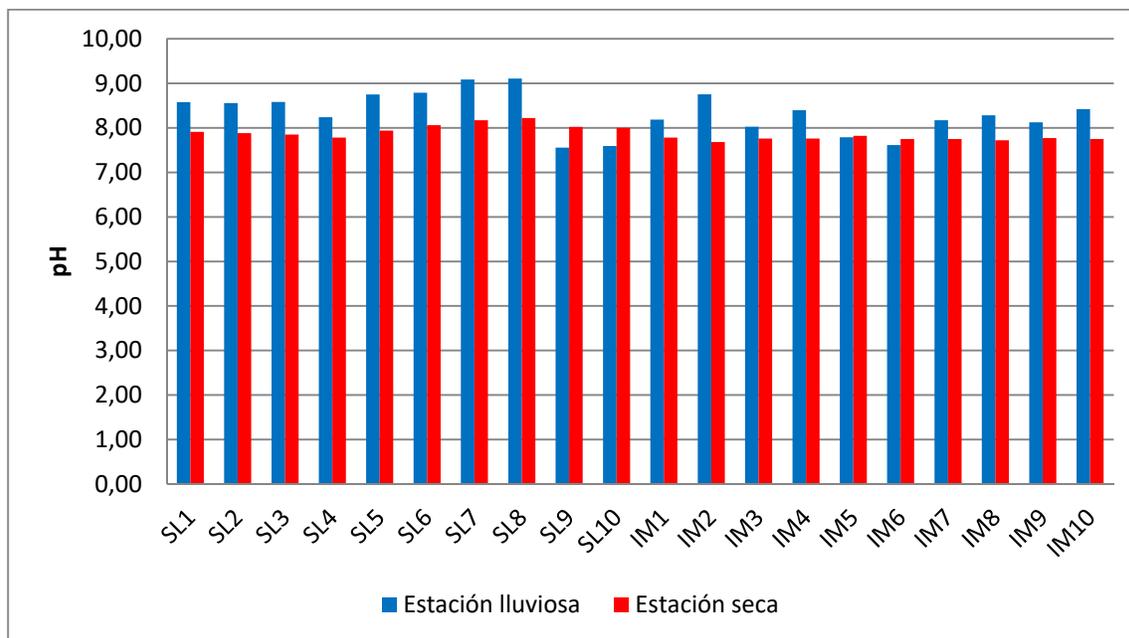


Figura 8.

Comparación de las variaciones de pH en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.

En la figura 8 se comparan los valores de pH obtenidos en los dos muestreos realizados, reflejándose una tendencia a ser mayor en la estación lluviosa. Esto está relacionado con el efecto de dilución en los suelos. Al aumentar la relación suelo: agua o suelo: solución, se eleva el pH, debido al incremento de la concentración de iones divalentes en la capa adyacente al complejo de cambio. En el caso del pH, en diversos estudios de campo, se ha observado la variación estacional del pH, asociada a los cambios en el régimen de precipitaciones, a las variaciones de la salinidad de la solución del suelo y en las modificaciones de la actividad biológica de éste. La combinación de estos factores conlleva a un pH reducido en estación seca y mayor en estación lluviosa, efecto que se asocia a la dilución (Fassbender y Bornemisza, 1987).

Conductividad: se utilizó para la determinación relativa de la salinidad de los suelos estudiados, observándose una variación desde suelos no salinos hasta muy salinos (Figura 9). Los suelos salinos son resultado de la acumulación de sales y son comunes en regiones semiáridas o áridas, pero también en regiones próximas a las costas marinas, debido a la intrusión del agua de mar, que por evaporación constante deposita sales en cantidades considerables.

En la figura 9 se observa la variación estacional de conductividad entre la zona supralitoral y la intermareal. Los valores variaron de 0,14 a 8,33 mS/cm en la estación climática lluviosa y de 1,05 a 7,8 mS/cm en la estación climática seca. Los mayores valores se presentan en las zonas intermareales, donde el aporte de iones por el agua de mar es mayor; mientras que en las zonas supralitorales, correspondientes a la duna, se muestran valores más bajos.

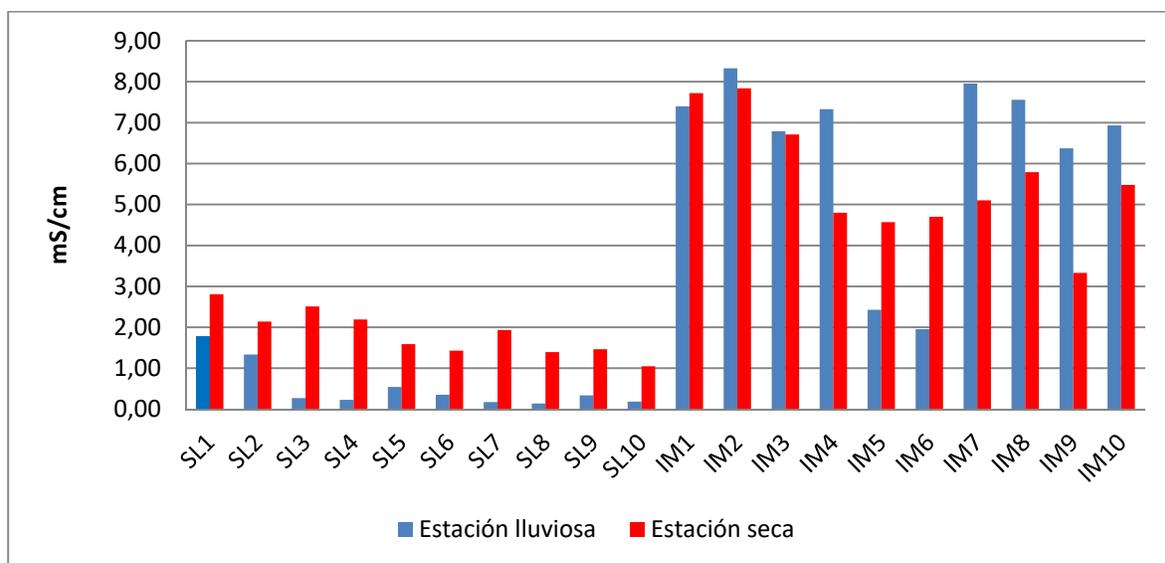


Figura 9.

Comparación de las variaciones de conductividad en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.

Analizando las zonas de muestreo por separado, observamos que en las supralitorales, se tienen valores más altos de conductividad, en la estación lluviosa. Según Sparks (2003), los suelos afectados por sales se pueden encontrar a lo largo de las costas o regiones de delta donde el agua de mar ha inundado el suelo, tal como se

observa en la zona intermareal de las playas estudiadas. Los valores obtenidos en estas zonas, indican que son suelos salinos en su mayoría. Este fenómeno es característico del ecosistema costero, principalmente por la composición del agua de mar. Sin embargo, las sales solubles pueden movilizarse en los perfiles del suelo, afectando la calidad ambiental del suelo y del agua, favoreciendo la liberación y solubilización de metales pesados en la solución del suelo.

En las zonas supralitorales, correspondientes a las dunas, se tienen valores de conductividad bajos. Estos valores tienden a ser mayores en la estación seca, lo que puede atribuirse a condiciones climáticas que hacen que el proceso de evapotranspiración sea mayor que la precipitación, ocasionando acumulación de sales. Sin embargo, los resultados obtenidos clasifican a las zonas supralitorales de las playas estudiadas entre suelos no salinos y poco salinos. Es decir, que el aporte mayoritario de sales proviene del medio marino. Este comportamiento puede relacionarse con las características texturales de este tipo de suelo. Los complejos de cambio de los suelos corresponden en su mayoría a arcillas que revisten cierta carga y favorecen la adsorción o liberación de iones. En este caso, los contenidos de arcilla son muy bajos. Los resultados obtenidos concuerdan con lo reportado por Herrera *et al.* (2019), donde se concluyó que en las geoformas de mayor altitud (playa, dunas costeras y barra alta no inundable) se encontró la menor concentración iónica; mientras que en las de altitud más baja, con inundación estacional, se registró los valores más altos.

Retención de humedad: se observó un comportamiento relativamente uniforme (Figura 10). Los valores variaron de 20,8 a 30,7% en la estación climática lluviosa, mientras que en la estación seca variaron de 22,7 a 35,2%. La cantidad de agua retenida por el suelo depende de las fuerzas que se desarrollan en este y éstas dependen de factores como el tamaño de las partículas y la porosidad. El tamaño de los poros está definido por la estructura y textura del suelo; poros grandes se asocian a texturas gruesas y los pequeños a texturas finas. A menor tamaño del poro, mayor es la fuerza con la que es retenida el agua.

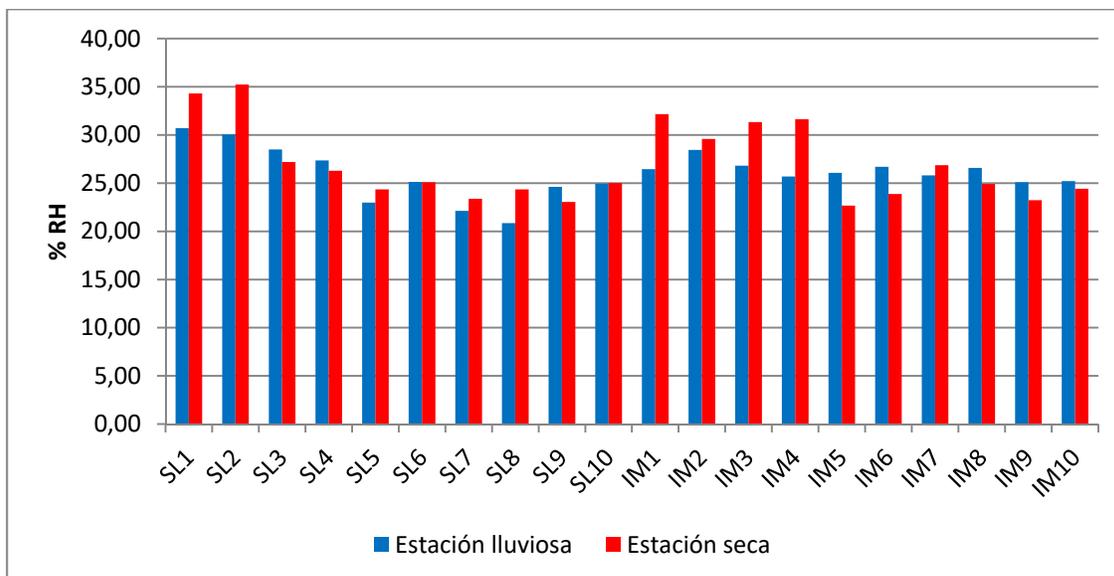


Figura 10.

Comparación de las variaciones del porcentaje de retención de humedad en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.

En la figura 10 se muestra la comparación en la retención de humedad en las estaciones climáticas seca y lluviosa. Este parámetro tiene una dependencia directa con la textura y tamaño de partículas y las variaciones que se den en estos parámetros puede asociarse a las condiciones climáticas e hidrodinámicas de las playas estudiadas. Esto concuerda con los resultados obtenidos por Pérez *et al.* (2018), donde encontraron que las propiedades más influyentes en los parámetros de retención de humedad fueron el contenido de arena y la densidad aparente.

Contenido de humedad: en los suelos estudiados, este parámetro es muy bajo en las unidades de muestreo de las zonas supralitorales y alto en las zonas intermareales, donde el agua de mar inunda de manera intermitente, aportando agua en el suelo estudiado. La cantidad de agua que posee el suelo está determinada por su textura, el contenido de materia orgánica, la composición de la fracción mineral y la orgánica y el arreglo que presente el medio físico edáfico, por el aporte natural (lluvia) o artificialmente (riego) de ella, así como por el consumo causado por la evapotranspiración.

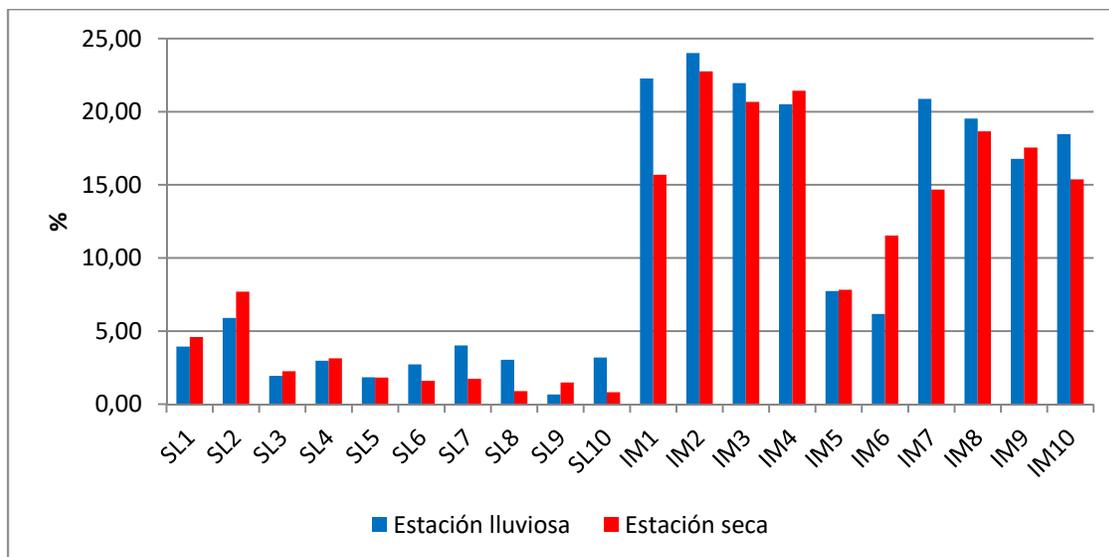


Figura 11.

Comparación de las variaciones del contenido de humedad en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.

En la figura 11 se reflejan las variaciones en el contenido de humedad en las estaciones lluviosa y seca. En la estación lluviosa los valores variaron desde 0,7 a 5,9% en la zona supralitoral y de 6,2 a 24,0% en la zona intermareal, mientras que en la estación seca desde 0,8 a 7,7% en la zona supralitoral y de 7,8 a 22,8% en la zona intermareal. Se observó una tendencia a disminuir el contenido de humedad en la estación seca, debido a que el régimen de precipitaciones disminuye. Al igual que la retención de humedad, este parámetro depende de la textura y composición granulométrica del suelo y estos pueden variar dependiendo de las variaciones climáticas y condiciones hidrodinámicas de las playas. En ambas estaciones, se refleja que el contenido de humedad es mayor en la zona intermareal debido a que allí convergen el medio marino y el terrestre.

Contenido de materia orgánica: con respecto a la variación de este parámetro, se observó que es muy bajo en los suelos estudiados, lo que es característico de suelos arenosos (Figura 12). La materia orgánica, en todas sus diferentes formas, tiene efectos marcados en casi todas las propiedades del suelo, regula los procesos

químicos que allí ocurren, influye sobre las características físicas y es el centro de todas las actividades biológicas, incluyendo las de la microflora, las de la fauna y hasta las del sistema de raíces de plantas superiores. En la figura 12 se observa que este parámetro varió de 0,07 a 0,27% en la estación lluviosa, mientras que en la estación seca varió de 0,11 a 0,45%.

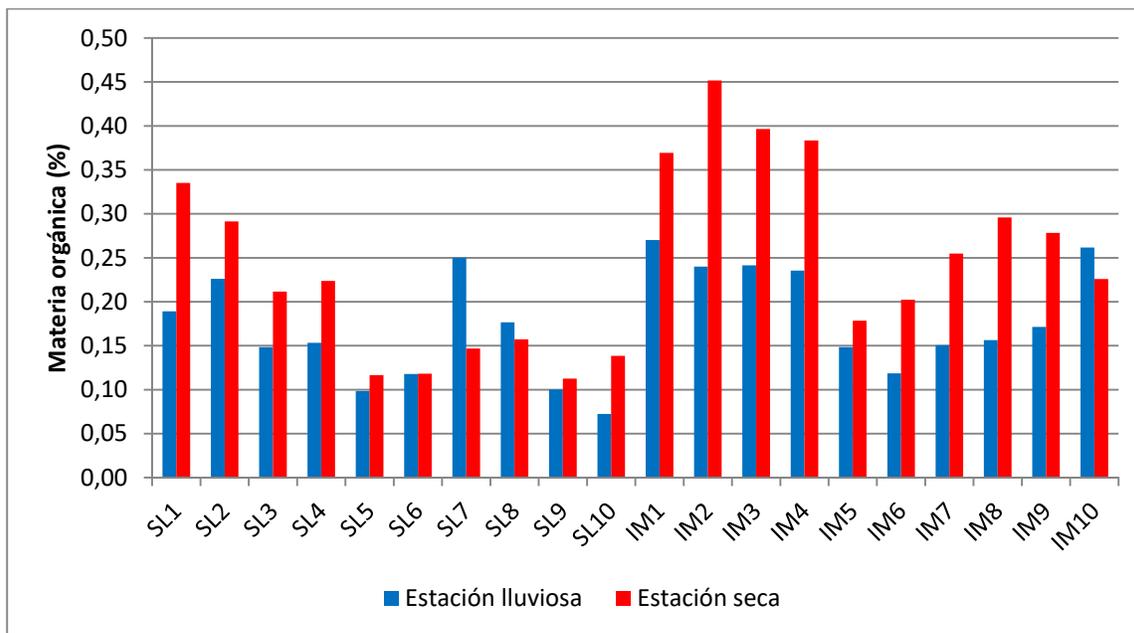


Figura 12.

Comparación de las variaciones del contenido de materia orgánica en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.

En la figura 12 se muestra la comparación en el contenido de materia orgánica en las diferentes estaciones, reflejándose la tendencia a aumentar en la estación seca. Esto puede atribuirse al hecho de que una disminución del agua ralentiza los procesos de mineralización de los materiales orgánicos. En condiciones de saturación de agua disminuye el contenido de aire y O_2 , desarrollándose un medio anaeróbico. La mayor parte de la microflora y fauna de los suelos es aeróbica y condiciones de mala aireación, los procesos de mineralización se llevan a cabo a menor velocidad (Fassbender y Bornemisza, 1987). Tanto para la estación seca como la lluviosa, se observa que los mayores valores corresponden a las zonas intermareales, lo que puede atribuirse a las condiciones de encharcamiento y elevada salinidad de estas

zonas, que limita la actividad microbiana y la degradación de residuos orgánicos aportados por el medio (Mesa, 2017).

Carbono orgánico total: el carbono orgánico del suelo tiene un papel importante en los procesos del suelo, ya que está relacionado con una amplia variedad de propiedades físicas, químicas y biológicas (Duval *et al.*, 2016). Se encuentra en forma de residuos orgánicos poco alterados de vegetales, animales y microorganismos, en forma de humus y en formas muy condensadas (Martínez *et al.*, 2008). Es uno de los más importantes indicadores de la calidad del suelo y está relacionado con el mantenimiento de su estructura, infiltración, suministro y almacenamiento del agua, presencia de diferentes grupos de microorganismos, mineralización de la materia orgánica y la disponibilidad de nutrientes (Pardo *et al.*, 2019).

En la figura 13 se representa la variación del carbono orgánico total en las unidades de muestreo seleccionadas en las estaciones seca y lluviosa. Se observó que este parámetro varió de 0,002 a 0,163 % en la estación lluviosa y en la estación seca varió de 0,009 a 0,120%. En este gráfico se refleja que el contenido de COT alcanza los valores más altos en la zona supralitoral 1 y 2 correspondientes a playa El Palito, lo que puede ser atribuido al impacto de las actividades antrópicas que se desarrollan en la zona, como las descargas de productos de una refinería de petróleo y descarga de aguas residuales provenientes de los locales comerciales; así como también, la descarga del río Aguas Calientes, el cual trae consigo una carga orgánica alta. En esta playa, se observa que este parámetro tiene un comportamiento similar al contenido de materia orgánica, ser más alto en la estación seca, lo que se atribuye a la disminución de los procesos de mineralización y acumulación de compuestos orgánicos que no son arrastrados por los lavados de las precipitaciones.

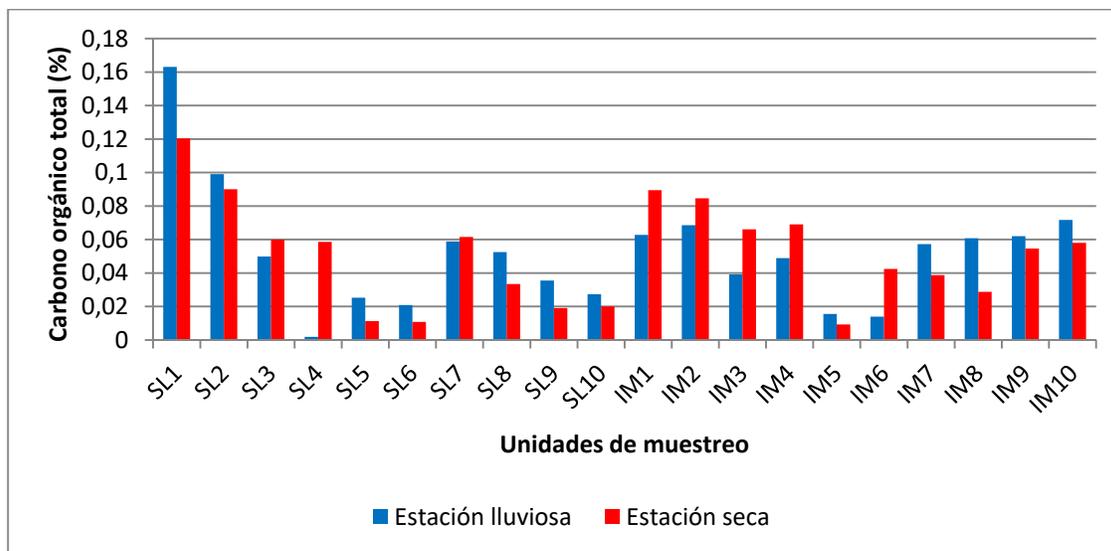


Figura 13.

Comparación de las variaciones de carbono orgánico total en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.

Para las zonas intermareales de 7, 8, 9 y 10 correspondientes a playas Waikiki y Blanca, la tendencia observada es que el COT es mayor en la estación lluviosa. Esto concuerda con lo reportado por Yost y Hartemink, (2019), donde encontraron aumento del carbono orgánico en suelos arenosos con el aumento de las precipitaciones y con pH alto. Weismeyer *et al.*, (2019) establecen que condiciones climáticas como las precipitaciones y la temperatura promueven el almacenamiento de carbono orgánico en el suelo, influyendo directamente en la producción primaria neta, sobre todo en ambientes terrestres que son limitados por el agua, por ende en la entrada de carbono al suelo. Además, las condiciones de humedad favorecen la formación de carbono orgánico que estabilizan las superficies minerales mediante la intensificación de la meteorización del material original y a menudo causa acidificación del suelo que conduce a una descomposición reducida de la materia orgánica del suelo.

Tabla 5.

Contenido de materia orgánica determinado con el factor de Van Bemmelen mediante el carbono orgánico total para suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Unidades de muestreo	%MO estación lluviosa (pérdidas por ignición)	%MO estación lluviosa (factor Van Bemmelen)	%MO estación seca (pérdidas por ignición)	%MO estación seca (factor Van Bemmelen)
SL1	0,17-0,20	0,28±0,01	0,31-0,35	0,21 ±0,01
SL2	0,17-0,26	0,17±0,01	0,28-0,33	0,16 ±0,01
SL3	0,13-0,17	0,09±0,01	0,21-0,34	0,10 ±0,01
SL4	0,15-0,15	0,0033±0,0001	0,21-0,22	0,10 ±0,01
SL5	0,09-0,10	0,04±0,03	0,12-0,13	0,02 ±0,01
SL6	0,11-0,13	0,04±0,01	0,11-0,12	0,019 ±0,002
SL7	0,22-0,40	0,10±0,01	0,14-0,16	0,106 ±0,007
SL8	0,17-0,22	0,09±0,01	0,156-0,162	0,058 ±0,001
SL9	0,10-0,14	0,06±0,02	0,10-0,12	0,033 ±0,006
SL10	0,069-0,073	0,05±0,01	0,13-0,16	0,035 ±0,007
IM1	0,26-0,28	0,108±0,002	0,36-0,37	0,15 ±0,02
IM2	0,24-0,26	0,118±0,006	0,36-0,55	0,15 ±0,01
IM3	0,24-0,25	0,07±0,01	0,38-0,41	0,11 ±0,01
IM4	0,23-0,24	0,084±0,004	0,38-0,39	0,12 ±0,01
IM5	0,11-0,17	0,027±0,009	0,16-0,18	0,02 ±0,01
IM6	0,11-0,14	0,024±0,004	0,18-0,31	0,07 ±0,01
IM7	0,15-0,16	0,099±0,006	0,16-0,28	0,07 ±0,01
IM8	0,16-0,18	0,11±0,02	0,28-0,31	0,05 ±0,01
IM9	0,15-0,19	0,11±0,01	0,26-0,29	0,09 ±0,01
IM10	0,24-0,37	0,12±0,01	0,22-0,27	0,10 ±0,01

En otro orden de ideas, en la tabla 5 se muestra la comparación del contenido de materia orgánica determinado mediante el factor Van Bemmelen, según la siguiente ecuación:

$$\%MO = \%COT \times 1,724$$

Ec. 2

Los valores obtenidos mediante este factor son menores que los obtenidos en pérdida por ignición. Estos se compararon estadísticamente mediante la prueba de Kruskal Wallis a un 95% de confianza, dando como resultado que existe diferencia significativa entre los datos evaluados para cada estación. Esto permite inferir que el factor no es adecuado al tipo de suelos evaluados o que el método de pérdidas por ignición sobreestima el contenido de materia orgánica cuando se aplica en suelos

arenosos. Diversos autores han reportado valores altos cuando se aplica este método, debido a la oxidación de carbonatos (Abella y Zimmer, 2007) y deshidroxilación de los minerales arcillosos (Pribyl, 2010). Según lo descrito por López (2018), los sedimentos marinos están compuestos en elevada proporción de carbonatos, donde los constituyentes principales son el cuarzo (SiO_2) y el carbonato bioclástico. En tal sentido, es posible suponer que en el método de estimación de la materia orgánica por pérdidas por ignición se obtuvieron valores altos por la contribución de la oxidación de estos minerales.

Capacidad de intercambio catiónico: esta es una medida de la capacidad que posee un suelo de adsorber cationes y es equivalente a la carga negativa del suelo. Esta propiedad es la que define la cantidad de sitios disponibles para almacenar los cationes en el suelo. Los coloides del suelo pueden poseer dos tipos de carga, permanente y variable. Los componentes del suelo que pueden aportar carga superficial son los minerales silicatados laminares, los óxidos libres y los coloides orgánicos. Los silicatos aportan carga permanente negativa, los óxidos y los coloides orgánicos aportan carga variable. La carga variable se desarrolla cuando cambian las condiciones ambientales del medio en el cual se encuentran (Jaramillo, 2002). Los suelos arenosos generalmente tienen una baja capacidad de intercambio de cationes (Huang y Hartemink, 2020).

En la figura 14 se muestra que la capacidad de intercambio catiónico varió de 1,3 a 9,6 meq/100 gss en la estación lluviosa, mientras que en la estación seca varió de 1,3 a 12,0 meq/100gss. La tendencia observada en el gráfico refleja un incremento de la capacidad de intercambio catiónico en la estación climática seca. En esta estación se observa también un incremento de la materia orgánica y se considera a esta como la principal fuente de CIC en los suelos que no presentan cantidades significativas de minerales de arcilla con carga permanente, por lo cual bajos contenidos de materia orgánica reducen de manera significativa, la habilidad del suelo para retener cationes básicos, amortiguar la acidez y cumplir con otras funciones básicas (López, 2011). La forma más común de interacción entre la materia orgánica del suelo es mediante reacciones de intercambio entre los grupos carboxílicos y fenólicos de esta y los cationes. Los suelos con mayor contenido de materia orgánica

tienden a tener mayor cantidad de metales traza que se encuentran fuertemente adsorbidos a los coloides orgánicos (Martínez *et al*, 2008).

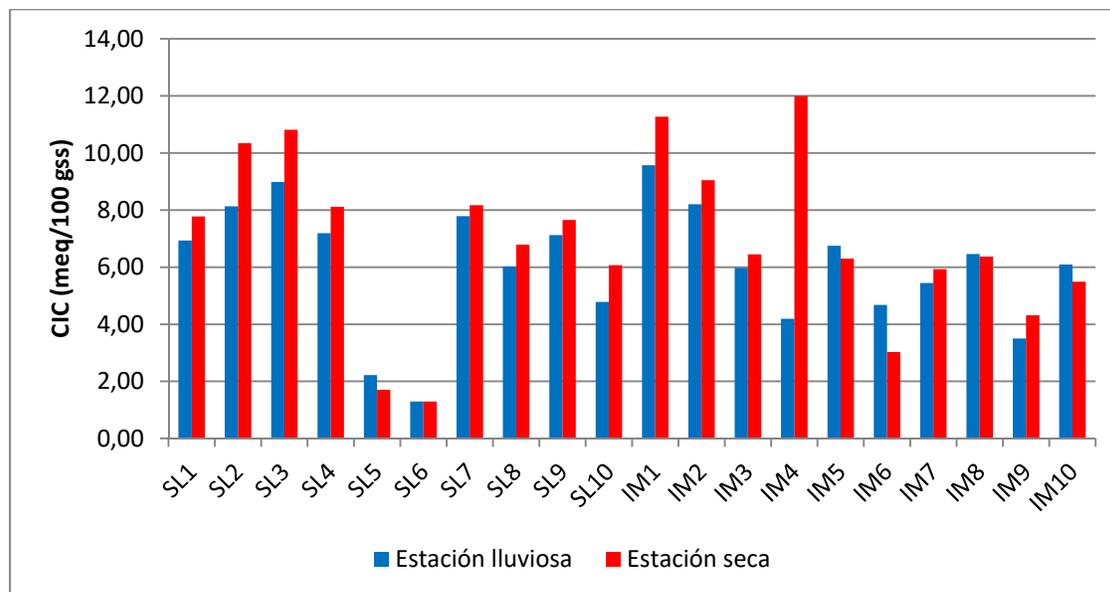


Figura 14.

Comparación de las variaciones de la capacidad de intercambio catiónico en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.

Hidrocarburos totales de petróleo: con respecto a los posibles contaminantes de este tipo de suelo, se encuentran los hidrocarburos totales de petróleo (HTP). Estos compuestos causan cambios en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, ya sea aumentando la concentración de carbono orgánico (CO), o modificando la diversidad biológica del suelo (Olaya y Triviño, 2019). Por su naturaleza hidrofóbica pueden ser adsorbidos en suelos y sedimentos, lo que hace que permanezcan por largos períodos. También son considerados tóxicos por su carácter mutagénico y cancerígeno en una amplia variedad de organismos (Cavazos, *et al.*, 2014).

En la figura 15 se observa que el contenido de HTP varió de 0,13 a 3,2 mg/kgss en la estación lluviosa, mientras que en la estación seca varió de 0,8 a 4,7 mg/kgss. Se refleja la tendencia de aumentar la concentración de estos compuestos en la estación seca, excepto para las unidades de muestreo SL5, SL6, SL7, SL8 e intermareal 6, 7 y 8. El transporte de los hidrocarburos en suelos suele darse de

manera vertical descendente, por acción de la gravedad; por tanto, la circulación de agua ayuda a que este proceso se lleve a cabo. En este tipo de suelos, la retención de humedad es baja, y tiende a disminuir por efecto impermeabilizante que generan este tipo de compuestos (Castellanos *et al.*, 2015). En la estación seca, las precipitaciones son escasas por lo que este fenómeno se acentúa, originando un incremento en la concentración de los HTP en las capas superiores de este tipo de suelos.

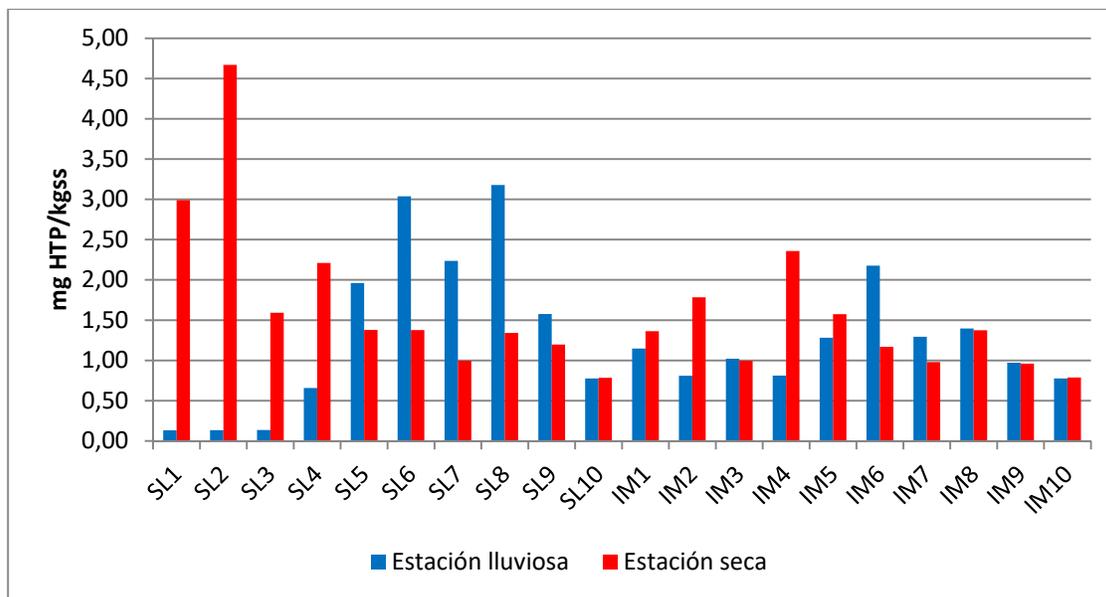


Figura 15.

Comparación de las variaciones del contenido de hidrocarburos totales de petróleo en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.

En tal sentido, Méndez *et al.* (2011), plantearon que en la legislación venezolana no se encuentran establecidos concentraciones límites para Hidrocarburos Totales de Petróleo (HTP's) en suelos; sin embargo, en el Decreto N° 2635 de las Normas para el Control de la Recuperación de Materiales Peligrosos y el Manejo de los Desechos Peligrosos, se consideran residuos peligrosos los vertidos líquidos y lodos provenientes de la refinación de petróleo. En esta normativa, en el artículo 50 (esparcimiento en suelos), renglón 4 se establece que la mezcla suelo-desecho debe cumplir con el valor límite de $\leq 1\%$ p/p para aceites y grasas; valor basado en el efecto de la toxicidad para las plantas y la movilidad de los hidrocarburos hacia el agua subterránea. Tomando

este valor como referencia, para efectos de comparar los resultados obtenidos, es posible establecer como límite máximo para los HTP's 10000 mg HTP/kg ss, observándose que tanto para la estación lluviosa como la seca, las unidades de muestreo evaluadas reflejan concentraciones menores al límite establecido, por tanto, no se evidencia contaminación por estas sustancias.

Tabla 6.

Correlaciones (Spearman) entre parámetros fisicoquímicos en las unidades de muestreo de las playas evaluadas en las estaciones lluviosa y seca.

	%A	%Ar	%L	pH	Cond	% RH	% CH	% MO	COT	CIC	HTP
% A		-0,81425	-0,20146	0,125	-0,15187	0,00303	-0,14721	0,023005	-0,005808	0,19243	-0,059719
% Ar			-0,079899	0,0281	-0,029105	0,07719	-0,003142	-0,091359	0,065546	-0,10178	-0,026494
% L				0,6318	0,11222	0,62002	0,11739	-0,043575	-0,19473	-0,12707	0,12419
pH					-0,21439	0,71797	-0,19012	-0,10829	-0,056092	0,039577	0,12156
Cond						0,18034	0,89451	0,67235	0,49688	0,11791	-0,017264
%RH							0,19315	0,21302	0,16846	0,23334	-0,002396
%CH								0,75303	0,47691	0,1233	-0,025035
%MO									0,71436	0,46971	-0,079196
COT										0,52938	-0,090891
CIC											-0,003331

Los resultados en color rojo indican diferencias significativa ($p < 0,05$)

A= contenido de arena; **Ar=** contenido de arcilla; **L=** contenido de limo; **Cond=** 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.

En la tabla 6 se muestran los resultados obtenidos al correlacionar los parámetros fisicoquímicos. Se observan las siguientes relaciones: una correlación negativa entre el contenido de arcilla (%Ar) y limo (%L) con el contenido de arena (%A); lo que indica que al aumentar la proporción de arena, disminuyen las proporciones de los otros tamaños de partículas. También, una correlación positiva entre el pH y el contenido de limo que puede estar relacionada con la composición mineralógica del suelo; en el caso de suelos arenosos, los principales grupos de minerales son silicatos, óxidos, hidróxidos, carbonatos, sulfatos, sulfuros y fosfatos (Jaramillo, 2000). Estos grupos pueden ser alterados por procesos de meteorización o pedogénesis y liberar cationes que pasan al suelo y se asocian con otras especies (hidróxidos) modificando algunas propiedades como el pH y la conductividad, al disminuir el movimiento de estos iones en el suelo. Mesa (2017), establece que existe una correlación negativa entre el pH y la salinidad del suelo, lo que puede explicarse

por la fuerte competencia que existe en los suelos de elevada salinidad entre los H^+ y otros cationes por ocupar posiciones del complejo de cambio.

La correspondencia entre la retención de humedad y el contenido de humedad con la conductividad pueden asociarse al hecho de que el incremento en el contenido y movilidad de las especies iónicas lo genera el aumento en la cantidad de agua retenida en el suelo arenoso. El contenido de materia orgánica se asocia con la capacidad de retención y contenido de humedad debido al hecho de que el humus incrementa la cantidad de agua que puede almacenar el suelo arenoso, mejorando la infiltración y la reducción de las pérdidas de agua por evaporación. En el caso de la materia orgánica y carbono orgánico total con la conductividad, el valor positivo de esta correlación indica que incrementos en el contenido de materia orgánica generan incrementos en la conductividad, lo que puede deberse a que la fracción de materia orgánica aporta grupos carboxilato ($RCOO^-$) y otras especies que al disociarse aumentan la conductividad. En tal sentido, Shanon *et al.*, (2020) establecen que la conductividad está influenciada por varios factores como la porosidad del suelo, concentración de electrolitos disueltos, textura, cantidad y composición de coloides, materia orgánica y contenido de agua en el suelo. Esta varía dependiendo de la cantidad de humedad retenida por las partículas del suelo. Las arenas tienen una conductividad baja, los limos tienen una conductividad media y las arcillas tienen una conductividad alta. Con respecto a la capacidad de intercambio catiónico, se observó correlación con el contenido de arena, la retención de humedad, contenido de materia orgánica y carbono orgánico total; esto debido a que en los suelos con alto contenido de arena, la CIC es en gran medida atribuida a los coloides orgánicos, que aportan sitios de intercambio a través de sus grupos funcionales.

II.4 Conclusiones

Tomando en cuenta los objetivos planteados se concluye:

- La evaluación de los parámetros fisicoquímicos en los suelos de las playas arenosas estudiadas, permitió clasificarlos en Arenosoles, de textura arenosa-arenosa

franca, ligeramente alcalinos, entre poco salinos y salinos, con baja retención de humedad, contenido de materia orgánica y capacidad de intercambio catiónico.

- Tomando como límite máximo para los HTP's 10000 mg HTP/kg ss, establecido en el artículo 50 del Decreto N° 2635 de la normativa ambiental venezolana se establece que las unidades de muestreo evaluadas reflejaron concentraciones menores al límite establecido.
- Se evidenció correlación positiva entre el pH y el contenido de arena, entre el contenido de materia orgánica y la capacidad de retención y contenido de humedad y, entre la materia orgánica y carbono orgánico total con la conductividad. También, entre la CIC con contenido de materia orgánica y carbono orgánico total.
- Los parámetros fisicoquímicos mostraron poca variabilidad por lo que tienen una baja sensibilidad haciendo poco factible su uso como indicadores de calidad ambiental de suelos de playas arenosas.

II.5 Referencias

- Abella, S. y Zimmer, B. (2007). *Estimating organic carbon from loss-on-ignition in Northern Arizona Forest Soils*. Soil Science Society of America Journal, 71(2): 545-550. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0136>
- Agencia de Protección Ambiental (EPA). (1995). *Método 1664: material extraíble con n-hexano (HEM) y material extraíble con n-hexano tratado con gel de sílice (SGT-HEM) mediante extracción y gravimetría (aceites y grasas e hidrocarburos totales de petróleo)*. EPA-821-B-94-004b. Oficina de Agua, División de Ingeniería y Análisis. Disponible en: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi?Dockey=20002GQA.PDF>
- Arce, O.; Rodríguez, V. y Rojas, A. (2004). *Identification of recalcitrant hydrocarbons present in a drilling waste-polluted soil*. Journal of Environmental Science & Health Part A, 39 (6): 1535-1545. DOI: <https://doi.org/10.1081/ESE-120037852>.
- Bautista, A.; Etchevers, J.; del Castillo, R. y Gutiérrez C. (2004). *La calidad del suelo y sus indicadores*. Ecosistemas, 13(2): 90-97. Disponible en: <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?ld=149>.

- Becker, A. (2017). *¿Qué son los indicadores?* Tomado de Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina. Ediciones INTA. Disponible en: <https://www.researchgate.net/publication/>
- Bouyoucos, G. (1936). *Directions for making mechanical analysis of soils by the hydrometer method.* Soil Science 4, 225-228. DOI: <https://doi.org/10.1097/00010694-193609000-00007>.
- Bravo, C., Torres, B., Alemán, R., Marín, H., Durazno, G., Navarrete, H., Tuniesky E. y Tapia, A. (2017). *Indicadores morfológicos y estructurales de calidad y potencial de erosión del suelo bajo diferentes usos de la tierra en la Amazonía Ecuatoriana.* Anales de Geografía de la Universidad Complutense. 37 (2): 247-264. DOI: <http://dx.doi.org/10.5209/AGUC.57725>
- Bünemann, E.; Bongiorno, G.; Zhanguo, B.; Creamer, R.; De Deyn, G.; de Goede R.; Fleskens, L.; Geissen, V.; Kuyper, T.; Mäder, P.; Pulleman, M.; Sukkel, W.; van Groenigen, J. y Brussaard, L. (2018). *Soil quality – A critical review.* Soil Biology and Biochemistry. 120: 105-125. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Bunicontro, M.; Marcomini, S.; Weiler, N.; López, R. y Quenardelle, S. (2017). *Caracterización textural, composicional y análisis de procedencia de los sedimentos de playa del Golfo Nuevo, Provincia de Chubut.* Revista de la Asociación Geológica Argentina, 74 (2): 207-222. Disponible en: <http://ppct.caicyt.gov.ar/index.php/raga/article/view/9104>
- 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 agron. Funcionamiento biológico, químico y físico del suelo. 66(39): 408-413. DOI: <https://doi.org/10.15446/acag.v66n3.52467>
- Castellanos, M.; Isaza, R. y Torres, J. (2015). *Evaluación de los hidrocarburos totales de petróleo (TPH) sobre suelos urbanos en Maicao, Colombia.* Revista Colombiana de Química. Vol.44, N°3, pp: 11-17. DOI: <http://dx.doi.org/10.15446/rev.colom.quim.v44n3.55605>.
- Cavazos, J.; Pérez, B. y Mauricio, A. (2014). *Afectaciones y consecuencias de los derrames de hidrocarburos en suelos agrícolas de Acatzingo, Puebla, México.* Agricultura, Sociedad y Desarrollo, Vol. 1(4): 539-550. Disponible en: http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=s187054722014000400006&ing=es&tlng=es.
- 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>.

- Duval, M., Glantini, J., Martínez, J., y Iglesias, J. (2016). *Comparación de índices de calidad de suelos agrícolas y naturales basados en el carbono orgánico*. Ciencia del Suelo. Argentina 34(2):197-209. Disponible en: http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S185020672016000200003
- Fassbender, H. y Bornemisza, E. (1987). *Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina*. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura (IICA). Costa Rica. 2da Edición. ISBN 929039143. Disponible en: <https://repositorio.iica.int/handle/11324/6801>.
- Ferreras, L.; Toresani, S.; Faggioli, V. y Galrza, C. (2015). *Sensibilidad de indicadores biológicos edáficos en un Argiudol de la Región Pampeana Argentina*. Spanish Journal of Soil Science. Vol. 5, N° 3, pp.: 227-242. DOI: <https://doi.org/10.3232/SJSS.2015.V5.N3.04>.
- Gutiérrez, J.; Cardona, W. y Monsalve, O. (2017) *Potencial en el uso de las propiedades químicas como indicadores de calidad de suelo*. Una revisión. Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas, 11(2), pp.: 450-458. DOI: <http://dx.doi.org/10.17584/rcch.017v11i22.5719>.
- Herrera, J.; Bojórquez, J.; Canchulim, A.; Madureño, A. y García, J. (2019). *Salinidad y propiedades del suelo de las barras costeras en marismas nacionales de México*. Revista Bio Ciencias, Vol. 6, e412. DOI: <https://doi.org/10.15741/revbio.06.e412>.
- Huang, J. y Hartemink, A. (2020). *Soil and Environmental issues in sandy soils*. Earth-Science Reviews. Vol. 208, pp.: DOI: <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103295>.
- Jackson, M. (1970) *Análisis químico de suelos*. 2ª Ed. Ediciones Omega, S. A. Barcelona, España. p.p. 662.
- Jaramillo, D. (2002). *Introducción a la ciencia del suelo*. Universidad Nacional de Colombia. Medellín. Disponible en: <https://repositorio.unal.edu.co/bitstream/handle/unal/70085/70060838.2002.pdf?sequence>.
- López, M. (2018). *Arena como elemento conservador de la línea de costa*. Tesis Doctoral. Universidad de Alicante. España. Disponible en: <http://rua.ua.es/dspace/handle/10045/80347>.
- López, R. (2011). *Materia orgánica y multifuncionalidad del suelo*. Universidad de Los Andes. Mérida. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/344435873_Materia_organica_y_multifuncionalidad_del_suelo

- Martínez, E.; Fuentes, J. y Acevedo, E. (2008). *Carbono orgánico y propiedades del suelo*. Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición vegetal, Vol. 8 (1), pp. 6896. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-27912008000100006>
- Méndez, M.; Rennola, L.; Peña, M. y Rodríguez, P. (2011). *Determinación de hidrocarburos totales de petróleo (TPH) usando CG-FID en suelos de un patio de tanques en desuso situado en Catia La Mar-Venezuela*. Revista Ciencia e Ingeniería. Vol. 32, N°1, pp.: 31-38. Disponible en: <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=507550791006>.
- Merlotto, A.; Verón, E. y Bértola, G. (2019). *Servicios ecosistémicos de regulación en playas del partido de General Alvarado, Buenos Aires, Argentina*. Revista de Geografía Norte Grande, 73, pp.: 113-131. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022019000200113>.
- Mesa, K. (2017). *Relaciones suelo-planta en hábitats salino-costeros de la Isla de Lanzarote*. Universidad de La Laguna. Facultad de Ciencias. Trabajo de Fin de Grado. Disponible en: <https://riull.ull.es/xmlui/handle/915/6222>.
- Navarrete, A. Vela, G. López, J. y Rodríguez, M. (2011). *Naturaleza y utilidad de los indicadores de calidad del suelo*. Contactos. 80: 29-37. Disponible en: <http://www2.izt.uam.mx/newpage/contactos/anterior/n80ne/suelo.pdf>
- Olaya, M. y Triviño, K. (2019). *Estudio de las características fisicoquímicas de suelos y sedimentos y su influencia en las actividades productivas de la zona afectada por derrames de hidrocarburos en el río Mira*. Trabajo de Grado. Universidad del Valle. Disponible en: <https://bibliotecadigital.univalle.edu.co/handle/10893/17832>.
- 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>.
- 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. Vol. 22 N° 1: e1144. <https://doi.org/10.31910/rudca.v22.n1.2019.1144>.
- Pérez, C; Pérez, M.; Chocano, D.; Sánchez, M.; Bravo, S.; Amorós, J. y García, F. (2018). *Estudio de las propiedades de retención de humedad de suelos vitícolas en Castilla-La Mancha (España)*. XII Congreso Internacional Terroir. E3S Web of Conferences, Vol. 50, 01034. DOI: <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20185001034>.
- Pribyl, D. (2010). *A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor*. Geoderma, 156: 75-83. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2010.02.003>.

- Shanon, I.; Hammoda, H.; Khan, F.; Al Enazi, R. y Goktepe, I. (2020). *Electrical conductivity, pH, organic matter and texture of selected soils around the Qatar University campus*. Research in Agriculture, Livestock and Fisheries, Vol. 7 (3): 403-409. DOI: <http://dx.doi.org/10.3329/ralf.v7i3.51359>
- Sparks, D. (2003). *The chemistry of saline and sodic soils*. Environmental soil chemistry. 2^{da} edición. ISBN 9780126564464. Disponible en: <https://doi.org/10.1016/C2009-0-02455-6>.
- Trujillo, J.; Mahecha, J. y Torres, M. (2018). *El recurso suelo: un análisis de sus funciones, capacidad de uso e indicadores de calidad*. Revista de Investigación Agraria y Ambiental. Vol. 9(2):29-37. DOI: <https://doi.org/10.22490/21456453.2095>
- Van Bemmelen, J. (1890). *Über die Bestimmung des Wassers, des Humus, des Schwefels, der in den colloidalen Silikaten gebundenen Kieselsäure, des Mangans u. s. w. im Ackerboden*. Die Landwirthschaftlichen Versuchs-Stationen 37: 279-290. Disponible en: <https://edepot.wur.nl/211282>
- 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/1080/00103629209368715>.
- Weismeyer, M.; Urbanski, L.; Hobbey, E.; Lang, B.; von Lützow, M.; Marin, E.; van Wesemael, B.; Rabot, E.; Lieb, M.; García, N.; Wollschläger, U.; Jörg, H. y Kögel, I. (2019). *Soil organic carbon storage as a key function of soils-A review of drivers and indicators at various scales*. Geoderma 333, pp: 149-162. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.07.026>.
- Yost, J. y Hartemink, A. (2019). *Soil organic carbon in sandy soils: A review*. Advances in Agronomy. Chapter four, pp: 217- 310. Elsevier Inc. DOI: <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2019.07.004>

CAPÍTULO III. *Evaluación de parámetros microbiológicos y bioquímicos en suelos arenosos de las playas El Palito, Waikiki y Playa Blanca del municipio Puerto Cabello, Estado Carabobo.*

CAPITULO III. *Evaluación de parámetros microbiológicos y bioquímicos en suelos arenosos de las playas El Palito, Waikiki y Playa Blanca del municipio Puerto Cabello, Estado Carabobo.*

III. 1 Introducción

Como se ha comentado en capítulos anteriores, la zona costera se considera una región amplia y heterogénea que mantienen interacciones físicas, químicas y biológicas, donde ocurren intercambios dinámicos de energía y materiales entre ecosistemas terrestres, marinos y la atmósfera. Por tanto, la conservación de los elementos bióticos y abióticos es un aspecto fundamental para la continuidad de los servicios ecosistémicos que proporcionan estos ambientes (Silva *et al.*, 2017).

La mayoría de estos procesos se desarrollan en los suelos de estos ecosistemas y al igual que con suelos destinados a usos agrícolas, están experimentando una presión antropogénica muy grande; sin embargo, los arenosoles, que son un orden de suelo característico de los ecosistemas de playas y dunas costeras, han sido poco estudiados (Yost y Hartemink, 2019).

Actualmente, se han dirigido esfuerzos hacia la búsqueda de indicadores adecuados para funciones diferentes a la productividad agrícola; dentro de este grupo, los parámetros de tipo biológico, representan una gran ventaja, debido a que ofrecen señales tempranas de los cambios que sufren los suelos por la intervención antrópica (Hernández, 2019).

En este sentido, se considera a las propiedades bioquímicas del suelo indicadoras de cambios en los procesos edáficos, debido a su sensibilidad y su relación con la actividad microbiana y los procesos de mineralización de la materia orgánica (De La Portilla, *et al.*, 2021). La actividad microbiana se desarrolla según factores intrínsecos y extrínsecos al suelo, por lo que constituye un indicador de las condiciones fisicoquímicas que permiten el desarrollo de los procesos metabólicos de bacterias, hongos, algas y actinomicetos y su acción sobre los sustratos (González *et al.*, 2021).

Algunos de los indicadores de uso frecuente son la respiración y el carbono de la biomasa microbiana. La respiración, evaluada a través de la producción de CO₂, refleja directamente la actividad microbiana e indirectamente la disponibilidad de sustrato. En el caso del carbono de la biomasa microbiana, este se considera relevante debido a que constituye una fracción del carbono total, es reservorio de nutrientes y es más lábil que la materia orgánica (Fernández *et al.*, 2018). La respiración microbiana refleja las pérdidas de carbono del suelo por acción de la biota edáfica (Jenkinson y Powlson, 1976), cuando estas pérdidas son excesivas pueden generar reducciones en la biomasa microbiana y en la materia orgánica del suelo. La biomasa microbiana cuantifica la cantidad global de microorganismos presentes en un suelo (Paolini, 2017). Se considera la parte de la materia orgánica del suelo que constituye microorganismos vivos menores de 5-10 μm^3 (Alef y Nannipieri, 1995).

En el caso específico del municipio Puerto Cabello, en el estado Carabobo se encuentran industrias como refinerías cercanas a playas arenosas que impactan de manera negativa, tanto el ecosistema marino, como el terrestre. El incremento de estas actividades pueden modificar los procesos bioquímicos naturales 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 notables en la calidad del sedimento superficial (Fuentes, 2008).

Dependiendo de las condiciones hidrodinámicas de las playas arenosas, este tipo de contaminantes puede tener un gran impacto en los organismos acuáticos, ya que tienden a bioacumularse a través de las cadenas tróficas. Estas especies tienden a disminuir la biomasa microbiana en el suelo, ya que propician condiciones de estrés en los microorganismos lo que implica un gasto energético adicional que involucra disminución del sustrato disponible, afectando las funciones y estructura del suelo y los ciclos de nutrientes (Zhang *et al.*, 2016).

Por todo lo antes expuesto, es de gran importancia evaluar parámetros microbiológicos y bioquímicos que puedan ser utilizados como indicadores ambientales en la determinación de la calidad de suelos arenosos característicos de ecosistemas costeros, específicamente en las playas seleccionadas del Municipio Puerto Cabello.

III.2 Metodología

Se tomaron alícuotas de 500 g de cada muestra y se almacenaron en bolsas plásticas a 4°C para la evaluación de las propiedades microbiológicas y bioquímicas. Los parámetros microbiológicos evaluados fueron: actividad microbiológica (mediante determinación de la respiración basal), carbono de la biomasa microbiana (mediante dos métodos, respiración inducida por sustrato y fumigación-incubación) y microorganismos cultivables (MC). Los parámetros bioquímicos evaluados fueron actividades enzimáticas (ureasa, catalasa y proteasa) y los índices ecofisiológicos (cociente metabólico, cociente microbiano y cociente de eficiencia metabólica).

A continuación se describen las metodologías para la determinación de los diferentes parámetros microbiológicos y bioquímicos evaluados.

Respiración basal: se aplicó el método referenciado por Pardo, (2018), basado en los métodos descritos por Stozky (1965) y García *et al*, (2003). En un frasco de vidrio, con tapa de rosca, se pesaron 20 g de suelo fresco, los cuales se humedecieron hasta 60% de su capacidad de retención de agua. En un vial de plástico, se colocaron 10 mL de NaOH 0,3 M. Se colocó el vial dentro del frasco con cada muestra de suelo por triplicado. Adicionalmente, se colocaron tres frascos sin muestra, con los viales conteniendo el NaOH, que se utilizaron como blanco del experimento. Se incubaron a temperatura ambiente, durante 7 días. Culminado el tiempo de incubación, se trasvasó cuantitativamente el NaOH de cada vial a un matraz Erlenmeyer. Se agregaron 2mL de solución de BaCl₂ 0,5 M. Se tituló el NaOH remanente, con HCl 0,1 M usando fenolftaleína como indicador.

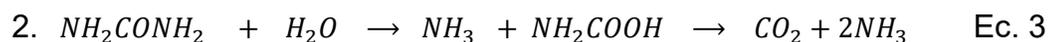
Respiración inducida por sustrato: se aplicó el método propuesto por Anderson y Domsch, (1978). Se pesaron 20 g de suelo a los cuales se les añadió 1 mL de una solución de glucosa al 8% y se incubaron a 22 ± 2°C con 10 mL de NaOH 0,05 M durante 6 horas. El CO₂ liberado es atrapado por el NaOH, se precipitó como BaCO₃ con 2 mL de 0,5 M de BaCl₂ y el hidróxido en exceso se tituló con HCl (0,05 M estandarizado), usando fenolftaleína como indicador. El factor de conversión para

expresar los mg de CO₂ liberados en carbono de la biomasa microbiana es 1 mg CO₂ 100g⁻¹ h⁻¹ = 20,6 mg Cmic 100 g⁻¹.

Fumigación – Incubación: se utilizó el método propuesto por Jenkinson y Powlson, (1976). La fumigación se realizó con cloroformo libre de metanol; para ello se pesaron 30 g de suelo fresco, se colocaron en frascos de vidrio de 500 mL, se humedecieron entre el 50 y 60% de su capacidad de campo y se colocaron en un desecador con tapa. Se colocó un beacker con 25 mL de cloroformo libre de metanol. Se incubaron las muestras a temperatura ambiente por 7 días. Paralelamente las muestras no fumigadas se incubaron de igual forma en otro desecador durante el mismo período de tiempo, pero sin cloroformo. Luego de la fumigación, las muestras fumigadas se inocularon con 0,1 g de suelo húmedo (sin fumigar) y se incubaron por un período de 10 días a 25°C. Se colocaron viales con 25 mL de solución 0,1 M NaOH para atrapar el CO₂ producido por el suelo. Luego del período de incubación, se valoraron las soluciones contenidas en los viales, añadiendo 2 mL de una solución 0,5 M BaCl₂ y titulando con solución estandarizada de HCl 0,1 M usando fenolftaleína como indicador.

Microorganismos mesófilos cultivables: se realizó la cuantificación de microorganismos cultivables aislados del suelo, utilizando técnicas de microbiología clásica. A 1 g de cada muestra de suelo se le agregaron 9 mL de agua de destilada estéril y a partir de esta suspensión se realizaron diluciones seriadas hasta 10⁻³. Posteriormente, se tomaron 1mL de las diluciones para la siembra en placas de Petri con Agar Nutritivo (Cortez *et al.*, 2013). El medio de cultivo fue preparado con agua de mar de cada una de las playas seleccionadas para el estudio. Las placas se incubaron durante 24- 72 horas a temperatura ambiente 28 ± 2°C. Pasado el tiempo de incubación, se realizó el conteo y observación de las colonias.

Actividad ureásica: la ureasa cataliza la reacción química por la que la urea se hidroliza para dar lugar a amonio y carbamato, que se hidroliza rápidamente para formar dióxido de carbono y una segunda molécula de amonio, según la reacción:



Se aplicó el método propuesto por Kandeler y Gerber, (1988): en un tubo de centrifuga tipo falcón se pesaron 1g de suelo, se añadieron 0,5 mL de solución de urea 79,7 mM (en el caso de las muestras) y 0,5 mL de agua destilada (en el caso de los blancos o control). Se incubaron las muestras y blancos a 37°C por 2 h en un baño termostático. Culminado el tiempo de incubación, se añadieron 10 mL de solución extractora KCl-HCl 1M, a todos los tubos y posteriormente a las muestras se les agregó 0,5 mL de agua destilada y a los blancos 0,5 mL de solución de urea 79,7 mM. Se agitaron por un periodo de 30 minutos, seguido de una centrifugación por 10 minutos a 3500 rpm. Se tomó una alícuota de 2 mL de cada sobrenadante y se colocó en un vial. Se adicionaron 8 mL de agua destilada, 5 mL de solución salicilato/hidróxido y 2 mL de solución de dicloroisocianurato de sodio al 0,1% p/v. Se dejó en reposo por 30 minutos para el desarrollo de color, y se midió la absorbancia de las soluciones a 690 nm con un espectrofotómetro. Se realizó una curva de calibración para determinar el amonio liberado, usando una solución madre de cloruro de amonio de 500 µg N-NH₄⁺/mL, a partir de la cual se prepararon soluciones patrones con concentraciones de 0,5 a 2,5 ppm, desarrollando el color de igual manera que las muestras y midiendo su absorbancia a 690 nm.

Actividad catalasa: la catalasa cataliza la ruptura del H₂O₂ para formar agua y oxígeno, según la siguiente ecuación química:



Se aplicó el método descrito por Johnson y Temple, (1964): se colocaron 0,5 g de suelo en un matraz Erlenmeyer con 40 mL de agua destilada, se tapó y agitó durante 30 min. Transcurrido el tiempo, se adicionaron 5 mL de la solución de H₂O₂ (1:100), y se llevó a agitación durante 10 min. Se adicionaron 5 mL de la solución de H₂SO₄ 1,5 M con la finalidad de detener la reacción enzimática y estabilizar el H₂O₂ remanente; posteriormente se filtró. Se tomó una alícuota de 25 mL del filtrado de cada muestra y se tituló lentamente con la solución de KMnO₄ 0,01M, con agitación. Los controles se prepararon sustituyendo los 5 mL de H₂O₂ por un volumen igual de agua destilada y se adicionaron al suelo; se procedió de la misma forma que para las muestras problema. También se preparó un blanco con 40 mL de agua destilada, 5 mL

de H_2O_2 (1:100) y 5 mL de H_2SO_4 1,5 M. A este blanco no se le adicionó suelo, pero si H_2O_2 .

Actividad proteasa: se utilizó el método propuesto por Ladd y Butler (1972): se tomaron 6 tubos tipo Falcon (tres muestras y tres controles o blancos) y se colocaron 0,5 g de suelo fresco (previamente tamizado a 2 mm). A cada tubo se le adicionó 2 mL de solución amortiguadora Tris-HCl (pH 9) y solo a las muestras se les añadieron 2 mL de solución calentada de caseinato de sodio al 2% p/v. Seguidamente se incubaron las muestras y los blancos a 50°C por 2 horas, en un baño termostático. Finalizada la incubación se adicionaron 5 mL de ácido cloracético (ACA) al 20% a todos los envases y 2mL de solución calentada de caseinato de sodio al 2% p/v, sólo a los envases de los blancos o control. Se agitaron durante 5 min y centrifugaron a 3000 rpm durante 15 minutos. Se tomó 1 mL de sobrenadante y se colocó en un vial con 7 mL de Na_2CO_3 2,8N y 1 mL de CuSO_4 (0,06%), se agitó y se dejó en reposo por 30 minutos, se le adicionó 1 mL de reactivo de Folin-Ciocalteu (1:3), se colocó por 5 minutos a 37°C , se dejó reposar y se determinó la absorbancia a 578 nm. Se realizó una curva de calibración para determinar los aminoácidos solubles en ACA, usando una solución madre de tirosina de 200 $\mu\text{g}/\text{mL}$, a partir de la cual se prepararon soluciones patrones. Luego, las soluciones de la curva patrón, se centrifugaron y se adicionó el reactivo de Folin-Ciocalteu para el desarrollo de color, de la misma manera que las muestras y blancos.

Análisis estadístico:

El análisis estadístico de los datos se realizó a través del programa PAST 3.24. Se evaluó la normalidad de los datos a través de gráficos de distribución normal y de las pruebas: Shapiro-Wilk, Anderson-Darling, Lilliefors y Jarque-Bera. Un análisis de correlaciones se empleó para establecer las relaciones y dependencias entre los parámetros evaluados.

III.3 Discusión de resultados

Los resultados obtenidos evidencian que para la estación lluviosa, ninguno de los parámetros bioquímicos evaluados provienen de una distribución normal; mientras que para la estación seca solo la actividad microbiológica (determinada por RB), el carbono de la biomasa microbiana (determinado por F-I) y la actividad de la catalasa provienen de una distribución normal. Los parámetros biológicos determinados en las unidades de muestreo evaluadas, en estación lluviosa y seca, se reflejan en las Tablas 23 y 24 (Anexo 1).

Actividad microbiológica: la respiración del suelo se define como la producción total de CO₂ por unidad de área y de tiempo, y se debe a la respiración de organismos edáficos, raíces y micorrizas, y a la oxidación bioquímica de los compuestos de carbono. Este proceso bioquímico es la principal fuente de flujo de carbono procedente de la superficie del suelo y uno de los componentes principales del ciclo del carbono (Vásquez *et al.*, 2013) y se determina en campo. La actividad microbiológica se refiere a la actividad metabólica que realizan los microorganismos en cualquier proceso de descomposición y puede ser cuantificada en laboratorio por medición de la producción de CO₂ o por el consumo de O₂ (Celis *et al.*, 2009).

Este parámetro mostró diferencias significativas entre las estaciones evaluadas. La respiración basal fue el método utilizado para estimar la actividad microbiológica. En la figura 16 se muestra la comparación entre la actividad microbiológica determinada en las estaciones climáticas lluviosa y seca, en las unidades de muestreo seleccionadas para el estudio. Los valores varían entre 12,5 hasta 18,1 mg C-CO₂/kgss.d para la estación lluviosa y entre 19,3 hasta 39,3 mg C-CO₂/kgss.d para la estación seca. El incremento en la estación seca concuerda con el comportamiento observado en el contenido de materia orgánica. En esta estación disminuyen los lavados del sedimento producto del arrastre de las precipitaciones, lo que facilita la disponibilidad de material orgánico para su mineralización. Estos resultados coinciden con lo descrito por Cui *et al.* (2021), que establece que la reducción del contenido de agua en el suelo, producto de sequías, aumenta el contenido de O₂, aumentando así la tasa de descomposición de la materia orgánica y la liberación de CO₂. Liu (2019),

también encontró una disminución en la respiración edáfica en los períodos lluviosos debido a la limitación de la aireación del suelo que conlleva a la reducción de la concentración del oxígeno disuelto. En la estación lluviosa, un suelo saturado puede producir condiciones anóxicas restringiendo la respiración del suelo (Zhao *et al.*, 2021).

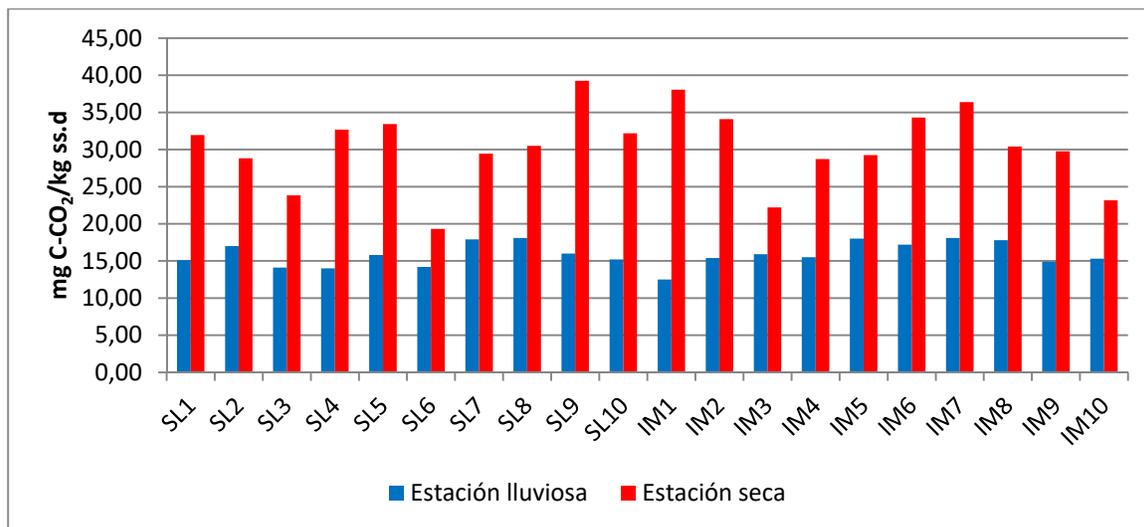


Figura 16.

Comparación de las variaciones de la actividad microbiológica medida mediante la respiración basal en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.

Las diferencias observadas entre las zonas secas y húmedas se asocian a las condiciones a las que están sometidas cada una. En el caso de la zona intermareal, esta franja está expuesta a condiciones hidrodinámicas características de cada playa, lo que condiciona la biodiversidad allí existente, a diferencia de la zona supralitoral, en la que la afectación es principalmente la actividad antropogénica turística y las condiciones eólicas de la zona.

Carbono de biomasa microbiana: la biomasa microbiana ha sido definida como la parte de la materia orgánica del suelo que constituye organismos vivos más pequeños de 5-10 μm^3 . Se expresa en miligramos de carbono por kilogramo de suelo o microgramos de carbono por gramo en peso seco. El estudio de este parámetro es de gran interés debido a su papel en el flujo de nutrientes, en la estructuración y estabilización del suelo y como marcador ecológico (Alef y Nannipieri, 1995).

Este parámetro reflejó diferencias significativas con respecto a las estaciones evaluadas. Al igual que con la actividad microbiológica, se observó un incremento en la estación seca, ya que al disminuir las precipitaciones, también lo hace el arrastre de material al mar y hay mayor disponibilidad de sustrato para los microorganismos. En tal sentido, Moghimian *et al.*, (2019) establecieron que el crecimiento microbiano producto del acceso a compuestos orgánicos depende de la mayor disponibilidad de carbono en el suelo. Shi y Marschner, (2017) determinaron que la disminución de la biomasa microbiana luego de períodos de lluvia está asociada a posibles limitaciones de sustrato disponible o a cambios en la estructura de las comunidades microbianas.

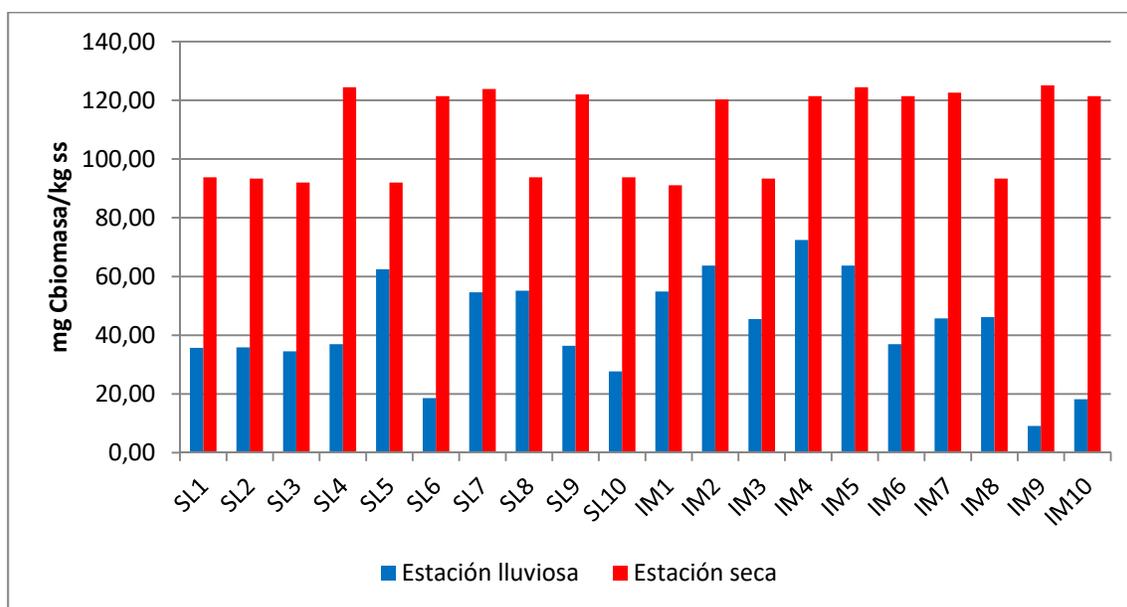


Figura 17.

Comparación de las variaciones del carbono de biomasa microbiana medido mediante la respiración inducida por sustrato en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.

En la figura 17 se muestra la comparación de la biomasa microbiana determinada por el método de respiración inducida por sustrato, en las estaciones lluviosa y seca en las unidades de muestreo seleccionadas. Los valores varían desde 9,1 a 72,5 mg Cmic/kgss en la estación lluviosa y entre 91,1 a 125,1 mg Cmic/kgss en la estación seca. Al igual que en la respiración basal y el contenido de materia

orgánica se observa un incremento del parámetro en la estación seca. Este aumento puede asociarse a una mayor disponibilidad de sustrato para el desarrollo de la biomasa microbiana.

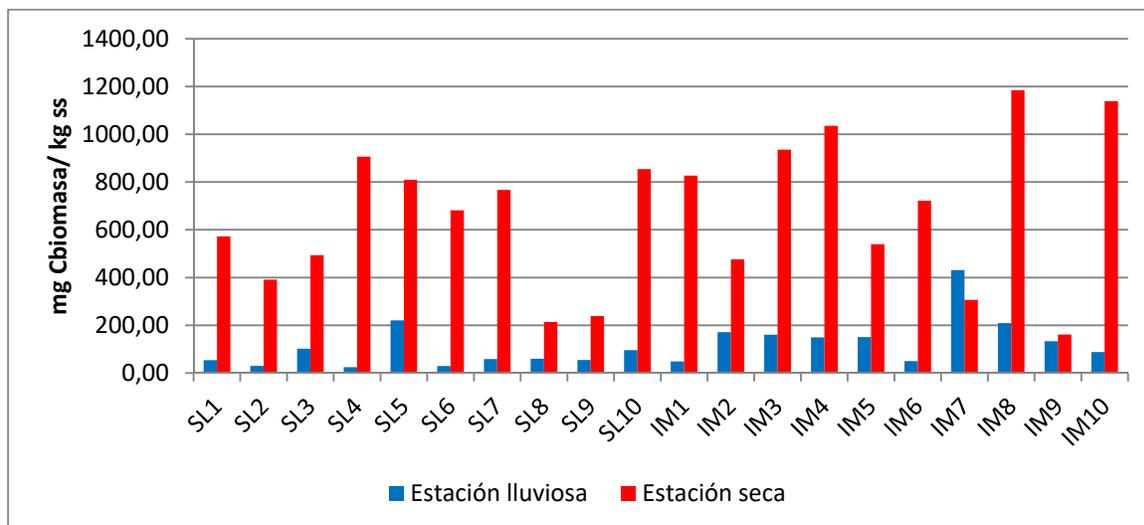


Figura 18.

Comparación de las variaciones del carbono de biomasa microbiana medido por fumigación- incubación en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.

En la figura 18 se muestra la comparación de la variación de la biomasa microbiana determinada por el método de fumigación-incubación, en las estaciones lluviosa y seca. Los valores varían desde 24,6 hasta 431,2 mgCmic/kgss en la estación lluviosa y desde 161,4 hasta 1184,5 mgCmic/kgss en la estación seca. El incremento en la estación seca con respecto a la lluviosa puede estar asociado al incremento que se observa en el contenido de materia orgánica en la misma estación. La tendencia observada es igual a la reflejada en la determinación a través del método de Respiración Inducida por Sustrato, aunque los valores son más altos en el caso de la determinación a través del método de fumigación-incubación. Estos resultados concuerdan con lo reportado por Ferrera *et al.*, (2015), quienes encontraron un aumento en el carbono de la biomasa microbiana en las muestras tomadas en la estación seca, donde asociaron que el incremento de las temperaturas promovían el desarrollo de la biomasa microbiana.

Para evaluar las variables ecofisiológicas se compararon los métodos para determinación del carbono de la biomasa microbiana (Anexo 4). Para ello se calcularon los coeficientes de variación de cada método en las estaciones lluviosa y seca, obteniéndose los valores más altos para el método de fumigación-incubación con un 82 y 46% en las estaciones lluviosa y seca respectivamente. Los diagramas de caja se emplearon para observar la dispersión de los datos con respecto al valor medio, observándose la mayor dispersión para el método de Fumigación-Incubación.

La comparación estadística de los métodos arrojó que en la estación lluviosa, los datos con F-I no siguen una distribución normal. También, al aplicar la prueba de Kruskal- Wallis se obtuvo diferencia significativa ($p= 8,658 \times 10^{-16}$) entre las metodologías. Se evaluó si existía una relación lineal entre ambos métodos, tal como ha sido reportado por Anderson y Domsch, (1978), observándose que no cumplen con un comportamiento de ajuste lineal, lo que puede atribuirse a que las condiciones de operación fueron diferentes a las que se utilizaron en ese estudio previo (Temperatura, tipo de suelo). Los resultados permitieron establecer que el carbono de la biomasa microbiana, estimado por el método de fumigación-incubación resulta un indicador con alta sensibilidad al uso del suelo o cambios ambientales, así como también, a las variaciones estacionales.

Microorganismos cultivables: se observó diferencia significativa con respecto a las estaciones, lo que permite inferir que los microorganismos tienen un comportamiento estacional en este tipo de suelos, debido a la disponibilidad de sustrato y cambios en las condiciones hidrodinámicas de las zonas estudiadas. Esto tiene incidencia en las actividades enzimáticas y las variables ecofisiológicas.

Para evaluar la calidad del suelo, se debe considerar que los microorganismos son fundamentales en el proceso de descomposición de los residuos orgánicos e influyen sobre los ecosistemas y su fertilidad, interviniendo, tanto en el establecimiento de los ciclos biogeoquímicos como en la formación de la estructura del suelo (Pardo *et al.*, 2019). En general, en un gramo de suelo seco de uso agrícola o forestal es posible encontrar 10^6 - 10^8 bacterias, 10^6 - 10^7 actinomicetos y 10^4 - 10^5 hongos (Osorio, 2009). En el caso de suelos de playas arenosas, estos valores tienden a ser más bajos,

debido a las características texturales, salinidad, condiciones hidrodinámicas, disponibilidad de nutrientes, factores climáticos, actividad antropogénica, entre otros.

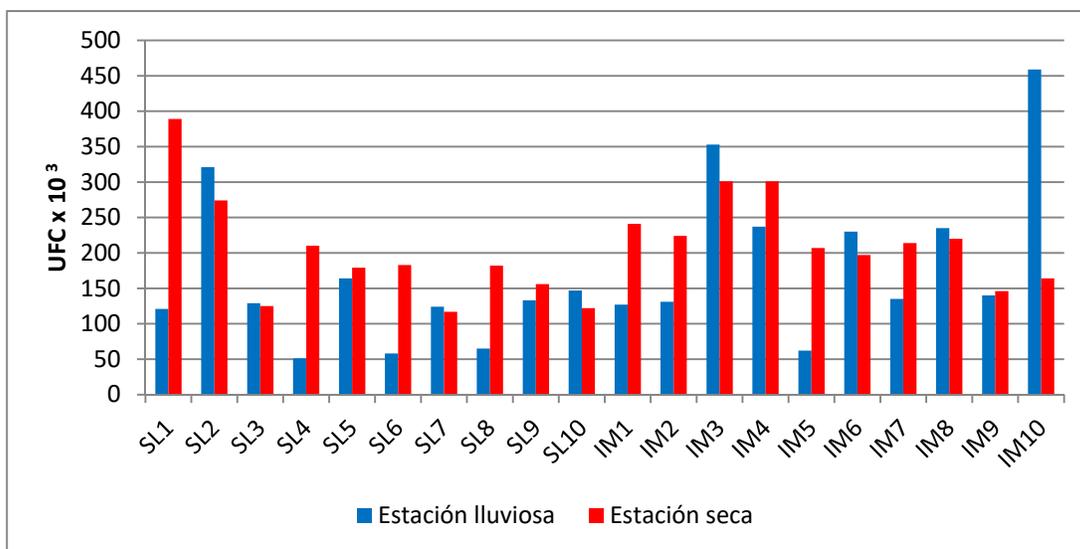


Figura 19.

Comparación de las variaciones de los microorganismos cultivables en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.

La descomposición de la materia orgánica que realizan los microorganismos del suelo es indispensable para el funcionamiento de los ecosistemas terrestres. Cuando los nutrientes vuelven al suelo como materia orgánica muerta no se encuentran disponibles para la vegetación, que sólo puede absorberlos en estado inorgánico. Es allí cuando los microorganismos descomponen la materia orgánica muerta y producen la mineralización de los nutrientes, proceso por el cual quedan nuevamente disponibles para las plantas y, de forma indirecta, para el resto de la cadena trófica (Fernández *et al.*, 2014).

En la figura 19 se muestra la comparación en la variación del número de microorganismos cultivables en las estaciones lluviosa y seca, en las unidades de muestreo seleccionadas para el estudio. Los valores oscilan entre 51000-459000 UFC/g en la estación lluviosa y entre 117000-389000 UFC/g en la estación seca. Se observó que son valores bajos comparados con valores típicos para otros tipos de suelos de textura diferente; en tal sentido Atlas y Bartha (2005), establecieron que la

textura del suelo, es una propiedad importante porque determina el área de superficie disponible como hábitat para el crecimiento de los microorganismos. Los suelos con mayor composición en arcilla tienen una mayor área superficial disponible que aquellos en los que predomina la cantidad de granos de arena, cuyo tamaño es mucho mayor que el de las partículas de arcilla.

Otros factores con incidencia en estos valores relativamente bajos, son la conductividad, el pH y el contenido de materia orgánica. Estos tienden a reducir la actividad y biomasa microbiana y a propiciar cambios en las comunidades microbianas. Los bajos valores obtenidos indican que los suelos evaluados están impactados de manera negativa presumiblemente por actividades antropogénicas desarrolladas en las zonas de estudio.

La variación estacional en la cantidad de microorganismos, tiende a un aumento en la estación seca en la mayoría de las unidades de muestreo evaluadas, lo que podría asociarse a que los microorganismos autóctonos tienen mayor adaptabilidad en las condiciones físicas e hidrodinámicas que se presentan en la estación seca. Esto es posible porque existen microorganismos del suelo que a un bajo contenido de agua, pueden acumular compuestos orgánicos e inorgánicos que incrementan el potencial osmótico dentro de la célula, siendo la acumulación de osmolitos, el principal mecanismo de tolerancia. A medida que los suelos se secan el suministro de sustratos es limitado porque los poros se drenan y las películas de agua alrededor de los agregados se vuelven más delgadas (Yan *et al.*, 2015).

En esta estación se observa una disminución del pH. La influencia del pH radica en que está altamente correlacionado con una amplia gama de condiciones biogeoquímicas que afectan el crecimiento microbiano; afecta la actividad de enzimas extracelulares y la reactividad de la materia orgánica, la homeostasis del pH intracelular y la respiración microbiana, por lo que este parámetro tiene gran influencia en las interacciones microbianas en el nivel de comunidad (Yang *et al.*, 2022). Las playas son cuencas intercontinentales en las que los períodos de sequía exceden los períodos húmedos, por lo que la población microbiana se compone por microorganismos que pueden sobrevivir a la sequía y a condiciones salinas que

alternan durante el año. Estas especies son generalmente aeróbicas, gramnegativas y se caracterizan por sus adaptaciones de supervivencia (Glamoclija *et al.*, 2019).

Existen tres variables consideradas índices ecofisiológicos para estudiar la calidad de un suelo, el cociente metabólico (qCO_2), cociente microbiano ($qmic$) cociente de eficiencia metabólica (qCO_2/COT). Para el cálculo de estos subíndices se emplearon los datos obtenidos con el método de fumigación-incubación para la determinación del carbono de biomasa microbiana.

Cociente metabólico: el cociente metabólico se calcula a partir de la respiración basal y el carbono de biomasa microbiana y es una medida de la eficiencia en el uso del carbono por los microorganismos (Anderson y Domsch, 1993).

En la figura 20 se muestra la comparación de la variación del cociente metabólico en las estaciones lluviosa y seca para las unidades de muestreo seleccionadas. Los valores variaron desde 0,4 a 35,7 $mgC-CO_2/gCmic.h$ en la estación lluviosa y desde 0,9 a 7,3 $mgC-CO_2/mgCmic.h$ en la estación seca. En la figura 24 se muestra que los valores más altos se tienen en la estación lluviosa, en las zonas SL4 y SL6 y en IM1, donde se tienen valores bajos para el contenido de materia orgánica y valores de pH alto, con respecto a las otras unidades de muestreo. Estas son condiciones que promueven el estrés en los microorganismos influyendo en las constantes ecofisiológicas como el cociente metabólico.

En la estación lluviosa, las precipitaciones promueven el arrastre de material orgánico que puede ser utilizado como sustrato por parte de los microorganismos. Valores altos de qCO_2 podrían reflejar un mayor requerimiento de la energía de mantenimiento de la comunidad microbiana de este suelo, en otras palabras, los microorganismos deben catabolizar más carbono a CO_2 e incorporar menos sustratos a la biomasa microbiana (Pardo *et al.*, 2019). Según lo descrito por Paolini (2017), los microorganismos requieren más energía para mantener la biomasa por lo que aumenta el qCO_2 y el carbono se pierde como CO_2 .

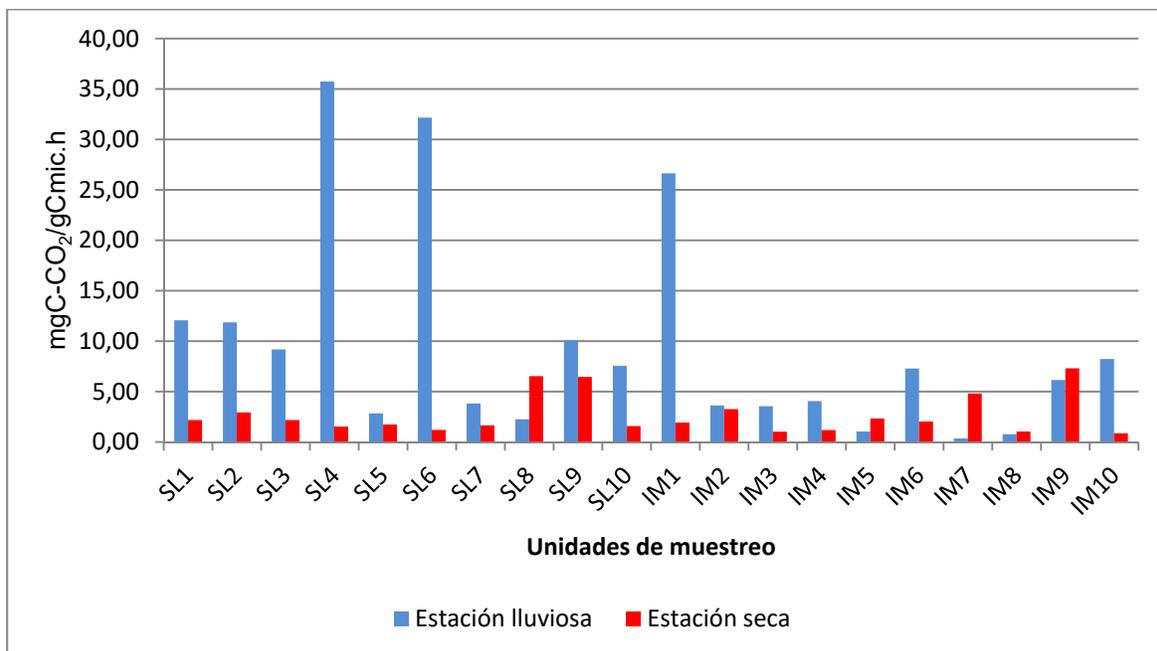


Figura 20.

Comparación de las variaciones de los cocientes metabólicos determinados con las mediciones de respiración por fumigación-incubación en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.

Ferreras *et al.*, (2015) establecen que el cociente metabólico puede contribuir al entendimiento de los cambios químicos y biológicos que ocurren bajo diferentes usos del suelo, debido a que provee una medida específica de la actividad metabólica que varía en función de la composición y estado fisiológico de la comunidad microbiana, de la disponibilidad de sustratos y de diferentes factores abióticos. Una actividad respiratoria más elevada en relación al tamaño de la biomasa microbiana puede estar manifestando una menor eficiencia metabólica de los microorganismos, reflejada por una mayor energía de mantenimiento como respuesta a la baja disponibilidad de nutrientes o sustratos como el carbono orgánico. En la medida que el qCO_2 sea menor indica que la población microbiana está en equilibrio.

Cociente microbiano: la relación C_{mic}/C_{org} , denominada cociente microbiano, es considerada un indicador de actividad biológica y acumulación de materia orgánica en el suelo. Integra la calidad de las propiedades del suelo tomando en cuenta el grado

de colonización microbiana. La eficiencia de los microorganismos para transformar las fuentes de energía controla el crecimiento microbiano (Dilly, 2005).

En la figura 21 se muestra la variación del cociente microbiano en las estaciones lluviosa y seca para las unidades de muestreo seleccionadas. Los valores varían de 0,03 a 1,25 $\text{mgC}_{\text{mic}}/\text{mgC}_{\text{org}}$ en la estación lluviosa y desde 0,32 a 6,88 $\text{mgC}_{\text{mic}}/\text{mgC}_{\text{org}}$ en la estación seca.

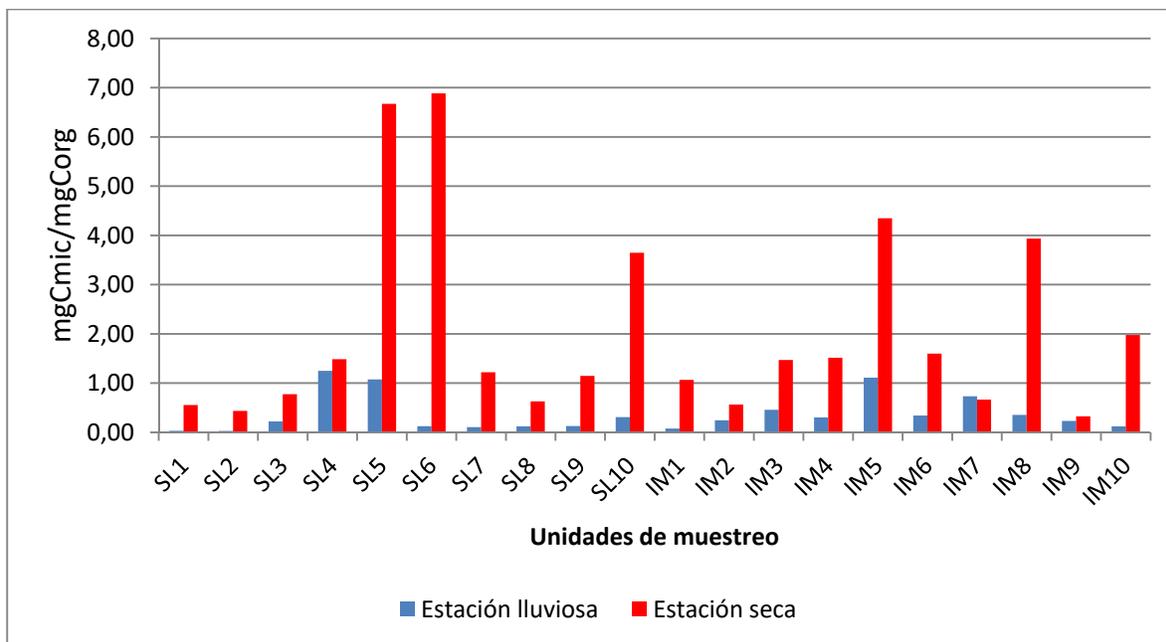


Figura 21.

Comparación de las variaciones de los cocientes microbianos determinados en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020

La tendencia observada es que aumenta en la estación seca, observándose los valores más altos en las zonas SL5 y SL6. Esta relación se considera un indicador de la disponibilidad de carbono de los microorganismos, entradas de materia orgánica al suelo, eficiencia en la conversión del carbono a biomasa microbiana y de la estabilización del carbono por la fracción mineral del suelo (Paolini, 2017). En estas unidades de muestreo, el COT es muy bajo comparado con las otras unidades de muestreo y los valores de biomasa microbiana son relativamente altos (determinados a través del método de fumigación-incubación). Esto puede ser debido a que la entrada de materia orgánica es baja y los microorganismos la utilizan de manera más eficiente.

Pardo *et al.*, (2019), establecieron que valores altos o bajos del q_{mic} expresan la acumulación o pérdida del carbono del suelo. En tal sentido, en estas unidades de muestreo, las comunidades microbianas son más eficientes en fijar mayor proporción de carbono entrante en carbono microbiano. Altos valores del q_{mic} indica que el biotipo favorece el metabolismo energético y el establecimiento de muchos microorganismos (Dilly, 2005). Los valores bajos observados en las unidades de muestreo, permiten inferir que las condiciones como textura del suelo, calidad de la materia orgánica y manejo del suelo influyen sobre este parámetro ecofisiológico (Paolini, 2017).

Cociente de eficiencia metabólica: la relación qCO_2/C_{org} se conoce como cociente de eficiencia metabólica y se refiere a la interrelación entre la eficiencia del uso de carbono y la calidad de la materia orgánica en el suelo. En esta relación, el cociente metabólico es normalizado respecto al contenido de carbono orgánico; dicho parámetro integra la respiración basal, la biomasa microbiana y el contenido de carbono orgánico en un solo valor (Dilly, 2005).

En la figura 22 se muestra la variación del cociente de eficiencia metabólica en las estaciones lluviosa y seca para las unidades de muestreo seleccionadas. Los valores varían desde 615 hasta 1931183 $mgC-CO_2.(gC_{mic}.h)^{-1}/gC.gss^{-1}$ en la estación lluviosa y desde 236 hasta 7182 $mgC-CO_2.(gC_{mic}.h)^{-1}/gC.gss^{-1}$ en la estación seca.

La tendencia evidenciada es que los valores más altos se observan en la estación lluviosa, específicamente en las unidades de muestreo SL4 y SL6. En estos puntos el cociente metabólico toma los mayores valores. Esto refleja que los microorganismos son más eficientes desde el punto de vista energético.

Los resultados permiten inferir que la microbiota de los suelos de las unidades de muestreo estudiadas, es metabólicamente más eficiente en el uso de los sustratos orgánicos durante la estación lluviosa porque se genera un menor estrés por sequía (Pardo *et al.*, 2019). Al igual que las otras variables ecofisiológicas determinadas, los valores de este cociente son bajos para este tipo de suelos, lo que permite inferir que las características texturales, el contenido de materia orgánica y las condiciones hidrodinámicas de estos sistemas, tienen influencia directa en estos parámetros.

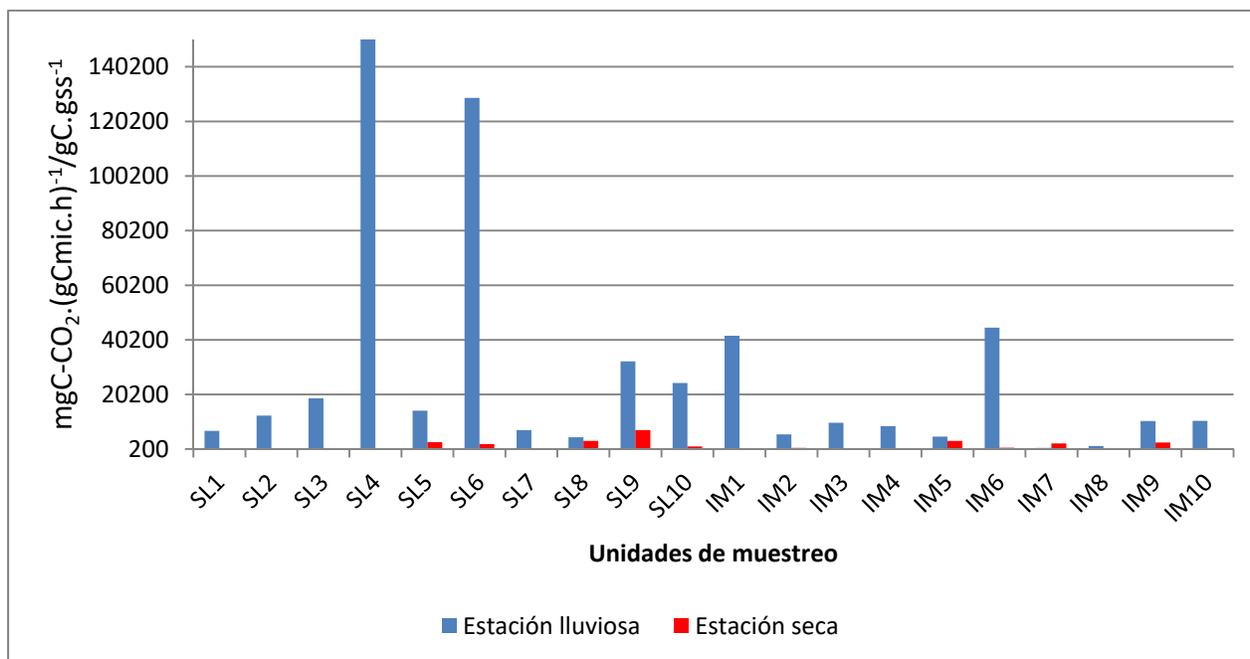


Figura 22.

Comparación de las variaciones de los cocientes de eficiencia metabólica determinados con las mediciones de respiración por fumigación-incubación en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020

Otro de los indicadores evaluados son las enzimas. Las enzimas catalizan funciones del suelo, como el ciclo de nutrientes y descomposición de la materia orgánica y han sido utilizadas en la evaluación biológica de la calidad del suelo. Las más empleadas están relacionadas con el ciclo del C, N y P, tales como β -glucosidasa, ureasa y fosfatasa. Dentro de las más estudiadas se encuentran las deshidrogenasas, catalasas y peroxidasas. La variación en la actividad enzimática está directamente asociada con la dinámica y la concentración poblacional de microorganismos en la capa superior del suelo (Monserrat, 2020).

Actividad catalasa: la catalasa es una oxidoreductasa que cataliza la transformación del peróxido de hidrógeno (H_2O_2), que es una de las formas del oxígeno, considerada tóxica para los organismos. Esta especie se forma usualmente durante los procesos respiratorios y es producido en pequeñas cantidades, aeróbicamente. Esta enzima

actúa a nivel intracelular, aunque permanece activa fuera de las células microbianas, asociada con la materia orgánica del suelo y/o adsorbida sobre minerales arcillosos (Gili *et al.*, 2004). Este tipo de enzimas se relacionan con la abundancia y la actividad metabólica de los microorganismos del suelo, lo que proporciona una información general del estado del mismo (Lázaro, 2015).

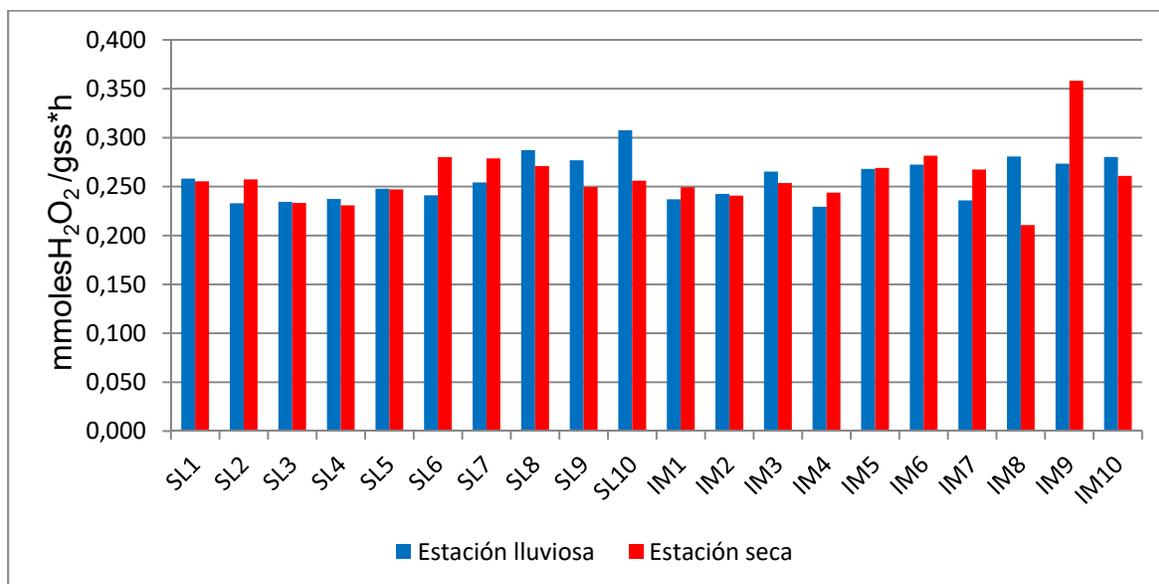


Figura 23.

Comparación de las variaciones de la actividad catalasa en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.

En la figura 23 se muestra el comportamiento obtenido para la actividad de catalasa, donde se evidencia variabilidad asociada a las zonas evaluadas, pero no variaciones estacionales. Está reportado que actividades enzimáticas como la catalasa están controladas principalmente por factores geológicos específicos e influenciadas por variaciones en las características innatas del suelo como textura y mineralogía (Tan *et al.*, 2014). Los valores van de 0,23 a 0,31 mmolesH₂O₂/gss.h en la estación lluviosa y desde 0,21 hasta 0,36 mmolesH₂O₂/gss.h en la estación seca.

Los valores más altos de la actividad enzimática de la catalasa se observan en las zonas correspondientes a playa Blanca, donde la afluencia de personas, realizando actividades variadas en el suelo, es mayor con respecto a las otras zonas de estudio.

Esto puede generar un impacto en el estado físico del suelo lo que tiene repercusiones en sus propiedades fisicoquímicas y biológicas. Vallejo *et al.*, (2018), establecen que el estado físico del suelo tiene un efecto potencial en la densidad, estructura, composición y actividad de la comunidad microbiana, lo que ha sido evaluado en diferentes tipos de ecosistemas con diferentes grados de intervención antrópica y condiciones climáticas. En tal sentido, Velez (2019) señala que los organismos que habitan la zona litoral se vean afectados por el pisoteo, ya que la presión humana ejerce compactación y resuspende el sedimento. En la zona intermareal, las comunidades son vulnerables a condiciones de estrés, incluso a niveles de actividad antrópica bajos, particularmente los que se ubican en las capas superficiales del suelo. Estos factores pueden tener influencia directa en el aumento leve de la actividad de la catalasa, que es una enzima asociada con situaciones de estrés ambiental.

Actividad ureasa: la ureasa es una enzima que pertenece al grupo de las hidrolasas y son consideradas como parámetros específicos porque corresponden a reacciones concretas implicadas en los ciclos de nutrientes (C, N, P y S). Esta enzima se encarga de hidrolizar la urea, dando como productos dióxido de carbono (CO₂) y amoníaco (NH₃) (Lázaro, 2015). Puede ser sintetizada y excretada extracelularmente por bacterias u hongos, formando parte de la matriz del suelo, por tanto, su actividad puede estar regulada de manera directa a través de un aumento en la producción y secreción de microorganismos o indirectamente a través de condiciones fisicoquímicas, ya que pueden ser estabilizadas por su unión a coloides del suelo (Ferrerías *et al.*, 2015).

En la figura 24 se muestra el comportamiento de la actividad enzimática de la ureasa en las unidades de muestreo seleccionadas para el estudio. Los valores varían de 1,6 a 26,1 $\mu\text{gN-NH}_4^+/\text{gss.h}$ en la estación lluviosa y desde 1,3 a 104,7 $\mu\text{gN-NH}_4^+/\text{gss.h}$ en la estación seca. Diversos autores han reportado una correlación positiva entre la actividad ureasa con el contenido y tipo de materia orgánica, carbono orgánico del suelo y contenido de agua (Madejón *et al.*, 2007; Xie *et al.*, 2017; Furtak y Galqzka, 2019; Reyes, 2019), propiedades que tienen valores bajos en los suelos

arenosos; por lo que se esperaría que la actividad de esta enzima sea baja en los suelos evaluados. Se observa un valor alto en la unidad de muestreo IM1 donde existe un punto de descarga de aguas residuales, provenientes de los locales comerciales de la zona que aportan materia orgánica nitrogenada, lo que incrementa la actividad de la ureasa.

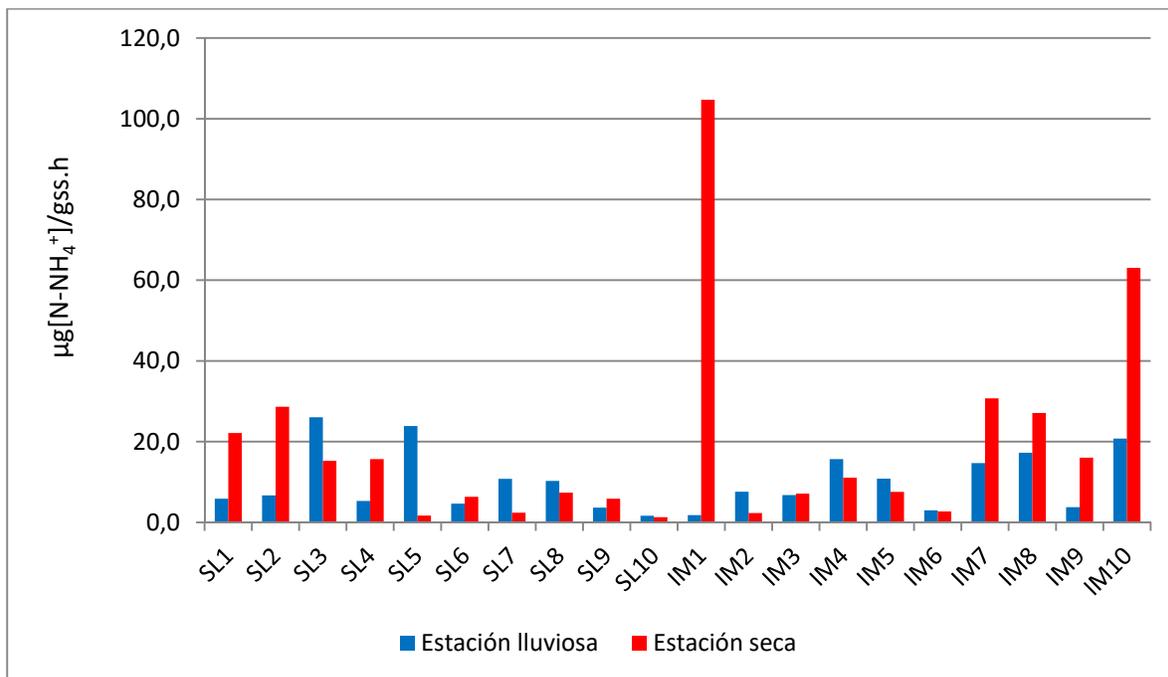


Figura 24.

Comparación de las variaciones de la actividad ureásica en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.

Adicionalmente, en la estación seca en el momento de la toma de muestra, se observó la presencia de la especie Carabela Portuguesa (*Physalia physalis*) en las zonas estudiadas (Rodríguez, 2020); una especie que genera toxinas compuestas por catecolaminas, aminas vasoactivas (histamina, serotoninas) bradicininas, colagenasas, hialuronidasas, proteasas, fosfolipasas, fibrinolisininas, dermatoneurotoxinas, cardiotoxinas, miotoxinas, nefrotoxinas, neurotoxinas y antígenos proteicos (Vera *et al.*, 2004); compuestos orgánicos que contienen grupos nitrogenados que pueden ser degradados por la ureasa, lo que incrementaría los valores de su actividad.

En diversas investigaciones se han reportados valores de la actividad enzimática de la ureasa, para suelos de distintas localidades. Entre 7,5 – 60,6 µgN-NH₄⁺/g ss.h,

para suelos aluviales de los Llanos Centro-Occidentales; en suelos de Calabozo, estado Guárico se han reportado actividades entre 5 - 86 $\mu\text{gN-NH}_4^+/\text{g ss.h}$, en suelos de la cuenca del Lago de Valencia, valores entre 16 – 86 $\mu\text{gN-NH}_4^+/\text{g ss.h}$ (Cañizales *et al.*, 2011). Estos valores son más altos que los reportados en esta investigación, lo que se asocia a los diferentes tipos de suelos evaluados.

Actividad proteasa: las proteasas son enzimas que catalizan la hidrólisis de proteínas a compuestos menos complejos como polipéptidos y aminoácidos. La proteólisis es un proceso importante en el ciclo del nitrógeno, considerada como una etapa que limita la tasa de mineralización del nitrógeno en el suelo. En tal sentido, la actividad de las proteasas se considera un indicador del potencial de mineralización de los compuestos orgánicos nitrogenados en el suelo y su disponibilidad como nutriente. Las proteasas bacterianas y fúngicas participan en el ciclo del carbono y el nitrógeno (Furtak y Galqzka, 2019).

En el caso de las variaciones estacionales, se reflejó diferencia significativa para la actividad proteasa. Esto permite inferir que los microorganismos tienen un comportamiento estacional en este tipo de suelos, debido a la disponibilidad de sustrato y cambios en las condiciones hidrodinámicas de las zonas estudiadas. Esto tiene incidencia en las actividades enzimáticas evaluadas en las zonas de estudio.

En la figura 25 se muestra la variabilidad de la actividad enzimática de la proteasa en las unidades de muestreo seleccionadas. Los valores oscilan desde 9,7 hasta 153,1 μg tirosina/gss.h en la estación lluviosa y desde 14,9 hasta 115,3 μg tirosina/gss.h en la estación seca. Se observaron los valores más altos en las unidades de muestreo SL1 y SL2 para la estación lluviosa. En estas zonas, también se observaron los valores más altos de carbono orgánico total (COT); esto coincide con lo planteado por Madejón *et al.* (2007), quienes reportaron una alta dependencia de la funcionalidad de las enzimas del suelo con el contenido de materia orgánica. Resultados similares fueron reportados por Cañizales *et al.*, (2011) quienes encontraron una disminución de la actividad de esta enzima a estratos más profundos y lo relacionaron con el contenido de carbono orgánico. Ferreras *et al.*, (2015) también reportan incremento de la actividad microbiana como resultado de un aumento de la

fracción de carbono fácilmente oxidable, que a su vez, genera una mayor producción de enzimas vinculadas a la degradación de sustratos y liberación de nutrientes.

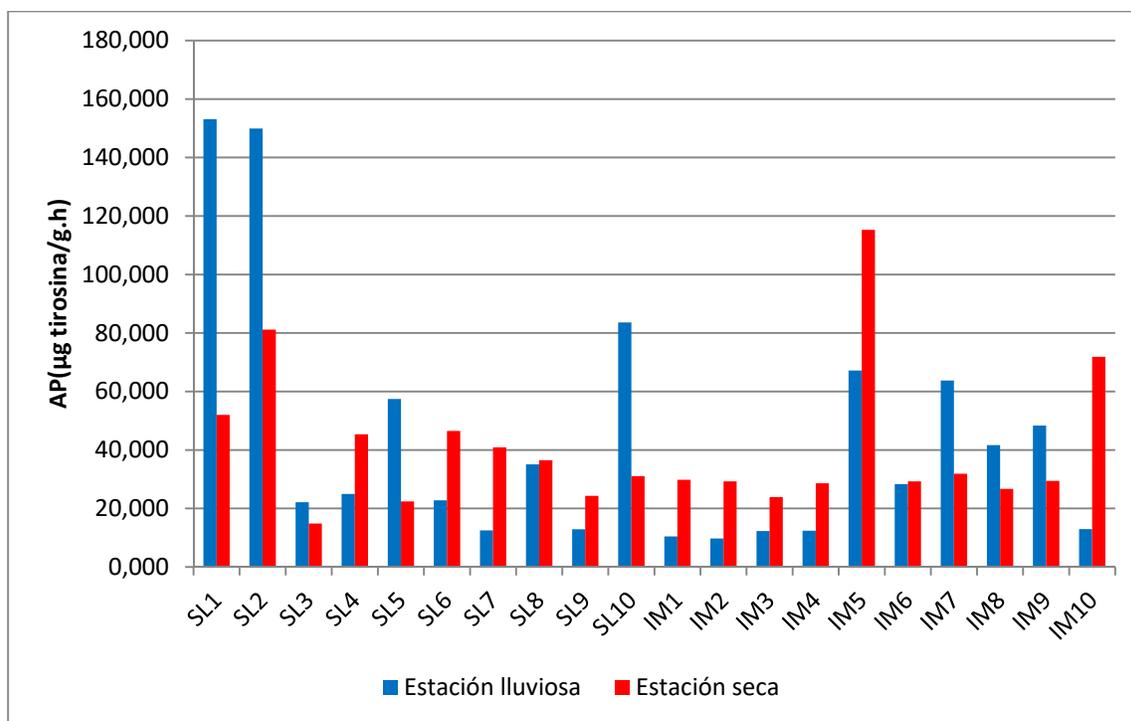


Figura 25.

Comparación de las variaciones de la actividad proteasa en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca, Julio 2019 y Marzo 2020.

Tomando en cuenta lo descrito, se puede establecer que las actividades de las enzimas evaluadas son sensibles a las actividades antrópicas que generan impacto ambiental, así como a las características físicas y químicas de los suelos de las playas arenosas evaluadas; mientras que la actividad microbiológica, la biomasa microbiana y el número de microorganismos y las variables ecofisiológicas son parámetros que pueden ser considerados indicadores por su sensibilidad a las variaciones estacionales, en los suelos de estudio.

Tabla 7.

Correlaciones (Spearman) entre parámetros bioquímicos en las unidades de muestreo de las playas seleccionadas en el municipio Puerto Cabello en las estaciones lluviosa y seca.

	AM	C biomasa	AC	AU	AP	MT	qCO ₂	qmic	qCO ₂ /COT
AM		0,5383	-0,01534	-0,1719	-0,0696	0,03353	0,32839	0,070895	0,32839
C biomasa			0,04906	0,1563	0,1826	0,1251	-0,41829	0,54836	-0,41829
AC				-0,1857	0,2276	-0,01439	0,079915	0,029841	0,079915
AU					0,0828	0,22436	-0,26687	0,036364	-0,26687
AP						0,07613	0,25731	0,26564	-0,25731
MT							0,1539	0,085334	0,1539
qCO ₂								-0,55564	0,36956
qmic									-0,063985

Los resultados en color rojo indican diferencias significativa ($p < 0,05$)

AM= actividad microbiológica, **Cbiomasa**=carbono de la biomasa microbiana, **AC**= actividad de la catalasa, **AU**= actividad de la ureasa, **AP**= actividad de la proteasa, **MT**= microorganismos totales, **qCO₂**= cociente metabólico, **qmic**= cociente microbiano, **qCO₂/COT**= cociente de eficiencia metabólica.

Con el fin de estudiar las relaciones entre las variables se realizó un análisis de correlación de Spearman (Tabla 7), donde se evidenció una relación positiva entre el carbono de la biomasa y la actividad microbiológica. Estas son propiedades bioquímicas sensibles para monitorear la mineralización de la materia orgánica (De La Portilla *et al.*, 2021) por lo que es razonable la relación positiva entre ambas. La actividad respiratoria en relación al tamaño de la población microbiana se considera un indicador de la energía requerida para el mantenimiento de los microorganismos y de eficiencia metabólica (Ferrerías *et al.*, 2015).

La relación entre el número de microorganismos y la actividad ureásica se puede asociar al hecho de que gran parte de ellos sean ureotélicos, estos se encuentran en suelos contaminados con urea, orina y lodos, entre otros. Estos incluyen hongos (*Aspergillus sp.*, *Neurospora sp.*, *Penicillium sp.*, *Coprinus sp.*), levaduras (*Aureobasidium sp.*), bacterias del suelo (*Sarcina ureae*, *Bacillus sp.*, *Streptococcus sp.*, *Nitrosomonas sp.*) y cianobacterias (*Spirulina máxima*). La actividad de la ureasa en el suelo está relacionada con la presencia de estos microorganismos y su actividad (Furtak y Galqzka, 2019). Se reflejó correlación negativa entre el cociente de eficiencia metabólica y las actividades enzimáticas de la ureasa y proteasa y el qmic, debido a que estas enzimas favorecen la disponibilidad de nutrientes para los microorganismos, específicamente COT.

III.4 Conclusiones

- La actividad microbiológica y el carbono de la biomasa microbiana varían con la estacionalidad en los suelos de playas arenosas siendo mayor en la estación seca, debido al incremento de la tasa de descomposición de la materia orgánica y liberación de CO₂ y a la mayor disponibilidad de sustrato para los microorganismos.

- El cociente microbiano aumenta en la estación seca en las unidades de muestreo donde el COT es muy bajo y los valores de biomasa microbiana son relativamente altos, por lo que las comunidades microbianas son más eficientes en fijar mayor proporción de carbono entrante como carbono microbiano.

- Se evidenció una relación positiva entre el carbono de la biomasa y la actividad microbiológica. También entre el número de microorganismos con el carbono de la biomasa microbiana y con la actividad de la enzima ureasa, lo que pone de manifiesto que las enzimas tienen relación directa con la población microbiana.

- El cociente de eficiencia metabólica mostró correlación negativa con el carbono de la biomasa microbiana y el número de microorganismos, lo que puede asociarse a que un aumento en estos dos parámetros implica una disminución del cociente metabólico. También se reflejó correlación negativa entre este cociente y las actividades enzimáticas de la ureasa y proteasa y el qmic, debido a que estas enzimas favorecen la disponibilidad de nutrientes para los microorganismos.

- Las actividades de las enzimas evaluadas son sensibles a las actividades antrópicas que generan impacto ambiental, así como a las características físicas y químicas de los suelos de las playas arenosas evaluadas; mientras que la actividad microbiológica, la biomasa microbiana y el número de microorganismos y las variables ecofisiológicas son parámetros que pueden ser considerados indicadores por su sensibilidad a las variaciones estacionales, en los suelos de estudio.

- Los parámetros microbiológicos y bioquímicos evaluados mostraron alta variabilidad por lo que resultan buenos indicadores de calidad ambiental en suelos de playas arenosas.

III. 5 Referencias

- Alef, K. y Nannipieri, P. (1995). *Methods in Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-513840-6.X5014-9>.
- Anderson, J. y Domsch, K. (1978). A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry*. Vol. 10: 215-221. DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(78\)90099-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(78)90099-8)
- Anderson, T. y Domsch, K. (1993). *The metabolic quotient for CO₂ (qCO₂) as a specific activity parameter to assess the effects of environmental conditions, such as pH, on the microbial biomass of forest soils*. *Soil Biology Biochemistry*. Vol. 25, N° 3, pp. 393-395. DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(93\)90140-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(93)90140-7)
- Atlas, R. y Bartha, R. (2005). *Ecología microbiana y Microbiología ambiental*. Editorial Pearson. 4° ed. ISBN:84—7829-039-7.
- Cañizales, N.; Tovar, M. y Ruiz, M. (2011). *Actividad enzimática en suelos aluviales de los Llanos Centro-Occidentales*. Conferencia: XIX Congreso Venezolano de la Ciencia del Suelo. Calabozo, Estado Guárico, Venezuela. Volumen 1. Disponible en: <https://www.researchgate.net/publication/>
- Celis, J.; Sandoval, M. y Zagal, E. (2009). *Actividad respiratoria de microorganismos en un suelo patagónico enmendado con lodos salmonícolas*. *Archivo médico veterinario*. 41, 275-279. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0301-732X2009000300013>
- Cortez, J.; Ruiz, Y.; Medina, L. y Valbuena, O. (2013). *Efecto de medios de cultivo preparados con agua de mar sobre indicadores sanitarios en aguas marinas de balnearios de Chichiriviche, estado Falcón, Venezuela*. *Revista de la Sociedad Venezolana de Microbiología*. Vol. 33: 122-128. Disponible en: <http://www.scielo.org.ve/pdf/rsvm/v33n2/art07.pdf>
- Cui, H.; Bai, J.; Du, S.; Wang, J.; Nitta, G.; Wang, W.; Zhang, G. y Jia, J. (2021). *Interactive effects of groundwater level and salinity on soil respiration in coastal wetlands of a Chinese delta* *Environmental Pollution*. Vol. 286, N° 117400, DOI:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.117400>.
- De La Portilla, N.; Vaca, R.; Del Águila, P.; Salinas, L.; Yañez, G. y Lugo, J. (2021). *Carbono de la biomasa microbiana, respiración basal y cinética del carbono de dos suelos erosionados enmendados con biosólidos*. *Revista Internacional de*

- Contaminación Ambiental. Vol. 37, pp. 443-453. DOI: <https://doi.org/10.20937/RICA.53863>.
- Dilly, O. (2005). *Microbial Energetics in Soils*. pp: 123-138. En: Soil Biology, Volume 3. Microorganisms in Soils: Roles in Genesis and Functions. Editorial F. Buscot and A. Varma. Springer-Verlag. Disponible en: <https://link.springer.com/book/10.1007/b137872>
- Fernández, R.; Frasier, I.; Rorig, M.; Quiroga, A. y Noellemeyer, E. (2018). *Evaluación de indicadores biológicos en suelos de la región semiárida pampeana central*. Ecología Austral, vol. 28, pp. 145-156. DOI: <https://doi.org/10.25260/EA.18.28.1.0.555>.
- Fernández, A.; Fari, A. y Satti, P. (2014). *Factores que influyen sobre la actividad microbiana en basureros de hormigas cortadoras de hojas*. Ecología Austral. 24: 103-110. Disponible en: http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1667782X2014000100012
- Ferreras, L.; Toresani, S.; Faggioli, V. y Galrza, C. (2015). *Sensibilidad de indicadores biológicos edáficos en un Argiudol de la Región Pampeana Argentina*. Spanish Journal of Soil Science. 5(3): 227-242. DOI: <https://doi.org/10.3232/SJSS.2015.V5.N3.04>.
- Fuentes, M. (2008). *Metales pesados Cu, Cr, Ni, Zn, Pb y Cd en los sedimentos del muelle pesquero de Güiria, estado Sucre, Venezuela*. Tecnociencia, 10(2): pp.61-79. Disponible en: <https://revistas.up.ac.pa/index.php/tecnociencia/article/view/848>.
- Furtak, K y Galpcka, A. (2019). *Enzymatic activity as a popular parameter used to determine the quality of the soil Environment*. Polish Journal of Agronomy, 37:22-30. DOI: <https://doi.org/10.26114/pja.iunq.385.2019.37.04>.
- García, C., Gil, F., Hernández, T. y Trasar, M. (2003). *Técnicas de Análisis de Parámetros Bioquímicos en suelos. Medida de Actividades Enzimáticas y Biomasa Microbiana*. Editorial Mundi-Prensa. España. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/297391312_SOBRE_LAS_ENZIMAS_DEL_SUELO_Y_SUS_TECNICAS_DE_MEDIDA
- Gili, P.; Marando, G.; Irisarri, J. y Sagardoy, M. (2004). *Actividad biológica y enzimática en suelos afectados por sales del Alto Valle de Río Negro y Neuquén*. Revista Argentina de Microbiología, 36(4):187-192. Disponible en: http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S032575412004000400008.
- Glamoclija, M; Ramirez, S.; Sirisena, K. y Widanagamage, I. (2019). *Subsurface Microbial Ecology at Sediment-Groundwater Interface in Sulphate-Rich Playa;*

- White Sands National Monument, New Mexico.* *Frontiers in Microbiology*, 10:2595. DOI: <http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2019.02595>.
- González, H.; González, A.; Atencio, J. y Soto, A. (2021). *Evaluación de calidad de suelos plataneros a través de la actividad microbiana en el sur el lago de Maracaibo, estado Zulia, Venezuela.* *Revista de la Facultad de Agronomía (LUZ)*, 38:01-25. DOI: [https://doi.org/10.47280/RevFacAgron\(LUZ\).v38.n1.03](https://doi.org/10.47280/RevFacAgron(LUZ).v38.n1.03).
- Hernández, I. (2019). *Impacto de actividades antrópicas sobre parámetros microbiológicos y bioquímicos del suelo: tres casos de estudio.* *Acta Biológica Venezolana*, vol. 39, n°1, pp. 73-90. Disponible en: https://saber.ucv.ve/ojs/index.php/revista_abv/article/view/19382.
- Jenkinson, D. y Powlson, D. (1976). *The effect of biocidal treatments on metabolism in soil-V. A method for measuring soil biomass.* *Soil Biology and Biochemistry*, vol. 8, n° 3, pp. 209-213. DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(76\)90005-5](https://doi.org/10.1016/0038-0717(76)90005-5).
- Jenkinson, D.; y Powlson, D. (1976). *The effect of biocidal treatments on metabolism in soil. I. Fumigation with chloroform.* *Soil Biology and Biochemistry*. 8: 1167-177. DOI: [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(76\)90001-8](https://doi.org/10.1016/0038-0717(76)90001-8)
- 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://doi.org/10.2136/sssaj1964.03615995002800020024x>
- 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>
- 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 [https://doi.org/10.1016/0038-0717\(72\)90038-7](https://doi.org/10.1016/0038-0717(72)90038-7).
- Lázaro, J. (2015). *Actividad enzimática en suelos contaminados por metales pesados y sus implicaciones como indicadores de calidad.* Trabajo de Fin de Grado. Facultad de Farmacia. Universidad Complutense de Madrid. Disponible en: <https://docta.ucm.es/entities/publication/751992d6-c0df-4b52-8d2d-8ac51848ba6c>.
- Liu, Y.; Zhao, C.; Shang, Q. y Wang, L. (2019). *Responses of soil respiration to spring drought and precipitation pulse in a temperate oak forest.* *Agricultural and Forest Meteorology*. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2019.01.029>
- Madejón, E.; Moreno, F.; Murillo, J. y Pelegrín, F. (2007). *Laboreo de conservación: efectos a largo plazo sobre el carbono orgánico y propiedades bioquímicas del estrato superficial de un suelo representativo de Andalucía occidental.* *Tendencias Actuales de la Ciencia del Suelo*. Disponible en: <http://hdl.handle.net/10261/37678>.

- Moghimian, N.; Mohsen, S.; Kooch, Y. y Zarei, B. (2019). *Evaluating soil biochemical/microbial índices as ecological indicators of different land use/cover in Northern Iran*. Acta Ecológica Sinica. Vol. 39, pp. 328-333. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chnaes.2019.05.006>.
- Montserrat, V. (2020). *Desarrollo de indicadores Bioquímicos de Calidad de Suelos del Sudoeste Bonaerense con Enmiendas de Residuos y Efluentes Agroindustriales*. AJEA- Actas de Jornadas y Eventos Académicos de UTN. V Jornadas de Intercambio y Difusión de los Resultados de Investigaciones de los Doctorados en Ingeniería. <https://doi.org/10.33414/ajea.5.787.2020>
- Osorio, N. (2009). *Microorganismos del suelo y su efecto sobre la disponibilidad y absorción de nutrientes por las plantas*. En Sociedad Colombiana de la Ciencia del Suelo & Centro Nacional de Investigaciones de Café (Eds.). *Materia orgánica, biología del suelo y productividad agrícola: Segundo Seminario Regional Comité Regional Eje Cafetero* (pp. 4371). Cenicafé. https://doi.org/10.38141/10791/0003_3.
- Paolini, J. (2017). *Actividad microbiológica y biomasa microbiana en suelos cafetaleros de los Andes venezolanos*. Terra Latinoamericana, vol. 36, pp.13-22. <https://doi.org/10.28940/terra.v36i1.257>.
- Pardo, Y. J. (2018). *Fluctuación temporal y efecto de las variedades de café sobre las propiedades bioquímicas y microbiológicas como indicadores de calidad del suelo en sistemas agroforestales*. Universidad Central de Venezuela, Facultad de Agronomía, Área de Estudios de Postgrado. Postgrado en Ciencia del Suelo. Tesis Doctoral. 205 p.
- 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, vol. 22, n° 1. DOI: <https://doi.org/10.31910/rudca.v22.n1.2019.1144>
- Reyes, A. (2019). *Características de la actividad enzimática y el humus en suelos de chinampa*. Terra Latinoamericana, 37: 339-349. DOI: <https://doi.org/10.8940/terra.v37i4.487>
- Rodríguez, P. (10 de Marzo del 2020). Peligroso cardumen de “aguamala” amenaza a playas porteñas. *Te Lo Cuento Todo*. <https://telocuentotodo.com/2020/03/10/peligroso-cardumen-de-aguamala-amenaza-a-playas-portenas/>
- Shi, A. y Marschner, P. (2017). *Soil respiration and microbial biomass in multiple drying and rewetting cycles-Effect of glucose addition*. Geoderma. Vol. 305, pp. 219-227. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2017.06.010>.

- Silva, R.; Martínez, M.; Moreno, P.; Mendoza, E.; López, J.; Lithgow, D.; Vásquez, G.; Martínez, R.; Monroy, R.; Cáceres, J.; Ramírez, A. y Boy, M. (2017). *Aspectos generales de la zona costera*. UNAM- INECOL. Disponible en: <http://www.inecol.mx/inecol/libros>.
- Stotzky, G. (1965). *Microbial respiration*. En: Black, C.; Evans, D.; White, J.; Ensminger, I.; Clark, F. *Methods of Soil Analysis*, Part 2. Agronomy 9. American Society of Agronomy, Madison. pp. 1550-1572
- Tan, X.; Xie, B.; Wang, J.; He, W.; Wang, X. y Wei, G. (2014). *County-Scale Spatial Distribution of Soil Enzyme Activities and Enzyme Activity Indices in Agricultural Land: Implications for Soil Quality Assessment*. The Scientific World Journal. <http://dx.doi.org/10.1155/2014/535768>.
- Vallejo, V.; Afanador, L.; Hernández, M. y Parra, D. (2018). *Efecto de la implementación de diferentes sistemas agrícolas sobre la calidad del suelo en el municipio de Cachipay, Cundinamarca, Colombia*. Bioagro, 30(1), 27-38. Disponible en: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=7135241>.
- Vásquez, J.; Macías, F. y Menjivar, J. (2013). *Respiración del suelo según su uso y su relación con algunas formas de carbono en el Departamento del Magdalena, Colombia*. Bioagro. 25(3): 175-180.
- Velez, J. (2019). *Efectos de perturbaciones naturales y antropogénicas sobre las comunidades macrobentónicas en playas arenosas del Cantón San Vicente, Manabí-Ecuador*. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Agraria La Molina. Perú. Disponible en: <http://repositorio.lamolina.edu.pe/handle/20.500.12996/4363>.
- Vera, C.; Kolbach, M.; Zegpi, M.; Vera, F. y Lonza, J. (2004). *Picaduras de medusas: actualización*. Revista Médica de Chile. Vol. 132 (2): 233-241. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0034-98872004000200014>.
- Xie, X.; Pu, L.; Wang, Q.; Zhu, M.; Xu, Y. y Zhang, M. (2017). *Response of soil physicochemical properties and enzyme activities to long – term reclamation of coastal saline soil, Eastern China*. Science of the Total Environment, 607-608: 1419-1427. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.05.185>.
- Yan, N.; Marschner, P.; Cao, W.; Zuo, Ch. y Qin, W. (2015). *Influence of salinity and water content on soil microorganisms*. International Soil and Water Conservation Research. <http://dx.doi.org/10.1016/j.iswcr.2015.11.003>
- Yang, Y.; Shi, Y.; Fang, .; Chu, H. y Adams, . (2022). *Soil Microbial Network Complexity Varies with pH as a Continuum, not a Threshold, across the North*

- China Plain*. *Frontiers in Microbiology* 13: 895687. DOI: <http://dx.doi.org/10.3389/fmicb.2022.895687>.
- Yost, J. y Hartemink, A. (2019). *Soil organic carbon in sandy soils: A review*. *Advances in Agronomy*. Elsevier Inc. DOI: <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2019.07.004>.
- Zhang, C. Nie, S. Liang, J. Zeng, G. Wu, H. Hua, S. Liu, J. Yuan, Y. Xiao, H. Deng, L. y Xiang, H. (2016). *Effects of heavy metals and soil physicochemical properties on wetland soil microbial biomass and bacterial community structure*. *Science of the Total Environment*. 557-558: 785-790. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.170>.
- Zhao, M.; Guo, S. y Wang, R. (2021). *Diverse soil respiration responses to extreme precipitation patterns in arid and semiarid ecosystems*. *Applied Soil Ecology*. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.103928>

CAPÍTULO IV. *Variabilidad del contenido de metales biodisponibles en los suelos seleccionados.*

CAPITULO IV. Variabilidad del contenido de metales biodisponibles en los suelos seleccionados.

IV.1. Introducción

El término metales pesados se refiere al grupo de metales y metaloides de masa relativamente alta ($>4,5 \text{ g/cm}^3$) como Pb, Cd, Cu, Hg, Sn y Zn, que pueden causar problemas de toxicidad. Estos elementos aparecen de forma natural en bajas concentraciones en suelos. Muchos de ellos son micronutrientes esenciales para plantas, animales y humanos, pero en concentraciones altas pueden causar fitotoxicidad y dañar la salud humana a causa de su naturaleza no biodegradable, que causa que se acumulen fácilmente en los tejidos y organismos vivos.

La capacidad de adsorción del suelo tiene un efecto importante en la biodisponibilidad de los metales pesados y los metaloides. La captación biológica de metales por la biota del suelo y las plantas ocurre sólo cuando los metales están en forma iónica. Muchos metales se presentan en formas catiónicas simples, pero algunos como el As y el Cr forman oxoaniones más complejos. Los metales son adsorbidos sobre la superficie de materia orgánica muy fina en los suelos (humus), minerales de arcilla, oxihidróxidos de Fe y Mn y algunas sales escasamente solubles como el CaCO_3 (Rodríguez *et al.*, 2019).

Las actividades antropogénicas, como la minería y las industrias de procesamiento de metales, son consideradas las principales fuentes de contaminación por metales en el suelo. En tal sentido, Cai *et al.*, (2015), consideran que la exposición a metales pesados contribuye a los riesgos en la salud de los habitantes de las zonas cercanas a la mina Tonglushan en Hubei, China. Estudiaron los suelos de las zonas cercanas a la mina y determinaron que las concentraciones de Cd (2,59 mg/kg), Cu (386 mg/kg), Pb (120 mg/kg) y As (35,4 mg/kg) exceden los valores estándar de calidad del suelo, específicamente con el Cu y el Cd, por lo que estiman que están severamente contaminados.

Estas especies pueden encontrarse en el suelo bajo distintas formas químicas interrelacionadas, como lo evidencian Yin *et al.*, (2016), en su investigación sobre las asociaciones de metales pesados con óxidos de hierro cristalizados en suelos contaminados alrededor de áreas mineras en la provincia de Guangdong, China. En este caso, se determinó que las muestras de suelo utilizadas están altamente contaminadas con Cd, Pb, Zn y Cu, en distintas concentraciones. Independientemente del tipo de fracción de suelo analizada, se observó que el Cd se encuentra mayoritariamente asociado a óxidos de hierro cristalinos; el Pb, se encuentra principalmente de forma residual; el Zn, se encuentra en proporciones similares en forma residual y asociado a los óxidos de hierro y el Cu varía en cuanto a las proporciones en asociaciones con óxidos de hierro cristalinos y en forma residual. Estos resultados evidenciaron el incremento de la movilidad de estos metales lo que a su vez aumenta su riesgo ambiental.

Con respecto a los efectos de los metales pesados a los microorganismos presentes en el suelo, Zhang *et al.* (2016) estudiaron los efectos de los metales pesados y las propiedades fisicoquímicas del suelo en microorganismos a fin de establecer parámetros que permitan evaluar cambios en la estructura de las comunidades microbianas. Para ello abarcaron tres áreas de estudio, con tres características definidas: zona con alto impacto humano, zona con alto impacto industrial y áreas protegidas; Jushan Island, LuJiao Port y Caisang Lake, China. Dentro de los hallazgos del estudio, se evidencia que la contaminación por metales pesados ha modificado el microambiente del suelo lo que en conjunto con las propiedades fisicoquímicas redujo la biomasa microbiana del suelo. El Cr y el Cd fueron los metales que más incidieron en los cambios estructurales de las comunidades microbianas. En muchos casos, estos cambios estructurales son debidos a los diversos mecanismos de respuesta de los microorganismos.

En este orden de ideas, Li *et al.*, (2017), estudiaron la respuesta de las comunidades microbianas de suelos contaminados por metales pesados y sus interacciones con estas especies a fin de demostrar la hipótesis planteada de que las variaciones en las interacciones de los microorganismos contribuyen a su adaptación a metales pesados. Los resultados que (Voglar *et al.*, 2018) obtuvieron indican que la

composición estructural de las comunidades microbianas, así como sus interrelaciones, varían la estrecha adaptabilidad de los microorganismos a la contaminación por metales pesados; de los grupos de microorganismos utilizados, el *archaea* fue el que presentó resistencia a metales.

Los metales pesados no sólo influyen en suelos de uso agrícola o relacionados con actividades mineras, también pueden afectar los ecosistemas costeros. En ese orden de ideas, Doria (2018), estudió la concentración de metales pesados (Cr, V, Cd, Zn, Pb, Ni Hg y Cu) en sedimentos superficiales de playas turísticas de La Guajira para conocer lo niveles de línea base y contaminación. El estudio reflejó que las concentraciones de Cr, Zn y Ni se encontraron por debajo de un nivel de contaminación ligera en los sedimentos que son tolerados por la mayoría de las especies bentónicas, aunque no se descartó una contribución antropogénica relacionada con el vertimiento de aguas servidas, minería y descarga de los ríos.

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 biológicas (Lago, 2018).

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 minas (Alloway, 2013).

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 otros). 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 químicas (Lago, 2018). 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 suelo (Nannoni y Protano, 2016). Según Peijnenburg *et al.*, (2007), 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 sedimento (Fuentes, 2008).

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 hombre (Doria, 2018). En tal sentido, la estimación de la concentración de los metales pesados en los suelos de las zonas de playas es de gran importancia porque contribuye a la evaluación de la calidad ambiental del suelo y a la toma de decisiones para el desarrollo de métodos de remediación adecuados a las características físicas, químicas y biológicas del medio. Por ello, en esta investigación se plantearon como objetivos evaluar el contenido de metales biodisponibles y analizar su relación con los parámetros fisicoquímicos y biológicos en suelos arenosos de playas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo, Venezuela.

IV.2. Metodología

Las muestras de suelo empleadas, para el análisis del contenido de metales pesados biodisponibles, se recolectaron tal como se describe en el capítulo II, para la determinación de los parámetros físicos y químicos de los suelos arenosos de las playas seleccionadas del Municipio Puerto Cabello.

Para la extracción de los metales disponibles se aplicó el método descrito por Briceño *et al.*, (2020), empleando una mezcla extractante preparada con EDTA 0,05M, trietanolamina 0,1 M y $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ 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 HNO_3 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 procedimiento se realizó mediante un espectrofotómetro de absorción atómica de llama de la serie SOLAAR empleando como fuente de radiación una lámpara de cátodo hueco para cada metal en particular.

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.

IV.3. Discusión de resultados

Los metales evaluados fueron Ni, Cu, Cr y Pb, determinados por espectrometría de absorción atómica con llama. En principio, se realizaron las curvas de calibración para cada elemento (Anexo 5) y se estudió el efecto matriz de los suelos de las tres playas, tanto en zona seca como en zona intermareal. Los resultados obtenidos se reflejan en la Tabla 8 donde se muestran los resultados según el procedimiento descrito por Benítez *et al.* (2018), las gráficas obtenidas se muestran en el Anexo 5.

Tabla 8.

Comparación de las curvas de calibración para la estimación del efecto matriz en los suelos arenosos de las playas El Palito, Waikiki y Blanca.

Unidades de muestreo	F cal	F tab	Homogeneidad de la varianza	t cal	t tab	Conclusión
EPS	2,333	19	Si	0,289	1,943	No existe efecto matriz
EPH	2,667	19	Si	0,331	1,943	No existe efecto matriz
WS	2,667	19	Si	0,331	1,943	No existe efecto matriz
WH	4,148	19	Si	0,457	1,943	No existe efecto matriz
PBS	9,000	19	Si	0,633	1,943	No existe efecto matriz
PBH	1,594	19	Si	0,163	1,943	No existe efecto matriz

Fcal= valor calculado para aplicar la prueba F para comparar las varianzas; **Ftab**= valor tabulado par la prueba F; **t cal**= valor calculado para la prueba t; **t tab**= valor tabulado para la prueba t

La aplicación del procedimiento estadístico arrojó como resultados que no existe diferencia significativa entre las pendientes de las curvas de calibrado, lo que permite concluir que no existe efecto matriz significativo. En la tabla 9 se presentan los límites de detección y cuantificación para cada uno de los metales evaluados. El límite de detección (LD) es la concentración más baja del analito que puede ser detectada por el método a un nivel de confianza especificado; mientras que el límite de cuantificación (LC) es el mínimo nivel de analito que puede ser determinado con un desempeño aceptable (Eurolab, 2016). Se evidencia los valores más altos de límite de cuantificación para el Cu y el Pb.

Tabla 9.

Límites de detección y cuantificación e intervalo lineal de los metales biodisponibles evaluados en las unidades de muestreo seleccionadas de las playas El Palito Waikiki y Blanca del municipio Puerto Cabello, en las estaciones lluviosa y seca.

Parámetro	Ni	Cr	Cu	Pb
LD (mg/L)	0,24	0,62	0,99	0,76
LC (mg/L)	0,79	2,05	3,30	2,53

En la tabla 10 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 mineralógicas (Yin *et al*, 2016). 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; por tanto, éstas especies son inestables en condiciones reductoras. 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 baja (González *et al.*, 2011).

Tabla 10.

Contenido de plomo disponible 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.

Unidad de muestreo	Estación lluviosa	Estación seca
	mg Pb/k ss	mg Pb/k ss
SL1	21,6± 0,7	23,6± 0,9
SL2	20,2± 0,6	23,6± 0,9
SL3	21,6± 0,1	21,8± 0,8
SL4	22,3± 0,8	21,0± 0,7
SL5	27,0± 0,7	20,2± 0,8
SL6	23,9± 0,9	23,5± 0,7
SL7	25,3± 0,9	22,0± 1,4
SL8	23,9± 0,9	19,2± 0,7
SL9	19,9± 0,7	21,0± 0,8
SL10	23,0± 1,0	20,22± 0,03
IM1	22,9± 0,1	24,1± 0,9
IM2	23,7± 0,8	22,7± 0,9
IM3	23,0± 1,0	23,0± 1,5
IM4	23,9± 0,8	21,3± 0,1
IM5	23,4± 0,9	17,8± 0,1
IM6	20,7± 0,8	17,9± 0,1
IM7	25,2± 0,9	19,3± 0,1
IM8	24,3± 0,9	20,6± 0,1
IM9	23,7± 0,8	18,0± 0,1
IM10	25,4± 0,8	21,3± 0,1

Los metales pesados son fuertemente adsorbidos por los compuestos orgánicos e inorgánicos que son constituyentes coloidales del suelo. 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 para

los organismos terrestres y acuáticos. La fuerza con la que los metales son retenidos en los suelos depende de: las 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-metal (Young, 2013).

Los resultados obtenidos reflejan que de los metales evaluados, sólo se detectó Pb. Esto permite inferir que tanto el níquel, cromo y cobre pueden estar ausentes en la matriz del suelo o encontrarse en fracciones con baja biodisponibilidad o movilidad, como por ejemplo, la fracción residual. González *et al.* (2011), 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), 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.

En la tabla 11 se muestran valores límite de metales en suelos de uso residencial, tomado de Rodríguez *et al.* (2019). 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 nuestro país, 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 2635, en el Anexo D, donde se

establecen las concentraciones máximas permitidas para lixiviados, los valores reflejados en la Tabla 16 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.

Tabla 11.

Valores límite de Cr, Cu, Pb y Ni para uso en terrenos residenciales para diferentes países. (Tomado de Rodríguez et al., 2019).

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

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 en otros países, éstas pueden tener efectos negativos sobre los microorganismos y las especies vegetales características de la zona. Li *et al.* (2017), 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) 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), 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.

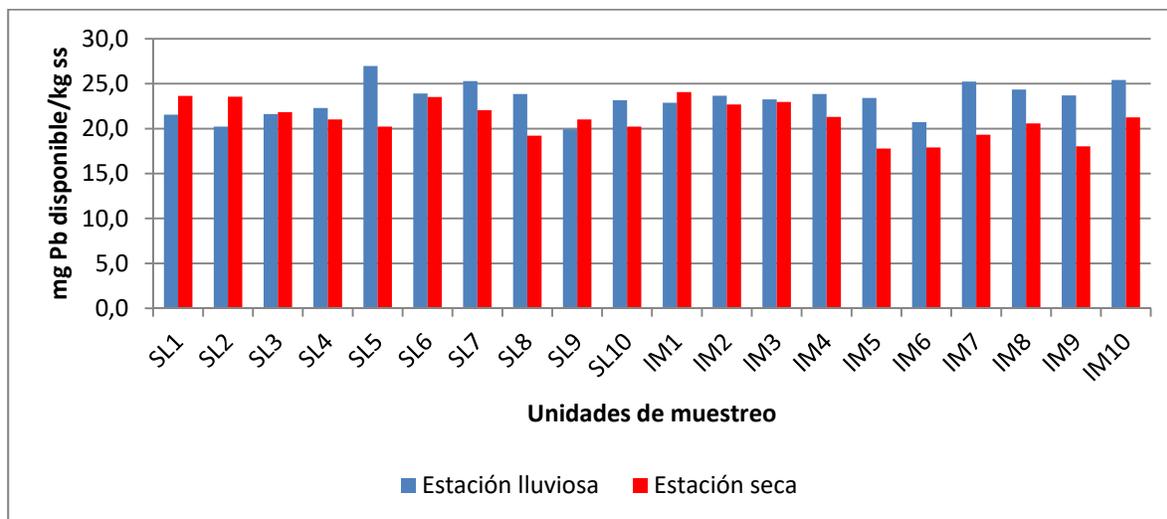


Figura 26.

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 26 se muestra una comparación del contenido de Pb biodisponible en las estaciones lluviosa y seca en los suelos de las playas estudiadas. Este varía de 19,9 a 27,0 mg Pb disponible/kgss en la estación lluviosa y de 17,8 a 24,1 mg Pb disponible/kgss en la estación seca. 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 en el suelo.

Adicionalmente, Steinnes (2013), 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.

Tabla 12.

Correlación entre los parámetros fisicoquímicos, biológicos y bioquímicos con el contenido de Pb disponible en suelos arenosos de las playas seleccionadas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Parámetro	Pb disponible (mg/kgss)
A (%)	-0,024939
Ar (%)	0,15292
L (%)	0,56671
pH	0,80791
Conductividad (mS/cm)	0,14776
RH (%)	0,78077
CH (%)	0,143
MO (%)	0,11715
COT (gC/kgss)	0,152
CIC (meq/100 gss)	0,037336
HTP (mg/kgss)	0,24787
Actividad microbiológica (mgC-CO ₂ /kgss.d)	-0,79003
Carbono de biomasa microbiana (mgCmic/kgss)	-0,66627
AC (mmoles H ₂ O ₂ /gss.h)	-0,082213
AU (µgN-NH ₄ ⁺ /gss.h)	0,22785
AP (µg tirosina/gss.h)	0,050338
MT(UFCx10 ³)	-0,0012272
qCO ₂ (mgC-CO ₂ /mgCmic.d)	-0,20274
qmic (mgCmic/gC)	-0,1601
qCO ₂ /COT (mgC-CO ₂ .kgss/mgCmic.d.gC)	-0,044176

Los resultados en color rojo indican diferencias significativa (p<0,05)

%A= contenido de arena; %Ar= contenido de arcilla; %L= contenido de limo; 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; AC= actividad catalasa; AU=actividad ureásica; AP= actividad proteásica; MC= microorganismos cultivables.

En la tabla 12 se muestran los resultados en la correlación del contenido de Plomo disponible con los diferentes parámetros fisicoquímicos, biológicos y bioquímicos determinados en los suelos evaluados. Se observa correlación entre el contenido de Pb disponible y la fracción de limo, esto puede atribuirse al hecho de que esta fracción no muestra variación entre las unidades de muestreo evaluadas y al presentarse pequeñas variaciones se evidencia efectos en otros parámetros evaluados como el contenido del metal, en este caso.

También se observó correlación positiva entre la fracción de plomo disponible y la retención de humedad. Este parámetro se asocia a las características texturales del suelo. La textura es un factor importante en la retención o liberación de elementos traza; los suelos de grano grueso tienden en menor proporción a la sorción de elementos metálicos que los de grano fino. La fracción de suelo de grado fino contiene partículas con grandes áreas superficiales como minerales arcillosos, oxihidróxidos de hierro y manganeso, ácidos húmicos y otros. Estas partículas proporcionan una fase sólida importante para retener cationes mediante sorción electrostática (Tack, 2010). La retención de humedad es un parámetro que aumenta en suelos de grano fino, con un mayor contenido de arcilla.

Se evidencia que la fracción disponible del metal, se correlaciona de manera positiva con el pH. En tal sentido, Young (2013) 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), manifiesta que el plomo en los suelos existe predominantemente en el estado de oxidación +2, y que es menos soluble con aumentos de pH, debido a la complejación con materia orgánica, sorción en materiales arcillosos o precipitación como carbonato, sulfato o fosfato; sin embargo, en nuestro caso el contenido de materia orgánica y de arcilla es bastante bajo, por lo que no cabría esperar este comportamiento en los suelos evaluados, tal como lo reflejan los resultados de la tabla anterior. Este autor también 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.

Se observó correlación positiva significativa entre la fracción de plomo disponible y el contenido de hidrocarburos totales de petróleo, lo que evidencia el aporte que realizan estas sustancias de este metal. Rodríguez, (2017) plantea que algunas sustancias químicas que pueden encontrarse en los HTP incluyen hexano, aceites minerales, benceno, tolueno, xilenos, naftalina y componentes de la gasolina, entre otros. Todas estas sustancias son derivados del petróleo y este recurso contiene una variedad de elementos inorgánicos como los metales pesados.

Otro de los resultados indicados en la tabla 18 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), 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), 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), 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), reportaron disminución en la respiración de los microorganismos en suelos del Mediterráneo en presencia de Antimonio (Sb). Xiao *et al.* (2017), 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 inhibitorio 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 éstas variables, ocasionando alteraciones en la calidad del suelo.

De igual forma, se deduce que la actividad microbiológica 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), 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.

Se observó correlación negativa significativa entre la fracción de plomo disponible y el carbono de biomasa microbiana, así como también, con el cociente metabólico. Tanto la actividad microbiológica como el carbono de la biomasa microbiana componen el cociente de eficiencia metabólica (qCO₂), en tal sentido, disminuciones en estos parámetros ocasionan la disminución de este coeficiente. La influencia de la contaminación por metales pesados, específicamente Pb en la actividad microbiológica, carbono y nitrógeno de biomasa microbiana, así como también en enzimas del suelo fue evaluada por Sun *et al.*, (2023). Dentro de los resultados reportaron disminución del carbono de la biomasa microbiana que se asoció a cambios en la estructura de las comunidades microbianas debido a contaminación por Pb⁺² en los suelos evaluados. También reportaron una reducción en la diversidad

funcional de las comunidades microbianas y en el número de microorganismos que pueden utilizar sustratos de fuentes de carbono y su capacidad para hacerlo.

Otra de las relaciones significativas observadas es con la actividad ureásica. Resultados similares fueron reportados por García *et al.*, (2012), donde encontraron un incremento de la actividad de la ureasa y proteasa en suelos contaminados con Pb. Esta tendencia permite inferir que posiblemente el Pb actúe como cofactor en la actividad enzimática de la ureasa en la hidrólisis de la urea.

IV. 4. 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.
- Las concentraciones de plomo disponible en los suelos arenosos evaluados se correlacionan de forma negativa, a un nivel significativo con la respiración basal y el carbono de la biomasa microbiana, debido a que este metal ejerce un efecto inhibitorio en la actividad microbiana y promueve cambios en las comunidades de los microorganismos presentes en este tipo de suelos.

- La respiración edáfica, estimada a través de la respiración basal, el carbono de la biomasa microbiana, estimado a través del método de fumigación-extracción y el cociente metabólico, pueden considerarse indicadores de alteraciones de la calidad de suelos arenosos de playas, producto de la presencia de metales como el plomo.
- La actividad ureasa aumenta con el contenido de plomo en los suelos evaluados debido a que esta especie favorece la actividad catalítica de esta enzima.
- 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.

IV.5. Referencias

- 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.
- Arévalo, E. Obando, M. Zuñiga, L. Arévalo, C. Baligar, V. y He, Z. (2016). *Metales pesados en suelos de plantaciones de cacao (Theobroma cacao L.) en tres regiones del Perú*. *Ecología Aplicada*. 15 (2): 81-89. DOI: <http://dx.doi.org/10.21704/rea.v15i2.747>
- 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>.
- Benítez, J.; Dorival, N.; Villalba, N. y Vilchez, J. (2018). *Validación de un método de análisis de benzofenonas en muestras de suelo por extracción con líquidos presurizados y cromatografía líquida acoplada a espectrometría de masas en tándem*. *Reportes Científicos de la FACEN*, 9(1): 51-63. <http://doi.org/10.18004/rcfacen201809015163>

- 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>
- 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>.
- 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)
- Cai, L. Xu, Z. Qi, J. Feng, Z. y Xiang, T. (2015). *Assessment of exposure to heavy metals and health risks among residents near Tonglushan mine in Hubei, China*. Chemosphere. 127: 127-135. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.01.027>
- 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>
- 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>.
- 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>
- 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>.
- Eurolab España. P.P. Morillas y colaboradores. 2016. *Guía Eurachem: La adecuación al uso de los métodos analíticos – Una Guía de laboratorio para la validación de métodos y temas relacionados* (1ª ed.). Disponible en: www.eurachem.org.
- 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>.
- 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>.
- 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/>
- 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>.
- Jaramillo, D. (2002). *Introducción a la ciencia del suelo*. Universidad Nacional de Colombia. Medellín. Disponible en: <https://repositorio.unal.edu.co/>
- 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>.
- 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>.
- 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>.
- 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)
- Lago, M. (2018). *Biodisponibilidad de metales pesados en suelos contaminados*. Tesis Doctoral. Universidad de Vigo. Disponible en: <http://www.investigacion.biblioteca.uvigo.es/>
- 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>.

- 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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.057>.
- 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>
- 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/.scitotenv.2016.05.208>.
- 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>.
- 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>.
- 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>
- Peijnenburg, W.; Zablotskaja, 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>.
- 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>.
- 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>.
- 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.

- 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>.
- 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/1080/00103629209368715>.
- 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>.
- 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>.
- 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>.
- 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>.
- 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.
- Zhang, C. Nie, S. Liang, J. Zeng, G. Wu, H. Hua, S. Liu, J. Yuan, Y. Xiao, H. Deng, L. y Xiang, H. (2016). *Effects of heavy metals and soil physicochemical properties on wetland soil microbial biomass and bacterial community structure*. Science of the Total Environment. 557-558: 785-790. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.01.170>.

CAPÍTULO V. *Formulación de un índice de calidad para los suelos arenosos de zonas costeras.*

CAPITULO V. Formulación de un índice de calidad para los suelos arenosos de zonas costeras.

V.1. 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 (Ferrerías *et al.*, 2015). 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 (Becker, 2017). Las funciones asociadas a estos son evaluar condiciones, metas y objetivos comparando transversalmente sitios o situaciones para proveer información preventiva, y anticipar tendencias futuras. 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 (Trujillo *et al.*, 2018). Algunos de los criterios utilizados para su escogencia se describen en la Tabla 13.

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 (Abellán *et al.*, 2018). 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 (Armenise *et al.*, 2013).

Tabla 13.*Crterios y consideraciones para la seleccin de indicadores de calidad ambiental.*

Crterios	Consideraciones
Conceptual	Relacionado con funciones del suelo y/o procesos ecosistmicos. Relevancia, representacin de variables claves de control de calidad del suelo, correlacionado con respuestas a largo plazo, permitiendo su evaluacin. Significativo en una escala apropiada. Integrar propiedades fsicas, qumicas y biolgicas. Permitir estimacin de propiedades o funciones del suelo que sean difciles de medir directamente.
Prctica	Facilidad de muestreo y medicin. Proveer informacin en un corto periodo de tiempo. Rendimiento de anlisis alto. Amplia aplicabilidad. Confiabilidad y reproducibilidad de la medicin. Existencia de mtodos estandarizados de medicin. Disponibilidad de material de referencia para control de calidad. Costo.
Sensibilidad	Variacin espacial Variacin temporal (no influenciada por patrones climticos a corto plazo) Sensibilidad a los cambios de manejo o uso de tierra responsable de perturbaciones y de acciones correctivas.
Interpretacin	Comparabilidad con programas de monitoreo (data de contexto disponible); disponibilidad de lnea base. Crterios de interpretacin disponible. Evaluacin continua. Registro de distribucin espacial. Valores genricos o de diagnstico.

Fuente: Adaptada de Bünemann *et al.*, 2018.

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 (Karlen *et al.*, 1997). La calidad del suelo 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 (Abellán *et al.*, 2018). 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 (Abellán *et al.*, 2018). Los índices de calidad del suelo 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 (Obade y Lal, 2016). Aunque la mayoría de los investigadores utilizan indicadores individuales para evaluar la calidad, la tendencia es combinarlos en expresiones donde se integren diferentes propiedades, a estas se les conoce como índices de calidad de suelo (Trujillo *et al.*, 2018). Los índices de calidad de suelo son integraciones de variables numéricas que se obtienen al incluir una serie de indicadores de tipo físico, químico y biológico. Estas herramientas permiten una evaluación más exacta y confiable de la calidad de un suelo usando métodos estadísticos (Sarmiento *et al.*, 2018).

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 (Bünemann *et al.*, 2018).

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).

De acuerdo con lo descrito por Wilson (2017), son diversas las técnicas que se han aplicado para la selección de indicadores de calidad de suelo. Entre las técnicas aplicadas se encuentran el análisis de factores, el uso de ecuaciones de regresión para describir las relaciones entre los indicadores y las funciones del suelo, las evaluaciones mediante regresión lineal múltiple basada en las propiedades físicas y químicas, y el análisis de componentes principales (ACP). Se evalúan las variables de suelo en función de su respuesta a los cambios en las condiciones edáficas asociadas al uso, seleccionando las más sensibles. De esta manera, se logra sintetizar

considerablemente la información y visualizar relaciones multivariadas de compleja naturaleza.

En este orden de ideas, a través de los indicadores integrados, utilizados para medir conceptos complejos y multidimensionales, es posible considerar la multidimensionalidad de la realidad de la calidad del suelo y la interpretación de tales dimensiones. Una de las técnicas aplicables para esto es la técnica mixta propuesta por el MESMIS (Marco de Evaluación de Sistemas de Manejo de Recursos Naturales mediante indicadores de Sustentabilidad) (Masera, *et al.* 2000). Esta técnica combina información numérica y gráfica. Finalmente se obtienen los índices de calidad de suelo. Estos pueden obtenerse directamente a partir de la sumatoria de los valores obtenidos por cada indicador, o bien mediante una sumatoria ponderada, en la que se contempla el peso de cada uno de los indicadores.

Una de las metodologías diseñadas para la evaluación de la calidad del suelo es un algoritmo conocido como Sistema de Evaluación del Manejo del Suelo, SMAF, por sus siglas en inglés (Andrews *et al.*, 2004). El diseño de esta metodología se desarrolla en tres pasos: selección de indicadores, interpretación e integración en un índice de calidad de suelos. Para el primer paso, la elección de indicadores utiliza como criterios de selección, objetivos del manejo de suelo, asociados a las funciones, así como otros factores de sitio específicos. Esta selección corresponde a tres objetivos asociados al manejo: maximizar productividad, reciclaje de residuos y protección ambiental (Ver Tabla 14). A cada función establecida se asocian una serie de indicadores que se conoce como Set Mínimo de Datos, (MDS).

Tabla 14.

Metas de manejo potenciales y funciones del suelo asociadas utilizadas para la selección de indicadores de calidad del suelo apropiados para el SMAF.

Objetivo de manejo	Función de soporte del suelo
Productividad	Ciclaje de nutrientes
	Circulación de agua
Reciclaje de residuos	Estabilidad física y soporte
	Filtración y amortiguamiento
Protección ambiental	Resistencia y resiliencia
	Biodiversidad y hábitats

Fuente: (Andrews *et al.*, 2004)

El segundo paso implica la transformación del valor de cada indicador del MDS utilizando curvas de ponderación no lineal. Las mediciones de cada indicador son transformados en valores adimensionales entre 0 y 1. El tercer paso, la integración en un índice, es opcional, pero ofrece la posibilidad de integrar todas las puntuaciones de los indicadores interpretados en el paso previo en un único índice de valor aditivo (SQI), tal como se resume en la siguiente ecuación:

$$SQI = \left(\frac{\sum_{i=1}^n S_i}{n} \right) \times 10 \quad \text{Ec. 5}$$

donde S representa la puntuación del indicador y n la cantidad de indicadores del MDS.

Esta metodología frecuentemente se basa en método analíticos y puede combinarse con evaluaciones de campo; algunas como el Diagnóstico Rápido de la Estructura del Suelo (DRES) y la Guía Práctica de Evaluación Participativa de Calidad del Suelo (PGPE) fueron utilizadas por Pereira *et al.*, (2020). El DRES es un análisis que consiste en la remoción del suelo para evaluar la estructura superior en relación a rasgos visuales y el PGPE, es una estrategia en terreno para estimar la calidad del suelo evaluando materia orgánica, sistema de raíces, compactación e infiltración, erosión, retención de humedad, macrofauna y cobertura.

El índice más sencillo utilizado en la literatura es el cociente metabólico (qCO_2) (relación entre respiración y biomasa microbiana), ampliamente utilizado para evaluar el desarrollo del ecosistema, perturbación o madurez del sistema. Sin embargo, este y otros índices que integran sólo dos parámetros proporcionan información insuficiente sobre la calidad o degradación del suelo. Por ello se han dirigido esfuerzos en el desarrollo de índices multiparamétricos que establecen diferencias entre sistemas de gestión, contaminación del suelo o densidad y tipo de vegetación (Bastida *et al*, 2008).

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 (Ver Tabla 15). Tal es el caso de Mei *et al.*, 2019, quienes desarrollaron un índice para suelos densamente cultivados con diferentes rendimientos, en China. El desarrollo del índice lo realizaron en tres pasos:

1) Selección del Conjunto Mínimo de Datos; 2) ponderación y estandarización de cada variable y 3) cálculo del SQI calculado mediante la siguiente ecuación:

$$SQI = \sum_{i=1}^n W_i \times S_i \quad \text{Ec. 6}$$

donde W_i es el peso asignado a cada indicador, S_i es la puntuación del indicador y n el número de indicadores.

Tabla 15.

Índices de calidad del suelo más populares y el tipo de suelo donde se aplican.

Índice	Tipo de suelo
Índice aditivo ponderado (SQIw)	Pastizal, praderas degradadas y no degradadas, cultivos de trigo, remolacha, maíz, soya, frijol, labranza convencional, cultivos rotativos, cultivos en mesetas semiáridos.
Índice Unificado (SQI Unificado)	Sedimentos costeros, suelo no alterados tanto en sustratos mineralizados como en sustratos no mineralizados cercanos, suelos Latisol amarillo distrófico, selva tropical, cultivos de café agroforestal, ecosistemas naturales con la mínima intervención antropogénica, suelo agrosilvopastoriles, suelos Latosol rojo-amarillos, suelos semiáridos, suelos forestales.
Índice de Adición (SQIa)	Suelo forestal, suelos bajos semiáridos, Andisoles, bosques naturales, suelos areno-arcillosos.
Índice agronómico de la calidad del suelo (AI)	Suelo forestal
Índice de calidad del suelo de la Mina (MSQI)	Zona de bosque de sal natural no perturbada (Shorea Robusta) contigua y una sobrecarga nueva no recuperada, suelos mineros recuperados.
Índice ERY	Suelos de labranza convencional, rotativos, cincheles como sistema de labranza reducida.
Índice aditivo ponderado modificado (SQIw)	Árido, semiárido, suelo de labranza, suelo limoso.
Índice Biológico de calidad el suelo (BSQ)	Suelos de labranza convencional, rotativos, cincheles como sistema de labranza reducida.

Fuente: Sarmiento *et al.*, 2018.

En tal sentido, Mukherjee (2014), comparó tres métodos para determinar índices de calidad de suelos de procedencia diversa y, determinó la correlación entre el índice y el rendimiento del cultivo. Evaluó los métodos aditivo simple, aditivo ponderado y modelado estadísticamente, utilizando el análisis de componentes principales. Los índices obtenidos se correlacionaron significativamente por lo que las tres metodologías empleadas pueden emplearse indistintamente. Adicionalmente, los índices se relacionaron de forma positiva con los cultivos estudiados y no difirieron a las profundidades de muestreo evaluadas.

Sánchez *et al.*, (2015), desarrollaron un índice para estimar la calidad de suelos en ecosistemas semiáridos mediterráneos. Para el establecimiento de las propiedades del suelo a evaluar utilizaron la opinión de expertos como metodología, acompañada con un análisis de componentes principales para la selección. El índice obtenido incluyó indicadores físicos, químicos y biológicos. El índice de calidad normalizado (QIN) obtenido fue estadísticamente diferente con respecto al tipo de suelo pero no fue sensible al manejo.

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. Este índice se desarrolló combinando dos aspectos; 1) presencia en el suelo de los microartrópodos, entendiéndose como biodiversidad y 2) capacidad para adaptarse a las condiciones del suelo, entendiéndose como vulnerabilidad. El enfoque de este modelo es en la presencia de características morfológicas que indiquen la adaptación de los microartrópodos al suelo, sin requerir una identificación taxonómica compleja a nivel de especies (Menta *et al.*, 2018).

Los índices de calidad de suelos también pueden ser empleados para evaluar la degradación de este recurso. Un ejemplo, es la investigación realizada por Sione *et al.*, (2017), donde evaluaron el impacto de los sistemas de producción de arroz que utilizan irrigación con agua subterránea mediante un índice de calidad. Mediante esta herramienta determinaron 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.

A pesar de la gran diversidad de índices que se han desarrollado, difícilmente se han utilizado a grandes escalas. La falta de aplicabilidad de los índices de calidad del suelo reside en: i) la inadecuada estandarización de metodologías; ii) métodos fuera de alcance en algunas partes del mundo; iii) problemas de escala espacial

(heterogeneidad del suelo); iv) definición incorrecta de condiciones naturales del suelo (clima y vegetación); y v) función del suelo que se va a analizar no definida (Bastida *et al.*, 2008).

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 *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.

V. 2. Metodología

En el caso de nuestro estudio, la formulación del índice de calidad de suelos arenosos se realizó siguiendo diferentes metodologías:

Metodología basada en el conjunto mínimo de indicadores:

Una de las metodologías utilizadas es la propuesta por Andrews *et al.*, (2004) y aplicada por diferentes autores González (2006), Askari y Holden (2014), Abellán *et al.*, (2018), entre otros; desarrollada en tres pasos:

Paso 1: Selección del conjunto mínimo de indicadores

En esta etapa se aplicó un análisis de componentes principales (ACP) para reducir las numerosas variables iniciales agrupándolas en componentes o factores. Los componentes principales se definen como combinaciones lineales de las variables que recogen la varianza máxima dentro del conjunto de datos mediante la descripción de vectores que mejor se ajusten a las observaciones en un espacio pdimensional ortogonal entre ellos (Gonzalez, 2006).

Como criterio para determinar el número de componentes principales, se utilizó el eigenvalor, seleccionando los componentes con valores ≥ 1 cuya distancia represente el 10% con respecto al valor más alto y que expliquen por lo menos un 1% de la variación en los datos (Martínez *et al.*, 2015). Este análisis se puede realizar con

una matriz de varianza covarianza o una de correlaciones. En el caso de la matriz de varianza, la alta variabilidad de los datos tiende a dar resultados poco fiables debido a que los componentes van a ser influenciados por la ponderación de aquellos parámetros con mayor variabilidad.

Cuando se seleccionan más de un parámetro en un componente se hace necesario examinar si están asociados entre sí mediante la matriz de los coeficientes de correlación; si no se correlacionan se mantienen en el análisis, pero si existe un alto grado de correlación se consideran redundantes y se descartan. Si en un componente se tienen varios parámetros se suman los coeficientes de correlación de los mismos y se seleccionan los de mayor valor absoluto.

Se aplicó la prueba del índice Kaiser- Meyer-Olkin (KMO) para verificar la adecuación del muestreo al ACP. La prueba mide la adecuación del muestreo para cada variable del modelo y para el modelo completo. En el caso de que exista adecuación de los datos a un modelo de análisis factorial, la medida KMO será próxima a la unidad. Valores de KMO por debajo de 0,5 no son aceptables, considerándose inadecuados los datos a un modelo de análisis factorial. Para valores superiores a 0,5 se considera aceptable la adecuación de los datos a un modelo de análisis factorial. Mientras más cerca estén de 1 los valores de KMO mejor es la adecuación de los datos a un modelo factorial, considerándose ya excelente la adecuación para valores de KMO próximos a 0,9 (Pérez y Medrano, 2010).

Paso 2: Interpretación de los indicadores

El siguiente paso para la formulación del índice es la transformación de los indicadores seleccionados en unidades adimensionales para su posterior integración en la expresión matemática. Esta transformación se realiza a través de las funciones de puntuación, definidas como ecuaciones matemáticas desarrolladas para describir la relación entre el valor del indicador y el uso específico del suelo. Para llevar a cabo la transformación, se establecen límites críticos de los parámetros que conforman los componentes principales seleccionados. Debido a la escasa información relacionada con la respuesta de los indicadores seleccionados a los impactos a los que están

sometidos los suelos estudiados, se propone utilizar los valores obtenidos para estos indicadores en esta investigación.

Una vez establecidos los límites críticos, se determina la función de transformación que mejor se ajusta a los indicadores seleccionados. Para ello, se considera el comportamiento de los parámetros según su naturaleza y el uso al que se destina este tipo de suelos, asignándoles curvas del tipo “más es mejor”, “menos es mejor” y “óptimo”. La curva “más es mejor” se utiliza si al aumentar el nivel del indicador, aumenta la calidad del suelo, de igual forma, si un incremento en el valor del indicador afecta negativamente la calidad del suelo, se emplea la curva “menos es mejor”. La curva “óptima” se emplea en el caso de que el indicador tenga una asociación positiva con la calidad del suelo, que se incrementa hasta cierto punto, más allá del cual se produce un efecto negativo en la calidad del suelo (Armenise *et al.*, 2013).

Paso 3: Integración de los indicadores en un índice:

Una vez estandarizadas las variables seleccionadas se agrupan en un índice ponderado. Para hacer efectiva esta integración, se determina la ponderación de cada indicador en el índice. Estos coeficientes se obtienen a partir de los resultados del Análisis de Componentes Principales empleado en la selección de los indicadores. Los coeficientes de ponderación se obtienen al dividir el porcentaje de varianza individual de esa componente por el porcentaje de variación explicado por todas las componentes con autovalores > 1.

Índice de calidad basado en comparación de áreas:

Otra de las metodologías aplicadas para la evaluación de la calidad ambiental es la propuesta por Kuzyakov *et al.*, (2020), un índice de calidad de suelos basado en la comparación del área dentro del gráfico radar producida a partir del conjunto de parámetros individuales del suelo que contribuyen con cualquier ponderación al ICS. Para esta metodología, cada parámetro debe estandarizarse a la unidad (0,1) para suelos no degradados, según la ecuación:

$$P_i = \frac{P_{dg}}{P_{ndg}} \quad \text{Ec. 7}$$

Donde P_i , es el parámetro estandarizado; P_{dg} y P_{ndg} , son los valores del parámetro degradado y natural. 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 HTP y plomo disponible. Los demás parámetros fueron evaluados con la condición más es mejor.

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

$$\text{Área } ICS = 0,5 \sum_i^n P_i^2 \cdot \text{sen} \left(\frac{2\pi}{n} \right) \quad \text{Ec. 8}$$

Metodología usada en promedio de indicadores:

En esta metodología propuesta por Cantú *et al.*,(2007), se selecciona el conjunto de indicadores, luego 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. Estos se normalizan 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:

$$V_n = \frac{I_m - I_{min}}{I_{max} - I_{min}} \quad \text{Ec. 9}$$

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:

$$V_n = 1 - \left(\frac{I_m - I_{min}}{I_{max} - I_{min}} \right) \quad \text{Ec. 10}$$

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 ICS se establece promediando los valores de todos los indicadores y se interpretan según la escala establecida en la tabla 16:

Tabla 16.
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

Media geométrica:

La media geométrica es un índice general 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:

$$GM = \sqrt[n]{P_1 \times \dots \times P_n} \quad \text{Ec. 11}$$

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.

Análisis estadístico:

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.

V.3. Discusión de resultados

Metodología basada en el conjunto mínimo de indicadores:

Para la selección del conjunto mínimo de indicadores se realizó un análisis de componentes principales mediante una matriz de correlaciones, obteniéndose los datos reflejados en la tabla 17. Se aplicó una matriz de correlaciones en lugar de una de varianza-covarianza debido a que los valores obtenidos tenían una alta variabilidad.

Tabla 17.

Resultados del análisis de componentes principales con los parámetros fisicoquímicos y bioquímicos para estimar la calidad ambiental de suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Componente	CP1	CP2	CP3	CP4	CP5
Eigenvalor	4,0743	2,5875	2,0088	1,8174	1,3507
Varianza (%)	23,97	15,22	11,82	10,69	7,95
Varianza acumulada (%)	23,97	39,19	51,01	61,70	69,65
Variables	Puntuaciones				
A (%)	0,13467	-0,84203	-0,14489	0,30032	-0,0463
Ar (%)	-0,1065	0,81057	0,26675	-0,17501	0,0755
pH	-0,2799	-0,26717	0,43503	0,47427	0,1354
Conductividad (mS/cm)	0,7822	0,2340	-0,4710	-0,0348	0,0410
RH (%)	0,6335	-0,2397	0,3630	-0,3247	-0,2465
CH (%)	0,7570	0,2630	-0,4651	-0,0963	0,1476
MO (%)	0,8398	-0,1093	0,0151	-0,0240	0,3429
COT (gC/kgss)	0,6594	-0,1698	0,4847	-0,2080	-0,0311
CIC (meq/100 gss)	0,5393	-0,3315	0,2328	0,1890	0,0196
HTP (mg HTP/kg ss)	-0,0047	0,0822	0,5381	0,3110	0,3409
Pb _{disponible} (mgPb/kgss)	0,3802	0,2181	0,2807	0,7243	0,1458
AM(mgC-CO ₂ /kgss.d)	0,0686	-0,5028	-0,2679	0,1582	0,3000
Cbiomasa(mgCmic/kgss)	0,3363	0,4844	-0,2567	0,4350	-0,5211
AC (mmoles H ₂ O ₂ /gss.h)	0,3910	0,4197	0,1159	-0,3587	0,4231
AU (µgN-NH ₄ ⁺ /gss.h)	0,4184	0,1949	0,0630	0,4333	-0,1257
AP (µg tirosina/gss.h)	-0,0057	-0,0245	0,4520	-0,3157	-0,6314
MT (UFCx10 ³)	0,5993	0,2481	0,3746	-0,1568	0,1698

Se tomaron cinco componentes con eigenvalor >1, que reflejan el 69% de la varianza total. En el primer componente, las mayores puntuaciones se observaron en los parámetros conductividad, contenido de humedad y de materia orgánica. En el segundo componente, los contenidos de arena y arcilla mostraron las mayores puntuaciones. En el tercer y cuarto componente, los parámetros HTP y Pb disponible

obtuvieron las mayores puntuaciones y; en el quinto componente, la mayor puntuación la tiene la actividad proteasa.

Una vez realizado el análisis de componentes principales, se aplicaron las pruebas de esfericidad de Bartlett y la medida de adecuación muestral de Kaiser-Meyer-Olkin, con el fin de establecer la idoneidad de los datos. El test de esfericidad de Bartlett permite evaluar la hipótesis nula que afirma que las variables no están correlacionadas, para lo cual compara la matriz de correlación de los datos recabados con una matriz de identidad en la que todos los términos de la diagonal son unidades y los demás términos son ceros. Si los resultados obtenidos de la comparación son significativos $p < 0,05$, se rechaza la hipótesis nula y se considera que las variables están lo suficientemente correlacionadas para el análisis (Pérez y Medrano, 2010).

La prueba KMO es una medida de la idoneidad del tamaño de la muestra para cada variable del modelo y para el modelo completo. El valor de KMO varía de 0 a 1. Los valores entre 0,8 y 1,0 indican que el muestreo es adecuado. Valores entre 0,7 y 0,79 son regulares; entre 0,6 y 0,69 son mediocres. Si el valor es inferior a 0,5, los resultados del análisis no serán adecuados para el análisis de los datos (Shrestha, 2021). Los resultados de la aplicación de estas pruebas se muestran en la tabla 18

Tabla 18.

Resultados de la prueba de esfericidad de Bartlett y de Kaiser-Meyer-Olkin.

Prueba de esfericidad de Bartlett	Determinante	$9,42 \times 10^{-6}$
	Chi ²	376,1
	df	136
	p	$2,16 \times 10^{-24}$
Kaiser-Meyer-Olkin	0 (inaceptable)	

Los valores obtenidos indican que los datos no son adecuados para aplicar el análisis de componentes principales, por lo que esta metodología no es adecuada para el desarrollo del índice de calidad. El factor que influyó en estos resultados es el tamaño de la muestra que fue pequeño para el requerido en este tipo de análisis exploratorio, según el índice KMO. Por esta razón se aplicaron otras metodologías que no dependen del tamaño muestral.

Índice de calidad basado en comparación de áreas:

Para la aplicación de esta metodología se realizó la estandarización de los valores de los parámetros, según la ecuación 7. Con base a los parámetros estandarizados 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 área de los polígonos resultantes, empleando la ecuación 8.

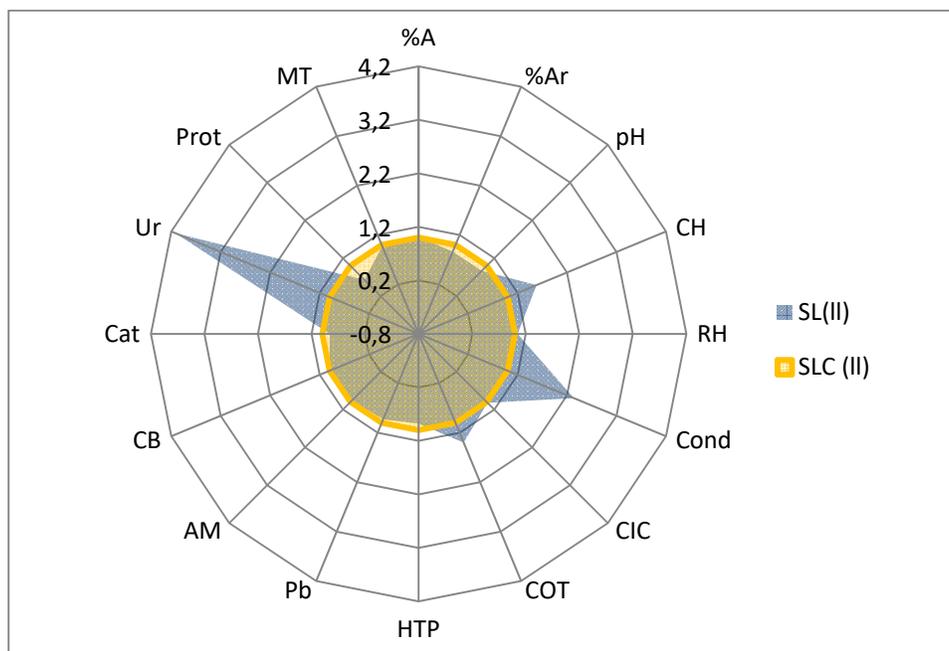


Figura 27.

Gráfico de radar para Índice de calidad de suelo área para la zona supralitoral de playas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo en la estación lluviosa.

En la figura 27 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.

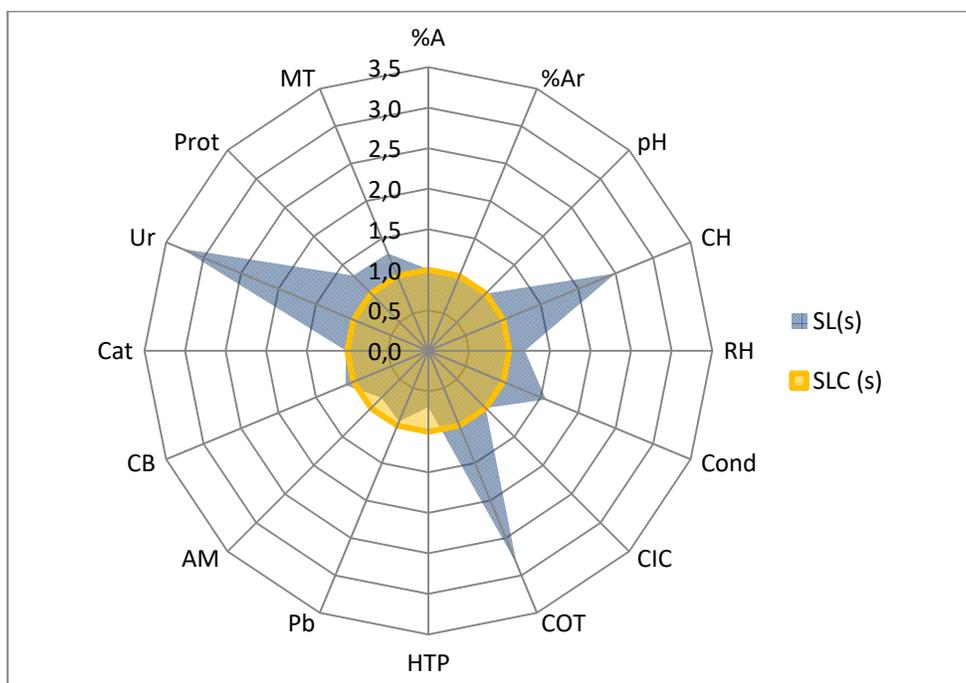


Figura 28.

Gráfico de radar para Índice de calidad de suelo área para la zona supralitoral de playas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo en la estación seca.

En la figura 28 se observa que en la zona supralitoral en la estación seca, los parámetros físico-químicos 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, la actividad de la ureasa es mucho mayor que en el suelo control, también varían la actividad proteasa, la actividad microbiológica, 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.

En la figura 29, en la estación lluviosa, se observa que para la zona intermareal los parámetros físico-químicos 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 muestran 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.

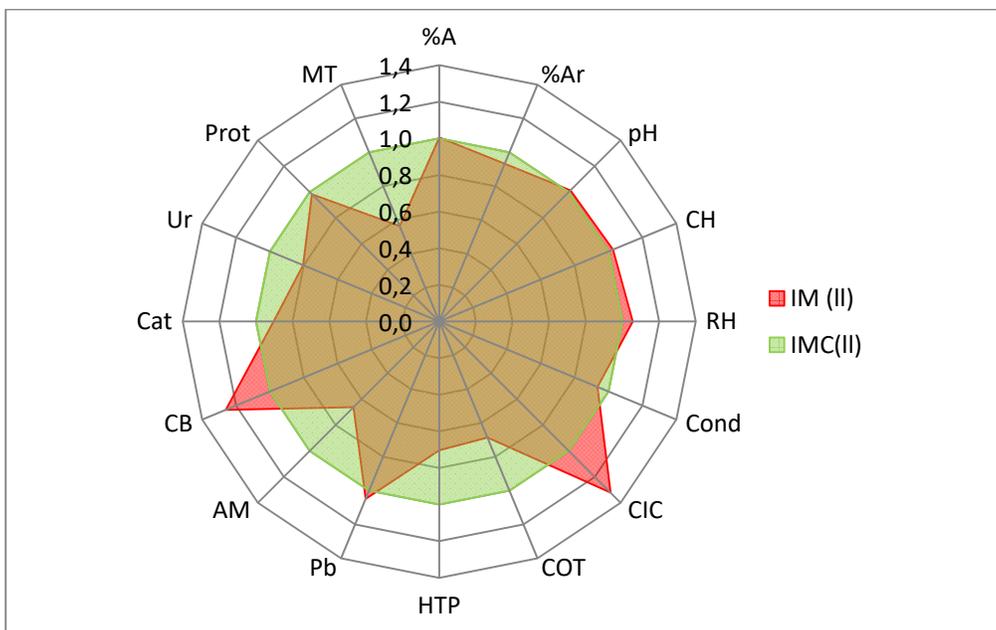


Figura 29. Gráfico de radar para Índice de calidad de suelo área para la zona intermareal de playas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo en la estación lluviosa.

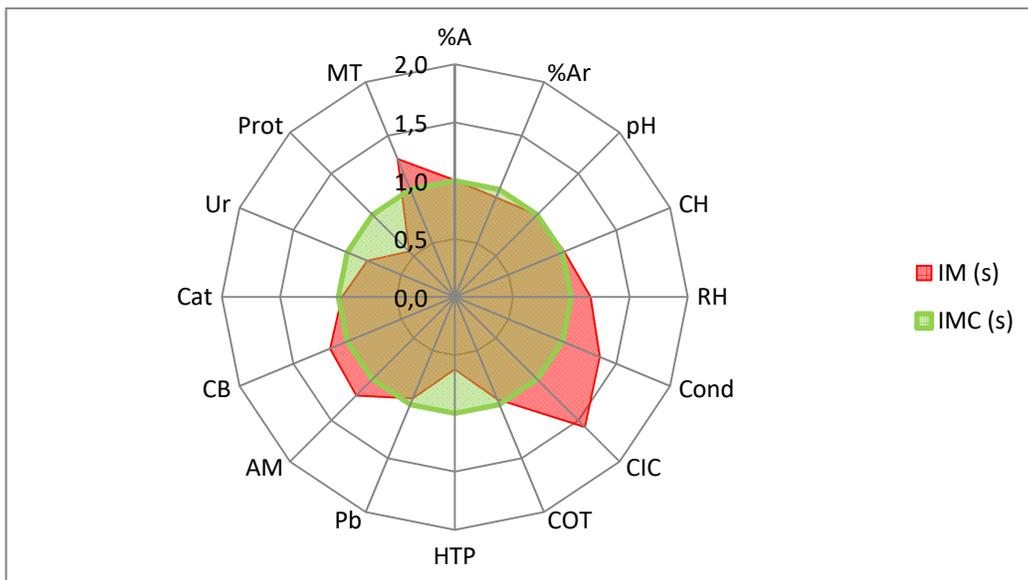


Figura 30. Gráfico de radar para Índice de calidad de suelo área para la zona intermareal de playas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo en la estación seca.

En la figura 30, en la estación seca, se observa que para la zona intermareal los parámetros fisicoquímicos 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.

De los resultados, podemos inferir que los parámetros biológicos son más sensibles a los impactos ambientales asociados a las actividades industriales que se desarrollan en las zonas seleccionadas para el estudio. Asimismo, es posible inferir que las variaciones observadas en los parámetros fisicoquímicos son debidas a los incrementos de sustancias contaminantes en los suelos evaluados, como 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:

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

Ec. 12

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:

$$ICS_{\text{área}} = \frac{\text{Área suelo degradado}}{\text{Área suelo control}}$$

Ec.13

Tabla 19.

Índices de calidad de suelos área para las zonas supralitoral e intermareal de playas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

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

En la tabla 19 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 Playa El Palito, tienen un aporte de contaminantes como hidrocarburos y otras sustancias derivadas, que 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 a través del 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, podemos 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 *et al.*, 2005).

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 diversos manejos o usos.

Media geométrica

Para la aplicación de esta metodología, se calculó la media geométrica para 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 para Playa Blanca.

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

$$MGB = \sqrt[6]{AM.CB.Cat.Ur.Prot.MT} \quad \text{Ec.14}$$

Los valores obtenidos para las estaciones climáticas lluviosa y seca, se muestran en las figuras 31 y 32.

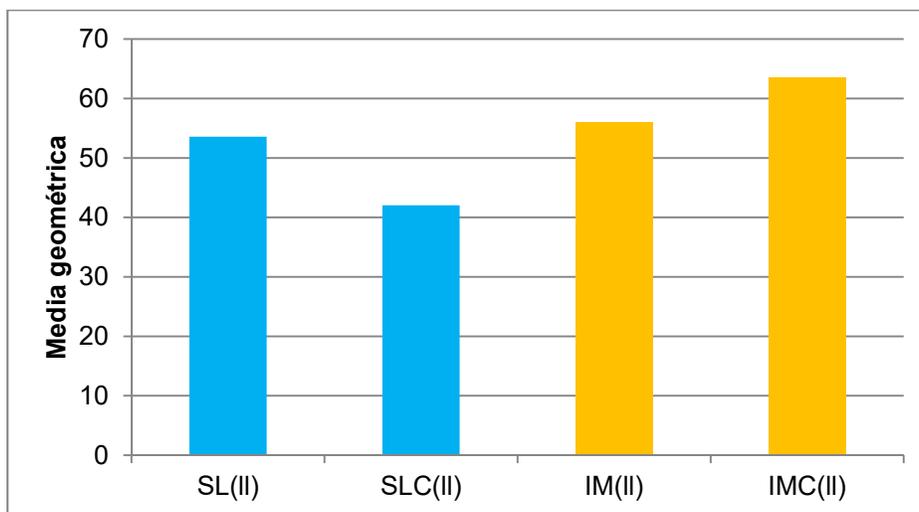


Figura 31.

Media geométrica biológica en suelos arenosos de playas del municipio Puerto Cabello en la estación lluviosa.

En la figura 31, 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 figura 32 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).

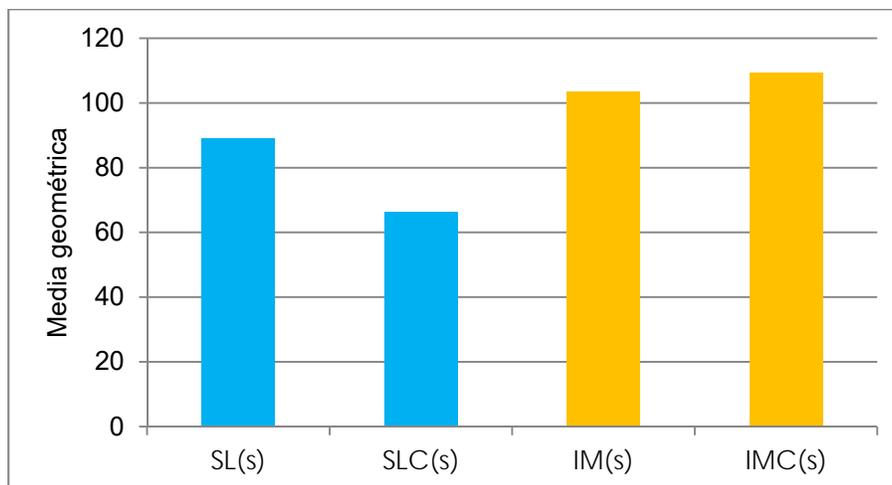


Figura 32.

Media geométrica biológica en suelos arenosos de playas del municipio Puerto Cabello en la estación seca.

Estos resultados permiten inferir que 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 como el contenido de materia orgánica, lo que provoca un aumento en los parámetros biológicos como la actividad microbológica 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, por lo que en ese caso se afectaría la calidad sanitaria del suelo evaluado. También cabe la posibilidad de que los impactos asociados a la actividad antropogénica asociada 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.

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 a fin de 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 20. 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 16.

Tabla 20.

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

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 microbiológica; **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 pequeño. Para evaluar 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 21.

Tabla 21.

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
C	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

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 microbiológica; **CB**= carbono de la biomasa microbiana; **AC**= actividad catalasa; **AU**=actividad ureásica; **AP**= actividad proteásica; **MC**= microorganismos cultivables.

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 15, 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.

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.

V. 4. Conclusiones

- Las actividades antropogénicas industriales que se desarrollan en la playa El Palito generan un posible aumento en la calidad ambiental de los suelos de la zona con respecto a las otras zonas evaluadas.
- Las actividades antropogénicas asociadas al turismo y recreación pueden aumentar la magnitud del impacto ambiental negativo en los suelos de playas arenosas.
- El $ICS_{\text{área}}$ 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.
- 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. 5. Referencias

- Abellán, M.; Wic-Baena, C.; López, F.; García, F.; Martínez, E.; Picazo, M.; Rubio, E.; Moreno, J.; Bastida, F. y García, C. (2018). *A soil-quality index for soil from Mediterranean forests*. *European Journal of Soil Science*, 70, pp.: 1001-1011. DOI: <http://doi.org/10.1111/ejss.12798>.
- Andrews, S.; Karlen D. y Cambardella, A. (2004). *The Soil Management Assessment Framework: A Quantitative Soil Quality Evaluation Method*. *Soil Science Society of America Journal*. 68: 1945-1962. DOI: <https://doi.org/10.2136/sssaj2004.1945>.
- Armenise, E.; Redmile, M.; Stellacci, A.; Ciccacese, A. y Rubino, P. (2013). *Developing a soil quality index to compare soil fitness for agricultural use under different managements in the Mediterranean Environment*. *Soil&Tillage Research..* Vol. 130, pp: 91-98. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2013.02.013>.
- Askari, M. y Holden, N. (2014). *Indices for quantitative evaluation of soil quality under grassland management*. *Geoderma*. 230-231: 131-142. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2014.04.019>
- Bastida, F.; Zsolnay, A.; Hernández, T. y García, C. (2008). *Past, present and future of soil quality indices A biological perspective*. *Geoderma*, 147, pp.: 159-171. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2008.08.007>.
- Becker, A. (2017). *¿Qué son los indicadores?* Tomado de Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina. Ediciones INTA. Disponible en: <https://www.researchgate.net/publication/>
- Bünemann, E.; Bongiorno, G.; Zhanguo, B.; Creamer, R.; De Deyn, G.; de Goede R.; Fleskens, L.; Geissen, V.; Kuyper, T.; Mäder, P.; Pulleman, M.; Sukkel, W.; van Groenigen, J. y Brussaard, L. (2018). *Soil quality – A critical review*.

- Soil Biology and Biochemistry. 120: 105-125. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2018.01.030>
- Cantú, M.; Becker, A.; Bedano, J. y Schiavo, H. (2007). *Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices*. Ciencia del Suelo. Vol. 25(2): 173-178. Disponible en: http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1850-20672007000200008
- Ferreras, L.; Toresani, S.; Faggioli, V. y Galrza, C. (2015). *Sensibilidad de indicadores biológicos edáficos en un Argiudol de la Región Pampeana Argentina*. Spanish Journal of Soil Science. 5(3): 227-242. DOI: <https://doi.org/10.3232/SJSS.2015.V5.N3.04>.
- García, R.; Ochoa, V.; Viñegla, B.; Hinojosa, M.; Peña, S.; Liébanas, G.; Linares, J. y Carreira, J. (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. Vol 41: 305-314. DOI: <https://www.doi.org/10.1016/j.apsoil.2008.12.004>
- Gonzalez, V. (2006). *Metodología, formulación, y aplicación de un índice de calidad de suelos con fines agrícolas para Castilla-La Mancha*. Tesis Doctoral. Universidad Autónoma de Madrid. Disponible en: <https://repositorio.uam.es/handle/10486/1691>.
- Hinojosa, M.; García, R.; Viñegla, B. y Carreira, J. (2004). *Microbiological rates and enzyme activities as indicators of functionality in soils affected y Aznalcóllar toxic spill*. Soil Biology & Biochemistry. Vol. 36: 1637-1644. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2004.07.006>.
- Karlen, D.; Mausbach, M. Doran, J. Cline, R. Harris, R. y Schumner, G. (1997). *Soil quality: a concept, definition and framework for evaluation*. Soil Science Society of America. 61: 4-10. DOI: <https://doi.org/10.2136/SSSAJ1997.03615995006100010001X>
- Kuzyakov, Y.; Gunina, A.; Zamanian, K.; Tian, J.; Luo, Y.; Xu, X.; Yudina, A.; Aponte, H.; Alharbi, H.; Ovsepyan, L.; Kurganova, I.; Ge, T. y Guillaume, T. (2020). *New approaches for evaluation of soil health, sensitivity and resistance to degradation*. Frontiers of Agricultural Science and Engineering. Vol. 7 (3): 282-288. DOI: <https://doi.org/10.15302/J-FASE-2020338>.
- Martínez, J.; Galantini, J.; Duval, M y López, F. (2015). *Indicadores edáficos de la calidad de suelos con trigo bajo siembra directa en el sudoeste bonaerense*.

- Ciencias Agronómicas. Vol.26, N° 15, pp: 23-31. Disponible en: <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/25846>.
- Masera, O.; Astier, M. y López, S. (2000). *Sustentabilidad y manejo de recursos naturales. El Marco de Evaluación MESMIS*. Ediciones Mundi- Prensa. México. 109 pp. Disponible en: https://www.researchgate.net/publication/299870632_Sustentabilidad_y_manejo_de_recursos_naturales_El_Marco_de_evaluacion_MESMIS
- Mei, N.; Yang, B.; Tian, P.; Jiang, Y.; Sui, P.; Daquan, S.; Zhang, Z. y 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. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3946-2>
- Menta, C.; Conti, F.; Pinto, S. y Bodini, A. (2018). *Soil Biological Quality Index (QBSar): 15 years of application at global scale*. Indicators Ecological. 85: 773-780. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.11.030>
- Mukherjee, A. (2014). *Comparison of Soil Quality Index Using Three Methods*. PLoS ONE, 9(8):e105981. DOI: <https://10.1371/journal.pone.0105981>.
- Obade, V. y Lal, R. (2016). *A standardized soil quality index for diverse field conditions*. Science of the Total Environment, 541, pp.: 424-434. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.096>.
- Pereira, G.; Machado, F. y Vieira, K. (2020). *Soil quality: Evaluation of on-farm assessments in relation to analytical index*. Soil Tillage Research. 198: 104565. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104565>.
- Pérez, E. y Medrano, L. (2010). *Análisis Factorial Exploratorio: Bases Conceptuales y Metodológicas*. Revista Argentina de Ciencias del Comportamiento. Vol. 2(1): 58-66. DOI: <https://doi.org/10.32348/1852.4206.v2.n1.15924>.
- Rachman, L. (2019). *Development of technique to determine soil quality index for assessing soil condition*. Journal of physics: Conference Series, 1375: 012046. DOI: <http://doi.org/10.1088/1742-6596/1375/1/012046>.
- Sánchez, A.; Gil, J.; Delgado, M.; Marín, P.; Blanco, A. y Ortiz, R. (2015). *Establishing an index and identification of limiting parameters for soil characterizing quality in Mediterranean ecosystems*. Catena, 131, pp: 35-45. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.catena.2015.02.023>
- Sarmiento, E.; Fandiño, S. y Gómez, L. (2018). *Índices de calidad del suelo. Una revisión sistemática*. Ecosistemas. 27 (3): 130-139. DOI: <https://doi.org/10.7818/ECOS.1598>.

- Shrestha, N. (2021). *Factor Analysis as a Tool for Survey Analysis*. American Journal of Applied Mathematics and Statistics. Vol 9(1):4-11. DOI: <https://www.doi.org/10.12691/ajams-9-1-2>.
- Sione, S.; Wilson, M.; Lado, M y González, A. (2017) *Evaluation of soil degradation produced by rice crop systems in a Vertisol, using a soil quality index*. Catena, 150, pp.: 79-86. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/.catena.2016.11.011>.
- Trujillo, J.; Mahecha, J. y Torres, M. (2018). *El recurso suelo: un análisis de sus funciones, capacidad de uso e indicadores de calidad*. Revista de Investigación Agraria y Ambiental. Vol. 9(2):29-37. DOI: <https://doi.org/10.22490/21456453.2095>
- Wilson, M. (2017). *Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina*. 1ª ed. Entre Ríos: Ediciones INTA. Colección Recursos. Libro en PDF. Disponible en: [https://www.researchgate.net/publication/322231691-Manual de Indicadores de Calidad del Suelo para las ecorregiones de Argentina](https://www.researchgate.net/publication/322231691-Manual_de_Indicadores_de_Calidad_del_Suelo_para_las_ecorregiones_de_Argentina).

ANEXOS

ANEXO 1. *Parámetros fisicoquímicos y biológicos de suelos playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.*

Tabla 22.

Parámetros fisicoquímicos de suelos arenosos de las playas El Palito, Waikiki y Playa Blanca del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo, correspondientes a la estación lluviosa, Julio 2019.

Unidad de muestreo	Granulometría	Textura			pH	Cond (mS/cm)	RH (%)	CH (%)	MO (%)	COT (%)	CIC (meq/100 gss)	HTP (mg/kg ss)
		%A	%Ar	%L								
SL1	70,81% af	91,2	8,8	0,0	8,58 ±0,10	1,704-1,908	30,705 ±0,206	3,941-4,727	0,1702-0,2038	0,1631± 0,0061	6,864-7,202	0-0,199
	22,61% am											
	2,89 %ag											
SL2	80,64% af	91,2	8,8	0,0	8,56 ±0,01	1,118-1,743	30,053 ±0,580	5,772-5,945	0,1705-0,2621	0,0990± 0,0074	7,744-8,223	0-0,205
	11,0 % am											
	3,67% ag											
	2,18 % amf											
SL3	54% af	91,4	8,6	0,0	8,58 ±0,12	0,218-0,289	28,501 ±1,159	1,835-1,940	0,1321-0,1708	0,0499± 0,0063	8,611-9,074	0-0,207
	24,2% am											
	13,1 % ag											
	3% amf											
	2% amg											
SL4	45,95% af	91,3	8,7	0,0	8,24 ±0,14	0,179-0,240	27,362 ±0,827	2,882-3,302	0,1533-0,1534	0,0019± 0,0001	6,854-7,268	0,585-0,772
	28,6% am											
	15,98% ag											
	2,96% amg											
	2,17% amf											
IM1	84,1% af	91,2	8,8	0,0	8,19 ±0,05	7,339-7,479	26,456 ±1,194	22,184-23,000	0,2601-0,2795	0,0628± 0,0011	9,495-9,868	0,995-1,266
	11,47% am											
	2,06% ag											
	1,08 % amf											
IM2	86,74% af	91,4	8,7	0,0	8,75 ±0,14	8,280-8,967	28,445 ±2,850	23,742-24,093	0,2400-0,2606	0,0685± 0,0032	8,119-8,594	0,790-0,847
	10,57% am											
	1,99% ag											
IM3	39,59 % af	89,6	8,8	1,6	8,16 ±0,06	6,230-6,890	26,814 ±3,517	21,751-22,239	0,2363-0,2511	0,0392± 0,0075	5,962-6,021	0,990-1,076
	35,29% am											
	17,75% ag											
	1,99% amg											
IM4	40,94% am	91,4	8,6	0,0	8,40 ±0,10	7,237-7,361	25,693 ±1,620	20,085-20,957	0,2337-0,2359	0,0489± 0,0020	3,845-4,284	0,783-0,866
	32,37% af											
	18,92% ag											
	3,39% amg											
SL5	32,98% af	91,5	8,5	0,0	8,75 ±0,07	0,518-0,543	22,982 ±1,115	1,572-2,217	0,0936-0,0995	0,0253± 0,0173	2,133-2,551	1,764-2,169
	19,88% ag											
	18,79% amg											
	18,4% am											
	8,21% amf											

SL6	39,12% af	91,9	8,1	0,0	8,79 ±0,01	0,348-0,354	25,129 ±1,163	1,885-3,195	0,1125-0,1331	0,0209± 0,0065	1,289-1,295	2,792-3,346
	21,56% ag											
	17,96% am											
	13,17% amg											
SL7	4,69% amf	91,4	8,7	0,0	9,10 ±0,02	0,147-0,177	22,128 ±1,138	3,270-4,991	0,2221-0,4005	0,0589± 0,0080	7,692-8,177	2,135-2,433
	42,18% ag											
	22,14% am											
	17,43% amg											
SL8	15,03% af	90,0	10,0	0,0	9,11 ±0,12	0,123-0,190	20,844 ±2,108	2,731-3,293	0,1719-0,2205	0,0525± 0,0078	5,929-6,390	2,926-3,547
	37,66% ag											
	21,18% am											
	19,88% af											
IM5	16,88% amg	90,7	9,3	0,0	7,79 ±0,02	2,163-2,444	26,061 ±1,343	7,590-8,386	0,1123-0,1666	0,0155± 0,0053	6,397-6,848	0,767-1,557
	2,4 % amf											
	67,83% af											
	17,28% am											
IM6	6,09% ag	89,7	10,3	0,0	7,61 ±0,16	1,922-2,025	26,699 ±0,490	6,000-6,776	0,1073-0,1390	0,0139± 0,0026	4,330-4,757	1,916-2,493
	3,7% amf											
	1,9% amg											
	79,44% af											
IM7	8,08% am	89,8	10,2	0,0	8,17 ±0,03	7,784-8,173	25,813 ±3,037	20,739-21,612	0,1498-0,1583	0,0573± 0,0037	5,082-5,551	1,149-1,381
	5,89% amf											
	3,09% ag											
	2,0% amg											
IM8	77,9% af	89,8	10,2	0,0	8,28 ± 0,11	7,376-8,065	26,585± 4,033	18,952-19,927	0,1547-0,1842	0,0608± 0,0114	6,377-6,784	1,175-1,647
	9,4% amf											
	7,1% am											
	2,2 % ag											
SL9	62,7% af	89,8	10,2	0,0	7,56 ±0,16	0,328-0,337	24,621 ±0,357	0,644-0,695	0,1001-0,1381	0,0355± 0,0105	6,737-7,250	1,343-1,868
	10,8% am											
	6,6% amf											
	6,0% ag											
SL10	2,0% amg	89,8	10,2	0,0	7,59 ±0,05	0,180-0,195	24,946 ±0,721	3,106-4,288	0,0689-0,0730	0,0274± 0,0065	4,640-5,136	0,582-0,962
	31,04% ag											
	30,35% af											
	28,26% am											
IM9	7,46% amg	90,1	9,9	0,0	8,12 ±0,08	6,190-6,469	25,096 ±2,362	16,013-16,865	0,1509-0,1915	0,0620± 0,0076	3,368-3,817	0,738-1,203
	38,85% am											
	32,9% ag											
	20,12% af											
IM9	5,65% amg	90,1	9,9	0,0	8,12 ±0,08	6,190-6,469	25,096 ±2,362	16,013-16,865	0,1509-0,1915	0,0620± 0,0076	3,368-3,817	0,738-1,203
	82,82% af											
	11,5% amf											
IM9	2,58% am	90,1	9,9	0,0	8,12 ±0,08	6,190-6,469	25,096 ±2,362	16,013-16,865	0,1509-0,1915	0,0620± 0,0076	3,368-3,817	0,738-1,203
	1,49% ag											

IM10	86,16% af	89,8	10,2	0,0	8,42 ±0,17	6,933-7,070	25,212 ±3,109	17,879-19,007	0,2437-0,3637	0,0717± 0,0076	5,948-6,438	0,772-0,781
	8,96% amf											
	2,59% am											

Leyenda: % **A**= contenido de arena, % **Ar**= contenido de arcilla, % **L**= contenido de limo, **af**=arena fina, **amf**= arena muy fina, **am**=arena media, **ag**=arena gruesa, **amg**= arena muy gruesa, **Cond**= 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

Tabla 23.

Parámetros físicoquímicos de suelos arenosos de las playas El Palito, Waikiki y Playa Blanca del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo, correspondientes a la estación seca, Marzo 2020.

Unidad de muestreo	Granulometría	Textura			pH	Cond (mS/cm)	RH (%)	CH (%)	MO (%)	COT (%)	CIC (meq/100 gss)	HTP (mg/kg ss)
		%A	%Ar	%L								
SL1	40,46% af	89,7	10,3	0,0	7,81-8,07	2,710-2,910	33,931-35,117	4,596-4,700	0,3102-0,3535	0,120±0,014	7,738-8,142	2,916-3,345
	27,51% ag											
	24,8% am											
	2,71% amg											
	1,9% amf											
SL2	45,82% af	89,9	10,1	0,0	7,86-8,07	1,971-2,140	34,843-37,700	7,688-7,806	0,2829-0,3332	0,090±0,008	10,176-11,998	4,669-4,711
	28,19% am											
	19,8% ag											
	2,19% amf											
	1,59% amg											
SL3	41,44% af	91,4	8,6	0,0	7,76-7,88	2,510-2,550	25,023-29,103	1,885-2,254	0,2106-0,3363	0,060±0,007	10,375-10,837	1,586-1,606
	26,03% am											
	23,12% ag											
	6,01% amg											
SL4	41,64% af	91,5	8,5	0,0	7,78-7,88	2,020-2,200	23,666-29,065	2,962-3,651	0,2080-0,2236	0,059±0,013	7,659-8,158	2,184-2,397
	26,83% am											
	21,82% ag											
	5,51% amg											
	3,0% amf											
IM1	34,43% am	89,7	10,3	0,0	7,75-7,87	7,540-7,900	27,904-33,035	15,692-16,268	0,3574-0,3730	0,089±0,022	11,203-11,616	1,352-1,404
	34,33% af											
	24,52% ag											
	4,6% amg											
IM2	44,79% af	92,3	7,8	0,0	7,65-7,80	7,060-7,900	28,477-29,609	22,763-22,792	0,3592-0,5477	0,085±0,007	8,587-9,938	1,578-1,806
	33,8% am											
	16,85% ag											
	2,28% amg											
IM3	57,5% ag	89,8	10,2	0,0	7,66-7,82	5,620-6,790	25,631-32,456	20,673-21,108	0,3787-0,4096	0,066±0,009	6,301-6,803	0,976-1,170
	23,77% am											
	9,47% amg											
	6,91% af											
IM4	47,02% ag	90,1	9,9	0,0	7,75-7,79	4,050-4,800	29,879-31,685	21,053-22,280	0,3833-0,3883	0,069±0,005	11,502-12,037	2,329-2,593
	25,4% am											
	14,38% af											
	10,42% amg											
SL5	33,3% af	90,0	10,0	0,0	7,93-8,08	1,305-1,606	23,618-26,264	1,774-1,983	0,1167-0,1315	0,011±0,009	1,283-1,707	1,187-1,379
	26,6% ag											

	21,3% am											
	14,6% amg											
	2,8% amf											
SL6	35,6% af	89,8	10,2	0,0	8,01-8,10	1,260-1,432	23,945-25,276	1,602-1,642	0,1112-0,1195	0,011±0,001	0,860-1,296	1,349-1,389
	26,0% ag											
	19,4% am											
	13,1% amg											
	4,6% amf											
SL7	45,36% ag	90,7	9,4	0,0	8,02-8,20	1,917-2,170	22,568-25,056	1,732-1,758	0,1406-0,1560	0,062±0,007	8,135-8,625	0,989-0,996
	23,13% amg											
	20,04% am											
	10,17% af											
SL8	40,04% ag	89,8	10,2	0,0	8,21-8,27	1,368-1,402	24,306-25,027	0,892-1,536	0,1558-0,1617	0,033±0,001	6,306-6,827	1,154-1,350
	23,41% amg											
	21,22% am											
	12,85% af											
IM5	70,36% af	89,8	8,7	1,6	7,78-7,84	4,570-4,670	20,719-24,673	7,418-8,847	0,1557-0,1841	0,009±0,006	5,9948-6,425	1,374-1,575
	15,77% am											
	8,08% ag											
	2,99% amf											
	2,0% amg											
IM6	70,03% af	89,6	8,8	1,6	7,73-7,77	4,070-4,700	21,673-26,392	11,314-12,085	0,1765-0,3061	0,042±0,010	3,025-3,442	1,164-1,384
	15,18% am											
	8,59% ag											
	3,1% amg											
IM7	69,09% af	91,4	8,6	0,0	7,71-7,79	5,100-5,690	26,332-27,482	14,639-16,238	0,1636-0,2789	0,039±0,012	5,527-5,945	0,978-0,980
	14,91% am											
	8,65% ag											
	4,08% amf											
IM8	67,07% af	90,0	10,0	0,0	7,67-7,73	5,700-5,790	23,806-26,324	18,617-18,849	0,2844-0,3071	0,029±0,006	6,350-6,813	1,346-1,377
	18,06% am											
	8,68% ag											
	4,09% amf											
SL9	53,65% af	90,0	10,0	0,0	7,97-8,10	1,345-1,694	18,563-23,203	1,484-1,574	0,1046-0,1164	0,019±0,006	7,352-7,698	1,194-1,393
	23,08% am											
	15,48% ag											
	3,6% amf											
	3,0 % amg											
SL10	54,69% af	89,9	10,1	0,0	7,96-8,07	0,958-1,047	24,660-25,126	0,823-1,035	0,1335-0,1631	0,020±0,007	6,047-6,469	0,778-0,786
	21,86% am											
	14,47% ag											
	4,09% amg											
	3,49% amf											
IM9	74,5% af	89,9	10,1	0,0	7,66-7,84	2,930-3,360	22,357-23,521	17,160-18,292	0,2589-0,2924	0,055±0,007	3,890-4,328	0,958-0,967
	16,77% amf											
	4,52% am											

	1,6% ag											
IM10	80,82% af	90,1	9,9	0,0	7,61-7,80	5,250-5,480	22,659-25,215	14,923-15,871	0,2148-0,2666	0,058±0,005	5,177-5,569	0,788-0,794
	11,49% amf											
	4,4% am											
	1,6% ag											

Leyenda: % **A**= contenido de arena, % **Ar**= contenido de arcilla, % **L**= contenido de limo, **af**=arena fina, **amf**= arena muy fina, **am**=arena media, **ag**=arena gruesa, **amg**= arena muy gruesa, **Cond**= 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

Tabla 24.

Parámetros biológicos y bioquímicos de suelos arenosos de las playas El Palito, Waikiki y Playa Blanca del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo, en la estación lluviosa, Julio 2019.

Unidad de muestreo	AM (mgC-CO ₂ /kgss.d)	CB (RIS)(mgC mic/kgss)	CB (FI)(mgCmic/kgss)	AC (mmoles H ₂ O ₂ /gss.h)	AU (µgN-NH ₄ ⁺ /gss.h)	AP (µg tirosina/gss.h)	MT (UFCx10 ³)	qCO ₂ (mgC-CO ₂ /mgCmic.d)	qmic (mgCmic/gC)	qCO ₂ /COT (mgC-CO ₂ .kgss/mgCmic.d.gC)
SL1	14,24-18,21	35,701-45,280	49,193-69,219	0,2537-0,2714	5,8123-6,1228	132,9094-156,0448	84-171	1,8238-2,3739	24,3820-43,6108	1,0044-1,4181
SL2	7,14-8,78	27,709-36,224	25,360-29,959	0,2215-0,2418	5,5786-7,5447	128,8134-154,5865	238-425	1,9719-2,0508	26,8806-31,4836	1,8509-2,1552
SL3	19,02-23,68	27,436-36,224	97,957-107,536	0,2252-0,2354	21,0794-27,2952	21,9870-22,4203	76-161	1,3080-1,6162	179,7849-221,5022	2,3105-3,6545
SL4	19,41-24,07	36,762-46,181	20,555-28,064	0,2256-0,2400	4,8980-6,9355	24,6406-25,8022	32-77	5,5206-7,8669	1095,2541-1516,6012	280,4946-419,1803
IM1	30,14-32,95	54,072-72,448	47,273-50,590	0,2210-0,2508	1,6535-1,8764	10,0696-10,6197	117-147	4,3749-4,5597	74,0018-82,0884	6,9651-7,3988
IM2	14,24-17,51	54,871-73,161	166,327-184,800	0,2403-0,2582	6,8363-10,0643	9,2966-10,0081	113-156	0,5993-0,7154	234,4721-284,6585	0,8449-1,0263
IM3	11,84-15,16	36,401-55,694	139,223-164,668	0,2201-0,2735	5,5197-7,7901	11,9163-13,2182	307-478	0,5935-0,6623	290,9858-472,4213	1,2442-1,9529
IM4	13,18-16,15	68,758-100,597	135,835-168,469	0,2239-0,2597	14,3973-16,2177	9,6842-13,0093	206-372	0,6643-0,7598	289,9213-331,2378	1,3061-1,5503
SL5	14,17-16,72	45,726-64,653	213,733-239,094	0,2382-0,2616	23,6353-25,6779	49,0305-61,1857	155-277	0,4496-0,4896	494,2855-2121,4841	1,0071-4,3446
SL6	22,24-22,61	18,565-27,168	23,341-30,533	0,2376-0,2646	4,6334-5,7660	10,5205-23,7122	52-88	5,1850-6,7027	115,4068-173,9555	21,4429-49,9540
SL7	4,29-5,77	54,336-64,977	33,053-63,092	0,2431-0,2974	10,5048-11,6709	11,7913-13,1876	105-163	0,5126-0,9075	48,5888-118,7079	0,9244-1,3341
SL8	1,78-4,24	45,952-64,653	59,215-60,188	0,2837-0,2936	8,0265-10,5827	33,8986-36,9837	63-72	0,2092-0,5016	96,6010-127,9164	0,4496-0,8182
IM5	2,26-4,20	61,882-72,803	136,597-172,613	0,2595-0,2752	9,3582-12,0067	43,7796-67,9801	52-73	0,0918-0,2153	696,5845-1361,2226	0,7237-1,7521
IM6	7,21-9,05	36,762-54,072	41,295-58,372	0,2249-0,2798	1,6884-3,2734	14,8569-30,7259	220-340	0,9334-1,2644	297,1940-452,2578	7,2319-10,1474
IM7	2,26-4,20	44,413-64,016	386,151-447,822	0,2083-0,2397	14,2595-15,1685	62,5811-84,2210	112-200	0,0367-0,0657	680,4925-799,9270	0,0681-0,1072
IM8	3,31-5,68	45,280-63,391	178,464-254,444	0,2782-0,2829	15,1267-20,4837	39,0522-43,3441	221-360	0,1108-0,2229	290,0831-426,8361	0,1806-0,3623
SL9	10,07-13,54	27,847-36,945	43,055-55,978	0,2669-0,2864	3,3737-4,9928	10,9203-13,2156	127-139	1,2890-2,1908	110,0477-230,2419	3,8746-5,5996
SL10	15,58-19,11	27,301-36,224	71,244-109,832	0,3015-0,3129	1,5625-1,7468	64,0595-84,9150	126-166	0,9927-1,8779	274,8026-453,9666	3,6403-8,1299

IM9	16,97- 20,70	8,968- 9,100	114,955- 134,226	0,2668- 0,2793	3,6316- 3,8934	47,4682- 50,0608	123-170	0,999- 1,0794	162,4860- 234,3583	1,4603- 1,8495
IM10	15,13- 19,13	17,681- 18,201	76,034- 96,941	0,2796- 0,2869	16,4009- 24,0767	11,1633- 13,1852	441-665	1,2101- 1,5393	114,4772- 128,0151	1,7176- 2,3175

Leyenda: **AM**= actividad microbiológica, **CB**= carbono de biomasa, **AC**= actividad catalasa, **AU**= actividad ureasa, **AP**= actividad proteasa, **MT**= microorganismos totales, **qCO₂**= cociente metabólico, **qmic**= cociente microbiano, **qCO₂/COT**= cociente de eficiencia metabólica.

Tabla 25.

Parámetros biológicos y bioquímicos de suelos arenosos de las playas El Palito, Waikiki y Playa Blanca del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo, en la estación seca, Marzo 2020.

Unidad de muestreo	AM (mgC-CO ₂ /kgss.d)	CB (RIS)(mgC mic/kgss)	CB (FI)(mgC mic/kgss)	AC (mmoles H ₂ O ₂ /gss.h)	AU (µgN-NH ₄ ⁺ /gss.h)	AP (µg tirosina/gss.h)	MT (UFCx10 ³)	qCO ₂ (mgC-CO ₂ /mgCmic.d)	qmic (mgCmic/gC)	qCO ₂ /COT (mgC-CO ₂ .kgss/mgC mic.d.gC)
SL1	31,95±0,60	91,973-93,812	572,575±87,320	0,260 ±0,015	22,122-23,503	48,300-63,991	280-474	0,348-0,482	345,554-556,548	0,307-0353
SL2	28,82±0,54	92,884-93,346	391,243±36,294	0,256±0,003	27,32-29,697	71,691-89,974	236-382	0,479-0,586	430,755-439,320	0,501-0728
SL3	23,83±0,38	91,080-92,426	493,345±85,399	0,232±0,014	13,873-15,686	13,592-15,096	115-226	0,282-0,387	645,772-1102,323	0,526-0,625
SL4	32,69±1,02	123,234-125,712	906,449±68,146	0,234±0,006	14,855-16,359	39,463-57,854	149-292	0,226-0,279	1194,889-2183,400	0,396-0,504
IM1	38,07±1,14	89,773-123-845	826,725±64,939	0,250±0,019	96,337-108,114	14,557-30,151	150-264	0,307-0,340	732,388-1068,156	0,283-0,478
IM2	34,11±3,31	116,900-125,083	476,166±73,190	0,245±0,010	1,339-2,637	26,175-41,485	111-285	0,382-0,612	441,897-703,995	0,485-0,666
IM3	22,20±0,45	88,922-94,284	935,507±54,162	0,254±0,006	6,958-8,474	22,497-38,209	174-306	0,153-0,174	1202,383-1626,621	0,226-0,304
IM4	28,72±2,06	91,080-123,,845	1035,721±57,761	0,241±0,023	10,354-13,197	27,140-29,065	195-310	0,176-0,211	1414,913-1576,015	0,236-0,329
SL5	33,44±2,40	91,524-92,426	809,521±33,437	0,249±0,019	1,594-1,678	20,481-23,549	109-253	0,259-0,321	4158,773-48529,713	1,268-17,739
SL6	19,32±2,07	121,440-149,621	681,369±55,591	0,282±0,004	5,687-6,508	33,779-47,639	104-219	0,191-0,202	5027,793-7368,329	1,532-2,048
SL7	29,44±1,80	92,426-125,083	767,037±27,254	0,281±0,008	1,319-2,676	25,327-43,960	113-186	0,249-0,281	1087,406-1476,727	0,393-0,517
SL8	30,49±3,14	90,640-94,284	213,866±38,345	0,274±0,009	6,781-7,818	25,327-37,648	166-230	0,841-1,102	510,374-793,343	2,648-3,242
IM5	29,26±3,03	123,845-155,576	539,873±59,226	0,269±0,001	7,068-9,331	108,383-125,382	135-210	0,339-0,413	3853,899-30472,908	2,492-22,769
IM6	34,32±2,06	92,426-122,631	721,743±41,076	0,283±0,004	2,519-2,823	18,236-29,632	142-222	0,313-0,345	1505,135-2160,700	0,670-1,094
IM7	36,39±0,82	94,284-125,712	306,119±47,264	0,270±0,008	26,175-33,245	16,632-32,755	200-338	0,749-0,977	586,152-1377,414	1,698-2,968
IM8	30,41±1,77	92,884-93,346	1184,528±56,528	0,209±0,017	24,843-29,468	12,577-27,261	115-231	0,170-0,195	3526,9-5239,23	0,552-0,761
SL9	39,27±0,68	88,087-125,083	238,340±70,683	0,257±0,015	5,748-6,878	23,966-36,621	115-220	0,901-1,735	712,902-2393,882	4,892-7,666
SL10	32,20±0,60	91,973-	854,501±	0,253±0,006	1,202-1,524	22,528-	108-225	0,255-	3290,199-	1,070-2,150

		124,461	34,215			33,140		0,272	7541,980	
IM9	29,77±2,28	90,204- 154,043	161,397± 38,531	0,359±0,001	14,489- 16,342	14,941- 31,338	131-191	1,104- 1,685	193,764- 393,071	1,958-2,792
IM10	23,17±1,89	92,884- 123,235	1138,698 ±72,519	0,263±0,008	49,559- 69,322	71,302- 72,510	153-247	0,132- 0,151	1721,466- 2225,148	0,220-0,286

Leyenda: **AM**= actividad microbiológica, **CB**= carbono de biomasa, **AC**= actividad catalasa, **AU**= actividad ureasa, **AP**= actividad proteasa, **MT**= microorganismos totales, **qCO₂**= cociente metabólico, **qmic**= cociente microbiano, **qCO₂/COT**= cociente de eficiencia metabólica.

ANEXO 2. *Evaluación de la normalidad de los datos obtenidos para los parámetros fisicoquímicos y biológicos en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo*

Contenido de arena (%A)

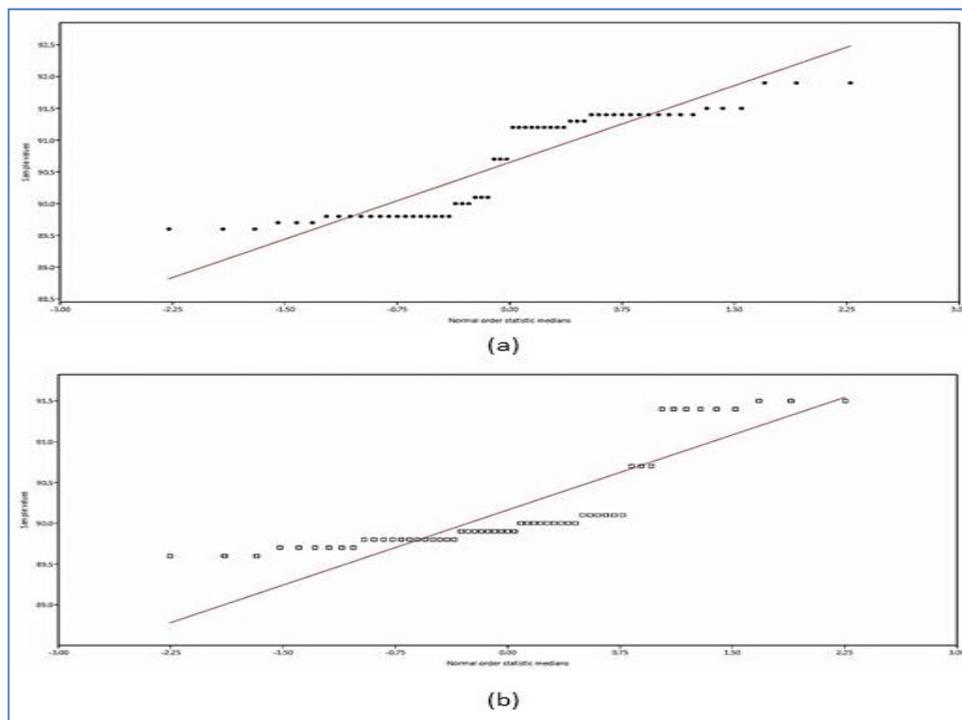


Figura 33.

Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para el contenido de arena en la estación lluviosa ($R^2=0,9139$) y seca ($R^2=0,8475$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 26.

Resultados de pruebas de normalidad para el contenido de arena (%A) en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo ($p < 0,05$).

Prueba	%A (lluviosa)	%A (seca)
Shapiro-Wilk (p normal)	$5,078 \times 10^{-7}$	$2,795 \times 10^{-9}$
Anderson-Darling (p normal)	$4,332 \times 10^{-12}$	$1,404 \times 10^{-17}$
Anderson-Darling (p Monte Carlo)	0,0001	0,0001
Lilliefors (p normal)	0,0001	0,0001
Lilliefors (p Monte Carlo)	0,0001	0,0001
Jarque-Bera (p normal)	0,02516	$4,653 \times 10^{-5}$
Jarque-Bera (p Monte Carlo)	0,0301	0,003

Contenido de arcilla (%Ar)

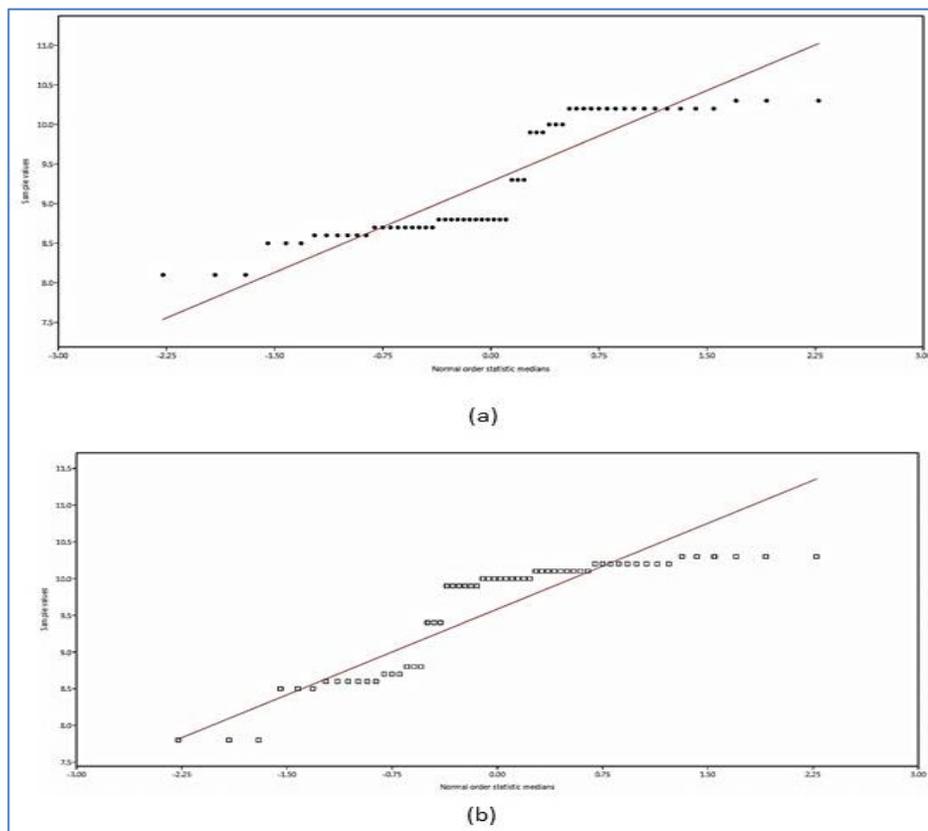


Figura 34.

Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para el contenido de arcilla en la estación lluviosa ($R^2=0,9101$) y seca ($R^2=0,8938$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 27.

Resultados de pruebas de normalidad para el contenido de arcilla (%Ar) en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo ($p < 0,05$).

Prueba	%Ar (lluviosa)	%Ar (seca)
Shapiro-Wilk (p normal)	$3,41 \times 10^{-7}$	$7,867 \times 10^{-8}$
Anderson-Darling (p normal)	$1,159 \times 10^{-12}$	$9,173 \times 10^{-14}$
Anderson-Darling (p Monte Carlo)	0,0001	0,0001
Lilliefors (p normal)	0,0001	0,0001
Lilliefors (p Monte Carlo)	0,0001	0,0001
Jarque-Bera (p normal)	0,02905	0,009227
Jarque-Bera (p Monte Carlo)	0,028	0,0186

Contenido de limo (%L)

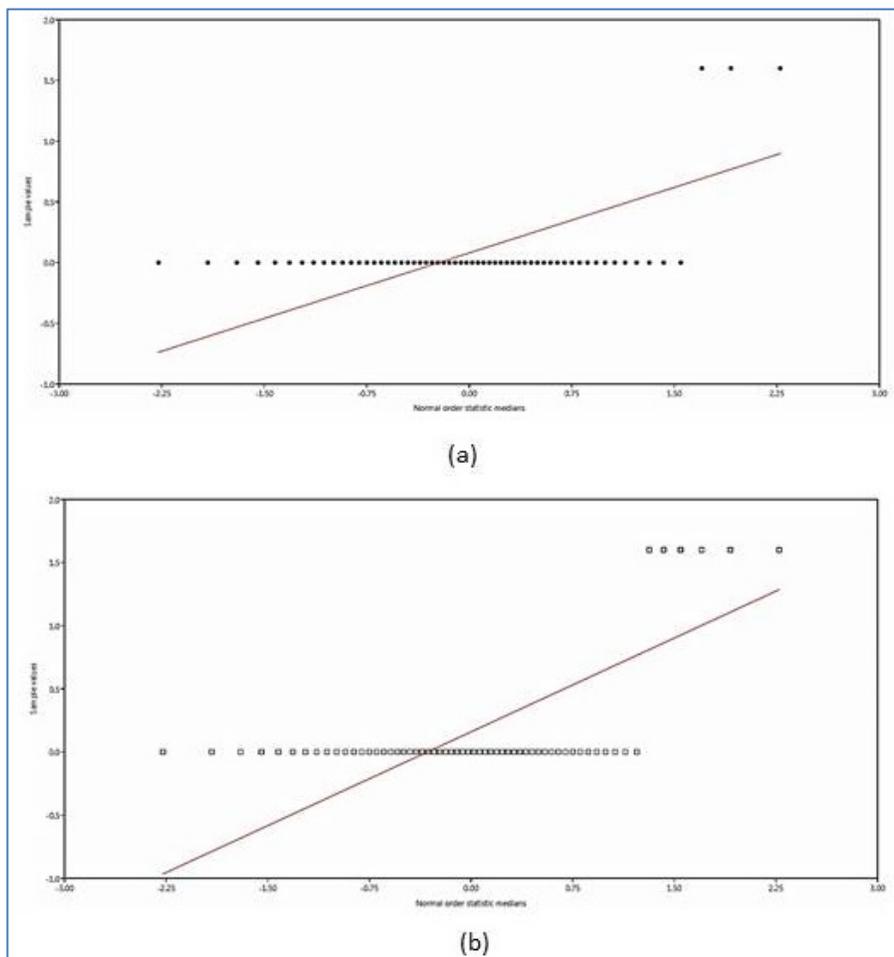


Figura 35.

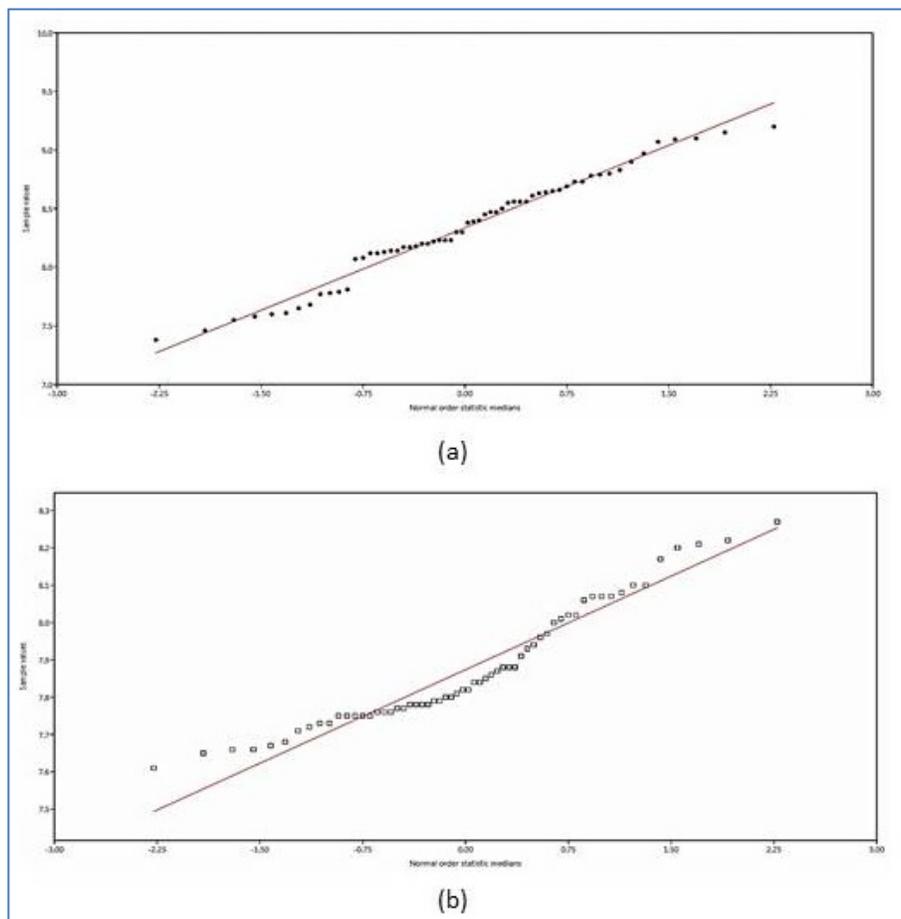
Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para el contenido de limo en la estación lluviosa ($R^2=0,4645$) y seca ($R^2=0,583$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 28.

Resultados de pruebas de normalidad para el contenido de limo (%L) en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo ($p < 0,05$).

Prueba	%L (lluviosa)	%L (seca)
Shapiro-Wilk (p normal)	$3,877 \times 10^{-16}$	$6,495 \times 10^{-15}$
Anderson-Darling (p normal)	$1,32 \times 10^{-50}$	$2,186 \times 10^{-46}$
Anderson-Darling (p Monte Carlo)	0,0001	0,0001
Lilliefors (p normal)	0,0001	0,0001
Lilliefors (p Monte Carlo)	0,0001	0,0001
Jarque-Bera (p normal)	$9,262 \times 10^{-161}$	$2,381 \times 10^{-30}$
Jarque-Bera (p Monte Carlo)	0,0001	0,0001

pH

**Figura 36.**

Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para pH en la estación lluviosa ($R^2=0,9905$) y seca ($R^2=0,9676$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 29.

Resultados de pruebas de normalidad para el pH en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo ($p<0,05$).

Prueba	pH (lluviosa)	pH (seca)
Shapiro-Wilk (p normal)	0,2203	0,002071
Anderson-Darling (p normal)	0,2666	0,0003545
Anderson-Darling (p Monte Carlo)	0,279	0,0008
Lilliefors (p normal)	0,3376	0,001331
Lilliefors (p Monte Carlo)	0,3415	0,0037
Jarque-Bera (p normal)	0,4989	0,07014
Jarque-Bera (p Monte Carlo)	0,3836	0,0468

Conductividad

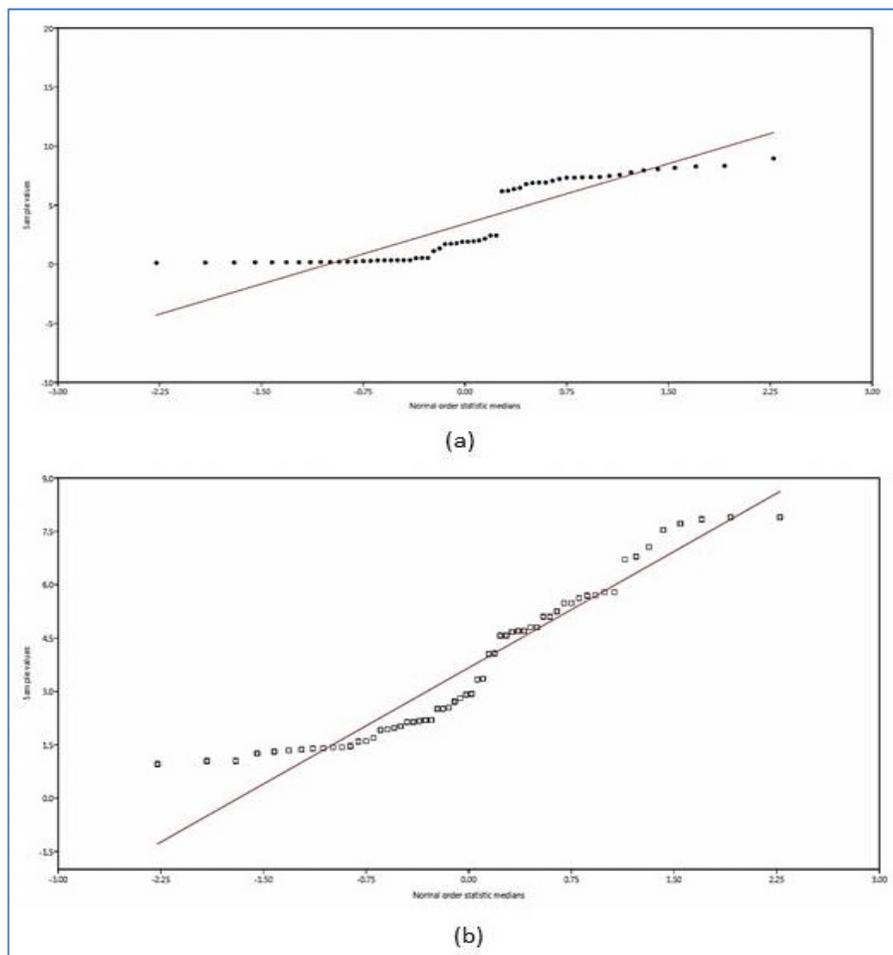


Figura 37.

Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para conductividad en la estación lluviosa ($R^2=0,8938$) y seca ($R^2=0,9581$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo

Tabla 30.

Resultados de pruebas de normalidad para conductividad en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo ($p<0,05$).

Prueba	Conductividad (lluviosa)	Conductividad (seca)
Shapiro-Wilk (p normal)	$5,719 \times 10^{-8}$	0,0002173
Anderson-Darling (p normal)	$6,959 \times 10^{-14}$	$7,624 \times 10^{-5}$
Anderson-Darling (p Monte Carlo)	0,0001	0,0001
Lilliefors (p normal)	0,0001	0,0001
Lilliefors (p Monte Carlo)	0,0001	0,0012
Jarque-Bera (p normal)	0,01492	0,08188
Jarque-Bera (p Monte Carlo)	0,0228	0,052

Retención de Humedad (%)

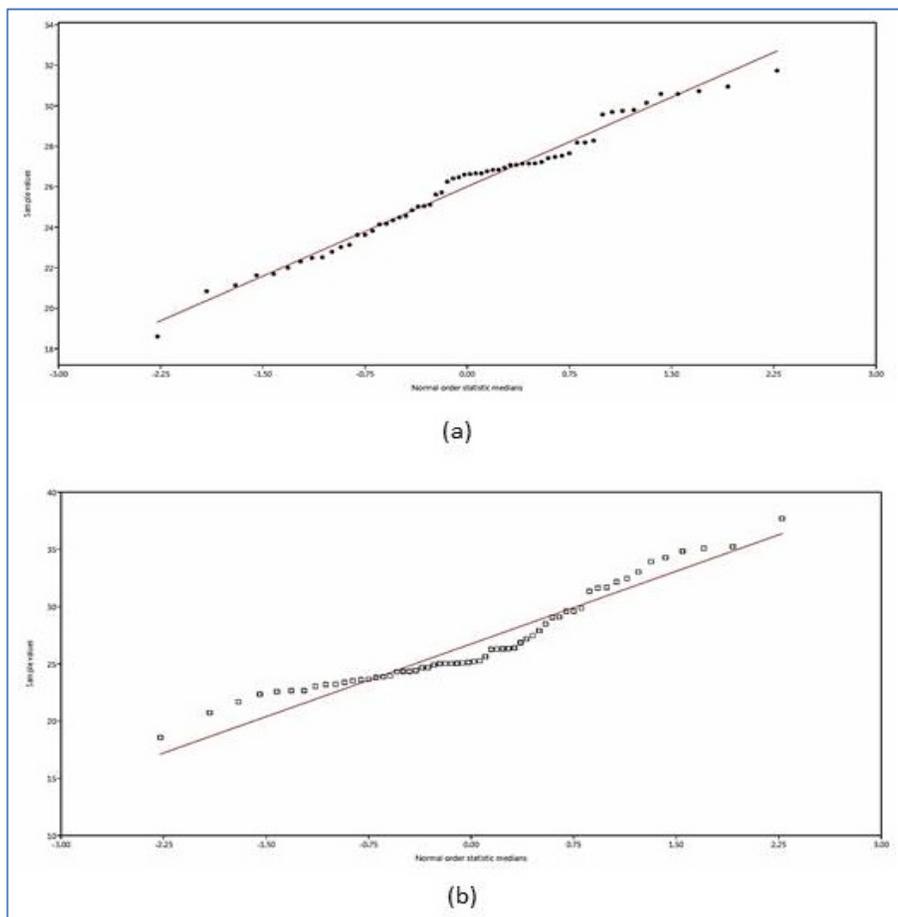


Figura 38.

Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para retención de humedad en la estación lluviosa ($R^2=0,9914$) y seca ($R^2=0,962$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 31.

Resultados de pruebas de normalidad para retención de humedad en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo ($p < 0,05$).

Prueba	Retención de humedad (lluviosa)	Retención de humedad (seca)
Shapiro-Wilk (p normal)	0,4473	0,001203
Anderson-Darling (p normal)	0,2619	$4,708 \times 10^{-5}$
Anderson-Darling (p Monte Carlo)	0,2716	0,0002
Lilliefors (p normal)	0,09119	0,0001
Lilliefors (p Monte Carlo)	0,0964	0,0003
Jarque-Bera (p normal)	0,703	0,04749
Jarque-Bera (p Monte Carlo)	0,6582	0,0345

Contenido de humedad

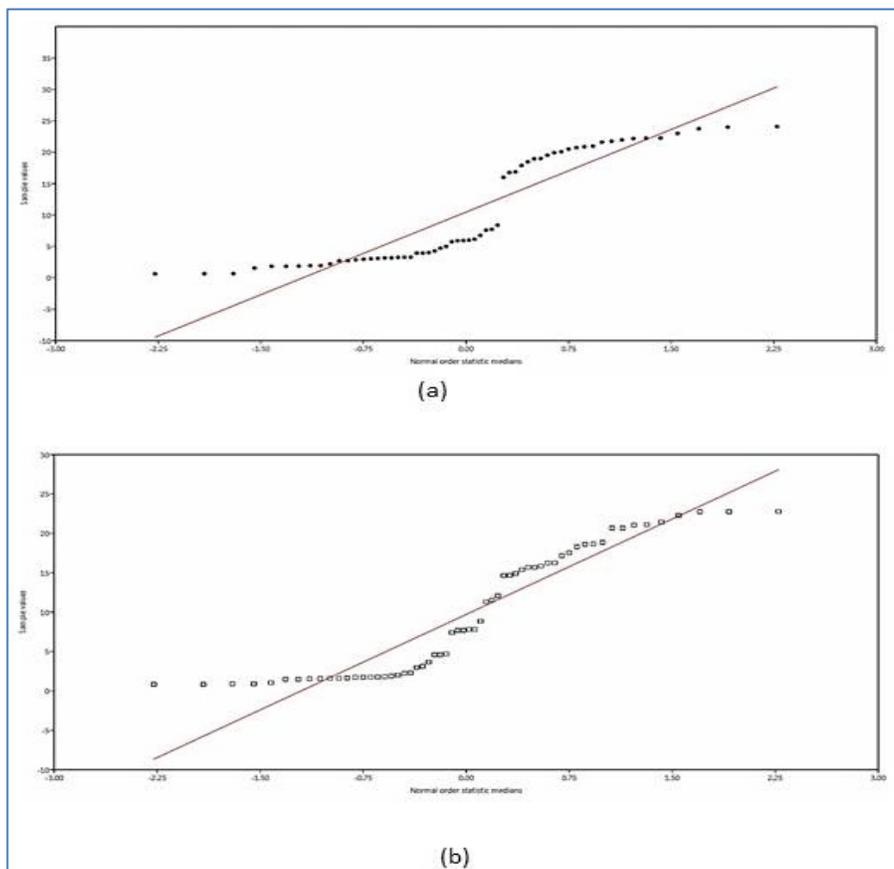


Figura 39.

Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para contenido de humedad en la estación lluviosa ($R^2=0,91$) y seca ($R^2=0,934$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo

Tabla 32.

Resultados de pruebas de normalidad para contenido de humedad en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo ($p < 0,05$).

Prueba	Contenido de humedad (lluviosa)	Contenido de humedad (seca)
Shapiro-Wilk (p normal)	$3,032 \times 10^{-7}$	$4,971 \times 10^{-6}$
Anderson-Darling (p normal)	$5,181 \times 10^{-12}$	$4,892 \times 10^{-8}$
Anderson-Darling (p Monte Carlo)	0,0001	0,0001
Lilliefors (p normal)	0,0001	0,0001
Lilliefors (p Monte Carlo)	0,0001	0,0001
Jarque-Bera (p normal)	0,01701	0,03793
Jarque-Bera (p Monte Carlo)	0,0247	0,0322

Materia Orgánica (%)

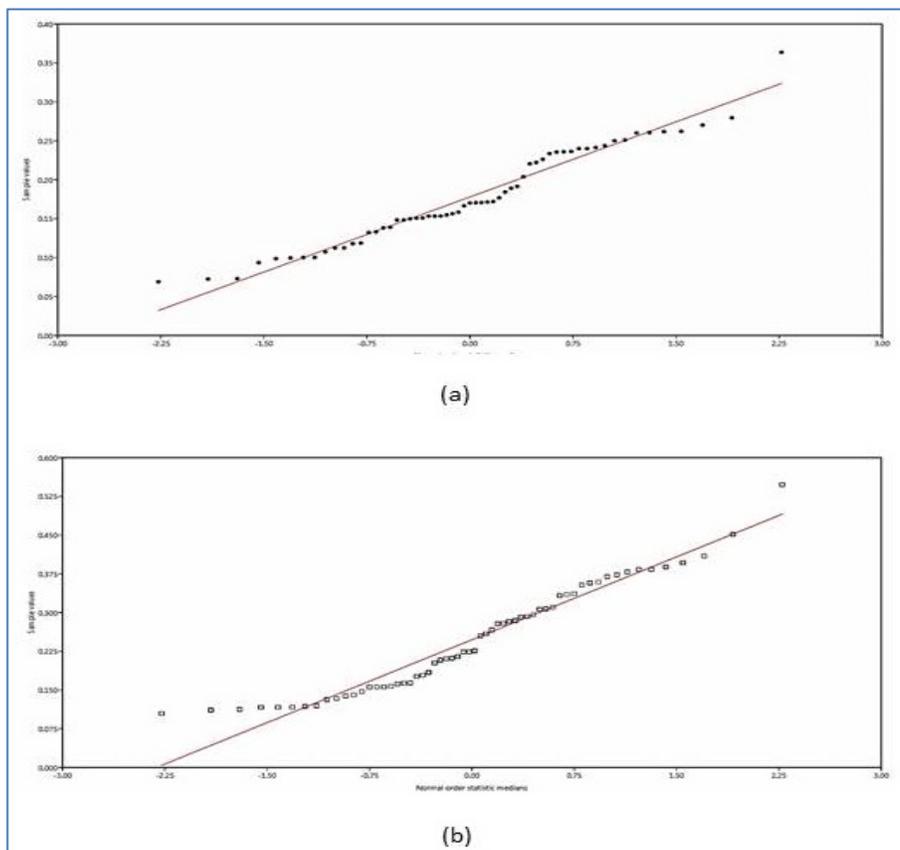


Figura 40.

Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para materia orgánica en la estación lluviosa ($R^2=0,9809$) y seca ($R^2=0,9723$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo

Tabla 33.

Resultados de pruebas de normalidad para materia orgánica en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo ($p<0,05$).

Prueba	Materia orgánica (lluviosa)	Materia orgánica (seca)
Shapiro-Wilk (p normal)	0,05604	0,00575
Anderson-Darling (p normal)	0,03767	0,008493
Anderson-Darling (p Monte Carlo)	0,0376	0,0077
Lilliefors (p normal)	0,05205	0,02632
Lilliefors (p Monte Carlo)	0,0539	0,0269
Jarque-Bera (p normal)	0,4508	0,2219
Jarque-Bera (p Monte Carlo)	0,3276	0,1163

Carbono orgánico total (COT)

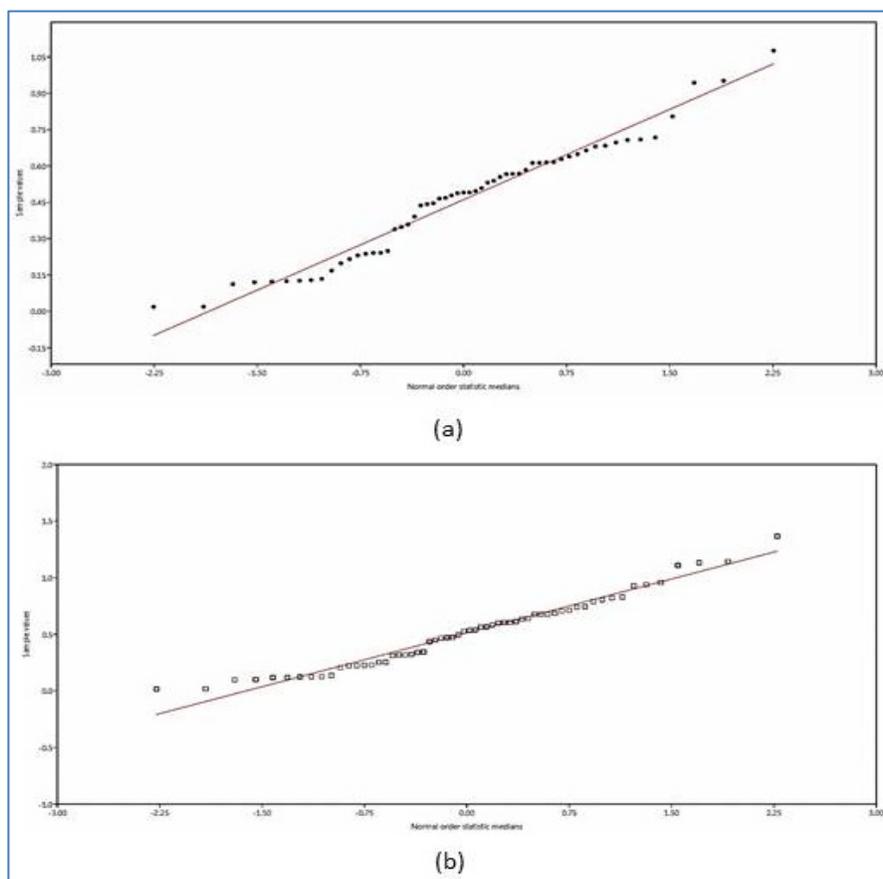


Figura 41.

Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para carbono orgánico total en la estación lluviosa ($R^2=0,9845$) y seca ($R^2=0,9843$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 34.

Resultados de pruebas de normalidad para carbono orgánico total (COT) en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo ($p < 0,05$).

Prueba	COT (lluviosa)	COT (seca)
Shapiro-Wilk (p normal)	0,1057	0,08305
Anderson-Darling (p normal)	0,06246	0,1796
Anderson-Darling (p Monte Carlo)	0,0598	0,1828
Lilliefors (p normal)	0,1093	0,2432
Lilliefors (p Monte Carlo)	0,1086	0,2465
Jarque-Bera (p normal)	0,7623	0,332
Jarque-Bera (p Monte Carlo)	0,7319	0,2049

Capacidad de intercambio catiónico (CIC)

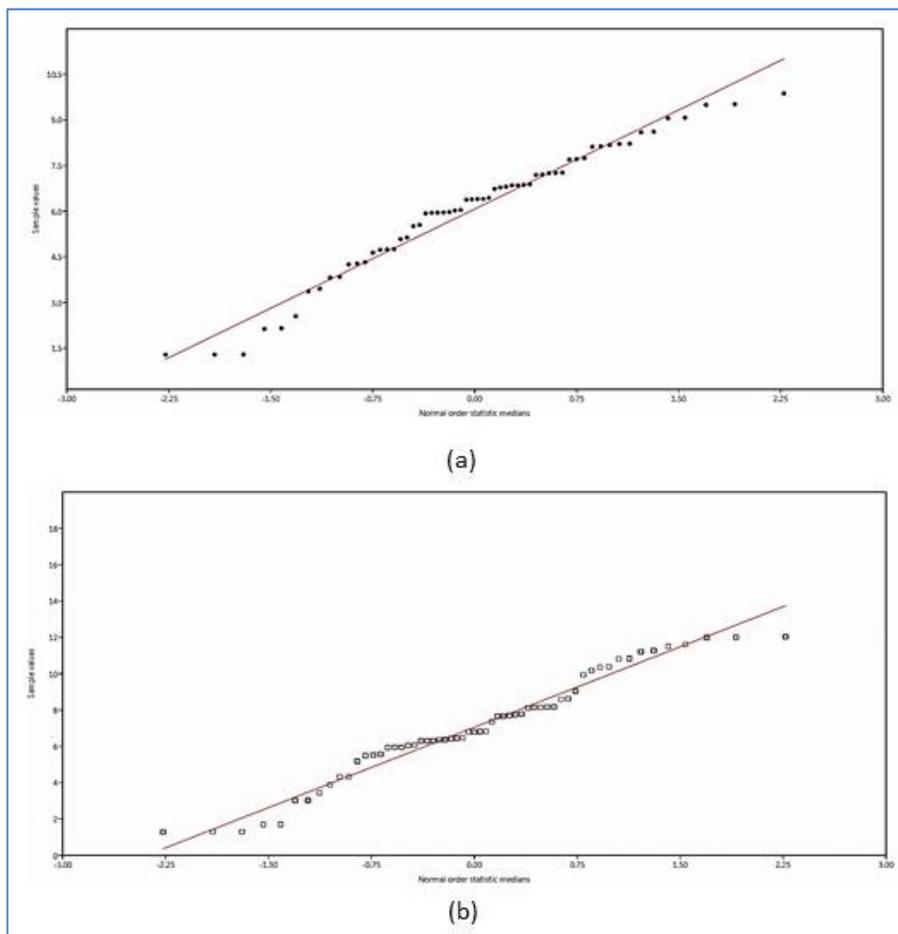


Figura 42.

Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para capacidad de intercambio catiónico en la estación lluviosa ($R^2=0,9848$) y seca ($R^2=0,9847$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo

Tabla 35.

Resultados de pruebas de normalidad para capacidad de intercambio catiónico (CIC) en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo ($p < 0,05$).

Prueba	CIC (lluviosa)	CIC (seca)
Shapiro-Wilk (p normal)	0,07262	0,05415
Anderson-Darling (p normal)	0,1109	0,093
Anderson-Darling (p Monte Carlo)	0,1081	0,0932
Lilliefors (p normal)	0,02308	0,2087
Lilliefors (p Monte Carlo)	0,0213	0,2129
Jarque-Bera (p normal)	0,2469	0,6869
Jarque-Bera (p Monte Carlo)	0,1378	0,6444

Hidrocarburos totales de petróleo (HTP)

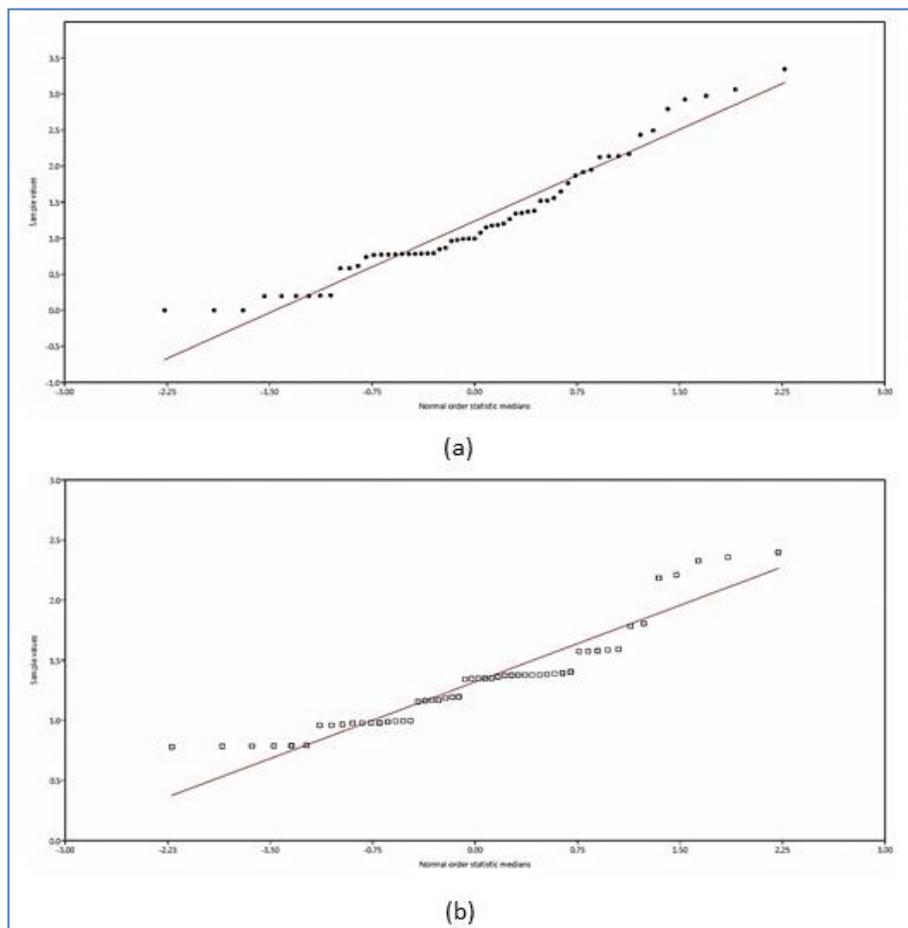


Figura 43.

Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para hidrocarburos totales de petróleo en la estación lluviosa ($R^2=0,9725$) y seca ($R^2=0,9453$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo

Tabla 36.

Resultados de pruebas de normalidad para hidrocarburos totales de petróleo (HTP's) en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo ($p<0,05$).

Prueba	HTP's (lluviosa)	HTP's (seca)
Shapiro-Wilk (p normal)	0,00592	0,000221
Anderson-Darling (p normal)	0,004789	0,0002699
Anderson-Darling (p Monte Carlo)	0,005	0,0003
Lilliefors (p normal)	0,0252	0,0001
Lilliefors (p Monte Carlo)	0,0234	0,0003
Jarque-Bera (p normal)	0,09024	0,008179
Jarque-Bera (p Monte Carlo)	0,0569	0,0173

Actividad microbiológica

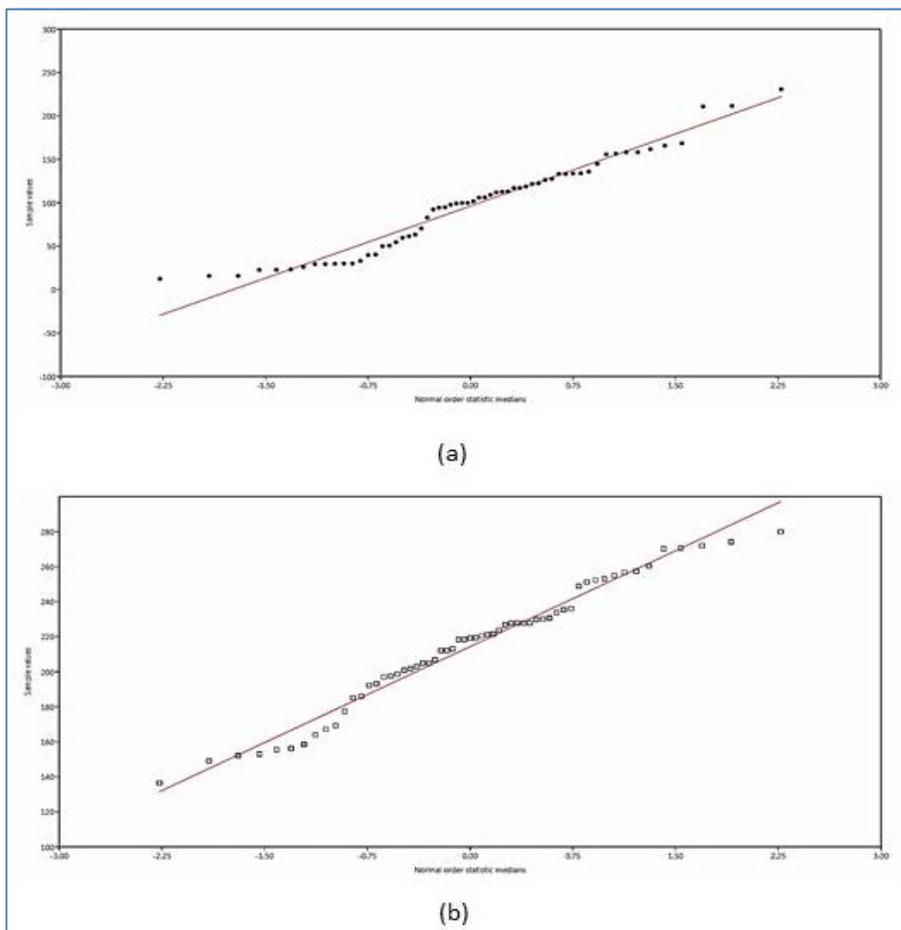


Figura 44.

Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para actividad microbiológica en la estación lluviosa ($R^2=0,9798$) y seca ($R^2=0,9798$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 37.

Resultados de pruebas de normalidad para actividad microbiológica en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo ($p < 0,05$).

Prueba	Actividad microbiológica (lluviosa)	Actividad microbiológica (seca)
Shapiro-Wilk (p normal)	0,02295	0,1752
Anderson-Darling (p normal)	0,02927	0,2113
Anderson-Darling (p Monte Carlo)	0,0287	0,2035
Lilliefors (p normal)	0,1472	0,3096
Lilliefors (p Monte Carlo)	0,1529	0,3095
Jarque-Bera (p normal)	0,5026	0,4718
Jarque-Bera (p Monte Carlo)	0,3955	0,3585

Carbono de biomasa microbiana (Cmic)

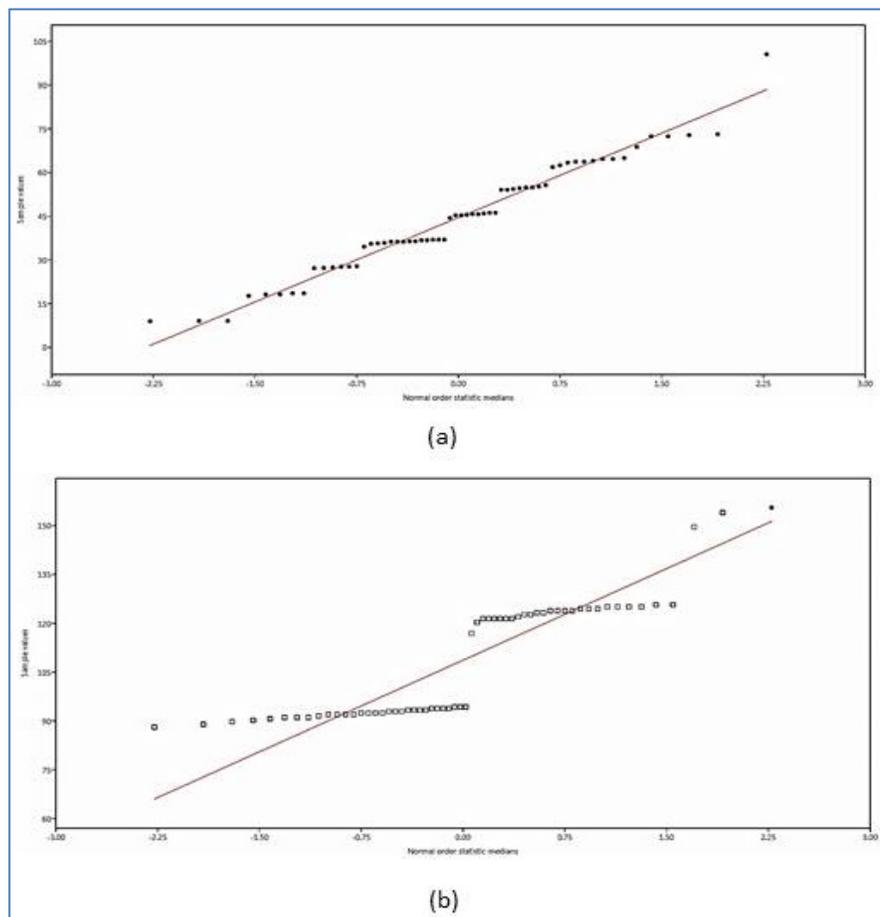


Figura 45.

Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para carbono de biomasa microbiana (Cmic) determinado por el método de respiración inducida por sustrato, en la estación lluviosa ($R^2=0,9852$) y seca ($R^2=0,8962$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 38.

Resultados de pruebas de normalidad para carbono de biomasa microbiana (Cmic) determinado por el método de respiración inducida por sustrato, en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo ($p < 0,05$).

Prueba	Cmic _(RIS) (lluviosa)	Cmic _(RIS) (seca)
Shapiro-Wilk (p normal)	0,1576	$1,198 \times 10^{-7}$
Anderson-Darling (p normal)	0,1327	$9,314 \times 10^{-14}$
Anderson-Darling (p Monte Carlo)	0,1295	0,0001
Lilliefors (p normal)	0,02379	0,0001
Lilliefors (p Monte Carlo)	0,024	0,0001
Jarque-Bera (p normal)	0,7707	0,1156
Jarque-Bera (p Monte Carlo)	0,7505	0,0698

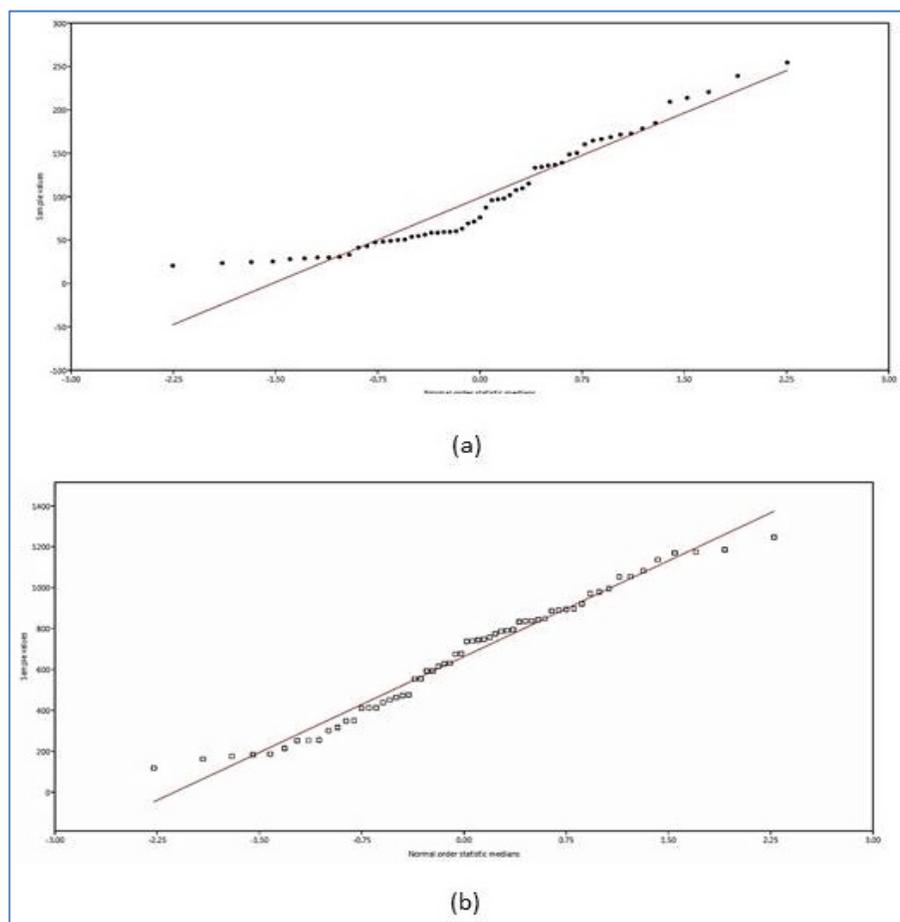


Figura 46.

Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para carbono de biomasa microbiana (C_{mic}) determinado por el método de fumigación-incubación, en la estación lluviosa ($R^2=0,9597$) y seca ($R^2=0,9886$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 39.

Resultados de pruebas de normalidad para carbono de biomasa microbiana (C_{mic}) determinado por el método de fumigación-incubación, en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo ($p < 0,05$).

Prueba	$C_{mic(F-I)}$ (lluviosa)	$C_{mic(F-I)}$ (seca)
Shapiro-Wilk (p normal)	0,0005514	0,1074
Anderson-Darling (p normal)	0,0002066	0,1967
Anderson-Darling (p Monte Carlo)	0,0003	0,193
Lilliefors (p normal)	0,0001	0,1799
Lilliefors (p Monte Carlo)	0,0007	0,1816
Jarque-Bera (p normal)	0,07581	0,2942
Jarque-Bera (p Monte Carlo)	0,0482	0,1716

Microorganismos cultivables

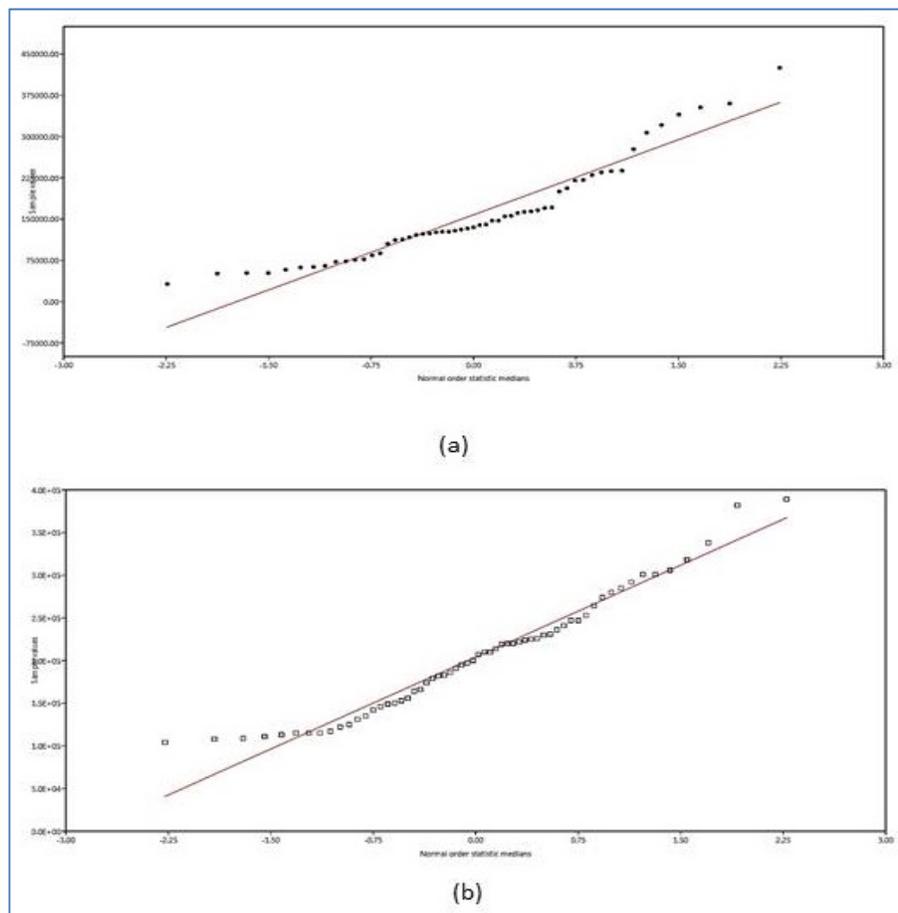


Figura 47.

Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para microorganismos cultivables en la estación lluviosa ($R^2=0,9534$) y seca ($R^2=0,9796$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 40.

Resultados de pruebas de normalidad para microorganismos cultivables en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo ($p < 0,05$).

Prueba	Microorganismos cultivables (lluviosa)	Microorganismos cultivables (seca)
Shapiro-Wilk (p normal)	0,0004595	0,02361
Anderson-Darling (p normal)	0,0003176	0,1192
Anderson-Darling (p Monte Carlo)	0,0004	0,1251
Lilliefors (p normal)	0,0001	0,4954
Lilliefors (p Monte Carlo)	0,0006	0,4937
Jarque-Bera (p normal)	0,003284	0,2034
Jarque-Bera (p Monte Carlo)	0,0131	0,1122

Actividad catalasa

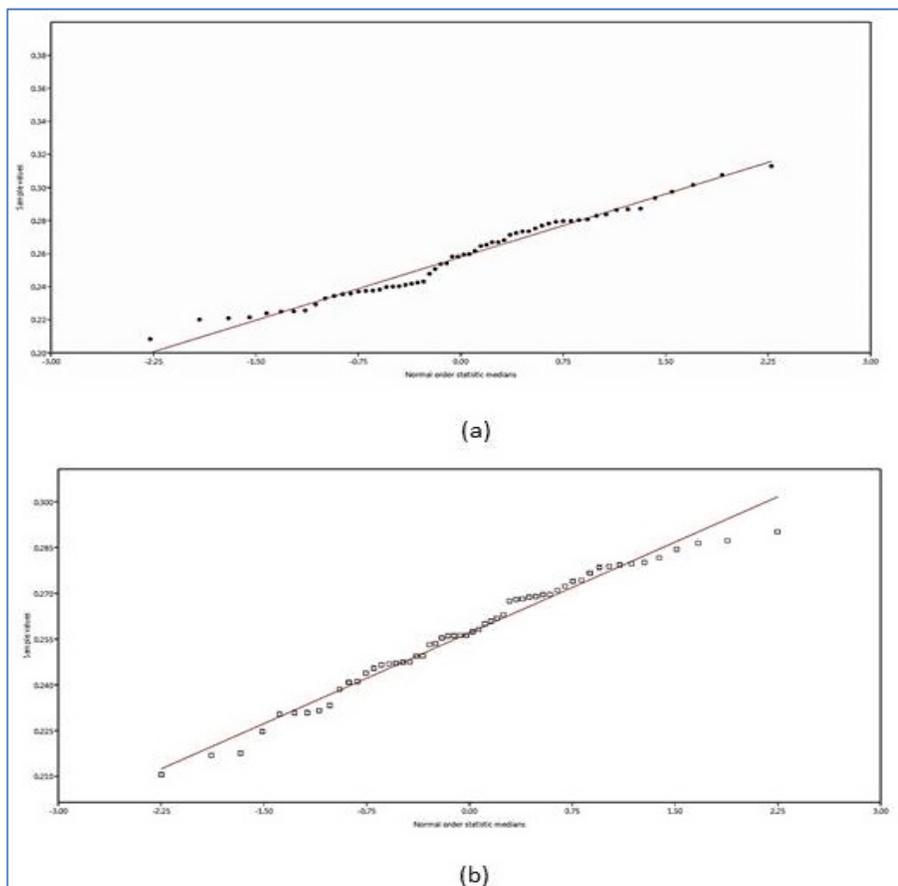


Figura 48.

Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para actividad catalasa en la estación lluviosa ($R^2=0,9888$) y seca ($R^2=0,9893$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 41.

Resultados de pruebas de normalidad para actividad catalasa en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo ($p < 0,05$).

Prueba	Actividad catalasa (lluviosa)	Actividad catalasa (seca)
Shapiro-Wilk (p normal)	0,1865	0,2337
Anderson-Darling (p normal)	0,08852	0,371
Anderson-Darling (p Monte Carlo)	0,0859	0,3643
Lilliefors (p normal)	0,02332	0,1931
Lilliefors (p Monte Carlo)	0,0243	0,1999
Jarque-Bera (p normal)	0,3552	0,3596
Jarque-Bera (p Monte Carlo)	0,2293	0,2231

Actividad Ureasa

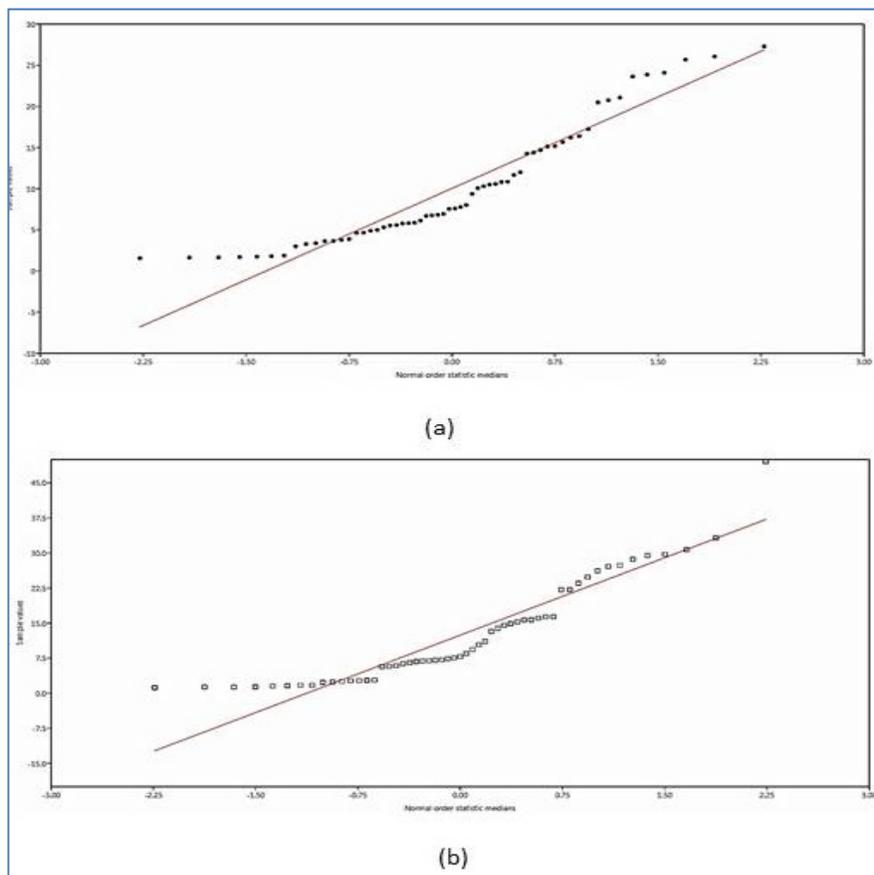


Figura 49.

Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para actividad ureasa en la estación lluviosa ($R^2=0,951$) y seca ($R^2=0,9345$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 42.

Resultados de pruebas de normalidad para actividad ureasa en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo ($p < 0,05$).

Prueba	Actividad ureasa (lluviosa)	Actividad ureasa (seca)
Shapiro-Wilk (p normal)	$8,981 \times 10^{-5}$	$3,127 \times 10^{-5}$
Anderson-Darling (p normal)	$2,948 \times 10^{-5}$	$1,389 \times 10^{-5}$
Anderson-Darling (p Monte Carlo)	0,0001	0,0001
Lilliefors (p normal)	0,0001	0,0001
Lilliefors (p Monte Carlo)	0,0006	0,0004
Jarque-Bera (p normal)	0,02237	0,001042
Jarque-Bera (p Monte Carlo)	0,0244	0,0087

Actividad Proteasa

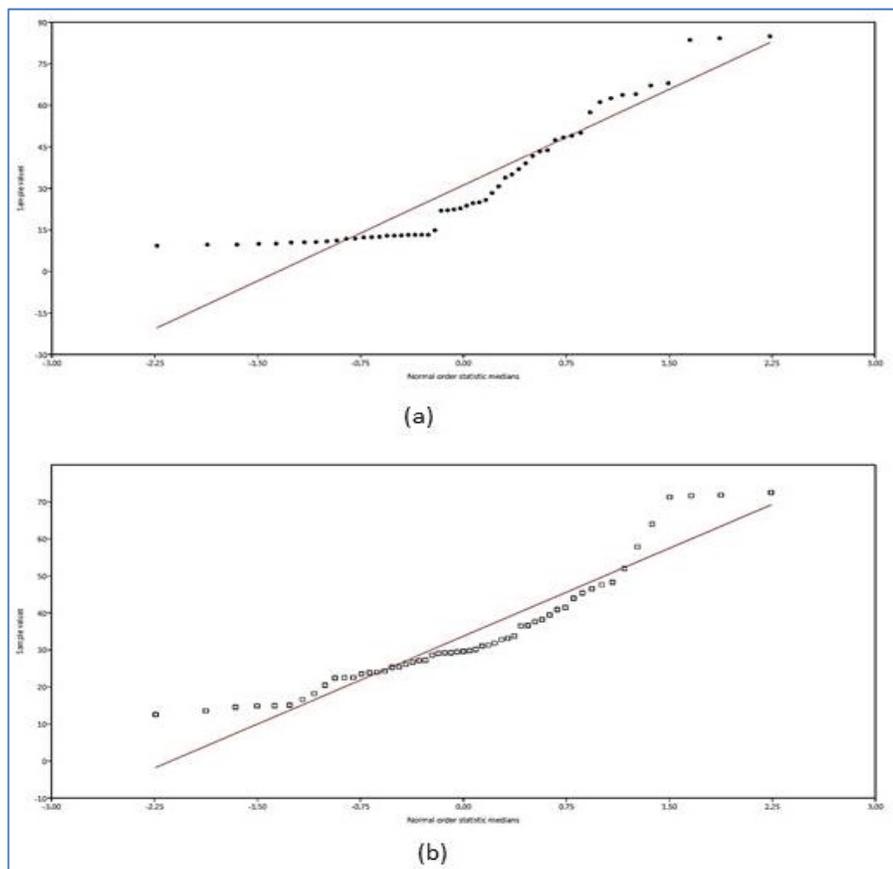


Figura 50.

Distribución de probabilidad normal de los datos obtenidos para actividad proteasa en la estación lluviosa ($R^2=0,927$) y seca ($R^2=0,9479$) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 43.

Resultados de pruebas de normalidad para actividad proteasa en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo ($p < 0,05$).

Prueba	Actividad proteasa (lluviosa)	Actividad proteasa (seca)
Shapiro-Wilk (p normal)	$7,763 \times 10^{-6}$	0,0001425
Anderson-Darling (p normal)	$2,839 \times 10^{-7}$	0,0001094
Anderson-Darling (p Monte Carlo)	0,0001	0,0001
Lilliefors (p normal)	0,0001	0,0004751
Lilliefors (p Monte Carlo)	0,0001	0,0024
Jarque-Bera (p normal)	0,02158	0,002812
Jarque-Bera (p Monte Carlo)	0,0243	0,012

ANEXO 3. Resumen estadístico de los parámetros fisicoquímicos, biológicos y bioquímicos en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo

Tabla 44.

Resumen estadístico de los resultados en la determinación del contenido de arena en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

	Contenido de arena (%)	
	Estación lluviosa	Estación seca
N	60	57
Mínimo	89,6	89,6
Máximo	91,9	91,5
Suma	5439	5139,3
Media	90,65	90,16316
Error estándar	0,1017225	0,07937852
Varianza	0,6208475	0,3591541
Desviación estándar	0,7879387	0,5992947
Mediana	90,95	89,9
Percentil 25	89,8	89,8
Percentil 75	91,4	90,1
Asimetría	-0,05354815	1,46794
Curtosis	-1,757949	0,6398338
Media geométrica	90,64663	90,16121
Coefficiente de variación	0,8692099	0,664678

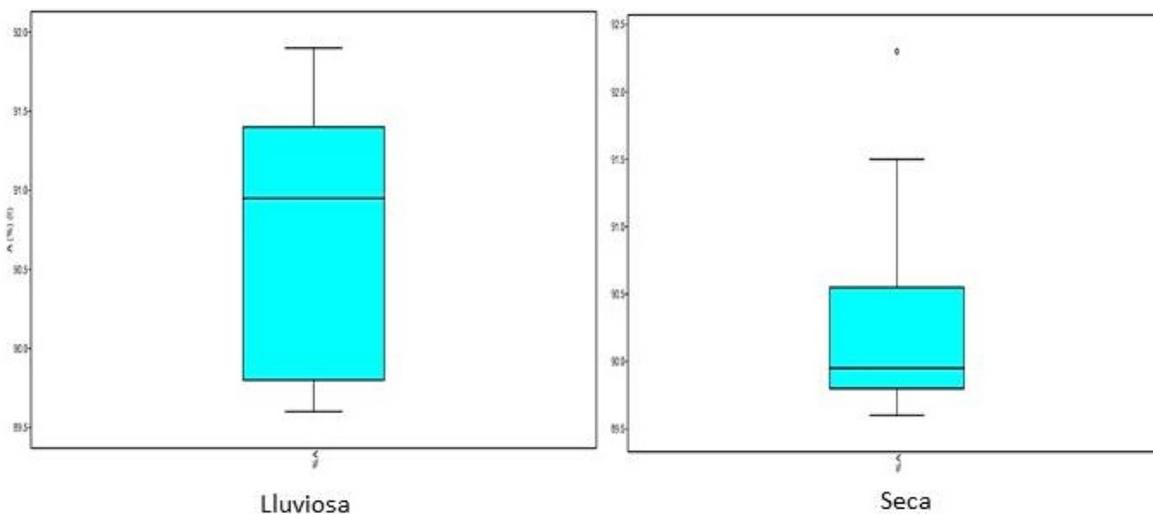


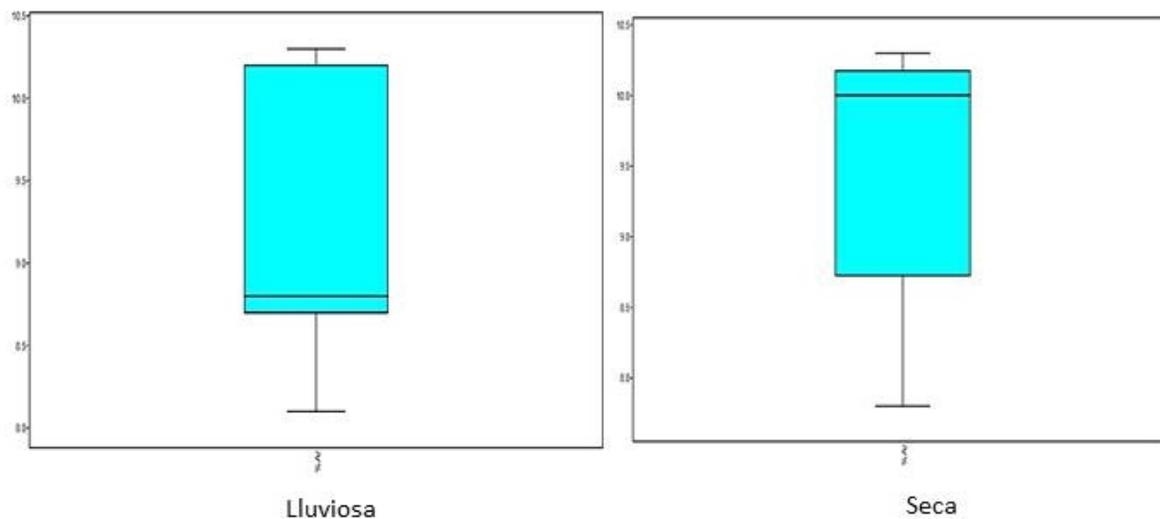
Figura 51.

Diagramas de caja para la dispersión de los valores del contenido de arena en suelos de playas arenosas en las estaciones lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 45.

Resumen estadístico de los resultados en la determinación del contenido de arcilla en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

	Contenido de arcilla (%)	
	Estación lluviosa	Estación seca
N	60	60
Mínimo	8,1	7,8
Máximo	10,3	10,3
Suma	556,8	575,1
Media	9,28	9,585
Error estándar	0,09669102	0,09831418
Varianza	0,5609492	0,5799407
Desviación estándar	0,7489654	0,7615384
Mediana	8,8	10
Percentil 25	8,7	8,725
Percentil 75	10,2	10,175
Asimetría	0,2243699	-0,9461046
Curtosis	-1,661571	-0,5333395
Media geométrica	9,250544	9,553609
Coefficiente de variación	8,070748	7,945106

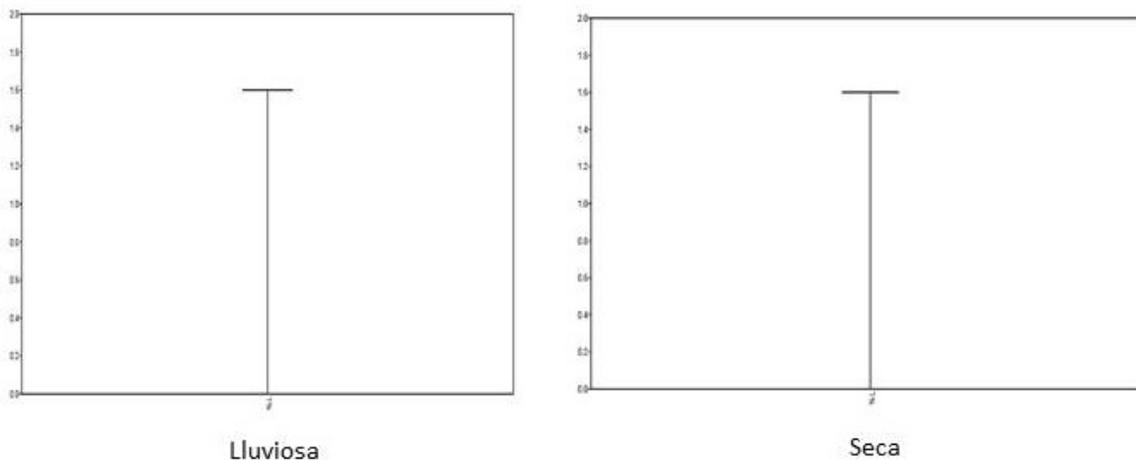
**Figura 52.**

Diagramas de caja para la dispersión de los valores del contenido de arcilla en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 46.

Resumen estadístico de los resultados en la determinación del contenido de limo en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo

	Contenido de limo (%)	
	Estación lluviosa	Estación seca
N	60	60
Mínimo	0	0
Máximo	1,6	1,6
Suma	4,8	9,6
Media	0,08	0,16
Error estándar	0,04539842	0,06249068
Varianza	0,123661	0,2343051
Desviación estándar	0,3516547	0,4840507
Mediana	0	0
Percentil 25	0	0
Percentil 75	0	0
Asimetría	4,236131	2,735536
Curtosis	16,49378	5,67117
Media geométrica	0	0
Coefficiente de variación	439,5684	302,5317

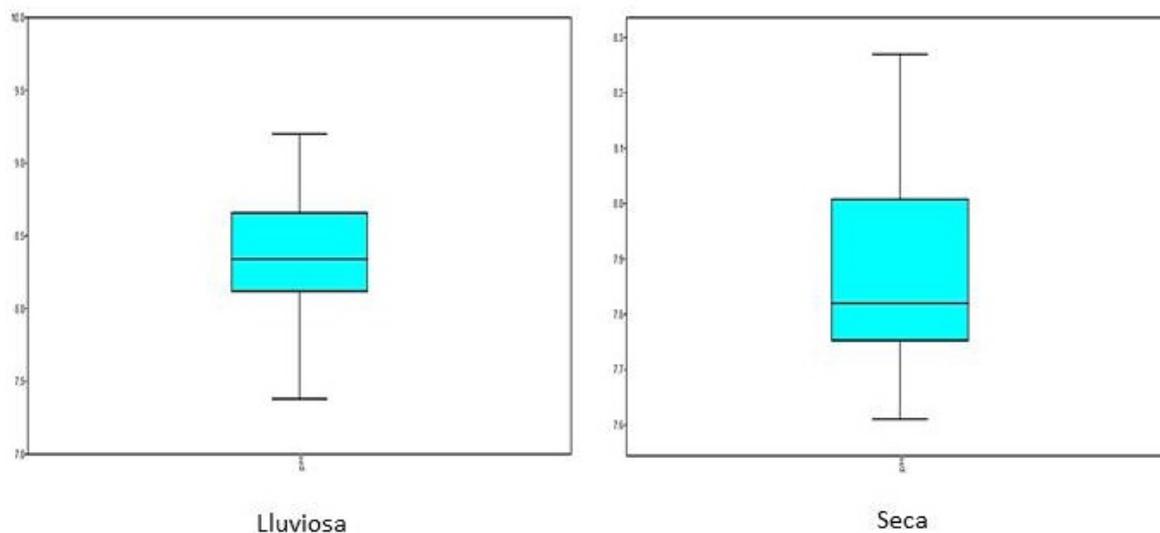
**Figura 53.**

Diagramas de caja para la dispersión de los valores del contenido de limo en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 47.

Resumen estadístico de los resultados en la determinación del pH en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo

	pH	
	Estación lluviosa	Estación seca
N	60	60
Mínimo	7,38	7,61
Máximo	9,2	8,27
Suma	500,2	472,42
Media	8,336667	7,873667
Error estándar	0,05922459	0,02108627
Varianza	0,2104531	0,02667785
Desviación estándar	0,4587517	0,1633336
Mediana	8,34	7,82
Percentil 25	8,12	7,7525
Percentil 75	8,6575	8,0075
Asimetría	-0,1795278	0,7079899
Curtosis	-0,6099395	-0,4040945
Media geométrica	8,324141	7,872016
Coeficiente de variación	5,502819	2,074428

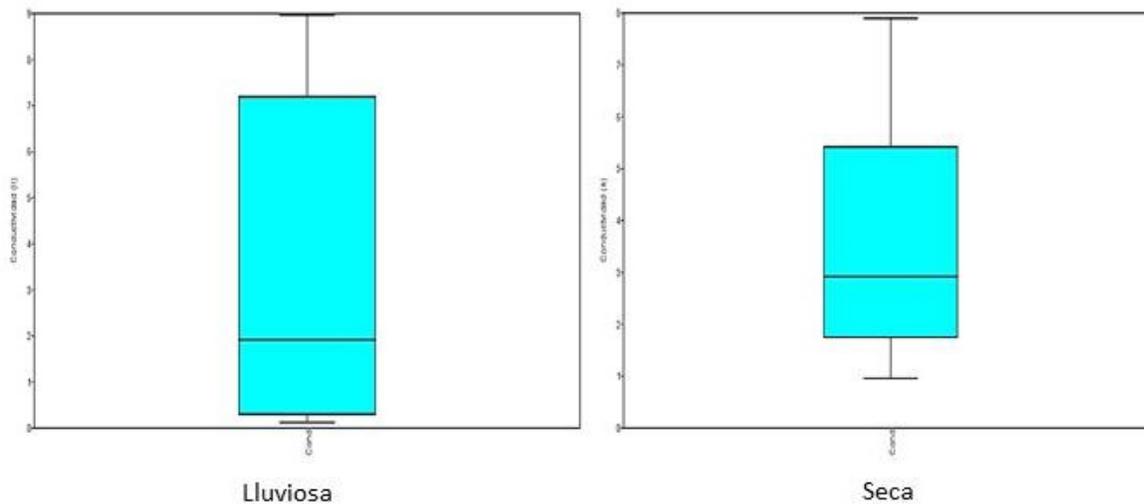
**Figura 54.**

Diagramas de caja para la dispersión de los valores del pH en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 48.

Resumen estadístico de los resultados en la determinación de la conductividad en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo

	Conductividad	
	Estación lluviosa	Estación seca
N	60	60
Mínimo	0,1232	0,958
Máximo	8,967	7,9
Suma	205,6233	220,034
Media	3,427055	3,667233
Error estándar	0,4288614	0,274945
Varianza	11,03533	4,535685
Desviación estándar	3,321946	2,129715
Mediana	1,915	2,92
Percentil 25	0,2988	1,74975
Percentil 75	7,19525	5,4225
Asimetría	0,3750037	0,5194585
Curtosis	-1,724183	-0,9685749
Media geométrica	1,440229	3,054454
Coefficiente de variación	96,93297	58,07415

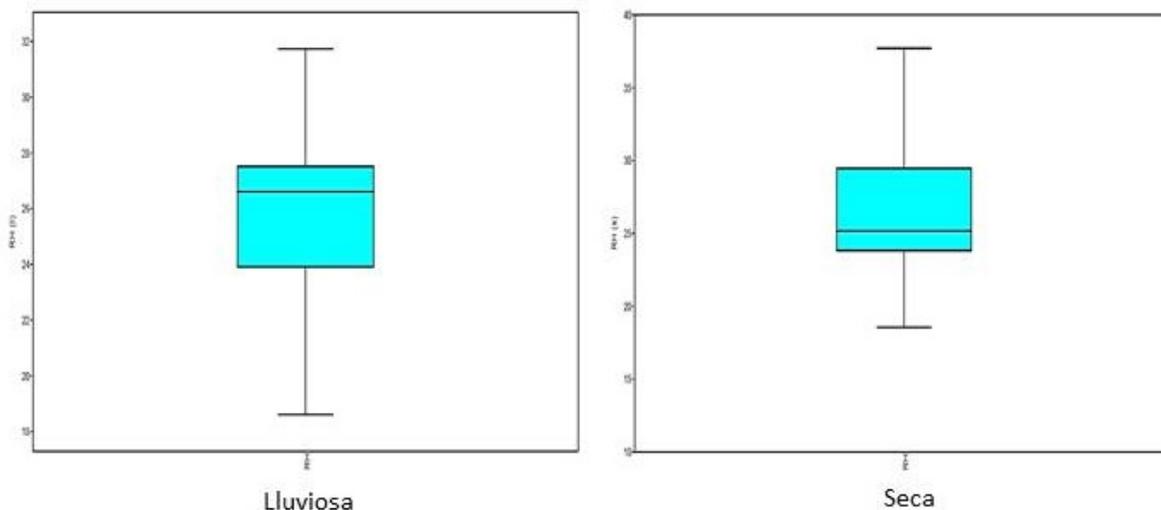
**Figura 55.**

Diagramas de caja para la dispersión de los valores de conductividad en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 49.

Resumen estadístico de los resultados en la determinación de la retención de humedad en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo

	Retención de humedad	
	Estación lluviosa	Estación seca
N	60	60
Mínimo	18,60282	18,56337
Máximo	31,73612	37,70029
Suma	1560,428	1604,782
Media	26,00713	26,74636
Error estándar	0,3714953	0,5345472
Varianza	8,280524	17,14444
Desviación estándar	2,87759	4,140585
Mediana	26,61182	25,1707
Percentil 25	23,90218	23,82477
Percentil 75	27,51667	29,46932
Asimetría	-0,1746444	0,7986048
Curtosis	-0,3364172	-0,01935575
Media geométrica	25,84649	26,44857
Coefficiente de variación	11,06462	15,48093

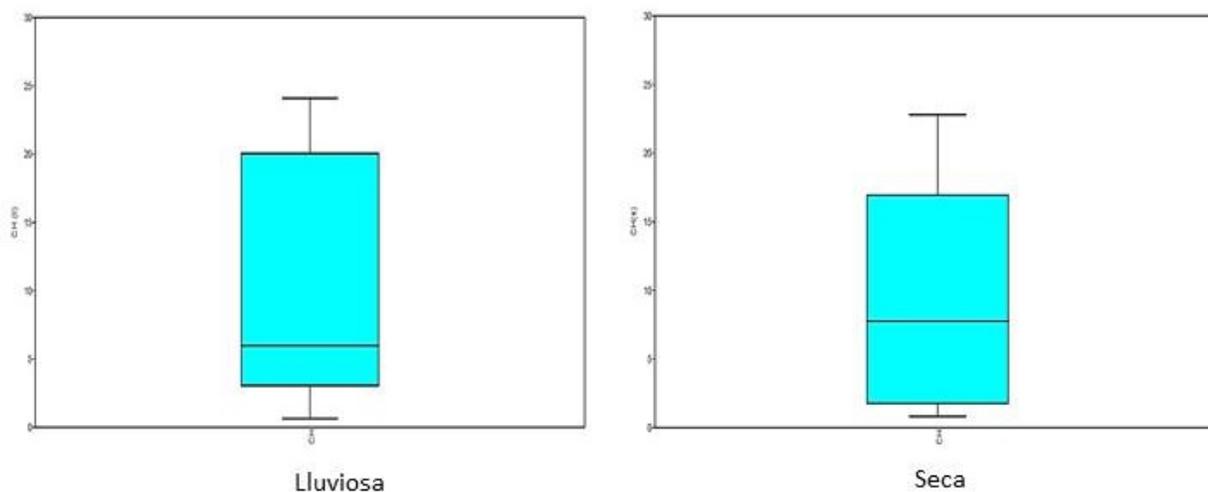
**Figura 56**

Diagramas de caja para la dispersión de los valores de retención de humedad en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 50.

Resumen estadístico de los resultados en la determinación del contenido de humedad en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo

	Contenido de humedad	
	Estación lluviosa	Estación seca
N	60	60
Mínimo	0,64396	0,8228
Máximo	24,09286	22,7919
Suma	628,5184	582,4822
Media	10,47531	9,708037
Error estándar	1,106635	1,019621
Varianza	73,47847	62,37759
Desviación estándar	8,571958	7,897948
Mediana	5,972683	7,74725
Percentil 25	3,052195	1,761725
Percentil 75	20,04578	16,93705
Asimetría	0,4016328	0,3084002
Curtosis	-1,663771	-1,528071
Media geométrica	6,651981	5,844223
Coefficiente de variación	81,83014	81,35474

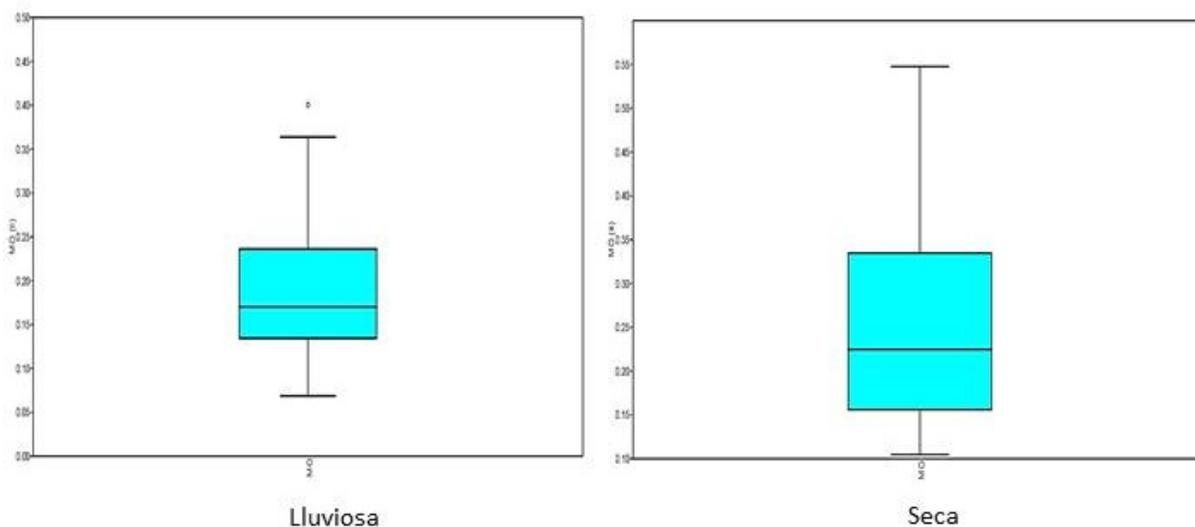
**Figura 57.**

Diagramas de caja para la dispersión de los valores del contenido de humedad en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 51.

Resumen estadístico de los resultados en la determinación del contenido de materia orgánica en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

	Materia orgánica	
	Estación lluviosa	Estación seca
N	59	60
Mínimo	0,0689	0,1046
Máximo	0,3637	0,5477
Suma	10,4956	14,8437
Media	0,1778915	0,247395
Error estándar	0,008183164	0,01350001
Varianza	0,003950887	0,01093502
Desviación estándar	0,06285608	0,1045707
Mediana	0,1702	0,22475
Percentil 25	0,1331	0,15585
Percentil 75	0,2359	0,3347
Asimetría	0,3898235	0,5000398
Curtosis	-0,1814681	-0,441489
Media geométrica	0,1665958	0,2257257
Coefficiente de variación	35,33394	42,2687

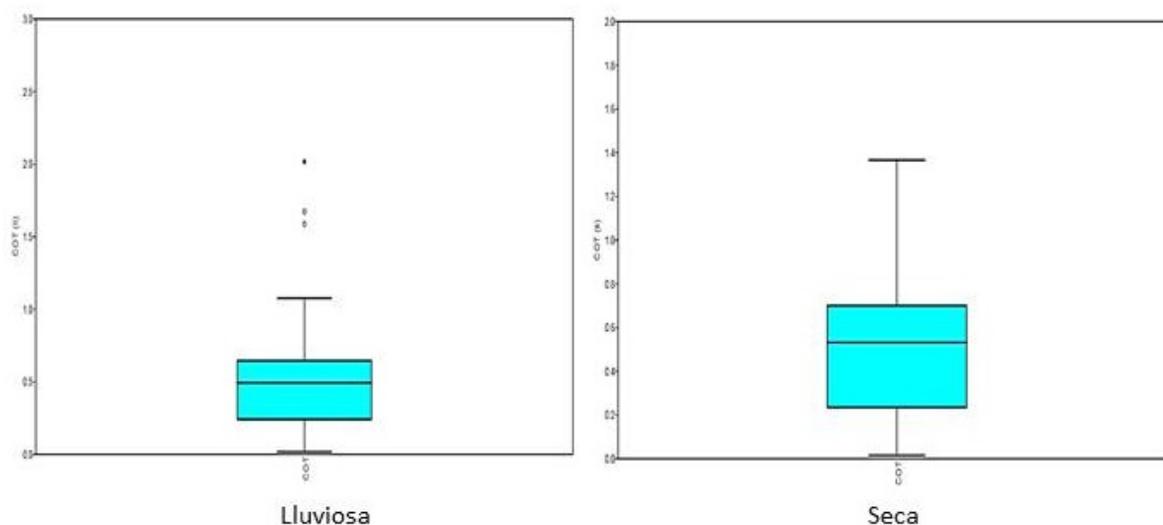
**Figura 58.**

Diagramas de caja para la dispersión de los valores del contenido de materia orgánica en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 52.

Resumen estadístico de los resultados en la determinación del contenido de carbono orgánico total en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

	Carbono orgánico total	
	Estación lluviosa	Estación seca
N	57	60
Mínimo	0,0188	0,0164
Máximo	1,0757	1,3664
Suma	26,2627	30,7802
Media	0,4607491	0,5130033
Error estándar	0,0321597	0,04002989
Varianza	0,05895204	0,09614351
Desviación estándar	0,2428004	0,3100702
Mediana	0,4901	0,5314
Percentil 25	0,2396	0,23425
Percentil 75	0,6222	0,701025
Asimetría	0,1018557	0,4650646
Curtosis	-0,3625356	-0,1595061
Media geométrica	0,3674518	0,3896281
Coefficiente de variación	52,69688	60,44213

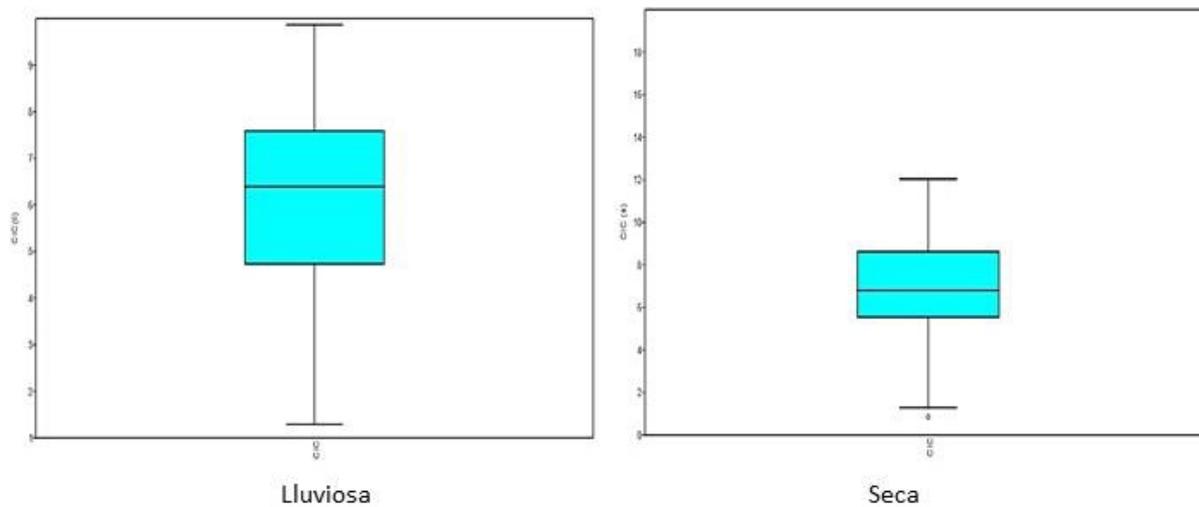
**Figura 59.**

Diagramas de caja para la dispersión de los valores del contenido de carbono orgánico total en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 53.

Resumen estadístico de los resultados en la determinación de la capacidad de intercambio catiónico en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

	Capacidad de intercambio catiónico	
	Estación lluviosa	Estación seca
N	60	59
Mínimo	1,2891	1,283
Máximo	9,8675	12,0365
Suma	364,2162	416,1909
Media	6,07027	7,054083
Error estándar	0,273894	0,3753281
Varianza	4,501074	8,311401
Desviación estándar	2,121574	2,88295
Mediana	6,39365	6,8025
Percentil 25	4,73475	5,5685
Percentil 75	7,585875	8,6248
Asimetría	-0,5289085	-0,1524871
Curtosis	-0,1496502	-0,3991868
Media geométrica	5,556642	6,261029
Coefficiente de variación	34,95023	40,86924

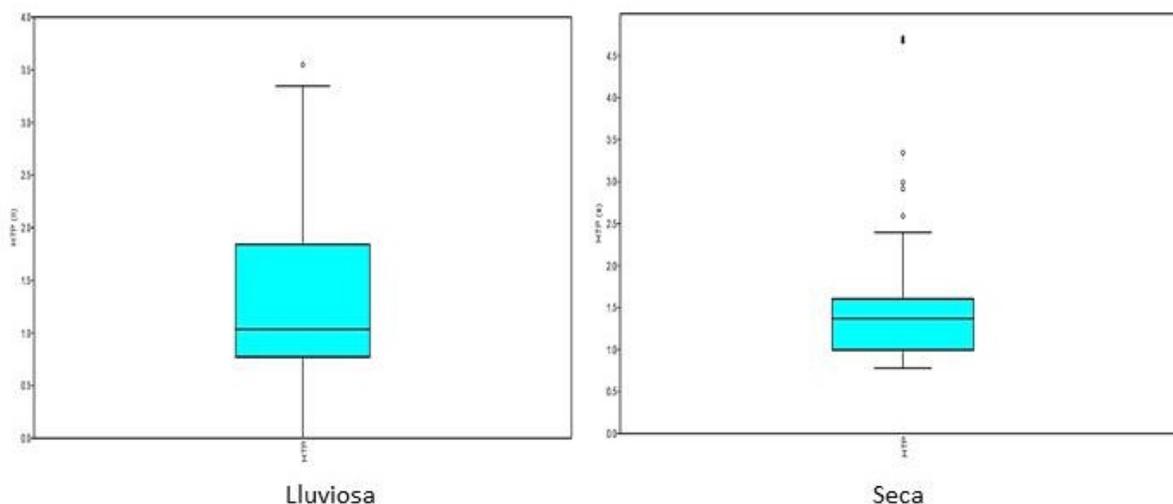
**Figura 60.**

Diagramas de caja para la dispersión de los valores de la capacidad de intercambio catiónico en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 54.

Resumen estadístico de los resultados en la estimación del contenido de hidrocarburos totales de petróleo en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

	Hidrocarburos totales de petróleo	
	Estación lluviosa	Estación seca
N	59	53
Mínimo	0	0,7784095
Máximo	3,346026	2,397123
Suma	72,97915	70,23152
Media	1,236935	1,325123
Error estándar	0,1077937	0,05665104
Varianza	0,6855495	0,170095
Desviación estándar	0,8279792	0,4124258
Mediana	0,9950249	1,349424
Percentil 25	0,7717538	0,9842879
Percentil 75	1,763668	1,488902
Asimetría	0,7148711	1,016223
Curtosis	-0,02881645	0,8645648
Media geométrica	0	1,268138
Coefficiente de variación	66,93798	31,12358

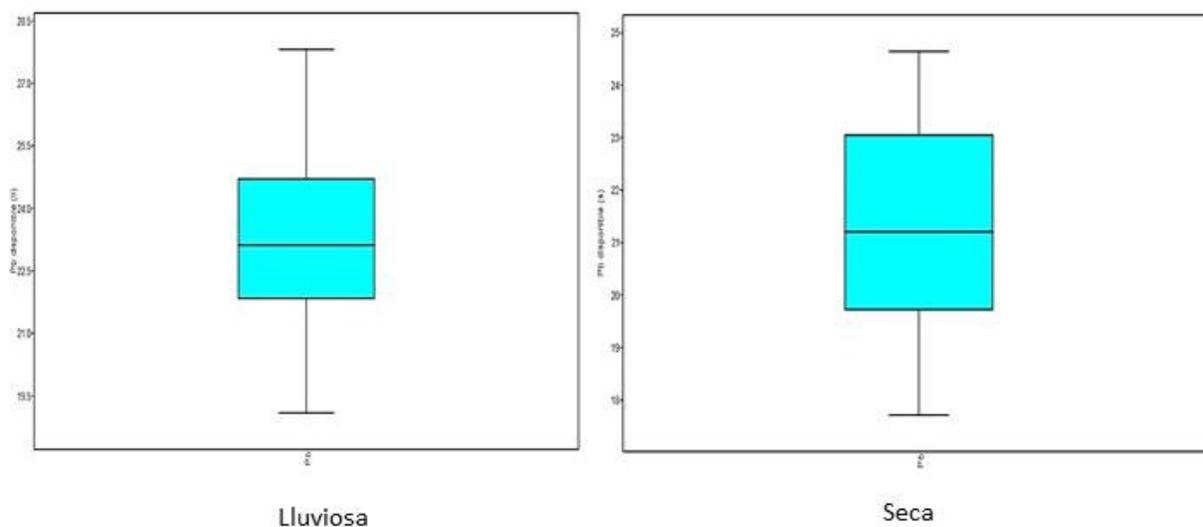
**Figura 61.**

Diagramas de caja para la dispersión de los valores del contenido de hidrocarburos totales de petróleo en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 55.

Resumen estadístico de los resultados en la estimación del contenido de plomo biodisponible en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

	Pb biodisponible	
	Estación lluviosa	Estación seca
N	60	60
Mínimo	19,08728	17,71233
Máximo	27,816	24,64421
Suma	1395,795	1266,606
Media	23,26325	21,11009
Error estándar	0,2455674	0,262006
Varianza	3,618201	4,118828
Desviación estándar	1,902157	2,02949
Mediana	23,11868	21,20637
Percentil 25	21,83566	19,72539
Percentil 75	24,70969	23,04955
Asimetría	-0,04927494	-0,02416742
Curtosis	-0,2927007	-0,8741688
Media geométrica	23,18604	21,01331
Coefficiente de variación	8,176661	9,613834

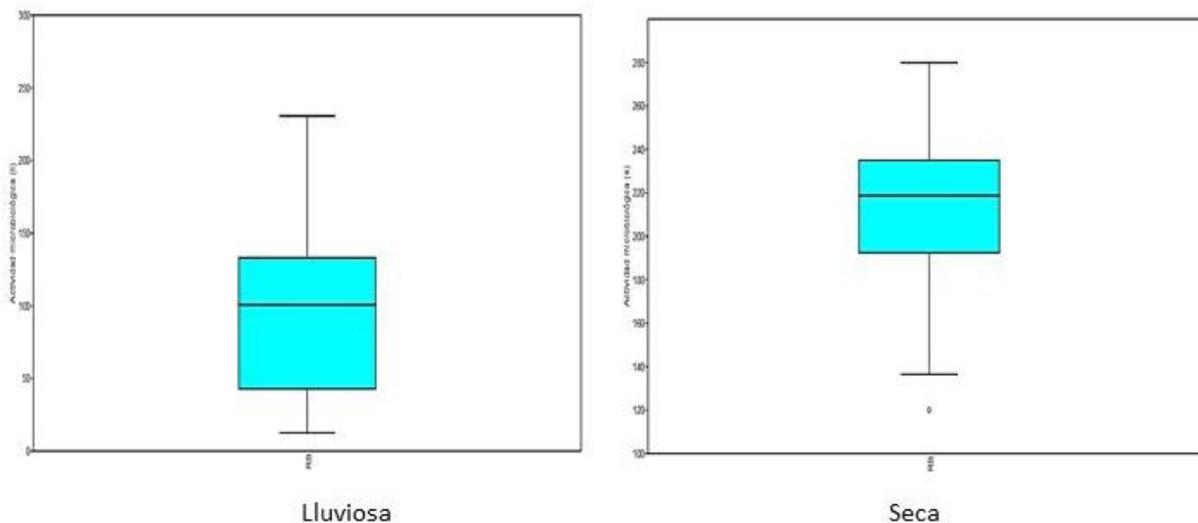
**Figura 62.**

Diagramas de caja para la dispersión de los valores del contenido de plomo biodisponible en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 56.

Resumen estadístico de los resultados en la estimación de la actividad microbiológica en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

	Actividad microbiológica	
	Estación lluviosa	Estación seca
N	60	59
Mínimo	12,44936	136,4638
Máximo	230,6751	279,9505
Suma	5774,471	12644,68
Media	96,24118	214,3166
Error estándar	6,989897	4,645141
Varianza	2931,52	1273,063
Desviación estándar	54,14351	35,68001
Mediana	100,6618	219,2209
Percentil 25	42,7829	193,1531
Percentil 75	133,1243	235,3866
Asimetría	0,2477649	-0,2517765
Curtosis	-0,5057993	-0,5545058
Media geométrica	77,43593	211,2328
Coefficiente de variación	56,25815	16,64827

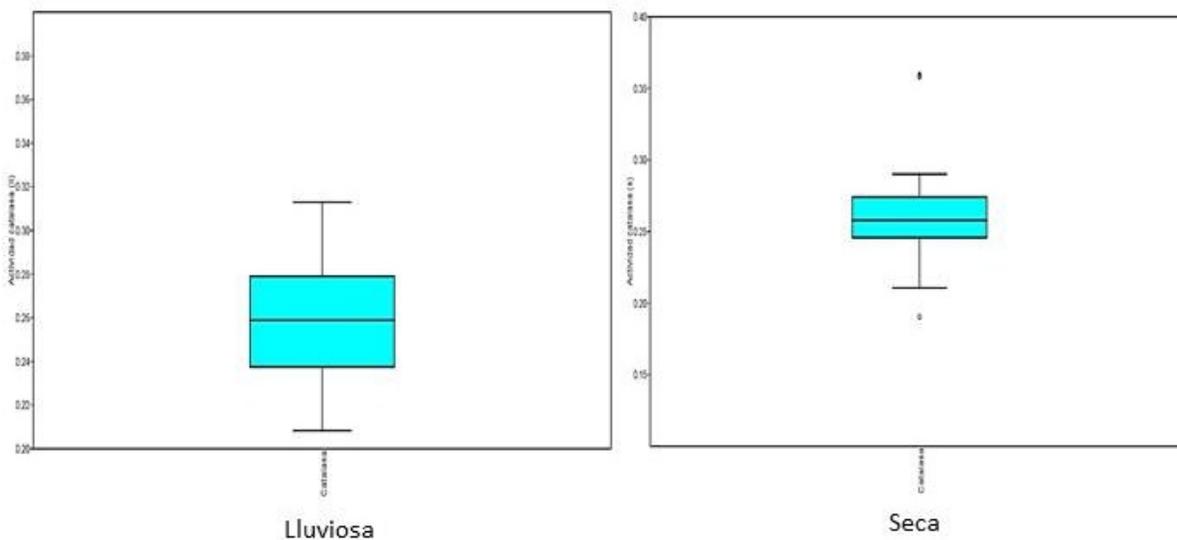
**Figura 63.**

Diagramas de caja para la dispersión de los valores de actividad microbiológica en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 57.

Resumen estadístico de los resultados en la estimación de la actividad catalasa en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

	Actividad catalasa	
	Estación lluviosa	Estación seca
N	60	56
Mínimo	0,2082568	0,106025
Máximo	0,312943	0,2901501
Suma	15,47372	14,39352
Media	0,2578953	0,2570271
Error estándar	0,003211549	0,002586003
Varianza	0,000618843	0,0003744952
Desviación estándar	0,02487655	0,01935188
Mediana	0,2588338	0,2568192
Percentil 25	0,237472	0,2457169
Percentil 75	0,2789888	0,2719752
Asimetría	0,1312707	-0,39990401
Curtosis	-0,843504	-0,457764
Media geométrica	0,2567166	0,2562935
Coefficiente de variación	9,645988	7,529119

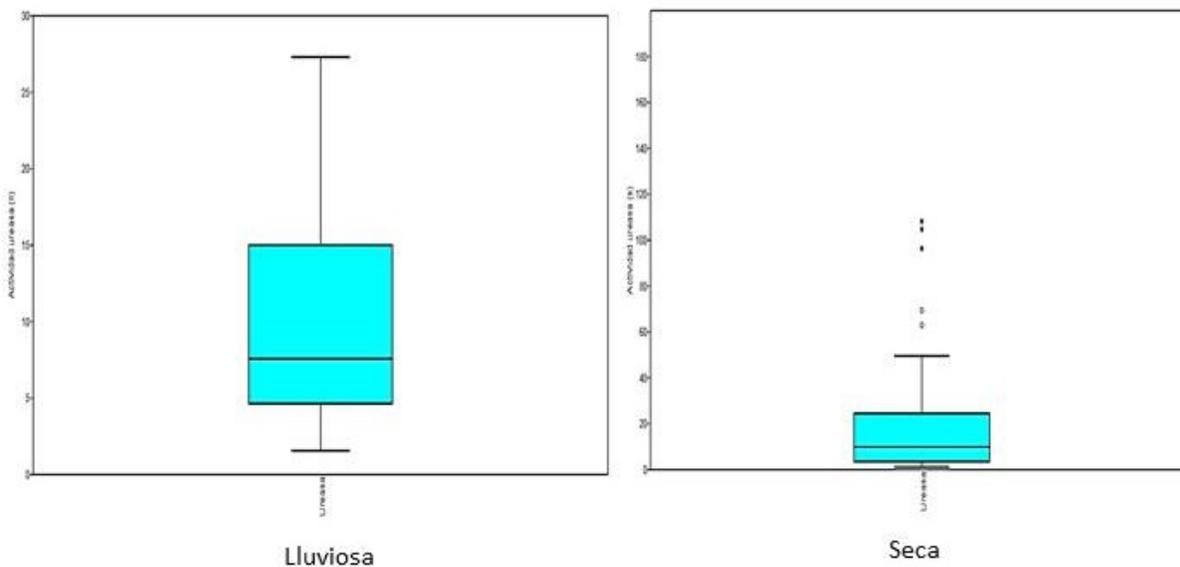
**Figura 64.**

Diagramas de caja para la dispersión de los valores de actividad catalasa en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 58.

Resumen estadístico de los resultados en la estimación de la actividad ureasa en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

	Actividad ureasa	
	Estación lluviosa	Estación seca
N	60	55
Mínimo	1,562506	1,201854
Máximo	27,29524	49,5589
Suma	602,1322	683,0076
Media	10,03554	12,41832
Error estándar	0,9341123	1,45343
Varianza	52,35395	116,1852
Desviación estándar	7,235603	10,77892
Mediana	7,565729	7,818347
Percentil 25	4,637689	2,726023
Percentil 75	15,01778	16,35881
Asimetría	0,8791186	1,158468
Curtosis	-0,2411702	1,167444
Media geométrica	7,535946	7,94968
Coefficiente de variación	72,09981	86,79856

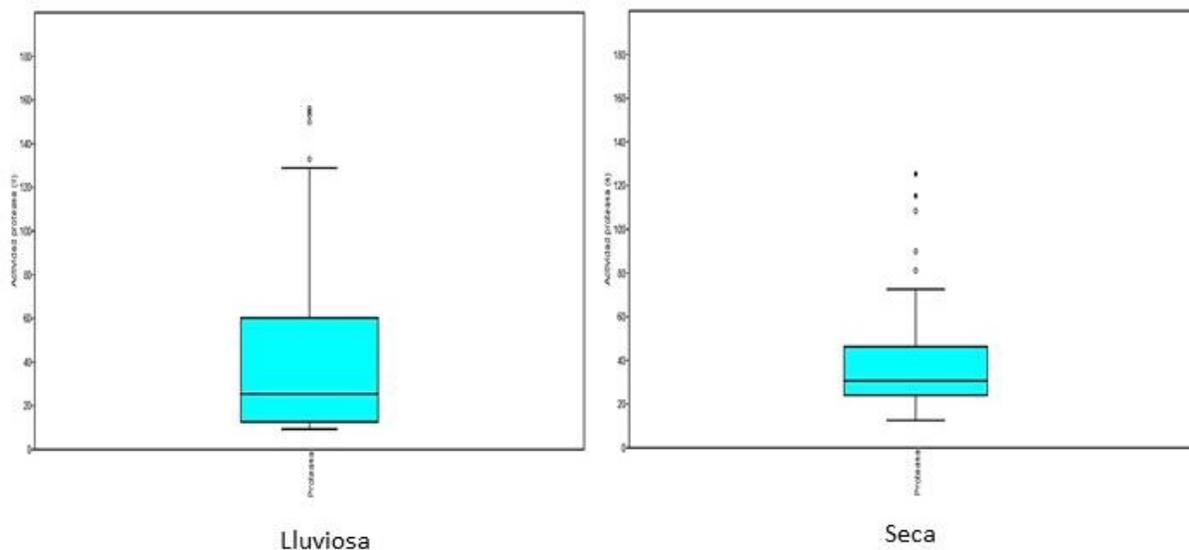
**Figura 65.**

Diagramas de caja para la dispersión de los valores de actividad ureasa en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 59.

Resumen estadístico de los resultados en la estimación de la actividad proteasa en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

	Actividad proteasa	
	Estación lluviosa	Estación seca
N	54	55
Mínimo	9,296578	12,5774
Máximo	84,91497	72,50984
Suma	1683,099	1855,227
Media	31,16851	33,73139
Error estándar	3,061578	2,08366
Varianza	506,1559	238,7901
Desviación estándar	22,49791	15,45284
Mediana	23,24428	29,63218
Percentil 25	12,378	23,86941
Percentil 75	47,68643	40,91316
Asimetría	0,9360726	1,115425
Curtosis	-0,2249751	0,8281101
Media geométrica	24,17709	30,65932
Coefficiente de variación	72,18154	45,81143

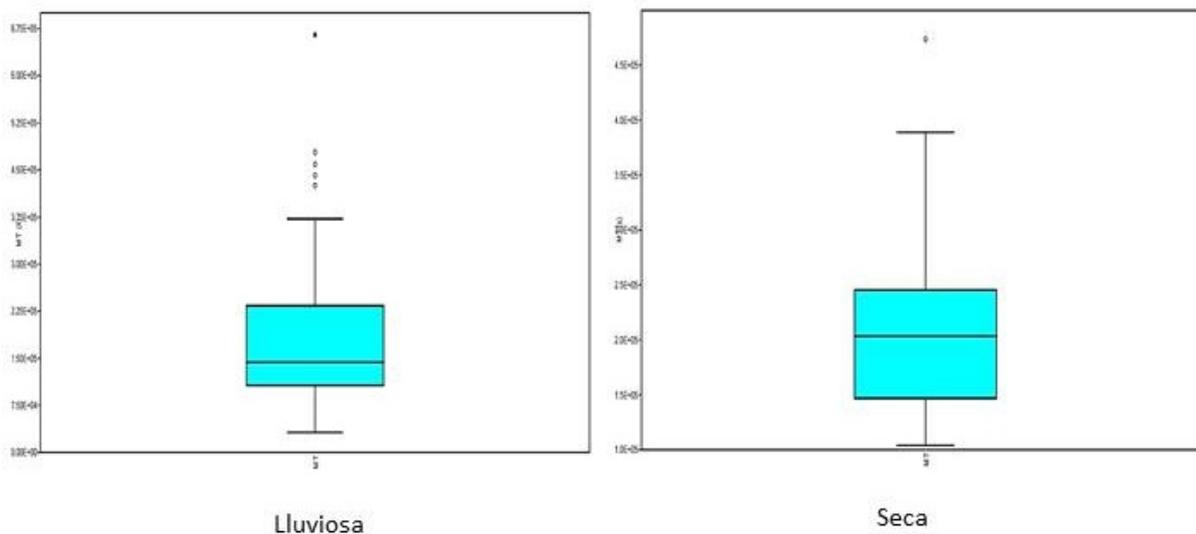
**Figura 66.**

Diagramas de caja para la dispersión de los valores de actividad proteasa en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

Tabla 60.

Resumen estadístico de los resultados en la estimación de microorganismos totales en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

	Microorganismos totales	
	Estación lluviosa	Estación seca
N	55	60
Mínimo	32000	104000
Máximo	425000	389000
Suma	8677000	$1,2245 \times 10^7$
Media	157763,6	204083,3
Error estándar	11979,39	9064,623
Varianza	$7,892813 \times 10^9$	$4,930044 \times 10^9$
Desviación estándar	88841,51	70214,27
Mediana	135000	203500
Percentil 25	88000	146750
Percentil 75	206000	245500
Asimetría	1,093634	0,5724357
Curtosis	0,8665473	-0,07726558
Media geométrica	135336,8	192448,5
Coefficiente de variación	56,31305	34,40471

**Figura 67.**

Diagramas de caja para la dispersión de los valores de microorganismos totales en la estación lluviosa y seca en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

ANEXO 4. Comparación de los métodos para estimar el carbono de la biomasa microbiana en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo

Tabla 61.

Resumen estadístico de los resultados en la estimación del carbono de biomasa microbiana con los métodos de respiración inducida por sustrato (RIS) y fumigación - incubación (F-I) en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.

	Estación lluviosa		Estación seca	
	RIS	F-I	RIS	F-I
N	60	60	60	60
Mínimo	8,968464	20,55512	88,08676	116,9216
Máximo	100,597	447,8222	155,5761	1246,948
Suma	2672,598	6903,789	659,454	39764,18
Media	44,54331	115,0632	108,6576	662,7363
Error estándar	2,435914	12,17587	2,368424	39,45222
Varianza	356,0207	8895,111	336,566	93388,67
Desviación estándar	18,86851	94,3139	18,34574	305,5956
Mediana	45,2798	91,65323	94,28382	707,0607
Percentil 25	34,7869	49,4171	92,42601	412,1971
Percentil 75	60,33534	163,5546	123,8448	889,1933
Asimetría	0,2333285	1,810445	0,5887037	-0,0343505
Curtosis	0,06602376	3,839611	-0,5889493	-0,9674215
Media geométrica	39,81205	85,9662	107,2005	576,1304
Coefficiente de variación	42,35992	81,96707	16,88399	46,11119

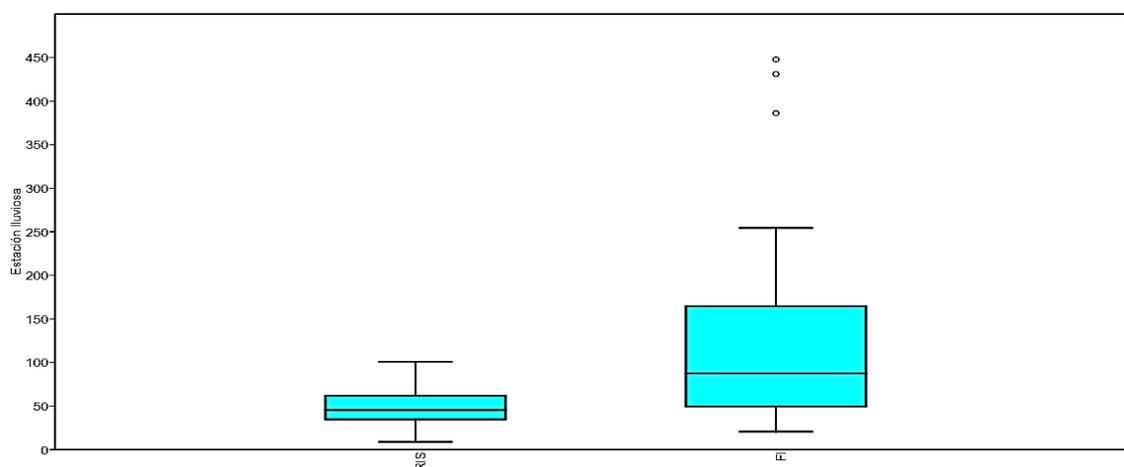


Figura 68.

Diagramas de caja para la dispersión de los valores del carbono de la biomasa microbiana en suelos de playas arenosas en la estación lluviosa estimado por los métodos de Fumigación-Incubación y Respiración Inducida por Sustrato.

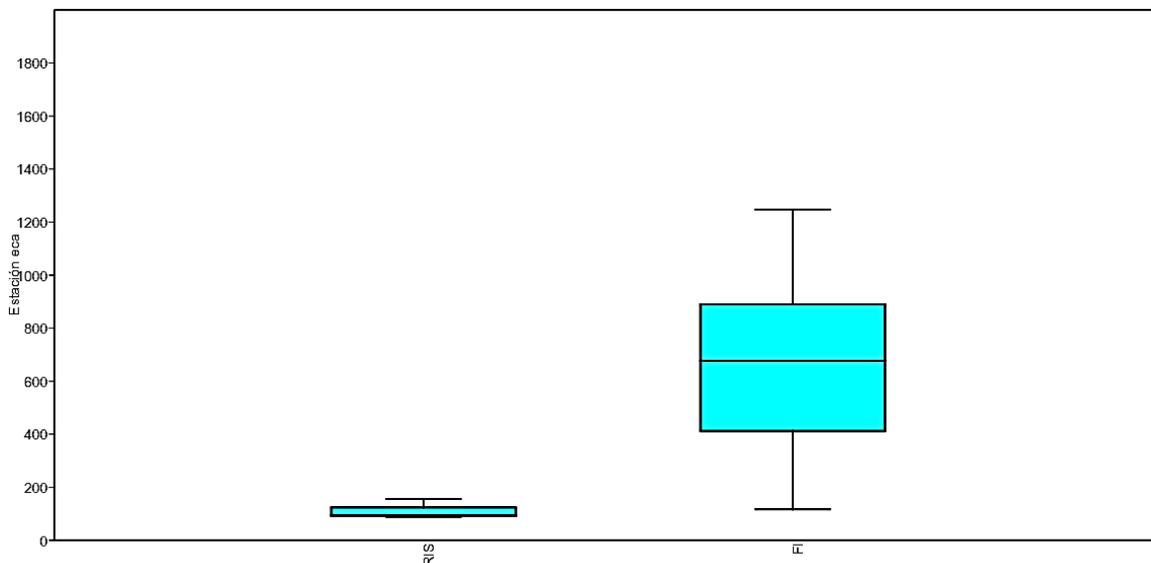


Figura 69.

Diagramas de caja para la dispersión de los valores del carbono de la biomasa microbiana en suelos de playas arenosas en la estación seca estimado por los métodos de Fumigación-Incubación y Respiración Inducida por Sustrato.

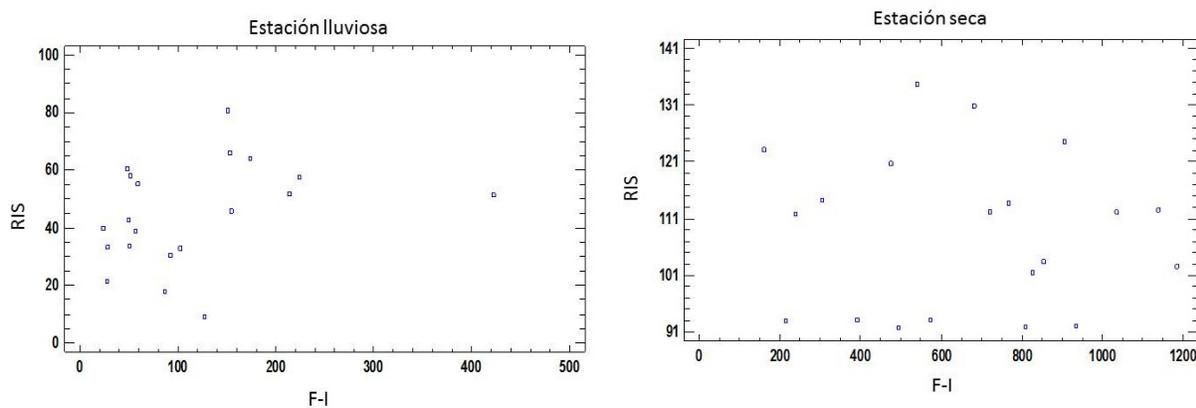


Figura 70.

Relación entre los residuales de los valores del carbono de la biomasa microbiana en suelos de playas arenosas en las estaciones lluviosa y seca estimados por los métodos de Fumigación-Incubación y Respiración Inducida por Sustrato.

ANEXO 5. *Curvas de calibración y determinación de efectos matriz utilizadas en la determinación de Ni, Cu, Cr y Pb biodisponible en suelos de playas arenosas del municipio Puerto Cabello, estado Carabobo.*

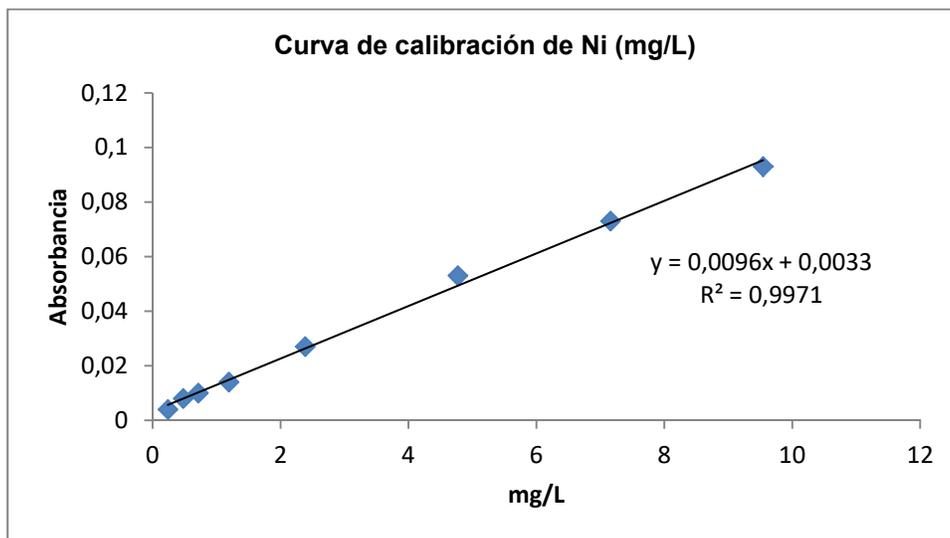


Figura 71.

Curva de calibración para la determinación de Ni biodisponible en suelos arenosos de las playas seleccionadas del municipio Puerto Cabello.

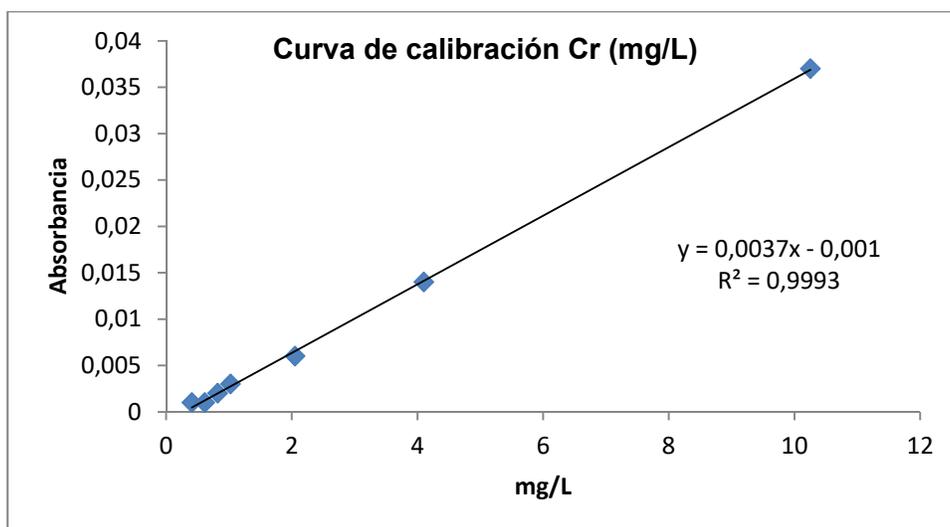
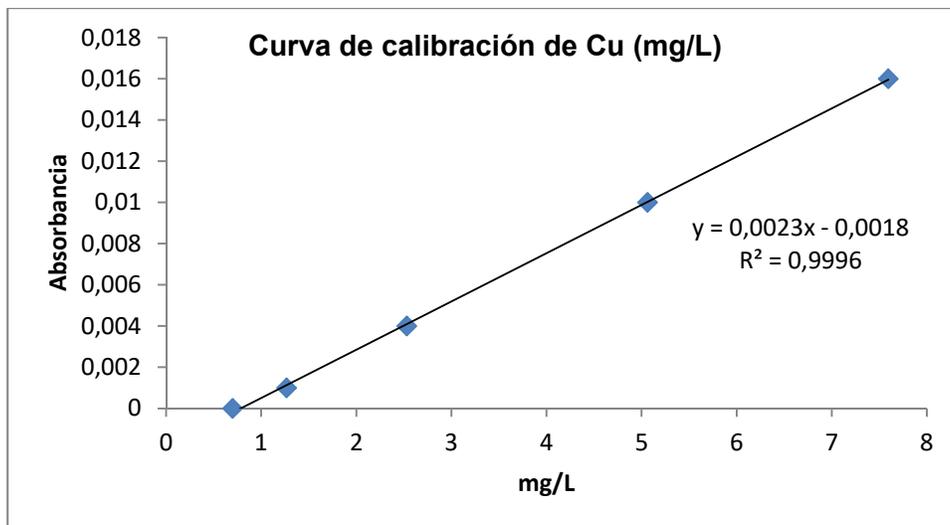
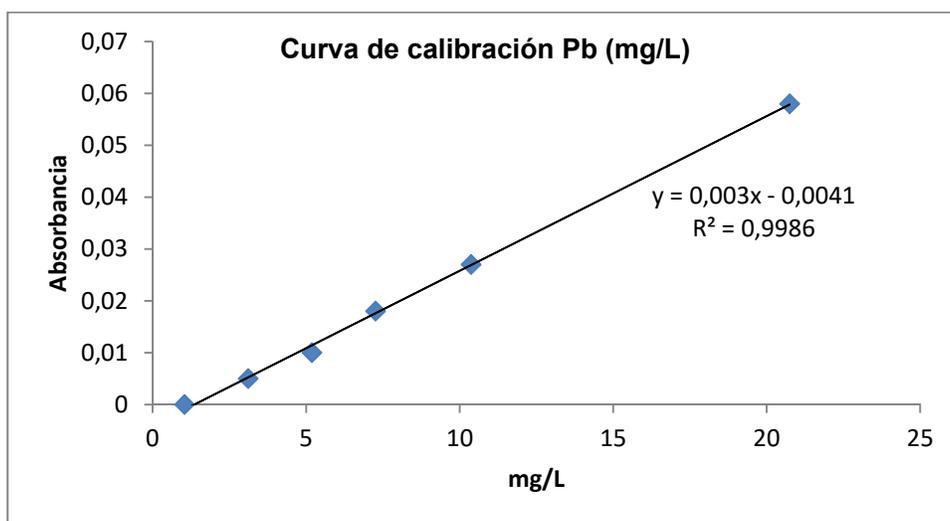


Figura 72.

Curva de calibración para la determinación de Cr biodisponible en suelos arenosos de las playas seleccionadas del municipio Puerto Cabello.

**Figura 73.**

Curva de calibración para la determinación de Cu biodisponible en suelos arenosos de las playas seleccionadas del municipio Puerto Cabello.

**Figura 74.**

Curva de calibración para la determinación de Pb biodisponible en suelos arenosos de las playas seleccionadas del municipio Puerto Cabello.

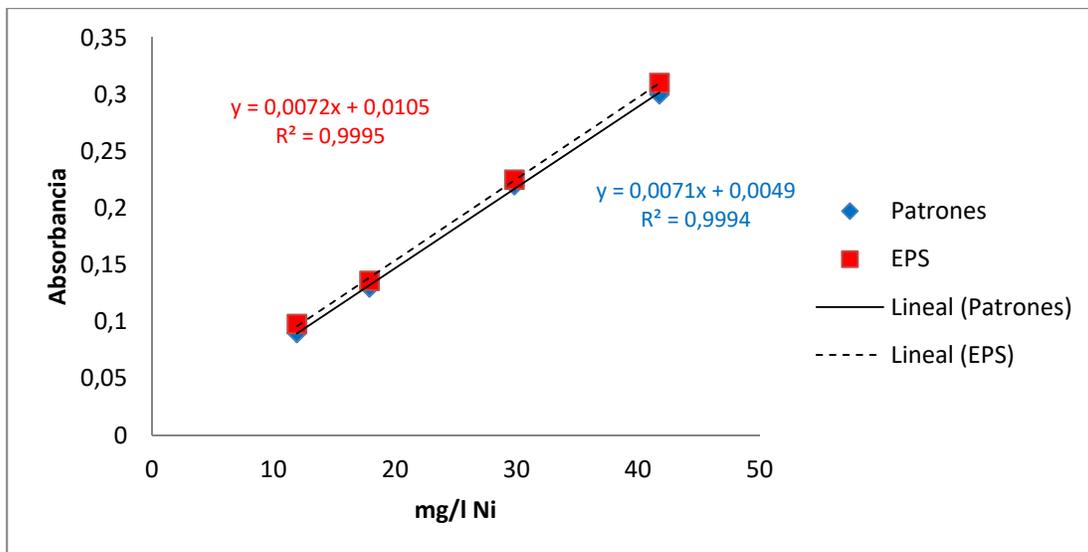


Figura 75.

Curvas de calibración para evaluación del efecto matriz en la determinación de Ni biodisponible en suelos arenosos de la playa El Palito en zona seca.

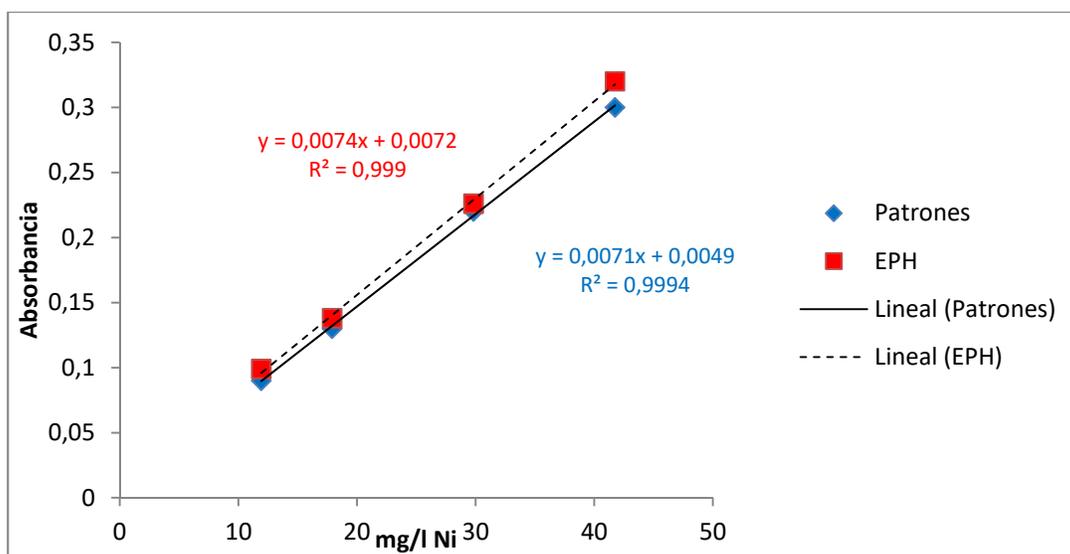


Figura 76.

Curvas de calibración para evaluación del efecto matriz en la determinación de Ni biodisponible en suelos arenosos de la playa El Palito en zona húmeda

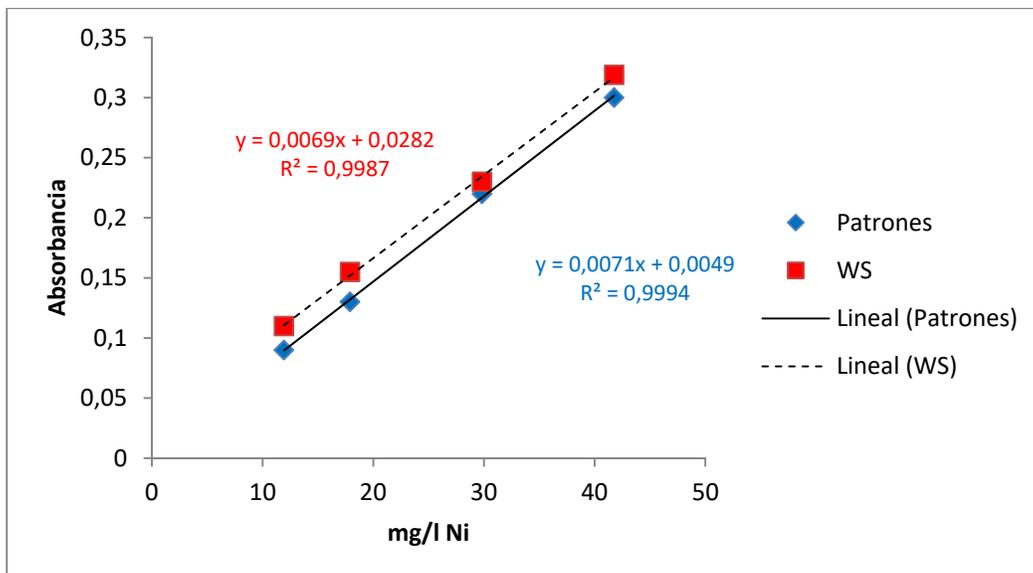


Figura 77.

Curvas de calibración para evaluación del efecto matriz en la determinación de Ni biodisponible en suelos arenosos de la playa Waikiki en zona seca.

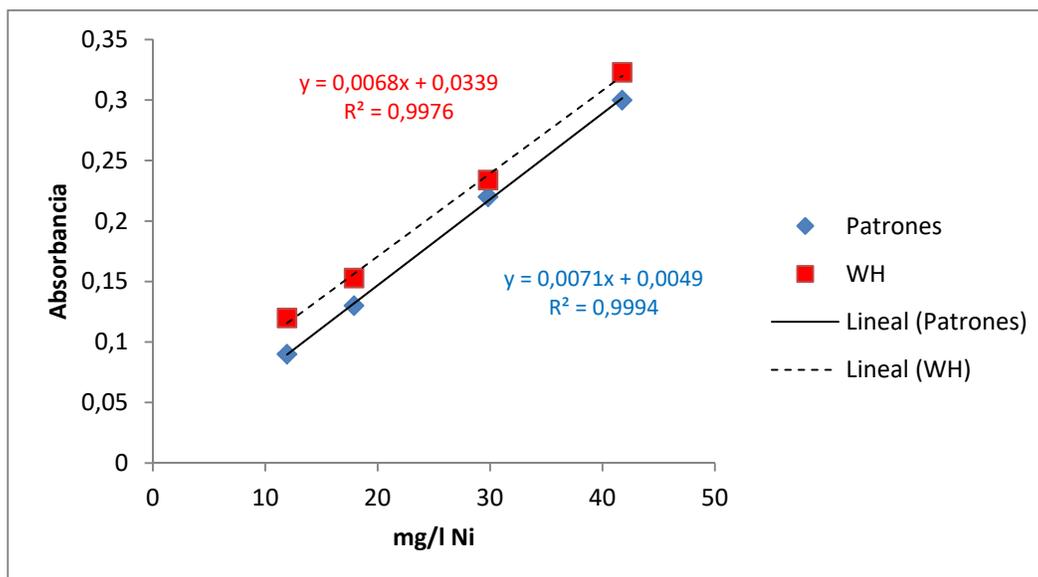


Figura 78.

Curvas de calibración para evaluación del efecto matriz en la determinación de Ni biodisponible en suelos arenosos de la playa Waikiki en zona húmeda.

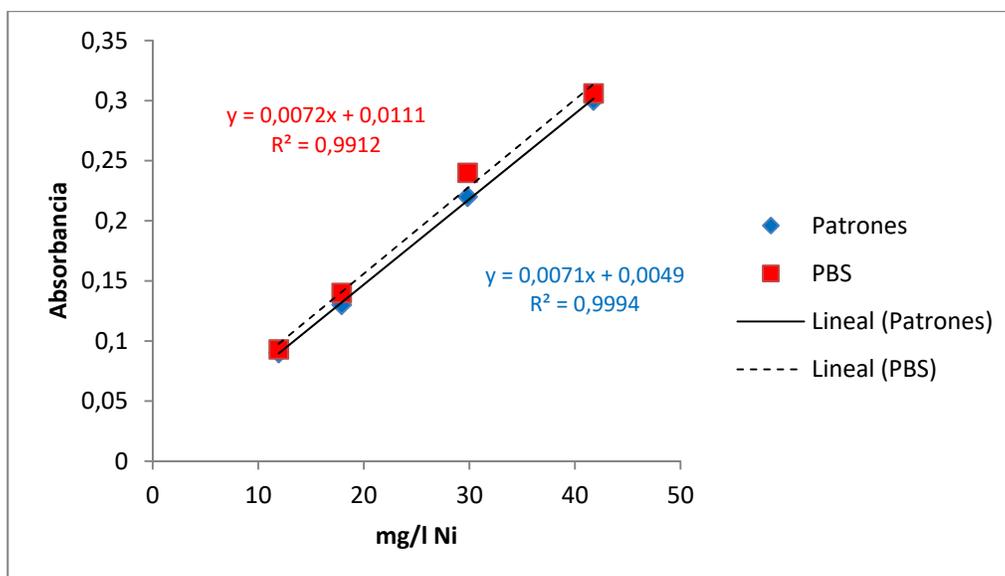


Figura 79.

Curvas de calibración para evaluación del efecto matriz en la determinación de Ni biodisponible en suelos arenosos de playa Blanca en zona seca.

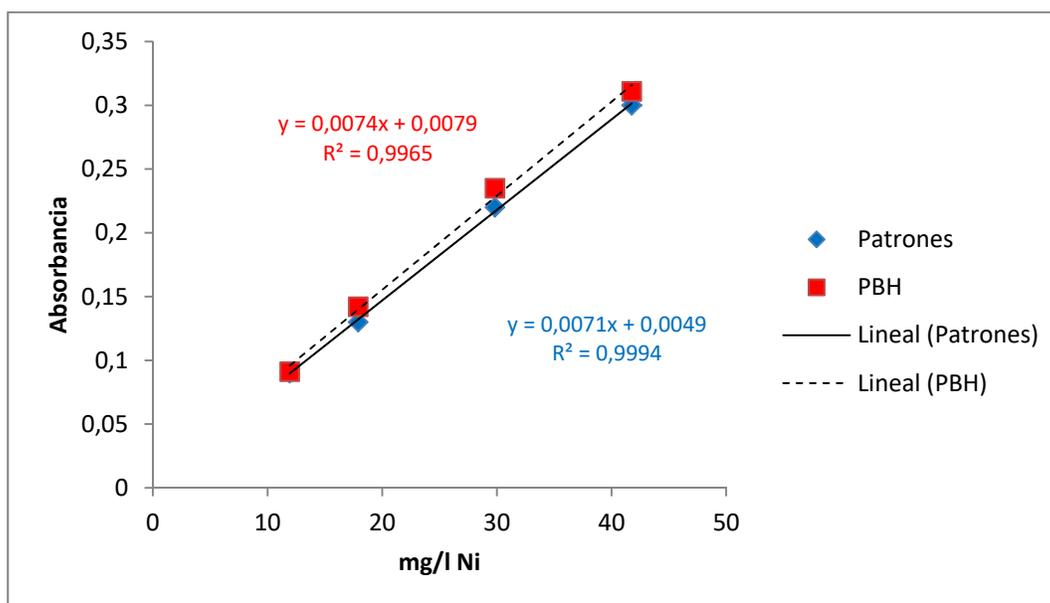


Figura 80.

Curvas de calibración para evaluación del efecto matriz en la determinación de Ni biodisponible en suelos arenosos de playa Blanca en zona húmeda.