



PUBLICACIÓN ESPECIAL WILLIAM SENIOR *IN MEMORIAM*

Aristide Márquez, Gregorio Martínez &
Luis Medina Faull (Eds.)



BOLETÍN DEL INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DE VENEZUELA

VOL. 64, N° 2 (2025)

COMITÉ EDITORIAL

ANTONIO BAEZA
Clemson University,
Clemson, United State of America.

ARTURO ACERO P.
Instituto de Ciencias Naturales, Universidad Nacional
de Colombia, Bogotá, Colombia.

JOSÉ MANUEL VIÉITEZ
Universidad de Alcalá,
Alcalá de Henares, España.

MAURO NIRCHIO
Universidad de Oriente y Universidad Técnica de
Machala, Machala, Ecuador.

LUÍS TROCCOLI
Universidad de Oriente,
Cumaná, Venezuela

CARMEN TERESA RODRÍGUEZ
Universidad de Carabobo,
Carabobo, Venezuela.

JULIÁN CASTAÑEDA
Instituto Oceanográfico de Venezuela,
Cumaná, Venezuela.

VICTOR HUGO DELGADO BLAS
Universidad Quintana Roo,
México.

ALFREDO GÓMEZ GASPAS
Universidad de Oriente,
Nueva Esparta, Venezuela.

EDGAR ZAPATA VÍVENES
Universidad de Oriente,
Cumaná, Venezuela.

MARIO LONDOÑO MESA
Universidad de Antioquia,
Medellín, Colombia.

JOSÉ GREGORIO RODRÍGUEZ
Universidad de Carabobo,
Carabobo, Venezuela.

JUAN ANTONIO GÓMEZ H.
Universidad de Panamá.

Indizada en :
REVENCYT, EBSCO, Aquatic Sciences & Fisheries Abstracts,
Biosis, Latindex, Periódica, Ulrich's Periodicals Directory,
Wildlife Review Abstracts, Zoological Record.

Fondo Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación
(FONACIT)
N° Reg.- 19990243

ISSN impreso: 0798-0639
ISSN digital 2958-2555

El Instituto Oceanográfico de Venezuela (IOV) constituye el núcleo primigenio de la Universidad de Oriente, creada por el Decreto de la Junta de Gobierno N° 459 de fecha 21 de noviembre de 1958. Sus actividades comenzaron el 12 de octubre de 1959, en la ciudad de Cumaná estado Sucre, Venezuela y han continuado ininterrumpidamente desde entonces.

EL BOLETÍN DEL INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DE VENEZUELA es una revista arbitrada que tiene como objeto fundamental difundir el conocimiento científico sobre la oceanografía del Mar Caribe y el Océano Atlántico Tropical.

El Boletín fue editado por primera vez en el mes de octubre del año 1961, siendo publicado con el nombre de "Boletín del Instituto Oceanográfico". A partir del volumen n° 8 publicado en el año 1970, la portada, el formato y las normas editoriales fueron modificadas. En el año 1980 es rebautizado con el nombre actual de "Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela".

INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DE VENEZUELA

JOHANA FERNÁNDEZ
Directora

IVIS FERMÍN
Jefe Departamento de Oceanografía

MARIELA NARVAEZ
Jefe Departamento de Biología Pesquera

JORGE BARRIOS
Jefe Departamento de Biología Marina

IVIS FERMÍN
Coordinador Postgrado en Ciencias Marinas

BRIGHTDOOM MÁRQUEZ
Editora Jefe

OSCAR DÍAZ, JORGE BARRIOS, GREGORIO MARTÍNEZ y
SINATRA SALAZAR
Editores Asociados

DAVID LEMUS y EGYMIR PARRA
Asistentes técnico

E-mail: jeiovudo@gmail.com
<https://www.iov-udo.com/revista>

DEPÓSITO LEGAL pp 196103SU776

Como citar este volumen:

Díaz, A., A. Márquez, E. Hernández & J. Rodríguez. 2025, Evaluación espaciotemporal del sistema carbónico en el humedal El Hato, Isla de Margarita, Estado Nueva Esparta, Venezuela, durante 2015. *En: A. Márquez, G. Martínez & L. Medina-Faull (Eds.). William Senior, In Memoriam. Pub. Esp. Bol. Inst. Oceanogr. Venez. 64(2): 13-28 pp.*

Responsables de la dirección, coordinación y edición de este volumen:

Brightdoom Márquez-Rojas
Aristide Márquez
Gregorio Martínez
Edymir Parra

Responsables de la portada y contraportada: David Lemus

Agradecimiento especial a estos colaboradores que permitieron que este volumen se realizara:

Dr. Arístide Márquez (Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Venezuela)

Dr. Gregorio Martínez (Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Venezuela)

Dr. Luis E. Medina Faull (Universidad Estatal de Nueva York, campus Stony Brook, EE. UU.)

Dr. Argelia Gutiérrez Velásquez (Universidad Politécnica Territorial del Oeste de Sucre “Clodosbaldo Russián” Cumaná, Venezuela)

Dr. Jhon Torres Torres (Universidad Tecnológica del Chocó, Colombia)

Dra. Haydelba D´Armas (Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela)

M. Sc. Edgar García Marcano (Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Venezuela)

M. Sc. Dayana Marcano Lárez (Universidad Politécnica Territorial del Oeste de Sucre “Clodosbaldo Russián” Cumaná, Venezuela)

Dr. Manuel Martínez Santana (Universidad Central de Venezuela)

Licda. Leomarys Guillot Barreto (Universidad Politécnica Territorial del Oeste de Sucre “Clodosbaldo Russián” Cumaná, Venezuela)

M. Sc. Marcelo Cabrera Jara (Universidad Internacional del Ecuador)

Dr. Andrés Chavarro Rivera (Secretaría de educación de Bogotá, Colombia)

Dra. Lady Vargas Porras (Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico, Colombia)

Ph. D. Julio Marín Leal (Universidad del Zulia, Venezuela)



Arístide Márquez: Dr. En Ciencias Marinas y Profesor Titular del Departamento de Oceanografía del Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. Es Jefe del Laboratorio de Elementos Nutrientes. Cuenta con una amplia trayectoria en estudios de línea base e impacto ambiental en ecosistemas costeros, con énfasis en el ciclo de nutrientes, metales pesados y el sistema de carbonatos. Ha coordinado proyectos de investigación financiados por entes nacionales e internacionales y ha sido coordinador para Venezuela de ejercicios internacionales de intercalibración de nutrientes en agua de mar. Ha sido organizador de eventos científicos y revisor de numerosas revistas indexadas. Es autor o coautor de más de 60 artículos científicos en revistas indexadas. Ha recibido múltiples distinciones y sus investigaciones abarcan desde el Mar Caribe hasta la cuenca del Río Orinoco.



Gregorio Martínez Campos es Licenciado en Química, M. Sc. en Oceanografía Química y Doctor en Geoquímica. Fue Profesor e Investigador del Instituto Oceanográfico de Venezuela–Universidad de Oriente (1992–2018), donde ejerció la Jefatura del Departamento de Oceanografía (2002–2016) y coordinó los laboratorios de metales pesados y calidad de aguas. Consolidó la línea de investigación en geoquímica ambiental y contaminación de ecosistemas acuáticos. Su labor científica se ha centrado en la oceanografía química, biogeoquímica marina, calidad de aguas y sedimentos, cambio climático y manejo integrado de zonas costeras. Participó en proyectos y expediciones internacionales vinculados al estudio del océano tropical. Cuenta con más de 60 artículos científicos, un libro y numerosos informes técnicos. Ha dirigido más de 60 tesis académicas de pregrado y postgrado. Desarrolló una intensa actividad docente en oceanografía, oceanografía química y geoquímica marina, contribuyendo al desarrollo académico de las ciencias del mar en Venezuela.



Stony Brook University

School of Marine and Atmospheric Sciences

Dr. Luis E. Medina Faull es profesor asistente en la School of Marine and Atmospheric Sciences (SoMAS), New York state University at Stony Brook University (EE. UU.), donde desarrolla investigación en ciencias marinas con énfasis en microplásticos, carbono negro y su interacción con el ciclo global del carbono. Obtuvo su Ph.D. en Ciencias Marinas y Atmosféricas en 2022 en la misma institución y fue Postdoctoral IDEA Fellow en Sustainable Climate Justice and Solutions (2023–2025).

Su investigación se centra en la fracción subestimada de micropartículas y nanopartículas en sistemas acuáticos y en su impacto en los ecosistemas y los inventarios de carbono orgánico marino, utilizando métodos de microscopía vibracional (Raman y O-PTIR). Ha publicado en revistas internacionales como *Limnology and Oceanography Methods*, *Recycling*, *Journal of Visualized Experiments* y *PLOS ONE* (aceptado), *Marine Pollution Bulletin* y otras revistas especializadas. Además, ha sido investigador principal y coinvestigador en proyectos financiados por la National Geographic Society, NOSAMS (Woods Hole Oceanographic Institution), el Estado de Nueva York y Stony Brook University.

En docencia, imparte cursos de oceanografía y contaminación marina. Dirige estudios especializados en microplásticos, carbón negro y otras micro y nano partículas. Actualmente asesora proyectos doctorales sobre la transferencia trófica de nano y microplásticos en diferentes ecosistemas marinos.

CONTENIDO

	Página
Resumen curricular de los editores.	i
BARRIOS-MONTILLA, J. & A. MARQUEZ. Visión ambiental de un oceanógrafo químico: Semblanza de William Senior (1956-2023).	1
Listado de publicaciones del Dr. William Senior.	6
DÍAZ, A., A. MARQUEZ, E. HERNÁNDEZ & J. RODRÍGUEZ. Evaluación espaciotemporal del sistema carbónico en el humedal El Hato, Isla de Margarita, Estado Nueva Esparta, Venezuela, durante 2015.	13
GARCÍA-MARCANO, E., D. CARDONA-HERNÁNDEZ, I.M. FERMÍN, F. LÓPEZ-MONROY, J. LÓPEZ-MARCANO & M. OCQUE. Evaluación de riesgo ambiental asociado a metales pesados en los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela.	29
GUTIÉRREZ-VELÁSQUEZ, A., D. MARCANO-LÁREZ, F. MARÍN-JIMÉNEZ & I. FERMÍN. Variabilidad de los índices de contaminación del agua (ICO) y del índice de calidad (ICA) en un río de la región nororiental de Venezuela.	52
MARTÍNEZ, G., MARCANO D., QUINTERO A., BRITO F., MARÍN F. & GUTIÉRREZ A. Geoquímica de la materia orgánica en sedimentos recientes de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.	76
MARTÍNEZ GREGORIO, MARÍN FERNANDO, QUINTERO ANTONIO, MARCANO DAYANA, BRITO FELICIA & GUTIÉRREZ ARGELIA. Comportamiento y fraccionamiento geoquímico de metales pesados en sedimentos recientes de la laguna de Unare, Venezuela.	102
MÁRQUEZ, A. & J. ACOSTA. Especiación geoquímica del fósforo en sedimentos superficiales del Río Orinoco y la laguna de Castellero: implicaciones para la retención y biodisponibilidad de nutrientes.	124
MÁRQUEZ, A. & J. ACOSTA. Diseño de un índice de valoración trófica-ecológica (ivtecológica) para el diagnóstico funcional de cuerpos lénticos. Caso laguna de Castellero, Venezuela.	145

VISIÓN AMBIENTAL DE UN OCEANÓGRAFO QUÍMICO: SEMBLANZA DE WILLIAM SENIOR (1956-2023)

JORGE BARRIOS-MONTILLA^{1*} & ARISTIDE MARQUEZ²

¹ *Dpto. de Biología Marina, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Núcleo de Sucre, Cumaná. *Autor de correspondencia: jebarster@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0001-6697-5140>*

² *Dpto. de Oceanografía, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Núcleo de Sucre, Cumaná. E-mail: aristd@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0003-1426-5264>*

La oceanografía química es el área de las Ciencias Marinas que se enfoca en el estudio de la composición química del agua de mar y los procesos biogeoquímicos que controlan la distribución de elementos e isótopos en el ambiente marino. Esta disciplina fue la atalaya desde la cual el Dr. William Senior, destacado oceanógrafo químico venezolano, realizó importantes aportes en el estudio del impacto que tienen las actividades humanas en los ambientes dulceacuícolas y marinos de Venezuela, pasando a ser un referente para los investigadores interesados en la conservación de nuestros ecosistemas, con una producción científica de más de 60 publicaciones arbitradas en el ámbito de la química marina y la contaminación ambiental.

William James Senior Galindo fue el nombre con el que bautizaron aquel niño que nació en Caracas un 30 de diciembre de 1956 en el seno de una familia que valoraba la educación y la disciplina. Hijo de William James Senior Guilhem y Maura Lucila Galindo Desiderio, y hermano de Luis Alfonso, Marisela Angelina y Daniel Agustín, William creció en un ambiente que acompañó su temprana inclinación hacia las ciencias.

En 1977 se graduó de Técnico Superior Universitario en Química en el Instituto Universitario de Tecnología de Caracas. La Universidad de Bretaña Occidental (Brest, Francia) fue el epicentro de su consolidación profesional en el área de la Química Marina, con cuatro títulos obtenidos en esa institución en un tiempo relativamente corto: Licenciatura en Química (1982), Maestría en Oceanografía. Mención Química (1983), Diplomado de Estudios Aprofundizados, D.E.A (1984) y un Doctorado de Tercer Ciclo en Química Aplicada, opción Química Marina (1986). Durante estos años, el estudio de la materia orgánica disuelta, los carbohidratos y los procesos biogeoquímicos en ecosistemas estuarinos conformaron la línea de investigación que consolidó las bases de su posterior carrera.

Su formación en el área química la complementó con estudios ambientales mediante la participación en varios cursos: Conocimiento y gestión de la zona costera y de la plataforma continental de la Región Caribe (Comisión Oceanográfica Intergubernamental, Cartagena de Indias, Colombia, del 18/05/88 al 03/06/88), Curso interamericano de contaminación marina (Organización de Estados Americanos, Coquimbo, Chile, del 23/11/94 al 10/12/94) y Contaminación e impacto ambiental en costas tropicales (EPOMEX, Campeche - México; del 15 al 28 de julio de 1996).

Entre los numerosos cargos que ejerció a nivel de investigación y docencia tenemos que fue Auxiliar de Investigación en la Universidad de Bretaña Occidental desde septiembre de 1983 hasta diciembre de 1986, en 1987 ingreso al Instituto Oceanográfico de Venezuela (IOV), en donde ejerció cargos de docente-investigador hasta el 2012, dictando las asignaturas Oceanografía Química, Contaminación Marina, Química Orgánica Marina, Procesos en Oceanografía, Geoquímica Marina,

Bioquímica Marina y Oceanografía Costera, fundando el grupo de Investigación sobre Contaminación Acuática del Instituto Oceanográfico de Venezuela; asesoró un total de 29 tesis de pregrado, postgrado y doctorado durante su carrera académica



Dr. William James Senior Galindo
(Foto archivo biblioteca del IOV
"Rafael Curra", año 1988)

El buque oceanográfico "Guaiquerí II" del IOV fue la principal plataforma de trabajo del Dr. Senior en los estudios ambientales que dirigía, compartiendo camarotes y alimentos con sus colegas, técnicos, marinos y asistentes de investigación en completa camaradería, ya que era una persona sencilla que sabía ganarse la confianza y amistad de quienes laboraban con él, adaptándose fácilmente a las duras e intensas condiciones de trabajo de prospección oceanográfica que incluía varios días continuos de trabajo diurno y nocturno en turnos agotadores en campañas anuales que organizaba con precisión militar, atento siempre a la seguridad, transporte, equipamiento adecuado y buena alimentación del personal que laboraba bajo sus órdenes.

Entre los principales proyectos en los que participó como coordinador del componente abiótico o de todo el proyecto, y para los cuales realizó memorables campañas oceanográficas, tenemos los siguientes: "Caracterización ambiental del área de José" (Proyecto AFEAM) y "Estudio ambiental de las costas del estado Anzoátegui" (Proyecto EACA); ambos en convenio IOV (UDO)-Corpoven, "Estudio oceanográfico y de calidad de las aguas y sedimentos del oriente Venezolano" (Proyecto UDO-PDVSA-PALMAVEN), "Línea Base Ambiental del Proyecto Mariscal Sucre" (LBAPMS) y "Línea Base Ambiental del Proyecto Plataforma Deltana" (LBAPD). Algunos de estos trabajos generaron informes clave para el mejoramiento de la infraestructura costera petrolera del estado Anzoátegui.



El joven William Senior durante sus estudios universitarios en Francia (Université de Bretagne Occidentale, UBO), muestra su destreza en el manejo de la botella "Niskin" durante la toma de muestras de aguas marinas profundas a bordo de un barco oceanográfico en el mar de Iroise (Océano Atlántico).

Entre los proyectos enfocados en la recuperación ambiental dirigidos por el Dr. Senior se destacó el conocido “Proyecto Río Manzanares”, formado por el “Plan de manejo integrado para la cuenca del río Manzanares, estado Sucre, Venezuela” (financiado por la Unidad Coordinadora Regional del Programa Ambiental del Caribe de la Organización de las Naciones Unidas) y “Diagnóstico ambiental y participación comunitaria para el control de contaminación del río Manzanares” (financiado por la Embajada Británica en Caracas), que dieron paso a la creación de la “Fundación Río Manzanares”.

La organización y proactividad del Dr. Senior fueron clave para que ejerciera la jefatura del Departamento de Oceanografía del IOV (1993-2001), en su gestión modernizó los laboratorios, consolidó las colecciones de datos oceanográficos y promovió la actualización curricular. Su trayectoria y formación fueron clave en su designación como Coordinador de Investigación del Núcleo de Sucre (2001-2007), logrando articular programas de investigación transversales, movilizar financiamiento nacional e internacional y capturar proyectos estratégicos que elevaron el prestigio de la institución.

El excelente desempeño del Dr. Senior en la Coordinación de Investigación, sumado a su sencillez y facilidad de trato fué lo que impulsó su propuesta como candidato para la campaña interna del Núcleo de Sucre por el decanato en 2007, mostrando una habilidad innata para la política y el liderazgo institucional, ganando luego de una reñida campaña su designación como Decano del Núcleo de Sucre (2007-2012), reafirmando su compromiso con el desarrollo universitario, incluso en tiempos administrativos complejos.

La importancia de la producción científica del Dr. Senior se evidencia en 907 citas a su obra hasta la fecha, constituyendo sus trabajos una referencia científica consultada por especialistas en biogeoquímica, contaminación acuática y oceanografía costera. Sus estudios sobre hidroquímica, metales pesados, compuestos orgánicos, procesos estuarinos, calidad ambiental y manejo integrado de



Personal en el puente de mando del “Guaiquerí II” en 1989 durante la campaña para el “Estudio ambiental del ecosistema marino de la bahía de Bergantín y área de Jose” (estado Anzoátegui). En la foto: profesor Jaime Bonilla, estudiante de licenciatura Jorge Barrios-Montilla, técnicos Numa Ramos, Wilfredo Patiño, Jesús García, Mario Vargas, Rafael Hernández, Jesús Hernández, Rafael Villalobos, Manuel Gil y el maquinista del barco, Douglas Salazar.

cuencas generaron un cuerpo de conocimiento indispensable para comprender los ecosistemas costeros venezolanos. Investigó el río Manzanares, el golfo de Cariaco, el Orinoco medio, las lagunas de Unare, Píritu y Los Patos, entre otros ambientes estratégicos. Su trabajo se encuentra publicado en revistas indexadas como *Interciencia*, *Marine Chemistry*, *Boletín del IOV*, *Caribbean Journal of Science* y *Brazilian Journal of Oceanography*, entre otras.

Asimismo, su participación en proyectos financiados por organismos como el CONICIT, FONACIT, PNUMA, OIEA, Embajada Británica, SENESCYT (Ecuador) y diversas instancias de la UDO, contribuyó a la infraestructura técnica del Instituto Oceanográfico. Gracias a estos esfuerzos, numerosos laboratorios fueron equipados, se establecieron líneas analíticas permanentes y se desarrollaron capacidades institucionales de largo alcance, muchas de las cuales continúan vigentes.

Después de la jubilación del Dr. Senior en el 2012, ejerció cargos de investigación y docencia en Ecuador gracias al proyecto PROMETEO UTMACH y UPSE, en donde dictó la asignatura “Manejo de Recursos Costeros,” de la carrera de Ingeniería en Acuicultura, en la Facultad de Ciencias Agropecuarias de la Universidad Técnica de Machala (Provincia del Oro) desde julio del 2013 hasta febrero de 2015, y los cursos “Calidad de Aguas en Acuicultura” y “Calidad de Aguas en los Ecosistemas Acuáticos” en la Universidad Estatal de la Península de Santa Elena (UPSE) desde marzo hasta octubre de 2015.

La excelencia científica del Dr. Senior lo hizo merecedor de una beca OEA en 1994, además de numerosos reconocimientos: Premio Estímulo al Investigador UDO (PEI) 1997, 2000, 2004, 2006 y 2012,



El Dr. William James Senior Galindo en su despacho cuando cumplía las funciones de Decano del Núcleo de Sucre de la Universidad de Oriente (2007-2012). Durante una entrevista expuso lo siguiente: “La UDO en sus 50 años de trayectoria ha consolidado una alianza exitosa con el pueblo oriental, en nuestras aulas recibimos y atendemos estudiantes de cada uno de los municipios del estado. Formar nuevos profesionales para todo el estado Sucre, provenientes de cada uno de sus pueblos ha sido nuestra más grande contribución” (*Revista Gestión Rectoral* 2(6), 2008, página 64).

Premio Beneficio Académico Nivel III (1995), Nivel I (1998), Nivel II (2000) y Nivel III (2004), premio CONADES 1998 y fue parte del Programa de Promoción al Investigador Nivel II desde 1996 hasta 2014.

La familia fue fundamental en la vida del Dr. Senior, siempre buscaba a su esposa Jenny Reyes, a quien conoció en la Universidad de Oriente y que laboraba en la biblioteca “Rafael Curra” del IOV, en horas del mediodía y en las tardes, para dirigirse a su hogar con ella y sus hijos Asdrúbal, Ángel, Laura y Yenny, se sentía orgulloso de su afectuosa familia, correspondiendo estos como su más firme apoyo emocional. La partida física del Dr. William Senior, ocurrida el 13 de enero de 2023, sumió en una profunda tristeza a su familia y a todos los que compartimos vida académica con él, ya que además de ser un brillante investigador, fue un mentor profundamente comprometido con el crecimiento académico y personal de quienes lo rodeaban.

El número especial del Boletín del Instituto Oceanográfico de Venezuela dedicado a su memoria representa un merecido reconocimiento a su legado científico, honrando además la dimensión ética, humana y académica que caracterizó la vida del Dr. William James Senior Galindo, un maestro que fortaleció instituciones y formó nuevas generaciones de oceanógrafos comprometidos con la generación de conocimientos.



Durante la celebración del 50 aniversario del Instituto Oceanográfico de Venezuela en el año 2008, se realizaron en Cumaná las actividades protocolares en las instalaciones del Complejo Cultural “Luis Manuel Peñalver”. En la foto de izquierda a derecha: profesores Evelyn Zoppi de Roa, Mary Isabel Segnini de Bravo, Félix Bravo, Baumar Marín, William Senior (para ese momento, Decano en funciones de la Universidad de Oriente, Núcleo de Sucre) y Brightdoom Márquez de García.

LISTADO DE PUBLICACIONES DEL Dr. WILLIAN SENIOR

- ACOSTA, V., C. LODEIROS, W. SENIOR & G. MARTÍNEZ. 2002. Niveles de metales pesados en tres costas litorales de Venezuela. *Interciencia*, 27(12): 686-690.
- BARRIOS, J., S. SALAZAR & W. SENIOR. 2007. Fitobentos y macrófitas de la cuenca del río Manzanares, estado Sucre, Venezuela. *Rev. Fac. Agro., LUZ*; 24 (supl. 1): 422-426.
- BONILLA, J., W. SENIOR, J. BUDGEN, O. ZAFIRIOU & R. JONES 1993. Seasonal distribution of nutrients and primary productivity on the eastern continental shelf of Venezuela as influenced by the Orinoco River. *J. Geophys. Res.*, 98(C2): 2245-2257.
- CASTAÑEDA, J., R. APARICIO & W. SENIOR. 2000. Corrientes superficiales en la bahía de Bergantín, estado Anzoátegui, Venezuela. *Ciencias*, 8(2): 168-180.
- FUENTES, M.V., W. SENIOR, I. FERMÍN & L. TROCCOLI. 2008. Estudio fisicoquímico y bacteriológico del río Manzanares, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 47(2): 149-158.
- GONZÁLEZ, A., A. MÁRQUEZ, W. SENIOR & G. MARTÍNEZ. 2006. Concentración de K, Na, Ca, Mg, Fe, proteínas y grasas en el bagre rayado *Pseudoplatystoma fasciatum* del Orinoco medio en Venezuela. *Rev. Téc. Ing. Univ. Zulia*, 29(2): 119-126.
- GONZÁLEZ, A., A. MÁRQUEZ, W. SENIOR & G. MARTÍNEZ. 2007. Constituyentes minerales del morocoto *Piaractus brachyomus* en el Orinoco medio de Venezuela. *Rev. Cient. FCV-LUZ*, 17(4): 325-329.
- GONZÁLEZ, A., A. MÁRQUEZ, W. SENIOR & G. MARTÍNEZ. 2009. Contenido de grasa y proteína en *Pygocentrus cariba*, *Prochilodus mariae*, *Plagioscion squamosissimus*, *Piaractus brachyomus* e *Hypostomus plecostomus* en una laguna de inundación del Orinoco medio. *Rev. Cient., FCV-LUZ*. 19(1): 15-21.
- LA BARBERA-SÁNCHEZ, A., J. GAMBOA-MÁRQUEZ & W. SENIOR. 1999. Fitoplancton del golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela. *Rev. Biol.Trop.*, 47(Supl. 1): 57-63.
- LEÓN, I., W. SENIOR & G. MARTÍNEZ. 1997. Comportamiento del hierro, cromo, cadmio y plomo total en las aguas superficiales del río Manzanares, Venezuela, durante los períodos de sequía y lluvia en el año 1994. *Carib. Jour. Sc.*, 33(1-2): 105-111. <https://doi.org/10.31219/osf.io/kmjta>
- LÓPEZ, F., W. SENIOR, I. FERMÍN, A. MÁRQUEZ & G. MARTÍNEZ. 2006. Fraccionamiento de los metales pesados Fe, Cd, Cr y Pb en los sedimentos superficiales de la Laguna de Píritu, estado Anzoátegui, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 45(1): 51-60.
- MÁRQUEZ, A., W. SENIOR & G. MARTÍNEZ. 2000. Concentraciones y comportamiento de metales pesados en una zona estuarina de Venezuela. *Interciencia* 25(6): 284-291. <https://doi.org/10.31219/osf.io/922vc>
- MÁRQUEZ, A., W. SENIOR, G. MARTÍNEZ & J. CASTAÑEDA. 2002. Environmental conditions of the waters of the Manzanares River, Cumaná-Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 41(1-2): 15-24.
- MÁRQUEZ, A., J. BONILLA, G. MARTÍNEZ, W. SENIOR, D. AGUILERA & A. GONZÁLEZ. 2005. Estudio geoquímico de los sedimentos superficiales del litoral nororiental del golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 44(2): 89-103.
- MÁRQUEZ, A., W. SENIOR, G. MARTÍNEZ & A. GONZÁLEZ. 2007. Concentraciones de nitrógeno y fósforo en sedimentos recientes de la laguna Los Patos, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 46 (2): 137-145.

- MÁRQUEZ, A., W. SENIOR, I. FERMÍN, G. MARTÍNEZ, J. CASTAÑEDA & A. GONZÁLEZ. 2008. Cuantificación de las concentraciones de metales pesados en tejidos de peces y crustáceos de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela. *Rev. Cient. FCV-LUZ*, 18(1): 73-86.
- MÁRQUEZ, A., W. SENIOR, G. MARTÍNEZ, J. CASTAÑEDA & A. GONZÁLEZ. 2008. Concentraciones de metales en sedimentos y tejidos musculares de algunos peces de la laguna de Castillero, Venezuela. *Rev. Cient. FCV-LUZ*, 18(2): 121-133.
- MÁRQUEZ, A., W. SENIOR, G. MARTÍNEZ & A. GONZÁLEZ. 2009. Metales totales y biodisponibles en sedimentos recientes de la laguna Los Patos, estado Sucre, Venezuela. *Ciencia*, 17(1): 87-97.
- MÁRQUEZ, A., G. MARTÍNEZ, W. SENIOR & A. GONZÁLEZ, 2010. Metales pesados en las aguas superficiales y sedimentos del río Apure en su confluencia con el río Orinoco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 49 (1): 3-16.
- MÁRQUEZ, A., W. SENIOR, A. BENÍTEZ, I. FERMÍN, G. MARTÍNEZ, A. GONZÁLEZ, J. CASTAÑEDA, L. ALCALÁ & R. DE LA CRUZ. 2011. Sector oriental del golfo de Cariaco, Venezuela. Una descripción a su dinámica hidroquímica, procesos y el rol de la surgencia costera estacional. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 50 (2): 255-272.
- MÁRQUEZ, A., O. GARCÍA, W. SENIOR, G. MARTÍNEZ, A. GONZÁLEZ & I. FERMÍN. 2012. Metales pesados en sedimentos superficiales del río Orinoco, Venezuela.: *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 51(1): 3-18.
- MÁRQUEZ, A., O. GARCÍA, W. SENIOR, G. MARTÍNEZ & A. GONZÁLEZ. 2012. Distribución de metales pesados en sedimentos superficiales del Orinoco medio, Venezuela. *Ciencia*, 20(1): 60-73. <https://doi.org/10.31219/osf.io/g2wyr>.
- MÁRQUEZ, A., L. GUILLOT, W. SENIOR, G. MARTÍNEZ & A. GONZÁLEZ. 2014. Especiación química de fósforo en sedimentos superficiales del golfo de Paria y en la costa Atlántica venezolana. *Bol. Inst. Oceanogr., Venezuela*, 53(1): 111-122.
- MÁRQUEZ, A., G. MARTÍNEZ, J. FIGUERA, W. SENIOR & A. GONZÁLEZ. 2016. Aspectos geoquímicos y ambientales de los sedimentos del río Cuchivero, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 55(1): 41-53. <https://doi.org/10.5281/zenodo.197099>.
- MÁRQUEZ, A., A. GONZÁLEZ, W. SENIOR & A. BENÍTEZ. 2016. Especiación del fósforo en sedimentos de un río tropical venezolano y su posible impacto sobre el ecosistema. *Ciencia*, 24(2): 121-134.
- MÁRQUEZ, A., G. MARTÍNEZ, J. FIGUERA, W. SENIOR, A. BENÍTEZ & A. GONZÁLEZ. 2016. Especiación de metales en sedimentos del río Cuchivero, Venezuela. *Ciencia*, 24(3): 142-152.
- MÁRQUEZ, A., A. DALE, L. TROCCHI-GHINAGLIA, F. LÓPEZ-MONROY, W. SENIOR, A. RÍOS, F. MULLER-KARGER, Y. ASTOR & R. VARELA. 2017. Carbon regeneration in the Cariaco Basin, Venezuela. *Braz. J. Oceanogr.*, 65(1): 83-92.
- MÁRQUEZ, A., L. GUILLOT, D. HERNÁNDEZ, A. BENÍTEZ, W. SENIOR, I. FERMÍN, R. DE LA CRUZ & A. GONZÁLEZ. 2018. Especiación química y biodisponibilidad del fósforo en sedimentos recientes del golfo de Paria, Venezuela. *Equilibrium*, 2: 50-66.
- MÁRQUEZ, A., I. FERMÍN, W. SENIOR, R. DE LA CRUZ, A. BENÍTEZ, A. DÍAZ, E. GARCÍA, E. HERNÁNDEZ, M. GONZÁLEZ, D. HERNÁNDEZ, M. OCQUE, J. ACOSTA, A. LEMUS, M. PATIÑO, O. RODOLFO & A. GONZÁLEZ. 2019. *Evaluación de riesgo ambiental por metales pesados en sedimentos de la cuenca del río Manzanares, Venezuela*. En: Costas y Mares Mexicanos: Contaminación, Impactos, Vulnerabilidad y Cambio Climático. Botello A.V., S. Villanueva & J. Gutiérrez (eds.). UNAM, UAC. pp. 117-142. <https://doi.org/10.26359/epomex.0419>

- MÁRQUEZ, A., J. ROMERO, L. TROCCOLI-CHINAGLIA, W. SENIOR & A. LEMUS. 2024. Variación del sistema carbónico en una zona costera del Caribe dedicada al cultivo de mitílicos: Caso golfo de Cariaco. *Acta Ocean. Pac.*, 6(1): 65-82. <https://doi.org/10.54140/raop.v6i1.76>
- MARTÍN, A., L. MALAVÉ, D. SÁNCHEZ, R. APARICIO, F. AROCHA, D. BONE, J. A. BOLAÑOS, J. BOLAÑOS-JIMÉNEZ, J. CASTAÑEDA, J. J. CÁRDENAS, A.K. CARBONINI, Y. J. DÍAZ, H. J. GUADA, E. KLEIN, R. LAZO, A. LEMUS, M. LENTINO, C. LIRA, C. LODEIROS, R. LÓPEZ, B. MARÍN, G. MARTÍNEZ, B. MÁRQUEZ, A. MÁRQUEZ, R. MOLINET, F. MORALES, J. POSADA, A. PRIETO, A. RIERA, C.T. RODRÍGUEZ, A. RAMÍREZ, W. SENIOR, P. SOLANA, H. SEVEREYN, P. SPINIELLO, E. VALERA, C. YANES & E. ZOPPI. 2007. *Línea Base Ambiental Plataforma Deltana*. Martín A. & D. Bone (eds.). Petróleos de Venezuela S. A., Univ. Simón Bolívar. Caracas, Venezuela, 176 pp.
- MARTÍNEZ, G. & W. SENIOR. 2001. Especiación de metales pesados (Cd, Zn, Cu y Cr) en el material en suspensión de la pluma del río Manzanares, Venezuela. *Interciencia* 26(2): 53-61.
- MARTÍNEZ, G., W. SENIOR & J. ALVARADO. 2001. Estudio fisicoquímico de las aguas superficiales de la cuenca baja y pluma del río Manzanares. *Interciencia*, 26(8): 342-351.
- MARTÍNEZ, G., L. RODRÍGUEZ & W. SENIOR. 2002. Especiación de Cd, Zn, Cr y Pb en núcleos de sedimentos de la bahía de Bergantín, estado Anzoátegui, Venezuela. *Interciencia*, 27(4): 173-179.
- MARTÍNEZ, G., A. MAZA, W. SENIOR, J. CASTAÑEDA & A. MÁRQUEZ. 2003. *Distribución y especiación de algunos metales pesados (Cd, Ni y Cu) en sedimentos superficiales de las bahías de Guanta y Pertigalete, estado Anzoátegui, Venezuela*. X Congreso Latinoamericano de Ciencias del Mar, Las ciencias del mar a favor del desarrollo de las comunidades. Resúmenes Ampliados. San José, Costa Rica, 22-26 de septiembre del 2003, 1-5 pp.
- MARTÍNEZ, G., W. SENIOR & A. MÁRQUEZ. 2005. Distribución y especiación de metales pesados en el material en suspensión de las aguas superficiales de la pluma del río Manzanares, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 44(2): 75-87.
- MARTÍNEZ, G., W. SENIOR & A. MÁRQUEZ. 2006. Especiación de metales pesados en la fracción disuelta de las aguas superficiales de la cuenca baja y la pluma del río Manzanares, estado Sucre, Venezuela. *Cien. Mar.*, 32(2): 239-257.
- MARTÍNEZ, G., D. HERNÁNDEZ, A. QUINTERO, A. MÁRQUEZ, W. SENIOR & A. GONZÁLEZ. 2011. Estudio físico-químico de las aguas del sector oriental del golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 50 (2): 273-287.
- MARTÍNEZ, G., W. SENIOR, A. MÁRQUEZ, L. RODRÍGUEZ & A. GONZÁLEZ. 2011. Distribución y comportamiento de los metales traza Cd, Cu, Ni y Zn en sedimentos superficiales del sector oriental del golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 50(2): 289-301.
- MARTÍNEZ, G., J. CASTAÑEDA, W. SENIOR, A. MÁRQUEZ & A. GONZÁLEZ. 2012. Caracterización ambiental de la ensenada de Playa Grande, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 51(2): 193-206.
- NOUREDDIN, S., L. CHEVOLOT, W. SENIOR & P. COURTOT. 1987. Étude des substances humiques dissoutes dans la rade de Brest. *Oceanis*. 13(4-5): 395-403.
- RODRÍGUEZ, L., W. SENIOR & G. MARTÍNEZ. 2006. Comportamiento de los metales trazas Cu, Pb, Mn y Zn en fracciones geoquímicas de núcleos de sedimentos de la laguna Unare, Venezuela. *Rev. Cub. Inv. Pesq.*, 24(1):37-41.
- RODRÍGUEZ, E., D. ROMERO, G. MARTÍNEZ, I. FERMÍN & W. SENIOR. 2012. Influencia del río Manzanares en la biodisponibilidad de metales pesados (Co, Cr, Pb, Zn) en la zona costera frente a la ciudad de Cumaná, estado Sucre, Venezuela. *Avan. Quím.*, 7(1): 57-63.

- SALAZAR, S., C. ALFONSI, B. GÓMEZ, J. BELLO, W. SENIOR & L. TROCCHI. 2018. *Estado de conservación del sistema hidrográfico del río Manzanares, región Caribe Oriental de Venezuela*. En: Ríos en riesgo de Venezuela. Volumen II, Cap. 6. Rodríguez-Olarte, D. (ed.), Colección Recursos Hidrobiológicos de Venezuela, Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado (UCLA). Barquisimeto, Lara. Venezuela. pp. 121-138.
- SENIOR, W. 1987. *Manual de métodos de análisis de agua de mar*. Inst. Oceanogr. de Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná, Venezuela. 119 pp.
- SENIOR, W. 1991. Estudio de la degradación de la materia orgánica en el agua de mar. Efectos del aumento de la concentración en materia orgánica sobre la eficacia del proceso de descomposición (experiencia *in vitro*). *Acta Cient. Venez.* 42(1): 33-38.
- SENIOR, W. 1994. *Diagnóstico ambiental del río Manzanares*. Informe Técnico. Departamento de Oceanografía, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 33 pp.
- SENIOR, W. 1995. *Manual de métodos de análisis de agua de mar*. Instituto Oceanográfico. de Venezuela, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 94 pp.
- SENIOR, W. 2019. El Mar Caribe busca proteger sus recursos marinos del mercurio. MARVEN, 5 pp. <https://ecomarven.wordpress.com/nuestro-tema-de-la-semana-2/mercurio-en-el-mar-caribe/>
- SENIOR, W., L. CHEVOLOT, S. NOUREDDIN & P. COURTOT. 1987. Evolution saisonnière de la matière organique dissoute dans l'estuaire de L'Elorn. Les Carbohydrates. *Océanis*. 13(4-5): 413-426.
- SENIOR, W. & L. CHEVOLOT. 1991. Studies of dissolved carbohydrates (or carbohydrate-lake substances) in an estuarine environment. *Mar. Chem.* 32:19-35.
- SENIOR, W. & G. GODOY. 1991. Estudio físicoquímico del río Manzanares (Cumaná-Venezuela). *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela Univ. Oriente*. 29(1-2):160-172.
- SENIOR, W. & J. CASTAÑEDA. 1997. *Evaluación ambiental de las bahías de Bergantín, Pozuelos y Barcelona, ubicadas en las costas del estado Anzoátegui*. Informe final. PDVSA. 133 pp.
- SENIOR, W., J. CASTAÑEDA & G. MARTÍNEZ. 1999. *Estudio oceanográfico y calidad de agua y sedimentos nororiente de Venezuela: caso del sistema lagunar Unare-Piritu*. Informe. Inst. Oceanogr. Univ. Oriente. 70 pp.
- SENIOR, W., G. MARTÍNEZ & J. CASTAÑEDA. 2002. Environmental conditions of the waters of the Manzanares river, Cumana-Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 41(1-2):15-24.
- SENIOR, W., I. FERMÍN & F. MATA. 2004. *Diagnóstico ambiental y participación comunitaria para el control de la contaminación del río Manzanares, estado Sucre, Venezuela*. Informe de la Fundación Río Manzanares, Cumaná, Venezuela. 88 pp.
- SENIOR, W., I. FERMÍN & F. LÓPEZ. 2005. Principales fuentes de contaminación del río Manzanares. *Bol. Acad. Cien. Fís., Mat. Nat.*, 65 (1-4): 19-24.
- SENIOR W., M. LEMUS, N. GONZÁLEZ, M. REY-MÉNDEZ & C. LODEIROS. 2015. *VII Foro Iberoamericano de los Recursos Marinos y Acuicultura*. Fondo Editorial Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela, 742 pp.
- SENIOR, W., C. VALAREZO, O. SÁNCHEZ, N. C. JACOME, J. A. TOBAR-ORDOÑEZ, A. F. COLLAGUAZO-YAGUACHI, D. HERNÁNDEZ, G. RODRÍGUEZ, A. BENÍTEZ, I. FERMÍN, R. DE LA CRUZ & A. MÁRQUEZ. 2015. *Evaluación de la distribución del contenido total y biodisponibles de los metales pesados, Cu, Cd, Pb y Hg en sedimentos superficiales del estero de Santa Rosa, Provincia de El Oro, Ecuador*. En: Senior, W., M. Lemus, N. González, M. Rey-Méndez & C. Lodeiros (eds.), *VII Foro Iberoam. Rec. Mar. Acui.* pp. 253-265.

- SENIOR, W., M. H. CORNEJO-RODRÍGUEZ, J. TOBAR, M. R. RAMÍREZ-MUÑOZ & A. MÁRQUEZ. 2016. Metales pesados (cadmio, plomo, mercurio) y arsénico en pescados congelados de elevado consumo en el Ecuador. *Zoo. Tropi.*, 34(2): 143-153.
- SENIOR, W., R. DE LA CRUZ & L. TROCCOLI. 2020. Copper: essential and noxious to aquatic organisms, Cap. 5. En: *Coastal and Deep Ocean Pollution. Section II: Inorganic Pollutants and Associated Effects*. Arias A.H & S.E. Botté (eds.). CRC Press, Taylor & Francis Group, LLC. pp.107-152.
- TOBAR, J., M. RAMÍREZ-MUÑOZ, I. FERMÍN & W. SENIOR. 2017 Concentración de metales pesado en bivalvos *Anadara tuberculosa* y *A. similis* del estero Huaylá, Provincia de El Oro, Ecuador. *Bol. Cen. Inv. Biol. LUZ*, 51(2): 97-116.
- VELÁSQUEZ, J., A. MÁRQUEZ, I. FERMÍN, F. LÓPEZ, D. HERNÁNDEZ & W. SENIOR. 2016. Características geoquímicas de los sedimentos superficiales de la laguna La Restinga, isla de Margarita, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 55(1): 54-68.
- VÉLEZ, A., L. FREITES, J.H. HIMMELMAN, W. SENIOR & N. MARIN 1995. Growth of the tropical scallop, *Euvola (Pecten) ziczac* (L.), in botton and suspended culture in the golfo de Cariaco, Venezuela. *Aquaculture*. 136:257-276.

TESIS DE GRADO

- ALCALÁ, LUIS. 1997. *Estudio hidroquímico del sector oriental del golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela, durante el período comprendido entre septiembre de 1995 y mayo de 1996*. Trab. Grad. Lic. en Química, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.
- ALVARADO ACUÑA, JOSÉ ANTONIO. 2000. *Distribución y comportamiento de los hidrocarburos alifáticos en aguas superficiales de la cuenca baja del río Manzanares*. Trab. Grad. Lic. en Química, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.
- ASAEDA LUNAR, DAVID ENRIQUE. 2013. *Estudio de metales en sedimentos recientes de la región marino-costera de puertos de Sucre, Cumaná, Venezuela*. Trab. Grad. Lic. en Química, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.
- CARVAJAL MORENO, JOHANA MARÍA. 2009. *Estudio de la materia orgánica presente en el material en suspensión de la columna de agua de la zona costera del Municipio Sucre, estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. Lic. en Química, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.
- CASTRO JIMÉNEZ, SERGIO LUIS. 2010. *Análisis bioquímico de la materia orgánica presente en el material en suspensión de la columna de agua de la zona costera del Municipio Sucre, estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. Lic. en Química, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.
- ESTELA M., MELISSA. 2010 *Distribución e identificación de hidrocarburos alifáticos en sedimentos superficiales de la cuenca del río Manzanares, estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. Lic. en Química, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.
- FERMÍN, IVIS MARINA. 2002. *Estudio geoquímico de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela*. Trab. Grad. M.Sc. Ciencias Marinas. Universidad de Oriente, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Cumaná. 106 pp.
- FERMÍN, IVIS MARINA. 2015. *Evaluación ambiental del río Manzanares y su interacción con la zona costera de Cumaná, estado Sucre, Venezuela*. Tesis de Doctorado en Ciencias Marinas. Instituto Oceanográfico de Venezuela. Universidad de Oriente.

- FIGUEROA GARCÍA, CARMEN NIEVES. 2002. *Estudio de la materia orgánica y los elementos nutritivos en el sector norte de la bahía de Mochima, estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. Lic. en Química, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.
- GARCÍA MUJICA, ORLYS ESPERANZA. 2006. *Estudio geoquímico de los sedimentos recientes del medio Orinoco, estado Bolívar, Venezuela*. Trab. Grad. Lic. en Química, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.
- GARMENDIA DE OCANDO, MIREN. 1992. *Distribución y evolución espacio temporal de los elementos nutritivos y materia orgánica presentes en aguas de la laguna de Unare, estado Anzoátegui*. Trab. Grad. M.Sc. Ciencias Marinas. Universidad de Oriente, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Cumaná.
- GODOY, GONZALO. 1991. *Estudio espacio temporal de los parámetros físicoquímicos y biológicos en la zona estuarina del río Manzanares (Cumaná, Venezuela)*. Trab. Grad. M.Sc. Ciencias Marinas. Universidad de Oriente, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Cumaná. pp 185.
- GONZÁLEZ, MARÍA V. 2006. *Geoquímica de los sedimentos superficiales del río Manzanares, estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. Lic. en Química, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.
- GUTIÉRREZ, ARGELIA. 2005. *Evaluación físico-química y microbiológica de las aguas superficiales de las cuencas: alta, media y baja del río Manzanares, durante el período mayo 2002-junio 2003*. Trab. Grad. M.Sc. Ciencias Marinas. Universidad de Oriente, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Cumaná.
- LEÓN LUNA, IVÁN MARTÍN. 1995. *Comportamiento y distribución de los metales pesados (Fe, Cu, Cd, Mn, Cr, Ni, Zn y Pb) en la cuenca baja y pluma del río Manzanares, Cumaná-Venezuela. durante el período comprendido entre marzo y noviembre de 1992*. Trab. Grad. M.Sc. Ciencias Marinas. Universidad de Oriente, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Cumaná. pp. 214.
- LINARES RAMOS, GILDA MILDRED. 2006. *Estudio de los componentes de la materia orgánica en las aguas superficiales de la cuenca alta y media del río Manzanares*. Trab. Grad. Lic. en Química, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.
- LÓPEZ MONROY, FABIOLA MARTHINA. 2002. *Determinación del contenido de metales en los sedimentos superficiales de la laguna de Píritu, estado Anzoátegui, Venezuela*. Trab. Grad. M.Sc. Ciencias Marinas. Universidad de Oriente, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Cumaná.
- MAGO PEROZA, YULMARIS ELENA. 2009. *Concentración de algunos metales pesados, Cu, Pb, Cr, Cd, Fe, Zn y Mn; en las aguas superficiales de la zona costera adyacente a la ciudad de Cumaná*. Trab. Grad. Lic. en Química, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.
- MÁRQUEZ, ARÍSTIDE. 1997. *Comportamiento y distribución de algunos metales pesados en fracciones disueltas y particuladas en aguas superficiales del río Manzanares, estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. Lic. en Química, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. pp. 141.
- MÁRQUEZ, ARÍSTIDE. 2004. *Fluctuaciones temporales del perfil hidroquímico de la cuenca de Cariaco (enero 2002-septiembre 2003)*. Trab. Grad. M.Sc. Ciencias Marinas. Universidad de Oriente, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Cumaná.
- MARTÍNEZ, GREGORIO. 1999. *Especiación de metales pesados en la cuenca baja y pluma del río Manzanares. estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. M.Sc. Ciencias Marinas. Universidad de Oriente, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Cumaná. pp 160.
- MARQUEZ, A., W. SENIOR, G. MARTÍNEZ & A. GONZÁLEZ. 2009. Description of the physicochemical characteristics of the waters of the Apure River at its mouth. *Bol. Inst. Oceanograf. Venezuela*, 48(1): 57-65.

- MATA CASTILLO, FRANCYS JOSÉ. 2004. *Determinación del grado de contaminación del río Manzanares (Cumaná, estado Sucre), mediante el análisis físico, químico y bacteriológico de sus aguas*. Trab. Grad. Lic. en Química, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.
- MOTA ROJAS, YENNITER YAZUNARI. 2007. *Contenido de materia orgánica total, carbohidratos, proteínas y lípidos en sedimentos superficiales de la zona costera adyacente a la ciudad de Cumaná, estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. Lic. en Química, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.
- OCANDO, LUIS. 1991. *Distribución y evolución espacio temporal de los elementos nutritivos y materia orgánica presentes en aguas de la laguna de Píritu, estado Anzoátegui*. Trab. Grad. M.Sc. Ciencias Marinas. Universidad de Oriente, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Cumaná.
- ORTEGA PEREIRA, CAROLINA LISSETTE. 2015. *Cuantificación de las concentraciones de metales pesados (Hg, Cu, Ni, Zn, Cd, Pb y Mn) por espectrofotometría de absorción atómica en peces del estero Huaylá (Diapterus peruvianus y Sardinops sagax), Puerto Bolívar, cantón Machala, Provincia de El Oro, 2014*. Universidad técnica de Machala, Unidad Académica Química, Bioquímica Farmacéutica, Machala, Provincia de El Oro, Ecuador.
- REALE VOTTELERD, MARÍA CRISTINA. 2006. *Contenido de materia orgánica y su composición química en sedimentos superficiales del río Manzanares, estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. Lic. en Química, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.
- RODRÍGUEZ DE MARTÍNEZ, LUISA ANTONIA. 2003. *Comportamiento y fraccionamiento de metales pesados en núcleos de sedimentos de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela*. Trab. Grad. M.Sc. Ciencias Marinas. Universidad de Oriente, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Cumaná.
- SENIOR, WILLIAM. 1986. *Etude de la matière organique dans l'estuaire de l'Elorn, Brest France. Les carbohydrates*. Thèse de Spéc., Univ. Bretagne Occidentale, Brest. 163 pp.
- TOBAR ORDOÑEZ, JOHNNY ALFREDO. 2013. *Determinación de metales pesados en moluscos bivalvos (Anadara tuberculosa y A. similis) del estero Huaylá de puerto Bolivar, por espectrofotometría de absorción atómica*. Trab. Grad. Lic. en Química, Universidad Técnica de Machala, Unidad Académica Química, Bioquímica Farmacéutica, Machala, Provincia de El Oro, Ecuador.
- VELÁSQUEZ, J., A. MÁRQUEZ, I. FERMÍN, F. LÓPEZ, D. HERNÁNDEZ & W. SENIOR. 2016. Geochemical characteristics of the surface sediments of La Restinga lagoon, Margarita Island, Venezuela, 55(1): 54-68.
- WETTER, MIGUEL ÁNGEL 2008. *Fraccionamiento del fósforo en sedimentos superficiales del río Manzanares, estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. Lic. en Química, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.

EVALUACIÓN ESPACIOTEMPORAL DEL SISTEMA CARBÓNICO EN EL HUMEDAL EL HATO, ISLA DE MARGARITA, ESTADO NUEVA ESPARTA, VENEZUELA, DURANTE 2015

ANAIS DÍAZ^{1*}, ARÍSTIDE MÁRQUEZ¹, ELENA HERNÁNDEZ¹ & JULIO RODRÍGUEZ²

¹*Instituto Oceanográfico de Venezuela, Dpto. de Oceanografía, Universidad de Oriente, Venezuela.*

**Autor de correspondencia: anaisd1990@gmail.com. <https://orcid.org/0000-0002-1283-5182>*

aristd@gmail.com. <http://orcid.org/0000-0003-1426-5264>

hernandezlna@gmail.com. <https://orcid.org/0000-0002-8664-8494>

²*Centro Regional de Investigaciones Ambientales, Universidad de Oriente, Núcleo de Nueva Esparta.*

juliorod58@gmail.com. <https://orcid.org/0000-0001-6378-236x>

RESUMEN: El incremento de las concentraciones de CO₂ atmosférico ha intensificado procesos como la acidificación de ecosistemas acuáticos, donde los humedales, a pesar de su vulnerabilidad climática, cumplen un rol crucial como sumideros de carbono. Con el objetivo de caracterizar la dinámica espacio-temporal del sistema carbónico en el humedal El Hato, se realizaron muestreos mensuales entre enero y diciembre de 2015 en cinco estaciones y dos estratos de profundidad. Se midieron parámetros físico-químicos y biológicos, y los componentes del sistema carbónico se calcularon mediante el programa CO₂SYS a partir de pH y alcalinidad total. Los análisis estadísticos incluyeron pruebas no paramétricas, correlaciones de Spearman y análisis multivariado. Los resultados evidenciaron una variación significativa de la alcalinidad total (406,29-1650,62 μmol/l) y del carbono inorgánico total (268,49-1948,58 μmol/l), con máximos durante la época de lluvias y mínimos en sequía. El pH mostró un rango inusualmente amplio (5,6-11,2), asociado tanto a la litología cárstica como al metabolismo autotrófico. Predominaron condiciones subsaturadas de calcita y aragonita ($\Omega < 1$), con un breve episodio de sobresaturación en agosto. Además, se observaron diferencias verticales en $f\text{CO}_2$ y eventos de acidificación vinculados a la respiración bacteriana y a la lixiviación de carbonatos. En conclusión, la dinámica del sistema carbónico en este humedal está modulada por la estacionalidad hidrológica, la geología local y la actividad biológica, lo que determina una alta variabilidad y limitada capacidad amortiguadora frente a la acidificación. Estos hallazgos resaltan la importancia de incluir humedales cársticos en programas de monitoreo y gestión ambiental en escenarios de cambio climático.

Palabras clave: Sistema carbónico, humedal cárstico, acidificación, cambio climático

ABSTRACT: Increasing atmospheric CO₂ concentrations have intensified processes such as the acidification of aquatic ecosystems, where wetlands, despite their climate vulnerability, play a crucial role as carbon sinks. To characterize the spatiotemporal dynamics of the carbon system in the El Hato wetland, monthly sampling was conducted between January and December 2015 at five stations and two depth strata. Physical, chemical, and biological parameters were measured, and the components of the carbon system were calculated using the CO₂SYS program based on pH and total alkalinity. Statistical analyses included nonparametric tests, Spearman correlations, and multivariate analysis. The results showed significant variation in total alkalinity (406.29-1650.62 μmol/l) and total inorganic carbon (268.49-1948.58 μmol/l), with maxima during the rainy season and minima during the dry season. The pH ranged unusually wide (5.6-11.2), associated with both karst lithology and autotrophic metabolism. Undersaturated conditions of calcite and aragonite ($\Omega < 1$) predominated, with a brief episode of supersaturation in August. Furthermore, vertical differences in $f\text{CO}_2$ and acidification events linked to bacterial respiration and carbonate leaching were observed. In conclusion, the dynamics of the carbon system in this wetland are modulated by hydrological seasonality, local geology, and biological activity, which determine high variability and limited buffering capacity against acidification. These findings highlight the importance of including karst wetlands in environmental monitoring and management programs under climate change scenarios.

Keywords: Carbonaceous system, karst wetland, acidification, climate change

INTRODUCCIÓN

Uno de los principales promotores del cambio climático es el incremento en las concentraciones atmosféricas de dióxido de carbono (CO₂), derivado principalmente de actividades antropogénicas. En

2022, las emisiones fósiles de este gas alcanzaron un récord histórico de 38,3 Gt/año (gigatoneladas por año), con proyecciones de llegar a 39 Gt/año para 2025 (IEA 2023). Este incremento ha intensificado fenómenos como el calentamiento global, la acidificación oceánica, el derretimiento de la criosfera y el aumento acelerado del nivel del mar, cambios sin precedentes en los últimos siglos (IPCC 2023).

Los humedales, por su naturaleza dinámica, son ecosistemas bastante sensibles a las variaciones climáticas y eventos extremos. Alteraciones en la temperatura, los patrones de precipitación y el nivel del mar pueden generar impactos significativos, en muchos casos irreversibles (MOYA *et al.* 2005). No obstante, estos ecosistemas desempeñan un rol crucial en la mitigación del cambio climático, ya que actúan como sumideros naturales de carbono, siendo los más eficientes del planeta (MITSCH *et al.* 2022).

La dinámica del sistema carbónico en cuerpos de agua está determinada por procesos biológicos, como la fotosíntesis y la respiración, así como por procesos abióticos de precipitación y disolución de carbonatos (DECARLO *et al.* 2017). Para caracterizar este sistema se emplean parámetros clave como la alcalinidad total (AT), el carbono inorgánico disuelto (CID), el pH, la presión parcial y/o fugacidad del CO₂ (pCO₂; *f*CO₂), además de la concentración de nutrientes, la salinidad y la temperatura (CYRONAK *et al.* 2018). Este sistema puede describirse a través del siguiente equilibrio:



Donde el CO₂ disuelto (CO₂(ac) se hidrata para formar ácido carbónico (H₂CO₃), el cual se disocia rápidamente en bicarbonato (HCO₃⁻) y carbonato (CO₃²⁻), alcanzando un equilibrio termodinámico (SARMIENTO & GRUBER 2006).

La importancia de estudiar este sistema se incrementa en ambientes costeros y humedales, donde los intercambios de carbono son altamente dinámicos y sensibles a variaciones hidrológicas estacionales, tales como sequías e intensas precipitaciones. Los humedales, en particular, representan ecosistemas de gran valor ecológico y socioeconómico, al funcionar como sumideros de carbono, zonas de crianza de especies marinas y filtros naturales de nutrientes y contaminantes. Sin embargo, su vulnerabilidad frente al cambio climático, la presión antrópica y la alteración de los regímenes hidrológicos hace necesario caracterizar de manera detallada los procesos que regulan el sistema carbónico en estos ambientes (MOYA *et al.* 2005).

En Venezuela, los estudios sobre el sistema carbónico en humedales dulceacuícolas son limitados. Investigaciones como las de ASTOR *et al.* (2005, 2013) y MÁRQUEZ (2015) en ambientes oceánicos y MÁRQUEZ *et al.* (2024) en regiones costeras han servido como referencia metodológica. El objetivo de esta investigación es aportar evidencia científica acerca de las correlaciones entre los patrones espaciales y temporales del sistema carbónico en el humedal El Hato y los factores físicos, químicos y biológicos de la zona. El desarrollo de este conocimiento resulta crucial no solo para comprender la dinámica hidrogeoquímica de los humedales venezolanos, sino también para diseñar estrategias de gestión y conservación adaptadas a escenarios de cambio climático, en los cuales se prevén modificaciones significativas en los regímenes de precipitación y en los flujos de carbono en ecosistemas costeros.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del área de estudio

El humedal El Hato (Fig.1) es un cuerpo de agua dulce de 3153 m², ubicado en el Monumento Natural Laguna de Las Marites, municipio García, Isla de Margarita, Venezuela. Este sistema presenta un paisaje cárstico con fluctuaciones estacionales notables: durante la época de sequía (septiembre-octubre), su profundidad promedio es de 1,80 m, mientras que en los meses de mayor precipitación (noviembre-enero) alcanza hasta 4 m (RODRÍGUEZ *et al.* 2008).

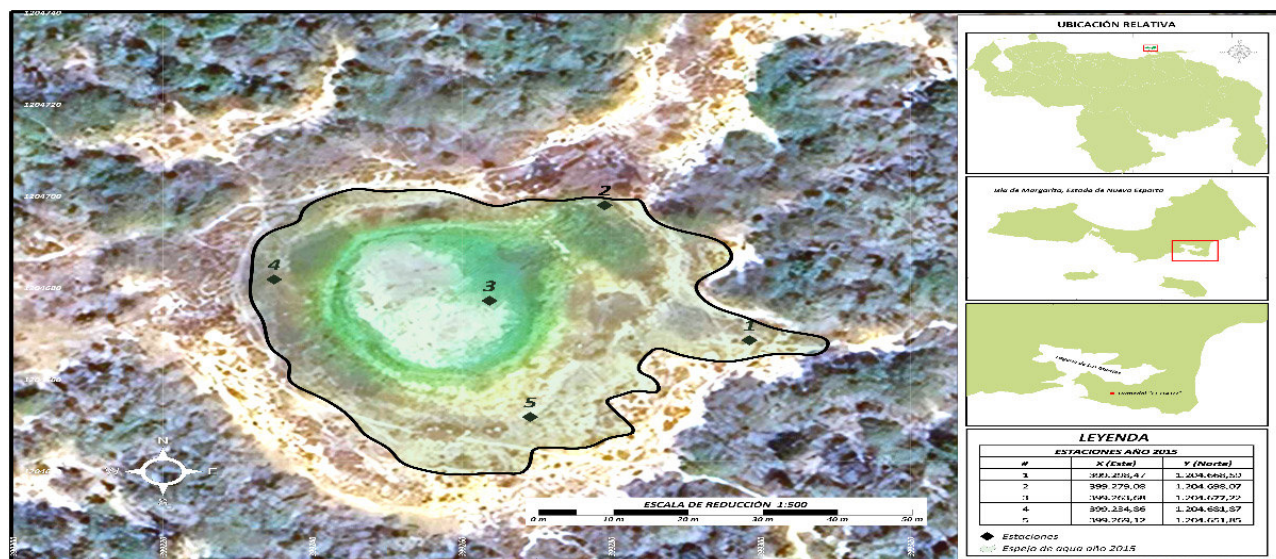


Fig. 1. Localización geográfica del humedal El Hato, Isla de Margarita, Venezuela, y distribución de las cinco estaciones de muestreo durante 2015.

Muestras

Durante el periodo de enero a diciembre de 2015 se realizaron muestreos mensuales en cinco (5) estaciones georreferenciadas con GPS (Garmin), recolectando agua en dos estratos de profundidad: superficial (10 cm bajo el espejo de agua) y cercano al fondo (20 cm sobre el sedimento). En cada estación, los parámetros *in situ*, como temperatura ($^{\circ}\text{C}$), pH, oxígeno disuelto y salinidad, se midieron con una sonda multiparamétrica YSI 600R acoplada a un capturador de datos YSI 650 DMS. Para los análisis de laboratorio, se recolectaron 5 l de agua por estrato en envases prelavados con HCl al 10%, destinados a la determinación de nutrientes (nitrito, nitrato, amonio, fosfato y silicatos), alcalinidad total (AT) y clorofila a . Las muestras fueron preservadas en hielo y posteriormente procesadas en el Laboratorio de Calidad Ambiental del Centro Regional de Investigaciones Ambientales (CRIA), Universidad de Oriente (UDO), Núcleo de Nueva Esparta.

Componentes del sistema carbónico

La determinación del carbono inorgánico total (TCO_2), fugacidad de dióxido de carbono ($f\text{CO}_2$), carbonato (CO_3^{2-}), bicarbonato (HCO_3^-), así como los grados de saturación de calcita (Ω cal.) y aragonita (Ω arag.), se realizó a partir de mediciones de pH y alcalinidad total (AT), junto con datos de temperatura, salinidad y concentraciones de PO_4^{3-} y SiO_4^{4-} . Los cálculos se efectuaron empleando el programa CO_2SYS , utilizando las constantes de equilibrio K_1 y K_2 propuestas por MEHRBACH *et al.* (1973), ajustadas según MILLERO (1995). Este procedimiento ha sido aplicado en estudios internacionales (FEELY *et al.* 2008; RIEBESELL *et al.* 2010; KOEVE & OSCHLIES 2012) y nacionales (MÁRQUEZ 2015; MÁRQUEZ *et al.* 2024).

El CO_2SYS es un software diseñado para calcular los equilibrios químicos del sistema de carbono inorgánico en aguas marinas y continentales. Permite trabajar en modo de entrada única, que genera resultados individuales y análisis de sensibilidad, o en modo por lotes, empleado para procesar grandes volúmenes de datos, como los obtenidos en cruceros oceanográficos. Ofrece diversas opciones de configuración, incluyendo diferentes formulaciones para las constantes K_1 y K_2 , dos formulaciones para KSO_4 , cuatro escalas de pH (libre, total, agua de mar y NBS) y la posibilidad de utilizar $f\text{CO}_2$ o $p\text{CO}_2$. El programa requiere como entrada dos de los cuatro parámetros principales del sistema CO_2 (AT, TCO_2 , pH y/o $f\text{CO}_2$ o $p\text{CO}_2$) para calcular los restantes bajo un conjunto definido de condiciones de entrada (temperatura y presión) y de salida especificadas por el usuario. CO_2SYS resuelve un sistema de ecuaciones basado en los principios de la termodinámica química y puede ejecutarse en cualquier ordenador compatible, incluyendo versiones operativas en MS-DOS y entornos modernos (DICKSON 1990).

Análisis estadísticos

Ante el incumplimiento de los supuestos paramétricos de normalidad y homocedasticidad, verificados mediante las pruebas de Shapiro-Wilk y Anderson-Darling, se procedió a implementar análisis estadísticos no paramétricos. Las diferencias en los parámetros del sistema de carbonatos en función de los factores temporales (meses, estaciones) y de profundidad fueron evaluadas mediante la prueba de Kruskal-Wallis, con un nivel de significancia establecido en $\alpha=0,05$. Cuando se detectaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$), se realizaron comparaciones *post hoc* mediante la prueba de Dunn, aplicando la corrección de Bonferroni para controlar la tasa de error en comparaciones múltiples.

Complementariamente, se utilizó el coeficiente de correlación de Spearman para examinar las relaciones bivariadas entre variables (CÉSPEDES 2017) y se aplicó un Análisis de Componentes Principales (ACP) para identificar patrones multivariados entre los parámetros físico-químicos, biológicos y carbonáticos. El ACP se ejecutó sobre 12 variables estandarizadas (z-score) para evitar la dominancia de variables con unidades o escalas diferentes, eliminando previamente las redundantes mediante análisis de correlación, lo que garantizó la independencia de los predictores.

Todos los procedimientos analíticos fueron ejecutados utilizando el software Statgraphics Centurion XVII, garantizando un enfoque metodológicamente robusto para la interpretación integral de la dinámica del humedal.

RESULTADOS

Durante la mayor parte del periodo de estudio, las aguas del humedal El Hato mostraron condiciones netamente alcalinas, con pH superiores a 7, salvo un único registro por debajo de este valor (5,61). El rango total fue de 5,61 a 11,28 unidades, con un promedio de 8,78 unidades. Uno de los puntos máximos (agosto: 11,03) coincidió con la estación seca y menor aporte de agua continental, mientras que los mínimos (junio-julio) se asociaron a incrementos en la pluviosidad y potencial dilución de las sales alcalinas (Fig. 2A). Espacialmente, el pH se mantuvo relativamente homogéneo (8,32-9,21), con ligeros aumentos en las estaciones 4 y 5, posiblemente vinculados a mayor incidencia lumínica y fotosíntesis superficial (Fig. 2B). No se detectaron diferencias significativas en el perfil vertical, lo que concuerda con la escasa profundidad del humedal (Fig. 2C).

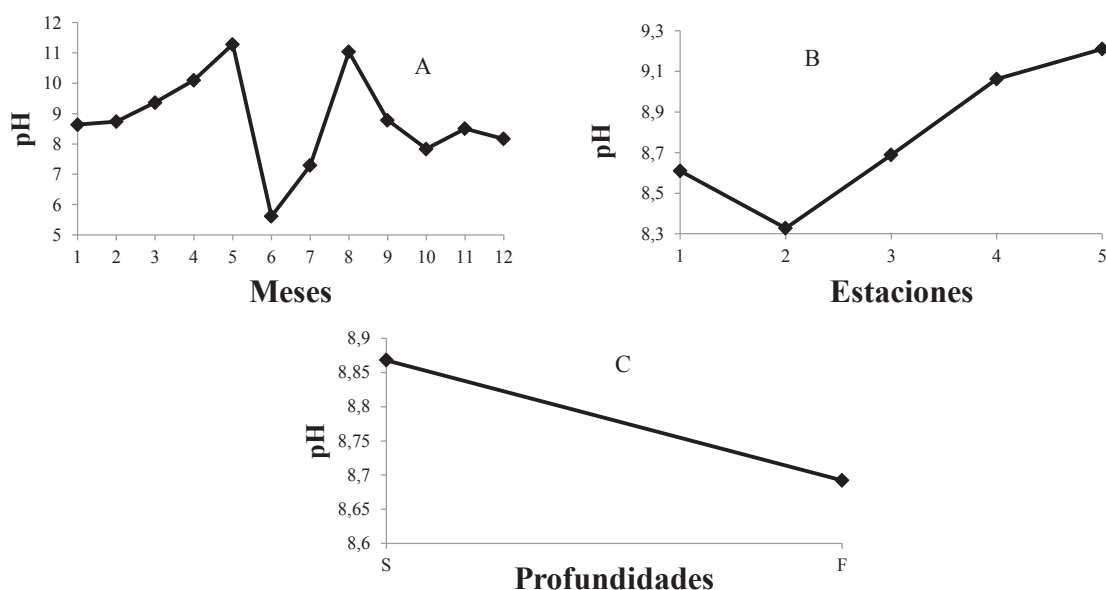


Fig. 2. Variación del pH entre los meses de muestreo (A), las estaciones (B) y profundidades (C) durante el 2015, en el humedal El Hato.

La alcalinidad total (AT) presentó un rango de 406,29–1650,62 $\mu\text{mol/l}$ (promedio: 1115,26 $\mu\text{mol/l}$), con picos en octubre–noviembre, coincidiendo con el periodo de mayor aporte pluvial, lo que sugiere un incremento por lixiviación y aporte fluvial de carbonatos disueltos. Los valores mínimos (abril–mayo) reflejan un periodo de mayor evaporación y menor entrada de agua dulce (Fig. 3A). La estabilidad espacial y vertical (Fig. 3B y 3C) indica que los aportes y procesos de consumo son relativamente uniformes en el humedal.

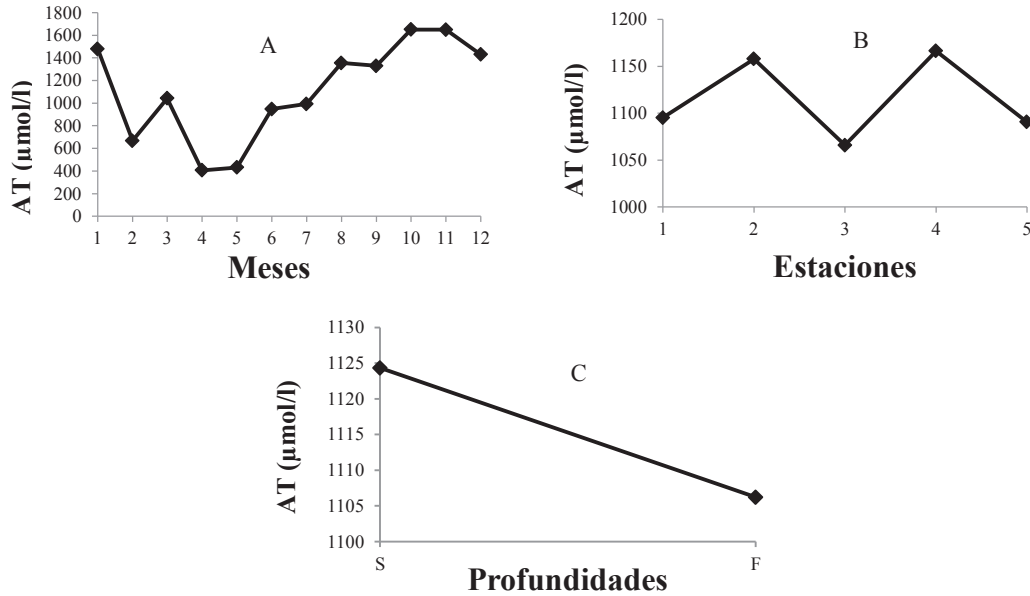


Fig. 3. Variación de la AT entre los meses (A), estaciones (B) y profundidad (C) durante el 2015, en el humedal El Hato.

El ion bicarbonato (HCO_3^-) siguió un patrón temporal paralelo a la AT (213,06–1592,03 $\mu\text{mol/l}$; promedio: 975,74 $\mu\text{mol/l}$), y opuesto al del ion carbonato. Sus máximos en octubre–noviembre evidencian la dominancia de la forma bicarbonato en condiciones de pH moderado–alto y mayor entrada de CO_2 disuelto desde fuentes externas (Fig. 4A). La homogeneidad espacial y vertical (Fig. 4B y 4C) es consistente con un cuerpo de agua poco estratificado.

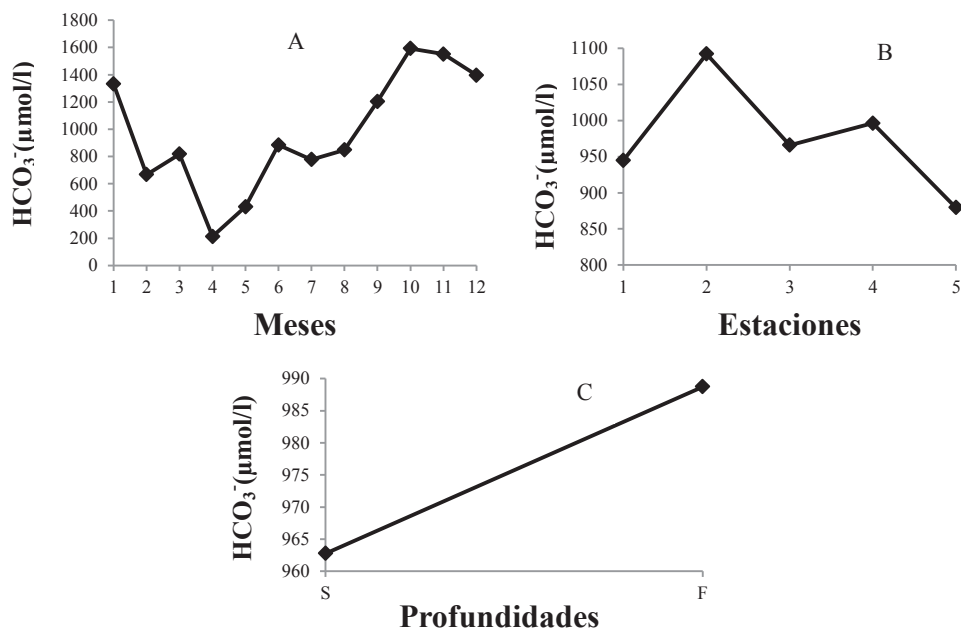


Fig. 4. Variación del HCO_3^- entre los meses (A), estaciones (B) y profundidad (C) durante el 2015, en el humedal El Hato.

Las concentraciones de TCO_2 (268,49–1948,58 $\mu\text{mol/l}$; promedio: 1074,77 $\mu\text{mol/l}$) mostraron la misma estacionalidad que la AT y el HCO_3^- , destacando que en octubre–noviembre el sistema presentó un incremento marcado de carbono inorgánico disuelto total (Fig. 5A). El hecho de que el TCO_2 se correlacione fuertemente con el bicarbonato confirma que esta especie es la principal contribuyente al carbono inorgánico disuelto en este humedal.

El ion carbonato (CO_3^{2-}), con concentraciones de 15,05–213,96 $\mu\text{mol/l}$ (promedio: 60,76 $\mu\text{mol/l}$), mostró picos en agosto y marzo, periodos de baja pluviosidad, y mínimos en mayo y diciembre, en condiciones de mayor dilución (Fig. 6A). Esto sugiere un control directo de la producción fotosintética sobre la fracción carbonato: la mayor fotosíntesis eleva el pH, desplazando el equilibrio químico hacia formas carbonato y aumentando el grado de saturación de minerales carbonatados. En cuanto a la distribución espacial (Fig. 6B), la estación 5 alcanzó el valor más alto (92,07 $\mu\text{mol/l}$), mientras que la estación 2 presentó la menor concentración (37,38 $\mu\text{mol/l}$). Respecto al perfil vertical (Fig. 6C), en superficie se observó la máxima concentración (72,78 $\mu\text{mol/l}$), mientras que en el fondo se registró el mínimo valor (48,74 $\mu\text{mol/l}$).

De manera general, las variaciones de CO_3^{2-} estuvieron asociadas a los cambios temporales, espaciales y de profundidad en el humedal El Hato, siguiendo patrones similares a los grados de saturación (Ω) a lo largo del sistema. Los grados de saturación de calcita (Ω_{calc} : 0,07–1,31; promedio: 0,34) y aragonito (Ω_{arag} : 0,05–0,84; promedio: 0,22) se mantuvieron en general por debajo de la saturación ($\Omega < 1$), lo que indica condiciones de disolución de estos minerales. Únicamente en agosto, Ω_{calc} se aproximó a 1, coincidiendo con el máximo de CO_3^{2-} y pH más elevado (Fig. 7 A1 y A2). Espacialmente, los mayores valores se registraron en la estación 5, posiblemente por su menor profundidad y mayor incidencia lumínica que favorece la fotosíntesis, mientras que los mínimos se dieron en la estación 2, más profunda y con menor entrada de luz (Fig. 7B1 y B2).

La fugacidad de CO_2 ($f\text{CO}_2$) mostró un rango muy amplio (4,33–1408,44 μatm ; promedio: 1160,37 μatm), con máximos en octubre y diciembre, asociados al aumento de materia orgánica en descomposición y aporte de CO_2 desde el drenaje continental (Fig. 8A). Los mínimos en abril y agosto coinciden con pH altos y concentración elevada de CO_3^{2-} , reflejando predominio de la asimilación fotosintética del carbono inorgánico.

En la distribución espacial (Fig. 8B), la mayor $f\text{CO}_2$ se registró en la estación 2 (3945,50 μatm), mientras que la menor correspondió a la estación 4 (137,23 μatm). En cuanto a los estratos de profundidad (Fig. 8C), el valor máximo se observó en el fondo con 374,29 μatm , y el mínimo en la superficie con 353,89 μatm . La correlación negativa con oxígeno disuelto confirma un balance autotrófico neto: la producción primaria excede la respiración, disminuyendo la $f\text{CO}_2$ y aumentando el oxígeno disuelto.

Análisis estadístico

La prueba de Kruskal-Wallis indicó que la variabilidad mensual fue el principal factor que determinó los parámetros del sistema carbónico ($p < 0,05$; TABLA 1), mientras que estacionalidad y profundidad mostraron efectos menos pronunciados y significativos solo para ciertos parámetros.

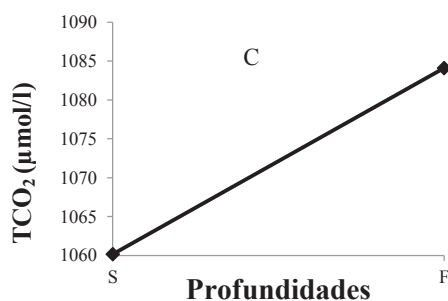


Fig. 5. Variación del TCO_2 entre los meses (A), estaciones (B) y profundidad (C) durante el 2015, en el humedal El Hato.

Todos los parámetros evidenciaron diferencias temporales altamente significativas. Los análisis post hoc de Dunn revelaron patrones específicos:

✓ pH: presentó siete grupos homogéneos (42 pares significativos), con valores entre 5,62 (junio) y 11,29 (mayo), reflejando su naturaleza como variable integradora de múltiples equilibrios ácido-base.

✓ Reserva alcalina (AT, HCO_3^- , TCO_2): mostró gradientes anuales continuos. AT formó seis grupos (36 pares significativos; 406,29–431,24 $\mu\text{mol/l}$)

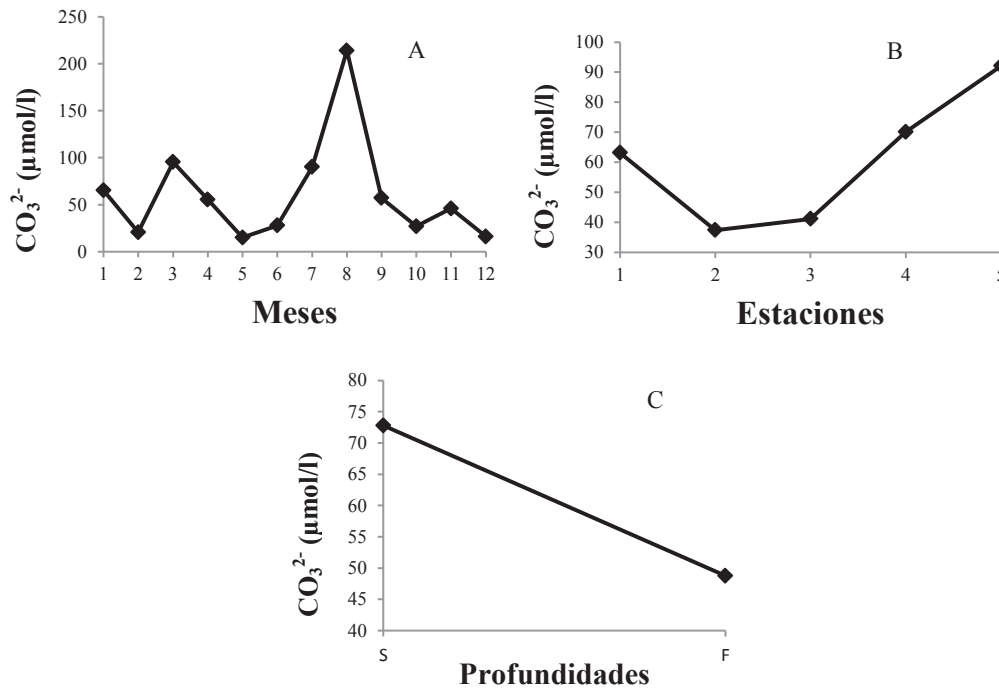


Fig. 6. Variación del CO_3^{2-} entre los meses (A), estaciones (B) y profundidad (C) durante el 2015, en el humedal El Hato.

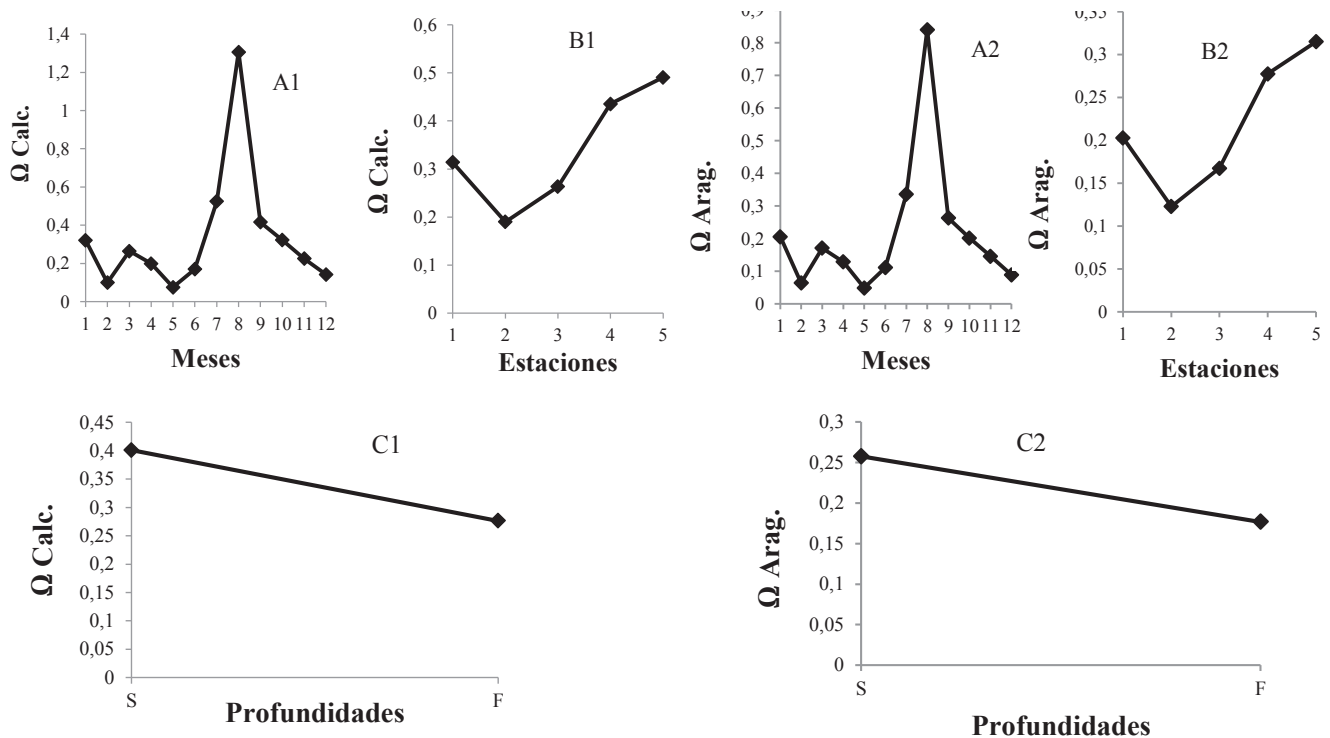


Fig. 7. Variación de Ω Calcita y aragonita entre los meses (A1, A2), estaciones (B1, B2) y profundidad (C1, C2) durante el 2015, en el humedal El Hato

en abril-mayo a 1649,72-1650,63 $\mu\text{mol/l}$ en octubre-noviembre), HCO_3^- cinco grupos (39 pares; 213,06-1592,03 $\mu\text{mol/l}$), y TCO_2 siete grupos (37 pares; 268,49-1948,58 $\mu\text{mol/l}$).

✓ Especiación de carbonatos (CO_3^{2-} , Ω_{calc} , Ω_{arag}): formó dos grupos homogéneos (11 pares significativos), destacando agosto como mes crítico con los valores más altos (CO_3^{2-} 213,96 $\mu\text{mol/l}$, Ω_{calc} 1,30, Ω_{arag} 0,84).

✓ $f\text{CO}_2$: presentó dos grupos homogéneos (6 pares significativos), con valores mínimos entre abril y agosto ($4\text{-}18 \mu\text{atm}$) y máximos entre octubre y diciembre ($1071,65\text{-}1408,44 \mu\text{atm}$).

Espacialmente, solo CO_3^{2-} , Ω_{calc} y Ω_{arag} mostraron diferencias significativas entre estaciones, aunque sin contrastes entre pares específicos, indicando un gradiente gradual. Verticalmente, únicamente $f\text{CO}_2$ evidenció estratificación significativa ($H = 6,70$; $p = 0,03$), sugiriendo producción de CO_2 en capas subsuperficiales.

Con base en estos resultados, los parámetros pueden clasificarse en cuatro grupos biogeoquímicos:

- Reserva alcalina (AT , HCO_3^- , TCO_2): indican acumulación progresiva y aportes continentales o remineralización orgánica.
- Especiación de carbonatos (CO_3^{2-} , Ω_{calc} , Ω_{arag}): patrón temporal con agosto como mes crítico, favoreciendo procesos de calcificación.
- pH: variable integradora, sensible a múltiples procesos simultáneos.
- $f\text{CO}_2$: patrón temporal bimodal y estratificación vertical, consistente con respiración y limitado intercambio gaseoso.

Estos resultados sugieren que distintos procesos biogeoquímicos gobiernan la dinámica del sistema carbónico del humedal El Hato en escalas temporales y espaciales diferenciadas, siendo agosto un mes clave para la especiación de carbonatos y, potencialmente, para la calcificación biológica bajo escenarios de cambio climático.

En el análisis de correlaciones de Spearman se identificó una elevada coherencia interna entre los principales componentes del sistema de carbónico. Las correlaciones fuertes y positivas entre el carbono inorgánico disuelto (TCO_2) y el ion bicarbonato (HCO_3^-) ($\rho = 0,98$, $p < 0,05$), y entre la alcalinidad total (AT) con TCO_2 ($\rho = 0,95$, $p < 0,05$) y HCO_3^- ($\rho = 0,89$, $p < 0,05$), son consistentes con la predominancia de HCO_3^- como la especie mayoritaria de carbono inorgánico en el rango de pH típico de la mayoría de las aguas naturales. Esto confirma que la AT y el TCO_2 en este humedal están fundamentalmente controlados por la dinámica del sistema bicarbonato-carbonato. Asimismo, la correlación casi perfecta entre los índices de saturación de calcita y aragonita (Ω_{calc} y Ω_{arag} , $\rho = 0,99$, $p < 0,05$) era esperable, dado que ambos se calculan a partir del producto iónico $[\text{Ca}^{2+}][\text{CO}_3^{2-}]$ y solo difieren en su constante de equilibrio de solubilidad (K_{ps}), indicando que los factores que controlan la precipitación/disolución mineral afectan de manera semejante a ambas fases.

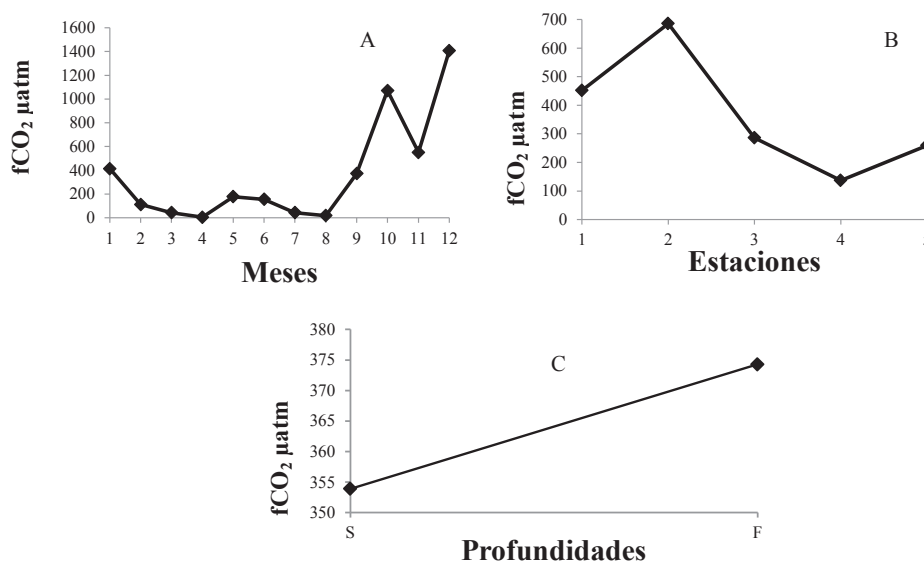


Fig. 8. Variación de la $f\text{CO}_2$ entre los meses (A), estaciones (B) y profundidad(C) durante el 2015, en el humedal El Hato

Las relaciones del pH con otros parámetros del sistema carbónico reflejan los equilibrios ácido-base. La correlación negativa significativa entre el pH y la AT ($\rho = -0,24$, $p = 0,01$) y, de manera más pronunciada, entre el pH y el HCO_3^- ($\rho = -0,45$, $p < 0,05$), sugiere que periodos de alta alcalinidad y concentración de bicarbonato están asociados con un pH más bajo. Este patrón evidencia procesos de acidificación del sistema, posiblemente impulsados por la entrada de CO_2 proveniente de la respiración orgánica en los sedimentos o la columna de agua, el cual al hidratarse genera H^+ y HCO_3^- , aumentando así ambos parámetros mientras disminuye el pH.

En consonancia con este mecanismo, se observó una correlación positiva moderada entre el pH y el ion carbonato (CO_3^{2-} , $\rho = 0,44$, $p < 0,05$), ya que la concentración de CO_3^{2-} es fuertemente dependiente del pH, incrementándose en condiciones alcalinas. El comportamiento de la fugacidad de CO_2 ($f\text{CO}_2$) consolida esta interpretación: sus fuertes correlaciones negativas con el pH ($\rho = -0,59$, $p < 0,05$) y el CO_3^{2-} ($\rho = -0,75$, $p < 0,05$), y su correlación positiva con HCO_3^- ($\rho = 0,73$, $p < 0,05$) y TCO_2 ($\rho = 0,65$, $p < 0,05$), delinean un escenario donde el incremento en la presión parcial de CO_2 desplaza el equilibrio hacia la formación de HCO_3^- , acidificando el medio y reduciendo la concentración de CO_3^{2-} .

La temperatura mostró un papel multifacético, influyendo tanto en los equilibrios químicos como en los procesos biológicos. Sus correlaciones positivas con los nutrientes NO_2^- ($\rho = 0,48$, $p < 0,05$) y Si(OH)_4 ($\rho = 0,52$, $p < 0,05$) podrían estar asociadas a una mayor tasa de mineralización de la materia orgánica y/o a procesos de resuspensión de sedimentos inducidos por condiciones térmicas más cálidas, que liberan nutrientes y silicatos a la columna de agua. Además, la correlación positiva de la temperatura con Ω_{calc} y Ω_{arag} ($\rho = 0,50$, $p < 0,05$) puede atribuirse a un efecto dual: 1) la disminución de la solubilidad del CO_2 con el aumento de la temperatura, lo que tendería a elevar ligeramente el pH y, por ende, la concentración de CO_3^{2-} , y 2) su posible asociación con periodos de mayor productividad primaria y consumo de CO_2 .

La conexión entre la productividad primaria y el sistema carbónico queda evidenciada por las correlaciones positivas de la clorofila *a* con la AT ($\rho = 0,43$, $p < 0,05$) y el TCO_2 ($\rho = 0,43$, $p < 0,05$). Esto sugiere que la actividad fotosintética no es el principal control inmediato de la concentración de carbono inorgánico, sino que más bien existe un acoplamiento con procesos de remineralización. Una hipótesis plausible es que los picos de productividad generan una mayor cantidad de materia orgánica, la cual, al ser remineralizada, libera nutrientes y CO_2 , este último hidratándose para formar HCO_3^- , contribuyendo así a un aumento de la AT y el TCO_2 . Este ciclo de producción-descomposición parece ser un driver significativo de la biogeoquímica del carbono en el humedal.

Las interrelaciones entre los nutrientes inorgánicos y los parámetros carbónicos refuerzan la idea de un fuerte acoplamiento entre los ciclos biogeoquímicos. La correlación positiva del NO_2^- con la AT ($\rho = 0,51$, $p < 0,05$) es un marcador robusto de procesos de descomposición y nitrificación, donde la mineralización de la materia orgánica nitrogenada libera amonio, que es posteriormente oxidado a nitrito, simultáneamente liberando CO_2 y protones (H^+) que, al reaccionar con especies alcalinas, contribuyen a la AT. En contraste, las correlaciones negativas del NO_2^- con la AT ($\rho = -0,37$, $p < 0,05$) y el TCO_2 ($\rho = -0,37$, $p < 0,05$) podrían indicar un consumo de nitrato durante periodos de alta productividad primaria (por ejemplo, por desnitrificación o asimilación algal), proceso que consumiría simultáneamente CO_2 , llevando a una disminución relativa del TCO_2 y afectando los equilibrios ácido-base.

En síntesis, el análisis de correlaciones pinta un cuadro de un ecosistema donde la dinámica del carbono está intrínsecamente ligada a los ciclos de nutrientes y a los procesos biológicos de producción y descomposición, con la temperatura actuando como un modulador clave de estas interacciones.

El análisis de componentes principales (Fig. 9), permitió identificar los principales ejes de variabilidad en el sistema, explicando en conjunto el 67,83 % de la varianza total. Este porcentaje resulta adecuado para sintetizar la complejidad de los parámetros fisicoquímicos y biogeoquímicos evaluados, y confirma que la estructura del sistema está determinada por un número limitado de procesos ambientales dominantes.

TABLA 1. Valores del análisis de Kruskal-Wallis y pruebas Post Hoc de Dunn para los parámetros del sistema de carbónico en función de meses, estaciones y profundidad.

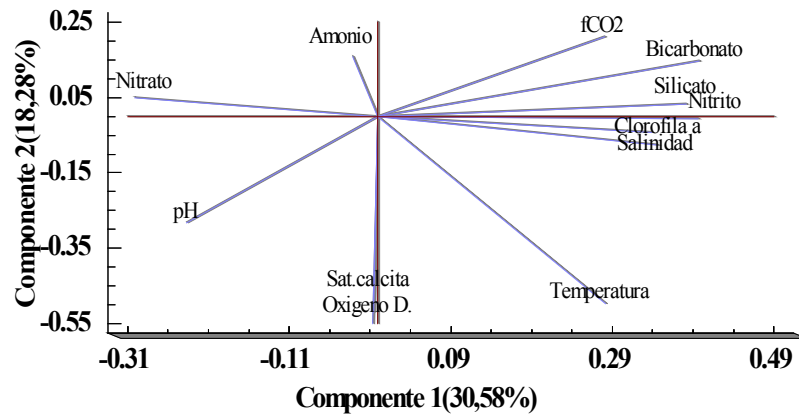
Variable	Factor	H	gl	P	G.S	Resultado Post Hoc
pH	Meses	98,63	11	< 0,05	**	7 grupos homogéneos (42 pares sig.)
	Estaciones	3,94	4	0,41	*	No requiere post hoc
	Profundidad	1,94	2	0,37	*	No requiere post hoc
AT	Meses	90,94	11	< 0,05	**	6 grupos homogéneos (36 pares sig.)
	Estaciones	0,74	4	0,94	*	No requiere post hoc
	Profundidad	0,79	2	0,67	*	No requiere post hoc
HCO ₃ ⁻	Meses	91,04	11	< 0,05	**	5 grupos homogéneos (39 pares sig.)
	Estaciones	2,59	4	0,63	*	No requiere post hoc
	Profundidad	1,86	2	0,39	*	No requiere post hoc
TCO ₂	Meses	93,97	11	< 0,05	**	7 grupos homogéneos (37 pares sig.)
	Estaciones	1,39	4	0,85	*	No requiere post hoc
	Profundidad	1,70	2	0,43	*	No requiere post hoc
CO ₃ ²⁻	Meses	58,06	11	2,12×10 ⁻⁸	**	2 grupos homogéneos (11 pares sig.)
	Estaciones	10,42	4	0,03	**	No diferencias por pares (Bonferroni/Tukey)
	Profundidad	5,57	2	0,06	*	No requiere post hoc
ΩCalc	Meses	48,23	11	1,30×10 ⁻⁶	**	2 grupos homogéneos (11 pares sig.)
	Estaciones	12,39	4	0,015	**	No diferencias por pares (Bonferroni/Tukey)
	Profundidad	4,24	2	0,12	*	No requiere post hoc
Ωarag	Meses	48,29	11	1,27×10 ⁻⁶	**	2 grupos homogéneos (11 pares sig.)
	Estaciones	12,48	4	0,01	**	No diferencias por pares (Bonferroni/Tukey)
	Profundidad	4,23	2	0,12	*	No requiere post hoc
fCO ₂	Meses	73,82	11	1,25×10 ⁻¹¹	**	2 grupos homogéneos (6 pares sig.)
	Estaciones	8,13	4	0,08	*	No requiere post hoc
	Profundidad	6,70	2	0,03	**	2 grupos homogéneos (2 pares sig.)

*= No significativo; **=Significativo; P= Valor de significancia; GS= Grado de significancia; H = estadístico de Kruskal-Wallis; gl = grados de libertad.

TABLA 2. Correlaciones significativas de Spearman (ρ) entre parámetros seleccionados del sistema carbónico y variables ambientales (n = 120)

Parámetro 1	Parámetro 2	ρ	Valor-p
TCO ₂	HCO ₃ ⁻	0,98	< 0,05
AT	TCO ₂	0,95	< 0,05
Ωcalc	Ωarag	0,99	< 0,05
AT	HCO ₃ ⁻	0,89	< 0,05
fCO ₂	CO ₃ ²⁻	-0,75	< 0,05
fCO ₂	HCO ₃ ⁻	0,73	< 0,05
fCO ₂	TCO ₂	0,65	< 0,05
pH	fCO ₂	-0,59	< 0,05
pH	HCO ₃ ⁻	-0,45	< 0,05
pH	CO ₃ ²⁻	0,43	< 0,05
T	Si(OH) ₄	0,521	< 0,05
T	Ωcalc	0,50	< 0,05
OD	UAO	-0,99	< 0,05
T	OD	0,54	< 0,05

Nota: Solo se muestran correlaciones con $|\rho| > 0,40$ y $p < 0,05$



Componente	Valores propios			Variable	Cargas factoriales			
	Autovalor	% Varianza	% Acumulado		C1	C2	C3	C4
1	3,66	30,57	30,57	Bicarbonato	0,39	0,15	-0,10	-0,10
2	2,19	18,28	48,85	Nitrito	0,39	-0,01	0,09	0,43
3	1,24	10,39	59,25	Silicato	0,38	0,03	0,12	0,49
4	1,03	8,58	67,83	Salinidad	0,34	-0,07	0,197	-0,45
				Clorofila a	0,33	-0,04	-0,16	-0,08
				Temperatura	0,28	-0,49	0,05	-0,00
				fCO ₂	0,28	0,21	0,26	-0,01
				pH	-0,23	-0,28	-0,12	0,47
				Nitrato	-0,30	0,05	0,49	0,03
				Oxígeno D,	-0,00	-0,52	0,38	-0,25
				Sat. Calcita	-0,01	-0,54	-0,05	0,12
				Amonio	-0,03	0,16	0,65	0,19

Fig. 9. Componentes Principales para los parámetros fisicoquímicos, biológicos y del sistema carbónico del humedal El Hato durante el 2015

El primer componente, responsable de más del 30 % de la varianza, agrupó a los principales nutrientes inorgánicos (bicarbonato, nitrito, silicato) junto con la salinidad y la clorofila a, lo que sugiere una estrecha relación entre la disponibilidad de nutrientes, la composición iónica y la producción primaria. Esta asociación respalda la idea de que el acoplamiento entre aportes de sales y nutrientes favorece la proliferación fitoplanctónica, siendo un eje fundamental para la dinámica del sistema.

El segundo componente reflejó un gradiente térmico y de oxigenación, donde valores más altos de temperatura se asociaron a menores concentraciones de oxígeno disuelto y a reducciones en la sobresaturación de calcita. Este patrón es consistente con el efecto combinado de la solubilidad del oxígeno y la disminución de la capacidad de saturación de carbonatos en aguas cálidas, lo cual plantea implicaciones relevantes en el contexto de la acidificación del agua y la vulnerabilidad de organismos calcificadores.

El tercer componente estuvo dominado por el amonio y el nitrato, acompañados por el oxígeno, lo que señala la importancia de los procesos de regeneración nitrogenada. La co-ocurrencia de estas formas de nitrógeno sugiere que la remineralización de la materia orgánica y la posterior nitrificación representan mecanismos clave en la dinámica interna del sistema, garantizando la disponibilidad de nutrientes en la columna de agua.

Finalmente, el cuarto componente integró la variabilidad del pH con el silicato y el nitrito en ambientes de menor salinidad. Este patrón se interpreta como un reflejo de la influencia continental, donde los aportes fluviales modifican tanto el equilibrio ácido-base como la disponibilidad de nutrientes silicatados, generando condiciones particulares en el sistema.

En conjunto, los resultados del ACP evidencian que la dinámica del sistema está controlada por cuatro procesos fundamentales: la disponibilidad de nutrientes y su vínculo con la producción primaria, el efecto de la temperatura sobre la oxigenación y la química de carbonatos, la regeneración de compuestos nitrogenados, y la influencia de aguas continentales en el equilibrio ácido-base. Estos ejes de variabilidad resaltan la complejidad de las interacciones físico-químicas en el sistema y aportan una base sólida para interpretar su comportamiento espacio-temporal y su respuesta frente a perturbaciones naturales o antrópicas.

DISCUSIÓN

El presente estudio aporta evidencia significativa sobre la dinámica del sistema carbónico en el humedal El Hato, donde interactúan procesos biogeoquímicos, factores climáticos y características geomorfológicas. Los resultados confirman que este sistema dulceacuícola presenta particularidades distintivas respecto a ecosistemas marinos y estuarinos reportados en la literatura.

La variación mensual de la alcalinidad total (AT: 406,29-1650,62 $\mu\text{mol/l}$) y del carbono inorgánico total (TCO_2 : 268,49-1948,58 $\mu\text{mol/l}$), altamente significativa según Kruskal–Wallis ($H = 90,94$ - $93,97$; $p < 0,001$), mostró valores máximos en octubre-noviembre (época lluviosa) y mínimos en abril-mayo (sequía). Este patrón coincide con lo observado en sistemas cársticos tropicales (HERNÁNDEZ & OCANTO 2010; NORIEGA *et al.* 2015) y refleja la influencia combinada de: (1) la lixiviación de carbonatos desde el sustrato geológico durante eventos pluviales y (2) la modulación biológica del equilibrio CO_2 - HCO_3^- - CO_3^{2-} por la fotosíntesis (STUMM & MORGAN 1981). La correlación negativa entre pH y AT ($r = -0,72$) confirma al sistema carbonato-bicarbonato como principal regulador químico, aunque con menor eficiencia que en ambientes marinos debido a la baja salinidad (GARBAGNATI *et al.* 2005).

El comportamiento del pH en El humedal El Hato (máx. 11,28 en sequía) contrasta con lo reportado en otros humedales venezolanos como Paria y Laguna Grande, donde los valores más altos se observan en época de lluvias con 6,59-7,97 (BRITO *et al.* 2016; GORDON-COLÓN *et al.* 2021). Estas diferencias pueden explicarse por la geología y la dinámica biológica: mientras en El Hato el sustrato cárstico favorece la acumulación de carbonatos bajo condiciones de evaporación, en Paria y Monagas los suelos menos

carbonatados responden principalmente a los aportes pluviales (CHAPMAN & KIMSTACH 1996). Además, en estos últimos predomina la fotosíntesis durante la temporada lluviosa, mientras que en El Hato la remineralización en condiciones secas cobra mayor relevancia.

La interacción entre geología y metabolismo autotrófico neto se evidencia en la correlación positiva entre clorofila *a* y AT ($r = 0,68$), y en la relación inversa entre $f\text{CO}_2$ (4-1408 μatm) y oxígeno disuelto ($r = -0,65$), típica de sistemas donde la fotosíntesis excede la respiración (YANG *et al.* 2023). En este contexto, la baja precipitación favorece la acumulación de carbonatos y la formación de OH^- (PÉREZ 2017), amplificando el aumento del pH y de CO_3^{2-} durante la sequía. Este patrón coincide con lo reportado en la Laguna de Tacarigua, donde las mayores concentraciones de HCO_3^- se asociaron con aguas más alcalinas (DÍAZ-ZAMBRANO 2012).

En términos verticales, la mayoría de los parámetros presentaron homogeneidad, salvo el $f\text{CO}_2$, que mostró diferencias significativas entre profundidades ($H = 6,70$; $p = 0,03$), con valores subsuperficiales duplicando a los de superficie. Este resultado sugiere respiración bacteriana activa y descomposición en sedimentos, además de un intercambio gaseoso limitado en aguas más profundas.

Respecto al estado de saturación mineral, el humedal mostró condiciones predominantemente subsaturadas (Ω_{calc} y $\Omega_{\text{arag}} < 1$), con un breve pulso de sobresaturación en agosto ($\Omega_{\text{calc}} = 1,31$). Este resultado, opuesto a la sobresaturación sostenida de estuarios marinos como el Guadalete, con $\Omega > 4$ (PÉREZ 2017), indica que en humedales cársticos como El humedal el Hato la ventana temporal favorable para la calcificación biológica es corta y altamente dependiente de las condiciones ambientales.

Eventos extremos también marcaron la dinámica del sistema, como la acidificación registrada en junio ($\text{pH} = 5,6$), atribuible a la respiración bacteriana intensificada en sedimentos durante meses cálidos y al aporte de CO_2 desde aguas intersticiales ricas en materia orgánica (LIBES 1992).

En perspectiva comparativa, El Hato mostró mayor variabilidad temporal y dependencia de procesos locales que ambientes marinos costeros como el golfo de Cariaco (MÁRQUEZ *et al.* 2024), donde la influencia oceánica y la estratificación vertical juegan un rol dominante. Asimismo, mientras en la Laguna de Términos (México) la AT y TCO_2 siguen un comportamiento conservativo vinculado a la salinidad (MARTÍNEZ-TREJO *et al.* 2021), en El Hato predomina la influencia de la litología cárstica y del metabolismo interno.

Finalmente, la baja capacidad amortiguadora frente a la acidificación ($\Omega_{\text{arag}} < 0,25$ en sequía), junto con los altos valores de $f\text{CO}_2$, evidencian la vulnerabilidad del sistema y sugieren posibles influencias antrópicas. Estos hallazgos subrayan la necesidad de incorporar a los humedales cársticos en los programas de monitoreo de acidificación y cambio climático, dada su relevancia como sumideros de carbono y refugios de biodiversidad.

CONCLUSIONES

La dinámica del sistema carbónico en el humedal El Hato está dominada principalmente por la litología cárstica, la estacionalidad hidrológica y el metabolismo autotrófico. La variabilidad mensual de AT, TCO_2 y pH refleja la lixiviación de carbonatos en época de lluvias y la intensificación fotosintética en sequía, con valores particulares, extremos y poco comunes en otros humedales. Las condiciones mayormente subsaturadas de Ω_{calc} y Ω_{arag} , junto con la estratificación del $f\text{CO}_2$, evidencian una limitada capacidad buffer y una alta vulnerabilidad a la acidificación. En comparación con sistemas marinos y estuarinos, El Hato depende más de procesos locales, lo que resalta la necesidad de incluir a los humedales cársticos en programas de monitoreo y gestión ambiental ante escenarios de cambio climático.

AGRADECIMIENTOS

Un agradecimiento especial al Centro Regional de Investigaciones Ambientales (CRIA) de la Universidad de Oriente (UDO), Núcleo Nueva Esparta, y en particular a su Director, Dr. Julio Rodríguez,

por facilitar los datos necesarios que permitieron el desarrollo de este estudio. Esta investigación se enmarca dentro del trabajo de tesis de la M. Sc. Anais Díaz, titulada “Evaluación espacio-temporal del sistema carbónico en el humedal El Hato, Isla de Margarita, Estado Nueva Esparta, Venezuela”. Asimismo, se reconoce el valioso apoyo proporcionado por el Departamento de Oceanografía del Instituto Oceanográfico de Venezuela, cuyo respaldo fue fundamental durante la fase de ejecución del presente trabajo.

REFERENCIAS

- ASTOR, Y., M. I. SCRAINTON, F. MULLER-KARGER, R. BOHRER & J. GARCIA. 2005. FCO_2 variability at the Cariaco tropical coastal upwelling time series station. *Mar. Chem.* 97: 245-261.
- ASTOR, Y., L. TROCCOLI, R. LORENZONI, R. THUNELL, F. VARELA, F. MULLER-KARGER, G. TAYLOR, M. I. SCRAINTON, E. TAPPA & D. RUEDA. 2013. Interannual variability in sea surface temperature and fCO_2 changes in the Cariaco Basin. *Deep. Sea. Res.* 93: 33-43.
- BRITO, D., J. RIVERO, M. GUEVARA, F. VÁSQUEZ, B. DÍAZ, & J. GIL. 2016. Análisis físico-químico y microbiológico de la Laguna Grande, parroquia La Pica, Maturín-Estado Monagas, Venezuela. *Saber* 28(3): 502-510.
- CÉSPEDES, N. 2017. *Estadística Inferencial*. Ed. Areandina, Fundación Universitaria del Área Andina, Bogotá, Colombia. 114 pp, <https://digitk.areandina.edu.co/handle/areandina/1390>
- CHAPMAN, D. & V. KIMSTACH. 1996. *Selection of Water Quality Variables. Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environment Monitoring*. Chapman Edition, 2nd Edition, E and FN Spon, London, 59-126, <http://dx.doi.org/10.4324/noc0419216001.ch3>.
- CYRONAK, T., A. J. ANDERSSON, C. LANGDON, R. ALBRIGHT, N. R. BATES, K. CALDEIRA, R. CARLTON, J. E. CORREDOR, R. B. DUNBAR, I. ENOCHS, J. EREZ, B. D. EYRE, J.-P. GATTUSO, D. GLEDHILL, H. KAYANNE, D. I. KLINE, D. A. KOWEEK, C. LANTZ, B. LAZAR, D. MANZELLO, A. MCMAHON, M. MELÉNDEZ, H. N. PAGE, I. R. SANTOS, K. G. SCHULZ, E. SHAW, J. SILVERMAN, A. SUZUKI, L. TENEVA, A. WATANABE & S. YAMAMOTO. 2018. Taking the metabolic pulse of the world’s coral reefs. *Plos one*. 13(19):872.
- DECARLO, T. M., A. L. COHEN, G. T. F. WONG, F. K. SHIAH, S. J. LENTZ, K. A. DAVIS, K. E. F. SHAMBERGER & P. LOHMANN. 2017: Community production modulates coral reef pH and the sensitivity of ecosystem calcification to ocean acidification, *J. Geophys. Res.- Oceans*. 122: 745-761.
- DÍAZ-ZAMBRANO, S. Y. 2012. *Estudio de la calidad del agua del humedal costero, Laguna de Tacarigua, Edo. Miranda, Venezuela*. Trab. Grad. Lic. Química, Universidad Central de Venezuela Distrito Capital, Venezuela, 162 pp, Chrome-extension://efaidnbmnribpcajpcglclefindmkaj/http://saber.ucv.ve/bitstream/10872/15669/1/Teg%20Sandra%20Diaz.pdf.
- DICKSON, A. 1990. Termodinámica de la disociación del ácido bórico en agua de mar sintética de 273,15 a 318,15 K. *Deep-Sea Research*. 37: 755-766
- FEELEY, R., C. L. SABINE, J. M. HERNANDEZ-AYON, D. IANSON & B. HALES. 2008. Evidence for upwelling of corrosive acidified water on to the Continental Shelf. *Science*. 1490-1491.
- GARBAGNATI, M., P. GONZÁLEZ, R. ANTÓN & M. MALLEA 2005. Características físico-químicas, capacidad buffer y establecimiento de la línea base ambiental del Río Grande, San Luis, Argentina. *Ecol. Austral*. 15:59-71.
- GORDON-COLÓN, E., E. ZOPPI DE ROA, S. RAMOS, L. DELGADO, J. BERTI & E. MONTIEL. 2021. Humedales de la península de Paria (Estado Sucre, Venezuela): Físicoquímica de las aguas y composición de la vegetación. *Acta Biol. Venez.* 41(2): 207-263.

- HERNÁNDEZ, D. & J. OCANTO 2010. *Caracterización fisicoquímica, bacteriológica, pigmentos fotosintéticos y sedimentológicas de la laguna el Hato sector La Isleta, Isla de Margarita, estado Nueva Esparta*. Trab. Grad. Lic. Acuicultura, Universidad de Oriente, Boca de Río, Venezuela, 178pp.
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC).2023. Climate Change 2023: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Sixth Assessment Report (AR6). Disponible en <https://www.ipcc.ch/report/ar6/syr/> (Revisado junio 2024)
- INTERNATIONAL ENERGY AGENCY (IEA).2023. Global Energy Review: CO₂ Emissions in 2022. IEA. Disponible en <https://www.iea.org/reports/global-energy-review-co2-emissions-in-2022> (Revisado junio 2024)
- KOEVE, W. & A. OSCHLIES. 2012. Potential impact of DOM accumulation of $f\text{CO}_2$ and carbonate ion computations in ocean acidification experiments. *Bio geosc* .9: 3787-3798.
- LIBES, S. M. 1992. *An introduction to marine Biogeochemistry*. (Ed) John Wiley & Sons, New York, USA. 734 pp.
- MÁRQUEZ, A. 2015. *Dinámica de nutrientes y del sistema carbónico en la depresión oriental de la cuenca de Cariaco, Venezuela*. Trab. Grad. Dr. Ciencias Marinas, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 192 pp.
- MÁRQUEZ, A., J. ROMERO, L. TROCCOLI-GHINAGLIA, W. SENIOR, A. LEMUS & Á. GONZÁLEZ. 2024. Variación del sistema carbónico en una zona costera del Caribe dedicada al cultivo de mitilidos: Caso golfo de Cariaco. *Acta Oceanogr. Pac*.6 (1): 65-82.
- MARTÍNEZ-TREJO, J. A., J. G. CARDOSO-MOHEDANO, J. A. SÁNCHEZ-CABEZA, J. M. HERNÁNDEZ-AYÓN, A. C. RUIZ-FERNÁNDEZ, M. A. GÓMEZ-PONCE & R. A. MARTÍNEZ-GALARZA. 2021. *Estudio del sistema de carbonatos en la laguna de Términos, Campeche*. En: Memorias del Simposio de Carbono en México. Universidad Nacional Autónoma de México, Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Monterrey, Nuevo León.
- MEHRBACH, C., C. CURBERSON, J. HAWLEY & T. PYTKOWICZ. 1973. Measurement of the apparent dissociation constants of carbonic acid in seawater at atmospheric pressure. *Limnol. Oceanogr*. 18: 897-907.
- MILLERO, F.J. 1995. The thermodynamics of the carbonic acid system in the oceans. *Geochim. Cosmochim. Acta*. 59: 661-667.
- MITSCH, W. J., B. BERNAL & A. M. NAHLIK. 2022. Wetlands, carbon, and climate change: A global perspective. *Nature Geoscience*, 15(7): 492–501, <https://doi.org/10.1038/s41561-022-00989-0>
- MOYA, B. V., A. E. HERNÁNDEZ & H. ELIZALDE BORRELL. 2005. Los humedales ante el cambio climático. *Investigaciones Geográficas* (37):127-132. <https://doi.org/10.14198/INGEO2005.37.07>
- NORIEGA, C., M. ARAUJO, N. LEFÈVRE, M. FLORES-MONTES, F. GASPAR & D. VELEDA. 2015. Spatial and temporal variability of CO₂ fluxes in tropical estuarine systems near areas of high population density in Brazil. *Reg. Environ. Change* 15: 619-630. Doi: 10.1007/s10113-014-0671-3.
- PÉREZ, I. 2017. *Dinámica del carbono inorgánico y grado de saturación del CaCO₃ en el estuario del río Guadalete*. Trab. Grad. en Ciencias del mar, Universidad de Cádiz, Ciudad, España. 30 pp.
- RIEBESSELL, U., V.J. FABRY, L. HANSSON. & J.P. GATTUSO. 2010. *Guide to best practices for 185 ocean acidification research and data reporting*. IN: Riebesell *et al.* (Eds). EUR24328 IN: Publication Office of the European Union, 260 pp

- RODRÍGUEZ, J., D. LÓPEZ, A. MÁRCANO, J. LÓPEZ, A. GUILARTE & J. BARRETO. 2008. Composición macroflorística de la laguna El Hato en el monumento natural laguna de Las Marites, isla de Margarita. (Num. Congreso) *Congreso Científico de la Universidad de Oriente*, 7 pp.
- SARMIENTO, J. & N. GRUBER. 2006. *Ocean biogeochemical dynamics*. Princeton, Woodstock: Princeton University Press, 503 pp.
- STUMM, W. & J. J. MORGAN 1981. *Aquatic Chemistry*, Second Edition. Wiley (Ed), New York, USA, 180 pp.
- YANG, B., Z. ZHANG, Z. CUI, Z. XIE, B. CHEN, H. ZHENG, B. LIAO, J. ZHOU & B. XIAO. 2023. Multiple Factors Driving Carbonate System in Subtropical Coral Community Environments along Dapeng Peninsula, South China Sea. *Atmosphere*.14: 688, <https://doi.org/10.3390/atmos14040688>.

Recibido: Agosto 2025

Aceptado: Noviembre 2025

EVALUACIÓN DE RIESGO AMBIENTAL ASOCIADO A METALES PESADOS EN LOS SEDIMENTOS SUPERFICIALES DE LA ENSENADA LA ESMERALDA, ESTADO SUCRE, VENEZUELA

EDGAR GARCÍA MARCANO¹ *, DANNY CARDONA HERNÁNDEZ², IVIS MARINA FERMÍN³, FABIOLA LÓPEZ-MONROY⁴, JUAN LÓPEZ-MARCANO⁵, & MIGUEL OCQUE⁶

¹*Departamento de Oceanografía, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná, Sucre. Venezuela. *Autor de Correspondencia: tukani82@gmail.com; <https://orcid.org/0000-0003-4057-5514>*

²*Estudiante de la Maestría en Ciencias Marinas, Postgrado en Ciencias Marinas, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná, Sucre, Venezuela. dannyrafaelcardona89@gmail.com; <https://orcid.org/0009-0009-8770-9883>*

³*Departamento de Oceanografía, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná, Sucre. Venezuela. ivismarina@gmail.com; <https://orcid.org/0000-0002-5255-6276>*

⁴*Departamento de Acuicultura, Escuela de Ciencias Aplicadas del Mar, Universidad de Oriente. Isla de Margarita, Nueva Esparta, Venezuela. fametal@gmail.com; <https://orcid.org/0000-0003-0655-3186>*

⁵*Departamento de Biología Pesquera, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná, Sucre. Venezuela. juanjj5826@gmail.com/juanlm_bio@udo.edu.ve; <https://orcid.org/0000-0001-6368-4364>*

⁶*Departamento de Oceanografía, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente. Cumaná, Sucre. Venezuela aocque@gmail.com; <https://orcid.org/0009-0005-2299-9526>*

RESUMEN: el objetivo del estudio consistió en evaluar la calidad de los sedimentos superficiales y el riesgo ecotoxicológico asociado a metales pesados (plomo, níquel, cobre y cadmio) en la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, y analizar su interacción con la granulometría, la materia orgánica (MO) y los carbonatos. Par esto se realizaron muestreos en veinte estaciones durante el 2017, se cuantificaron los metales mediante espectrofotometría de absorción atómica y se determinaron la granulometría y la MO. La evaluación toxicológica se realizó contrastando los umbrales de Concentración de Efectos Límite (CEL) y Concentración de Efectos Probables (CEP), y calculando índices de riesgo como el Factor de Contaminación (FC) y el Índice de Riesgo Ecológico Potencial (IREP). Los resultados revelaron una distribución granulométrica heterogénea y estacional, la MO fue más elevada durante la temporada de lluvia y asociada a granos finos. El Ni superó el CEL en múltiples estaciones y el CEP en la estación 1, mientras que el Cd excedió consistentemente el CEL en todas las estaciones en ambos muestreos. El Índice de Carga Contaminante (ICC) indicó un deterioro ambiental elevado. El IREP mostró un alarmante riesgo ecológico potencial generalizado durante la época de lluvia. La acumulación de metales se ve favorecida por la granulometría fina y la MO, sin embargo, la correlación positiva con las arenas sugiere que la principal vía de ingreso de estos es continental. Como conclusión, el Cd representa una amenaza en expansión, con riesgo muy alto, mientras que la concentración puntual de Ni sugiere una fuente de emisión específica que requiere identificación y mitigación inmediata para revertir el deterioro sostenido del ecosistema.

Palabras clave: metales pesados, contaminación, influencia antropogénica, riesgo ambiental.

ABSTRACT: the objective of this study was to evaluate the quality of surface sediments and the ecotoxicological risk associated with heavy metals (lead, nickel, copper, and cadmium) in La Esmeralda Bay, Sucre State, Venezuela, and to analyze their interaction with particle size distribution, organic matter (OM), and carbonates. To this end, samples were taken at twenty stations during 2017, metals were quantified using atomic absorption spectrophotometry, and particle size distribution and OM were determined. The toxicological assessment was performed by comparing the Limit Effect Concentration (LEC) and Probable Effect Concentration (PEC) thresholds and calculating risk indices

such as the Contamination Factor (CF) and the Potential Ecological Risk Index (PERI). The results revealed a heterogeneous and seasonal particle size distribution; OM was higher during the rainy season and associated with fine grains. Ni exceeded the CEL at multiple stations and the CEP at station 1, while cadmium consistently exceeded the CEL at all stations in both sampling periods. The Pollutant Load Index (PLI) indicated significant environmental degradation. The IREP showed an alarming potential widespread ecological risk during the rainy season. Metal accumulation is favored by fine particle size and organic matter; however, the positive classification with sands suggests that the main source of these metals is continental. In conclusion, cadmium represents a growing threat with a very high risk, while the localized concentration of Ni suggests a specific emission source that requires immediate identification and mitigation to reverse the sustained deterioration of the ecosystem.

Key words: heavy metals, pollution, anthropogenic influence, environmental risk.

INTRODUCCIÓN

La contaminación por metales pesados en los ecosistemas marinos y estuarinos constituye un problema global grave, exacerbado por el avance de la industrialización, el crecimiento demográfico, la urbanización y las actividades agrícolas. Estas presiones antropogénicas han incrementado la carga de contaminantes en estuarios y otros entornos acuáticos naturales (BRYAN *et al.* 1980; LANGSTON 1982; GOPAL *et al.* 2018). Las fuentes son diversas, incluyendo procesos geogénicos como la meteorización de rocas y la erosión natural, y aspectos predominantemente antropogénicos, tales como la eliminación inadecuada de residuos, la aplicación de lodos, las emisiones vehiculares, el riego con aguas residuales, actividades industriales, la minería de metales, los lixiviados de vertederos y las actividades náuticas (HASRIZAL *et al.* 2015; IQBAL *et al.* 2016; LIN *et al.* 2017).

Los metales pesados se consideran de los contaminantes ambientales más significativos; el plomo (Pb), níquel (Ni), cobre (Cu) y cadmio (Cd) son frecuentes en los sedimentos (OZSEKER *et al.* 2016). Su preocupación radica en sus efectos potencialmente tóxicos, su persistencia ambiental y, crucialmente, su capacidad de bioacumulación y biomagnificación una vez que ingresan a los ambientes acuáticos, representando una grave amenaza para la vida silvestre y la salud humana (ARMITAGE *et al.* 2007; YUAN *et al.* 2011; CHENG *et al.* 2015).

El análisis de estos contaminantes en sedimentos es una herramienta invaluable para identificar la magnitud y las principales fuentes de aportes antropogénicos a un entorno específico, dado que los sedimentos constituyen un archivo de contaminantes orgánicos e inorgánicos. Tanto hidrocarburos como metales pesados pueden tener impactos significativos en la vida marina (MEARNS *et al.* 2016; TAMIM *et al.* 2016). Para discernir la influencia antropogénica, se aplican índices de calidad de los sedimentos como el Factor de Enriquecimiento (FE) y el Índice de Geoacumulación (Igeo). Estos normalizan las concentraciones medidas, mitigando las variaciones geológicas regionales (MAHU *et al.* 2015). Es importante considerar que los niveles de metales también dependen del tamaño de las partículas, ya que las más finas poseen mayor área superficial para la adsorción (KIM *et al.* 2018). Otros índices utilizados para evaluar el riesgo de contaminación incluyen el factor de contaminación (FC), el índice de carga de contaminación (ICC), el índice de contaminación en sedimentos (IPS), el Coeficiente del Riesgo Ecológico Potencial (CREP) y el índice de riesgo ecológico potencial (IREP). Asimismo, los índices toxicológicos como la Concentración de Efectos Límite (CEL) y la Concentración de Efectos Probables (CEP) son de gran interés para establecer umbrales de toxicidad (MCDONALD *et al.* 2000; MÁRQUEZ & LEMUS 2020).

La contaminación de ambientes marinos por sustancias inorgánicas peligrosas, fundamentalmente metales pesados, ha sido tema de extensos proyectos de investigación a nivel mundial, nacional y regional. A nivel internacional, estudios como el de ARAÚZ *et al.* (2013), en bahía Damas, Isla Coiba, Panamá, mostraron una distribución gradual y estacional de metales, influenciada por la climatología e hidrodinámica local. Más recientemente, EL OUARTY *et al.* (2024), en la laguna de Nador, Marruecos,

utilizaron directrices de calidad de sedimentos y análisis de riesgos ecológicos, concluyendo un riesgo muy alto de contaminación por metales pesados y destacando que la integración de la investigación en marcos de gestión costera contribuye a la preservación y mejora de estos ecosistemas. En Venezuela, diversos estudios han permitido obtener un panorama más amplio de esta problemática. Por ejemplo, ACOSTA *et al.* (2002), determinaron los niveles de metales pesados en sedimentos superficiales de Boca de Paparo y río Chico, zonas influenciadas por el río Tuy, hallando las mayores concentraciones de Zn, Cu y Pb en el primer sistema. En el Golfo de Santa Fe, PÉREZ *et al.* (2006), encontraron elevadas concentraciones de Fe en sedimentos de la laguna de Bocaripo, señalando un riesgo potencial a largo plazo. En cuanto a las características físicas, MÁRQUEZ *et al.* (2005), indicaron que los sedimentos del litoral nororiental son predominantemente arenosos y permeables, con bajos valores de carbono orgánico y materia orgánica. De igual forma, BONILLA *et al.* (2003), observaron una predominancia de arenas a arenas finas-arcillosas en la Laguna Grande del Obispo.

El objetivo del presente estudio, consistió en evaluar la calidad de los sedimentos a través de algunos índices de calidad ambiental asociados a los metales, como: Concentración de efecto límite (CEL), Concentración de efecto probable (CEP), Factor de Contaminación (FC), Índice de carga contaminante (ICC), coeficiente de Riesgo ecológico potencial (CREP) Índice de riesgo ecológico Potencial (IREP) así como su interacción con algunas otras variables como: granulometría, carbonatos y materia orgánica en los sedimentos de la zona costera de la ensenada de La Esmeralda.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

En la costa norte del estado Sucre se encuentra la ensenada La Esmeralda ($10^{\circ}26'N-64^{\circ}01'O$; Fig. 1). Esta es una ensenada abierta, de aguas tranquilas y fondo fangoso, protegida de los vientos del este y del noreste por la punta Esmeralda y por la isla Esmeralda (MURGAN 2011). Esta ensenada constituye un importante ecosistema, debido a que en la zona se desarrolla la pesca artesanal, además como en toda la

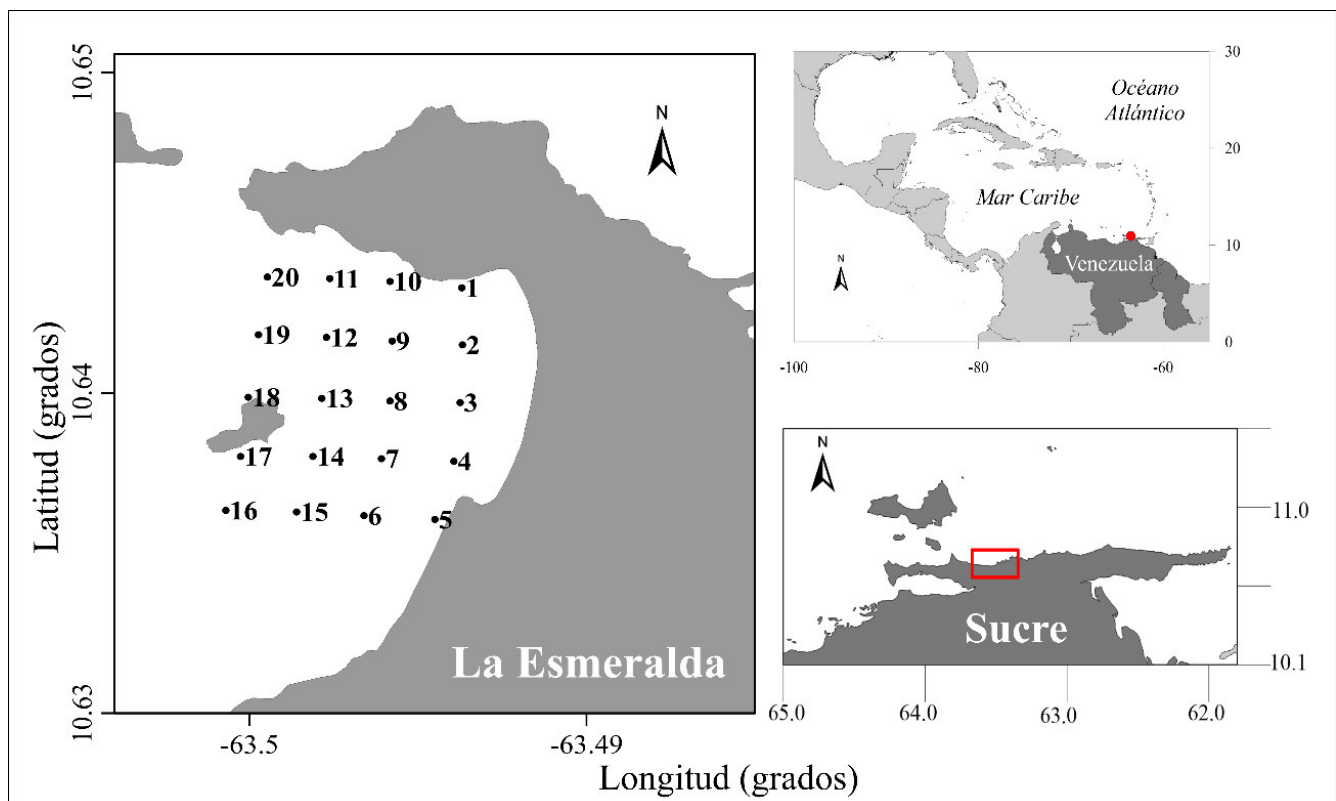


Fig. 1. Zona de muestreo. Ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela.

costa norte del estado Sucre, es una zona de explotación y comercialización de moluscos, principalmente de mejillones *Perna perna* y *Perna viridis*. Esta zona posee promedios anuales de temperatura del agua de 26-25 °C, pH: 7,72, oxígeno disuelto: 4,85 mg O₂ L⁻¹ y salinidad de 37 (ZAPATA *et al.* 2014).

Muestreo

Se establecieron veinte (20) estaciones de muestreo en la ensenada la Esmeralda (TABLA 1), distribuidos en cuatro transectos paralelos a la costa, en los cuales se recolectaron cinco muestras de sedimentos superficiales separados cada 200 m, con una draga Diez Laffont de 0,02 m². Las muestras se colocaron en bolsas plásticas, se preservaron en frío y posteriormente fueron trasladadas al Departamento de Oceanografía del Instituto Oceanográfico de Venezuela, refrigerándolas a -20°C hasta su análisis. Los muestreos se realizaron durante el año 2017.

Determinación de los diferentes parámetros geoquímicos

Análisis granulométrico

La separación de las diferentes fracciones se realizó en dos etapas; en la primera fueron separadas las diferentes fracciones de arena y grava mientras que en la segunda las fracciones limo y arcilla. Este

procedimiento está basado en la tasa de sedimentación de los granos, a diferentes intervalos de tiempo, según la Ley de Stokes (ROA & BERTHOIS 1975). La agitación se efectuó durante 10 minutos en un equipo Ro-TapTesting Sieve Shaker Modelo B (Combustión Engineering. Inc). La fracción fina (<62,5 µm) se analizó según el método de la pipeta, usando cilindros de 1.10³ mL, llenos de agua a temperatura ambiente. La textura se determinó según la nomenclatura propuesta por SHEPARD (1954).

Materia orgánica total

Para la determinación del contenido de materia orgánica total (MOT) se utilizó el método de pérdida de peso a través de la calcinación de las muestras a altas temperaturas (GONZÁLEZ & RAMÍREZ 1995; BERNAL & BETANCOURT 1996; BELZUNCE *et al.* 2001; KAMP-NIELSEN *et al.* 2002). Se calcinó aproximadamente 2 g de sedimento en crisoles de porcelana en una mufla a 550 °C durante cinco horas hasta peso constante y luego se cuantificó el porcentaje por diferencia de peso.

Carbonatos

La concentración de carbonatos se determinó por el método de digestión ácida propuesto por BARNES (1959); colocando las muestras en un medio ácido, que desprenderá el carbonato presente en el sedimento (PALANQUES & DÍAZ 1994; FUENTES *et al.* 2010).

Para este análisis, se pesaron aproximadamente 2 g de sedimento seco en un beaker previamente pesado e identificado, con cantidad suficiente de HCl 5 M hasta cubrir totalmente el sedimento, dejándolo

TABLA 1. Localización de los puntos de muestreos ubicados a lo largo de la ensenada La Esmeralda.

Estaciones	Coordenadas
1	10°38,89'N - 63°29,622'O
2	10°38,79'N - 63°29,621'O
3	10°38,68'N - 63°29,625'O
4	10°38,57'N - 63° 29,636'O
5	10°38,46'N - 63°29,670'O
6	10°38,47'N - 63°29,796'O
7	10°38,57'N - 63°29,765'O
8	10°38,68'N - 63°29,750'O
9	10°38,79'N - 63°29,746'O
10	10°38,90'N - 63°29,750'O
11	10°38,91'N - 63°29,857'O
12	10°38,80'N - 63°29,863'O
13	10°38,69'N - 63°29,871'O
14	10°38,58'N - 63°29,887'O
15	10°38,47'N - 63°29,916'O
16	10°38,48'N - 63°30,042'O
17	10°38,58'N - 63°30,016'O
18	10°38,69'N - 63°30,002'O
19	10°38,80'N - 63°29,984'O
20	10°38,91'N - 63°29,968'O

reaccionar durante 24 horas. Luego se lavó con agua desionizada, se mantuvo en reposo durante 24 horas para posteriormente extraer el agua, este procedimiento se efectuó por triplicado; finalmente se colocó en una estufa a 80°C y se procedió a pesar. El porcentaje de los mismos se determinó por diferencia de pesos.

Metales pesados

Se le determinó a las muestras los metales pesados usando el método propuesto por LEWIS & LANDING (1992). Las cuantificaciones fueron realizadas por espectrofotometría de absorción atómica con llama de aire-acetileno y corrector de fondo de deuterio, utilizando un equipo Perkin Elmer modelo 3110.

Determinación de Índices de Riesgo Ecológico

Concentración de Efectos Límites y Concentración de Efectos Probables (CEL y CEP)

El riesgo toxicológico fue estimado por medio de la comparación con los valores de la Concentración de Efectos Límite (CEL o CET) y la Concentración de Efectos Probables (CEP) sugeridas por McDONALD *et al.* 2000 (TABLA 2).

Estos resultados son presentados en tablas utilizando un código de color: las celdas en azul indican concentraciones por debajo del CEL; celdas en amarillo concentraciones entre CEL y CEP; y las celdas en rojo concentraciones por encima del CEP.

Factor de Contaminación (FC)

Es un método simple utilizado para establecer la calidad de los sedimentos. Valores de $FC < 1$ sugieren que no hay contaminación por ese metal en los sedimentos; si el valor de FC se encuentra entre 1 y 3, un nivel moderado de contaminación por dicho metal, mientras que, si FC se encuentra entre 3 y 6, la contaminación se considera alta y finalmente, si FC es mayor de 6, se corresponde con una contaminación muy alta (HAKANSON 1980). Este índice se calculó de la siguiente manera:

$$FC = \frac{C_{metal}}{C_{Bn}}$$

Dónde:

C_{metal} = concentración del metal en el sedimento.

C_{Bn} = valor de fondo del sedimento de referencia según TUREKIAN & WEDEPOHL (1961).

Estos datos son presentados mediante un código de color: < 1 no hay contaminación (verde); $1 < F < 3$ contaminación moderada (amarillo); $3 < F < 6$ contaminación alta (azul); y > 6 contaminación muy alta (rojo).

Índice de Carga Contaminante (ICC)

El Índice de Carga de Contaminación (ICC), muestra el número de veces que la concentración de un metal pesado excede la concentración de referencia. Si el valor de ICC es menor que 1, indica que no hay contaminación con el metal, mientras que, si el ICC es mayor que 1, se sugiere que probablemente sí hay

TABLA 2. Valores de la Concentración de Efectos Límite (CEL) y la Concentración de Efectos Probables (CEP), sugeridos por McDONALD *et al.* 2000.

	Cd	Cr	Cu	Pb	Ni
CEL ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	0,99	43,4	31,6	35,8	22,7
CEP ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$)	4,98	111	149	128	48,6

contaminación en un determinado punto (HARIKUMAR *et al.* 2009; CHANDRASEKARAN *et al.* 2015). El cálculo se realizó de la siguiente manera:

$$ICC = \frac{(FC1 * FC2 * FC3 * \dots * FCn)}{n}$$

Dónde:

n= el número de elementos.

FC= el factor de contaminación.

Coefficiente de Riesgo Ecológico Potencial (CREP)

Este índice se estima usando los Coeficientes de Toxicidad de Hakanson (CTH) los cuales son usados para establecer la intensidad de contaminación de un elemento traza (HAKANSON 1980; ZHUANG & GAO 2014). El CREP para cada metal se calculó mediante la siguiente ecuación:

$$CREP_i = CHT * CF_i$$

Donde:

CF_i= el estimado de la concentración de un elemento traza

CHT = factor de toxicidad de un elemento traza. Según HAKANSON (1980), el factor de respuesta tóxica en función de su toxicidad es el siguiente: Cu=Pb=Ni=5, Cd=30, Cr=2.

Estos datos son presentados mediante un código de color: < 30 no hay contaminación (verde); 30 > CREP < 60 contaminación moderada (amarillo); 60 < CREP > 120 contaminación fuerte (naranja); 120 > CREP < 240 contaminación muy fuerte (azul); y 240 > contaminación extremadamente fuerte (rojo).

Índice de Riesgo Ecológico Potencial (IREP)

Es utilizado para evaluar el nivel de contaminación con metales pesados en muestras de sedimentos de acuerdo con su toxicidad y a la reacción del ambiente frente a esta toxicidad. Para determinarlo se calcula primero el Coeficiente del Riesgo Ecológico Potencial (CREP) de cada metal, (HAKANSON 1980; GAO *et al.* 2013). El IREP se calculó de la siguiente manera:

$$IREP = \sum CREP_i$$

Dónde:

CREP_i = el coeficiente del riesgo potencial ecológico de un elemento en específico.

ZHUANG & GAO (2014), establecieron que valores de CREP_i < 30, indican que no hay contaminación y el riesgo ecológico es bajo, si está entre 30-60 la contaminación y el riesgo son moderados, si el valor es estimado entre 60-120 indica una fuerte contaminación y riesgo potencial, si se estima entre 120 y 140, son indicativos de un grado de contaminación y riesgo ecológico muy fuerte y si es superior a 140, puede considerarse extremadamente fuerte la contaminación y el riesgo. Por su parte el IREP se clasifica en cuatro categorías: ≤ 50 existe baja contaminación y riesgo; 50-200 contaminación y riesgo moderados; 200-300 la contaminación y el riesgo son considerables y ≥ 300, es indicativo de muy alto riesgo y contaminación (SUN *et al.* 2010).

Análisis estadísticos

Se verificaron las condiciones subyacentes de normalidad (prueba Kolmogórov-Smirnov) y homogeneidad de varianzas (prueba de Levene). Al no cumplirse los supuestos, para el factor “Estaciones”, se aplicó el análisis Kruskal-Wallis para detectar posibles diferencias significativas entre las variables estudiadas. Para conocer en qué pares específicos de subgrupos hay diferencias significativas ($p < 0,05$), se aplicó el test de Dunn con ajustes en el nivel α , asumido por la corrección de la prueba de Bonferroni, lo que permite contrastar el aumento en la tasa de error tipo I, debido a estar realizados sobre unos mismos datos de una serie de contrastes de hipótesis (SOKAL & ROHLF 1995). En cambio, para el factor “Temporadas”, por tener sólo dos niveles, se realizó la prueba no paramétrica Test de U (MANN-WHITNEY 1947).

Para determinar si existe una relación entre las variables estudiadas en los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, durante las temporadas de sequía y lluvia, se realizó una correlación de rangos de Spearman (ZAR 1974).

La construcción y manejo de las bases de datos, se hicieron mediante la utilización del programa Excel del paquete Office de Microsoft para Windows. Las pruebas estadísticas, modelos, gráficos exploratorios y demás rutinas se desarrollaron utilizando el Software Libre R v4.2.2, bajo la interfaz gráfica R Studio (R CORE TEAM 2016).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El análisis granulométrico del sedimento superficial en la ensenada La Esmeralda muestra una distribución espacial heterogénea, reflejando distintas condiciones hidrodinámicas dentro del área de estudio. La composición general está dominada por una mezcla de limo, arcilla y arena fina (Figs. 2 y 3).

En las zonas de baja energía, como el noroeste, sureste y centro-norte, los sedimentos exhiben una alta proporción de limo y arcilla (Figs. 4 y 5), lo que indica un ambiente hidrodinámicamente tranquilo, propicio para la decantación de partículas finas CALVA *et al.* 2006. Esto sugiere que las corrientes de fondo son débiles y el oleaje es suave, lo que permite la acumulación de materiales transportados por las corrientes superficiales y los vientos alisios (FUENTES *et al.* 2010). En contraste, la región noreste de la ensenada presenta las mayores concentraciones de arena fina. La abundancia de esta fracción más gruesa es un indicador de un ambiente con mayor energía hidrodinámica. Esta dinámica puede estar impulsada por la dirección predominante de los vientos alisios del noreste, que provocan una aceleración

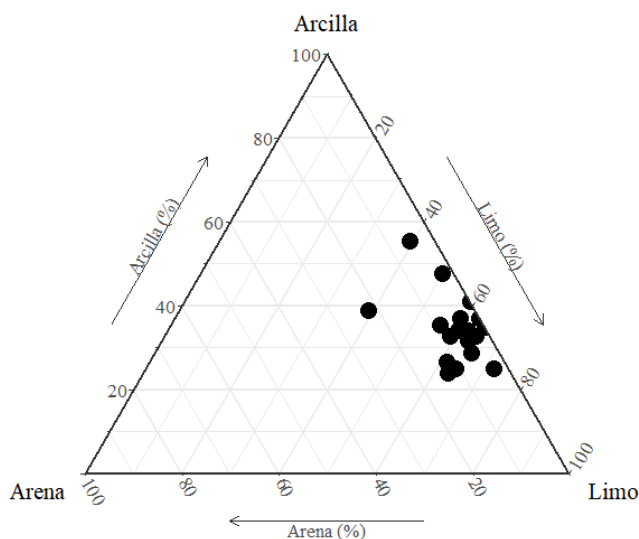


Fig. 2. Clasificación textural de los sedimentos de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, temporada de sequía, durante el 2017.

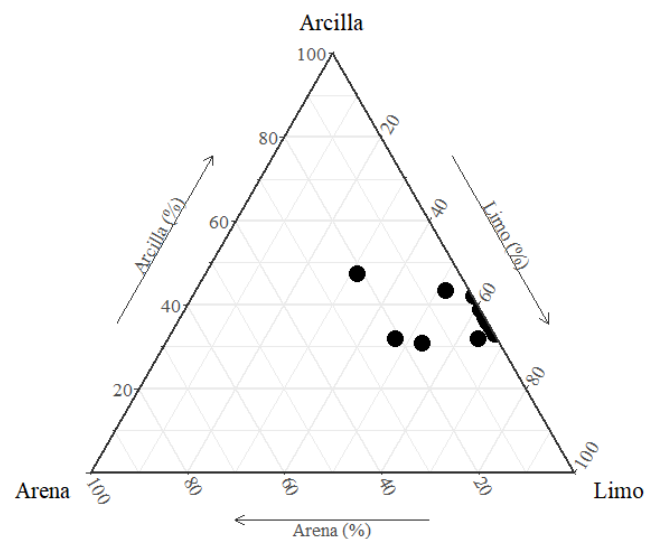


Fig. 3. Clasificación textural de los sedimentos de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, temporada de lluvia, durante el 2017.

de la masa de agua en esta zona, permitiendo que solo las partículas más gruesas se depositen de manera eficiente. La distribución espacial de las diferentes fracciones granulométricas está intrínsecamente ligada a la batimetría, los patrones de circulación y las barreras naturales dentro de la ensenada (FUENTES *et al.* 2010). La concentración de partículas finas en las áreas de baja energía es consistente con la existencia de zonas protegidas, donde la velocidad de las corrientes disminuye, facilitando la sedimentación. Esto se ve acentuado por la presencia de los islotes El Morro, Cascabel y La Maceta, que actúan como barreras protectoras que reducen la energía del oleaje y las corrientes de marea, influyendo directamente en la distribución de las partículas. La fuente de los sedimentos finos (limo y arcilla) probablemente proviene de los escurrimientos de agua desde las tierras altas de la cuenca adyacente, mientras que la distribución de la arena se relaciona más directamente con los procesos dinámicos locales, como la acción del viento y las corrientes (PINTO 2012).

El análisis Kruskal-Wallis determinó que no existen diferencias estadísticas entre los porcentajes de arenas, limos y arcillas, tomando como factor las 20 estaciones estudiadas durante todo el periodo de estudio (p -value= 0,2712; p -value= 0,1438; p -value= 0,9033 respectivamente). En cambio, bajo el factor épocas (sequía y lluvia) y utilizando el análisis Test de U, el % de arenas presentó diferencias significativas (p -value= 0,0043), mientras que los porcentajes de limos y arcillas no presentaron diferencias (p -value= 0,6533; p -value= 0,2952 respectivamente).

El porcentaje de materia orgánica es consistentemente más alto en lluvia que en la temporada seca en todas las estaciones. Los valores más elevados se encuentran en las estaciones E14 y E20, con valores entre 35% y 29% respectivamente. Los máximos ubicados al noroeste y sur de la ensenada estuvieron asociados a los granos finos. Ningún valor en la temporada de sequía supera el 15%, y la mayoría se mantiene por debajo del 10% (Fig. 6).

El análisis Kruskal-Wallis determinó que no existen diferencias estadísticas entre los porcentajes de materia orgánica total, tomando como factor las 20 estaciones estudiadas durante todo el periodo de estudio (p -value= 0,9983). En cambio, bajo el factor épocas (sequía y lluvia) y utilizando el análisis Test de U, presentó diferencias significativas (p -value= $9,492e^{-8}$).

La materia orgánica (MO) en los sedimentos marinos está intrínsecamente ligada a la textura sedimentaria, mostrando una relación inversamente proporcional con el tamaño del grano. Las partículas finas, como el limo y la arcilla, acumulan una mayor cantidad de MO, mientras que las fracciones más gruesas registran valores notablemente inferiores. Esto se debe a que las partículas más pequeñas tienen una mayor área superficial para adsorber moléculas orgánicas (WANG *et al.* 2022).

El contenido de materia orgánica es un parámetro dinámico, influenciado por la concentración en la columna de agua y por los procesos de degradación. La actividad de organismos bentónicos (fauna del fondo) y bacterias consume la materia orgánica, afectando la calidad del agua al generar una alta demanda de oxígeno (NAVARRETE *et al.* 2000). Esta disminución de oxígeno disuelto puede limitar el desarrollo de la fauna bentónica, lo que a su vez favorece la preservación de la MO y promueve procesos biogeoquímicos anaeróbicos (VELAZCO 2011).

En el Golfo de Cariaco, se han registrado variaciones significativas en el contenido de materia orgánica. Investigaciones de MÁRQUEZ *et al.* (2005) y MARTÍNEZ *et al.* (2011), reportaron valores que oscilan entre 0,18% y 14,70%, asociando estas concentraciones a la productividad del ecosistema y a las descargas de ríos.

En La Esmeralda, las concentraciones de materia orgánica (MO) están influenciadas por el ciclo de la marea. Se registraron los valores más altos (11-35%) durante la marea alta y disminuyeron considerablemente (5-11%) en marea baja. Esta variación podría deberse a una menor penetración de luz durante la marea baja, lo que resultaría en una reducción de la producción fitoplanctónica. Adicionalmente,

Metales pesados en la ensenada La Esmeralda

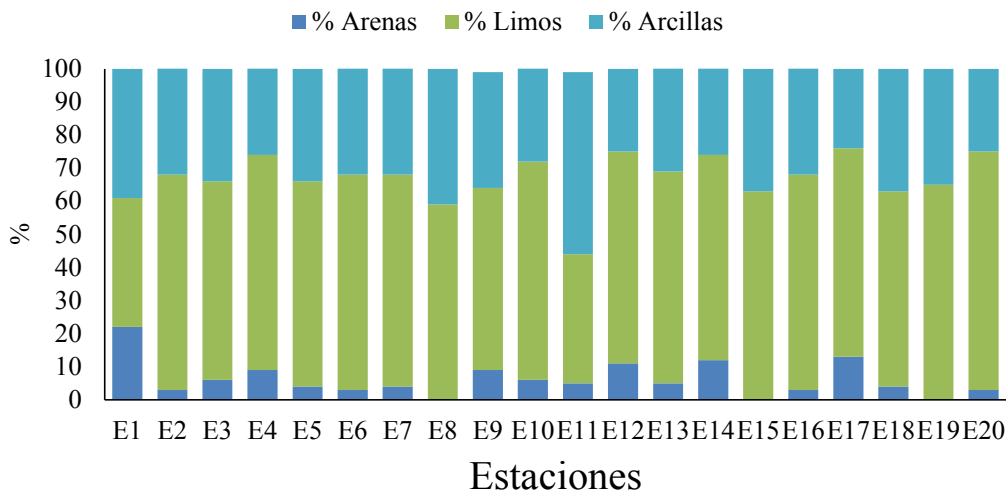


Fig. 4. Distribución del contenido de arcillas (%), limos (%) y arenas (%) de los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, temporada de sequía, durante el 2017.

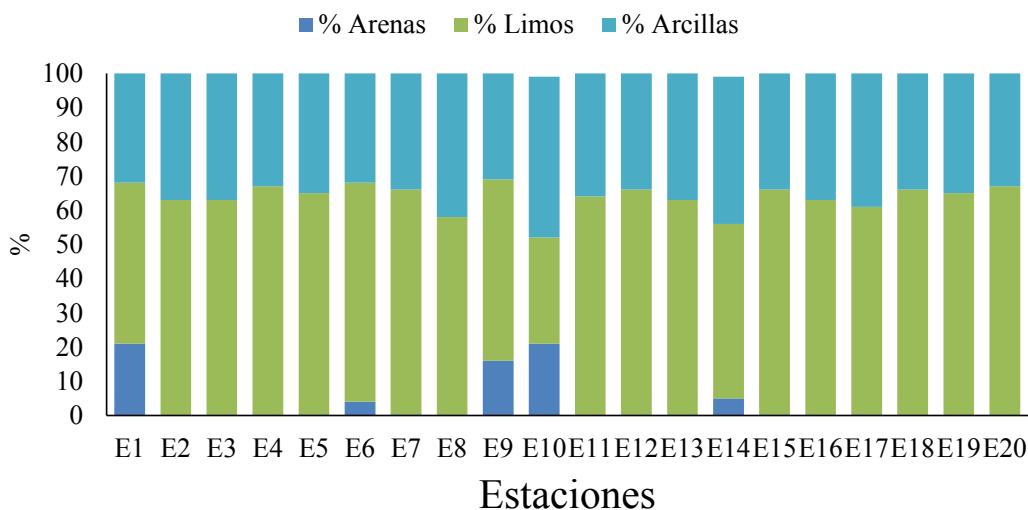


Fig. 5. Distribución del contenido de arenas (%), limos (%) y arcillas (%) de los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, temporada de lluvia, durante el 2017.

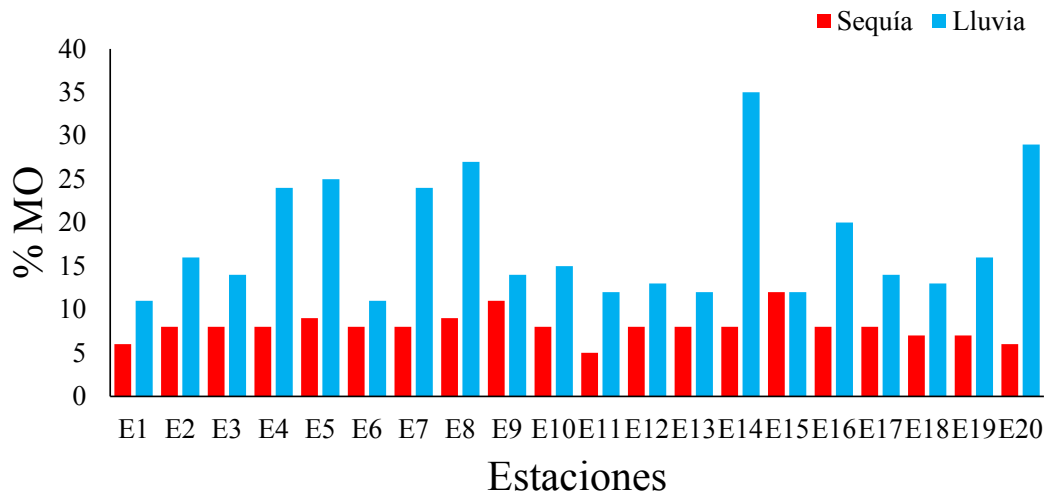


Fig. 6. Distribución del contenido de materia orgánica (%) en los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, temporadas de sequía y lluvia, durante el 2017.

los picos de MO en esta zona se observaron en áreas de sedimentos finos, confirmando la relación entre una textura fina y altos contenidos de materia orgánica (SILVA & ASTORGA 2010).

Las altas concentraciones de materia orgánica en la ensenada de La Esmeralda durante la marea alta son el resultado de las condiciones ambientales y biológicas locales. Los principales aportes provienen de la producción autóctona, como el plancton y los desechos de la fauna bentónica, y de fuentes alóctonas de origen antropogénico, como la actividad pesquera y los vertidos urbanos (TAKASU *et al.* 2020).

El porcentaje de carbonato es consistentemente más alto en la temporada de sequía en la mayoría de las estaciones. Las concentraciones más altas se determinaron en las estaciones E9 y E10, donde el carbonato alcanza aproximadamente el 5%, mientras que, en la temporada de lluvia, la mayoría de las estaciones exhiben bajas concentraciones a excepciones de la estación E13 (4%), en la cual la concentración de carbonato es significativamente mayor en la temporada de lluvia. Los valores de las estaciones E9 y E10 muestran el mayor contraste estacional, con un alto contenido de carbonato en la época de sequía que se reduce drásticamente con las lluvias (Fig. 7). No obstante, el análisis estadístico no detectó diferencias significativas ni entre estaciones, ni entre las épocas estudiadas (p -value = 0,3295; p -value = 0,4773 respectivamente).

MÁRQUEZ *et al.* (2005), detectaron un promedio de 22 % para la zona nororiental del Golfo de Cariaco, MARTÍNEZ *et al.* (2011), obtuvieron promedio de 19 % en carbonatos en la parte norte del golfo, refiriendo que estos altos valores parecen estar relacionados a la existencia de conchas de organismos y de calizas. Así mismo la principal fuente de carbonatos observada en La esmeralda, parece ser biogénica cuyo origen son los esqueletos de los microorganismos y molusco, que se depositan en el fondo, notándose la presencia de abundantes conchas de estos organismos en las muestras de sedimento. Los carbonatos generados por estos bivalvos, son el producto de la desfragmentación y degradación de los materiales cálcicos que integran su estructura (PONCE & GAMBAUDO 2005; PINTO 2012; Fig. 7).

Evaluación del Riesgo Ecotoxicológico de Metales Pesados en Sedimentos

La evaluación del riesgo ecotoxicológico en los sedimentos se realizó mediante la comparación de las concentraciones de metales pesados con los Valores Guía de Calidad de Sedimentos (SQGs) propuestos por MACDONALD *et al.* (2000), específicamente la Concentración de Efectos Límite (CEL) y la Concentración de Efectos Probables (CEP). Estos valores son ampliamente aceptados en la comunidad científica para evaluar el potencial de toxicidad de los contaminantes en los organismos bentónicos (TOPALDEMIR *et al.* 2023).

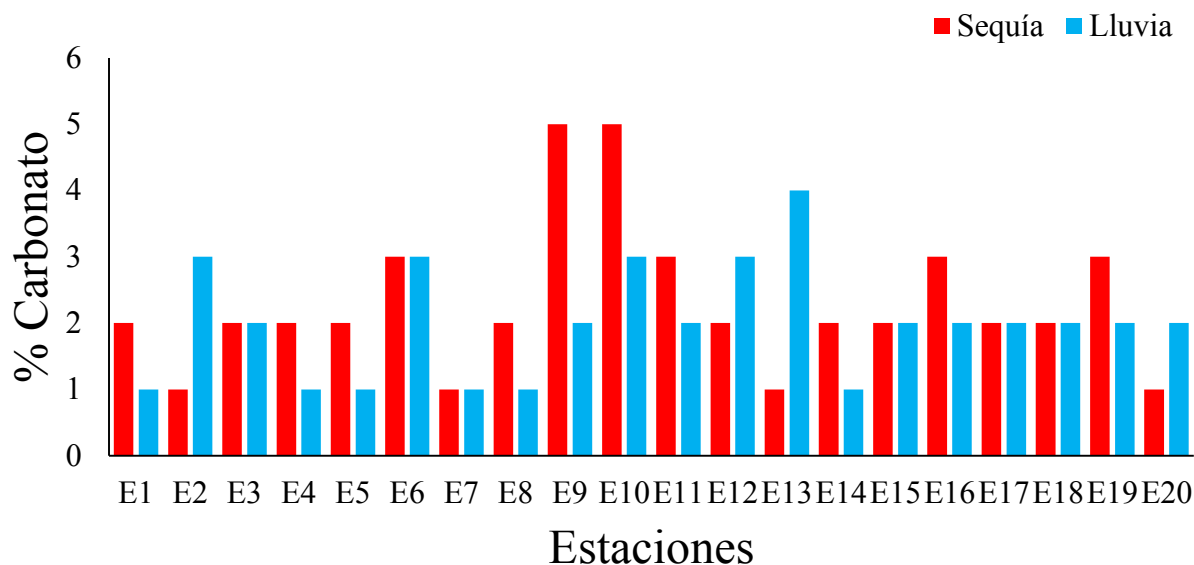


Fig. 7. Distribución del contenido de carbonatos (%) en los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, temporadas de sequía y lluvia, durante el 2017.

Sequía

Los resultados del muestreo de abril revelaron que las concentraciones de Pb y Cu se encontraban consistentemente por debajo de la CEL en la totalidad de las estaciones de muestreo. Esto sugiere que, para el momento del muestreo, estos metales no representaban un riesgo ecotoxicológico significativo para los organismos del ecosistema de fondo (TABLA 3).

Por el contrario, el Ni y el Cd mostraron un comportamiento diferente. Las concentraciones de Ni estuvieron por encima de la CEL en varias estaciones. Destaca la E1, donde se registró un valor máximo de 61,25 mg.Kg⁻¹, superando incluso la CEP. Este hallazgo indica un riesgo ecotoxicológico elevado y la alta probabilidad de efectos adversos en la comunidad bentónica. El valor mínimo para el Ni se encontró en la E15 con 23,67 mg.Kg⁻¹.

El Cd también excedió la CEL en todas las estaciones, con un valor máximo de 3,25 mg.Kg⁻¹ en la E11 y un mínimo de 2,02 mg.Kg⁻¹ en la E9. Si bien las concentraciones no alcanzaron la CEP, la superación de la CEL en todas las muestras es una señal de alerta que merece atención.

Lluvia

Los resultados del segundo muestreo en noviembre mostraron patrones similares a los de abril (TABLA 3). Las concentraciones de Pb y Cu se mantuvieron consistentemente por debajo de la CEL, lo que confirma la ausencia de un riesgo tóxico en este período.

TABLA 3. Distribución de la Concentración de Efectos Límite (CEL) y Concentración de Efectos Probables (CEP) asociado a los metales pesados (Pb, Ni, Cu y Cd) en sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, en las temporadas de sequía y lluvia, durante el 2017.

Estación	SEQUÍA				LLUVIA			
	Pb (mg.Kg ⁻¹)	Ni (mg.Kg ⁻¹)	Cu (mg.Kg ⁻¹)	Cd (mg.Kg ⁻¹)	Pb (mg.Kg ⁻¹)	Ni (mg.g ⁻¹)	Cu (mg.g ⁻¹)	Cd (mg.Kg ⁻¹)
E1	29,6750	61,2500	19,9750	2,7500	35,0750	56,0750	18,7000	3,8500
E2	23,1000	38,2000	18,3500	2,7250	27,4530	24,4650	12,2500	2,8500
E3	28,5000	36,4500	17,0500	2,8000	21,8500	27,8250	11,6750	2,3750
E4	21,2500	30,3500	14,6500	2,4250	23,2500	27,9250	13,6000	2,0000
E5	24,3250	29,3500	14,3500	3,0000	25,7750	32,6000	15,2250	3,2750
E6	23,9750	30,3500	13,1750	2,6000	30,8500	37,2000	16,3500	2,6000
E7	21,5000	28,8750	12,9000	2,2500	22,9750	29,8750	11,9250	2,4750
E8	19,0000	27,6750	12,3500	2,4000	24,5750	31,1750	12,3250	2,5000
E9	21,5000	29,8750	11,7250	2,0250	22,2750	30,3750	11,8250	2,3000
E10	21,1750	32,2250	15,1000	2,2750	28,4500	33,0250	18,9500	2,6250
E11	27,7250	35,6500	12,9250	3,2500	22,7750	35,0500	12,9250	2,1500
E12	24,4750	33,6250	15,2250	2,5500	21,3750	31,7750	13,0750	2,0750
E13	22,0750	28,8250	13,3000	2,8000	21,8250	31,0750	6,6250	1,7500
E14	25,5750	31,2000	13,1750	2,3250	19,1250	26,6000	11,0750	1,9500
E15	19,7250	23,6750	12,3750	2,8750	24,3500	28,2500	12,3250	2,3250
E16	21,5750	30,4000	13,5250	3,2250	22,9750	31,4250	12,8250	3,2250
E17	25,2000	29,9750	13,1250	2,9500	20,5000	30,1000	12,7750	2,2500
E18	23,9250	30,0000	12,4500	2,5000	20,4500	32,4500	13,0250	2,2000
E19	26,0500	31,8500	12,8750	2,5250	19,4750	31,7250	12,3250	2,3750
E20	21,5250	30,2250	12,4750	3,1250	16,2500	26,8000	11,3500	1,8250

No obstante, el Ni y Cd volvieron a mostrar niveles preocupantes. El Ni superó la CEL en todas las estaciones, alcanzando un valor máximo de 56,08 mg.Kg⁻¹ en la E1, lo que nuevamente indica un riesgo ecotoxicológico considerable para el ecosistema bentónico. La concentración más baja se registró en la E2 con 24,47 mg.Kg⁻¹.

El Cd también se mantuvo por encima de la CEL en todas las muestras, con un valor máximo de 3,85 mg.Kg⁻¹ en la E1 y un valor mínimo de 1,75 mg.Kg⁻¹ en la E13. Al igual que en abril, los valores elevados de la CEL por este metal sugieren un riesgo potencial que debe ser monitoreado.

Los hallazgos de ambos muestreos confirman que el Ni y el Cd son los principales contaminantes de preocupación en el área de estudio. El Ni, en particular, representa un riesgo ecotoxicológico significativo y recurrente, superando la CEP en la E1 en ambos períodos. Este punto de alta contaminación sugiere que esta zona en específico de muestreo, se evidencia la influencia directa de una fuente puntual de contaminación adyacente, cuya proximidad está generando alteraciones significativas en las propiedades fisicoquímicas del sedimento, comprometiendo su calidad ambiental y funcionalidad ecosistémica. Por su parte, la presencia generalizada de Cd por encima de la CEL indica una contaminación de fondo que podría tener efectos acumulativos a largo plazo en la salud del ecosistema.

Análisis del Factor de Contaminación (FC) en Sedimentos Superficiales

Sequía

El análisis de los datos muestra una clara distinción entre los metales. Por un lado, el Pb, Ni y Cu presentaron un FC bajo, con valores en su mayoría por debajo de 1, lo que indica que no hay enriquecimiento significativo en comparación con los niveles de fondo (TABLA 4). Esto sugiere que, para el mes de abril, las fuentes de estos metales no representaban un riesgo ecotoxicológica generalizado.

Sin embargo, el Cd mostró un comportamiento diferente. Los valores de FC para este metal fueron consistentemente altos en todas las estaciones, con la mayoría superando el umbral de contaminación muy alta (FC > 6). Este patrón de contaminación generalizado es alarmante, ya que indica una fuente de contaminación difusa y persistente de Cd en toda el área de estudio.

Lluvia

Los datos de la temporada de lluvia presentaron tendencias similares a la temporada de sequía, pero con algunas variaciones notables (TABLA 4). El Pb y el Cu mantuvieron su bajo riesgo de contaminación, con valores de FC que permanecieron en la sin contaminación.

Por su parte, el Ni mostró un cambio importante. Si bien en abril no se consideraba un contaminante significativo, en noviembre, varias estaciones (principalmente la E1) registraron un aumento en el FC, alcanzando la categoría de contaminación moderada. Esto podría ser indicativo de una fuente de contaminación estacional o intermitente.

Los valores de FC del Cd se mantuvieron altos en casi todas las estaciones, clasificándolas en su mayoría en la categoría de contaminación muy alta.

El Cd se caracteriza por adherirse a la materia orgánica presente y en el sedimento de la ensenada se puede acumular en las partículas de los minerales aluminosilicatos (arcillas) y la materia orgánica. MORENO *et al.* (2003), afirmó que el Cd en suelos ácidos puede lixiviarse y desplazarse hasta los cuerpos de aguas, pero a pH básico (> 8), tiende a adsorberse al sedimento los cuales actúan como un sumidero de la contaminación. Mientras que el Ni es un elemento mayoritario en la naturaleza, sin embargo, en la zona de estudio este puede ser aportado corrientes, así como a través de partículas provenientes de combustión y de residuos de fundición (ROSAS 2001).

TABLA 4. Distribución de los Factores de Contaminación (FC) asociados a los metales pesados (Pb, Ni, Cu y Cd) en los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, en las temporadas de sequía y lluvia, durante el 2017.

Estación	SEQUÍA				LLUVIA			
	Pb (mg.Kg ⁻¹)	Ni (mg.Kg ⁻¹)	Cu (mg.Kg ⁻¹)	Cd (mg.Kg ⁻¹)	Pb (mg.Kg ⁻¹)	Ni (mg.Kg ⁻¹)	Cu (mg.Kg ⁻¹)	Cd (mg.Kg ⁻¹)
E1	1,484	0,901	0,444	9,167	1,754	0,825	0,416	12,833
E2	1,155	0,562	0,408	9,083	1,373	0,360	0,057	12,917
E3	1,425	0,536	0,379	9,333	1,093	0,409	0,259	7,917
E4	1,063	0,446	0,326	8,083	1,163	0,411	0,302	6,667
E5	1,216	0,432	0,319	10,000	1,289	0,479	0,338	10,917
E6	1,199	0,446	0,293	8,667	1,543	0,547	0,363	8,667
E7	1,075	0,425	0,287	7,500	1,149	0,439	0,265	8,250
E8	0,950	0,407	0,274	8,000	1,229	0,458	0,274	8,333
E9	1,075	0,439	0,261	6,750	1,114	0,447	0,263	7,667
E10	1,059	0,768	0,336	7,583	1,423	0,486	0,421	8,750
E11	1,386	0,524	0,287	10,833	1,139	0,515	0,287	7,167
E12	1,224	0,494	0,338	8,500	1,069	0,467	0,291	6,917
E13	1,104	0,424	0,296	9,333	1,091	0,457	0,147	5,833
E14	1,279	0,459	0,293	7,750	0,956	0,391	0,246	6,500
E15	0,986	0,348	0,275	9,583	1,218	0,415	0,274	7,750
E16	1,079	0,447	0,301	10,750	1,149	0,462	0,285	10,750
E17	1,260	0,441	0,292	9,833	1,025	0,443	0,284	7,500
E18	1,196	0,441	0,277	8,333	1,023	0,477	0,289	7,333
E19	1,303	0,468	0,286	8,417	0,974	0,467	0,274	7,917
E20	1,076	0,444	0,277	10,417	0,813	0,394	0,252	6,083

Análisis del Coeficiente de Riesgo Potencial Ecológico (CREP) por Muestreo

Sequía

Para la temporada de sequía, el riesgo ecológico potencial fue impulsado principalmente por el Cd. Los valores de CREP para este metal en todas las estaciones se encontraron en la categoría de riesgo fuerte (60-120) y muy fuerte (120-240). Esto significa que la alta toxicidad del Cd, combinada con sus concentraciones elevadas, representaba una amenaza significativa para la biota del área. Las estaciones E5, E11, E16, E17 y E20 mostraron valores de riesgo muy fuerte (120-240), sugiriendo que la acumulación de Cd en estas zonas era particularmente peligrosa (TABLA 5).

Los valores de CREP para el Pb, el Ni y el Cu fueron consistentemente bajos, es decir, sin contaminación (< 30) o riesgo moderado (30-60). La distribución espacial de estos metales no indicó un riesgo ecotoxicológico considerable, aunque el Pb y el Ni mostraron picos en la E1, sugiriendo una fuente de emisión puntual, pero de bajo impacto.

Lluvia

La temporada de lluvia mostró un notable incremento en el riesgo ecológico potencial para el Cd. La mayoría de las estaciones se clasificaron en las categorías de riesgo muy fuerte (120-240) y extremadamente fuerte (> 240), indicando la intensificación de las condiciones contaminantes en comparación con la

época de sequía, destacando las estaciones E1, E2 y E5, las cuales mostraron un riesgo de contaminación extremadamente fuerte (> 240). Este patrón generalizado sugiere un enriquecimiento de Cd favorecido por las condiciones hidrodinámicas que incrementan significativamente su acumulación (TABLA 5).

Para los demás metales, las concentraciones de CREP se mantuvieron bajas o moderadas. Los valores para el Pb, Ni y Cu fueron consistentemente menores en comparación con el Cd. Sin embargo, en algunas estaciones, los valores de CREP para el Pb y el Ni se acercaron o entraron en la categoría de riesgo moderado (30-60), lo que indica un ligero incremento en su potencial de toxicidad.

Valores comparables a los determinados en este ecosistema fueron reportados por ZHUANG & GAO (2014), para los sedimentos superficiales de la bahía de Laizhou y los alrededores Zhangzi en China, donde el Cd presentó el mayor riesgo ambiental con valores superiores a 40,0, mientras que el resto de los metales evaluados (Cu, Cr, Ni, Pb y Zn) presentaron CREP inferiores a 15,0 unidades. ZHU *et al.* (2012), encontraron para el puerto fluvial de Xiawan, ciudad de Zhuzhou, en la Provincia de Hunan, China, que los CREP fluctuaron entre 11,2 y 51,9 para Zn, 33,6 y 86,8 para Cu, 29,3 y 144 para Pb, y $1,34 \times 10^3$ y $25,0 \times 10^3$ para el Cd, los cuales reflejaron la muy alta contaminación que presentan la zona debido a las actividades antrópicas.

Evaluación del Índice de Contaminación de Metales Pesados (ICC)

Durante la época de sequía, la distribución espacial del ICC en los sedimentos de la ensenada mostró valores que oscilaron entre 1,7 y 1,9, con un valor promedio de 1,8. Estos valores superan los límites de

TABLA 5. Distribución Coeficiente de Riesgo Potencial Ecológico (CREP) asociados a los metales pesados (Pb, Ni, Cu y Cd) en los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, en las temporadas de sequía y lluvia, durante el 2017.

Estación	SEQUÍA				LLUVIA			
	Pb (mg.Kg ⁻¹)	Ni (mg.Kg ⁻¹)	Cu (mg.Kg ⁻¹)	Cd (mg.Kg ⁻¹)	Pb (mg.Kg ⁻¹)	Ni (mg.Kg ⁻¹)	Cu (mg.Kg ⁻¹)	Cd (mg.Kg ⁻¹)
E1	7,419	4,504	0,444	275,000	8,769	4,123	0,416	385,000
E2	5,775	2,809	0,408	272,500	6,863	1,799	0,057	387,500
E3	7,125	2,680	0,379	280,000	5,463	2,046	0,259	237,500
E4	5,313	2,232	0,326	242,500	5,813	2,053	0,302	200,000
E5	6,081	2,158	0,319	300,000	6,444	2,397	0,338	327,500
E6	5,994	2,232	0,293	260,000	7,713	2,735	0,363	260,000
E7	5,375	2,123	0,287	225,000	5,744	2,197	0,265	247,500
E8	4,750	2,035	0,274	240,000	6,144	2,292	0,274	250,000
E9	5,375	2,197	0,261	202,500	5,569	2,233	0,263	230,000
E10	5,294	3,840	0,336	227,500	7,113	2,428	0,421	262,500
E11	6,931	2,621	0,287	325,000	5,694	2,577	0,287	215,000
E12	6,119	2,472	0,338	255,000	5,344	2,336	0,291	207,500
E13	5,519	2,119	0,296	280,000	5,456	2,285	0,147	175,000
E14	6,394	2,294	0,293	232,500	4,781	1,956	0,246	195,000
E15	4,931	1,741	0,275	287,500	6,088	2,077	0,274	232,500
E16	5,394	2,235	0,301	322,500	5,744	2,311	0,285	322,500
E17	6,300	2,204	0,292	295,000	5,125	2,213	0,284	225,000
E18	5,981	2,206	0,277	250,000	5,113	2,386	0,289	220,000
E19	6,513	2,342	0,286	252,500	4,869	2,333	0,274	237,500
E20	5,381	2,222	0,277	312,500	4,063	1,971	0,252	182,500

referencia para la calidad de los sedimentos establecidos por TOMLINSON (1980) y LIKUKU *et al.* (2013), evidenciando un deterioro ambiental significativo (Fig. 8).

De manera similar, la temporada de lluvia, arrojó valores consistentes, con un rango de 1,6 a 2,0 y un promedio de 1,7. La persistencia de estos índices elevados en ambos muestreos exhibe la naturaleza crónica de la contaminación por metales pesados en el área. La similitud en los valores entre ambos periodos sugiere que los factores de contaminación son estables a lo largo del tiempo (Fig. 9).

MARTÍNEZ (2016), sugirió que la distribución de los ICC está asociada a la distribución de las fracciones de granos más finos de los sedimentos, así como a los contenidos de materia orgánica, a la influencia hidrodinámica, a la geoquímica del sedimento y a los efectos de las diferentes actividades humanas.

Los metales pesados aportados por los ríos y las actividades antrópicas, así como la surgencia costera que trae nutrientes y metales, desde niveles por debajo de los 50 metros de profundidad, a las aguas superficiales y que son concentrados en la materia orgánica generada por la alta productividad que se manifiesta durante los primeros meses de cada año, tiende a acumularse en los sedimentos cuando los organismos mueren, contribuyendo con los altos valores de los diferentes factores, grados e índices evaluados (JOKINEN *et al.* 2020).

Por su parte, MAANAN *et al.* (2015), reportaron valores de ICC para la laguna de Nador, Marruecos, entre un rango de 0,40 a 20,6 y un promedio de 3,30 que sugieren que sus sedimentos se encuentran fuertemente contaminados por metales pesados producto de las actividades antrópicas de las ciudades aledañas y las descargas fluviales en esta área marino costera.

ONG *et al.* (2013), evaluaron los sedimentos superficiales de la bahía de Quiberon (sur de Bretaña, Francia), reportando que las concentraciones de los metales Cr, Co, Cu, Zn, Cd y Pb en 93 sitios de dicha bahía, presentando valores de ICC en un rango entre 0,23 a 0,79, indicando condiciones de no contaminación que suponga alguna fuente antropogénica apreciable. RABEE *et al.* (2011), usando el ICC en sedimentos del río Tigris, en la región de Baghdad encontraron valores que oscilaron desde 0,30 hasta 0,97 unidades, indicando que la zona en estudio no se encuentra impactada por estos niveles.

Índice de Riesgo Ecológico Potencial (IREP)

Sequía

En la temporada de sequía, el riesgo ecológico potencial fue variable y localizado. La mayoría de las estaciones (14 de 20) se clasificaron en la categoría de riesgo considerable (200-300), lo que indica un impacto potencial significativo para el ecosistema. Sin embargo, en algunas estaciones, como la E5, E11, E16, E17 y E20, el riesgo fue muy alto (≥ 300 ; Fig. 10).

Lluvia

El riesgo ecológico potencial se intensificó en toda la zona, durante la temporada de lluvia, con la gran mayoría de las estaciones clasificadas en la categoría de riesgo muy alto (≥ 300). Esta situación es alarmante porque indica que el riesgo no es solo en una estación de muestreo específica, sino que se ha extendido y homogeneizado en toda el área de estudio. Las estaciones E13 y E20, se encontraron la categoría de riesgo considerable, siendo ambas las excepciones al patrón de contaminación generalizada (Fig. 11).

La distribución espacial de los IREP en los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, presentan una distribución muy similar a las observadas para el ICC calculada para esta área marino costera. Esta distribución puede ser producto de los aportes antrópicos, descargas fluviales, la surgencia costera y la circulación marina que dispersan y difunden los contaminantes que son acumulados en los sedimentos finos de esta zona.

Fig. 8. Distribución Índice del Carga Contaminante (ICC) asociados a los metales pesados (Pb, Ni, Cu y Cd) en los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, temporada de sequía, durante el 2017.

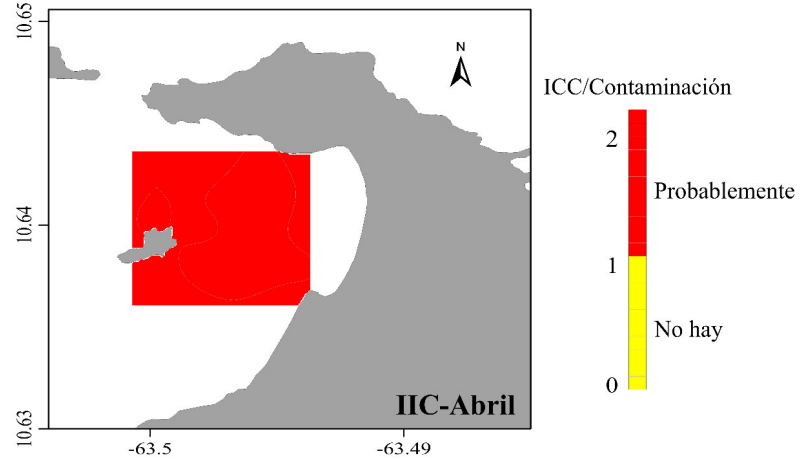


Fig. 9. Distribución Índice del Carga Contaminante (ICC) asociados a los metales pesados (Pb, Ni, Cu y Cd) en los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, temporada de lluvia, durante el 2017.

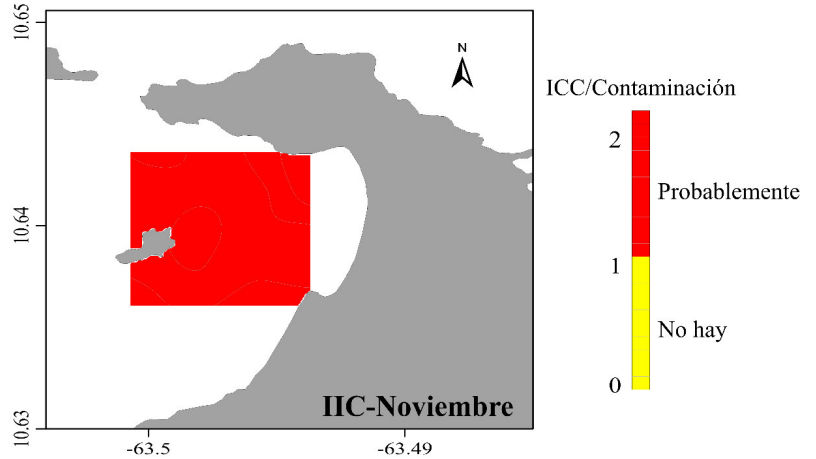


Fig. 10. Distribución del Índice de Riesgo Potencial Ecológico (IREP) asociados a los metales pesados (Pb, Ni, Cu y Cd) en los sedimentos superficiales de ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, temporada de sequía, durante el 2017.

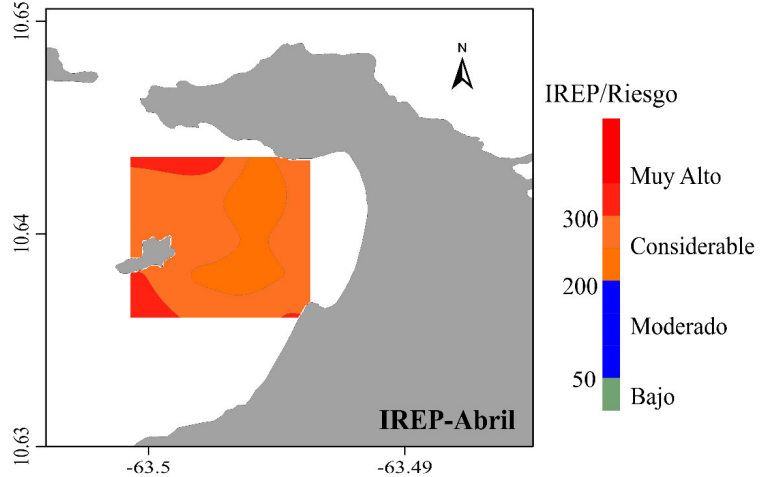
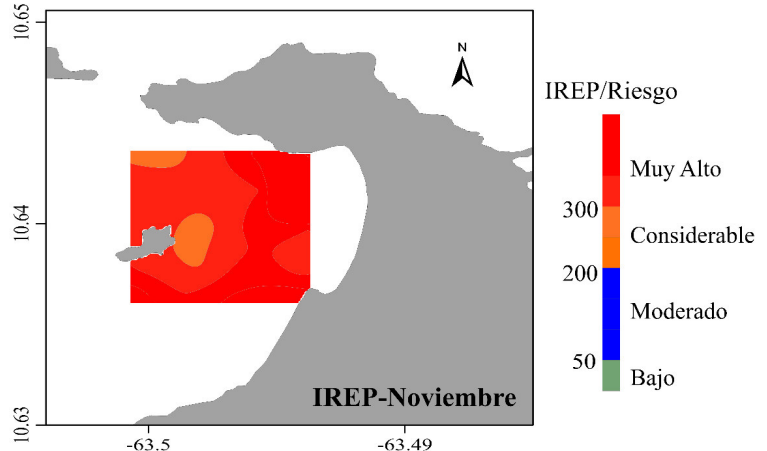


Fig. 11. Distribución del Índice de Riesgo Potencial Ecológico (IREP) asociados a los metales pesados (Pb, Ni, Cu y Cd) en los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, temporada de lluvia, durante el 2017.



Por su parte, MAANAN *et al.* (2015), reportó valores de IREP entre un rango de 40,1 - 499 y una media de 219 para la laguna de Nador (Marruecos), que se corresponden con niveles de riesgo ecológico entre bajo a muy altos influenciados por factores tanto naturales como antrópicos. Los IREP en áreas marinas abiertas son obviamente más bajos que en las áreas cerradas o semicerradas, los cuales están quizás controlados por la textura de los sedimentos, el sistema de corrientes y otros factores (LIU *et al.* 2013). LI *et al.* (2018), reportaron IREP en un rango entre 1 658 y 20 788 para la bahía de Jinzhou y estuarios de los ríos Lianshan y Wuli, en la provincia Liaoning, China, que se corresponden con uno de contaminación muy alto, con la mayor contribución debido a los altos valores de CREP del Cd. En la bahía de estudio, los IREP en esta zona disminuyen a medida que los puntos de muestreo se alejaron del estuario y de la línea de costa. Esa región está impactada por una intensa actividad industrial, tales como la mayor productora de cinc de Asia, refinería de petróleo, industria química y astilleros, que afectan fuertemente la calidad de las aguas, suelos y sedimentos de esta zona. Las actividades antrópicas que se desarrollan en la Bahía la Esmeralda son muy inferiores a las que se desarrollan en la bahía de Jinzhou. En este caso, los IREP y demás índices estimados a partir de los metales evaluados están principalmente afectados por la granulometría fina prevaleciente que tiende acumular materia orgánica y metales pesados.

Correlación de las Variables Estudiadas

El análisis de correlación, por su parte, mostró que la materia orgánica (MO) presentó una correlación negativa con el % de Arenas y la mayoría de los metales estudiados, exceptuando al Pb, pudiendo indicar que sus orígenes y vías de entrada a este ecosistema son diferentes, aun cuando tradicionalmente ha sido señalado, que por lo general, los metales presentan correlación con la materia orgánica, ya que, ella parece ser el factor determinante de la distribución y concentración de metales en los sedimentos superficiales de muchos ecosistemas marinos costeros (RUBIO *et al.* 1991; FERMÍN 2002). Esto indica que, en los sedimentos de la ensenada de La Esmeralda no existe una dependencia de los niveles de metales con respecto al contenido de materia orgánica. Por otra parte, los carbonatos no presentan correlación alguna con ninguno de los otros parámetros evaluados, además de la materia orgánica, MORSE *et al.* (1993), indican que en algunos casos estas correlaciones se ven enmascarada por la correlación de los metales con un parámetro que sea más determinante en su concentración y distribución, que la materia orgánica o los carbonatos. RUBIO *et al.* (1991), señalan que el efecto de la materia orgánica sobre la distribución de metales puede estar solapado por el efecto de la textura sedimentaria, o viceversa, ya que no siempre es fácil distinguir los efectos de la composición del sedimento de los de la textura, pues la mayoría de los compuestos reactivos con los metales pesados, tales como la materia orgánica se acumulan sobre la superficie de las partículas finas. Tal es el caso del área de estudio, que, en este sistema, el grano grueso predomina sobre el fino, y el análisis de correlación nos muestra una correspondencia positiva de las arenas con cuatro de los seis metales estudiados (Pb, Ni, Cu y Mn), además de una correlación negativa con los limos y la MO. Los limos, por su parte, presentan correlaciones negativas con las arcillas y el Pb. Finalmente, las arcillas solo presentan correlación negativa con los limos y el Cu. Esto nos indica que el factor determinante en el ingreso y distribución de los metales en este ecosistema son las arenas, lo que genera influencia de los otros parámetros sobre los mismos, suponiendo esto que el origen de los metales es continental, producto de los aportes terrígenos por lavado de suelos y demás escorrentías (FERMÍN 2002). Los seis metales evaluados presentaron correlaciones positivas entre sí, exceptuando al Pb con el carbono que no presentaron ningún tipo de relación. ROSAS & LÓPEZ (2014), señalan que es muy frecuente encontrar correlación positiva entre varios metales, lo que sugiere una fuente y sistema de transporte similar, y además una posible adsorción de estos metales en los óxi-hidróxidos de hierro y manganeso. El Pb, Ni, Cu y Ni presentan correlación entre ellos, lo que sugiere un mismo origen y sistema de transporte (Fig. 12).

El Pb y Cu provocan una contaminación ubicua, lo que los hace buenos indicadores de la actividad humana, tanto urbana como industrial; el Cd es un elemento altamente tóxico y crítico ambientalmente hablando, el Ni es buen indicador de contaminación industrial específica (FERMÍN 2002).

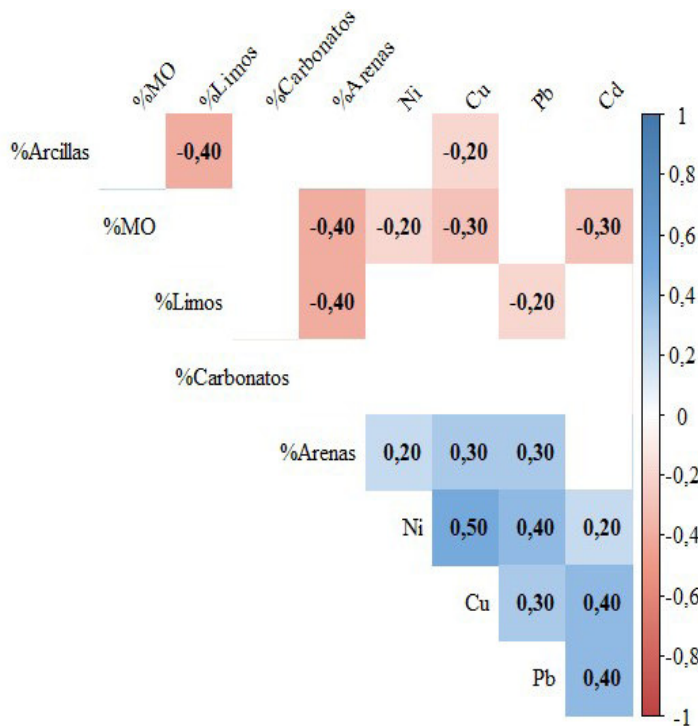


Fig. 12. Correlograma de las variables estudiadas en los sedimentos superficiales de la ensenada La Esmeralda, estado Sucre, Venezuela, durante las temporadas de sequía y lluvia, durante el 2017.

RUBIO *et al.* (1991) y FERMÍN (2002), afirman que la concentración de metales trazas, y su correlación con otros parámetros en diferentes ecosistemas costeros exhiben un amplio rango que es el reflejo de las condiciones locales, determinado principalmente por los aportes o procesos de remoción que se presentan en cada zona, y por esa razón es muy difícil la comparación entre diferentes ecosistemas, y es preferible realizar comparaciones con registros históricos de la misma zona estudiada, en caso de contar con ellos; por esta razón, se dificulta la posibilidad de concluir sobre la existencia o no, de intervención o modificación en un área determinada, ya que, como se mencionó anteriormente las concentraciones, distribuciones y asociaciones de los metales trazas, así como también de otros parámetros, depende exclusivamente de las condiciones propias de cada ecosistema.

CONCLUSIONES

El Cd representa una amenaza crónica y en expansión, con un riesgo ecológico muy alto, lo que indica una fuente de contaminación de fondo y un riesgo acumulativo para la salud del ecosistema. Por su parte, la alta concentración puntual de Ni sugiere la existencia de una fuente de emisión específica que ingresa al ecosistema y que debe ser identificada y controlada.

La acumulación de estos metales en los sedimentos se ve favorecida por la presencia de material de grano fino y materia orgánica, así como por las condiciones hidrodinámicas de la bahía. La combinación de estos factores naturales con las actividades antropogénicas en la zona costera está impulsando el deterioro continuo de la calidad del sedimento.

El análisis comparativo de los muestreos indica una marcada tendencia a la intensificación y la expansión espacial del riesgo ecológico potencial. Se observa una transición crítica: de un riesgo clasificado como considerable y de distribución localizada durante el periodo de sequía, a uno muy alto y generalizado en la época de lluvia. Esta evolución representa una amenaza grave y sostenida para la integridad de los ecosistemas de la bahía.

Estos resultados sugieren una fuente de contaminación sostenida que requiere una acción inmediata de monitoreo para lograrla y promover acciones para mitigar sus efectos.

REFERENCIAS

- ACOSTA, V., C., LODEIROS, W. SENIOR & G. MARTÍNEZ. 2002. Niveles de metales pesados en sedimentos superficiales en tres zonas litorales de Venezuela. *Interciencias*. 27 (12): 68.
- ARMITAGE, P. D., M. J. BOWES & H. M. VINCENT. 2007. Long-term changes in macroinvertebrate communities of a heavy metal polluted stream: The river Nent (Cumbria, UK) after 28 years. *River Res. Applic.* 23 (9): 997-1015.

- ARAÚZ, D., A. L. GARCÍA, F. RODRÍGUEZ & M. F. ZÁRATE. 2013. Nivel de contaminación y distribución espacial de metales pesados en sedimentos superficiales de Bahía Damas, Isla Coiba. *RIDTEC*. 9: 14-23.
- BARNES, H. 1959. *Apparatus and methods of oceanography*. Part one. Chemical. G. Allen & Unwin Ltd. 339 pp.
- BELZUNCE, M., O. SOLAUN, J. FRANCO, V. VALENCIA & A. BORJA. 2001. Accumulation of organic matter, heavy metals and organic compounds in surface sediments along the Nervion Estuary (Northern Spain). *Mar. Pollut. Bull.* 42 (12): 1407-1411.
- BERNAL, G. & J. BETANCOURT. 1996. Sedimentología de lagunas costeras: Ciénaga Grande de Santa Marta y Ciénaga de Pajarales. *Bol. Investig. Mar. Costeras*. 25: 49 -76.
- BONILLA, J., S. ARANDA, C. RAMÍREZ, J. MOYA & A. MÁRQUEZ. 2003. Calidad de los sedimentos superficiales de la Ensenada Grande del Obispo, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 43:5-27
- BRYAN, G. W., W. J. LANGSTON & L. G. HUMMERSTONE. 1980. The use of biological indicators of heavy metal contamination in estuaries. *Occ. Publ. Mar. Biol. Assoc. UK*. 1: 1-73.
- CALVA, L., A. ROJAS & A. GARCÍA. 2006. Contenido de carbono orgánico y características texturales de los sedimentos del sistema costero lagunar Chantuto-Panzacola, Chiapas. *Hidrobiológica*. 16 (2): 127-136.
- CHANDRASEKARAN, A., R. RAVISANKAR, N. HARIKRISHNAN, K. SATAPATHY, M. PRASA & K. KANAGASABAPATHY. 2015. Multivariate statistical analysis of heavy metal concentration in soils of Yelagiri Hills, Tamilnadu, India--spectroscopical approach. *Spectrochim Acta A Mol Biomol Spectrosc.* 137: 589-600.
- CHEN, H., Y. TENG, S. LU, Y. WANG, & J. WANG. 2015. Contamination features and health risk of soil heavy metals in China. *Sci. Total Environ.* 512: 143-153.
- EL OUATY, O., A. EL M'RINI, D. NACHITE, E. MARROCCHINO & I. RODELLA. 2024. Sediment quality indices for the assessment of heavy metal risk in nador lagoon sediments (Morocco) using multistatistical approaches. *Sustainabilit.* 16 (5): 1921. <https://doi.org/10.3390/su16051921>
- FERMÍN, I. 2002. *Estudio Geoquímico de la laguna de Unare, Edo Anzoátegui, Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 113 pp.
- FUENTES, M. V., L. ROJAS DE ASTUDILLO, A. DÍAZ, & G. MARTÍNEZ. 2010. Distribución de metales pesados en los sedimentos superficiales del Saco del Golfo de Cariaco, Sucre, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.* 58: 129-140.
- GAO, H., J. BAI, R. XIAO, P. LIU, W. JIANG & J. WANG. 2013. Levels, sources and risk assessment of trace elements in wetland soils of a typical shallow fresh water lake, China. *Stoch. Environ. Res. Risk Assess.* 27: 275-284.
- GONZÁLEZ, H. & M. RAMÍREZ. 1995. The effect of nickel mining and metallurgical activities on the distribution of heavy metals in Levisa Bay, Cuba. *J. Geochem. Explor.* 52: 183-192.
- GOPAL, V., A. SHANMUGASUNDARAM, B. NITHYA, N. S. MAGESH, & M. JAYAPRAKASH. 2018. Water quality of the Uppanar estuary, Southern India: implications on the level of dissolved nutrients and trace elements. *Mar. Pollut. Bull.* 130: 279-286.
- HAKANSON, L. 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water. Res.* 14: 975-1001.
- HARIKUMAR, P. S., U. P. NASIR & M. P. M. RAHMAN. 2009. Distribution of heavy metals in the core sediments of a tropical wetland system. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 6: 225-232.

- HASRIZAL, S., S. N. HIDAYU, K. SULTAN, J. BIDAI & Y. MOHAMAD. 2015. Spatial distribution of selected heavy metals in surface sediments of the EEZ of the east coast of peninsular Malaysia. *Int. J. Oceanogr.* 2015 (5): 8. <https://doi.org/10.1155/2015/618074>.
- IQBAL, J., M. SALEEM, & M. H. SHAH. 2016. Spatial distribution, environmental assessment and source identification of metals content in surface sediments of freshwater reservoir, Pakistan. *Geochemistry.* 76 (1), 171-177.
- JOKINEN, S., T. JILBERT, R. TIHONEN-FILPPULA, & K. KOHO. 2020. Terrestrial organic matter input drives sedimentary trace metal sequestration in a human-impacted boreal estuary. *Sci. Total Environ.* 717: 137047. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137047>.
- KAMP-NIELSEN, L., J. E. VERMAAT, I. WESSELING, J. BORUM, & O. GEERTZ-HANSEN. 2002. Sediment properties along gradients of siltation in South-east Asia. *Est. Coast. Shelf Sci.* 54 (1): 127-137.
- KIM, B., J. L. FRIEDMANN, P. A. LIMA, M. M. DE MAHIQUES & R. C. LOPES. 2018. Critical evaluation of different methods to calculate the Geoaccumulation Index for environmental studies: A new approach for Baixada Santista - Southeastern Brazil. *Mar. Pollut. Bull.* 127 (2): 548-552. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.049>.
- LANGSTON, W. J. 1982. The distribution of mercury in British estuarine sediments and its availability to deposit-feeding bivalves. *J. Mar. Biol. Assoc. UK.* 62: 667-684.
- LEWIS, B. L. & W. M. LANDING. 1992. The investigation of dissolved and suspended-particulate trace metal fractionation in the Black Sea. *Mar. Chem.* 40 (1-2): 105-141.
- LI, H., X. GAO, Y. GU, R. WANG, P. XIE & M. LIANG. 2018. Comprehensive large-scale investigation and assessment of trace metal in the coastal sediments of Bohai Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 129:126-34.
- LIN, M., H. GUI, Y. WANG, & W. PENG. 2017. Pollution characteristics, source apportionment, and health risk of heavy metals in street dust of Suzhou, China. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 24 (2): 1987-1998.
- LIKUKU, A. S., K. B. MMOLAWA & G. K. GABOUTLOELOE. 2013. Assessment of heavy metal enrichment and degree of contamination around the copper-nickel mine in the Selebi Phikwe Region, Eastern Botswana. *Environ. Ecol.* 1 (2): 32-40.
- LIU, X., Q. SONG, Y. TANG, W. LI, J. XU, J. WU, F. WANG & P. C. BROOKES. 2013. Human health risk assessment of heavy metals in soil-vegetable system: a multi-medium analysis. *Sci. Total Environ.* 463, 530-540. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.064>
- MAANAN, M., M. SADDIK, M. MAANAN, M. CHAIBI, O. ASSOBHEI & B. ZOURARAH. 2015. Environmental and ecological risk assessment of heavy metals in sediments of Nador lagoon, Morocco. *Ecol. Indic.* 48: 616-626.
- MACDONALD, D. D., C. G. INGERSOLL & T. A. BERGER. 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39: 20-31.
- MAHU, E., E. NYARKO, S. HULME, & K. H. COALE. 2015. Distribution and enrichment of trace metals in marine sediments from the Eastern Equatorial Atlantic, off the Coast of Ghana in the Gulf of Guinea. *Mar. Pollut. Bull.* 98 (1-2): 301-307.
- MANN, H. & D. WHITNEY. 1947. On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other. *Ann. Math. Stat.* 18 (1): 50-60. <https://doi.org/10.1214/aoms/1177730491>

- MÁRQUEZ, A., & A. LEMUS. 2020. *Riesgos ambientales por metales pesados en los sedimentos del río Orinoco*. En: *Ríos en Riesgo de Venezuela*. Ed. D. Rodríguez-Olarte. Volumen III. Colección Recursos Hidrobiológicos de Venezuela. 57-76.
- MÁRQUEZ, A, J. BONILLA, G. MARTÍNEZ, W. SENIOR, D. AGUILERA & A. GONZÁLEZ. 2005. Estudio geoquímico de los sedimentos superficiales del litoral nororiental del Golfo de Cariaco, Estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 44 (2): 89-103.
- MARTÍNEZ, G. 2016. *Estudio geoquímico y ambiental de los sedimentos del golfo de Cariaco, Venezuela*. Trab. Grad. Doctoral en Ciencias, Universidad Central de Venezuela, Caracas, Venezuela, 226 pp.
- MARTÍNEZ, G., W. SENIOR, A. MÁRQUEZ, L. RODRÍGUEZ, & A. GONZÁLEZ, 2011. Distribución y comportamiento de los metales traza Cd, Cu, Ni y Zn en sedimentos superficiales del sector oriental del golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 50 (2): 289-301.
- MEARNS, A. J., D. J. REISH, P. S. OSHIDA, A. M. MORRISON, M. A. REMPEL-HESTER, C. ARTHUR, N. RUTHERFORD & R. PRYOR. 2016. Effects of pollution on marine organisms. *Water Environ Res.* 88 (10): 1693-1807. <https://doi.org/10.2175/106143016X14696400495695>
- MORENO, I., M. HAMPEL, L. LUBIÁN & BLASCO J. 2003. Sediment toxicity using benthic marine microalgae *Cylindrotheca closterium* (Ehremberg) Lewin and Reiman (Bacillariophyceae). *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 54: 290-295.
- MORSE, J., B. PRESLEY, R. TAYLOR, G. BENOIT & P. SANTSCHI. 1993 Trace metal chemistry of Galveston Bay: water, sediments and biota. *Mar. Envir. Res.* 36: 1-3
- MURGAN, G. 2011. *Derroteros de las islas Antillas y de las costas orientales de América desde el río de las Amazonas hasta el cabo Hatteras*. 2^{da} parte. 6^{ta} Edición. Dirección de Hidrografía. Madrid. 638 pp.
- NAVARRETE, A., R. OLIVA, V. BELTRÁN & N. LÓPEZ. 2000. Distribución de los sedimentos de la Bahía de Chetumal, Quintana Roo, México. *Hidrobiológ.* 10 (1): 61-67.
- ONG, M. C., D. MENIER, N. A. M. SHAZILI & B. Y. KAMARUZZAMAN. 2013. Características geoquímicas de la concentración de metales pesados en sedimentos de las aguas de la bahía de Quiberon, sur de Bretaña, Francia. *Orient. J. Chem.* 29 (1): 39-45.
- OZSEKER, K., K. SEYHAN & C. ERUZ. 2016. Ecological risk assessment and spatial distribution of heavy metals in sediment and pore water around Trabzon harbor, Turkey. *Fresenius Environ. Bull.* 25: 3125-3133.
- PALANQUES, A. & J. DÍAZ. 1994. Anthropogenic heavy metals pollution in the sediment of the Barcelona continental Shelf (Northwestern Mediterranean). *Mar. Environ. Res.* 38: 17-31.
- PÉREZ, M., G. MARTÍNEZ & I. FERMÍN. 2006. Biodisponibilidad de metales traza en sedimentos superficiales del ecosistema lagunar costero Bocaripo-Chacopata, Península de Araya, Estado Sucre. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 45 (2): 81-91.
- PINTO, F. 2012. *Batimetría y evaluación de sedimentos recientes del golfo de Cariaco, Venezuela*. Trab. Grad. M.Sc. Ciencias marinas, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 210 pp.
- PONCE, M. B. & P. GAMBAUDO. 2005. *Las rocas carbonáticas*. En: *Minerales para la Agricultura en Latinoamérica*. V. I. Eds. J. Nielson y M. Sarudiansky. CYTED-UNSAM. 576-632 pp.
- RABEE, A., F. YAAROU, N. ABD-AL-HUSAIN & N. MUSTAFA. 2011. Using Pollution Load Index (PLI) and Geoaccumulation Index (I-Geo) for the Assessment of Heavy Metals Pollution in Tigris River Sediment in Baghdad Region. *Nahrain J. Sci.* 14 (4): 108-114.

- R CORE TEAM. 2016. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna. Austria. Disponible en: <https://www.R-project.org/>. (revisada enero 2022).
- ROA, P. & BERTHOIS, L. 1975. *Manual de sedimentología. Manual para el estudio de los sedimentos no consolidados*. Caracas. 303 pp.
- ROSAS, H. 2001. *Estudio de contaminación por metales pesados en la cuenca del Llobregat*. Trab. Grad. Doctoral en Recursos Naturales y Medio Ambiente, Universidad Politécnica de Manresa, España. 315 pp.
- ROSAS, D. & LÓPEZ, F. 2014. Algunos aspectos de la dinámica sedimentaria de la laguna de Las Marites, Estado Nueva Esparta. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 53 (1): 47-55.
- RUBIO, R., J. LÓPEZ, & G. RAURET. 1991. La especiación sólida de metales trazas en sedimentos. Aplicación a sedimentos muy contaminados. *Anal. Chim. Acta.* 87: 599-605.
- SHEPARD, F. 1954. Nomenclature based on Sand-silt-clay ratios. *J. Sediment Petrol.* 24: 151-158.
- SILVA, N. & M. ASTORGA. 2010. Textura, materia orgánica y composición química elemental (C y N) de sedimentos marinos superficiales de la zona Puerto Montt a Boca del Guafo (Norpatagonia chilena). *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 38 (1):1-14.
- SOKAL, R. & R. ROHLF. 1995. *Biometry: the principles and practice of statistics in biological research*. Freeman, New York, EEUU.
- SUN, C., C. J. BI, Z. L. CHEN, D. Q. WANG, C. ZHANG, Y. D. SUN, Z. J. YU & D. ZHOU. 2010. Assessment on environmental quality of heavy metals in agricultural soils of Chongming Island, Shanghai City. *J. Geogr. Sci.* 20: 135-147.
- TAKASU, H., K. UCHINO & K. MORI. 2020. Dissolved and particulate organic matter dynamics relative to sediment resuspension induced by the tidal cycle in macrotidal estuaries, Kyushu, Japan. *Water.* 12 (9):2561. <https://doi.org/10.3390/w12092561>
- TAMIM, U., R. KHAN, Y. N. JOLLY, K. FATEMA, S. DAS, K. NAHER, M. A. ISLAM, S. M. AZHARUL ISLAM & S. M. HOSSAIN. 2016. Elemental distribution of metals in urban river sediments near an industrial effluent source. *Chemosphere.* 155: 509-518.
- TOMLINSON, D. L., J. G. WILSON, C. R. HARRIS, & D. W. JEFFREY. 1980. Problems in the assessment of heavy-metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helv. Meeresunters.* 33 (1): 566-575.
- TOPALDEMIR, H., B. TAŞ, B. YÜKSEL, & F. USTAOĞLU. 2023. Potentially hazardous elements in sediments and *Ceratophyllum demersum*: an ecotoxicological risk assessment in Miliç Wetland, Samsun, Türkiye. *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 30 (10): 26397-26416.
- TUREKIAN, K. & K. WEDEPOHL. 1961. Distribution of the element in some major units of the earth crust. *Bull. Geol. Soc. Am.* 72: 175-192.
- VELAZCO, F. 2011. Sedimentos marinos superficiales en la bahía del Callao, Perú. 1997. *Bol. Inst. Mar Peru.* 26 (1-2): 75-82.
- WANG, S., L. ZHANG, M. ZHANG, L. XU, Q. HU, T. YANG, K. TU, M. WU & D. YU. 2022. Enhanced Methylene Blue Adsorption by Cu-BTC Metal-Organic Frameworks with Engineered Particle Size Using Surfactant Modulators. *Water.* 14 (12): 1864 <https://doi.org/10.3390/w14121864>.
- XIAOYU, L., L. LIU, Y. WANG, G. LUO, X. CHEN, X. YANG, B. GAO & X. HE. 2012. Integrated Assessment of Heavy Metal Contamination in Sediments from a Coastal Industrial Basin, NE China. *PLoS ONE.* 7 (6): e39690. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0039690>.

- YUAN, X., H. HUANG, G. ZENG, H. LI, J. WANG, C. ZHOU, H. ZHU, X. PEI, Z. LIU & Z. LIU. 2011. Total concentrations and chemical speciation of heavy metals in liquefaction residues of sewage sludge. *Bioresour. Technol.* 102 (5): 4104-4110.
- ZAPATA, E., M. TOVAR, O. NUSETTI, M. LEMUS & G. SÁNCHEZ. 2014. Tolerancia a la anoxia y defensas antioxidantes en el mejillón verde *Perna viridis* (Linneus, 1758) bajo exposición aguda al cadmio. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 42 (3): 514-522.
- ZAR, H. 1974. *Bioestatistical analysis*. Prentice Hall. Biological Sciences Series. Illinois, EEUU.
- ZHUANG, W. & X. GAO. 2014. Assessment of heavy metal impact on sediment quality of the Xiaoqinghe estuary in the coastal Laizhou Bay. Bohai Sea: inconsistency between two commonly used criteria. *Mar. Pollut. Bull.* 83: 352-357.
- ZHU, F., Z. SHI, C. QIN, L. TAO, X. LIU, F. XU, L. ZHANG, Y. SONG, X. LIU, J. ZHANG, B. HAN, P. ZHANG & Y. CHEN. 2012. Therapeutic target database update 2012: a resource for facilitating target-oriented drug discovery. *Nucleic Acids Res.* 40 (D1): 128-136. <https://doi.org/10.1093/nar/gkr797>

Recibido: Septiembre 2025

Aceptado: Diciembre 2025

VARIABILIDAD DE LOS ÍNDICES DE CONTAMINACIÓN DEL AGUA (ICO) Y DEL ÍNDICE DE CALIDAD (ICA) EN UN RÍO DE LA REGIÓN NORORIENTAL DE VENEZUELA

GUTIÉRREZ-VELÁSQUEZ ARGELIA¹, MARCANO-LÁREZ DAYANA*¹, MARÍN-JIMÉNEZ FERNANDO¹ & FERMÍN IVIS²

¹Universidad Politécnica Territorial del Oeste de Sucre “Clodosbaldo Russián” (UPTOS CR).
Autor de correspondencia: dayanamarcanol@gmail.com. <https://orcid.org/0009-0009-6935-3107>

¹Universidad Politécnica Territorial del Oeste de Sucre “Clodosbaldo Russián” (UPTOS CR).
gutierrezargelia23@gmail.com. <https://orcid.org/0009-0009-2460-3619>

¹Universidad Politécnica Territorial del Oeste de Sucre “Clodosbaldo Russián” (UPTOS CR).
marinjimenezfernando@gmail.com. <https://orcid.org/0000-0001-8020-9397>

²Universidad de Oriente. Instituto Oceanográfico de Venezuela, Cumaná, Sucre, Venezuela.
ivismarina@gmail.com. <https://orcid.org/0000-0002-5255-6276>

RESUMEN: Se presenta los resultados de la variabilidad de los índices de contaminación del agua (ICO) y de calidad (ICA) en la cuenca hidrográfica del Manzanares, río de la región nororiental de Venezuela, en relación con las condiciones climatológicas durante el periodo 2005-2022. Las variables involucradas se midieron en quince estaciones distribuidas a lo largo de todo el sistema hidrográfico durante seis muestreos. Se realizó un ACP para validar la variabilidad de los índices aplicados y un análisis de conglomerado para distinguir similitudes entre las estaciones. La estimación de la calidad de las aguas a través de la aplicación del modelo ICA evidenció que la cuenca hidrográfica del río Manzanares presentó valores con criterios de calidad media en la cuenca alta; entre media y mala en la cuenca media y mala en la cuenca baja. Asimismo, el ICO reflejó contaminación por nutrientes, sólidos suspendidos, mineralización y por materia orgánica en toda la cuenca hidrográfica, pero con mayor énfasis en la subcuenca baja, considerándola como contaminada durante todo el periodo lluvioso, así como contaminada y muy contaminada durante el periodo de sequía de acuerdo a la categorización de RAMÍREZ *et al.* (1997). Se observó también que las concentraciones de algunos contaminantes disminuyen durante el periodo de lluvia, sin embargo, durante el estiaje los niveles de contaminación presente en el río se incrementan, indicando la persistencia en la contaminación sobre este cuerpo de agua. Se sugiere continuar el monitoreo ambiental y de control de las actividades antrópicas.

Palabras claves: agua fluvial, ICA, ICO, río Manzanares, Venezuela.

ABSTRACT: This paper presents the results of the variability of the water pollution index (WPI) and water quality index (WQI) in the Manzanares River basin, located in northeastern Venezuela, in relation to climatological conditions during the period 2005–2022. The variables involved were measured at fifteen stations distributed throughout the river system during six sampling periods. A principal component analysis (PCA) was performed to validate the variability of the applied indices, and a cluster analysis was conducted to identify similarities among the stations. The water quality estimation using the WQI model showed that the Manzanares River basin exhibited values meeting criteria for medium quality in the upper basin; medium to poor quality in the middle basin; and poor quality in the lower basin. The ICO also reflected contamination by nutrients, suspended solids, mineralization, and organic matter throughout the watershed, but with greater emphasis on the lower sub-basin, which was considered contaminated throughout the rainy season, as well as contaminated and highly contaminated during the dry season, according to the categorization of RAMÍREZ *et al.* (1997). It was also observed that the concentrations of some pollutants decrease during the rainy season; however, during the dry season, the levels of contamination present in the river increase, indicating the persistence of pollution in this water body. Continued environmental monitoring and control of human activities are recommended.

Keywords: river water, ICA, ICO, Manzanares River, Venezuela.

INTRODUCCIÓN

El agua constituye un recurso natural esencial, dotado de significativos valores sociales, económicos y ecológicos, cuya disponibilidad incide directamente en la sostenibilidad de la vida humana (ZHANG 2017;

KUMAR 2018; CHIDIAC *et al.* 2023). Según PAUN *et al.* (2016), las principales fuentes de abastecimiento de agua potable a nivel global comprenden los cuerpos hídricos superficiales y los acuíferos subterráneos, los cuales representan componentes estratégicos para la gestión integrada de recursos hídricos. En este contexto, los sistemas fluviales adquieren una relevancia crítica como vectores de restauración ecológica y del desarrollo socioeconómico en diversas regiones (PANNEERSELVAM *et al.* 2022).

En las últimas décadas, las dinámicas antrópicas tales como la industrialización intensiva, la expansión urbana desordenada y el incremento acelerado de la densidad poblacional han generado alteraciones sustanciales en el ciclo hidrológico natural, promoviendo variaciones significativas en la calidad de las aguas superficiales (BURBANO-SALAS *et al.* 2024). Estas perturbaciones pueden comprometer gravemente el equilibrio de los ecosistemas acuáticos y propiciar la infiltración de contaminantes hacia los sistemas de aguas subterráneas, lo que representa un riesgo potencial para la salud pública (ARROYO-ORTEGA *et al.* 2024).

La calidad de las aguas es una variable descriptora fundamental del medio hídrico, desde el punto de vista de su caracterización ambiental y desde la perspectiva de la planificación y gestión hidrológica, la cual delimita los usos del agua para mantener los ecosistemas y atender las diferentes demandas manteniendo unos determinados objetivos de calidad ecológica (SÁNCHEZ *et al.* 2025; GUTIÉRREZ 2022). Las características fisicoquímicas y microbiológicas constituyen indicadores fundamentales de niveles de contaminación en la dinámica de los cuerpos de agua (ARIZA-RESTREPO *et al.* 2023).

En este sentido, la prevención, control y resolución de los problemas derivados de la contaminación de las aguas, constituye uno de los objetivos primordiales que deben plantearse en cualquier política avanzada de gestión de los recursos hídricos. Contar con agua de alta calidad se vincula directamente a indicadores de salud y crecimiento económico, influyendo así en el bienestar humano y el desarrollo sostenible (CHAVES-CHAVES 2025).

Tradicionalmente, además de la comparación individual de parámetros analíticos con normativas vigentes, se utilizan otras metodologías para evaluar la calidad del agua tal como la aplicación de índices de calidad del agua (VALDÉS *et al.* 2011, GONZÁLEZ 2017). Estos índices consisten en expresiones matemáticas que permiten realizar valoraciones complejas representativas del estado general de conservación de un curso de agua a partir de parámetros altamente correlacionados con usos o funciones ecosistémicas específicas (TORRES *et al.* 2009; ABBASI & ABBASI 2012), lo que facilita simplificar el cálculo e interpretación de un conjunto de variables cuantitativas a una sola de tipo cualitativa y ordinal, en forma de número, rango, descripción verbal, símbolo o color representativa de la realidad analizada (SAMBONI *et al.* 2007; DEVETAC *et al.* 2025).

CHIDIAC *et al.* (2023) señalan que los índices de calidad de agua (ICA) y los índices de contaminación (ICO), han sido ampliamente utilizados a nivel internacional, destacando que los tres países con mayor número de estudios en este ámbito han sido: China, India y USA; seguido por Irán, Brasil, Italia, Malasia, España y Turquía; resaltando que la India a pesar de ser un país en desarrollo, invierte esfuerzos en los avances sobre protección de la calidad del agua a pesar de carecer de un fuerte poder económico, tecnología de vanguardia y un equipo de investigación científica de primer nivel.

En Venezuela, una proporción elevada de los ríos se encuentran intervenidos como consecuencia del crecimiento urbanístico no planificado y diversificación de las actividades antrópicas. Esta situación ha generado la transformación del paisaje natural de las cuencas (RODRÍGUEZ-OLARTE 2017) y se evidencia en la fragmentación de los bosques, destrucción de los hábitats, disminución de la diversidad biológica y, por ende, en la pérdida de la integridad biótica y la disminución en la oferta de servicios ambientales (agua, alimento, recursos forestales, entre otros); sin embargo, es poca la información disponible sobre el estado actual de la mayoría de sus ecosistemas fluviales (BARRIOS-GÓMEZ *et al.* 2018).

Al nororiente del país, se encuentra el río Manzanares, uno de los afluentes que deposita sus aguas en el golfo de Cariaco. Durante décadas, se han realizado numerosos trabajos de investigación, algunos de ellos los publicados por: SENIOR (2000), MARTÍNEZ *et al.* (2001), GUTIÉRREZ (2005, 2022), MEDINA *et al.* (2013), FERMÍN (2015), SALAZAR *et al.* (2018), MÁRQUEZ *et al.* (2019), MARÍN-JIMÉNEZ *et al.* (2024), MARCANO-LÁREZ *et al.* (2024), MÁRQUEZ & LEMUS (2025), MÁRQUEZ & BENÍTEZ (2025), entre otros. A diferencia de los ríos Guarapiche, Aroa, Patanemo, Morón y Yaracuy, cuya calidad de agua ha sido evaluada mediante la aplicación de metodologías estandarizadas como el Índice de Calidad del Agua (ICA) y el Índice de Contaminación del Agua (ICO), el río Manzanares no ha sido objeto de análisis bajo estos enfoques. Esta ausencia metodológica limita la posibilidad de establecer comparaciones directas y dificulta la interpretación integrada del estado ambiental de sus aguas superficiales en relación con otras cuencas hidrográficas de Venezuela. Tanto los ICA como los ICO permiten el análisis multiparamétrico en periodos estacionales distintos, evidenciando si el estado de degradación ambiental de este ecosistema se ha incrementado o disminuido a través del tiempo, proporcionando una visión de los fenómenos medioambientales mediante su correcta aplicación (CHAVARRO & GELVEZ 2016).

Con la implementación de los ICA e ICO, se pretende analizar la variabilidad de la calidad del agua del río Manzanares, permitiendo identificar posibles fuentes de contaminación y el impacto de actividades humanas en toda su cuenca hidrográfica, considerando que en el contexto del cambio climático, donde los patrones de lluvia y temperatura alteran la dinámica de los ríos, el monitoreo de la calidad del agua es una práctica sostenible que protege el medio ambiente y asegura la resiliencia de las comunidades frente a futuros desafíos ecológicos.

MATERIALES Y MÉTODOS

La cuenca del río Manzanares se encuentra ubicada en el Estado Sucre, Venezuela (Figura 1). Tiene su origen en el macizo oriental de la cordillera de costa, conocido como Serranía del Turimiquire, a una altitud de 2300 m.s.n.m. Fluye a lo largo de 81 Km de longitud y tiene un área aproximada de 1625 Km²

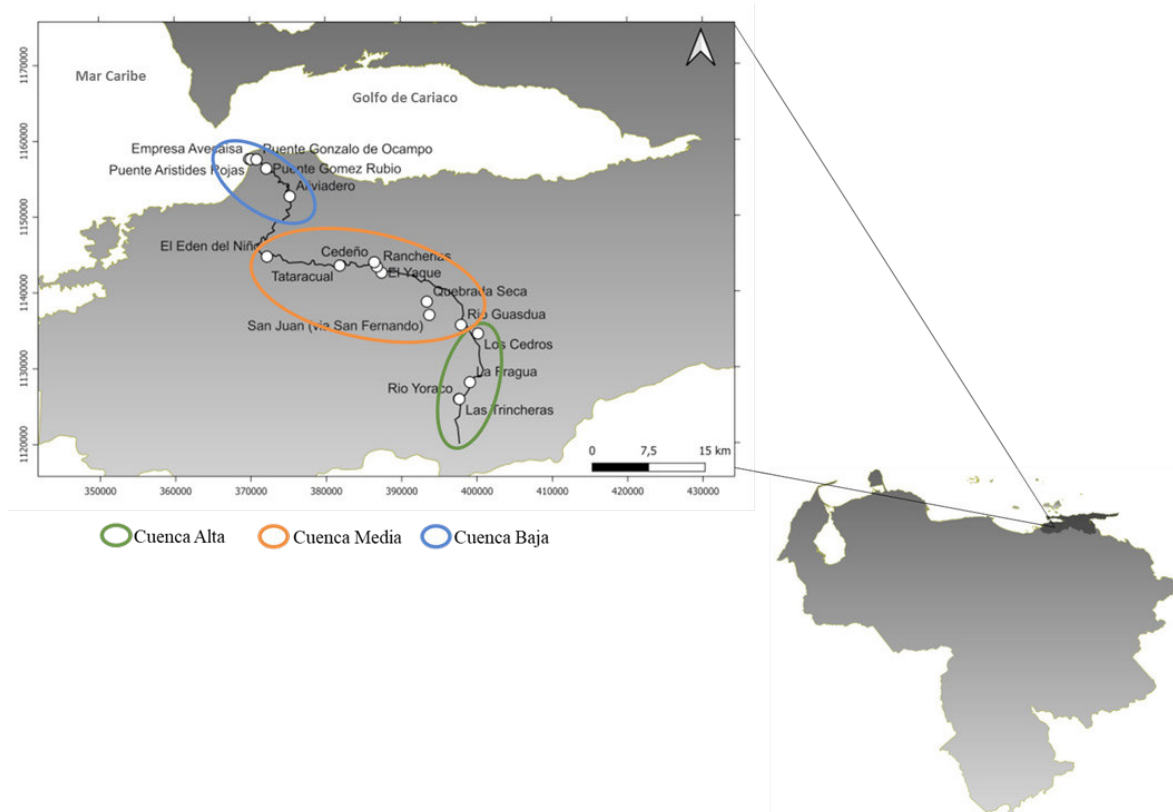


Fig. 1. Ubicación geográfica del río Manzanares, Cumaná, estado Sucre, Venezuela.

(PINTO 2012). Este río forma parte, junto con los ríos Neverí y Guarapiche, del sistema fluvial de la Costa Oriental venezolana. Ha sido un elemento crucial tanto en la fundación como en la consolidación de la ciudad de Cumaná, destacando su importancia en la actividad pesquera (GUTIÉRREZ 2022). Recibe por su margen derecha 9 ríos, 13 riachuelos y quebradas, y por el izquierdo, 14 ríos principales y 6 secundarios, constituyendo una cuenca aislada perteneciente a la gran cuenca del Caribe (AGUILERA *et al.* 1987). La cuenca se ha dividido en secciones (alta, media y baja) con base a diferencias determinadas por el gradiente altitudinal (SENIOR *et al.* 2004; FERMÍN 2015; SALAZAR *et al.* 2018; MÁRQUEZ *et al.* 2019; GUTIÉRREZ 2022; MARÍN-JIMÉNEZ *et al.* 2024; MARCANO-LÁREZ *et al.* 2024; MÁRQUEZ & LEMUS 2025).

A partir de la metodología propuesta por la NATIONAL SANITATION FOUNDATION (NSF) (1970) y descrita por OTT (1978), se estableció la calidad del agua de la cuenca hidrográfica río Manzanares, mediante la aplicación del ICA. Asimismo, se determinaron los ICO propuestos por RAMÍREZ *et al.* (1997) (ICOMI, ICOSUS, ICOTRO, ICOMO) para valorar la contaminación en la cuenca. La determinación de los parámetros (pH, temperatura, sólidos totales, oxígeno disuelto, coliformes fecales, DBO₅, DQO, nitratos, fosfatos y turbidez) involucrados en el cálculo de los índices, se llevó a cabo considerando la metodología propuesta en APHA-AWWA-WEF (2012), durante los periodos seco y lluvioso de los años 2005, 2022; seco 2014 y lluvioso 2016 respectivamente en 15 estaciones debidamente georreferenciadas con un equipo GPS Garmin modelo Oregon 450, cuyo posicionamiento se muestra en la TABLA 1.

ICA

Para calcular el índice ICA se utiliza una suma lineal ponderada de los subíndices (WQIa) o una función ponderada de agregación producto (QWIm). La primera agregación se expresa matemáticamente como sigue (OTT 1978):

$$WQIa = \sum_{i=1}^n w_i I_i \text{ (Ec.1)}$$

Dónde: WQI: Índice de Calidad de Agua; Wi: Peso de importancia asignado a las variables, Ii: Valor del subíndice para la variable determinado a partir de la gráfica de función para cada parámetro y n: número de variable involucrada. Los parámetros y sus ponderaciones para el cálculo del WQI se muestran en la TABLA 2.

TABLA 1. Georreferenciación de las estaciones muestreadas en las subcuencas alta, media y baja del río Manzanares.

Subcuenca	Estación	Localizado en:	Longitud(Grad)	Latitud (Grad)
A	1	Yoraco	63,9347	10,1833
	2	La Fragua	63,9214	10,2033
	3	Los Cedros	63,9117	10,2614
	4	Río Guasdua	63,9322	10,2717
	5	Río Arena	63,2907	10,9342
	6	Quebrada Seca	63,9736	10,2994
M	7	Rancherías	64,0341	10,3412
	8	Tataracual	64,0791	10,3424
	9	El Edén del Niño	64,1672	10,3531
	10	Aliviadero	64,1500	10,1833
B	11	Puente Gómez Rubio	64,1681	10,4581
	12	Puente Raúl Leoni	64,1800	10,4689
	13	Mercado Municipal	64,1856	10,4697
	14	Puente Aristides Rojas	64,1889	10,4694
	15	Desembocadura	64,1130	10,2814

A: alta; M: media; B: baja

Para el cálculo del subíndice de calidad de agua, se emplearon las curvas de función correspondientes de cada una de las variables estudiadas propuestas por OTT (1978). Las cifras obtenidas del ICA, permiten la comparación directa entre la calidad de distintas masas de aguas o entre distintos tramos de la misma masa de agua, es decir, aguas arriba y aguas abajo. Asociado al valor numérico del ICA, se definen los rangos de calidad del agua en la TABLA 3.

ICO

La aplicación de los Índices de Contaminación (ICO) por mineralización (ICOMI), sólidos suspendidos (ICOSUS), trofia (ICOTRO) y por materia orgánica (ICOMO) se llevó a cabo mediante la aplicación de ecuaciones establecidas y propuestas por RAMÍREZ *et al.* (1997), las cuales se definen de la siguiente forma:

Índice de contaminación por mineralización (ICOMI): agrupa la medición de la conductividad, reflejando la cantidad de sólidos disueltos en el agua, la dureza determinada por la concentración de cationes de calcio y magnesio, y la alcalinidad, que se expresa en los niveles de aniones de carbono y bicarbonato.

$$ICOMI = \frac{1}{3} (I_{\text{Conductividad}} + I_{\text{Dureza}} + I_{\text{Alcalinidad}}) \text{ (Ec. 2)}$$

Índice de contaminación por sólidos suspendidos (ICOSUS): este indicador se fundamenta en la cantidad de partículas sólidas, tanto orgánicas como inorgánicas, que se encuentran en suspensión dentro de una solución.

$$ICOSUS = -0,02 + 0,003 \text{ Sólidos suspendidos} \text{ (Ec. 3)}$$

Índice de Contaminación Trófico (ICOTRO): se establece a partir de la concentración de fósforo total, expresada en miligramos por litro ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$). Los rangos de clasificación son: oligotrófico ($< 0.01 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), mesotrófico ($0.01 - 0.02 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$), eutrófico ($0.02 - 1.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$) e hipertrófico ($> 1.00 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$).

Índice de contaminación por materia orgánica (ICOMO): se seleccionaron demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), coliformes totales y porcentaje de saturación de oxígeno.

$$ICOMO = \frac{1}{3} (I_{\text{DBO}} + I_{\text{Coliformes totales}} + I_{\text{oxigenos\%}}) \text{ (Ec. 4)}$$

En la tabla 4, se muestra la significancia de los índices de contaminación descritos.

Análisis estadístico

Para organizar los datos obtenidos en los distintos muestreos y aplicar posteriormente las metodologías ICA e ICO en cada estación, se empleó estadística descriptiva basada en las concentraciones de los parámetros establecidos. Esta herramienta permitió determinar la calidad del agua y el grado de contaminación del río Manzanares, facilitando la comparación de los resultados con los criterios definidos en

TABLA 2. Parámetros y sus ponderaciones para el cálculo del WQI.

Variable	Ponderación (Wi)
Oxígeno Disuelto	0,17
Coliformes fecales	0,15
pH	0,12
DBO_5	0,10
Nitrato	0,10
Fosfatos	0,10
Temperatura	0,10
Turbiedad	0,08
Sólidos totales	0,08

la GACETA OFICIAL DE VENEZUELA (1995), la cual establece los parámetros y límites permisibles para cuerpos de agua y vertimientos en el país. Además, se realizó un análisis de componentes principales y un análisis de conglomerados utilizando el paquete estadístico PAST4 para validar la variabilidad de los índices de contaminación y calidad aplicados en el ecosistema y definir grupos de estaciones con comportamiento ambiental similar.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La calidad de las aguas de ríos ha sido monitoreada por muchos años en diferentes partes del mundo (HIM *et*

TABLA 3. Descriptores y colores propuestos para presentar el índice general ICA.











Descriptores	Ámbito numérico	Color
Muy malo	0-25	
Malo	26-50	
Medio(regular)	51-70	
Bueno	71-90	
Excelente	91-100	

TABLA 4. Significancia de los ICO's descritos por RAMÍREZ *et al.* (1997).

ICO	Grado de Contaminación	Color
0-0,2	Ninguna	
>0,2-0,4	Baja	
>0,4-0,6	Media	
>0,6-0,8	Alta	
>0,8-1	Muy alta	

al. 2025). En la TABLA 5, se presentan algunos parámetros fisicoquímicos determinados en aguas de la cuenca hidrográfica del río Manzanares para el presente estudio.

Para detectar la contaminación de aguas se usan parámetros fisicoquímicos y microbiológicos. Entre los fisicoquímicos destacan el pH, la temperatura, conductividad y los sólidos disueltos totales (SDT), los cuales dan una idea de algunos problemas que puedan tener los cuerpos de agua; aunque existen otros de igual o mayor importancia como son el oxígeno disuelto, el DBO, DQO, entre otros. En los microbiológicos, tradicionalmente se han utilizado a los coliformes totales y fecales, siendo estos últimos la norma a seguir (GIL *et al.* 2013; HIM *et al.* 2025). A partir de estos valores, se calcularon los ICA e ICO para estimar el impacto generado por las actividades domésticas, sociales y económicas tales como la agricultura, extracción de arena, entre otras, en virtud de que los ríos muchas veces son utilizados como depósitos de una gran cantidad de residuos (CARMEN-MUNAYCO *et al.* 2025).

ICA

La Fig. 2, muestra la representación de los valores ICA para cada una de las estaciones estudiadas en el 2005, observándose que la cuenca alta presenta un ICA entre 49 y 65 para la época de sequía y entre 42 y 65 para la época de lluvia, correspondiendo los bajos valores a la estación 5 (río Guasdua), cuyas diferencias en la calidad de las aguas durante estos dos periodos climáticos, reflejan un mayor deterioro durante la época de lluvia, presentando característica mala (contaminada). Por su parte, la cuenca media presenta mejores características en la calidad de sus aguas durante la época de sequía; con respecto al periodo lluvioso de ese mismo año, presentando valores ICA entre 59 y 65 para la época de sequía y entre 56 y 64 para la época de lluvia, manteniendo características de calidad media, es decir, aguas que podrían ser acondicionadas para su consumo. No obstante, la cuenca baja exhibe aumento en la calidad de sus aguas en la época de sequía; mientras que para la época de lluvia el deterioro es más notorio con características de mala, presentando valores ICA inferiores a 50. Es de resaltar, el aumento del ICA en las aguas de esta subcuenca a medida que se desplaza hacia el medio marino, incrementándose de contaminada en la desembocadura a regular y con tendencia a buena en la zona marino costera durante la época de sequía; alcanzando valores ICA cercanos a 70, es decir, aguas destinadas para el contacto humano según lo descrito en la normativa venezolana (GACETA OFICIAL DE VENEZUELA 1995).

Seguidamente, en la Fig. 3, se muestra la representación de los valores ICA para cada una de las estaciones estudiadas del río Manzanares para el periodo sequía 2014 y lluvia 2016, en la cual se observa

TABLA 5. Parámetros fisicoquímicos determinados en aguas de la cuenca hidrográfica del río Manzanares para el presente estudio

PERÍODO DE SEQUÍA AÑO 2005												
C.ALTA	Estación	pH	T(°C)	ST(mg·L ⁻¹)	OD(mg·L ⁻¹)	CF(NMP/100)	DBO ₅ (mg·L ⁻¹)	NO ₃ (mg·L ⁻¹)	PT(mg·L ⁻¹)	NTU	DQO(mg·L ⁻¹)	
1	Yoraco	8,54	22,2	291,3	8,35	1,3E3	13,22	7,40	0,93	3,8	19,15	
2	Fragua	8,52	25,3	293,0	8,75	9,1E4	14,14	7,65	1,29	2,2	20,22	
3	Cedros	8,48	25,3	286,5	8,67	2,75E3	15,96	7,45	1,02	4,5	22,56	
4	Guasdua	7,77	27,1	328,5	4,58	5,49E4	20,63	60,73	2,03	5,1	44,59	
5	R.Arenas	7,84	25,5	308,5	7,50	4,57E4	15,46	45,21	1,47	3,1	21,75	
C.MEDIA	Estación	pH	T(°C)	ST(mg·L ⁻¹)	OD(mg·L ⁻¹)	CF(NMP/100)	DBO ₅ (mg·L ⁻¹)	NO ₃ (mg·L ⁻¹)	PT(mg·L ⁻¹)	NTU	DQO(mg·L ⁻¹)	
6	Quebrada S	7,70	26,7	434,7	6,63	1,34E3	13,44	30,21	2,19	4,4	19,62	
7	Rancherías	7,95	26,3	265,7	8,62	3,23E3	18,85	18,64	1,28	5,1	26,65	
8	Tataracual	8,28	25,2	320,9	8,64	6,3E2	17,33	5,64	0,54	3,6	26,19	
9	Eden Del N.	8,16	29,9	283,5	8,07	1,38E3	15,59	4,96	0,75	5,5	29,28	
10	Aliviadero	7,77	30,2	317,1	8,30	4,17E3	19,55	16,70	0,67	9,3	28,97	
C.BAJA	Estación	pH	T(°C)	ST(mg·L ⁻¹)	OD(mg·L ⁻¹)	CF(NMP/100)	DBO ₅ (mg·L ⁻¹)	NO ₃ (mg·L ⁻¹)	PT(mg·L ⁻¹)	NTU	DQO(mg·L ⁻¹)	
11	P.Gómez R	7,62	27,7	117,1	6,44	7,58E4	18,74	26,02	0,15	5,1	30,07	
12	Pte. Raúl L	7,62	27,3	293,9	5,43	1,29E4	20,43	15,48	0,30	4,8	41,03	
13	Mercado	7,72	27,1	406,4	5,36	2,24E4	21,66	18,37	0,19	7,2	36,03	
14	P.Aristides R	7,65	27,2	609,6	5,35	3,23E4	20,55	14,26	2,06	7,5	42,38	
15	Desemboc.	7,73	26,8	751,3	5,46	2,57E4	20,70	14,76	2,70	6,8	33,39	
PERÍODO DE LLUVIA AÑO 2005												
C.ALTA	Estación	pH	T(°C)	ST(mg·L ⁻¹)	OD(mg·L ⁻¹)	CF(NMP/100)	DBO ₅ (mg·L ⁻¹)	NO ₃ (mg·L ⁻¹)	PT(mg·L ⁻¹)	NTU	DQO(mg·L ⁻¹)	
1	Yoraco	8,43	21,4	244,0	7,49	316,22	18,45	0,1232	0,80	7,3	27,32	
2	Fragua	8,45	21,62	262,9	7,47	8,7E3	19,29	0,1353	0,97	7,6	28,08	
3	Cedros	8,55	23,4	270,4	7,37	4,57E3	21,49	0,1271	0,83	13,6	32,55	
4	Guasdua	7,27	25,2	448,9	3,23	5,01E4	32,05	0,4391	0,66	25,4	60,36	
5	R.Arenas	7,79	23,7	352,5	6,64	9,12E3	21,41	0,1065	0,46	24,4	32,6	
C.MEDIA	Estación	pH	T(°C)	ST(mg·L ⁻¹)	OD(mg·L ⁻¹)	CF(NMP/100)	DBO ₅ (mg·L ⁻¹)	NO ₃ (mg·L ⁻¹)	PT(mg·L ⁻¹)	NTU	DQO(mg·L ⁻¹)	
6	Quebrada S	7,61	25,7	303,2	6,31	3,8e3	21,58	0,1220	1,24	31,5	34,72	
7	Rancherías	7,92	26,7	351,4	7,66	2,81e4	18,44	0,1650	1,28	38,6	29,67	
8	Tataracual	8,20	27,04	299,2	7,26	1,73e4	22,52	0,1937	0,76	66,4	35,22	
9	Eden Del N.	8,24	27,4	191,6	7,73	6,76e3	25,69	0,1305	0,43	63,2	37,36	
10	Aliviadero	7,77	29,0	362,2	7,26	7,41e3	26,66	0,056	0,20	31,8	43,4	
C.BAJA	Estación	pH	T(°C)	ST(mg·L ⁻¹)	OD(mg·L ⁻¹)	CF(NMP/100)	DBO ₅ (mg·L ⁻¹)	NO ₃ (mg·L ⁻¹)	PT(mg·L ⁻¹)	NTU	DQO(mg·L ⁻¹)	
11	P.Gómez R	7,41	28,1	272,7	6,44	1,44E4	25,32	0,1756	0,25	63,4	41,0	
12	Pte.Raúl L	7,57	28,7	344,4	5,43	1,23E4	39,07	0,1529	0,32	38,2	53,57	
13	Mercado	7,78	28,6	398,1	5,36	9,55E3	22,92	0,1430	0,46	58,1	44,11	
14	P.Aristides R	7,68	28,5	514,9	5,35	5,24E3	25,15	0,1747	0,78	55,2	49,26	
15	Desemboc.	7,67	28,5	564,0	5,46	1,38E5	24,4	0,1658	0,35	49,2	48,20	
PERÍODO DE SEQUÍA AÑO 2014												
C.ALTA	Estación	pH	T(°C)	ST(mg·L ⁻¹)	OD(mg·L ⁻¹)	CF(NMP/100)	DBO ₅ (mg·L ⁻¹)	NO ₃ (mg·L ⁻¹)	PT(mg·L ⁻¹)	NTU	DQO(mg·L ⁻¹)	
1	Yoraco	8,24	21,51	153	7,47	45,82	10,12	0,039	0,055	5,7	18,35	
2	Fragua	8,24	21,52	157	7,40	578,75	18,90	0,036	0,045	3,9	29,14	

3	Cedros	8,05	25,37	159	6,83	4,04E5	13,52	0,040	0,062	4,1	23,62
4	Guasdua	8,16	25,13	170	6,87	2,99E5	16,86	0,058	0,051	6,2	22,67
5	R.Arenas	7,91	25,77	157	6,53	2,15E4	11,48	0,042	0,023	3,3	23,25
C.MEDIA Estación											
	Quebrada S	8,15	25,33	198	6,33	2,52E4	16,44	0,162	0,112	7,3	28,78
7	Rancherías	8,34	28,12	180	6,78	3,96E4	14,95	0,038	0,052	10,1	34,68
8	Tataracual	8,21	28,25	146	7,19	2,27E3	17,72	0,055	0,049	14,4	31,22
9	Eden Del N.	8,35	28,22	197	6,69	7,64E3	17,89	0,046	0,045	17,9	35,45
10	Aliviadero	7,89	28,33	180	6,54	1,19E4	20,57	0,250	0,075	23,7	52,01
C.BAJA Estación											
11	P.Gómez R	7,25	20,30	154	4,55	6,69E4	25,14	0,165	0,033	23,4	53,68
12	Pte.Raúl L	7,09	28,9	150	4,62	1,12E5	27,27	0,062	0,064	25,7	72,97
13	Mercado	7,44	28,9	255	4,86	4,62E4	29,72	0,128	0,033	24,3	78,02
14	P.Aristides R	7,48	28,5	186	5,63	1,08E5	36,15	0,114	0,044	22,4	98,60
15	Desemboc.	7,62	20,9	251	5,47	1,33E5	32,19	0,257	0,014	37,8	69,27
PERÍODO DE LLUVIA AÑO 2016											
C.ALTA Estación											
1	Yoraco	8,33	23,75	192	7,87	129,19	14,17	0,074	0,082	0,32	25,2
2	Fragua	8,31	23,95	193	7,42	7,84E3	14,61	0,079	0,069	0,37	32,6
3	Cedros	8,19	24,69	204	7,47	4,45E4	16,96	0,078	0,068	0,29	23,4
4	Guasdua	7,65	25,96	234	7,30	3,16E4	16,90	0,082	0,079	0,65	26,3
5	R.Arenas	7,69	28,79	194	7,37	3,93E4	17,86	0,099	0,071	0,65	22,2
C.MEDIA Estación											
6	Quebrada S	7,74	26,34	273	6,90	4,17E4	22,50	0,075	0,132	1,11	23,5
7	Rancherías	7,94	26,24	265	7,17	6,09E4	18,55	0,096	0,096	2,23	27,6
8	Tataracual	7,89	26,41	228	7,47	2,88E4	19,64	0,087	0,093	1,04	33,4
9	Edén Del N.	7,30	25,64	239	7,20	1,87E4	18,32	0,099	0,098	0,99	47,4
10	Aliviadero	7,27	27,54	248	5,67	5,69E4	19,84	0,143	0,130	2,26	47,5
C.BAJA Estación											
11	P.Gómez R	7,07	26,66	253	4,47	3,04E5	19,24	0,043	0,177	0,85	64,1
12	Pte.Raúl L	7,09	26,90	225	4,30	1,53E6	22,63	0,042	0,128	0,93	56,2
13	Mercado	7,39	27,0	252	4,37	4,51E5	30,26	0,040	0,141	1,24	40,1
14	P.Aristides R	7,15	27,06	237	4,23	4,66E5	33,75	0,058	0,137	1,43	72,1
15	Desemboc.	7,59	27,66	1130	4,23	6,03E5	30,63	0,047	0,031	2,11	35,2
PERÍODO DE SEQUÍA AÑO 2022											
C.ALTA Estación											
1	Yoraco	7,85	22,6	325	6,91	6,73E2	17,13	0,054	0,069	4,21	28,64
2	Fragua	7,11	22,0	240	6,76	4,58E4	20,16	0,049	0,053	4,18	33,71
3	Cedros	7,59	23,3	266	6,48	2,03E5	24,52	0,058	0,058	4,08	41,02
4	Guasdua	8,17	24,2	348	6,35	1,77E5	44,35	0,115	0,076	5,37	74,16
5	R.Arenas	7,96	23,8	199	6,42	3,36E4	21,20	0,056	0,064	4,25	35,45

C..MEDIA	Estación	pH	T(°C)	ST(mg·L ⁻¹)	OD(mg·L ⁻¹)	CF(NMP/100)	DBO ₅ (mg·L ⁻¹)	NO ₃ (mg·L ⁻¹)	PT(mg·L ⁻¹)	NTU	DQO(mg·L ⁻¹)
6	Quebrada S	7,49	26,5	306	6,28	1,33E4	31,3	0,125	0,113	8,65	53,50
7	Rancherías	8,19	28,4	274	6,95	2,17E4	23,7	0,086	0,135	9,26	40,51
8	Tataracual	8,27	28,8	250	6,98	1,45E3	24,9	0,090	0,102	15,3	42,56
9	Edén Del N.	8,45	29,4	248	6,76	4,49E3	18,9	0,074	0,098	14,2	32,31
10	Aliviadero	7,92	30,1	364	6,83	8,04E3	34,0	0,225	0,143	19,2	58,12
C.BAJA	Estación	pH	T(°C)	ST(mg·L⁻¹)	OD(mg·L⁻¹)	CF(NMP/100)	DBO₅(mg·L⁻¹)	NO₃(mg·L⁻¹)	PT(mg·L⁻¹)	NTU	DQO(mg·L⁻¹)
11	P.Gómez R	7,75	32,3	352	5,12	7,14E4	34,6	0,362	0,150	35,2	86,07
12	Pte.Raúl L	7,90	30,9	360	5,23	6,24E4	34,8	0,197	0,142	40,2	86,57
13	Mercado	8,12	29,5	347	5,34	3,43E4	35,1	0,241	0,164	56,5	87,31
14	P.Aristides R	8,30	28,6	385	5,57	7,015E4	38,2	0,250	0,149	75,7	95,02
15	Desemboc.	8,37	22,3	420	5,33	7,94E4	38,4	0,207	0,136	74,3	95,52
PERÍODO DE LLUVIA AÑO 2022											
C.ALTA	Estación	pH	T(°C)	ST(mg·L⁻¹)	OD(mg·L⁻¹)	CF(NMP/100)	DBO₅(mg·L⁻¹)	NO₃(mg·L⁻¹)	PT(mg·L⁻¹)	NTU	DQO(mg·L⁻¹)
1	Yoraco	8,17	24,3	320	7,87	223	16,31	0,098	0,158	14,9	25,60
2	Fragua	8,25	23,0	280	8,30	8,27E3	16,95	0,046	0,523	18,3	26,61
3	Cedros	7,98	23,7	320	7,68	2,45E4	18,97	0,103	0,439	44,80	29,78
4	Guasdúa	8,12	24,5	349	6,96	4,08E4	24,48	0,261	0,517	50,16	38,43
5	R.Arenas	7,79	28,9	178	7,44	2,42E4	19,66	0,103	0,365	56,0	30,86
C..MEDIA	Estación	pH	T(°C)	ST(mg·L⁻¹)	OD(mg·L⁻¹)	CF(NMP/100)	DBO₅(mg·L⁻¹)	NO₃(mg·L⁻¹)	PT(mg·L⁻¹)	NTU	DQO(mg·L⁻¹)
6	Quebrada S	7,52	28,3	320	7,44	2,27E4	22,04	0,099	0,529	95	37,04
7	Rancherías	7,74	26,2	340	7,76	4,45E4	18,49	0,131	0,541	126	31,91
8	Tataracual	7,98	24,6	280	7,82	2,31E4	21,08	0,141	0,430	107	35,43
9	Edén Del N.	7,34	29,5	140	7,73	1,27E4	22,01	0,115	0,251	87,9	36,99
10	Aliviadero	7,41	20,8	340	7,92	3,21E4	23,25	0,100	0,381	118	39,08
C.BAJA	Estación	pH	T(°C)	ST(mg·L⁻¹)	OD(mg·L⁻¹)	CF(NMP/100)	DBO₅(mg·L⁻¹)	NO₃(mg·L⁻¹)	PT(mg·L⁻¹)	NTU	DQO(mg·L⁻¹)
11	P.Gómez R	7,31	28,7	180	7,66	1,59E5	22,28	0,109	0,149	116,30	47,30
12	Pte.Raúl L	8,19	29,1	195	6,93	7,70E5	30,85	0,097	0,163	112,40	65,71
13	Mercado	8,07	29,4	200	6,70	2,30E5	26,59	0,116	0,188	99,70	56,45
14	P.Aristides R	7,19	28,3	343	6,50	2,35E5	29,45	0,117	0,181	89,50	63,59
15	Desemboc.	7,33	29,4	300	7,92	3,71E5	27,52	0,107	0,245	99,20	58,43

un deterioro gradual de la calidad de las aguas desde la cuenca alta hasta la cuenca media. Los valores de ICA para la subcuenca alta oscilaron entre 48 y 63 para el periodo seco y entre 47 y 59 para la temporada de lluvias. Sin embargo, en la subcuenca media, los valores de ICA presentaron un comportamiento similar en ambos periodos muestreados (sequía y lluvia), observándose mínimas diferencias entre estaciones, con valores de ICA en sequía entre 47 y 50 y en lluvia entre 46-50, respectivamente, presentando características entre mala (contaminada) y regular (levemente contaminada), considerándose, aguas no aptas para el consumo. Finalmente, en la subcuenca baja, se observó un incremento en la calidad de sus aguas a medida que estas se desplazan hacia el medio marino durante la época de sequía, con valores ICA entre 48 y 54, es decir, malas (contaminada) a regular (levemente contaminada). Es preciso mencionar que, durante la época de lluvia, toda esta subcuenca presenta características de contaminada, con valores ICA entre 45 y 50, calificándola de mala calidad y por consiguiente como aguas no aptas para el contacto humano parcial o total de acuerdo a lo descrito en la GACETA OFICIAL DE VENEZUELA (1995). HAN *et al.* (2025), describen que los problemas causados por la contaminación en los afluentes son varios, haciendo énfasis en que su deterioro radica principalmente al aumento de los organismos patógenos en sus aguas y por consiguiente en los mares donde desembocan, ya que los contaminantes que arrastran los ríos son llevados al mar y a las playas cercanas a sus desembocaduras.

Al establecer comparaciones entre los años 2005 y el lapso 2014-2016, se observó un deterioro gradual en la calidad de las aguas a lo largo de toda la cuenca del río Manzanares, con diferencias significativas entre ellas, manteniendo características regulares para ambos periodos climáticos (sequía y lluvia), sin embargo, se puede inferir que la calidad de este cuerpo de agua ha disminuido en el transcurso del tiempo, lo cual es de esperar ya que las causas que originan este deterioro no han sido corregidas, sobrepasando la capacidad de autodepuración del río. En la fig.4, se presenta el ICA calculado en el año 2022 para el río Manzanares, observándose características que flucturan desde regular a mala para las subcuencas alta y media respectivamente así como disminución en las condiciones ambientales del agua superficial durante el período lluvioso clasificando específicamente la cuenca baja como contaminada

Al evaluar la calidad de las aguas superficiales durante el periodo 2005-2022, se deduce que esta disminuye progresivamente con mayor incidencia de la contaminación en la subcuenca baja, cuyo nivel de afectación puede repercutir sobre el medio marino costero adyacente.

En Venezuela, algunos estudios en ecosistemas fluviales muestran similitudes entre los resultados obtenidos con esta investigación. ESPINOSA & RODRÍGUEZ (2016a), en su estudio de los ríos Aroa y Yaracuy concluyeron que el ICA de estos ríos presentan calidad regular. El río Aroa exhibe un índice con calidad mala, mientras que el río Yaracuy registró calidad buena a lo largo de todo el sector estudiado. De manera análoga, estos mismos autores, estimaron el ICA en los ríos Morón y Patanemo, describiéndolos con calidad media, destacando que el río Patanemo presentó una calidad casi excelente aguas arriba, desmejorando en su desembocadura, lo cual se asemeja con lo obtenido para el Manzanares. Por su parte, GIL *et al.* (2018), evaluaron el ICA de la cuenca del río Guarapiche, en el estado Monagas, destacando que los valores del índice de su estudio provienen principalmente de altas concentraciones de metales, nitritos, nitratos y coliformes fecales, cuyos niveles son superiores a los estándares establecidos en la normativa venezolana (GACETA OFICIAL DE VENEZUELA 1995), infiriendo que las aguas del río Guarapiche en el área de su cuenca media y baja requieren tratamiento previo en caso de utilizarse para el consumo humano.

En Latinoamérica, específicamente en Ecuador, GARCÍA-GONZÁLEZ *et al.* (2021), en su estudio de los ríos en Santo Domingo de Tsáchilas concluyen que todos los ICA obtenidos en los ríos Damas, Otongo y Mapali, registraron valores similares con características aceptables para el consumo humano parecido a la estación de río Yoraco en la subcuenca alta del río Manzanares; mientras que el río Pove, presenta calidad pobre (muy mala) idéntico a lo obtenido para la subcuenca baja de la hoya hidrográfica del Manzanares. De igual modo, CHAVES-CHAVES (2025), en su estudio del río Ocloro en San José de Costa Rica, aplicando un índice simplificado de calidad del agua, catalogó las aguas superficiales de este río como de mala o muy mala calidad, lo que restringe su uso y refleja la problemática ambiental existente en el mismo.

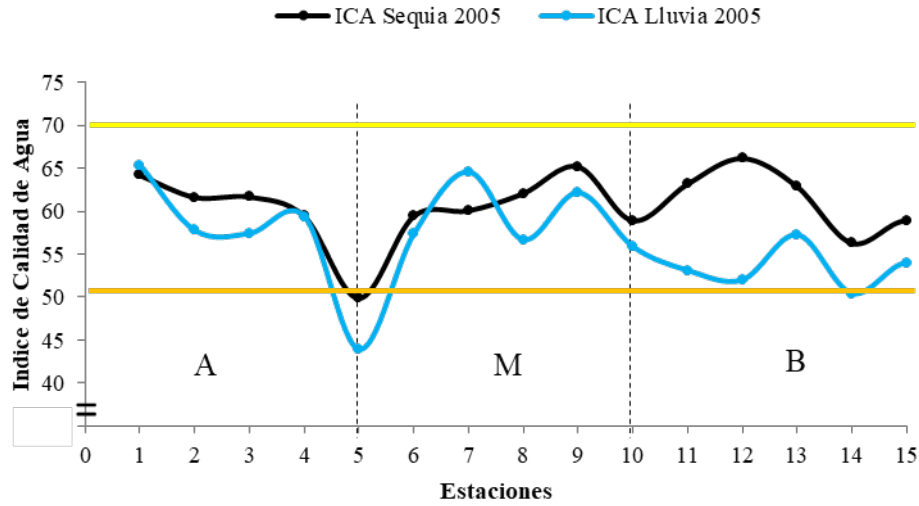


Fig. 2. Índice de Calidad de Agua del sistema hidrográfico río Manzanares para el año 2005, periodos sequía y lluvia.

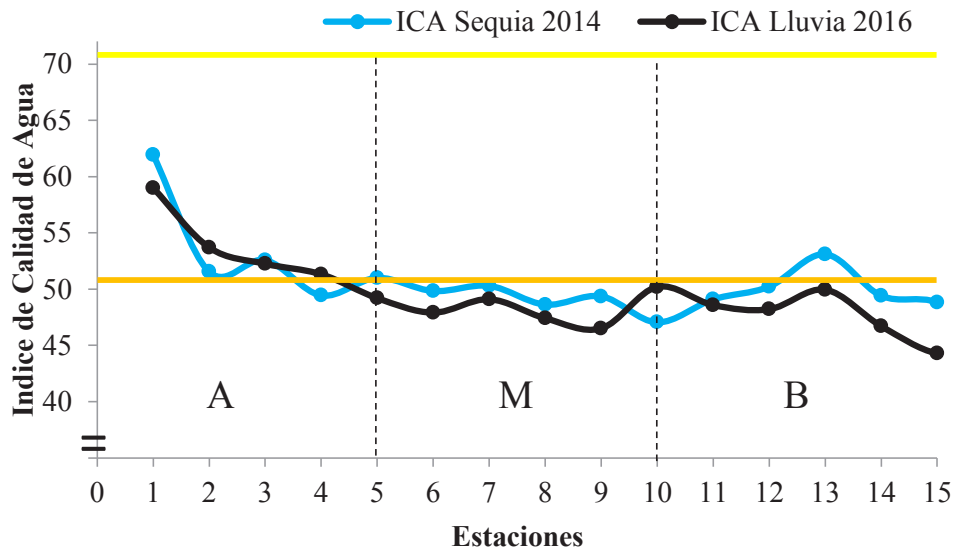


Fig. 3. Índice de Calidad de Agua del sistema hidrográfico río Manzanares para los periodos sequía 2014 y lluvia 2016.

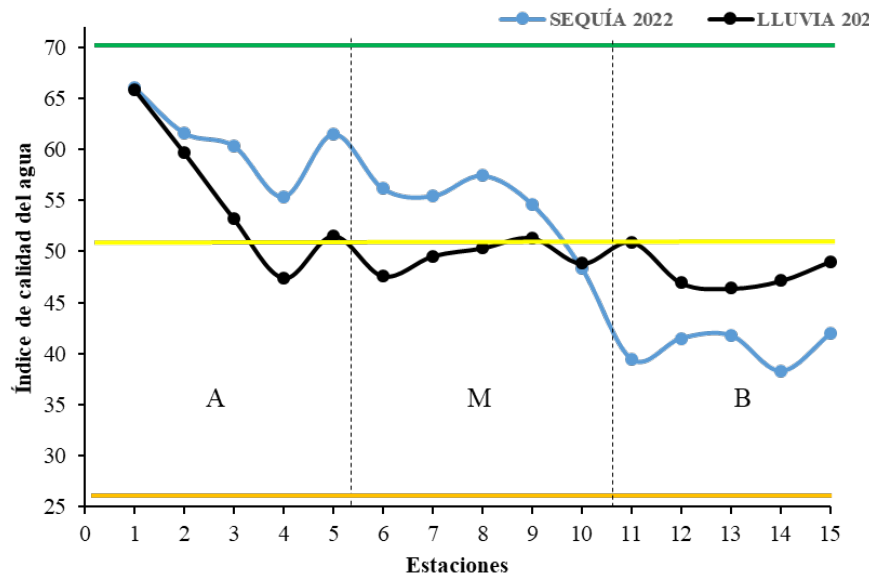


Fig. 4. Índice de Calidad de Agua del sistema hidrográfico río Manzanares para los periodos sequía y lluvia año 2022.

ICO

Índice de Contaminación por Mineralización (ICOMI)

En la fig.5, se presenta el Índice de contaminación por mineralización (ICOMI) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares, período lluvia-sequía 2005, observándose que para la época de sequía, la cuenca alta presentó un ICOMI entre 0,43 (estación río Arenas) y 0,50 (estación los Cedros), correspondientes a un nivel medio de contaminación por mineralización; sin embargo, esta calificación cambia durante la época de lluvia, mostrando un ICOMI entre 0,03 en la estación los Cedros y 0,42 en la estación Guasdua, evidenciando características de alta contaminación en ambos periodos climáticos. Para la cuenca media, se observó un comportamiento similar a la subcuenca alta, con valores ICOMI entre 0,34 (estación Edén del niño) y 0,61 (estación Quebrada seca) en la época de sequía, es decir, con clasificación de contaminación media a alta por mineralización, mientras que, el ICOMI durante la época de lluvia disminuye entre 0,09 (estación Tataracual) y 0,44 (estación Edén del niño), observándose además, estaciones que no presentan problemas por mineralización y otros con nivel medios de contaminación. El comportamiento del ICOMI en la cuenca baja, durante ambos periodos climáticos fue similar, presentando valores mínimos de ICOMI en la estación 11 (puente Gómez Rubio) y máximos a partir de la estación 12. Este comportamiento está asociado a la naturaleza de la mezcla entre el agua dulce y salada, observándose un aumento de la conductividad, dureza y alcalinidad por la intrusión del agua de mar (cuña salina) y, por consiguiente, la cantidad de iones presentes (MARCOVECCHIO & FREIJE 2013).

En cuanto al comportamiento observado, durante los años 2014 y 2016, Fig. 6, se observa que el grado de contaminación por mineralización presentó un aumento con respecto al muestreo del año 2005. Durante la época de sequía, se registraron los más altos valores ICOMI entre 0,791 (estación río Arenas) y 0,946 (estación Quebrada seca), posiblemente relacionados a los eventos de desborde de ríos tributarios en años anteriores; sin embargo, durante el periodo lluvioso, la estación Quebrada seca mantuvo su nivel ICOMI muy alto (0,899). El aumento en los valores ICOMI, puede ser atribuido a procesos de erosión del material rocoso, resuspensión y removilización del sedimento, por efecto del incremento en el movimiento de las aguas, lo que aumenta la conductividad, dureza y alcalinidad del agua (ESPINOSA & RODRÍGUEZ 2016b).

En el mismo orden de ideas, se presenta la Fig. 7 correspondiente al ICOMI del año 2022. Durante la época de sequía, en la subcuenca alta los valores registrados oscilaron entre 0,816(estación 1 río Yoraco) y 0,876 (estación 4 los Cedros); en la subcuenca media, entre 0,775 (estación 10 Aliviadero) y 0,907 (estación 6 Quebrada seca) y en la subcuenca baja entre 0,83 (estación 11 puente Gómez Rubio) y 0,99 (con valores constantes desde la estación 12 en adelante). Por otro lado, durante el período de lluvia, el ICOMI en la cuenca alta presentó valores entre 0,78 y 0,86 en las estaciones 5 (río Arenas) y 3 (los Cedros) respectivamente. Asimismo, la subcuenca media presentó valores entre 0,792 y 0,833 (estación Aliviadero y Quebrada seca); y la subcuenca baja exhibió resultados desde 0,775(puente Gómez Rubio) con tendencia a aumentar hacia la estación 13 (Mercado) y en adelante con un ICOMI de 0,99 debido a la mezcla del agua de río con los iones alcalinos del agua del mar. Dependiendo de las características naturales de cada río, se encontrarán valores de ICOMI variables, como el reportado por GUZMÁN (2018) en el río Chipe en Ecuador y TRUJILLO-ZAPATA *et al.* (2020), quienes obtuvieron valores bajos de este índice en el río Guachicos en Colombia, muy diferentes a lo observado en el río Manzanares, en el cual se observa un aumento en la contaminación por mineralización en toda su cuenca y en ambos periodos climáticos.

Índice de Contaminación por Material en Suspensión (ICOSUS)

El Índice de contaminación por sólidos suspendidos (ICOSUS) se fundamenta en la cantidad de partículas sólidas, tanto orgánicas como inorgánicas, que se encuentran en suspensión dentro de una solución (SÁNCHEZ *et al.* 2025). El ICOSUS del año 2005 para la cuenca del río Manzanares se presentan en la fig.8. El índice de contaminación por sólidos suspendidos se mantuvo con valores inferiores a 0,2

es decir, con clasificación de no contaminada para las cuencas altas y media en casi todas las estaciones durante ambos periodos climáticos, excepto la estación 10 (Aliviadero) en el período de lluvia, debido a que esta zona reúne gran cantidad de material en suspensión, la cual es desviada hacia la comunidad del Peñón. Sin embargo, se evidenció un incremento en el ICOSUS en la estación 12 (puente Raúl Leoni) durante el periodo de lluvia, refiriendo niveles de muy alta contaminación.

De manera análoga a lo observado durante el 2005, en la Fig.9, se presenta el Índice de Contaminación por Material en Suspensión (ICOSUS) 2014-2016, donde se pudo observar que las subcuencas media y baja del río Manzanares no presentaron contaminación por sólidos suspendidos ($ICOSUS < 0,2$) durante los periodos de sequía y lluvia. Este comportamiento pudiera estar asociado a los eventos de desborde de uno de los afluentes tributarios al Manzanares, río Caribe, durante los años 2007 y 2012 (GUTIÉRREZ 2022). No obstante, durante la época lluviosa, los niveles de contaminación en la subcuenca baja oscilaron entre 0,322 (contaminación baja) en la estación 12 (puente Raúl Leoni) y 0,616 (contaminación alta) en la estación 15 (desembocadura), donde se realizan actividades de comercialización (compra-venta) de pescado y mariscos, siendo además, la cuenca más expuesta a la recepción de desechos urbanos que llegan al río a través de los canales de desagüe, actividades portuarias, vertidos industriales, domésticos, entre otros, donde finalmente convergen antes de llegar al mar. MÁRQUEZ & BENÍTEZ (2025), señalan que los aportes hacia la cuenca media y baja de los sólidos es originado en parte por la alta deforestación en la cuenca alta y cuenca media, mayormente en la media; al respecto entre 1985-2022 ha ocurrido una deforestación en la cuenca alta y media de 9.200 hectáreas, lo que representa cerca de 0,7 ha diarias, y por la presencia de empresas areneras que modifican los sedimentos del lecho del río.

El comportamiento del ICOSUS en la cuenca hidrográfica del río Manzanares en el año 2022, se muestra en la Fig.10, en la cual se observa que, durante el período de sequía, todo el ecosistema no presentó niveles de contaminación permaneciendo el valor del ICOSUS $< 0,2$ en todas las estaciones. Sin embargo, se apreciaron altos índices del material suspendido durante el período lluvioso, con mayor incidencia en la cuenca baja, donde el ICOSUS presentó un valor máximo de 0,776 asociado a valores altos de contaminación. Al respecto, HERRERA-MARTÍNEZ *et al.* (2022) en su estudio en el río Guatapurí, Valledupar, indicaron que las altas concentraciones de material suspendido en la época de lluvia se deben al efecto producido por la escorrentía superficial junto con el material orgánico, lo cual tiene similitud con esta investigación, donde se evidenció que las condiciones de alto caudal afectan negativamente la calidad del ecosistema en todas las estaciones.

Índice de Contaminación por Trofia (ICOTRO)

Los ICOTRO calculados para la cuenca del río Manzanares en el año 2005 se muestran en la fig.11. Se observó que, para periodo seco del año 2005, la cuenca alta presentó valores ICOTRO entre 0,93 (río Yoraco), 2,03 (estación Guasdua) revelando clasificación de eutrófico a hipertrófico con valores superiores a 1. Por su parte, la cuenca media presenta valores ICOTRO entre 0,54 (estación Tataracual) y 2,19 (estación Quebrada seca) con características similares a la subcuenca anterior; entre tanto, la subcuenca baja presenta valores ICOTRO que oscilan entre 0,15 y 2,7 con tendencia de condiciones eutróficas e hipertróficas hacia la desembocadura. En relación al período lluvioso, la mayoría de las estaciones presentó carácter eutrófico, excepto las estaciones 6 y 7 (Quebrada Seca y Rancherías), las cuales presentaron índices de hipertrofia. ESPINOSA & RODRÍGUEZ (2016b) señalaron que las aguas residuales aportan alrededor de un 75% de la concentración de fosfatos en el agua de los ríos, las cuales contienen normalmente las heces y la orina humana, desechos de alimentos además de los detergentes, donde la fase disuelta reactiva del fósforo está presente en altas concentraciones (MÁRQUEZ & LEMUS 2025) y los efluentes industriales que se vierten al alcantarillado o directamente a su cauce sin tratamiento previo. En este sentido, SALAZAR *et al.* (2018) y MÁRQUEZ *et al.* (2019) precisan específicamente que en la cuenca media existen asentamientos urbanos en las riberas del río y la mayoría de las viviendas descarga sus vertidos domésticos sin tratamiento a este ecosistema.

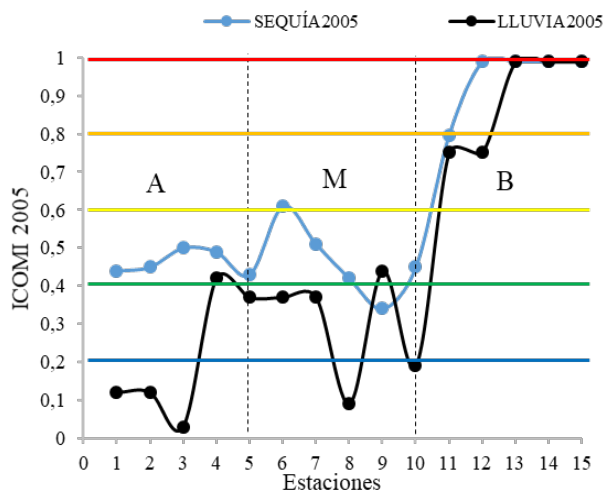


Fig. 5. Índice de contaminación por mineralización (ICOMI) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares, período lluvia-sequía 2005.

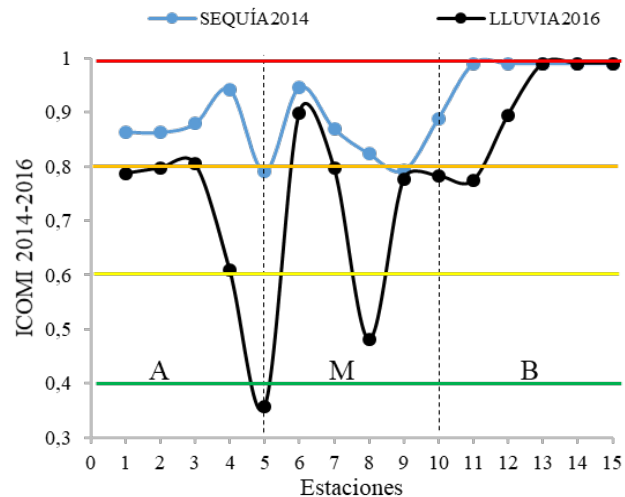


Fig. 6. Índice de contaminación por mineralización (ICOMI) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares, período 2014-2016.

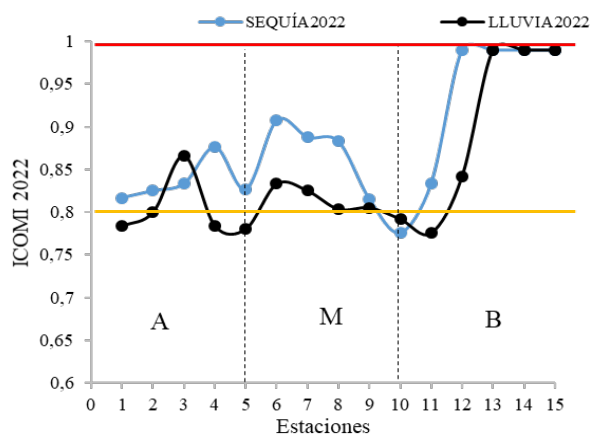


Fig. 7. Índice de contaminación por mineralización (ICOMI) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares en el año 2022.

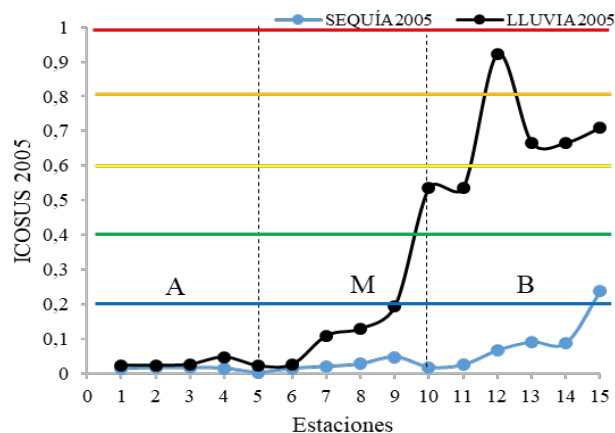


Fig. 8. Índice de contaminación por material en suspensión (ICOSUS) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares para el período lluvia-sequia 2005.

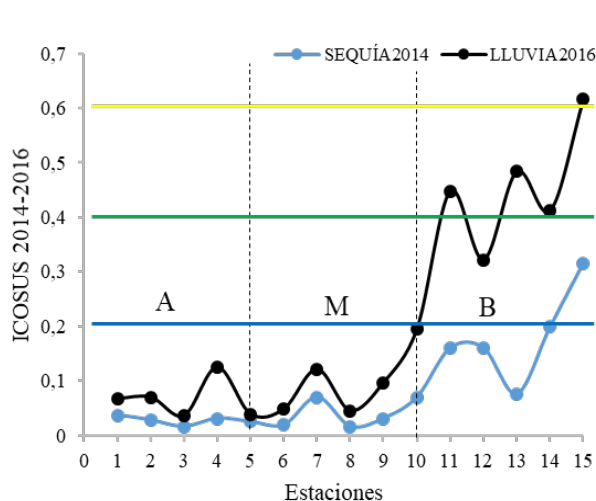


Fig. 9. Índice de contaminación por material en suspensión (ICOSUS) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares para el período 2014-2016.

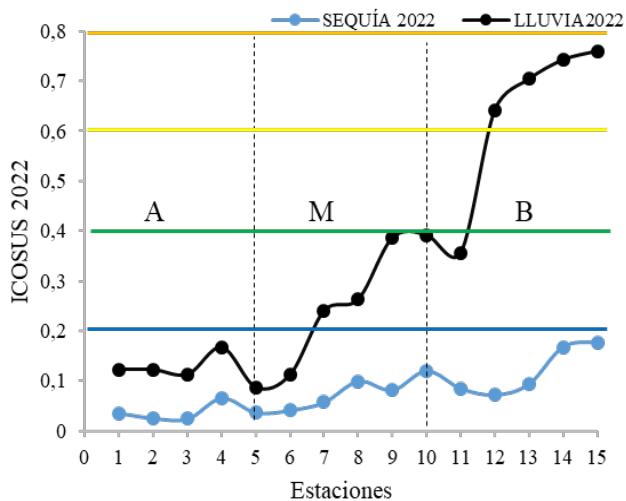


Fig.10. Índice de contaminación por material en suspensión (ICOSUS) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares para el año 2022.

Por otra parte, en la Fig.12, se presenta el índice ICOTRO en las estaciones de la cuenca del río Manzanares durante el periodo sequía 2014 - lluvia 2016. En la temporada de sequía del año 2014, el comportamiento observado en toda la cuenca del río Manzanares fue característico de un ambiente eutrófico, encontrando valores ICOTRO en la cuenca alta entre 0,15 y 0,06. De manera similar, en la cuenca media se registraron valores de este índice entre 0,05 y 0,15, resaltando la estación 7 (Rancherías) con el máximo valor. Finalmente, en la cuenca baja, los valores de ICOTRO obtenidos se mantuvieron en el rango entre 0,05 y 0,06 análogamente a los tramos del río mencionados anteriormente. Ésta disminución progresiva, con posible tendencia a categoría mesotrófica (ICOTRO entre 0,01 y 0,02), tenga lugar posiblemente por los procesos fisicoquímicos, que suceden debido a la presencia de los variados y complejos componentes del agua de mar (MARCOVECCHIO & FREIJE 2013), específicamente hacia la estación de la desembocadura.

Durante la temporada de lluvia (año 2016), la cuenca del río Manzanares exhibió un comportamiento eutrófico en todas las estaciones con valores de ICOTRO entre 0,08 y 0,32 (subcuenca alta); en la subcuenca media entre 0,093 y 0,132 (subcuenca media) y 0,031 y 0,177 en la subcuenca baja. Características similares fueron reportadas por MÁRQUEZ & LEMUS (2025), quienes describen que en general esta cuenca hidrográfica se comporta como un ecosistema eutrofizado donde las cargas máxicas de nutrientes calculadas en su estudio demuestran un incremento y que están en consonancia con el caudal tributario de los diferentes ríos que componen la cuenca, y con el mayor asentamiento humano.

A partir de los valores arrojados del Índice ICOTRO en cada tramo del río Manzanares en el año 2022 (Fig. 14), se observa que independientemente del período climático, el ecosistema presenta características de un ambiente eutrofizado, cuya condición disminuye hacia la zona marina (desembocadura). Las variaciones en el pH de la mezcla entre el agua del río y mar, producen la precipitación del fósforo, cuyas concentraciones disminuyen al aumentar la fuerza iónica del agua (MARCOVECCHIO & FREIRE 2013; GUTIÉRREZ 2022; MARCANO-LÁREZ *et al.* 2024)

ICOMO

Los índices de contaminación por materia orgánica del río Manzanares para el año 2005, se presentan en la Fig. 15. En la subcuenca alta, tanto en sequía como lluvia, las estaciones 1 y 4 (río Yoraco y Guasdua) presentaron los valores mínimos y máximos del ICOMO con valores entre 0,411 y 0,775 en sequía y lluvia respectivamente. Sin embargo, en la subcuenca media en el periodo de estiaje el valor mínimo registrado fue en la estación 9 (Edén del niño) con un valor de 0,381 indicativo de baja contaminación, mientras que el máximo ICOMO obtenido fue en la estación 10 (Aliviadero). Por otro lado, en la subcuenca baja, los valores mínimos del ICOMO se registraron en la desembocadura para ambos períodos climáticos y los máximos en la estación 13 (Mercado), posiblemente asociados a la gran cantidad de residuos que llegan al cauce del río por influencia antrópica (MARÍN-JIMÉNEZ *et al.* 2024).

Por otro lado, en la Fig.16, se presenta el ICOMO de la cuenca del río Manzanares durante el período 2014-2016 (sequía y lluvia). Es evidente que el índice de contaminación presentó un aumento gradual desde niveles de contaminación baja hasta muy alta hacia la estación de la desembocadura. Los ICOMO más altos, se obtuvieron durante el período de lluvias, presentando valores en la subcuenca alta de 0,62 (estación 4 Guasdua); en la subcuenca media de 0,72 (estación 10 Aliviadero) y en la subcuenca baja de 0,837 (estación 14 puente Aristides Rojas); mientras que los valores inferiores del ICOMO se registraron durante el período de sequía en las subcuencas alta y media con resultados entre 0,213 (estación 1 río Yoraco) y 0,44 (estación 7 Rancherías). JARAMILLO-QUINTERO *et al.* (2025), en su estudio sobre de índices de calidad de agua del cauce principal de la microcuenca urbana Hato de la Virgen, Ibagué-Tolima, indicaron que el principal agente de contaminación se debe a la materia orgánica, proveniente en gran porcentaje de aguas residuales domésticas, tal como sucede en el río Manzanares.

Durante los períodos de sequía y lluvia del año 2022 (Fig. 17), el ICOMO presenta evidencia de la alta carga orgánica vertida en las corrientes de agua como un indicador de la presencia de desechos

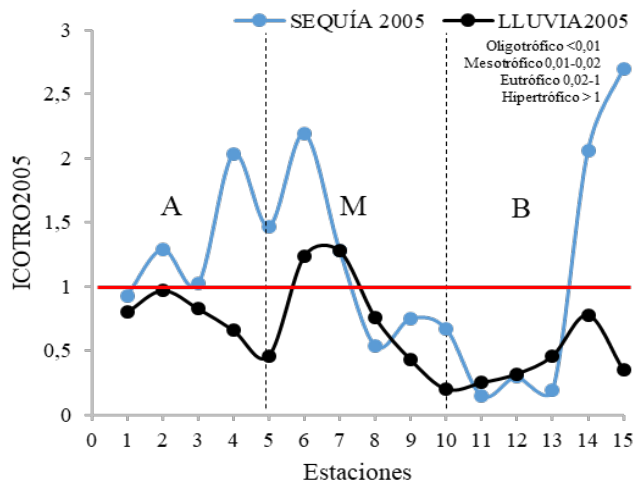


Fig. 11. Índice de contaminación por trofia (ICOTRO) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares durante el periodo lluvia- sequía correspondientes al año 2005.

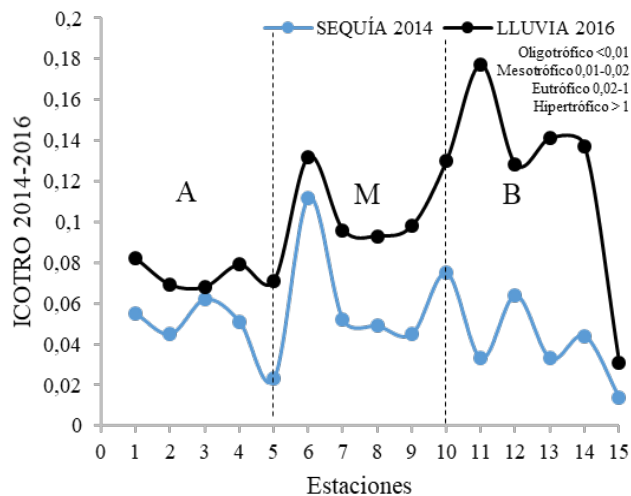


Fig. 12. Índice de contaminación por trofia (ICOTRO) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares durante el periodo sequía 2014 - lluvia 2016.

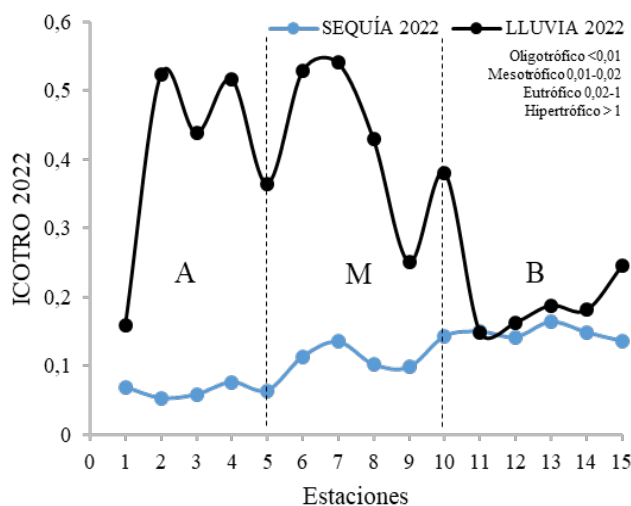


Fig. 13. Índice de contaminación por trofia (ICOTRO) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares durante el periodo sequía 2014 - lluvia 2016.

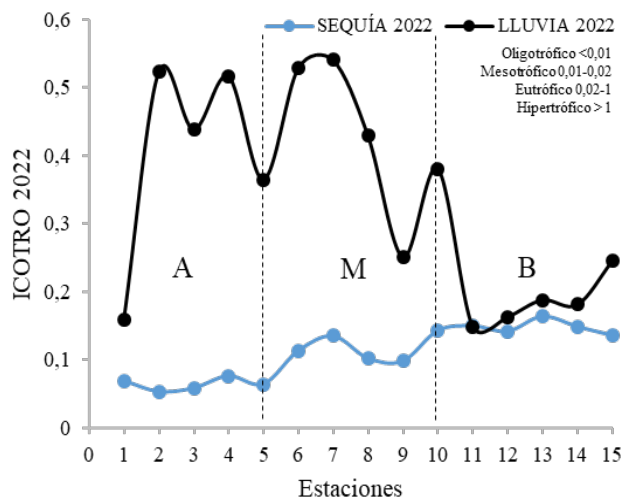


Fig. 14. Índice de contaminación por trofia (ICOTRO) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares para el año 2022.

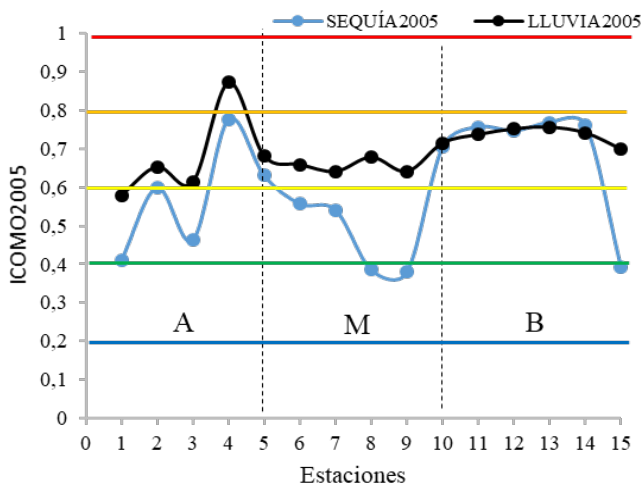


Fig. 15. Índice de contaminación por materia orgánica (ICOMO) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares durante el periodo lluvia- sequía correspondientes al año 2005.

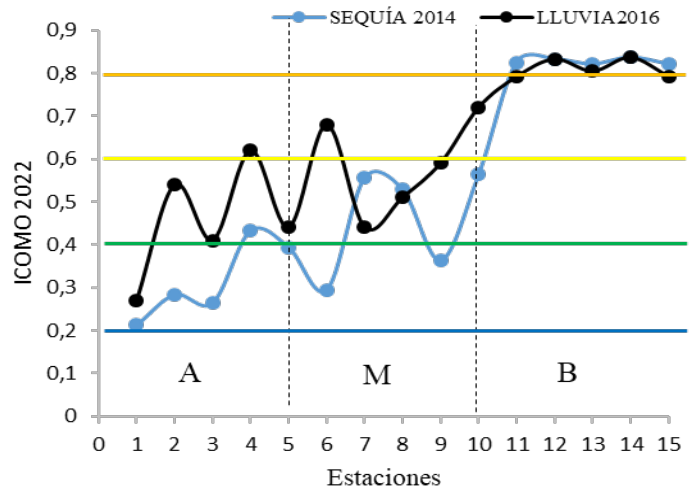


Fig. 16. Índice de contaminación por materia orgánica (ICOMO) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares durante el periodo 2014-2016.

humanos y animales (CABOT *et al.* 2024), aceites y grasas, herbicidas, entre otros que inciden en los bajos valores de oxígeno en el agua. Así, en la subcuenca alta del río Manzanares, los valores registrados del ICOMO oscilaron para el período de sequía entre 0,748 (estación 4) y 0,37 (estación 1) en la subcuenca alta; en la subcuenca media entre 0,475 (estación 8) y 0,707 (estación 6) y en la subcuenca baja entre 0,778 (estación 14) y 0,796 (estación 11).

Por su parte para el período de lluvia los valores fluctuaron entre 0,245 (estación 1) y 0,697 (estación 4); en la subcuenca media entre 0,609 (estación 9)

y 0,668 (estación 6) y en la subcuenca baja entre 0,660 (estación 11) y 0,734 (estación 14). Los resultados muestran que las condiciones de contaminación son altas en las aguas de las estaciones de la parte alta de la cuenca y muy altas en las estaciones ubicadas hacia la parte baja de la misma. Este resultado, es similar al reportado por JARAMILLO-QUINTERO *et al.* (2025) en la microcuenca urbana Hato De La Virgen, Ibagué (Tolima, Colombia) y SÁNCHEZ *et al.* (2025) para la Quebrada Pavayaco, Putumayo, Colombia, quienes aducen que estos altos niveles de contaminación no son favorables para el hábitat acuático. Es evidente que el efecto de dilución en la época de alto caudal, no altera significativamente la calidad del agua de la cuenca del río Manzanares, lo que significa que existe una incidencia permanente y a lo largo del tiempo en la calidad del agua debido a los vertimientos y de las actividades antrópicas presentes en este ecosistema.

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP), que permitió analizar la variabilidad de los datos enfocado en las variables relacionadas con la calidad y del agua y contaminación. Los pesos de las variables en los primeros componentes se muestran en la TABLA 6.

El ACP evidenció que los tres primeros componentes (F1 a F3) explican el 88,606% del total de la varianza, mientras que los componentes F1 y F2 explican el 75,705% de esta variabilidad. En la Fig. 18, se observa que el primer componente (F1) exhibe la mayor parte de la variabilidad, sugiriendo que puede estar relacionado con un factor general de contaminación o calidad del agua, dado que variables como ICA e ICOTRO, muestran cargas opuestas en los componentes, lo que podría indicar diferentes fuentes de contaminación y al mismo tiempo considerarse como índices prioritarios para el monitoreo continuo. Por otro lado, el segundo componente (F2), pudiera asociarse entre variables relacionadas con diferentes tipos de contaminantes o condiciones específicas del agua. Este patrón ha sido documentado por ZHANG *et al.* (2009), quienes señalan que este comportamiento es característico cuando ciertos grupos de variables tienden a responder a fuentes puntuales (descargas industriales) mientras otros se asocian

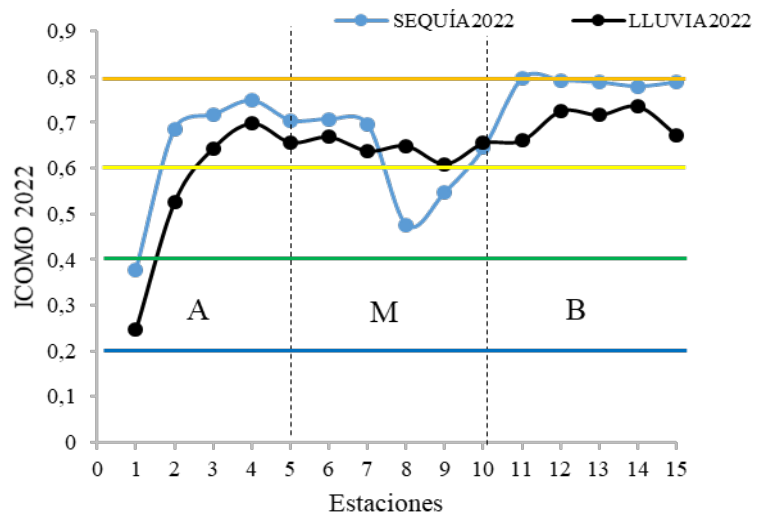


Fig. 17. Índice de contaminación por materia orgánica (ICOMO) en cada una de las estaciones de la cuenca del río Manzanares durante el periodo 2022.

TABLA 6. Porcentaje de varianza y porcentaje de varianza acumulada para el análisis de componentes principales aplicado a las variables derivadas de los índices de contaminación y calidad del río Manzanares.

Componente	Porcentaje de varianza	Porcentaje acumulado
1	54,556	54,556
2	21,149	75,705
3	12,901	88,606

con fuentes difusas (escorrentía agrícola y urbana). Resulta evidente que el conjunto de índices ICOMO, ICOSUS e ICOMI, sugieren responder a una misma presión antrópica dominante (como descargas domésticas) o reflejan fuentes y actividades diferenciadas (actividad industrial, agricultura, uso del suelo en la cuenca). El ICA, al integrar múltiples aspectos de calidad de agua en una sola métrica, funciona como un indicador que se alinea (o contraponen) a los gradientes de contaminación arrojados por los ICO's. Una fuerte correlación negativa de ICA con uno o varios ICO en el componente 1(F1) es coherente con una degradación progresiva de la calidad del agua aguas abajo o en sectores con mayor presión antrópica. La distribución de las variables sugiere que existen diferencias significativas en los perfiles de contaminación, confirmando que esta herramienta exploratoria permite entender las relaciones entre las variables. En el contexto de estudios hidrológicos y de calidad de agua, el ACP se ha empleado para: sintetizar información de múltiples parámetros fisicoquímicos y biológicos; discriminar zonas o periodos con diferente grado de contaminación; identificar posibles fuentes de contaminación (puntuales y difusas); y apoyar procesos de clasificación del estado ecológico y de la calidad del recurso hídrico (ZHANG *et al.* 2009)

Análisis de conglomerados

La Figura 19 presenta el dendrograma de similitud entre las estaciones muestreadas en la cuenca hidrográfica del río Manzanares. El análisis, evidencia la conformación de dos conglomerados principales. El primero, más compacto, agrupa las estaciones 1, 2, 3, 5, 8, 9 y 10, lo que sugiere perfiles ambientales homogéneos. Las estaciones 1, 2, 3 y 5, localizadas en la cuenca alta, se caracterizan por una baja densidad poblacional y limitada actividad agrícola, condiciones que reducen la presión antrópica. Estas

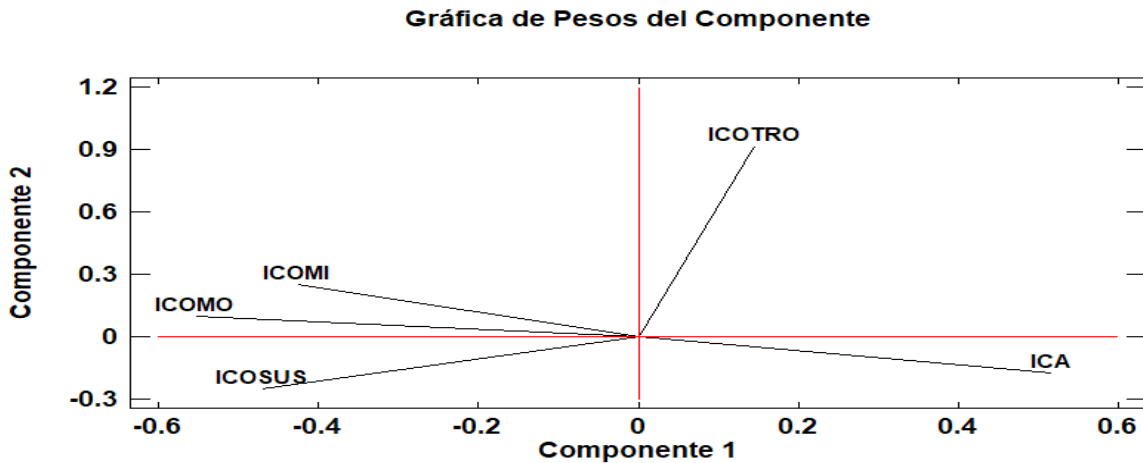


Fig. 18. Análisis de componentes principales de las dos primeras componentes (F1 y F2) para los índices de contaminación y de calidad del agua del río Manzanares.

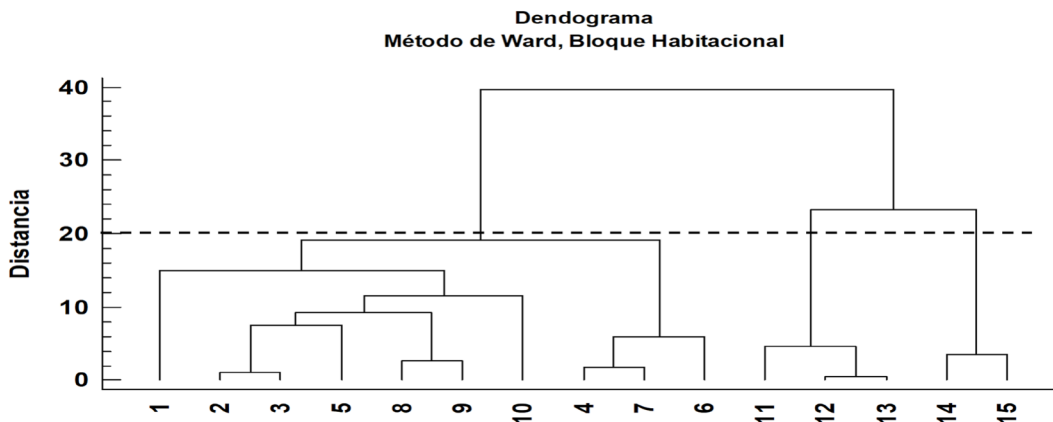


Fig. 19. Dendrograma de similitud entre las estaciones de muestreo en el río Manzanares.

zonas presentan aguas de elevada transparencia y pendientes pronunciadas, coherentes con lo descrito por SALAZAR *et al.* (2018).

En contraste, las estaciones 8, 9 y 10, aunque forman parte de la subcuenca media con una intensa intervención humana, reciben la mayor parte de los afluentes. Durante la temporada de lluvias, el aumento del caudal de los ríos tiene un efecto de dilución en la concentración de contaminantes (GUTIÉRREZ 2022), lo que permite que parámetros fisicoquímicos como la conductividad, nutrientes, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno (DBO) y sólidos en suspensión estén dentro de rangos comparables a los de la subcuenca alta. El segundo conglomerado, más heterogéneo, agrupa las estaciones 4, 6, 7, 11, 12, 13, 14 y 15. Excepto la estación 4, todas se ubican en la subcuenca media y baja, donde se observa un deterioro significativo de la calidad del agua, asociado a la mayor presión antrópica. Este patrón coincide con lo señalado por HUAMÁN (2018) respecto a que el análisis de conglomerados, como técnica exploratoria multivariante, permite identificar agrupamientos pero no establecer relaciones causales.

Estudios recientes confirman que la aplicación de métodos multivariantes en cuencas fluviales constituye una herramienta robusta para evaluar la calidad del agua y comprender la influencia de los usos del suelo y los regímenes hidrológicos sobre los parámetros fisicoquímicos, los cuales han demostrado que la variabilidad espacial y temporal en la calidad del agua está fuertemente modulada por las políticas de gestión y las condiciones climáticas (TALUKDAR *et al.* 2023).

En este contexto, el análisis de conglomerados refleja la heterogeneidad ambiental de la cuenca del río Manzanares, lo cual permite inferir que los dos grupos identificados se distribuyen a lo largo del territorio de este importante recurso fluvial del oriente de Venezuela. Esta organización evidencia que en cada subcuenca existe una marcada variabilidad en la calidad del agua, la cual se encuentra probablemente vinculada a la interacción de factores climáticos, geológicos y antrópicos propios de cada sector. Dichas variaciones reflejan la complejidad hidroambiental del sistema fluvial y evidencian la necesidad de considerar las particularidades de cada subcuenca en los procesos de evaluación y gestión de este recurso (MÁRQUEZ & BENÍTEZ 2025).

CONCLUSIONES

Cada subcuenca del río Manzanares presenta características específicas de calidad de agua que las distinguen entre sí, evidenciando para la subcuenca alta un ICA regular, malo en la subcuenca media y muy mala en la subcuenca baja.

La variabilidad de la calidad del agua del río Manzanares durante el período de estudio, registró un deterioro progresivo en la calidad ambiental del ecosistema, reflejando la problemática existente en el mismo.

La cuenca del río Manzanares presenta problemas de contaminación por mineralización, sólidos suspendidos, trofia y materia orgánica con tendencia a aumentar en el tiempo independientemente del período climático.

El análisis estadístico muestra que la cuenca hidrográfica del Manzanares, se divide en dos grupos, uno con características ambientales similares (zonas más rurales menos impactadas) y otro con tramos más impactados por actividades humanas (domésticas e industriales).

Esta investigación constituye un aporte significativo a la limnología de la cuenca hidrográfica del río Manzanares, al representar la primera aplicación de las metodologías ICA e ICO en este ecosistema. Sus resultados pueden servir como base para futuras investigaciones orientadas al monitoreo y gestión ambiental de la región.

AGRADECIMIENTOS

Los autores desean expresar sus palabras de admiración a la trayectoria del Prof. William Senior, Investigador de grandes valores que sembró en todos nosotros el interés por un baluarte natural de Cumaná, el río Manzanares. También, agradecemos los aportes realizados por la Prof. Fabiola López y al Grupo de Investigación en Gestión Integral de Cuencas de la UPTOS Clodosbaldo Russián.

REFERENCIAS

- ABBASI, T. & S. ABBASI. 2012. Water quality indices. Elsevier, The Netherlands. 375p. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-54304-2.00016-6>.
- AGUILERA, L., L. LASTRA, R. BETANCOURT. & M. AMUNDARAIN. 1987. Rescate del Manzanares. Informe preliminar de la comisión nombrada por el consejo municipal del Distrito Sucre, Estado Sucre, sobre la conservación, mejoramiento y defensa del río Manzanares, su cuenca y el área bajo su influencia. 46 pp.
- APHA-AWWA-WEF. 2012. Standard methods for the examination of water and wastewater. 22th Edition. Ediciones Díaz de Santos, S.A. Madrid, España. 5-41 y 5-44.
- ARIZA-RESTREPO, J., Y. RODRÍGUEZ-DÍAZ & H. OÑATE-BARRAZA. 2023. Índices de calidad del agua (ICA) e índices de contaminación (IPC) una revisión bibliográfica. *Tecnura*, 27(77). <https://doi.org/10.14483/22487638.20052>
- ARROYO-ORTEGA, I., Y. CHAVARIN-PINEDA & E. TORRES. 2024. Evaluación de la contaminación en aguas de transición mediante tecnologías geoespaciales: Una revisión. *ISPRS Int. J. Geo Inf.*, 13, 196-210.
- BARRIOS-GÓMEZ, M., D. RODRÍGUEZ-OLARTE & P. RODRÍGUEZ- BUENO. 2018. *Los ríos en riesgo en la costa oriental del Lago de Maracaibo*. En: *Ríos en Riesgo de Venezuela*. Colección Recursos Hidrobiológicos de Venezuela. Venezuela. 2:31-46.
- BURBANO-SALAS, D., F. AJILA, M. POMA-COPA & D. LOWY. 2024. Water quality evaluation by WQI and ICOs for the rivers of Joya de los Sachas and Francisco de Orellana. *F1000Research*, 13:1325. <https://doi.org/10.12688/f1000research.155720.1>
- CABOT, M., C. PICCINI, P. INCHAUSTI, G. DE LA ESCALERA & J. GARCÍA. 2024. Relationships between fecal indicator abundance in water and sand and the presence of pathogenic genes in sand of recreational beaches. *Environ. Monit. Assess* 196(11). doi.org/10.1007/s10661-024-13256-z.
- CARMEN-MUNAYCO, P., F. HERRERA, A. MARINO, SMITH, J. VALVERDE & D. VERÁSTEGUI. 2025. *Evaluación de la calidad en los cuerpos de agua superficial durante la ejecución del proyecto de la carretera desde Negromayo hasta Andahuaylas aplicando el Método Grey Clustering*. Trab Grad, Maestro en Gestión Ambiental y Sostenibilidad. Universidad Peruana de Ciencias Aplicadas (UPC). Lima, Perú. 362 pp.
- CHAVARRO, A. & E. GÉLVEZ. 2016. Caracterización de la calidad de las aguas de la quebrada Fucha utilizando los índices de contaminación ICO con respecto a la precipitación y usos del suelo. *Mutis*.6 (2): 19-31. doi: <http://dx.doi.org/10.21789/22561498.1148>
- CHAVES-CHAVES, E. 2025. Aplicación del Índice Simplificado de Calidad de Agua (ISQA) en la evaluación de calidad del agua en el río Ocloro, San José, Costa Rica. *Tecnología en Marcha*. 38(1):59-67. <https://doi.org/10.18845/tm.v38i1.7027>
- CHIDIAC, S., P. EL NAIJAR, N. OUAINI, Y. EL RAYESS & D. EL AZZI. 2023. A comprehensive review of water quality indices (WQIs): history, models, attempts and perspectives. *Rev. Environ. Sci. Biotechnol.* 22(2), 349-395. DOI: [HTTPS://DOI.ORG/10.1007/s11157-023-09650-7](https://doi.org/10.1007/s11157-023-09650-7)

- DEVETAC, I. L., B. DÍAZ, A. ACUÑA, J. QUIROGA & O. BERTONI. 2025. Análisis comparativo de Índices de Calidad de Agua (ICA) aplicados en la Región Hidrográfica del Río Gallegos (Patagonia Austral, Argentina). *Informes Científicos Técnicos - UNPA*, 17(1): 91–120. <https://doi.org/10.22305/ict-unpa.v17.n1.1170>
- ESPINOSA, T. & C. RODRÍGUEZ. 2016a. Nota técnica: Índice de calidad del agua (ICA), de los ríos Aroa y Yaracuy de los estados de Falcón y Yaracuy, en Venezuela. *Rev. ING. UC*, 23(3): 381-386.
- ESPINOSA, T. & C. RODRÍGUEZ. 2016b. Nota técnica: Determinación del Índice de calidad del agua (ICA), de los ríos Morón y Patanemo del estado Carabobo, en Venezuela. *Rev. ING. UC*, 23(2): 204-215.
- FERMÍN, I. 2015. *Evaluación ambiental del río Manzanares y su interacción con la zona costera de Cumaná. Estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. Doctor en Ciencias Marinas. Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 93pp.
- GACETA OFICIAL DE VENEZUELA, 1995. Resolución 5021. Decreto 883. Normas para la clasificación y el control de la calidad de los cuerpos de aguas y vertidos o efluentes líquidos. Caracas, Venezuela.
- GARCÍA-GONZÁLEZ, J., M. OSORIO-ORTEGA, R. SAQUICELA-ROJAS & M. CADME. 2021. Determinación del índice de calidad del agua en ríos de Santo Domingo de los Tsáchilas, Ecuador. *Ing. agua*. 25(2):115-126. <https://doi.org/10.4995/la.2021.13921>
- GIL, J., G. BELLOSO, C. VIZCAINO, I. MAZA, C. SÁNCHEZ, C. BOLÍVAR & P. MARTÍNEZ. 2013. Evaluación de la calidad microbiológica y niveles de nitratos y nitritos en las aguas del río Guarapiche, estado Monagas, Venezuela. *Revista Científica UDO Agrícola* 13(1): 154-163.
- GIL, J., C. VIZCAINO & N. MONTAÑO. 2018. Evaluación de la calidad del agua superficial utilizando el índice de calidad del agua (ICA). Caso de estudio: Cuenca del Río Guarapiche, Monagas, Venezuela. *Anales Científicos*, 79 (1): 111 – 119. DOI: <http://dx.doi.org/10.21704/ac.v79i1.1146>.
- GONZÁLEZ, J. 2017. *Evaluación de los indicadores de calidad ICA e ICO del Río Botello ubicado en el municipio de Facatativá*. Trab. Grad, Tecnología en saneamiento ambiental. Universidad Nacional Abierta y a Distancia – UNAD Escuela de Ciencias Agrícolas, Pecuarias y del Medio Ambiental Bogotá, Colombia. 147 pp.
- GUTIÉRREZ, A. 2005. *Evaluación fisicoquímica y microbiológica de las aguas superficiales cuencas alta, media y baja del río Manzanares*. Trab. Ascenso. Instituto Universitario de Tecnología de Cumaná. 102 pp.
- GUTIÉRREZ, A. 2022. *Evaluación de la calidad de las aguas de la cuenca hidrográfica río Manzanares, Sucre, Venezuela, mediante la aplicación de los índices de calidad (ICA) y contaminación (ICOS e IPI)*. Trab. Grad. Doctor en Ciencias Marinas. Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela. 224 pp.
- GUZMÁN, J. 2018. *Calidad del agua del río Chipe y su aptitud para actividades recreativas en el cantón Valencia, provincia de los ríos*. Trab. Grad. Maestría en Gestión ambiental, Universidad Técnica Estatal De Quevedo. Quevedo, Ecuador 98 p.
- HAN, Z., T. TIAN & Y. ZHANG. 2025. Development of a High-Throughput qPCR Assay for Detecting Waterborne Protozoa and Helminths Across Different Environmental Media in China. *Chinese Center for Disease Control*. 7(3):100–106. doi.org/10.46234/ccdcw2025.016.
- HERRERA-MARTÍNEZ, J., B. NAVARRO-SINING, K. TORRES-CERVERA, N. MARTÍNEZ-GARCÍA, A. ROYERO-IBARRA & A. CAHUANA-MOJICA. 2022. Determinación de los índices BMWP/COL, (QBR), (IHF) e ICO en Valledupar, Colombia. *Rev. Polit.*, 18: 35. 110-127.

- HIM, J., Z. FUENTES & Y. VILLARREAL 2025. Calidad fisicoquímica y microbiológica del agua en la desembocadura conjunta de los ríos Playita y Pavo en Arenas de Quebro (Veraguas, Panamá). *Mesoamericana*. 27 (1):42-51.
- HUAMAN, S. 2018. La cuenca como unidad de gestión para el desarrollo de espacios rurales un análisis exploratorio. *Anales Científicos*, 79:2.ISSN-e2519-7398.<https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=6736867>
- JARAMILLO-QUINTERO, M., J. SALCEDO-SAAVEDRA & A. GUIÑO-DUQUE. 2025. Comparación espacial y temporal de índices de calidad de agua del cauce principal de la microcuenca urbana Hato de la Virgen, Ibagué-Tolima, Colombia. *Revista ambiental agua, aire y suelo*, 16(2): 13–37. <https://doi.org/10.24054/raas.v16i2.4075>.
- KUMAR, P. 2018. Simulation of Gomti River (Lucknow City, India) future water quality under different mitigation strategies. *Heliyon* 4: e01074. <https://www.cell.com/action/showPdf?pii=S2405-8440%2818%2932457-5>
- MARCANO-LÁREZ, D., A. GUTIÉRREZ-VELÁSQUEZ & F. MARÍN-JIMÉNEZ. 2024. Caracterización hidroquímica de la cuenca del río Manzanares, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 63 (01): 33-45.
- MARCOVECCHIO, J. & R. FREIJE. 2013. *Procesos Químicos en Estuarios*. Editorial de la Universidad Tecnológica Nacional. edUTecNe. Argentina. 394 pp.
- MARÍN-JIMÉNEZ, F., A. GUTIÉRREZ-VELÁSQUEZ & D. MARCANO-LÁREZ. 2024. Distribución granulométrica de un sistema hidrográfico del sector nororiental de Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 63 (01): 21-32.
- MÁRQUEZ, A., I. FERMÍN, W. SENIOR, R. DE LA CRUZ, A. BENÍTEZ, A. DÍAZ, E. GONZÁLEZ, E. HERNÁNDEZ, M. GONZÁLEZ, D. HERNÁNDEZ, M. OCQUE, J. ACOSTA, A. LEMUS., M. PATIÑO & O. RODULFO. 2019. *Evaluación de riesgo ambiental por metales pesados en sedimentos de la cuenca del río Manzanares, Venezuela*. En: *Las Costas Mexicanas, Contaminación, Impacto Ambiental, Vulnerabilidad y Cambio Climático*. Eds: V. Botello A. & S. Villanueva. UAC, UNAM, México. 1- 26 pp.
- MÁRQUEZ, A. & A. LEMUS. 2025. Evaluación de la química de los nutrientes y del riesgo de eutrofización en cuenca del río Manzanares, Venezuela. 1-29. *Rev. Cienc. Ing.* 12(1): 1-29, e14533410. DOI: <https://n2t.net/ark:/60540/14533410>
- MÁRQUEZ, A. & S. BENÍTEZ. 2025. Metales pesados en aguas de la cuenca del río Manzanares, Venezuela. *Rev. Cienc. Ing.* 12(2): 1-27. e15702613, DOI: <https://n2t.net/ark:/60540/15702613>
- MARTÍNEZ, G., J. ALVARADO & W. SENIOR. 2001. Estudio fisico-químico de las aguas superficiales de la cuenca baja y pluma del río manzanares. *Interciencia*. 26 (8):342-351.
- MEDINA, L., J. CASTAÑEDA, I. FERMÍN, G. PÉREZ & F. LÓPEZ. 2013. Variación espacio-temporal del caudal y el transporte de nutrientes en el río Manzanares. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.*, 52 (2): 67-75.
- NATIONAL SANITATION FOUNDATION (NSF). 1970. Basin Water Quality Information: References. National Sanitation Foundation Water Quality Indexes. En: <http://bcm.houlder.co.us/Basin/Data/Info/References:Html>
- OTT, W. 1978. *Water Quality Indices: A Survey of Indices used in the United States*, EPA – 600\4-78-005, Environmental Protection Agency, Washington, D.C.
- PANNEERSELVAM, B., K. MUNIRAJ, K. DURAISAMY, C. PANDE, S. KARUP PANNAN & M. THOMAS. 2022. An integrated approach to explore the suitability of nitrate-contaminated groundwater for drinking

purposes in a semiarid region of India. *Envi. Geoch. H.* 10:1–7. <https://doi.org/10.1007/s10653-022-01237-5>

- PAUN, I., L. CRUCERU, F. CHIRIAC, M. NICULESCU, G. VASILE & N. MARIN. 2016. Water quality indices—methods for evaluating the quality of drinking water. En: Proceedings of the 19th INCD ECOIND International Symposium—SIMI 2016, “The Environment and the Industry”. 395–402. <https://doi.org/10.21698/simi.2016.0055>
- PINTO, F. 2012. Batimetría y evaluación de sedimentos recientes del golfo de Cariaco, Venezuela. Trabajo de Postgrado Cienc. Mar. Inst. Oceanogr. Venezuela, Cumaná, Venezuela. 87 p.
- RAMÍREZ, A., R. RESTREPO & G. VIÑA. 1997. Cuatro Índices de Contaminación para la Caracterización de aguas Continentales y Vertimientos: Formulaciones. *Cienc. Tecnol. y Fut.* 1(3): 135 – 153.
- RAMÍREZ, A., R. RESTREPO & M. CARDEÑOSA. 1999. Índices de contaminación de aguas continentales y vertimientos, formulaciones. *Ciencia Tecnología y Futuro.* 1(5): 89 – 99.
- RODRÍGUEZ-OLARTE, D. 2017. *Ríos en riesgo de Venezuela. Colección Recursos hidrobiológicos de Venezuela.* Universidad Centroccidental Lisandro Alvarado (UCLA). Barquisimeto, Lara. Venezuela.
- SALAZAR, S., A. CARMEN, B. GÓMEZ, J. BELLO, W. SENIOR & L. TROCCOLI. 2018. *Estado de conservación del sistema hidrográfico del río Manzanares, región Caribe Oriental de Venezuela.* En: *Ríos en Riesgo de Venezuela.* Ed. D. Rodríguez-Olarte, 2 (6): 1-18.
- SAMBONI, N., Y. CARVAJAL & J. ESCOBAR. 2007. Revisión de parámetros fisicoquímicos como indicadores de Calidad y contaminación del agua. *Ing. Investig.* 27(3), 172-181. DOI: <https://doi.org/10.15446/ing.investig.v27n3.14858>.
- SÁNCHEZ, L., J. PÉREZ & L. AGUDELO. 2025. Calidad fisicoquímica y microbiológica de la quebrada Pavayaco: Resguardo Indígena Inga de Condagua, Mocoa-Putumayo. *Ing. y Des.*, 43:2, 256–276.
- SENIOR, W. 2000. Plan de recuperación integral del río Manzanares y su entorno. Informe. Departamento de Oceanografía. Instituto Oceanográfico de Venezuela. Universidad de Oriente. *Zenodo.* <https://doi.org/10.5281/zenodo.160928>
- SENIOR, W., I. FERMÍN & F. MATA. 2004. *Diagnóstico ambiental y participación comunitaria para el Control de la Contaminación del Río Manzanares, Estado Sucre, Venezuela.* Informe Fundación Río Manzanares. 89 pp.
- TALUKDAR, P., B. KUMAR & V. KULKARNI. 2023. A review of water quality models and monitoring methods for capabilities of pollutant source identification, classification, and transport simulation. *Rev. Envir. Sci. and Bio/Tech.* 22: 653–677. <https://doi.org/10.1007/s11157-023-09658-z>
- TORRES, P., C. CRUZ & P. PATIÑO. 2009. Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano: Una revisión crítica. *Rev. Ing. Univ. de Medellín* 8(15):79-94.
- TRUJILLO-ZAPATA, S. A., C. CORTÉS-OROZCO, M. VINASCO-GUZMÁN, J. ORTEGA-ASTUDILLO & C. CRUZ-OSPINA. 2020. Evaluación de la calidad del agua en la fuente abastecedora de Pitalito – Huila: Río Guachicos y sus afluentes principales, utilizando los índices de contaminación e índice de calidad de agua. *Gestión y Ambiente*, 23(2), 182–192. <https://doi.org/10.15446/ga.v23n2.83600>
- VALDÉS, J., N. SAMBONI-RUIZ & Y. CARVAJAL. 2011. Desarrollo de un indicador de la calidad el agua usando estadística aplicada, caso de estudio: subcuenca Zanjón Oscuro. *Revista Tecnológicas* 26, 165-180. DOI: <https://doi.org/10.22430/22565337.60>

- ZHANG, L. 2017. Different methods for the evaluation of surface water quality: the case of the Liao River, Liaoning Province, China. *Int Rev Spat Plan Sustain Dev* 5:4–18. https://doi.org/10.14246/irspsd.5.4_4
- ZHANG, Q., L. ZHONGWU Z. GUANGMING, L. JIANBING, F. YONG, Y. QINGSHUI, W. YAMEI & Y. FANGYI. 2009. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques in red soil hilly region: a case study of Xiangjiang watershed, China. *Environ Monit Assess.* 152: 123–131. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0301-y>

Recibido: Septiembre 2025

Aceptado; Diciembre 2025

GEOQUÍMICA DE LA MATERIA ORGÁNICA EN SEDIMENTOS RECIENTES DE LA LAGUNA DE UNARE, ESTADO ANZOÁTEGUI, VENEZUELA

MARTÍNEZ GREGORIO¹, MARCANO DAYANA², QUINTERO ANTONIO¹, BRITO FELICIA¹, MARÍN FERNANDO² & GUTIÉRREZ ARGELIA²

¹*Departamento de Oceanografía, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Cumaná, estado Sucre. *Autor de correspondencia: goyomartinez@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0002-1882-752X>
agqr2005@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0001-6258-0985>
felicia.brito@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0001-7030-9327>*

²*Universidad Politécnica Territorial del Oeste de Sucre “Clodosbaldo Russián”, Cumaná, estado Sucre, Venezuela. dayanamarcanol@gmail.com, <https://orcid.org/0009-0009-6935-3107>
marinjimenezfernando@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0001-8020-9397>
gutierrezargelia23@gmail.com, <https://orcid.org/0009-0009-2460-3619>.*

Resumen: Se realizó un estudio geoquímico en sedimentos recientes de la laguna de Unare para evaluar las relaciones elementales, índices de productividad y estado trófico. Se fijaron 8 estaciones de muestreo para recolectar muestras superficiales y un núcleo de sedimento de 45 cm de profundidad, preservadas a -20°C hasta su análisis. Se determinaron granulometría, contenido de carbono orgánico (COT), materia orgánica total (MOT), carbonato de calcio (CaCO₃), nitrógeno total (NT), proteínas (PROT), carbohidratos (CHOT), fósforo total (PT), fósforo inorgánico (PI) y fósforo orgánico (PO). Los sedimentos fueron mayoritariamente limosos, con una estación limo-arenosa. Se hallaron valores promedio de MOT (7,41%), COT (4,16%), NT (1663 mg/kg), PT (385 mg/kg), CHOT (6649 mg/kg) y PROT (10391 mg/kg). El fósforo mostró un promedio de PI (161 mg/kg) y PO (223,86 mg/kg). Predominó la fracción orgánica de fósforo en sedimentos superficiales, mientras que en el núcleo dominó la fracción inorgánica. Los máximos valores de MOT, COT, NT, PT, CHOT y PROT se asociaron con sedimentos finos, indicando aportes biogénicos, litogénicos y fluviales. Los niveles de CHOT y PROT indican un ambiente eutrófico. La relación COT: NT sugiere un origen terrestre de la materia orgánica (C/N: 27,05), y la relación NT: PT señala que el fósforo es el nutriente limitante, con el nitrógeno como el más utilizado por los organismos. La relación PI/PO (0,86) evidencia el predominio de variables biológicas en el ecosistema.

Palabras Claves: Materia orgánica, proteínas, carbohidratos, laguna de Unare.

Abstract: This work explores the recent sediments of the Unare Lagoon to understand how their geochemical characteristics relate to productivity indicators and the lagoon's trophic condition. Sampling included eight surface stations and a 45-cm core, both kept at -20 °C until laboratory processing. The analyses covered grain size, total organic carbon (TOC), total organic matter (TOM), calcium carbonate, total nitrogen (TN), proteins, carbohydrates, and total, inorganic, and organic phosphorus. Most sediments were silty, with only one station showing a mixed silt-sand texture. Average concentrations were TOM (7.41%), TOC (4.16%), TN (1663 mg/kg), total phosphorus (385 mg/kg), carbohydrates (6649 mg/kg), and proteins (10391 mg/kg). Phosphorus fractions displayed mean values of inorganic phosphorus (161 mg/kg) and organic phosphorus (223.86 mg/kg), with organic forms dominating at the surface, while the core showed a shift toward inorganic forms with depth. Higher TOM, TOC, TN, phosphorus, carbohydrates, and proteins were consistently associated with finer sediments, indicating combined biogenic, lithogenic, and riverine contributions. The elevated levels of carbohydrates and proteins reflect eutrophic conditions. The C/N ratio (27.05) suggests a mainly terrestrial origin of the organic material, whereas the TKN: TP relationship indicates that phosphorus is the limiting nutrient. The IP/OP ratio (0.86) further supports the influence of biological processes on phosphorus cycling in the lagoon.

Keywords: Organic matter, proteins, carbohydrates, Unare lagoon

INTRODUCCIÓN

Los ecosistemas marino-costeros son ambientes dinámicos con alta variabilidad en sus tipos de sedimentos, hábitats biológicos y procesos de transporte y deposición. Esta combinación de elementos los

convierte en espacios particularmente sensibles desde la perspectiva de la gestión sostenible y conservación ambiental (MÁRQUEZ *et al.* 2007). En las últimas décadas, el interés científico por estos entornos ha aumentado de forma notable, especialmente porque en las regiones tropicales conforman un mosaico de sistemas interconectados que sostienen una elevada productividad y diversidad biológica (RAMÍREZ 1996; FERROL-SCHULTE *et al.* 2013).

Entre estos ecosistemas destacan las lagunas costeras, consideradas como ecosistemas altamente variables debido a la interacción continua entre aportes continentales y marinos. Esta mezcla determina fluctuaciones estacionales en las propiedades físicas y químicas del agua, en la composición del sedimento y en la dinámica de las comunidades biológicas (YÁÑEZ-ARANCIBIA *et al.* 2014; TAVARES *et al.* 2015). HERRERA-SILVEIRA (2006) describió estos cuerpos de agua como sistemas alargados y paralelos a la costa, conectados con el mar mediante bocas o canales y delimitados por barreras físicas o hidrodinámicas. Además de su relevancia geomorfológica, las lagunas costeras funcionan como refugio para numerosas especies, sitios de hibernación de aves migratorias y hábitat de especies en peligro de extinción (VÁSQUEZ *et al.* 2010). Sin embargo, esta riqueza biológica también las hace sensibles a la presión humana. Ya que la explotación de recursos y las actividades asociadas pueden alterar su equilibrio ecológico y degradar sus ambientales (CONTRERAS-ESPINOSA & WARNER 2004; PÉREZ-RUZAFÁ *et al.* 2005).

Las zonas marino-costeras suelen actuar como espacios donde se acumulan tanto minerales como distintos contaminantes de origen orgánico e inorgánico. Estos materiales pueden permanecer en la columna de agua o quedar adheridos a las partículas en suspensión hasta depositarse finalmente en los sedimentos (FUENTES 2001). Por ello, la matriz sedimentaria se ha convertido en un componente clave en los estudios geoquímicos, ya que refleja la interacción continua entre los procesos físicos, químicos y biológicos del entorno (HELING *et al.* 2012). Además, los sedimentos de lagunas costeras son particularmente sensibles a las presiones antrópicas debido a su capacidad para retener elementos químicos, lo que puede alterar el equilibrio ecológico del sistema (MÁRQUEZ *et al.* 2008; VELÁSQUEZ *et al.* 2016). A esto se suma que muchos agentes tóxicos pueden permanecer en el sedimento durante largos periodos, dependiendo de sus propiedades fisicoquímicas (PETROVIC & BARCELÓ 2004).

Los sedimentos en estos ambientes deposicionales muestran una marcada heterogeneidad en sus propiedades geoquímicas producto de la mezcla de materiales de origen terrígeno, biológico y autigénico (CARRANZA-EDWARDS *et al.* 2005). Su análisis también permite identificar las fuentes de aporte y reconstruir la evolución del sistema, brindando información sobre las condiciones ambientales que prevalecieron durante la deposición (HURTADO 2015). Para ello, la caracterización de los sedimentos suele incluir parámetros como carbono orgánico e inorgánico, nitrógeno, fósforo, carbohidratos, entre otros, que ayudan a diferenciar los aportes de materia orgánica y a interpretar los procesos de deposición y transformación diagenética propios del entorno (CARRANZA-EDWARDS *et al.* 2005).

En el norte de Venezuela, el sistema de lagunas costeras estuarinas de la Cuenca Tuy-Cariaco incluye las lagunas Tacarigua, Unare y Píritu, consideradas humedales de alta importancia ecológica por su función como refugio de fauna silvestre y aves migratorias. Entre ellas, la laguna de Unare, la segunda en extensión, se caracteriza por ser un ecosistema altamente productivo, donde la deposición y descomposición de materia orgánica ocurren de manera continua (SENIOR 1994; FERMÍN 2002; RODRÍGUEZ *et al.* 2006). Sin embargo, al igual que otros sistemas de la región, muestra signos crecientes de alteración derivados del aumento poblacional y de diversas actividades antrópicas, las cuales aportan metales pesados y elevadas cargas de nutrientes que afectan su equilibrio ecológico (FERMÍN 2002; MARTÍNEZ-ROMERO 2002; LÓPEZ *et al.* 2006; MÁRQUEZ *et al.* 2008).

Diversos estudios en la laguna de Unare y en otros sistemas lagunares del oriente venezolano han abordado distintos aspectos de su dinámica ambiental. Entre ellos destacan evaluaciones hidroquímicas comparativas (OKUDA & BENÍTEZ 1985), análisis de productividad vinculados a los aportes terrígenos y la interacción océano-continente (SENIOR 1994), así como investigaciones geoquímicas que caracterizan a

la laguna como un ambiente eutrófico a partir del estudio de los sedimentos superficiales (FERMÍN 2002), y concentraciones de metales pesados en sedimentos recientes y su influencia sobre la calidad ambiental del sistema (LÓPEZ 2002). Otros trabajos han profundizado en la presencia de metales en columnas de sedimentos y su correlación con materia orgánica revelan contaminación en la zona producto de la presencia de metales tóxicos en tejidos de peces y crustáceos y la distribución homogénea de metales en sedimentos según las fuentes de contaminación (LÓPEZ *et al.* 2006; MÁRQUEZ *et al.* 2008; VALERO 2016).

La geoquímica de sedimentos en sistemas lagunares de Venezuela ha sido abordada en distintos estudios que permiten comprender la dinámica ambiental de estos ecosistemas. En la laguna Las Marites, por ejemplo, se caracterizaron las propiedades geoquímicas de los sedimentos superficiales (SALAZAR *et al.* 1986), mientras que en la laguna de Chacopata se evaluaron tanto la composición sedimentaria como las concentraciones de metales pesados (FUENTES 2001; PÉREZ *et al.* 2006). Investigaciones adicionales en lagunas costeras del oriente del país incluyen el análisis de la laguna de Los Patos (MÁRQUEZ *et al.* 2007) y las variaciones temporales de la meiofauna asociadas a los sedimentos (VÁSQUEZ *et al.* 2010). En el complejo Chacopata–Bocaripo se estudiaron los niveles de aceites, grasas e hidrocarburos totales en sedimentos (PÉREZ *et al.* 2015), mientras que para la laguna La Restinga se estimaron los contenidos de materia orgánica y metales pesados (ROMERO *et al.* 2016) junto con análisis granulométricos y determinación de carbono, nitrógeno, fósforo e hidrocarburos (VELÁSQUEZ *et al.* 2016). En la laguna El Morro, isla de Margarita, se han documentado variaciones en la composición y abundancia del zooplancton, nutrientes y condiciones ambientales a lo largo de diferentes periodos (VILLALBA *et al.* 2017).

Los estudios antes mencionados indican que la concentración y distribución de especies inorgánicas en los sedimentos guardan una estrecha relación con las actividades antrópicas desarrolladas por las poblaciones cercanas, lo que ha generado impactos negativos en estos humedales que actúan como sitios de reproducción y refugio para numerosas especies de importancia pesquera y artesanal (PÉREZ *et al.* 2007). La mayoría de las investigaciones realizadas en sedimentos costeros se han orientado al seguimiento de su calidad ambiental y a la identificación de cambios inducidos por la presión humana. Considerando la dinámica acelerada de los procesos hidrodinámicos en estos sistemas, junto con sus particularidades hidroquímicas, biológicas y geoquímicas, se planteó como objetivo general en esta investigación evaluar la distribución y el comportamiento geoquímico de componentes clave de la materia orgánica (carbono orgánico total, carbonatos, nitrógeno, fósforo orgánico e inorgánico, carbohidratos y proteínas) en los sedimentos recientes de la laguna de Unare, con el propósito de comprender su variabilidad espacial y los factores que condicionan su acumulación.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La Laguna de Unare (Fig. 1), ubicada entre 8° 44' 00"–10° 06' 27" N y 65° 12' 49"–65° 75' 40" O, tiene 22 km de longitud y un ancho máximo de 5,5 km en la temporada de lluvias. Su área de agua varía de 41-44 km² en sequía a 60-64 km² en lluvias, con profundidades de 0,30-0,50 m y 1,0-1,70 m, respectivamente (MARTÍNEZ 2002). Recibe aportes fluviales del río Unare y de los ríos intermitentes Cautaro y Chávez, junto con otras quebradas menores (FERMÍN 2002).

La laguna de Unare, clasificada como parcialmente cerrada (LONGA & BONILLA 1987), tiene tres bocas (Mora, Nueva y Unare) que se cierran cíclicamente debido a la dinámica sedimentaria costera. El río Unare, principal tributario, aporta sedimentos y agua dulce, con otros ríos como Cautaro y Chávez contribuyendo intermitentemente. En la temporada de lluvias, el río Unare facilita el intercambio de aguas marinas y lagunares. La laguna posee fondos limo-arcillosos y es un importante refugio ecológico para fauna silvestre y aves migratorias, además de ser crucial para la pesca artesanal, beneficiando a unas 30.000 personas en los asentamientos circundantes (MÁRQUEZ *et al.* 2008).

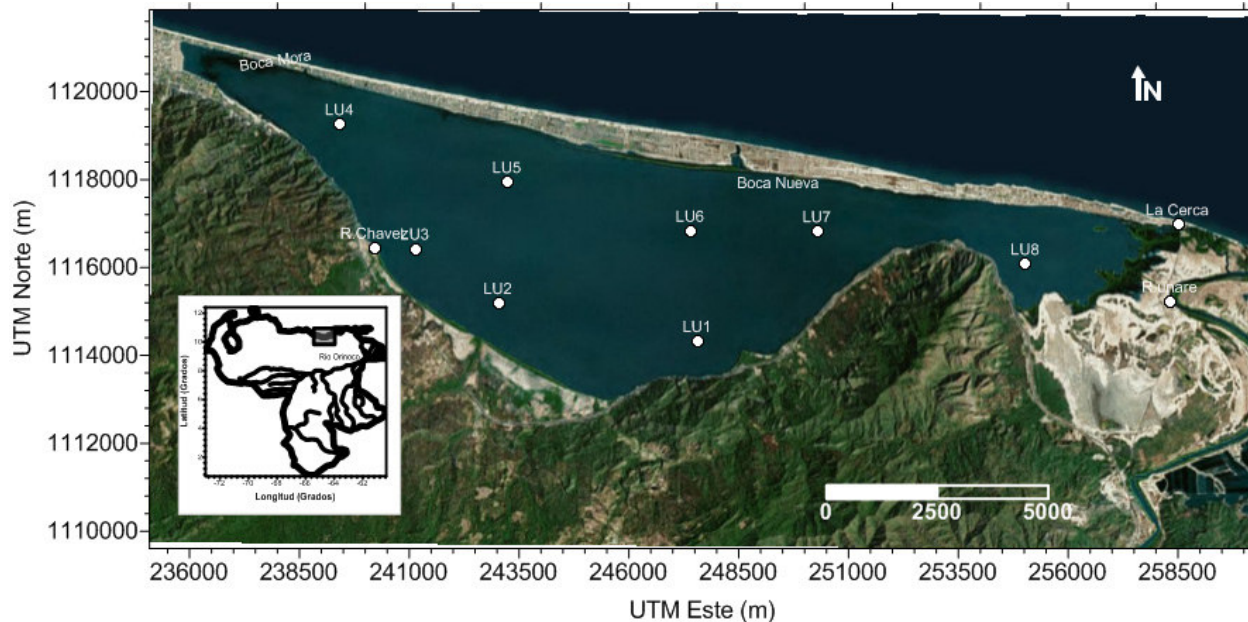


Fig. 1. Ubicación geográfica de la Laguna de Unare y de las estaciones muestreadas en el presente estudio.

El muestreo se realizó en el período de sequía, en mayo de 2015 y se recolectaron ocho muestras superficiales y un núcleo de sedimento en la laguna de Unare (LU5), georreferenciados con un GPS Garmin modelo Oregon 450 (TABLA 1), abarcando desde la boca de Mora hasta la Cerca, y entre los ríos Chávez y Unare. Para recolectar los núcleos, se utilizaron tubos de PVC de tres pulgadas de diámetro, cortados longitudinalmente y unidos con cinta plástica de alta resistencia (MARÍN 2020). La columna de sedimento se dividió en secciones de 5 cm, almacenadas en bolsas de polietileno a bajas temperaturas hasta su análisis. Las muestras superficiales, obtenidas con núcleos, se limitaron a la fracción de 0-5 cm. Posteriormente, se secaron en una estufa a 60°C, pulverizaron, homogeneizaron con un mortero y almacenaron en tubos de ensayo para la evaluación de diferentes parámetros.

Procesamiento y análisis de las muestras

Análisis granulométrico

La separación granulométrica se realizó en húmedo, de acuerdo con TOSIANI *et al.* (2005). Las muestras dispersas en agua se pasaron por tamices de diferentes tamaños para separar gravas y clases de arena. El lodo y los limos se sedimentaron durante 24 horas y se separaron por decantación. Todas las fracciones se secaron a 40°C y se pesaron. La clasificación textural se realizó según (FOLK 1978) y el triángulo de (SHEPPARD 1954) usando Tridraw versión 4.50.

TABLA 1. Coordenadas UTM de las estaciones de muestreo en la Laguna de Unare.

Estación (N°)	UTM Este (m)	UTM Norte (m)
LU1	20P 247569	20P 1114313
LU2	20P 243034	20P 1115182
LU3	20P 241144	20P 1116417
LU4	20P 239426	20P 1119250
LU5	20P 243238	20P 1117935
LU6	20P 247409	20P 1116824
LU7	20P 250295	20P 1116808
LU8	20P 255033	20P 1116075

Análisis Químico

El carbono orgánico se midió mediante una adaptación espectrofotométrica del método de Walkley & Black (MIYAZAWA *et al.* 2000; SCHUMACHER 2002). La materia orgánica total se estimó con la ecuación de Vammelen y el factor corregido por HURTADO (2015). Los carbonatos se determinaron según SOTO-JIMÉNEZ *et al.* (2003) y el nitrógeno total mediante micro-Kjeldahl (WALTON 1970; SILVA & ASTORGA 2010). El fósforo total, inorgánico y orgánico se fraccionó siguiendo a ASPILA *et al.* (1976) y se cuantificó de acuerdo con BRITO *et al.* (2020). Los carbohidratos totales se analizaron según ARTEM'YEV *et al.* (1971) y las proteínas con el método de Lowry modificado por HARTREE (1972).

Tratamiento de datos y Análisis Estadísticos

Los resultados fueron organizados y procesados inicialmente en Microsoft Excel. Posteriormente, se aplicaron análisis estadísticos multivariantes utilizando el software XLSTAT 2018, incluyendo análisis de componentes principales (ACP) y agrupamientos (cluster análisis), con el fin de identificar relaciones entre variables y las estaciones de muestreo. La representación espacial de las concentraciones se obtuvo mediante mapas de isoconcentración generados en Surfer 11 (Golden Software Inc.), herramienta que permitió visualizar los patrones de distribución dentro de la laguna.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Granulometría

Los sedimentos desempeñan un papel crucial en el ecosistema costero al actuar como reservorio de nutrientes y materia orgánica, influyendo directamente en el equilibrio del oxígeno disuelto y la dinámica de nutrientes en la columna de agua (JØRGENSEN 1996). La distribución porcentual de arenas, limos y arcillas permite identificar la textura de los sedimentos (HERNÁNDEZ 2012), así como áreas de depósito y patrones de energía del medio (ROSAS & LÓPEZ 2014).

En la TABLA 2, se presentan las características granulométricas de los sedimentos superficiales en la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela. Se observó homogeneidad en la textura entre las diferentes estaciones de muestreo. La fracción de arenas varió desde un mínimo de 0,69% (estación LU7) hasta un máximo de 26,81% (estación LU1), con un promedio de 5,50%. Los limos fueron la clase textural predominante en todo el ecosistema, con un promedio de 91,92%, alcanzando un máximo del 98,20% en la estación LU8 y un mínimo del 71,00% en la estación 1. Los lodos oscilaron entre 1,00% (estación LU8) y 6,59% (estación LU6), con un promedio de 3,84%.

La distribución de las fracciones texturales en la laguna de Unare está influenciada por varios factores como la topografía, los vientos, las descargas fluviales, especialmente del río Unare, y la hidrodinámica interna. Estos elementos afectan los procesos erosivos, la movilización de material particulado, el régimen de escorrentías y la tasa de sedimentación. La Fig. 2 muestra la distribución textural de los sedimentos superficiales en la laguna de Unare.

Según la clasificación de texturas de SHEPPARD (1954), los sedimentos superficiales en la laguna de Unare son predominantemente limosos, con la excepción de la estación LU1 en la zona suroriental, que exhibe una composición limo-arenosa (71,00% limos y 26,81% arenas) (Fig. 3a y 3b). Este patrón se atribuye principalmente a las quebradas cercanas y a las corrientes generadas por los vientos alisios, que entre noviembre y abril provocan la resuspensión del sedimento (ROA 1990; MARÍN 2020). VALERO (2016) indica que las arenas constituyen entre 0,37% y 38,80%, con un promedio de 6,28% en la laguna de Unare, destacando que los granos más finos se concentran en el centro y oeste, mientras que los más grandes se encuentran en las orillas y zona oriental, influenciados por aportes de las quebradas (Seca, Cararache) y el río Unare.

Por otro lado, SENIOR (1994) menciona que los sedimentos en las lagunas Píritu-Unare y Tacarigua son mayoritariamente limosos de origen fluvial, aunque se observa la presencia ocasional de arena de

TABLA 2. Composición granulométrica (%) y textura de los sedimentos superficiales de la Laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

Estación	Composición porcentual (%)			Textura
	Arenas	Lodos finos	Limos	
LU1	26,81	3,92	71,00	Limo-arenoso
LU2	2,00	3,60	94,40	Limoso
LU3	3,54	3,66	92,80	Limoso
LU4	0,70	5,20	94,10	Limoso
LU5	8,74	4,21	95,41	Limoso
LU6	0,73	6,59	92,70	Limoso
LU7	0,69	2,53	96,78	Limoso
LU8	0,80	1,00	98,20	Limoso
Promedio	5,50	3,84	91,92	
Mínimo	0,69	1,00	71,10	
Máximo	26,81	6,59	98,2	

origen marino en áreas específicas. FERMÍN (2002) reporta una distribución homogénea de limos y arcillas en la laguna de Unare, con mayores concentraciones de limos hacia el sur y de arcillas hacia el este y sur, coincidiendo con los resultados obtenidos en este estudio.

MANGONES (2015) observó que el aporte continental y las precipitaciones abundantes llevan materiales rocosos de diversos tamaños, especialmente los finos, que luego se depositan en áreas profundas. En lugares con poca agitación y corrientes débiles, como áreas con manglares, se acumulan sedimentos limosos y arcillosos. Estas conclusiones se derivan de su estudio geoquímico en las Lagunas Grande del Obispo y Chica, estado Sucre, Venezuela. LÓPEZ (2002) presentó resultados similares para la laguna de Píritu, destacando una predominancia de limos que constituyen hasta el 90,0% de los sedimentos en las zonas media e interna. Explicó que la composición sedimentaria de este ecosistema se ve influenciada por la entrada de grano grueso (arenas) desde la conexión con el mar, así como por los aportes más finos (limos y arcillas) del río Unare.

Estos estudios indican que la distribución textural y granulométrica en la laguna de Unare responde a procesos físicos específicos del ecosistema. Predomina una textura limosa en general, con la excepción de la estación LU1 en la zona suroriental, donde se observa una composición limo-arenosa.

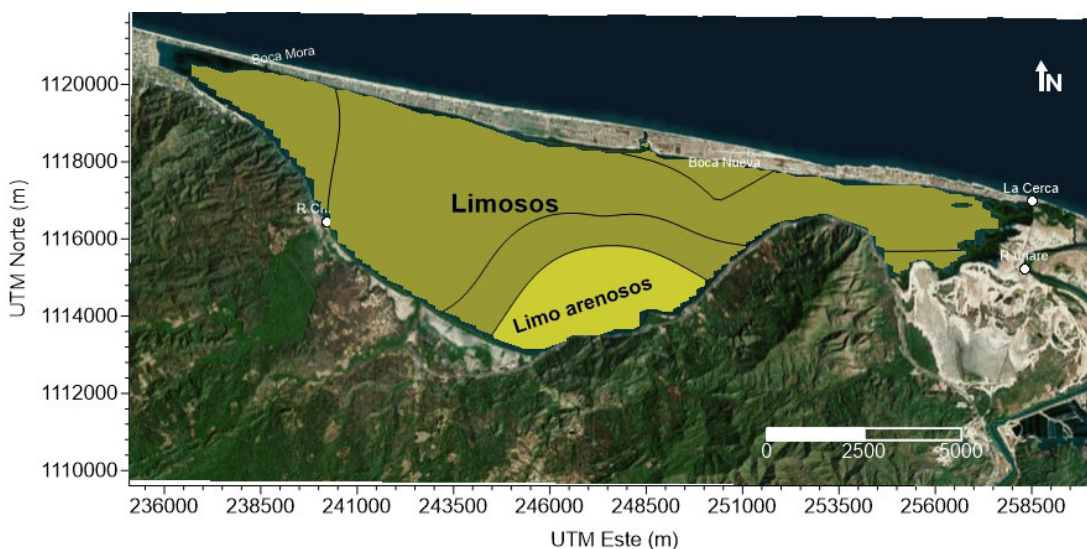


Fig. 2. Distribución textural de los sedimentos superficiales en la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

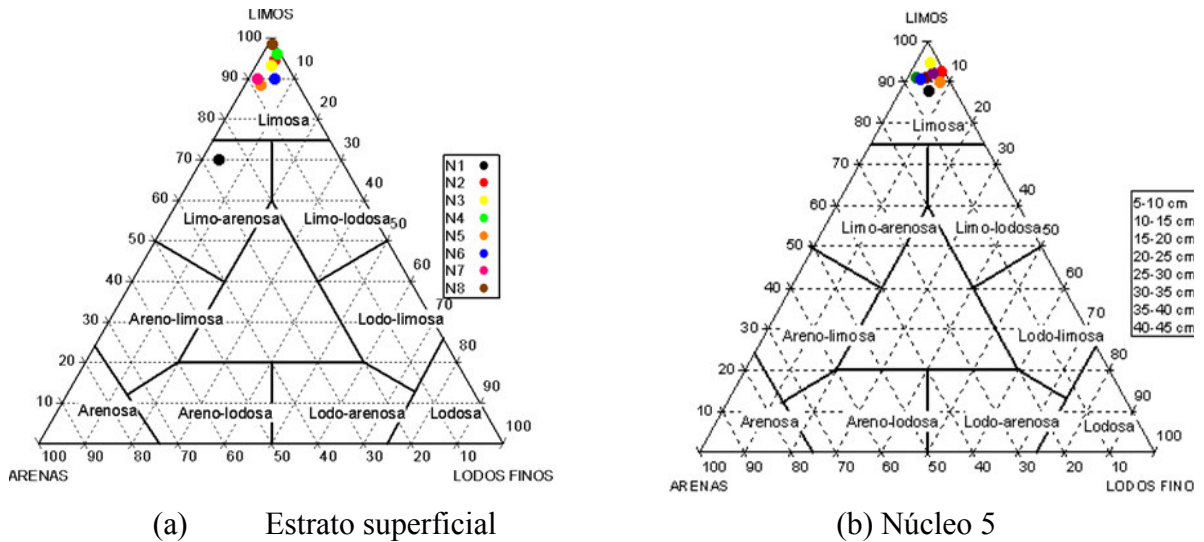


Fig. 3. (a) Clasificación textural para sedimentos superficiales y (b) para sedimentos del núcleo 5 de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela, según SHEPPARD (1954).

Materia orgánica (MOT) y Carbono orgánico total (COT)

El contenido de materia orgánica (MOT) y carbono orgánico total (COT) en el sedimento de la Laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela, se utiliza como indicador de la productividad del ecosistema y del estado trófico del ambiente acuático. Estos parámetros son cruciales para entender la acumulación de biomasa en el fondo de la laguna y su relación con los procesos bióticos y abióticos que ocurren en ella.

El COT en la laguna de Unare varió significativamente entre estaciones, oscilando desde un mínimo de 0,84% en la estación LU8 hasta un máximo de 5,78% en la estación LU1, con un promedio general de 4,16% (Fig. 4). Por otro lado, la MOT presenta valores que van desde 1,95% hasta un máximo de 10,1%, también variando considerablemente entre las diferentes estaciones muestreadas, con un promedio de 7,41%. Ambos parámetros muestran patrones de concentraciones más altas hacia el centro y oeste de la laguna, disminuyendo hacia la región oriental, especialmente en la estación LU8 donde se registra el menor contenido.

La distribución del COT y la MOT en el núcleo sedimentario revela un patrón definido: las concentraciones más altas se localizan en las capas superficiales y disminuyen gradualmente con la profundidad (Fig. 5). Este comportamiento es característico de lagunas costeras, donde la materia orgánica más reciente y lábil se deposita en la superficie antes de ser degradada durante el enterramiento por procesos de oxidación y diagénesis temprana (BURDIGE 2020). En consecuencia, los estratos profundos conservan solo las fracciones más estables. Estudios en ambientes someros describen una dinámica similar, en la que la materia orgánica reactiva se transforma rápidamente y persisten únicamente los compuestos más refractarios en profundidad (ARNDT *et al.* 2013; MIDDELBURG 2019).

La alta concentración de materia orgánica en los sedimentos superficiales de la laguna de Unare se debe principalmente a las condiciones ambientales favorables y a los aportes biogénicos del plancton y desechos orgánicos de organismos vivos presentes en el ecosistema acuático, así como a los aportes del río Unare. Sin embargo, es importante considerar que el crecimiento poblacional acelerado en los alrededores de la laguna puede estar introduciendo materia orgánica de origen antrópico, lo cual podría estar afectando la calidad del agua y de los sedimentos.

Carbonatos

En la laguna de Unare, los niveles de carbonato de calcio (% CaCO₃) varían entre 6,98% y 8,52%, con un promedio de 7,79%, similar a la materia orgánica. Las mayores concentraciones están en las regiones

central y suroccidental (Fig. 6), debido a aportes pluviales y terrígenos de rocas carbonatadas y descargas de ríos y quebradas adyacentes. Aunque se esperaría que un alto contenido de carbonatos se relacione con la presencia de arena (RUBIO *et al.* 1991), los resultados indican que estos sedimentos son de origen autogénico y biogénico calcáreo con deposición bioclástica (MANGONES 2015). Esto se debe a la presencia de partes esqueléticas y conchas de organismos como moluscos, ostrácodos y gasterópodos del género *Bittium*, ampliamente distribuidos en el fondo limoso de la laguna (FERMÍN 2002; RODRÍGUEZ 2004).

Los altos niveles de materia orgánica y carbonatos en la región suroccidental podrían también estar relacionados con macroalgas bentónicas y raíces de mangles, que son hábitat para muchos organismos, principalmente moluscos y equinodermos, contribuyendo significativamente al calcio en el sedimento ROMERO *et al.* (2016). En la estación LU1, el contenido de carbonatos es bajo debido al alto contenido de silicatos y cuarzos.

En cuanto a la distribución vertical, el contenido más bajo de carbonato se encontró en la fracción de 10-15 cm, con un valor de 7,60%, mientras que el porcentaje más alto determinado fue en la sección de los 15-20 cm con un valor de 8,33%. En general, se observó que la variación de carbonato con la profundidad presenta un comportamiento irregular con ligeros aumentos hacia el fondo (Fig. 7). Este comportamiento puede ser debido a los aportes biogénicos y los procesos hidrodinámicos y el intercambio de aguas continentales y marinas que afecta las propiedades fisicoquímicas del agua de la laguna (SANTOS *et al.* 1999).

Comparando los resultados de esta investigación con estudios similares, SENIOR (1994) registró un valor promedio de CaCO_3 de 5,00% en la laguna de Unare. SENIOR *et al.* (1999) reportaron concentraciones de 9,21%, con los valores más bajos cerca de El Hatillo y un aumento progresivo desde Punta Santa hacia la región central y occidental de la laguna. FERMÍN (2002) reportó concentraciones de carbonatos entre 2,33% y 7,88%, con un promedio de 5,61%, mientras que RODRÍGUEZ (2004) informó un promedio de 15,7%, el valor más alto registrado en los últimos 17 años, muy superior a lo encontrado en este estudio.

En otras lagunas de Venezuela, LÓPEZ *et al.* (2006) documentaron concentraciones de carbonatos en la laguna de Píritu con un mínimo de 1,39%, un máximo de 8,59% y un promedio de 4,28%. Por su parte, ROSAS & LÓPEZ (2014) reportaron en la laguna Las Marites contenidos de carbonatos que varían entre 1,00% y 33,0%, con las concentraciones más bajas asociadas a sedimentos finos. Más recientemente, ROMERO *et al.* (2016) informaron de concentraciones superiores al 50% en sedimentos recientes de la laguna La Restinga en la isla de Margarita. Estas últimas son significativamente más altas que las encontradas en este estudio, atribuidas a la abundancia de moluscos y equinodermos que aportan carbonatos de calcio a los sedimentos.

Nitrógeno Total (NT)

Los valores de nitrógeno total (NT) en la laguna de Unare variaron entre $1,03 \times 10^3$ mg/kg y $2,33 \times 10^3$ mg/kg (Fig. 8). Las menores concentraciones se ubicaron hacia los sectores Sur y oriental de la laguna, asociados con los aportes de arenas de los ríos Unare y las quebradas que desembocan en la zona sur, mientras que las mayores se detectaron en las regiones central y occidental, coincidiendo con áreas de mayor contenido de materia orgánica aportadas por las aves (flamencos y garzas) y efluentes domésticos de las comunidades humanas asentadas en la margen occidental de la laguna.

Esta distribución sugiere que el nitrógeno en la laguna sigue un patrón similar al de la materia orgánica y los sedimentos más finos. RODRÍGUEZ (2004) indica que, en el centro y oeste de la laguna, las aguas permanecen más tiempo retenidas, permitiendo una mayor acumulación de nitrógeno. Además, señaló la posible presencia de aguas residuales no tratadas de urbanismos cercanos (Sector El Hatillo) y aportes de los ríos Chávez y Cautaro. BRICKER *et al.* (2008) observaron que, en ecosistemas con tiempos de residencia prolongados, las condiciones de enriquecimiento por nutrientes son mayores.

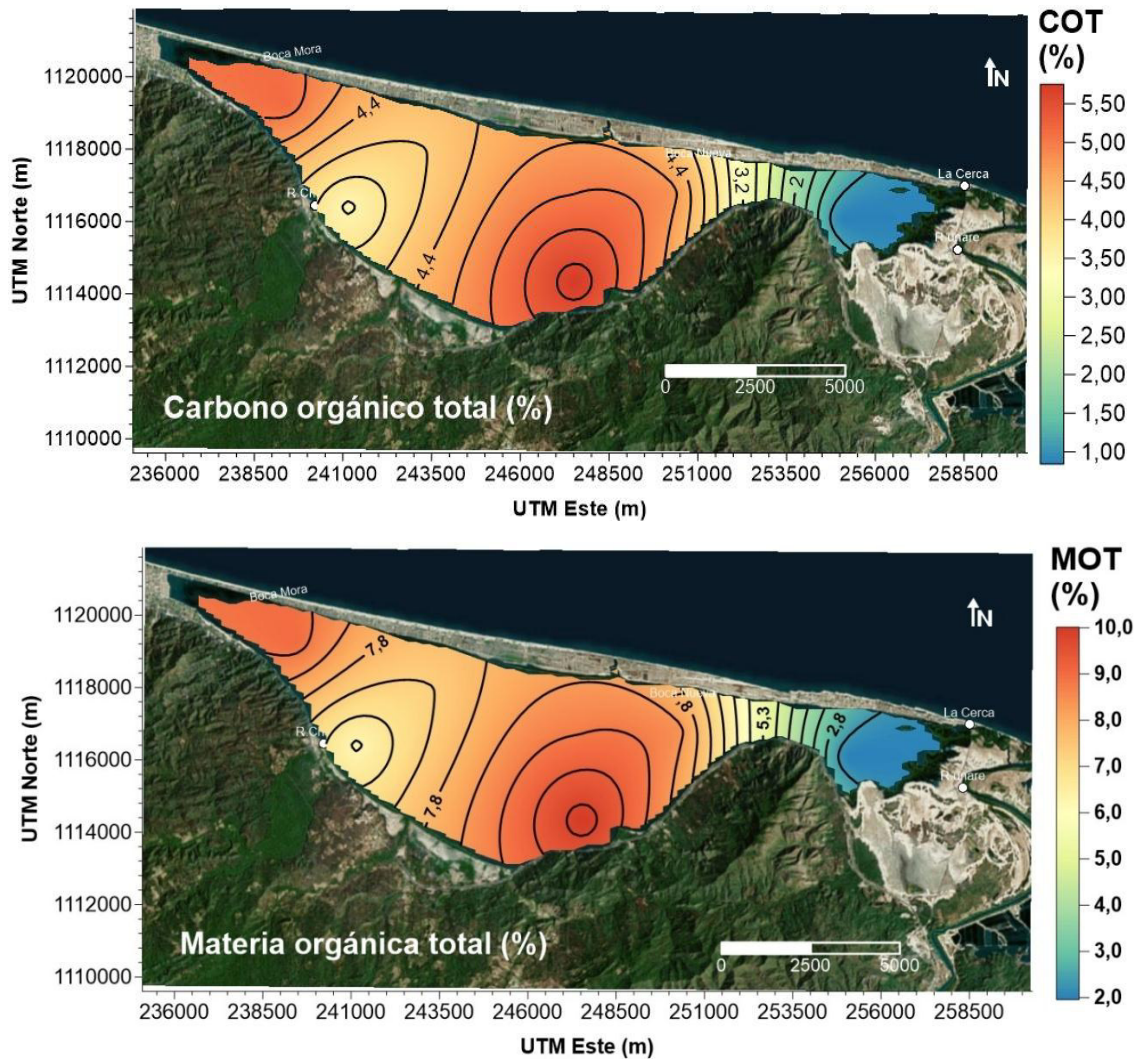


Fig. 4. Distribución espacial del carbono orgánico total (COT) (%) y materia orgánica total en los sedimentos superficiales de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

Los primeros reportes de NT en sedimentos de la laguna de Unare, realizados por OKUDA (1965), mostraron concentraciones promedio de $2,39 \times 10^3$ mg/kg. LONGA & BONILLA (1987) encontraron un promedio de $5,50 \times 10^3$ mg/kg en la interfase agua-sedimento, con un incremento hacia el oeste, correlacionado con una mayor densidad fitoplanctónica, observación también realizada por SENIOR & APARICIO (1992) y SENIOR (1994) en aguas superficiales. FERMÍN (2002) reportó valores entre $3,90 \times 10^3$ y $9,54 \times 10^3$ mg/kg, más altos que los de este estudio. RODRÍGUEZ (2004) encontró concentraciones entre $1,79 \times 10^3$ y $4,35 \times 10^3$ mg/kg, atribuyéndolas a la actividad metabólica del fitoplancton y plantas, y al aporte de aguas domésticas sin tratar.

En la laguna de Píritu, LÓPEZ (2002) reportó concentraciones de NT entre $3,61 \times 10^3$ y

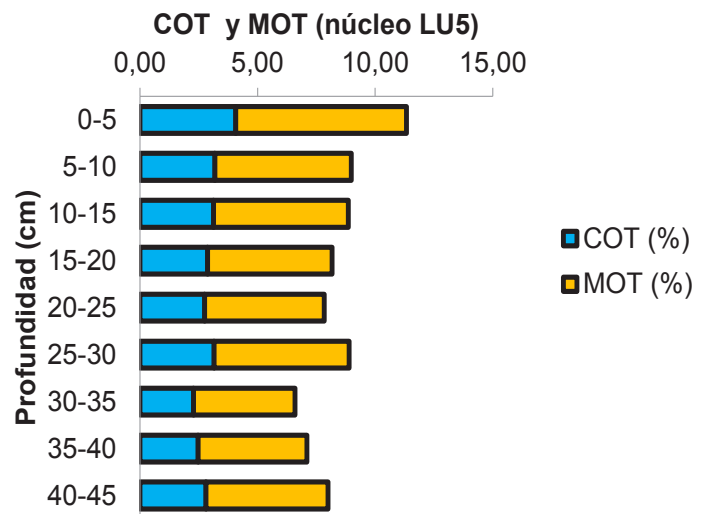


Fig. 5. Variación de los porcentajes de COT (%) y MOT (%) en el núcleo de sedimentos LU5 extraído de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

$7,66 \times 10^3$ mg/kg, influenciadas por el río Unare y una granja camaronera. MÁRQUEZ *et al.* (2007) reportaron en la laguna de Los Patos, Cumaná, un gradiente decreciente de NT desde el sur hasta la boca, sugiriendo que la poca circulación de aguas favorece el incremento de nitrógeno en el sedimento. VELÁSQUEZ *et al.* (2016) encontraron en la laguna La Restinga concentraciones de NT entre 282 mg/kg y $1,57 \times 10^3$ mg/kg, atribuibles a aportes vegetales, excretas de aves y aguas residuales.

Los resultados son comparables a los reportados por FUENTES (2000) en la laguna de Chacopata, con concentraciones promedio de $2,37 \times 10^3$ mg/kg, indicando que el alto contenido de N se debe a su formación *in situ*, con manglares, fanerógamas marinas y macroalgas como principales fuentes de nitrógeno, junto con guano de aves marinas. DE LA LANZA & CÁCERES (1994) sostienen que la vegetación halófila representa el 94% del nitrógeno en algunas lagunas costeras, con el resto aportado por el sistema marino y fluvial, la desecación y difusión del sedimento, la lluvia y aguas servidas (MÁRQUEZ *et al.* 2007).

Fósforo total (PT)

La distribución de fósforo total (PT) muestra concentraciones más bajas hacia el Sur y los máximos hacia el extremo occidental de la laguna de Unare (Fig. 9). El valor mínimo fue de 319 mg/kg en la región centro-sur (estación LU2) y el máximo de 515 mg/kg en la región occidental (estación LU4), la zona menos dinámica. Este patrón coincide con áreas más profundas de la laguna con sedimentos limosos y alta materia orgánica. El promedio de PT fue de 385 mg/kg < 500 mg/kg, el cual es el valor estándar para áreas no impactadas (ZHANG *et al.* 2008; BALLANTINE *et al.* 2009; HURTADO 2015).

La distribución espacial de PT fue similar a la del nitrógeno total (NT), como observaron FUENTES (2000) en la laguna de Chacopata y MÁRQUEZ *et al.* (2007) en la laguna de Los Patos. Las altas concentraciones de PT en el oeste sugieren deposición de fósforo de la descomposición de vegetación (hojas de mangle, fanerógamas marinas, macroalgas), heces de fauna silvestre, y detritos, junto con aportes antrópicos de aguas sin tratar de poblaciones cercanas. FERMÍN (2002) observó un aumento de PT desde El Hatillo hacia el centro y oeste de la laguna, atribuyéndolo a vertidos de aguas servidas y corroborado por RODRÍGUEZ (2004). Las descargas no puntuales contribuyen significativamente al fósforo en lagos y lagunas (REKOLAINEN 1993; BUSSI *et al.* 2021; MARTÍN-HERNÁNDEZ *et al.* 2022. Fuentes antrópicas como efluentes domésticos y agrícolas aumentan la productividad primaria y la eutrofización, mientras que parte del fósforo se acumula en los sedimentos (XU & JAFFÉ 2009; WANG *et al.*, 2009; TAYLOR *et al.* 2016).

En el núcleo de sedimentos (LU5) en la laguna de Unare (Fig. 10), el PT muestra un comportamiento irregular con un máximo de 430 mg/kg a 30-35 cm y un mínimo de 291 mg/kg a 40-45 cm, debido a la rápida reducción de fosfatos en la materia orgánica (RODRÍGUEZ 2004). Las capas superficiales contienen altas concentraciones de fósforo por descomposición de materia orgánica y excreción de organismos acuáticos (DE LA LANZA & CÁCERES 1994).

Comparando con otros estudios, las concentraciones de PT en la laguna de Unare son inferiores a las de MÁRQUEZ *et al.* (2007) en la laguna de Los Patos (951 mg/kg). FUENTES (2000) reportó 580 mg/kg en promedio en Chacopata, superiores a FERMÍN (2002) y RODRÍGUEZ (2004) ambas en Unare (40-90 mg/kg mínimos, 170-180 mg/kg máximos). VELÁSQUEZ *et al.* (2016) reportaron máximos de $2,03 \times 10^3$ mg/kg en La Restinga, atribuidos a restos vegetales y excretos de aves. El fósforo en la laguna de Unare ha aumentado en los últimos años. GUO *et al.* (2010) señalaron que las altas concentraciones reflejan la capacidad de los sedimentos para retener fósforo de fuentes antrópicas, favoreciendo procesos abióticos. En otros ecosistemas orientales, LÓPEZ (2002) reportó en Piritu un mínimo de 70 mg/kg y un máximo de $1,01 \times 10^3$ mg/kg, con promedio de 330 mg/kg, con valores más altos en el centro, mientras que MANGONES (2015) encontró máximos cercanos a 600 mg/kg en la ensenada laguna Chica, caracterizada por manglares y sedimentos finos.

Las concentraciones de materia orgánica y fósforo total determinadas en los sedimentos recientes de la laguna de Unare confirman el carácter altamente productivo de este sistema costero. Los valores de

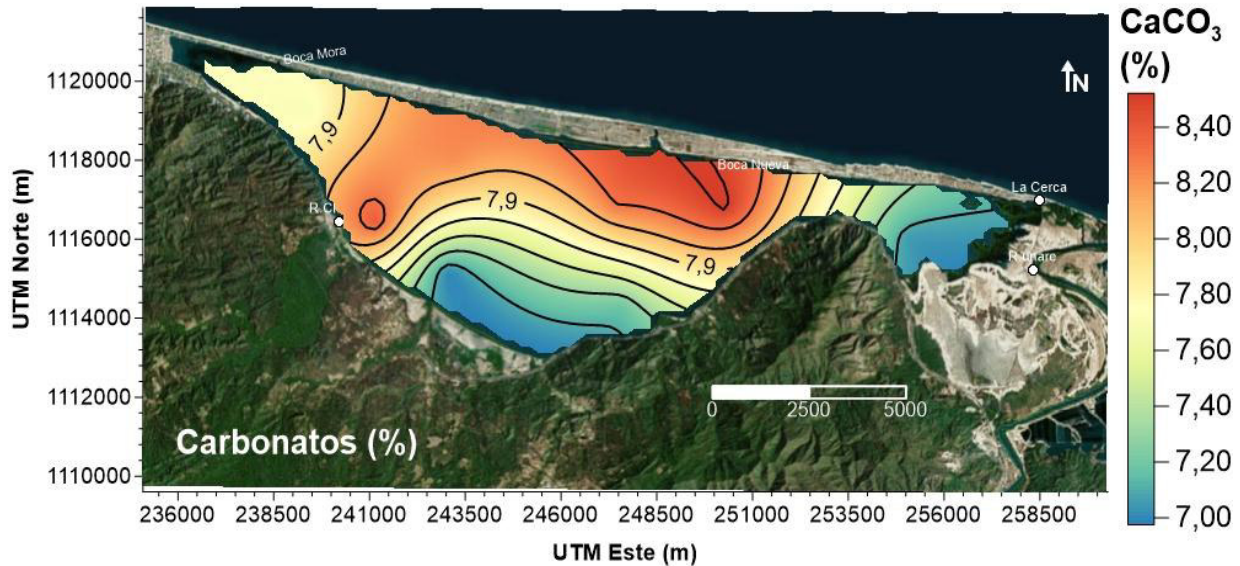


Fig. 6. Distribución del carbonato de calcio (CaCO_3) en la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

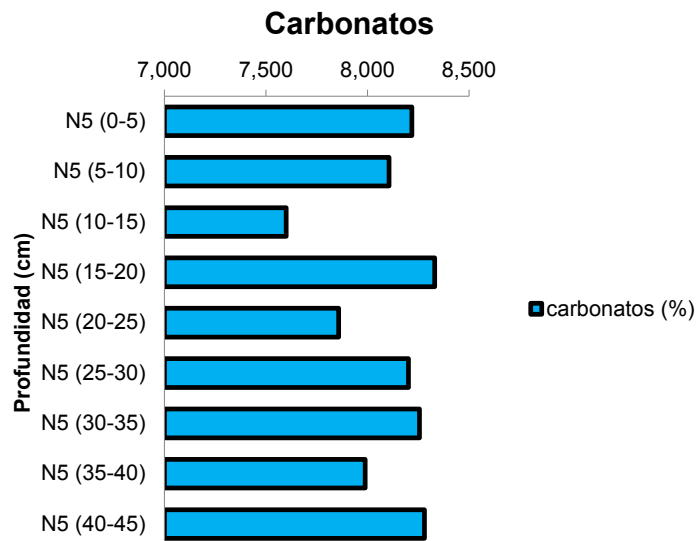


Fig. 7. Variación del contenido de carbonatos (%) en núcleo de sedimentos LU5 extraído de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

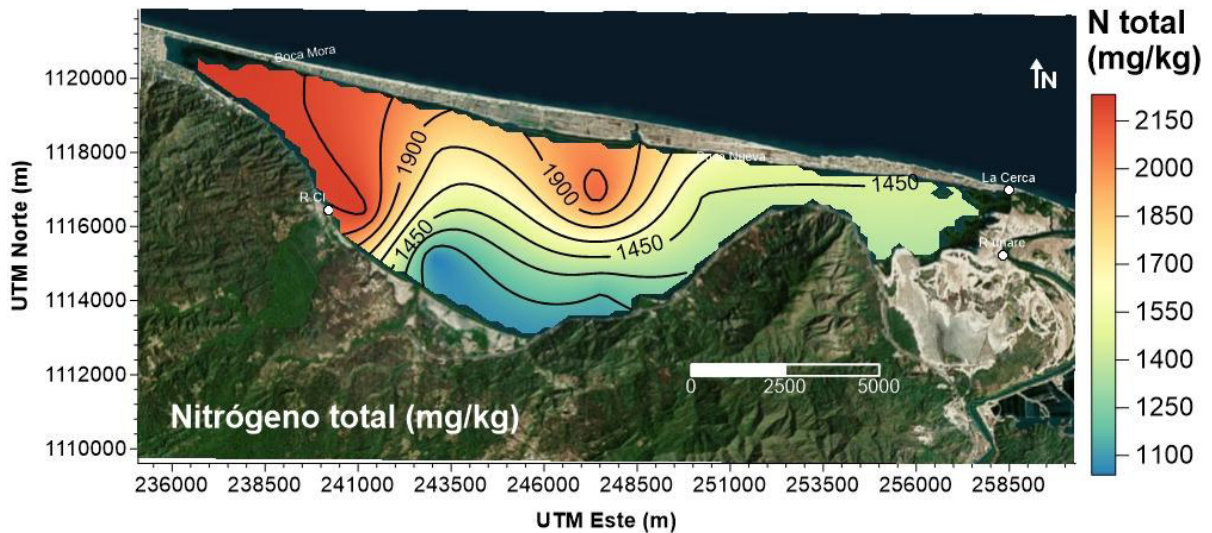


Fig. 8. Distribución del nitrógeno total (N_T) en la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

materia orgánica obtenidos en este estudio se ubican dentro del rango previamente reportado para la laguna, lo que sugiere una acumulación sostenida de material orgánico asociada tanto a la elevada productividad primaria como a los aportes continentales. De manera similar, las concentraciones de fósforo total resultan comparables a las documentadas en estudios recientes, evidenciando el papel clave de este nutriente en la dinámica biogeoquímica del sistema (LÓPEZ-HERNÁNDEZ *et al.* 2024). En conjunto, estos resultados indican que, a pesar de las variaciones espaciales observadas, la laguna de Unare mantiene condiciones favorables para la retención de materia orgánica y fósforo en los sedimentos, coherentes con un ambiente eutrófico influenciado por aportes naturales y antrópicos.

Relaciones C/N, C/P, N/P

La composición elemental y las relaciones entre elementos en los sedimentos son indicadores fiables de las fuentes de materia orgánica (MOT) y su evolución temporal, proporcionando información útil durante el periodo de deposición en un ambiente sedimentario específico (SÁNCHEZ 2007). El análisis de nitrógeno, fósforo y la relación C/N permite diferenciar los distintos aportes de MO y deducir aspectos del ambiente de deposición y procesos diagenéticos (FUENTES 2000; ZHOU *et al.* 2018). Se ha observado una relación entre el contenido de COT, NT, PT y la textura fina del sedimento, aunque no existe un criterio único para establecer el origen de la MOT (BRITO *et al.* 2020). En la laguna de Unare, los valores de COT/NT, COT/PO y NT/PT se presentan en la TABLA 3.

Las proporciones elementales de C/N varían según las fuentes y pueden discriminar la procedencia de la MOT de algas y plantas terrestres (LI *et al.* 2016). La proporción C:N para fitoplancton marino es de 6,60 (REDFIELD *et al.* 1963) y en sedimentos marinos frescos varía entre 7,00 y 10,0 (RULLKÖTTER 2006), mientras que en plantas terrestres es mayor de 20,0 (DEEVY 1973). En la laguna de Unare, la relación COT/NT promedió en 27,1, con un mínimo de 6,00 en LU8 y un máximo de 49,7 en LU1. Este cociente sugiere la presencia de material terrígeno pobre en nitrógeno (NASSER 2012) y de origen predominantemente terrestre y rico en celulosa (SÁNCHEZ 2007). Los valores más altos se encontraron al sur de la laguna, mientras que en el centro y otras estaciones la distribución fue heterogénea, indicando una mezcla de fuentes terrestres, fluviales y de productividad primaria fitoplanctónica hacia el oriente (LI *et al.* 2016; GU *et al.* 2017; BRITO *et al.* 2020).

El área de estudio presenta tres agrupaciones de valores COT relacionadas con el origen de la MOT (Fig. 11). La estación LU8 (6) sugiere aportes autóctonos ricos en nitrógeno, pero bajos en carbono; las estaciones LU3 a LU6 (15,4-23,7) presentan altos contenidos en carbono y nitrógeno, ubicadas frente a las descargas del río Chávez y manglares, con posibles vertidos locales; y las estaciones LU1, LU2, y LU7 (49,7, 41,3 y 33,3) muestran elevados contenidos de carbono y concentraciones intermedias de nitrógeno.

El río Unare aporta gran parte del material particulado y disuelto, y su influencia junto con otros ríos y quebradas intermitentes favorece la deposición en zonas de menor energía. La estación LU8 (6) muestra que el COT no tiende a acumularse debido a la influencia del río Unare, con bajo contenido de MOT fácilmente degradable por la alta actividad microbiana. La relación COT : NT en LU8 indica COT producto de la actividad fitoplanctónica *in situ* (BRITO *et al.* 2020).

Diversos autores han planteado diferentes orígenes del COT en los sedimentos. MEYERS (1994) indicó que una relación C/N > 20 se debe a la ausencia de celulosa en algas y su presencia en plantas vasculares, así como a una biodegradación lenta de proteínas. FUENTES (2000) sugirió que un cociente C/N mayor de 10 indica plancton degradado o una mezcla de plancton fresco y restos de plantas vasculares. HEDGES (1992) propuso que un cociente C/N entre 15 y 85 indica materia orgánica vegetal transportada desde el continente. Los valores en la laguna de Unare son comparables con otros estudios regionales y globales (FUENTES 2000; SÁNCHEZ 2007; HURTADO 2015; ZHOU *et al.* 2018; BRITO *et al.* 2020). El enriquecimiento de C y N en el sedimento superficial de la laguna de Unare está relacionado con la transformación del fósforo orgánico y la diagénesis temprana (ZHOU *et al.* 2016, 2018).

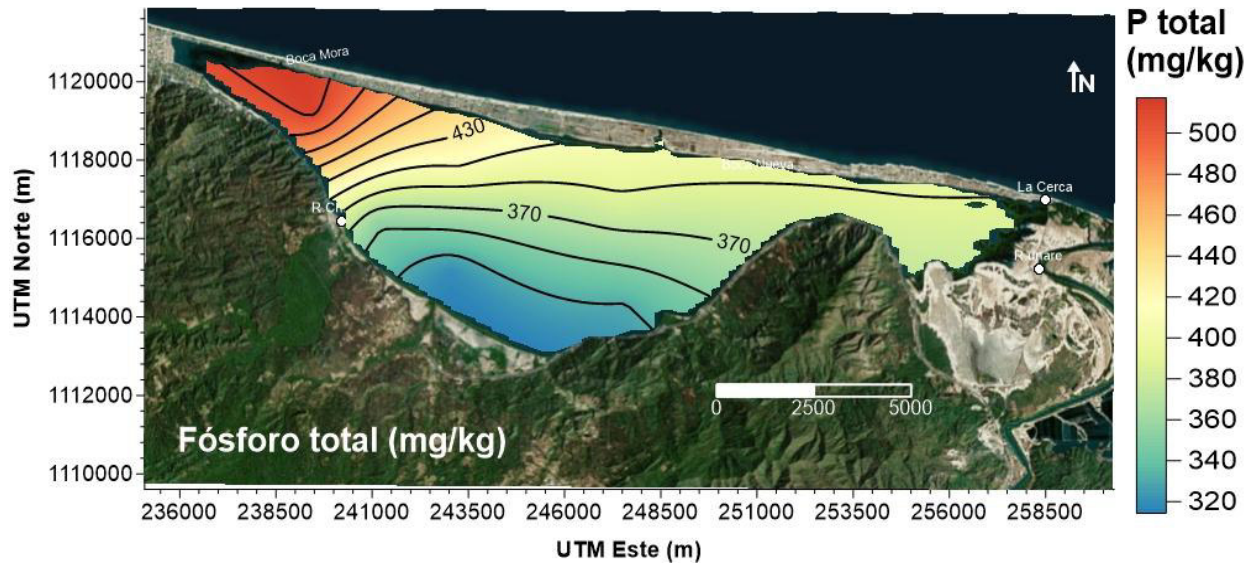


Fig. 9. Distribución del fósforo total (PT) en la laguna de Unare, estado Anzoátegui,

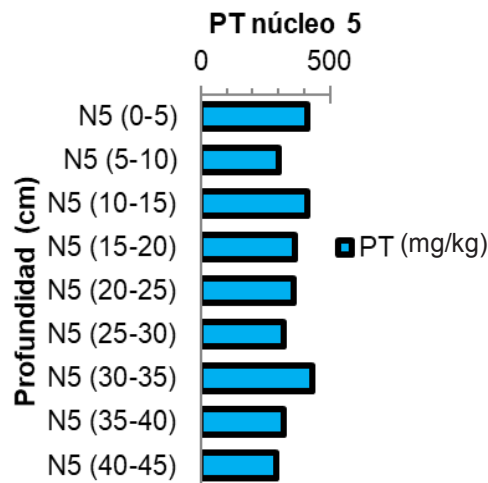


Fig. 10. Variación de las concentraciones de P_T (mg/kg) en un núcleo de sedimentos en la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

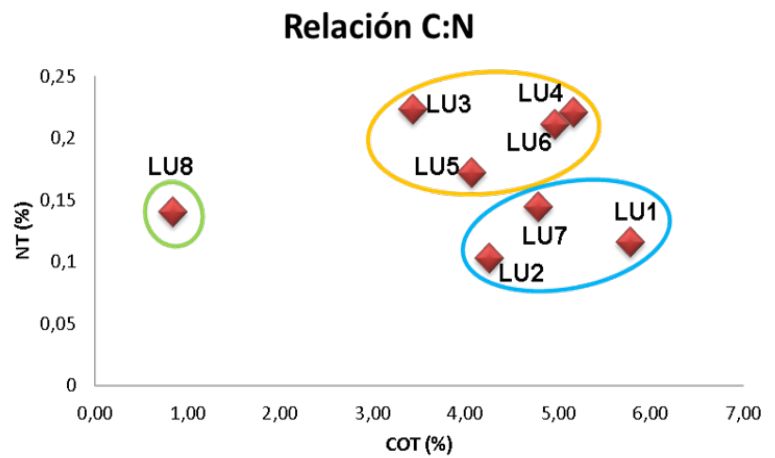


Fig. 11. Relación COT: NT en sedimentos recientes de laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

TABLA 3. Relaciones elementales COT/NT, COT/PO, N_T/P_O en los sedimentos superficiales de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

Estación	COT/ N_T	COT/ P_O	N_T/P_O
LU1	49,7	327	6,57
LU2	41,3	211	5,11
LU3	15,4	290	18,9
LU4	23,5	135	5,77
LU5	23,7	176	7,45
LU6	23,5	206	8,76
LU7	33,3	220	6,62
LU8	6,00	37,6	6,27
PROMEDIO	27,1	201	8,18

La proporción elemental de materia orgánica en sedimentos puede ofrecer una visión sobre la riqueza de nutrientes del ecosistema. El fósforo disponible para los microorganismos, en relación con el contenido de carbono orgánico total (COT) del sedimento, resalta el impacto significativo de la materia orgánica sobre la disponibilidad de fósforo (RUIZ-FERNÁNDEZ *et al.* 2002). La materia orgánica afecta el intercambio iónico entre diferentes especies y contribuye a la dinámica del fósforo a través de la formación de complejos órgano-fosfatados, que son fácilmente descompuestos por los microorganismos, enriqueciendo así el fósforo disponible.

Normalmente, relaciones de altas de COT:PO (≥ 200) están asociadas con sedimentos deficientes en fósforo, mientras que relaciones bajas (< 100) se encuentran en sustratos bien provistos de fósforo o donde no hay respuesta significativa al fósforo añadido (CONDROU *et al.* 2015). En la laguna de Unare, la relación COT/PO en sedimentos recientes varió entre 37,6 en la estación LU8 y 327 en la estación LU1, con un promedio de 201, superior a la proporción de Redfield C:N:P = 106:16:1, lo que indica sedimentos moderadamente fértiles.

Estudios previos han reportado diversas relaciones COT: PO. Por ejemplo, PÁEZ-OSUNA *et al.* (1992) registraron una relación de 260:1 en sedimentos de una laguna en México, mientras que ZHOU *et al.* (2018) encontraron valores entre 52 a 205 en primavera y 52 a 238 en otoño en el mar de China oriental, sugiriendo un enriquecimiento de carbono y nitrógeno en la superficie debido a la transformación del fósforo orgánico a otras formas.

Los sedimentos que reciben material detrítico de manglares y pastos marinos suelen tener altos valores de C/P y C/N debido a su elevado contenido de carbono orgánico (WAFAR *et al.* 1997; HOLMBOE *et al.* 2001). En Venezuela, MARTÍNEZ (2009) reportó una razón COT/PT promedio de 48,20, con variaciones entre 20,01 y 76,23 en sedimentos superficiales de la región marino-costera al norte y sur de la península de Paria, indicando una distribución heterogénea y asociada a la productividad primaria.

El nitrógeno y el fósforo son nutrientes limitantes que controlan la productividad de los ecosistemas. La relación NT/PO en sedimentos de la laguna de Unare varió entre 5,11 en la estación LU2 y 18,9 en la estación LU3, con un promedio de 8,18. Esta distribución relativamente homogénea, con excepción de la estación LU3, sugiere un enriquecimiento del nitrógeno total (NT) sobre el fósforo orgánico (PO).

En otras lagunas costeras venezolanas, se han encontrado diversas relaciones NT/PT. Por ejemplo, FUENTES *et al.* (1997) reportaron un valor medio de 1,80 en la laguna de Chacopata, mientras que LÓPEZ (2012) encontró valores de 24,3 en la laguna Píritu. MÁRQUEZ *et al.* (2007) reportaron un valor medio de 9,58 en la laguna los Patos, asociado a la descarga de una planta de tratamiento de aguas.

Proteínas

Las concentraciones de proteínas en los sedimentos superficiales de la laguna de Unare se muestran en la Fig. 12. En promedio, se determinó un valor de $1,04 \times 10^4$ mg/kg, con una máxima concentración en la estación LU3 ($1,40 \times 10^4$ mg/kg) y una mínima en la estación LU2 ($6,44 \times 10^3$ mg/kg). Las concentraciones más elevadas se presentaron en la región centro y occidente de la laguna, coincidiendo con la distribución del nitrógeno. OCANDO (1992) señaló que las proteínas en la laguna de Unare provienen principalmente del metabolismo del material planctónico autóctono y de desechos urbanos arrastrados por el río Unare.

Estudios indican que el alto contenido de proteínas totales en los sedimentos está asociado a células grandes de fitoplancton (NELSON *et al.* 1989) y materia orgánica fresca (DANOVARO *et al.* 2000; PÉREZ 2012). PANTOJA *et al.* (2004) indicaron que el material particulado presenta mayor degradación en estratos superficiales, y las proteínas no presentan grandes diferencias en su degradación a distintas profundidades. Factores como la productividad primaria y la tasa de sedimentación influyen en la composición y preservación de los restos orgánicos (GUIÑEZ *et al.* 2010).

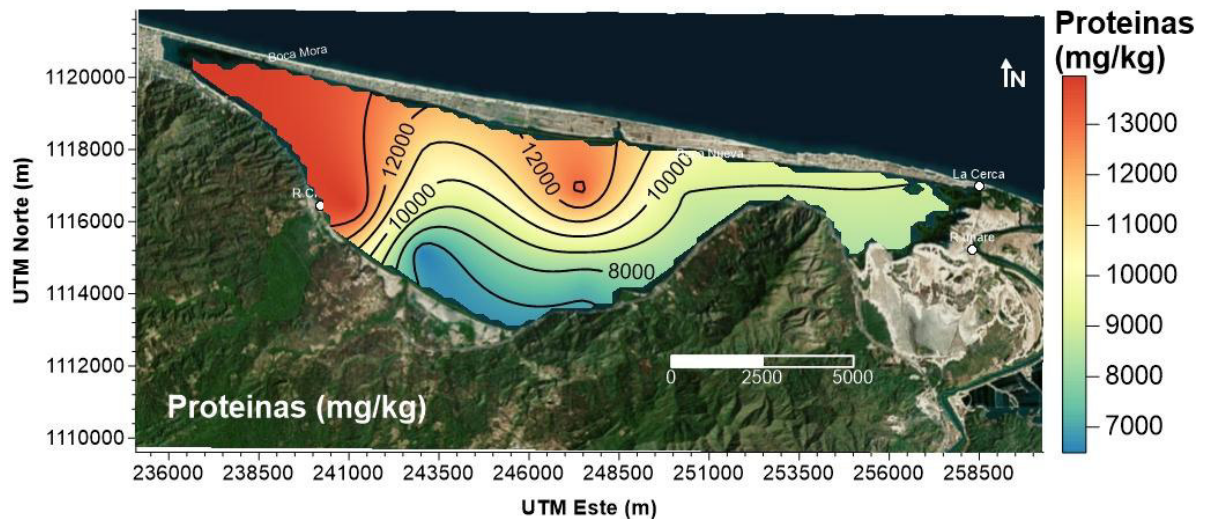


Fig. 12. Distribución de proteínas en sedimentos superficiales recientes en la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

Las menores concentraciones de proteínas en el este de la laguna se deben a la inestabilidad y turbidez de las aguas por la descarga del río Unare, contrastando con SENIOR (1994) y FERMÍN (2002). Además, el contenido proteico más bajo en el sur está relacionado con la textura limo-arenosa del sedimento, similar a lo descrito por MANGONES (2015). FERMÍN (2002) reportó en la laguna de Unare una concentración mínima de $2,38 \times 10^3$ mg/kg, máxima de $6,47 \times 10^3$ mg/kg, y un promedio de $4,17 \times 10^3$ mg/kg, evidenciando una elevada actividad biológica. Comparados con otros estudios, como los de LÓPEZ (2002), AGUIAR *et al.* (2013) y MANGONES (2015) y, los valores del presente estudio son significativamente superiores, sugiriendo un enriquecimiento de proteínas en el sedimento de la laguna de Unare.

Carbohidratos

Las concentraciones de carbohidratos totales (CHOT) en los sedimentos de la laguna de Unare mostraron un promedio de $6,65 \times 10^3$ mg/kg, con un mínimo de $1,07 \times 10^3$ mg/kg en la estación LU8 y un máximo de $9,40 \times 10^3$ mg/kg en la estación LU5. En general, el contenido de CHOT es uniforme en toda la laguna (Fig. 13), excepto en la parte oriental donde se encuentran las menores concentraciones, similar al comportamiento del carbono orgánico total (COT) y la materia orgánica total (MOT), debido a la aportación de detritos orgánicos desde la columna de agua y material terrígeno. La alta productividad de

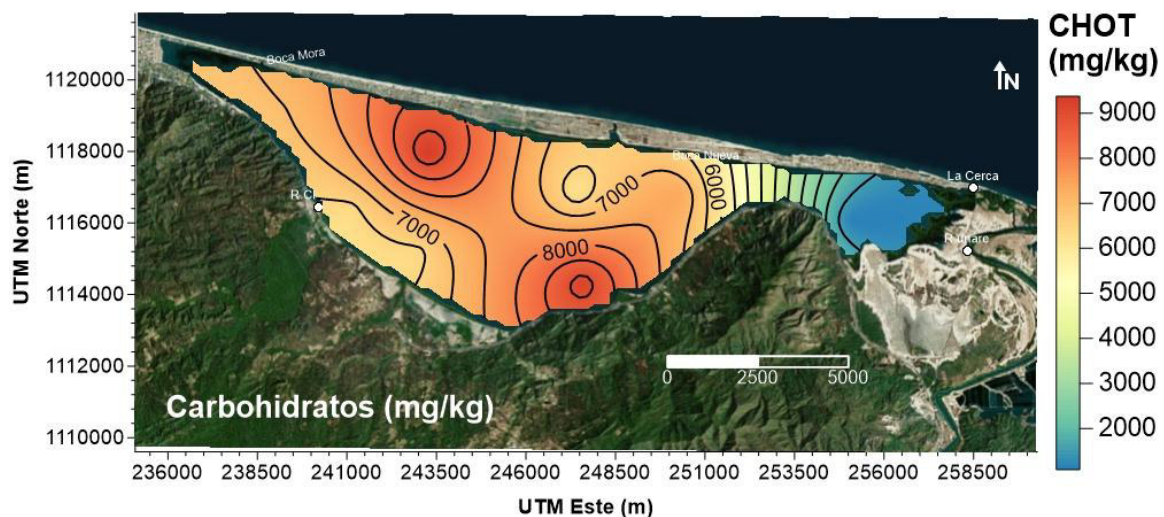


Fig. 13. Distribución de las concentraciones de carbohidratos (mg/kg) en sedimentos superficiales de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

la laguna y la descarga del río Unare, rico en nutrientes, contribuyen a estas elevadas concentraciones de metabolitos (SENIOR 1994; VANEGAS 2015). La degradación de materia orgánica en la laguna es llevada a cabo por microorganismos como bacterias, hongos y algas, fundamentales para el aporte de metabolitos energéticos (BUNN & DAVIES 2000; BLANCO 2018).

Considerando la clasificación de DELL'ANNO *et al.* (2002), la laguna de Unare es eutrófica, dado que sus valores promedio de CHOT son de $6,65 \times 10^3$ mg/kg. FERMÍN (2002) reportó comportamientos similares en la laguna, con un promedio de $4,02 \times 10^3$ mg/kg, indicando un incremento de carbohidratos relacionado con la productividad primaria y aportes externos, como material fluvial y vegetación periférica (PITA 2012). Por otro lado, FUENTES (2001) señaló que los carbohidratos derivados de diversos organismos se acumulan en sedimentos limosos y arcillosos, lo cual concuerda con los hallazgos de este estudio.

LÓPEZ (2002) en la laguna de Píritu reportó concentraciones de 410 mg/kg a $1,61 \times 10^4$ mg/kg, mientras que FUENTES (2001) en la laguna de Chacopata reportó valores de 613 mg/kg a $5,61 \times 10^3$ mg/kg, ambos indicando alta productividad biológica y procesos de eutrofización. En comparación con otros estudios en ambientes costeros, existen reportes con valores variados: PITA (2012) en la laguna el Garzón ($1,11 \times 10^4$ y $1,05 \times 10^4$ mg/kg), PÉREZ (2012) frente al Callao, Perú ($7,38 \times 10^3$ a $8,17 \times 10^3$ mg/kg), AGUIAR *et al.* (2013) en bahía de Guanabara ($7,27 \times 10^3$ mg/kg), y MANGONES (2015) en ensenada Grande del Obispo ($2,14 \times 10^3$ mg/kg), clasificando estos ambientes como meso oligotróficos. PITA (2017) reportó valores entre $1,45 \times 10^3$ y $1,64 \times 10^4$ mg/kg en el margen continental uruguayo, sugiriendo que las descargas continentales aportan material orgánico y nutriente de origen terrestre más recalcitrante a la biodegradación.

Relación PRT: CHOT

Una fracción importante de la materia orgánica sedimentaria son compuestos refractarios como lignina y celulosa, que se degradan lentamente. Los biopolímeros orgánicos (lípidos, proteínas y carbohidratos) son más lábiles y se remineralizan fácilmente (PUSCEDDU *et al.* 2009). Estos componentes lábiles indican el contenido orgánico o estado trófico de los sedimentos (PUSCEDDU *et al.* 2011; PITA 2017). Conocer las condiciones tróficas es fundamental ya que alteraciones pueden modificar las condiciones redox, el metabolismo bentónico y la actividad bioturbadora, afectando el destino final de la materia orgánica en los sedimentos (WAKEHAM & CANUEL 2006).

Las proteínas (PRT) son la fuente más importante de nitrógeno para los organismos heterótrofos, se degradan más rápidamente que los carbohidratos (CHOT) (JOSEPH *et al.* 2008). Valores de la relación PRT:CHOT >1 indican materia orgánica viva o recién generada, mientras que valores <1 indican material detrítico antiguo (CIVIDANES *et al.* 2002). En la laguna de Unare, la relación promedio es 2,32, sugiriendo la presencia de materia orgánica viva o recién generada, con una distribución homogénea excepto en la región oriental (Fig. 14). Esto contrasta con zonas de alta biodisponibilidad de C y N en sedimentos con menor contenido de materia orgánica y mayor régimen hidrodinámico (PUSCEDDU *et al.* 2003).

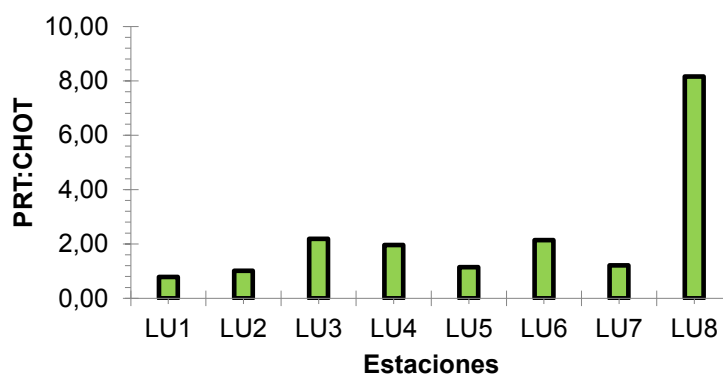


Fig. 14. Distribución de la relación PRT: CHOT en sedimentos recientes de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

Estudios previos en la laguna de Unare muestran dominio de proteínas sobre carbohidratos, caracterizando el ambiente como eutrófico (FERMÍN 2002). En otros ambientes costeros, relaciones PRT:CHOT <1 indican material detrítico viejo y bajo valor nutricional (MANGONES 2015; PITA 2017). Las proteínas se utilizan preferentemente antes que los carbohidratos, siendo una biomolécula potencialmente limitante para la meiofauna presente (NEWELL & FIELD 1983; PÉREZ 2012).

Análisis estadísticos multivariantes

El ACP, el análisis de conglomerados y el MDS proporcionan una visión coherente y complementaria de la composición geoquímica de los sedimentos de la laguna de Unare, destacando la influencia de los aportes antrópicos y naturales en la distribución de los nutrientes y componentes orgánicos.

El análisis de componentes principales (ACP) evidenció que los tres primeros componentes (F1 a F3) explican el 85,62% del total de la varianza, mientras que las componentes F1 y F2 explican el 66,91% de esta variabilidad (TABLA 4 y 5). En la Fig. 15, se observa que las variables geoquímicas MOT, COT, CHOT y la fracción fina de los sedimentos son los que tienen el mayor peso de la varianza en el componente F1 (34,15%), donde se correlacionan positiva y significativamente sugiriendo la entrada y acumulación en la fracción fina de los sedimentos posiblemente de origen biogénico, asociado a la alta productividad existente en la laguna de Unare.

La componente principal F2 contribuye con el 32,76% del total de la varianza explicativa y se encuentra fuertemente correlacionada con los limos, arenas, carbonatos, proteínas, NT y PT, sugiriendo que los nutrientes ingresan al ecosistema de fuentes antrópicas y naturales, como las descargas domésticas de los urbanismos periféricos, el río Unare y deposiciones atmosféricas, indicando una misma fuente de ocurrencia en los sedimentos.

Respecto a las estaciones de muestreo, el ACP muestra que las estaciones ubicadas en el centro y occidente de la laguna de Unare presentan características similares en cuanto al comportamiento

TABLA 4. Porcentaje de varianza y porcentaje de varianza acumulada para el análisis de componentes principales, aplicados a los sedimentos de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7
% Varianza	34,15	32,76	18,70	7,16	5,09	1,365	0,763
% Acumulado	34,15	66,91	85,62	92,78	97,87	99,24	100,0

TABLA 5. Valores propios de las diferentes variables en cada componente principal para los sedimentos recientes de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

	F1	F2	F3	F4	F5
Ptotal	0,466	-0,613	-0,444	-0,284	-0,360
Pinorg	-0,041	-0,290	0,916	-0,171	-0,198
Pbio	0,400	-0,361	-0,804	-0,149	-0,198
NT	0,562	-0,731	0,251	-0,243	0,157
CaCO3	0,524	-0,456	0,549	0,356	-0,184
CHOT	0,735	0,490	0,203	0,165	-0,307
PROT	0,562	-0,731	0,251	-0,243	0,157
ARENAS	0,154	0,836	0,218	-0,438	-0,142
LIMOS	-0,268	-0,824	-0,148	0,439	-0,099
LODOS FINOS	0,868	-0,032	-0,085	0,021	0,442
COT	0,844	0,472	-0,091	0,188	-0,002
MOT	0,844	0,473	-0,091	0,189	-0,002

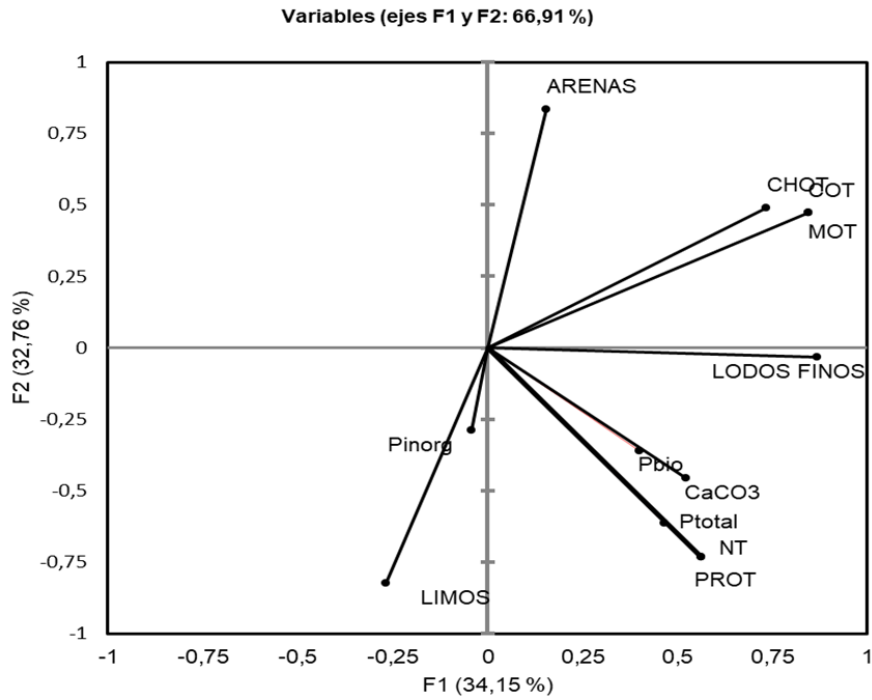


Fig. 15. Análisis de componentes principales de las dos primeras componentes (F1 y F2) tanto para las variables como para las estaciones de los sedimentos recientes de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

geoquímico de las variables evaluadas. En contraste, la estación 1, situada en una zona más profunda y de escasa circulación dentro del ecosistema, y la estación 8, ubicada en la zona oriental y afectada por la descarga del río Unare, presentan comportamientos opuestos.

El análisis de conglomerados, representado en la Fig. 16, distingue dos grupos principales basados en la granulometría del sedimento. El primer grupo relaciona las arenas con dos subgrupos: uno incluye los lodos finos y el carbono orgánico total (COT), y otro agrupa los carbonatos y la materia orgánica total (MOT), sugiriendo una fuente común de transporte. El segundo grupo, conformado por varios subgrupos, relaciona el fósforo y sus fracciones (PI y PO) con los limos, y estos con el nitrógeno y componentes

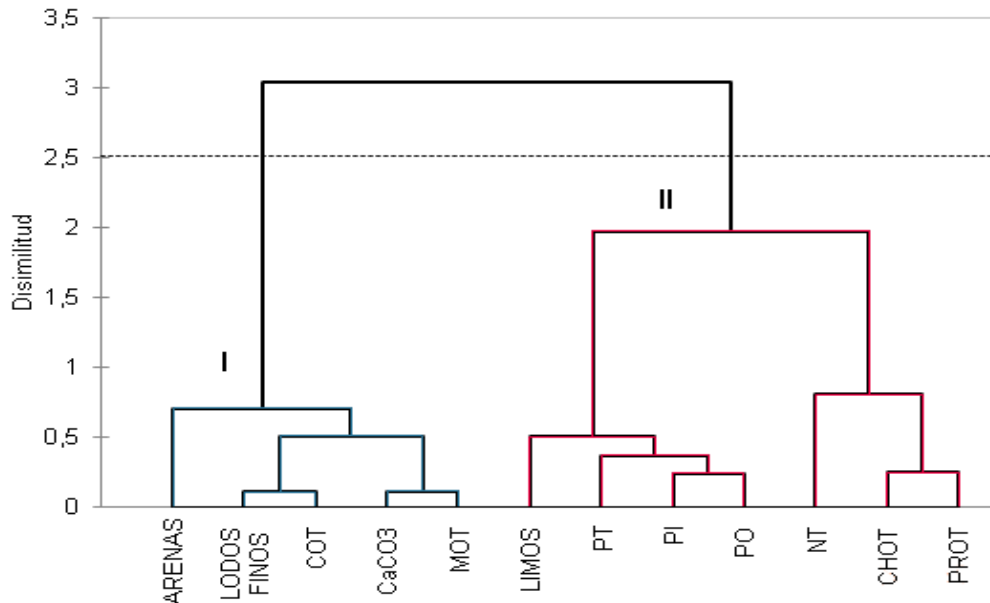


Fig. 16. Dendrograma de similitud entre los parámetros estudiados en la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

bioquímicos de la materia orgánica (carbohidratos totales [CHOT] y proteínas [PRT]). Este análisis confirma los resultados observados en el ACP y la matriz de correlación de Pearson.

CONCLUSIONES

La fracción granulométrica predominante en la laguna de Unare es limosa, con más del 71% de limos en los sedimentos, excepto una estación que es limo-arenosa. Además, el patrón de distribución del COT y MOT ha mostrado una tendencia creciente en los últimos 20 años desde la zona oriental hacia el área central y occidental de la laguna, favorecido por la topografía, las condiciones ambientales, así como por los aportes de materia orgánica por la actividad antrópica, escorrentías límnicas y productividad primaria. El carbonato de calcio se encuentra asociado con la fracción limosa y los lodos finos, acumulándose en el área central y suroccidental debido a restos calcáreos autóctonos y la meteorización de rocas.

Las concentraciones de fósforo total muestran una distribución homogénea en el cuerpo lagunar, con la mayoría de la reserva de PT en formas orgánicas a nivel superficial. Asimismo, el nitrógeno total presenta un enriquecimiento desde el sector oriental hacia la región centro y occidental, probablemente debido a fuentes de aguas servidas no tratadas y aportes de los ríos Chávez y Cautaro.

El sedimento de la laguna de Unare revela su carácter eutrófico con una concentración promedio de CHOT de $6,65 \times 10^3$ mg/Kg. Los sedimentos se caracterizan por altos contenidos de COT y P y bajas concentraciones de nitrógeno, indicando que la principal fuente de MOT es la vegetación periférica y acuática. Las relaciones elementales sugieren que la materia orgánica es de origen terrestre y muy refractaria.

El contenido de proteínas en los sedimentos superficiales es alto, y la relación PRT: CHOT (2,32) indica la presencia de materia orgánica viva o recién generada. Las correlaciones positivas significativas muestran una fuerte asociación entre la textura fina, nutrientes y la composición bioquímica de la materia orgánica, acumulándose en las fracciones finas de los sedimentos. Finalmente, el análisis estadístico multivariante sugiere una predominancia de la actividad biológica en la laguna, con una posible influencia antrópica, destacando variables importantes como MOT, CHOT, PROT, PT, PO, lodos finos y arenas para futuros estudios.

REFERENCIAS

- AGUIAR, V. M., P. F. ABUCHACRA, & J. A. BAPTISTA NETO. 2013. Biogeochemistry of Jurujuba sound concerning phosphorus dynamics, Rio de Janeiro, Brazil. *J. Coast. Res.* 65: 1–6. <https://doi.org/10.2112/SI65-001.1>.
- ARNDT, S., B. B. JØRGENSEN, D. E. LAROWE, J. J. MIDDELBURG, R. D. PANCOST & P. REGNIER. 2013. Quantifying the Degradation of Organic Matter in Marine Sediments: A Review and Synthesis. *Earth-Sci. Rev.* 123: 53–86. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2013.02.008>.
- ARTEM'YEV, V., L. KRAYUSHIN & A. ROMANKEVICH. 1971. Determination of total amount of carbohydrates. *Oceanology* 11(1): 934–936.
- ASPILA, K. I., H. AGEMIAN & A. S. CHAU. 1976. A semi-automated method for the determination of inorganic, organic and total phosphate in sediments. *The Analyst*, 101(1200): 187-197. <https://doi.org/10.1039/an9760100187>
- BALLANTINE, D.J., D.E. WALLING, A.L. COLLINS, & G.J.L. LEEKS. 2009. The Content and Storage of Phosphorus in Fine-Grained Channel Bed Sediment in Contrasting Lowland Agricultural Catchments in the UK. *Geoderma* 151(3–4): 141–49. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2009.03.021>.
- BLANCO, D. 2018. *Evaluación de la concentración de metabolitos libre (glucosa y aminoácidos) y su relación con los parámetros fisicoquímicos en las pilas de estabilización de Sutiava. Período marzo-agosto de 2015*. Trab. Grad. Lic. Biología, Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua, 64 pp.

- BRICKER, S.B., B. LONGSTAFF, W. DENNISON, A. JONES, K. BOICOURT, C. WICKS & J. WOERNER. 2008. Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries: A Decade of Change. *Harmful Algae* 8(1): 21–32. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2008.08.028>.
- BRITO, F., G. MARTÍNEZ & A. QUINTERO. 2020. Comportamiento geoquímico del nitrógeno, fósforo y materia orgánica en sedimentos recientes de El Morro de Puerto Santo, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 59(2): 19–33.
- BUNN, S. E. & P. M. DAVIES. 2000. *Biological Processes in Running Waters and Their Implications for the Assessment of Ecological Integrity*. En: *Assessing the ecological integrity of running waters*, Eds. M. Jungwirth, S. Muhar, y S. Schmutz. Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-94-011-4164-2_5.
- BURDIGE, D. J. 2020. *Geochemistry of Marine Sediments*. 2nd ed. Princeton University Press. 624 pp. <https://doi.org/10.2307/j.ctv131bw7s>.
- BUSSI, G., P. G. WHITEHEAD, L. JIN, M. T. TAYE, E. DYER, F. A. HIRPA, Y. A. YIMER & K. J. CHARLES. 2021. Impacts of climate change and population growth on river nutrient loads in a data scarce region: The upper Awash River (Ethiopia). *Sustainability* 13(3): 1254. <https://doi.org/10.3390/su13031254>.
- CARRANZA-EDWARDS, A., L. ROSALES-HOZ, J. URRUTIA-FUCUGAUCHI, A. SANDOVAL-FORTANEL, E. MORALES DE LA GARZA & R. LOZANO SANTA CRUZ. 2005. Geochemical distribution pattern of sediments in an active continental shelf in southern Mexico. *Cont. Shelf Res.* 25(4): 521–37. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2004.09.013>.
- CIVIDANES, S., M. INCERA, & J. LÓPEZ. 2002. Temporal variability in the biochemical composition of sedimentary organic matter in an intertidal flat of the Galician coast (NW Spain). *Oceanol. Acta* 25(1): 1–12. [https://doi.org/10.1016/S0399-1784\(01\)01178-1](https://doi.org/10.1016/S0399-1784(01)01178-1).
- CONDON, L. M., B. L. TURNER & B. J. CADE-MENUN. 2015. *Chemistry and Dynamics of Soil Organic Phosphorus*. En: *Phosphorus: Agriculture and the Environment*. Eds. T- Sims & A. N. Sharpley. 87–121 p. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr46.c4>.
- CONTRERAS-ESPINOSA, F. & B. G. WARNER. 2004. Ecosystem characteristics and management considerations for coastal wetlands in Mexico. *Hydrobiologia* 511(1): 233–45. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000014097.74263.54>.
- DANOVARO, R., D. MARRALE, A. DELL'ANNO, N. DELLA CROCE, A. TSELEPIDES & M. FABIANO. 2000. Bacterial response to seasonal changes in labile organic matter composition on the continental shelf and bathyal sediments of the Cretan Sea. *Prog. Oceanogr.* 46(2–4): 345–66. [https://doi.org/10.1016/S0079-6611\(00\)00025-2](https://doi.org/10.1016/S0079-6611(00)00025-2).
- DE LA LANZA, G. & C. CÁCERES. 1994. *Lagunas costeras y el litoral mexicano*. Universidad Autónoma de Baja California (Eds.). 497 pp.
- DEEVY, E. 1973. *Sulfur, nitrogen, and carbon in the biosphere*. En: *Carbon and the biosphere*, Eds. G.M. Woodwell & E.V. Peacan. USAEC. 182-190 p.
- DELL'ANNO, A, M. L MEI, A. PUSCEDDU & R. DANOVARO. 2002. Assessing the trophic state and eutrophication of coastal marine systems: a new approach based on the biochemical composition of sediment organic matter. *Mar. Poll. Bull.* 44(7): 611–22. [https://doi.org/10.1016/S0025-326X\(01\)00302-2](https://doi.org/10.1016/S0025-326X(01)00302-2).
- FERMÍN, I. 2002. *Estudio geoquímico de los sedimentos superficiales de la Laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela, 106 pp.

- FERROL-SCHULTE, D., M. WOLFF, S. FERSE & M. GLASER. 2013. Sustainable livelihoods approach in tropical coastal and marine social–ecological systems: A Review. *Mar. Policy* 42: 253–58. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2013.03.007>.
- FOLK, R. 1978. Petrology of sedimentary rocks. Hemphill publishing company. 190 pp.
- FUENTES, M. 2000. Nitrógeno, fósforo y cociente C/N en los sedimentos superficiales de la laguna de Chacopata, Sucre, Venezuela. *Rev. Biol. Trop.* 48(1): 261–68.
- FUENTES, M. 2001. Estudio geoquímico de carbohidratos, hidrocarburos, aceites y grasas en la Laguna de Chacopata, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 40(1 & 2): 31–37.
- FUENTES, M., J. BONILLA, & J. FERMÍN. 1997. Algunas características químicas de los sedimentos superficiales de la laguna de Chacopata, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 36(1 & 2): 69–79.
- GU, Y., J. OUYANG, J. J. NING & Z. H. WANG. 2017. Distribution and sources of organic carbon, nitrogen and their isotopes in surface sediments from the largest mariculture zone of the eastern Guangdong Coast, South Chin. *Mar. Poll. Bull.* 120(1–2): 286–91. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.05.013>.
- GUÍÑEZ, M., J. VALES & A. SIFFEDINE. 2010. Variabilidad espacial y temporal de la materia orgánica sedimentaria, asociada a la Zona de Mínimo Oxígeno (ZMO), en un ambiente costero del norte de la corriente de Humboldt, bahía de Mejillones, Chile. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 38(2): 242–53. <https://doi.org/10.3856/vol38-issue2-fulltext-9>.
- GUO, W., X. LIU, Z. LIU, & G. LI. 2010. Pollution and potential ecological risk evaluation of heavy metals in the sediments around Dongjiang Harbor, Tianjin. *Procedia Environ. Sci.* 2: 729–36. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2010.10.084>.
- HARTREE, E. F. 1972. Determination of protein: A modification of the Lowry method that gives a linear photometric response. *Anal. Biochem.* 48(2): 422–427. [https://doi.org/10.1016/0003-2697\(72\)90094-2](https://doi.org/10.1016/0003-2697(72)90094-2)
- HEDGES, J. I. 1992. Global biogeochemical cycles: Progress and problems. *Mar. Chem.* 39(1–3): 67–93. [https://doi.org/10.1016/0304-4203\(92\)90096-S](https://doi.org/10.1016/0304-4203(92)90096-S).
- HELING, D., P. ROTHE, U. FÖRSTNER & P. STOFFERS. 2012. *Sediments and environmental geochemistry: Selected aspects and case histories*. Springer Science & Business Media. 312 pp.
- HERNÁNDEZ, D. 2012. *Fraccionamiento del fósforo en sedimentos superficiales del sector oriental del golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. Lic. Química, Universidad de Oriente, Venezuela, 73 pp.
- HERRERA-SILVEIRA, J. A. 2006. Lagunas costeras de Yucatán (SE, México): investigación, diagnóstico y manejo. *Ecotropicos* 19(2): 94–108.
- HOLMBOE, N., E. KRISTENSEN & F.Ø. ANDERSEN. 2001. Anoxic Decomposition in Sediments from a Tropical Mangrove Forest and the Temperate Wadden Sea: Implications of N and P Addition Experiments. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 53(2): 125–40. <https://doi.org/10.1006/ecss.2000.0794>.
- HURTADO, R. 2015. *Geoquímica de C, N, P y S en sedimentos superficiales del golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela, 146 pp.
- JØRGENSEN, B. 1996. *Material flux in the sediment*. En: *Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems*. Eds. B. Jørgensen & K. Richardson. American Geophysical Union, Washington, 115–135 p.
- JOSEPH, M. M., C. S. RATHEESH KUMAR, T. R. GIREESH KUMAR, K. R. RENJITH & N. CHANDRAMOHANAKUMAR. 2008. Biogeochemistry of surficial sediments in the intertidal systems of a tropical environment. *Chem. Ecol.* 24(4): 247–58. <https://doi.org/10.1080/02757540802119871>.

- LI, Y., H. ZHANG, C. TU, C. FU, Y. XUE & Y. LUO. 2016. Sources and fate of organic carbon and nitrogen from land to ocean: identified by coupling stable isotopes with C/N Ratio. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 181: 114–22. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2016.08.024>.
- LONGA, I. & J. BONILLA. 1987. Caracterización química de los sedimentos de la interfase de la laguna de Unare, Edo. Anzoátegui, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 26(1 & 2): 81–89.
- LÓPEZ, F. 2002. *Determinación del contenido de metales en los sedimentos superficiales de la laguna de Píritu, estado Anzoátegui, Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas, Universidad de Oriente, Venezuela, 117 pp.
- LÓPEZ, F., W. SENIOR, G. MARTÍNEZ, A. MÁRQUEZ & I. FERMÍN. 2006. Fraccionamiento de los metales pesados Fe, Cd, Cr y Pb en los sedimentos superficiales de la Laguna de Píritu, estado Anzoátegui, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 45(1): 51–60.
- LÓPEZ, R. 2012. *Fraccionamiento geoquímico de fósforo en sedimentos superficiales del sector central del golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. Lic. Química, Universidad de Oriente, Venezuela, 80 pp.
- LÓPEZ-HERNÁNDEZ, D., L. MORALES, K. UMBRÍA-SALINAS, A. VALERO, W. MELENDEZ & A. LÓPEZ-CONTRERAS. 2024. C, N, and P contributions to sediments of two Venezuelan coastal lagoons and their relationships with the adsorption of P. *CLEAN – Soil, Air, Water*: 2300266. <https://doi.org/10.1002/clen.202300266>.
- MANGONES, A. 2015. *Estudio geoquímico de algunos componentes de la materia orgánica en los sedimentos superficiales del sector marino-costero de la Ensenada Grande del Obispo y laguna Chica, Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas, Universidad de Oriente, Venezuela, 74 pp.
- MARÍN, F. 2020. *Geoquímica de metales pesados y calidad ambiental en sedimentos recientes de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas, Universidad de Oriente, Venezuela, 121 pp.
- MÁRQUEZ, A., W. SENIOR, I. FERMÍN, G. MARTÍNEZ, J. CASTAÑEDA & A. GONZÁLEZ. 2008. Cuantificación de las concentraciones de metales pesados en tejidos de peces y crustáceos de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela. *Rev. Cient.* 18(1): 73–86.
- MÁRQUEZ, A., W. SENIOR, G. MARTÍNEZ & A. GONZÁLEZ. 2007. Concentraciones de nitrógeno y fósforo en sedimentos recientes de la laguna Los Patos, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 46(2): 137–45.
- MARTÍNEZ, G. 2002. Metales pesados en sedimentos superficiales del golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 41(1 y 2): 83–96.
- MARTÍNEZ, M. 2009. *Geoquímica de C, N y P en sedimentos superficiales de la región marino-costera al norte y sur de la península de Paria, estado Sucre*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas, Universidad de Oriente, Venezuela, 130 pp.
- MARTÍN-HERNÁNDEZ, E., M. TAIFOURIS, & M. MARTÍN. 2022. Addressing the contribution of agricultural systems to the phosphorus pollution challenge: a multi-dimensional perspective. *Front. Chem. Eng.* 4: 970707. <https://doi.org/10.3389/fceng.2022.970707>.
- MEYERS, P. A. 1994. Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chem. Geol.* 114(3–4): 289–302. [https://doi.org/10.1016/0009-2541\(94\)90059-0](https://doi.org/10.1016/0009-2541(94)90059-0).
- MIDDELBURG, J. J. 2019. *Marine Carbon Biogeochemistry: A Primer for Earth System Scientists*. Springer Briefs in Earth System Sciences. Springer International Publishing, 118 pp. <https://doi.org/10.1007/978-3-030-10822-9>.

- MIYAZAWA, M., M. A. PAVAN, E. L. OLIVEIRA, M. DE, IONASHIRO & A. K. SILVA. 2000. Gravimetric determination of soil organic matter. *Braz. Arch. Biol. Technol.* 43(5): 475-478. <https://doi.org/10.1590/s1516-89132000000500005>
- NASSER, K. 2012. *Estudio de la distribución de carbono, nitrógeno, fósforo y azufre en los sedimentos de fondo de la cuenca del río Tuy, Venezuela*. Trab. Grad. Lic. En Química, Escuela de Química, Facultad de Ciencias, Universidad Central de Venezuela, Venezuela, 135 pp.
- NELSON, D. M., W. O. SMITH, R. D. MUENCH, L. I. GORDON, C. W. SULLIVAN & D. M. HUSBY. 1989. Particulate matter and nutrient distributions in the ice-edge zone of the Weddell Sea: relationship to hydrography during late summer. *Deep-Sea Res. A* 36 (2): 191–209. [https://doi.org/10.1016/0198-0149\(89\)90133-7](https://doi.org/10.1016/0198-0149(89)90133-7).
- NEWELL, R. C. & J. G. FIELD. 1983. The contribution of bacteria and detritus to carbon and nitrogen flow in a benthic community. *Mar. Biol. Lett.* 4(1): 23–36.
- OCANDO, L. 1992. *Distribución espacial y temporal de los parámetros fisicoquímicos y materia orgánica en la Laguna de Unare, Venezuela, en el período noviembre 1988-julio 1989*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas, Universidad de Oriente, Venezuela, 72 pp.
- OKUDA, T. 1965. Consideraciones generales sobre las condiciones ambientales de la Laguna y el Río Unare. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 4(1): 136–54.
- OKUDA, T. & J. BENÍTEZ. 1985. Evaluación comparativa de las condiciones hidroquímicas en el sistema lagunar Tacarigua-Unare-Píritu, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 24(1 & 2): 199–211.
- PÁEZ-OSUNA, F, G. IZAGUIRRE & J. OSUNA. 1992. Carbono y fósforo en sedimentos de un sistema lagunar asociado a una cuenca de drenaje agrícola. *An. Inst. Cienc. Mar Limnol.* 19(1): 1–11.
- PANTOJA, S., J. SEPÚLVEDA & H. E. GONZÁLEZ. 2004. Decomposition of sinking proteinaceous material during fall in the oxygen minimum zone off northern Chile. *Deep-Sea Res. I* 51(1): 55–70. <https://doi.org/10.1016/j.dsr.2003.09.005>.
- PÉREZ, A. 2012. *Composición bioquímica y distribución de la materia orgánica sedimentaria y sus efectos sobre la estructura comunitaria de la meiofauna en la plataforma continental frente a Callao*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias, Universidad Nacional Mayor De San Marcos, Perú, 187 pp.
- PÉREZ, M., G. MARTÍNEZ & I. FERMÍN. 2006. Metales traza disponibles en sedimentos superficiales de las Lagunas Bocaripo y Chacopata, península de Araya, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 45(2): 61–91.
- PÉREZ, M., G. MARTÍNEZ, I. FERMÍN, & F. BRITO. 2007. Metales traza en tejidos blandos de *Callinectes ornatus* procedentes de las lagunas costeras Bocaripo y Chacopata (Península de Araya, Estado Sucre). *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 46(2): 175–87.
- PÉREZ, M., G. MARTÍNEZ, G. RODRÍGUEZ, & R. DE LA CRUZ. 2015. Evaluación de las concentraciones de aceites y grasas e hidrocarburos totales en núcleos de sedimentos procedentes del Islote Caribe y el Complejo Lagunar Chacopata-Bocaripo, estado Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 54(1): 3–12.
- PÉREZ-RUZAFÁ, A., A. I. FERNÁNDEZ, C. MARCOS, J. GILABERT, J. I. QUISPE, Y J. A. GARCÍA-CHARTON. 2005. Spatial and temporal variations of hydrological conditions, nutrients and chlorophyll a in a Mediterranean coastal lagoon (Mar Menor, Spain). *Hydrobiologia* 550(1): 11–27. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-4356-2>.
- PETROVIC, M. & D. BARCELÓ. 2004. Seeking harmonisation in assessing sediments and dredged materials. *TrAC Trends Anal. Chem.* 23(8): x–xii. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2004.07.004>.

- PITA, A. 2012. *Bioquímica de la materia orgánica y estado trófico de los sedimentos superficiales en ambientes estuarinos de la costa uruguaya*. Trab Grad, Lic. Ciencias Biológicas, Universidad de la República, Uruguay, 44 pp.
- PITA, A. 2017. *Biogeoquímica de la materia orgánica y grupos metabólicos microbianos en sedimentos superficiales del margen continental uruguayo (36°32'-34°38S, 53°30'-51°39'W)*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias, Universidad de la República, Uruguay, 120 pp.
- PUSCEDDU, A., A. DELL'ANNO, R. DANOVARO, E. MANINI, G. SARA, & M. FABIANO. 2003. Enzymatically hydrolyzable protein and carbohydrate sedimentary pools as indicators of the trophic state of detritus sink systems: A Case Study in a Mediterranean Coastal Lagoon. *Estuaries* 26(3): 641–50. <https://doi.org/10.1007/BF02711976>.
- PUSCEDDU, A, A. DELL'ANNO, M. FABIANO & R. DANOVARO. 2009. Quantity and bioavailability of sediment organic matter as signatures of benthic trophic status. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 375: 41–52. <https://doi.org/10.3354/meps07735>.
- PUSCEDDU, A., S. BIANCHELLI, C. GAMBI, & R DANOVARO. 2011. Assessment of benthic trophic status of marine coastal ecosystems: significance of meiofaunal rare taxa. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 93(4): 420–30. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.05.012>.
- RAMIÃO, J. P., C. PASCOAL, R. PINTO & C. CARVALHO-SANTOS. 2024. Mitigating water pollution in a Portuguese river basin under climate change through agricultural sustainable practices. *Mitig. Adapt. Strateg. Glob. Change* 29(4): 25. <https://doi.org/10.1007/s11027-024-10121-9>.
- RAMÍREZ, P. 1996. *Lagunas costeras venezolanas*. Universidad de Oriente, Centro Regional de Investigaciones Ambientales, Venezuela. 144 pp.
- REDFIELD, A. C., B. H. KETCHUM & F. A. RICHARDS. 1963. *The influence of organisms on the composition of seawater*. En: *The Sea*. Ed. Hill, M. N. vol. 2. Interscience Publishers: 26-77.
- REKOLAINEN, S. 1993. *Assessment and mitigation of agricultural water pollution*. Publications of the Water and Environment Research Institute. 12. National Board of Waters and the Environment. 34 pp.
- ROA, P. 1990. La transgresión flamenca y la evolución de la Laguna de Unare, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 29(1 & 2): 11–25.
- RODRÍGUEZ, L. 2004. *Comportamiento y fraccionamiento de metales pesados en núcleos de sedimentos de la Laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas, Universidad de Oriente, Venezuela, 115 pp.
- RODRÍGUEZ, L., G. MARTÍNEZ & W. SENIOR. 2006. Comportamiento de los metales trazas Cu, Pb, Mn y Zn en fracciones geoquímicas de núcleos de sedimentos de la laguna de Unare, Venezuela. *Rev. Cubana de Investig. Pesqueras*, 24(1): 32–37.
- ROMERO, P., K. MALAVÉ, R. PINTO, O. DÍAZ & M. SEGNINI. 2016. Geoquímica de los sedimentos superficiales de la Laguna La Restinga, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 55(1): 86–92.
- ROSAS, D. & F. LÓPEZ. 2014. Algunos aspectos de la dinámica sedimentaria de la laguna de Las Marites, Estado Nueva Esparta. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 53(1): 86–92.
- RUBIO, R., J. LÓPEZ, & G. RAURET. 1991. La especiación sólida de trazas de metales en sedimentos. Aplicación a sedimentos muy contaminados. *Anal. Quím.* 87: 599–605.
- RUIZ-FERNÁNDEZ, A. C., C. HILLAIRE-MARCEL, B. GHALEB, M. SOTO-JIMÉNEZ, & F. PÁEZ-OSUNA. 2002. Recent sedimentary history of anthropogenic impacts on the Culiacan River Estuary, Northwestern Mexico:

- Geochemical Evidence from Organic Matter and Nutrients. *Environ. Pollut.* 118(3): 365–77. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00287-1](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00287-1).
- RULLKÖTTER, J. 2006. *Organic Matter: The Driving Force for Early Diagenesis*. En: *Marine Geochemistry*, Eds. Horst D. Schulz y Matthias Zabel. Springer-Verlag: 125-168. https://doi.org/10.1007/3-540-32144-6_4.
- SALAZAR, J., J. BONILLA & B. GAMBOA. 1986. Metales pesados y materia orgánica en los sedimentos superficiales de la Laguna Las Marites. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 25 (1-2): 137-154.
- SÁNCHEZ, L. 2007. *Caracterización geoquímica de sedimentos marinos del golfo de Cádiz e implicaciones ambientales. Distribución y composición molecular de lípidos y formas refractarias de la materia orgánica*. Trab. Grad. Dr. en Ciencias, Instituto Minero y Geológico de España, Universidad Autónoma de Madrid, España, 245 pp.
- SANTOS, L., J. DE ANDRÉS, J. MARTIN & P. LOUCHOUAM. 1999. Early diagenesis in biogenic carbonates of temperate and shoal waters (Cadiz Bay and Adjacent continental shelf). *Bol. Inst. Esp. Oceanogr.* 15(1–4): 153–60.
- SCHUMACHER, B.A. 2002. Methods for the determination of total organic carbon (TOC) in soils and sediments. Ecological Risk Assessment Support Center, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Las Vegas. 23 pp
- SENIOR, W. 1994. *Estudio del sistema lagunar Tacarigua-Unare-Píritu*. Proyecto CONICIT PC 074. Instituto Oceanográfico de Venezuela - Universidad de Oriente, Venezuela, 395 pp.
- SENIOR, W. & R. APARICIO. 1992. *Estudio ambiental de las costas del Estado Anzoátegui (Proyecto EACA). Sistema Lagunar Unare- Píritu*. Informe Técnico., Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Venezuela, 132 pp.
- SENIOR, W., J. CASTAÑEDA & G MARTÍNEZ. 1999. *Estudio oceanográfico y calidad de aguas y sedimentos del nororiente de Venezuela: caso del sistema lagunar Unare-Píritu*. Informe Técnico Informe final. Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Venezuela, 70 pp.
- SHEPPARD, L. 1954. Nomenclature based on the sand-silt-clay ratios. *J. Sediment. Petrol* 24(3): 151–58.
- SILVA, N. & M. ASTORGA. 2010. Textura, materia orgánica y composición química elemental (C y N) de sedimentos marinos superficiales de la zona Puerto Montt a Boca del Guafo (Norpatagonia chilena). *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 38(1): 1–14. <https://doi.org/10.3856/vol38-issue1-fulltext-1>.
- SOTO-JIMÉNEZ, M., F. PÁEZ-OSUNA & A. C. RUIZ-FERNÁNDEZ. 2003. Geochemical evidences of the anthropogenic alteration of trace metal composition of the sediments of Chiricahueto marsh (SE Gulf of California). *Environ. Poll.* 125(3), 423–432. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(03\)00083-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(03)00083-6)
- TAVARES, D. C., D. L. GUADAGNIN, J. F. DE MOURA, S. SICILIANO & A. MERICO. 2015. Environmental and anthropogenic factors structuring water bird habitats of tropical coastal lagoons: Implications for Management. *Biol. Conserv.* 186: 12–21. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.02.027>.
- TAYLOR, S. D., YI HE, & K. M. HISCOCK. 2016. Modelling the impacts of agricultural management practices on river water quality in eastern England. *J. Environ. Manag.* 180: 147–63. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.002>.
- TOSIANI, T., C. YANES & A. RAMÍREZ. 2005. *Sedimentos recientes frente al delta del Orinoco, Venezuela*. En: *Frente Atlántico Venezolano*. Eds. M. Gómez, M. Capaldo, C. Yanes & A. Martín. Petróleos de Venezuela, S.A. II. Investigaciones Geoambientales: Ciencias de la Tierra. (PDVSA) –Fondo Editorial Fundambiente: 53-61.

- VALERO, A. 2016. *Estudio de Cu, Fe, Mn, Ni, Zn en la fracción limo-arcilla de los sedimentos de fondo de las lagunas de Unare y Píritu, estado Anzoátegui*. Trab. Grad. Lic. Química, Facultad de Ciencias, Universidad Central de Venezuela, Venezuela, 128 pp.
- VANEGAS, E. 2015. Evaluación de la concentración de proteína y metabolitos libres en el río estero real y su relación con los parámetros fisicoquímicos, en el periodo noviembre 2013 - abril 2014". Trab. Grad. Lic. Biología, Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua, León, Nicaragua. 83 pp.
- VÁSQUEZ, A., M. GONZÁLEZ, O. DÍAZ, & I. LIÑERO. 2010. Variación temporal de la meiofauna en sedimentos del sistema lagunar 'Laguna de Raya', estado Nueva Esparta, Venezuela. *Interciencia* 35(2): 144–50.
- VELÁSQUEZ, J., A. MÁRQUEZ, I. FERMÍN, F. LÓPEZ, D. HERNÁNDEZ, & W. SENIOR. 2016. Características geoquímicas de los sedimentos superficiales de la Laguna La Restinga, Isla de Margarita, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venez.* 55(1): 54–68.
- VILLALBA, W., B. MÁRQUEZ, L. TROCCOLO-GHINAGLIA, M. ALZOLAR, & J. LÓPEZ. 2017. Composición y abundancia del zooplancton en la laguna El Morro, Isla de Margarita, Venezuela. *Rev. Peru. Biol.* 24(4): 343–56.
- WAFAR, S., A.G. UNTAWALE, & M. WAFAR. 1997. Litter fall and energy flux in a mangrove ecosystem. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 44(1): 111–24. <https://doi.org/10.1006/ecss.1996.0152>.
- WAKEHAM, S. G. & E. A. CANUEL. 2006. *Degradation and Preservation of Organic Matter in Marine Sediments*. En: *Marine organic matter: Biomarkers, Isotopes and DNA*, Ed. John K. Volkman, vol. 2N. Springer-Verlag. https://doi.org/10.1007/698_2_009.
- WALTON, H. 1970. *Principios y métodos de análisis químico*. Reverté Mexicana. 225 pp.
- WANG, P., M. HE, C. LIN, B. MEN, R. LIU, X. QUAN & X. QUAN. 2009. Phosphorus distribution in the estuarine sediments of the Daliao River, China. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 84(2): 246–252. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.06.020>.
- XU, Y. & R. JAFFÉ. 2009. Geochemical record of anthropogenic impacts on Lake Valencia, Venezuela. *Appl. Geochem.* 24(3): 411–18. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.12.002>.
- YÁÑEZ-ARANCIBIA, A., J. W. DAY, P. SÁNCHEZ-GIL, J. N. DAY, R. N. LANE, D. ZÁRATE-LOMELÍ, H. A. VÁSQUEZ, J. L. ROJAS-GALAVIS & J. RAMÍREZ-GORDILLO. 2014. Ecosystem functioning: the basis for restoration and management of a tropical coastal lagoon, Pacific coast of Mexico. *Ecol. Eng.* 65: 88–100. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.03.007>.
- ZHANG, R., F. WU, C. LIU, P. FU, W. LI, L. WANG, H. LIAO & J. GUAO. 2008. Characteristics of organic phosphorus fractions in different trophic sediments of lakes from the middle and lower reaches of Yangtze River region and southwestern plateau, China. *Environ. Poll.* 152(2): 366–72. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.024>.
- ZHOU, F., X. GAO, H. YUAN, J. SONG, C. T. A. CHEN, H. K. LUI & Y. ZHAN. 2016. Geochemical forms and seasonal variations of phosphorus in surface sediments of the east China Sea Shelf. *J. Mar. Syst.* 159: 41–54. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2016.03.005>.
- ZHOU, F., X. GAO, H. YUAN, J. SONG & F. CHEN. 2018. The distribution and seasonal variations of sedimentary organic matter in the east China Sea Shelf. *Mar. Poll. Bull.* 129(1): 163–71. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2018.02.009>.

Recibido: Septiembre 2024

Aceptado: Enero 2025

COMPORTAMIENTO Y FRACCIONAMIENTO GEOQUÍMICO DE METALES PESADOS EN SEDIMENTOS RECIENTES DE LA LAGUNA DE UNARE, VENEZUELA

MARTÍNEZ GREGORIO*¹, MARÍN, FERNANDO², QUINTERO ANTONIO¹, MARCANO DAYANA², BRITO FELICIA¹ & GUTIÉRREZ ARGELIA²

¹*Departamento de Oceanografía, Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Cumaná, estado Sucre.*

**Autor de correspondencia: goyomartinez@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0002-1882-752X>. felicia.brito@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0001-7030-9327> agqr2005@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0001-6258-0985>*

²*Universidad Politécnica Territorial del Oeste de Sucre “Clodosbaldo Russián”, Cumaná, estado Sucre, Venezuela.*

marinjimenezfernando@gmail.com, <https://orcid.org/0000-0001-8020-9397> dayanamarcanol@gmail.com, <https://orcid.org/0009-0009-6935-3107> gutierrezargelia23@gmail.com, <https://orcid.org/0009-0009-2460-3619>

RESUMEN: La laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela, actúa como un sumidero natural de especies químicas inorgánicas y materia orgánica, bajo la influencia continental, atmosférica y humana. El presente estudio evaluó la distribución y fraccionamiento geoquímico de metales pesados (Cu, Cd, Pb, Ni, Cr, Co y Mn) en sedimentos superficiales y núcleos de la laguna mediante técnicas de espectrofotometría de absorción atómica. La fracción residual de los metales recolectados fue la parte más importante, seguida por las fracciones de materia orgánica, carbonatos, así como metales intercambiables, revelando la tendencia de los metales menos móviles. Sin embargo, variaron con la profundidad y la ubicación, reflejando la interacción de procesos hidrodinámicos, texturales y de origen humano. Las concentraciones totales determinadas fueron: Cu (11,0–73,9 µg/g), Cd (6,21–9,32 µg/g), Pb (61,7–80,7 µg/g), Ni (61,5–92,8 µg/g), Cr (215–315 µg/g), Co (28,7–34,3 µg/g) y Mn (217–586 µg/g), en muchos casos superando los valores de referencia para sedimentos no contaminados. La textura limosa de los sedimentos y su alto contenido de materia orgánica favorecen la acumulación de estos metales, lo cual, junto con la descarga de ríos como el Unare y el Chávez, la actividad pesquera, el tráfico marítimo y las descargas domésticas e industriales, puede explicar el alto contenido de contaminantes en la laguna. Por lo tanto, los resultados reflejan una creciente presión antropogénica sobre este ecosistema costero, lo que apoya la necesidad de realizar monitoreos para mitigar las consecuencias negativas de los cambios adversos en la gestión ambiental de su biodiversidad y función ecológica.

Palabras clave: metales pesados, sedimentos, laguna de Unare.

ABSTRACT: The Unare lagoon, Anzoátegui state, Venezuela, serves as a natural sink for inorganic chemical species and organic matter, influenced by continental, atmospheric, and human factors. The present study evaluated the geochemical distribution and fractionation of heavy metals (Cu, Cd, Pb, Ni, Cr, Co, and Mn) in surface sediments and cores by atomic absorption spectrophotometry techniques. The residual fraction of the collected metals was the most important part, followed by the fractions of organic matter, carbonates, as well as exchangeable metals, revealing the trend of less mobile metals. However, they varied with depth and location, reflecting the interaction of hydrodynamic, textural, and human-made processes. The total concentrations determined were: Cu (11.0–73.9 µg/g), Cd (6.21–9.32 µg/g), Pb (61.7–80.7 µg/g), Ni (61.5–92.8 µg/g), Cr (215–315 µg/g), Co (28.7–34.3 µg/g), and Mn (217–586 µg/g), in many cases exceeding the reference values for uncontaminated sediments. The silty texture of the sediments and their high content of organic matter enhance the accumulation of these metals, which, together with the discharge of rivers such as the Unare and the Chávez, fishing activity, maritime traffic, and domestic and industrial discharges, may explain the high content of pollutants in the lagoon. Therefore, the results reflect a growing anthropogenic pressure on this coastal ecosystem, which supports the need for monitoring to mitigate the negative consequences of adverse changes in the environmental management of its biodiversity and ecological function.

Keywords: heavy metals, sediments, Unare lagoon.

INTRODUCCIÓN

Los ambientes marino-costeros, como las lagunas costeras, destacan por su alta productividad biológica, complejidad ecológica y diversidad de funciones ecosistémicas (BRICKER *et al.* 2008; GAMITO 2008; SOUSA *et al.* 2020; ROSA *et al.* 2022). Las lagunas, generalmente someras (<10 m de profundidad), presentan conexión permanente o intermitente con el mar que permite la interacción entre masas de agua con diferentes características fisicoquímicas (CONTRERAS *et al.* 2004). En estos sistemas convergen procesos físicos, químicos y biológicos esenciales que sustentan una elevada biodiversidad, proporcionando refugio, alimento y lugares de reproducción para muchas especies de animales acuáticos y terrestres (RIDGWAY & SHIMMIELD 2002; ENGLE 2011; CABRAL *et al.* 2019). Adicionalmente, actúan como zonas de intercambio de materia entre las cuencas hidrográficas y el océano, lo cual es determinante para el sustento económico de comunidades costeras a través de la pesca y otras actividades productivas.

No obstante, su ubicación en zonas de transición los convierte en receptores naturales de diversos contaminantes, entre ellos los metales pesados. Estos elementos, una vez introducidos en el medio, presentan una escasa o nula degradabilidad, lo que favorece su acumulación en los sedimentos. Su persistencia se ve influida por factores como la granulometría, el contenido de materia orgánica, el potencial redox y procesos fisicoquímicos como la adsorción, coprecipitación y complejación con compuestos húmicos (VALERO 2016; VAN KEMENADE *et al.* 2023). Aunque los metales pesados no se degradan, pueden transformarse en distintas especies químicas con variados niveles de movilidad y biodisponibilidad, algunas de las cuales resultan tóxicas incluso a concentraciones muy bajas (KARBASSI *et al.* 2011; CHERIYAN *et al.* 2015).

Los sedimentos, por lo tanto, juegan un papel fundamental en el control de las condiciones hidroquímicas de los ecosistemas acuáticos y en los ciclos biogeoquímicos. Sus características geoquímicas permiten inferir aspectos del régimen de corriente, estado redox, densidad de fauna bentónica, actividad microbiana y la naturaleza del depósito sedimentario. En condiciones estables, los sedimentos actúan como sumideros de metales pesados y compuestos orgánicos, aunque bajo determinadas condiciones ambientales pueden convertirse en fuentes secundarias de contaminación (ZHANG *et al.* 2020; CHANDÍA *et al.* 2024). Metales pesados como Cd, Hg, Pb, Cu y Zn son especialmente relevantes por su toxicidad, persistencia y facilidad de incorporación en la red trófica, causando impactos a nivel celular y ecosistémico (JHA *et al.* 2016; BERMEDO-CÁRDENAS 2025).

En Venezuela, los estudios dirigidos hacia el comportamiento geoquímico de metales pesados en sistemas estuarinos y lagunares son variados. Entre estos, destaca el trabajo llevado a cabo en el complejo lagunar Tacarigua-Unare-Píritu, siendo la laguna de Unare uno de los cuerpos de agua más importantes del oriente del país por su extensión, productividad y función biológico-ecológica y pesquera. A pesar de esto, el sistema lagunar ha sido objeto de creciente presión antrópica por desarrollo urbanístico e industrial, principalmente por descargas domésticas, escorrentías agrícolas y emisiones atmosféricas y efluentes líquidos asociados al Complejo Industrial José Antonio Anzoátegui.

En este contexto, el objetivo del presente trabajo fue evaluar el comportamiento geoquímico de los metales pesados Cu, Cd, Pb, Ni, Cr, Co y Mn en los sedimentos recientes de la laguna de Unare, a partir de su distribución espacial, fraccionamiento geoquímico y fuentes potenciales, y tomando el sedimento como principal reservorio en el ciclo de estos elementos en sistemas costeros.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La laguna de Unare se localiza al noroeste del estado Anzoátegui, en la costa centro-este de Venezuela, entre las coordenadas UTM 1.113.438 - 1.121.253 norte y 259.004 - 236.215 oeste (Fig. 1; MARTÍNEZ *et al.* 2025). Mide aproximadamente 22 km en sentido este-oeste y unos 6 km de ancho durante la época de lluvias (RODRÍGUEZ *et al.* 2006). Está separada del mar Caribe por una barra de arena de entre 170 y

800 metros de ancho, que actualmente posee tres bocas de comunicación: Boca Mora, Boca Nueva y la desembocadura del río Unare, las cuales poseen ciclos de apertura y cierre que varían en función de los procesos sedimentarios de la zona, sometidos tanto a influencias naturales como humanas, entre ellas la infraestructura vial creada y desarrollos turísticos (MARTÍNEZ-ROMERO 2002; MÁRQUEZ *et al.* 2008).

La laguna es alimentada por aportes de sedimentos y agua dulce de los ríos Unare, Chávez y Cautaro, siendo el río Unare el principal afluente en la temporada de sequía. También recibe las descargas de las quebradas Cararache y Seca. El caño oriental del río Unare es el más grande los aportes de agua dulce, seguido por el río Chávez en la parte occidental de la laguna (LÓPEZ *et al.* 2006).

El fondo de la laguna es predominantemente fangoso, con ocurrencia de sedimentos con una proporción alta de compuestos reductores. La laguna es el principal recurso pesquero de la zona, con una producción donde domina el camarón *Penaeus* sp (MÁRQUEZ *et al.* 2008). Adicionalmente, es uno de los refugios significativos para especies de aves como los flamencos rojos (*Phoenicopterus ruber*) y algunas especies de aves limícolas.

Recolección de muestras

Se fijaron nueve (9) estaciones de muestreo (ocho en la Laguna de Unare y una en La Cerca) georreferenciadas mediante un GPS Garmin modelo Oregon 450 (Tabla 1, Figura 1; MARTÍNEZ *et al.* 2025). El muestreo se realizó en mayo de 2015, correspondiente al periodo de sequía. Para la recolección de los núcleos de sedimento se emplearon tubos de PVC de dos pulgadas de diámetro, cortados longitudinalmente y unidos con cinta plástica de alta resistencia, permitiendo preservar la estratificación natural del sedimento. Una vez extraídos los núcleos, se cortaron por encima del nivel del sedimento obtenido, quedando con longitudes variables entre 20 cm (núcleos 7 y 8) y 50 cm (núcleos 2 y 5).

Cada núcleo se dividió en intervalos de 5 cm y los fragmentos obtenidos se conservaron en bolsas de polietileno a baja temperatura hasta su posterior tratamiento y análisis. Una vez extraídos, los núcleos de los tubos fueron divididos cada 5 cm y las muestras se secaron en estufa a 60 °C durante una semana; posteriormente, se pulverizaron y mezclaron homogéneamente con un mortero y se conservaron para su posterior análisis. Todo el material utilizado se lavó previamente con una solución ácida (HCl 1 mol/L) y con agua desmineralizada de calidad Nanopure.

Procesamiento y análisis de los sedimentos

Separación granulométrica

La separación granulométrica se realizó en húmedo según el protocolo de TOSIANI *et al.* (2005) utilizando una mínima cantidad de agua para no exceder los 1000 ml de volumen. Se utilizaron tamices de acero inoxidable con aberturas de 1000, 500, 250, 125 y 63 μm , separando así las fracciones de grava, diferentes clases de arena y lodo (limo y arcilla) suspendidos en el agua. Se utilizó un tubo de vidrio de 7.5 cm de diámetro y 1.5 m de largo para la separación de limo y arcilla. La fracción de limo medio se separó después de 2 horas y el resto (limos finos, muy finos y arcillas) se dejó decantar durante 24 horas. Las fracciones se secaron a 60 °C y se cuantificaron por determinación gravimétrica. La clasificación textural se evaluó mediante un diagrama ternario construido utilizando el programa Tridraw v4.5 (MARTÍNEZ *et al.* 2019).

Carbono y materia orgánica total

El contenido de carbono orgánico se determinó por el método de digestión química con dicromato en medio ácido adaptado para mediciones espectrofotométricas en el rango visible, según la reducción del ión dicromato a Cr^{3+} (MIYAZAWA *et al.* 2000; SCHUMACHER 2002; HURTADO 2015). La materia orgánica total se estimó mediante la ecuación de Vammelen y el factor propuesto por HURTADO (2015). En esta investigación se utilizarán los resultados reportados por MARTÍNEZ *et al.* (2025).

Metales totales

En la determinación de metales totales, aproximadamente 1,00 g de sedimento seco se digirió en una mezcla de ácidos nítrico, clorhídrico y perclórico (3:2:1), siguiendo el método aplicado por MARTÍNEZ (2002). Luego, se añadió 1,00 mL de peróxido de hidrógeno y la mezcla se agitó continuamente y se mantuvo a 100 °C durante aproximadamente seis horas. Los extractos se filtraron y diluyeron con agua desionizada hasta un volumen final de 25,0 mL.

Fraccionamiento y especiación de metales

El fraccionamiento de los metales en el sedimento se realizó según el método secuencial con modificaciones para cuatro fracciones operativas (MARTÍNEZ *et al.* 2019):

F1 – Fracción intercambiable: 1,00 g de sedimento se extrajo con 8,00 mL de cloruro de magnesio (1,00 mol/L, pH 7), y se agitó durante 1 h a temperatura ambiente. El sobrenadante se centrifugó, filtró y diluyó a 25,0 mL con agua desionizada. El sedimento residual se conservó para el próximo paso.

F2 – Metales asociados a carbonatos: El residuo del paso F1 se trató con 8,00 mL de acetato de sodio (1,00 mol/L, a pH 5,00), con agitación durante 5 h y luego se centrifugó y filtró. El filtrado se completó a 25,0 mL con agua desionizada.

F3 – Metales asociados a óxidos de Fe/Mn, materia orgánica y sulfuros: Al residuo del paso anterior (F2), se añadieron 3,00 mL de HNO₃ concentrado y 5,00 mL de H₂O₂ al 30% (pH 2), calentando a 85 °C durante 2 h, luego se añadieron otros 3,00 mL de H₂O₂ y se mantuvo a 85 °C por otras 3 h. Después de enfriar, se añadieron 5,00 mL de acetato de amonio (3,2 mol/L en HNO₃ al 20%) y se diluyó a 20 mL, agitando por 30 min. La mezcla se centrifugó, se filtró y se llevó a 25,0 mL con agua desionizada.

F4 – Fracción residual: calculada como la diferencia entre la concentración total de metales y la suma de las fracciones F1, F2 y F3.

Las concentraciones de metales se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica (EAA) con corrector de deuterio en una de las soluciones obtenidas por este procedimiento.

Tratamiento de los datos

Se utilizaron procedimientos estadísticos para describir la variabilidad de los parámetros, calculando valores máximos, mínimos, promedios y desviaciones estándar. Los resultados del fraccionamiento geoquímico fueron presentados en gráficos de barras apiladas mediante el Excel. Además, se generaron mapas de distribución espacial con el software Surfer 11 (Golden Software), a partir de los cuales se crearon isóneas que representan las concentraciones de las variables. Esta visualización ayudó a interpretar los patrones espaciales y su relación con las condiciones ambientales del sistema lagunar.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Granulometría

La distribución textural de los sedimentos en la laguna de Unare revela un predominio de limos (71,1% y 98,7%) y un promedio de 91,2%, distribuidos uniformemente a lo largo del sistema (MARTÍNEZ *et al.* 2025). Las arenas variaron entre 0,59% y 26,8%, con los porcentajes más altos ubicados en el sur, mientras que los lodos finos, que representan la fracción arcillosa, estuvieron entre 1,00% y 15,3%, principalmente en la zona central (Fig. 1). FERMÍN (2002) reportó un comportamiento homogéneo de las fracciones limo-arcilla, con mayor presencia de limos hacia el sur y arcillas hacia el este y sur de la laguna, muy similares a estos resultados.

Entre las fracciones de sedimento, el limo representó la fracción dominante (91,2%), seguido por las arenas (6,90%) y los lodos finos (3,60%), estableciendo las características de la sedimentación en este

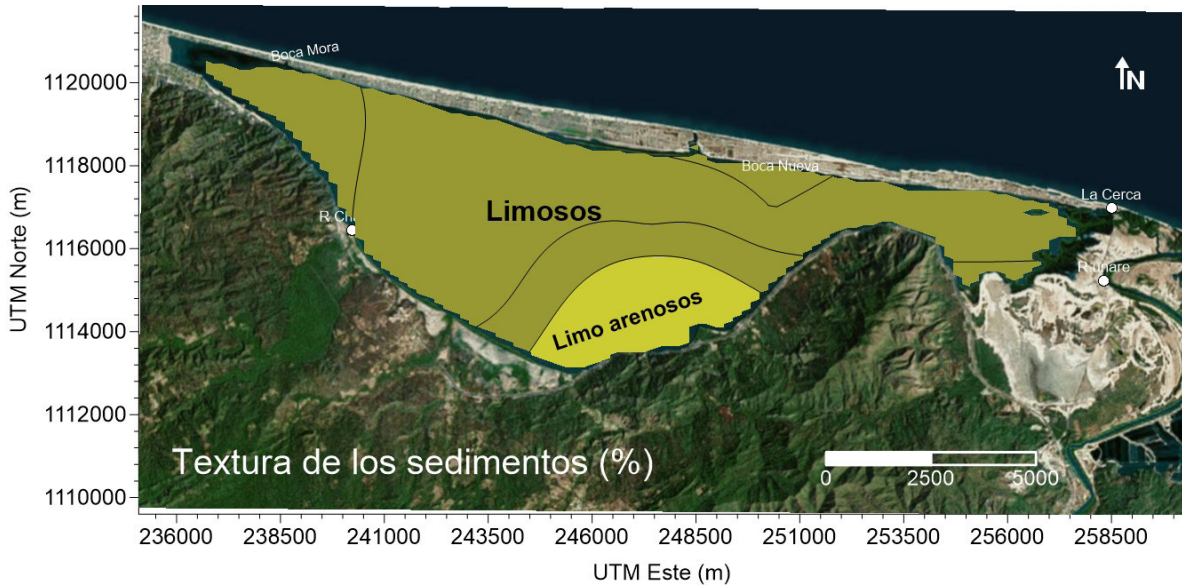


Fig. 1. Textura de los sedimentos recientes de la Laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela (MARTÍNEZ *et al.* 2025)

ecosistema. MANGONES (2015) también identificó materiales rocosos de diferentes tamaños (partículas finas especialmente) asentándose en las regiones profundas, como resultado del aporte continental y las fuertes lluvias. Según los resultados de su estudio geoquímico en esta región, los sedimentos limosos y arcillosos se acumulan particularmente en sectores de baja hidrodinámica (entornos cubiertos de manglares). El mismo enfoque se aplicó para los limos en la laguna de Píritu, por López (2002), quien reportó una alta proporción de limos en la laguna, hasta el 90,0% en las zonas media e interna afectadas por aporte de arenas desde la conexión marina y por la descarga de limos y arcillas del río Unare. Basándose en estos antecedentes, esta distribución granulométrica en la laguna de Unare se atribuye a los procesos físicos del sistema, donde predominan los sedimentos limosos, aunque la estación LU1 en el sector sureste muestra textura limo-arenosa.

Carbono orgánico total (COT).

El contenido de carbono orgánico total (COT) en el estrato más superficial de los sedimentos de la laguna de Unare alcanzó sus máximos en los sectores suroriental (5,78%) y occidental (5,17%), con una leve disminución en la zona central y un mínimo de 0,84% en la zona oriental (Fig. 2) (MARTÍNEZ *et al.* 2025). Este patrón espacial implica que los máximos de COT se relacionan con una alta productividad

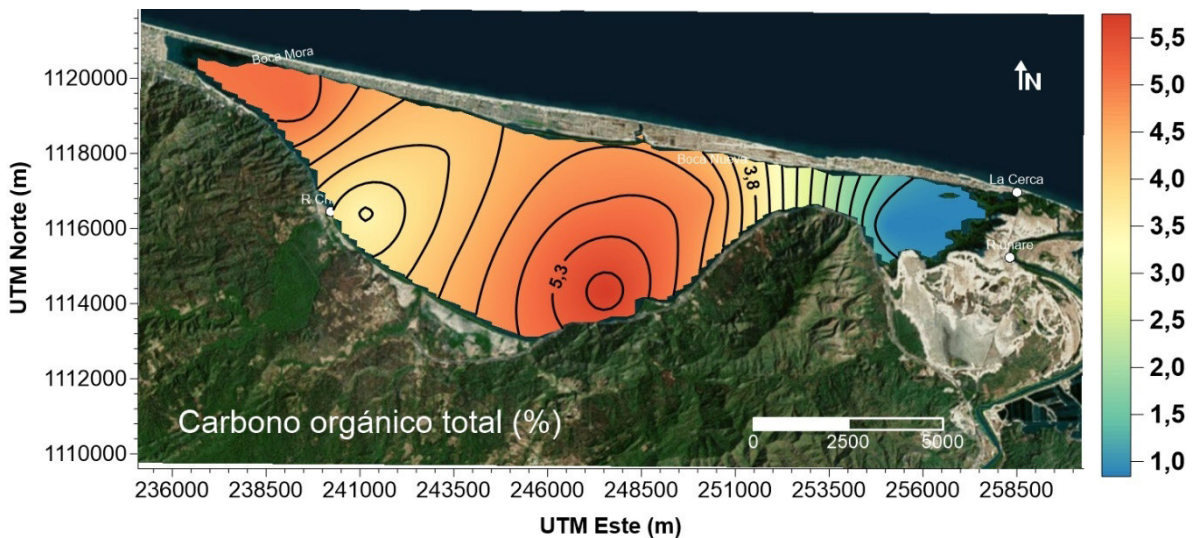


Fig. 2. Variación del Carbono Orgánico Total (%) en sedimentos profundos de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

primaria e importantes aportes de materia orgánica, principalmente a través de las descargas del río Unare hacia el oriente y del río Chávez en el sector occidental, así como de escorrentías y quebradas locales. La limitada circulación de este ecosistema, con profundidades de máximo 1,5 m con predominancia de sedimentos limosos, favorece igualmente dicha acumulación (MARÍN 2020). La menor cantidad de COT en la zona oriental se relaciona con el aporte del río Unare (sector La Cerca), cuyas aguas bien oxigenadas, junto con la sedimentación de arenas, reducen la retención y favorecen la descomposición de materia orgánica. En este sentido, las partículas de mayor diámetro favorecen una mayor oxigenación que limita la acumulación de materia orgánica en los sedimentos (MARTÍNEZ-SOTO *et al.* 2014; BRITO *et al.* 2020).

El COT en los sedimentos profundos mostró valores más altos en las capas entre 0-10 cm. La zona oriental presentó menores concentraciones, debido a una mayor proporción de arena descargada por el río Unare. La acumulación de materia orgánica también depende de la textura del sedimento: las fracciones finas, como los limos y las arcillas, presentan menor oxigenación y mayor capacidad de retención. La baja energía hidrodinámica en la zona interna favorece la acumulación y preservación de materia orgánica en arcillas (GARCÍA & MUÑOZ-VERA 2015; LÓPEZ & HERNÁNDEZ *et al.* 2024). Estas fracciones pueden contener hasta 30 veces más carbono orgánico que las arenas, debido a su mayor área superficial, lo que incrementa su capacidad de adsorción (MARTÍNEZ *et al.* 2011).

Metales pesados

Cadmio (Cd)

En la laguna de Unare, los contenidos de cadmio total en los sedimentos superficiales oscilaron entre 3,34 $\mu\text{g/g}$ y 9,32 $\mu\text{g/g}$, con un promedio de 8,93 $\mu\text{g/g}$, con el valor más alto en la estación LU6 (zona central), posiblemente debido a los efluentes de los núcleos urbanos de El Hatillo y Boca Nueva, mientras que el mínimo se registró en el sector de La Cerca. En la estación LU2 (zona sur) se obtuvo 9,06 $\mu\text{g/g}$ posiblemente debido a los aportes fluviales del río Cautaro y las emisiones vehiculares provenientes de la autopista cercana (Fig. 3). Estas concentraciones presentaron una distribución desde el centro hacia el oriente de la laguna relacionada con elevado contenido de partículas finas (limo y arcillas), materia orgánica y resuspensión y deposición debido a las descargas del río Unare.

SENIOR *et al.* (1999) reportaron concentraciones más bajas, entre 0,24 y 0,84 $\mu\text{g/g}$ (promedio: 0,60 $\mu\text{g/g}$), con máximos en la desembocadura del río Chávez y al este de Punta Sana, respectivamente, donde se asociaron con elevadas concentraciones de aceites y grasas, lo que respalda una fuente común en sedimentos areno-limosos. Por su parte, LÓPEZ *et al.* (2006) reportaron concentraciones totales de Cd

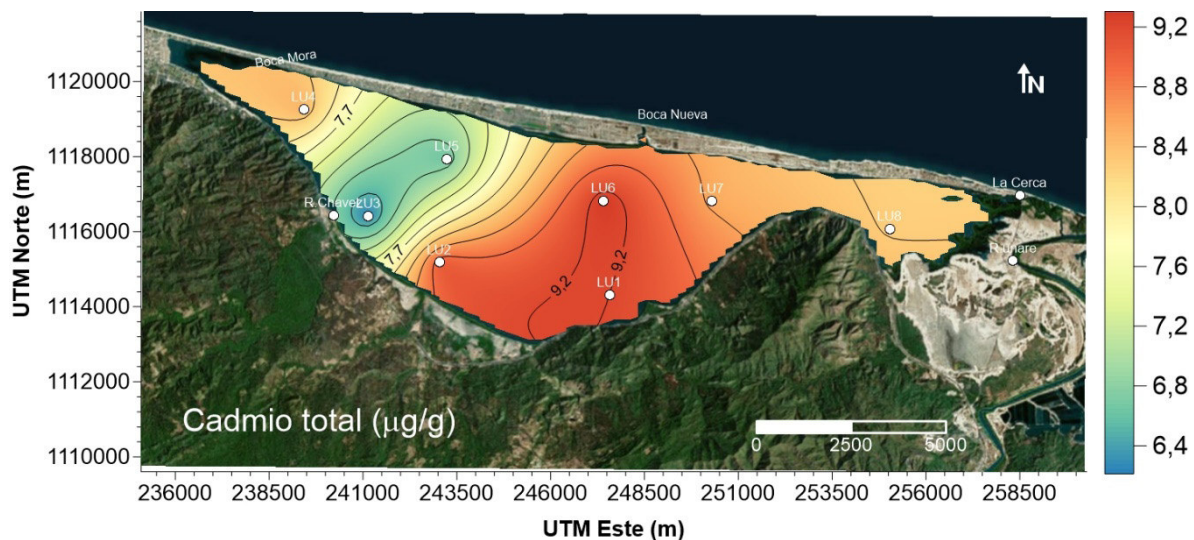


Fig. 3. Distribución espacial del cadmio total ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos superficiales de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

entre 1,02 y 4,46 $\mu\text{g/g}$ (promedio: 2,02 $\mu\text{g/g}$) en la laguna de Píritu, que alcanzaron un máximo en el sector oeste debido a los aportes del río Unare y al estancamiento hídrico. FERMÍN (2002) también reportó concentraciones de 0,46 a 2,68 $\mu\text{g/g}$ (promedio: 1,51 $\mu\text{g/g}$) en la misma región.

En los sedimentos profundos de la laguna, la distribución mostró una distribución relativamente homogénea (Fig. 4), con valores elevados en la zona nororiental (11,6 $\mu\text{g/g}$ a 15 cm), noroccidental (11,5 $\mu\text{g/g}$ a 15 cm), centro sur (11,6 $\mu\text{g/g}$ a 30 cm) y oriental (9,26 $\mu\text{g/g}$ a 10 cm) donde se encuentra la estación LU7, asociadas con la hidrodinámica, proximidad litoral y descargas fluviales en la laguna.

El fraccionamiento geoquímico del cadmio (Cd) en sedimentos de la laguna de Unare mostró una mayor proporción en la fracción residual (F4), con valores entre 1,12 y 4,77 $\mu\text{g/g}$ (promedio: 3,82 $\mu\text{g/g}$), seguida por la fracción F3 (0,47–3,97 $\mu\text{g/g}$, promedio: 2,82 $\mu\text{g/g}$), asociada a óxidos de Fe/Mn y materia orgánica. Las fracciones biodisponibles (F1 y F2) presentaron concentraciones más bajas (promedios: 1,05 y 1,25 $\mu\text{g/g}$, respectivamente). Las concentraciones más altas se detectaron en la estación LU2 (15 cm) y las más bajas en La Cerca. Este patrón puede indicar una fuerte asociación del Cd con fracciones menos móviles, aunque las fracciones biodisponibles aún reflejan influencia antrópica.

En sedimentos profundos, el Cd mostró una distribución relativamente homogénea con algunas variaciones regionales: aumentos con la profundidad en la zona oriental (LU8), concentraciones intermedias en capas medias en la región nororiental (LU7), y aumentos graduales en la zona noroccidental (LU5). En el sector centro-sur (LU2), las concentraciones fueron altas en la superficie, disminuyendo y luego aumentando con la profundidad. Estas tendencias, junto con concentraciones totales de 0,02–4,77 $\mu\text{g/g}$, sugieren aportes antrópicos significativos, vinculados a los ríos Unare y Chávez, descargas domésticas, tránsito de embarcaciones, empresas camaroneras como Aquamarina de la Costa y desechos de comunidades cercanas. Aunque predominan las formas no biodisponibles, el riesgo ecológico del Cd justifica monitoreos continuos en este ecosistema MARTÍNEZ 2002; RODRÍGUEZ *et al.* 2006; ESPINOSA *et al.* 2011).

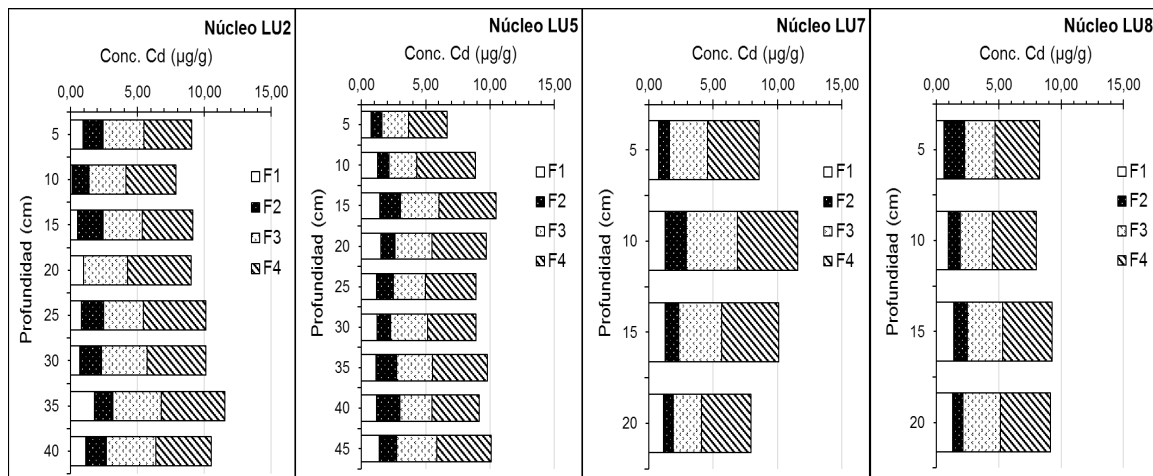


Fig. 4. Fraccionamiento geoquímico y su distribución con la profundidad del cadmio ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

Cobalto (Co):

En los sedimentos superficiales de la laguna de Unare, las concentraciones de Co variaron entre 28,7 y 44,1 $\mu\text{g/g}$, con un promedio de 34,3 $\mu\text{g/g}$ (Fig. 5). Los valores más altos se registraron cerca de la desembocadura del río Chávez (LU3), y los más bajos se encontraron en el centro y este de la laguna (LU6 y La Cerca). Todas las concentraciones superan el límite de 20,0 $\mu\text{g/g}$ para sedimentos no contaminados (MARTÍNEZ *et al.* 2019).

Las concentraciones de cobalto (Co) en los sedimentos profundos de la laguna mostraron un comportamiento homogéneo (Fig. 6) con algunas fluctuaciones entre capas y zonas. Los valores en la zona

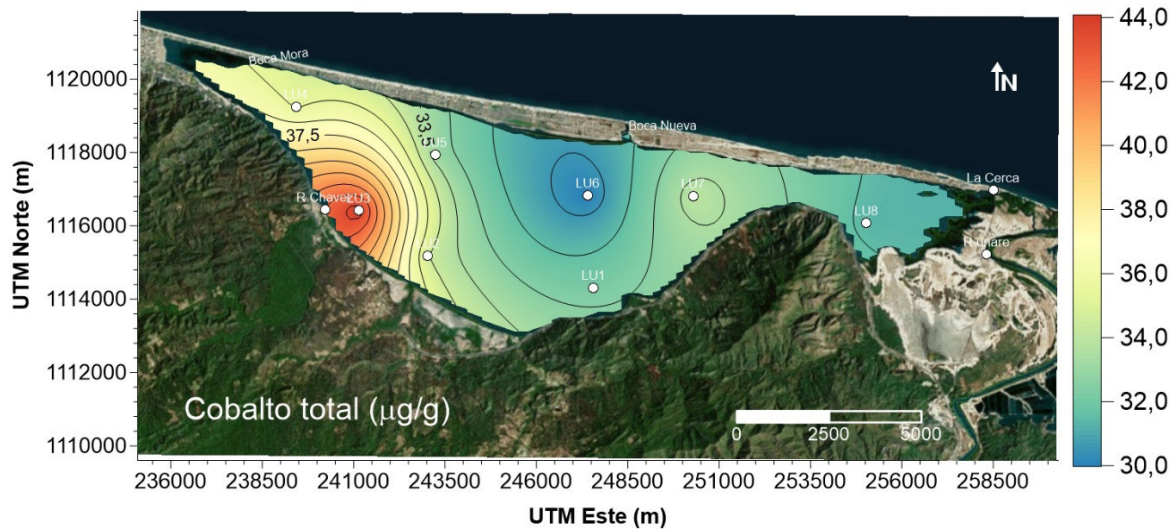


Fig. 5. Distribución espacial del cobalto total ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos superficiales de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

oriental (núcleo LU8) fueron bajos en la superficie, aumentando hasta los 15 cm de profundidad, sugiriendo procesos de asociados con el tamaño de grano del sedimento y acumulación de materia orgánica. En la zona nororiental, se observaron concentraciones similares, aumentando ligeramente (desde los 5 cm) debido a la influencia del río Unare y su proximidad a la costa. Las concentraciones de Co fueron más bajas en la región noroccidental (núcleo LU5), lo que puede atribuirse a parámetros fisicoquímicos locales y menor influencia fluvial. En contraste, hubo un enriquecimiento superficial en la región centro-sur (núcleo LU2) y la disminución alcanzó los 30 cm de profundidad. Las concentraciones superficiales aumentaron entre 28,7 y 44,1 $\mu\text{g/g}$, con un promedio de 34,3 $\mu\text{g/g}$.

Estos resultados son consistentes con investigaciones previas en otros ecosistemas. DELGADO & NIETO (2007) informaron la correlación de Co con fracciones de arcilla, lo que implica un origen natural. ANITHA & KUMAR (2014) y GREDILLA *et al.* (2015) se centraron en la afinidad del Co por los óxidos de hierro y manganeso, y su movilidad está determinada por la adsorción y coprecipitación. Este metal tiende a acumularse en cuerpos de agua semicerrados como la laguna de Unare, donde la renovación del agua es limitada, y esto puede deberse tanto a procesos naturales como a actividades antropogénicas locales.

La evaluación del fraccionamiento geoquímico del cobalto (Co) en los sedimentos de la laguna de Unare reveló una mayor concentración para la fracción residual (F4), de 14,4 y 20,4 $\mu\text{g/g}$ (promedio 18,4 $\mu\text{g/g}$), seguida de la fracción oxidizable (F3), con 8,70 a 17,0 $\mu\text{g/g}$ (promedio 13,2 $\mu\text{g/g}$). Las fracciones intercambiable (F1) y reducible (F2) presentaron valores entre 0,68–2,22 $\mu\text{g/g}$ y 0,12–12,2 $\mu\text{g/g}$ respectivamente. La concentración más alta se registró en la estación LU8 (15 cm), mientras que los valores más bajos se observaron en la estación LU2 y el sector La Cerca.

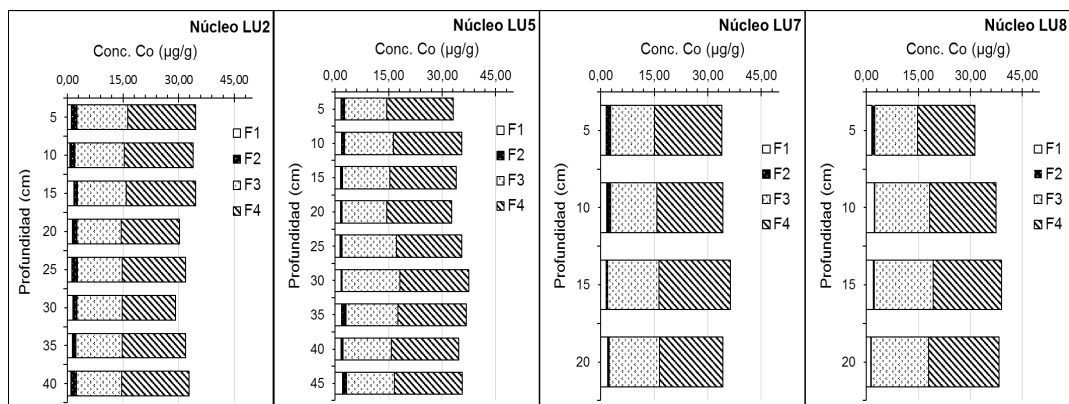


Fig. 6. Fraccionamiento geoquímico y su distribución con la profundidad del cobalto ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos de la laguna y de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

Estos hallazgos están respaldados por estudios previos. TEIXEIRA *et al.* (2001) informaron un predominio de cobalto en la fracción residual, mientras que ZAKIR & SHIKAZONO (2011) destacaron su utilidad como valor de referencia geológica en el análisis de contaminación. En cuanto a la laguna de Unare, el cobalto generalmente se encuentra mayormente asociado a las fracciones no biodisponibles, aunque también puede estar ligado a óxidos de hierro y manganeso. Diversos factores como el potencial redox, las características texturales del sedimento y la influencia de fuentes externas, por ejemplo, descargas líquidas y emisiones atmosféricas, determinan su distribución. Además, cerca del sector de José, se localiza el Complejo Industrial José Antonio Anzoátegui, que está asociado con emisiones de vapor, humo y material particulado, que pueden afectar las regiones de Píritu y Unare.

Cobre (Cu)

El contenido total de Cu en sedimentos superficiales de la laguna de Unare varió entre 11,0 y 64,4 $\mu\text{g/g}$, con una media de 55,8 $\mu\text{g/g}$. La estación LU8 en el sector oriental presentó los valores más altos, atribuidos a los aportes fluviales del río Unare, mientras que el más bajo se encontró en La Cerca (11,0 $\mu\text{g/g}$), un valor probablemente debido al tamaño de grano de los sedimentos en esa zona (Fig. 7). FERMÍN (2002) determinó un promedio de 41,1 $\mu\text{g/g}$, con valores máximos en la zona central y occidental de la laguna, mientras que VALERO (2016) indicó un promedio de 82,0 $\mu\text{g/g}$ con los valores más altos en la desembocadura del río Unare y el suroeste de la laguna. RODRÍGUEZ (2007) señaló que la concentración total de un metal no necesariamente indica un origen antropogénico y podría depender de la mineralogía local y el contenido de materia orgánica.

La distribución en la columna sedimentaria fue bastante irregular: el máximo de 67,1 $\mu\text{g/g}$ se alcanzó a una profundidad de 10 cm en la estación LU8 (este); 73.9 $\mu\text{g/g}$ se alcanzó a 10 cm en LU7 (noreste), vinculado a las contribuciones fluviales del Unare; se registró un máximo de 63.2 $\mu\text{g/g}$ a 35 cm para LU5 (noroeste), posiblemente debido a variaciones texturales y materia orgánica acumulada, y se alcanzó un máximo de 63.1 $\mu\text{g/g}$ para LU2 (centro-sur) a 25 cm (Fig. 8).

El análisis de fraccionamiento geoquímico del cobre (Cu) en los sedimentos profundos de la laguna de Unare reveló una mayor concentración en la fracción residual (F4), con un promedio de 31,48 $\mu\text{g/g}$ y un máximo de 42,86 $\mu\text{g/g}$ en la estación LU8, seguido por la fracción F3 (promedio de 22,85 $\mu\text{g/g}$, máximo de 29,6 $\mu\text{g/g}$ en LU7), asociada a óxidos/hidróxidos de Fe y Mn y materia orgánica. Las fracciones biodisponibles (F1 y F2) mostraron valores bajos (0,72 $\mu\text{g/g}$ cada una), indicando un predominio de formas no móviles de Cu. Este comportamiento, sin embargo, refleja un origen litogénico natural, aunque se reconocen contribuciones antrópicas asociadas al transporte de materia orgánica por el río Unare (BONILLA

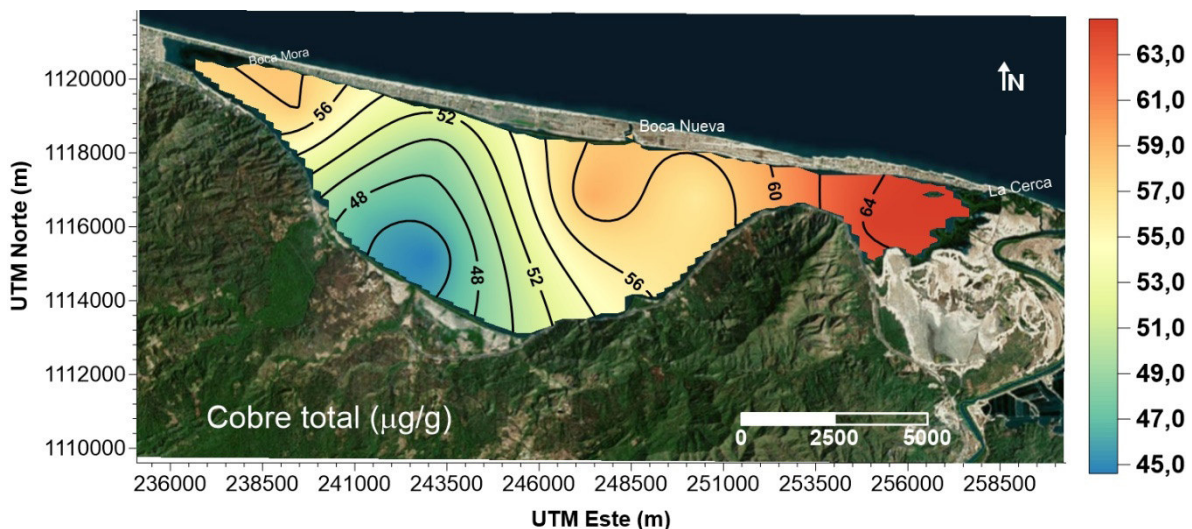


Fig. 7. Distribución espacial del cobre total ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos superficiales de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

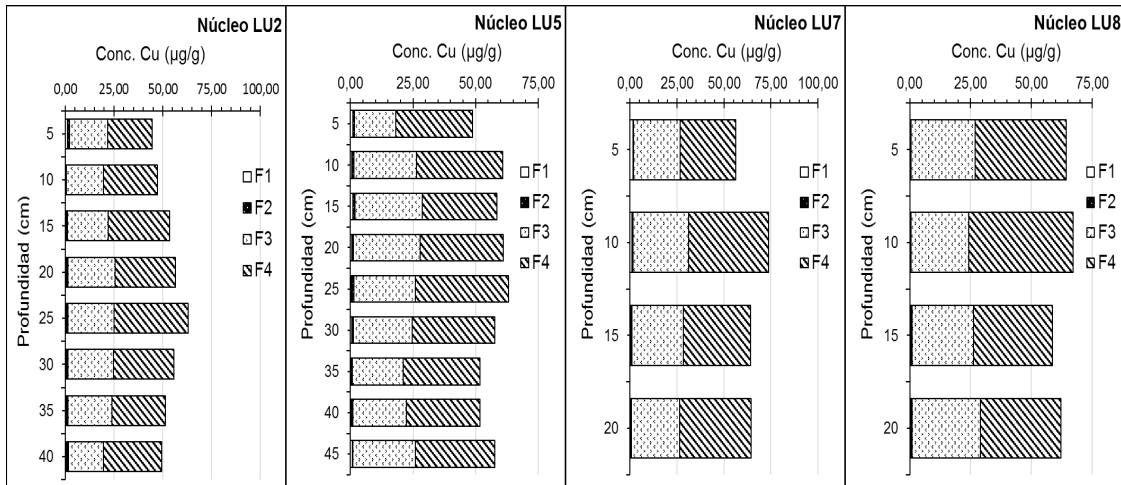


Fig. 8. Fraccionamiento geoquímico y su distribución con la profundidad del cobre ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

et al. 2003a). La afinidad del Cu por la materia orgánica y compuestos férricos ha sido ampliamente documentada (MARTÍNEZ *et al.* 2019).

La cantidad insignificantes de Cu en las fracciones biodisponibles ($<10 \mu\text{g/g}$) indica un bajo nivel de riesgo para la biota acuática (MÁRQUEZ *et al.* 2008). Estudios comparativos indican variabilidad dependiendo del ecosistema: alrededor $60 \mu\text{g/g}$ en Los Roques (BONILLA *et al.* 2003b), $5\text{--}62 \mu\text{g/g}$ en Cayo Moa (CERVANTES *et al.* 2011) y hasta $56,07 \mu\text{g/g}$ en Chacahua-Pastoría (MENDOZA-AMÉZQUITA *et al.* 2015), sin riesgos ecológicos evidentes. VALERO (2016) atribuyó los valores elevados en Unare ($70\text{--}128 \mu\text{g/g}$) a la interacción del Cu con óxihidróxidos de Fe/Mn y materia orgánica, que actúan como potentes adsorbentes de este metal (SUNDARAY *et al.* 2011).

Cromo (Cr)

En los sedimentos recientes de la laguna de Unare, las concentraciones totales de cromo variaron entre $215 \mu\text{g/g}$ y $315 \mu\text{g/g}$ (media de $279 \mu\text{g/g}$) y la capa superficial de $229 \mu\text{g/g}$ a $292 \mu\text{g/g}$ (media de $273 \mu\text{g/g}$). Las concentraciones más altas se encontraron en la zona centro-norte, desde la estación LU6 hasta el sector oriental (Fig. 9), una tendencia atribuible al grano fino de los sedimentos, el alto contenido de materia orgánica y la proximidad a Boca Nueva y otras poblaciones, junto con la influencia del río Unare. La costa sur tuvo la menor concentración, ubicada cerca de la desembocadura del río Chávez.

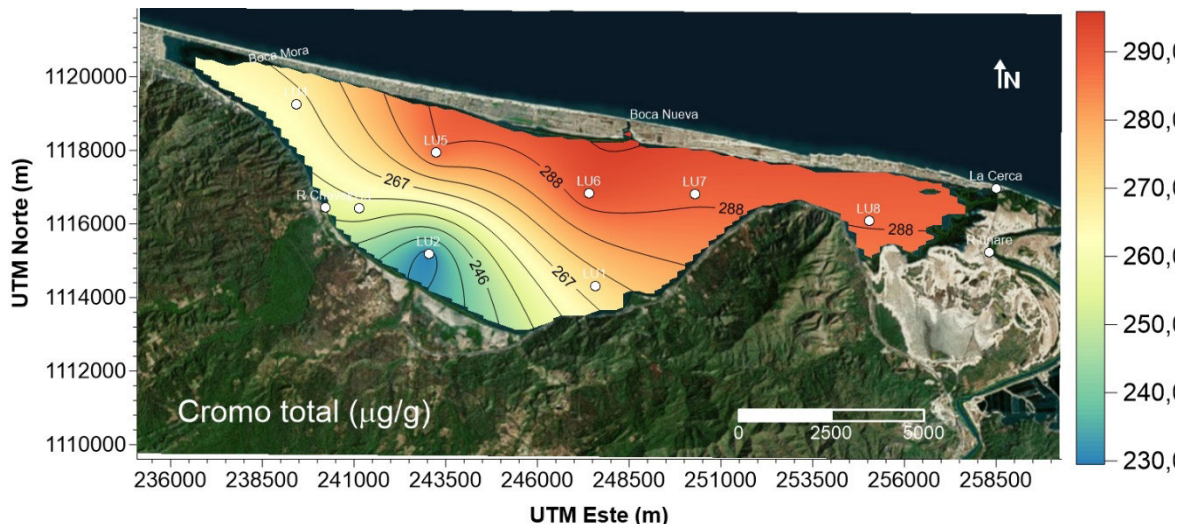


Fig. 9. Distribución espacial del cromo total ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos superficiales de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

Con respecto a la presencia de cromo en los sedimentos profundos de la laguna de Unare, se observó que, en la zona oriental, las concentraciones eran bajas en la capa superficial, con un aumento progresivo a partir de los 15 cm de profundidad, lo que sugiere una influencia limitada en la biota. En contraste, en las regiones noreste y noroeste, se registraron fluctuaciones en los niveles de este metal, lo que indicaría aportes de origen antropogénico. En la zona centro-sur, las concentraciones se mantuvieron bajas a lo largo de toda la columna de sedimentos, probablemente debido a la menor influencia del río Unare y la distancia del borde costero (Fig. 10).

FUENTES (1998) reportó un promedio de 20,4 $\mu\text{g/g}$ de Cr en sedimentos de la laguna de Chacopata, lo cual es significativamente menor que los del presente estudio. FERMÍN (2002) registró, similar a este estudio, bajas concentraciones de Cr (19,45 $\mu\text{g/g}$) en el sector oriental de la laguna de Unare con aumentos hacia el centro y oeste (hasta 85,85 $\mu\text{g/g}$), de acuerdo con los resultados actuales. MARTÍNEZ (2002) en el Golfo de Cariaco también relacionó la concentración de 32,1 $\mu\text{g/g}$ de Cr con sedimentos finos, materia orgánica y aportes antrópicos. Valores más bajos, reportados por MARRUGO-NEGRETE *et al.* (2021) en sedimentos impactados por la minería en cuencas de ríos impactado por minería y LU *et al.* (2004) en la cuenca de los ríos Murray y Darling en Australia.

El fraccionamiento geoquímico reveló predominancia del Cr en la fracción residual (F4: 119–168 $\mu\text{g/g}$), seguida de la fracción oxidable (F3), sugiriendo un origen litogénico y bajo riesgo de movilidad. Sin embargo, las fracciones biodisponibles F1 y F2 mostraron valores bajos, pero podrían potencialmente liberarse bajo ciertas condiciones ambientales. Aunque el Cr está generalmente retenido en fracciones estables (AGUILERA 2005), su forma hexavalente (Cr^{6+}) representa un riesgo toxicológico importante (RODRÍGUEZ 2004). Su presencia está relacionada con aportes industriales, descargas residuales, sedimentos finos ricos en materia orgánica, por lo que se debe asegurar un monitoreo constante para prevenir futuros impactos ecológicos.

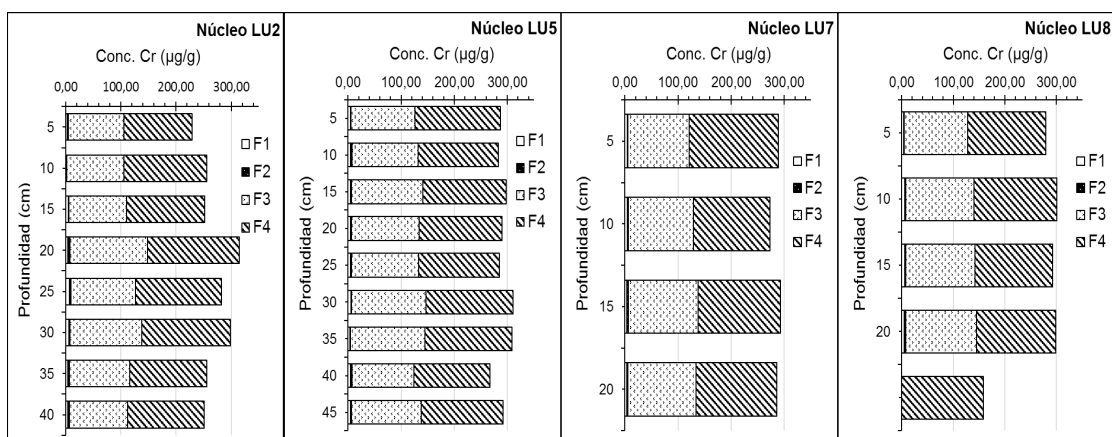


Fig. 10. Fraccionamiento geoquímico su distribución con la profundidad del cromo ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

Manganeso (Mn):

En la superficie de los sedimentos recientes de la laguna de Unare, la distribución espacial del manganeso total mostró valores que varían entre 217 $\mu\text{g/g}$ y 561 $\mu\text{g/g}$, con un promedio general de 383 $\mu\text{g/g}$. Las concentraciones más elevadas se registraron en la estación LU8, ubicada en el extremo oriental de la laguna, posiblemente influenciadas por aportes del río Unare, mientras que la concentración más baja se detectó en el sector de La Cerca con 217 $\mu\text{g/g}$ (Fig. 9).

El contenido total de manganeso en los sedimentos profundos de la laguna de Unare mostró distintos comportamientos según la zona. A medida que aumentaba la profundidad, las concentraciones en el núcleo oriental (LU8) aumentaban, presumiblemente debido a la contribución de sedimentos con potencial erosión

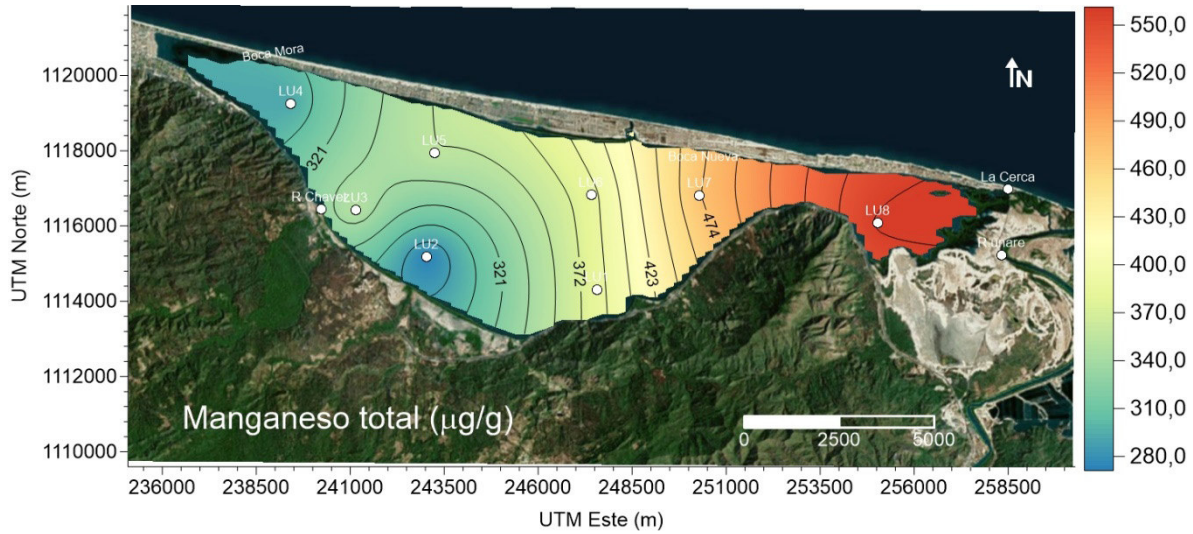


Fig. 9. Distribución espacial de manganeso total ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos superficiales de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

por la deforestación en la cuenca del río Unare. Los valores máximos se registraron en la superficie en la zona noreste (LU7), lo que se ha atribuido a los aportes fluviales, pero también a actividades antropogénicas (de asentamientos cercanos). El contenido de Mn aumentó en la parte noroeste (LU5) en el fondo, lo que sugiere una disminución en la contribución superficial. Finalmente, en la zona centro-sur (LU2), se observaron concentraciones superficiales más bajas con aumento con la profundidad, posiblemente por el efecto de dilución asociado al arrastre de arenas desde los ríos Chávez y Cautaro, debido a la erosión en sus cuencas (Fig. 10).

LÓPEZ (2002) registró concentraciones totales de manganeso en la laguna de Píritu que variaron entre 47,1 y 1.680 $\mu\text{g/g}$, con una media de 454 $\mu\text{g/g}$. Este aumento continuo se observó desde la boca hacia el interior de la laguna, con valores más altos en la zona occidental y mínimos en la entrada. FERMÍN (2002) reportó concentraciones entre 277 y 971 $\mu\text{g/g}$, con valores más altos en la región suroeste y más bajos hacia Punta Sana. En la laguna de Unare, VALERO (2016) indicó que el Mn estaba distribuido uniformemente en la zona centro-occidental, con altas concentraciones en el centro y cercanas a la desembocadura del río Unare. Según MARTÍNEZ (2016), el Mn puede estar relacionado con la adsorción y coprecipitación con carbonato de calcio (CaCO_3), influenciado por aportes detríticos. En cuanto al fraccionamiento geoquímico,

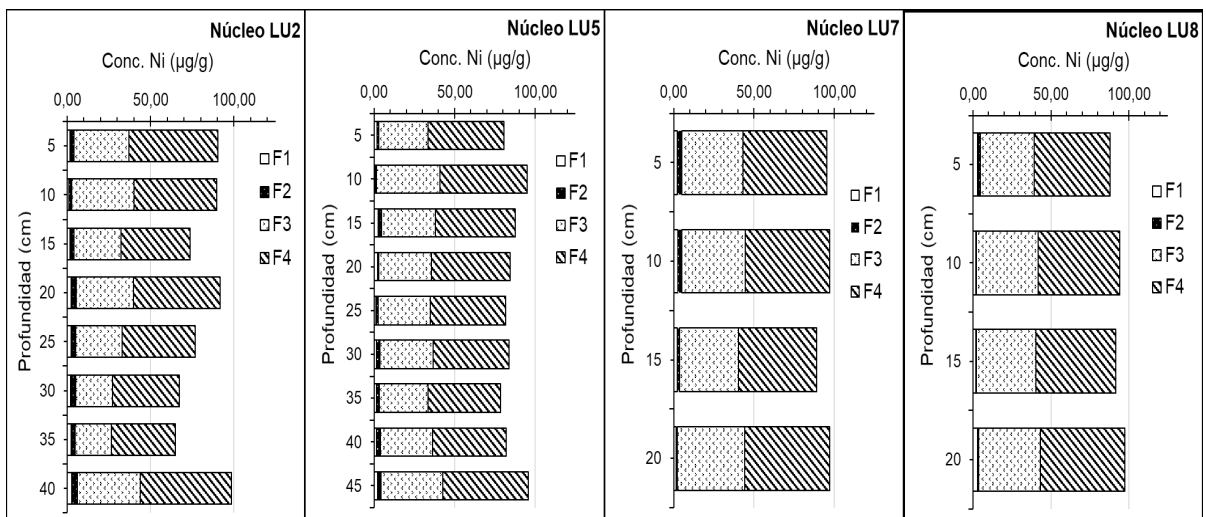


Fig. 10. Fraccionamiento geoquímico y su distribución con la profundidad del manganeso ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

la proporción de manganeso en la fracción residual (F4) varía de 128 a 306 $\mu\text{g/g}$, con una media de 242 $\mu\text{g/g}$, fue mucho mayor, mientras que la fracción F3 (óxidos de Fe/Mn y materia orgánica) varió entre 79 y 275 $\mu\text{g/g}$ (media: 196 $\mu\text{g/g}$). Las fracciones más móviles, F1 (intercambiable) y F2 (carbonatos), exhibieron promedios de 15,1 y 3,12 $\mu\text{g/g}$, con valores máximos puntuales de 64,2 $\mu\text{g/g}$ y 10,4 $\mu\text{g/g}$, respectivamente.

Los resultados son consistentes con estudios previos. LÓPEZ (2002) detectó en la boca de la laguna de Píritu que más del 60% del Mn estaba en la fracción residual, y las fracciones no biodisponibles representaban al menos el 80% del total. FERMÍN (2002) demostró la predominancia del Mn en la fracción residual, pero atribuyó su contribución adicional a óxidos de Fe/Mn, materia orgánica y sulfuros, indicando una fuente mixta, natural y antropogénica. En contraste, VALERO (2016) reportó un 40 y 60% del Mn en fracciones biodisponibles (F1 y F2), que difieren significativamente de los patrones observados en Píritu (y en este estudio) y sugiere una fuente antropogénica más contemporánea. RODRÍGUEZ (2007) señaló una correlación significativa del contenido de Mn con carbonatos y óxidos coloidales en la costa frente a la ciudad de Cumaná, mientras que SUNDARAY *et al.* (2011), registraron hasta 40% de Mn en fracciones móviles en el estuario del río Mahanadi (India) derivado de aguas residuales no tratadas. En conjunto, la evidencia sugiere que, si bien el Mn en los sedimentos de la laguna de Unare se encuentra mayoritariamente en formas no biodisponibles, la presencia en abundancia del metal en las fracciones móviles implica fuentes exógenas, como las descargas fluviales y actividades humanas, lo cual plantea la necesidad de una mayor vigilancia ya que es muy común que el Mn depositado en los sedimentos superficiales se movilice nuevamente a la columna de agua a medida que cambian las condiciones ambientales.

Níquel (Ni)

En la laguna de Unare, las concentraciones totales de Ni en los sedimentos variaron entre 79,4 $\mu\text{g/g}$ y 95,1 $\mu\text{g/g}$, con un promedio de 86,8 $\mu\text{g/g}$ (Fig. 11). La estación LU7, ubicada hacia el extremo oriental, registró la concentración más alta (95,1 $\mu\text{g/g}$), lo cual se atribuye a las aportaciones del río Unare y posibles fuentes antrópicas como efluentes y emisiones a la atmósfera. La concentración más baja se detectó en la estación LU4 (zona occidental) con 79,4 $\mu\text{g/g}$. En todos los casos, los valores muestran un patrón de distribución similar al observado para el manganeso (Mn).

La variación de las concentraciones de níquel con la profundidad mostró un aumento hacia el sector oriental (LU8 a 15 cm) y noreste (LU7 a 5 cm), sugiriendo contribuciones del río Unare, la proximidad a la costa y las descargas de aguas residuales. En la zona noroeste, por el contrario, se observan valores más en los primeros 15 cm de la columna sedimentaria, lo que indica condiciones hidrodinámicas aplicables a este

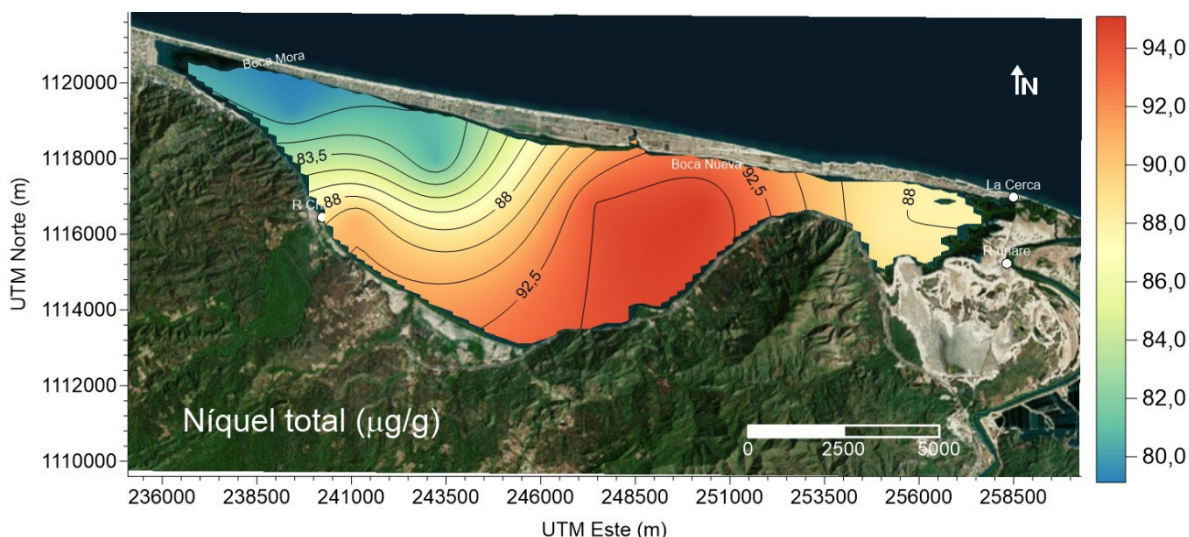


Fig. 11. Distribución espacial de níquel total ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos superficiales de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

sistema lagunar. En la porción centro-sur (LU2), sin embargo, se pueden observar aumentos que resultan de la acumulación de materia orgánica y partículas finas (limo y arcilla) (Fig. 12). En contraste, investigaciones previas encontraron concentraciones promedio que varían entre 33,9 y 43,8 $\mu\text{g/g}$ y un máximo en el centro de la laguna (RODRÍGUEZ 2004). Las concentraciones de Ni en la laguna de Píritu oscilaron entre 9,9 y 71,0 $\mu\text{g/g}$, con una distribución creciente hacia las áreas internas (LÓPEZ 2002; FERMÍN 2002).

En comparación con el fraccionamiento geoquímico del Ni en los sedimentos de fondo, la fracción residual (F4) presentó las mayores proporciones, entre 38,5 a 54,5 $\mu\text{g/g}$, con un promedio de 49,1 $\mu\text{g/g}$ en la estación LU2 a una profundidad de 40 cm. La fracción oxidable (F3) presentó concentraciones que van de 21,7 a 42,1 $\mu\text{g/g}$ (media de 33,8 $\mu\text{g/g}$); mientras que se registraron valores más bajos de fracciones reducibles (F2) e intercambiables (F1) con promedios de 1,89 y 2,03 $\mu\text{g/g}$, respectivamente. Estudios como los de MARTÍNEZ (2002), RODRÍGUEZ (2004) y LÓPEZ *et al.* (2006), demuestran que el níquel se origina a partir de minerales refractarios, limos y arcillas, indicando un origen litogénico.

Sin embargo, investigaciones internacionales también sugieren que el níquel suele estar enlazado a estructuras cristalinas estables, en particular aluminosilicatos, y su movilización está influenciada por factores que incluyen la presencia de materia orgánica y condiciones reductoras (KORETSKY *et al.* 2006; FARIAS *et al.* 2007; RANJAN *et al.* 2013; VIDYA & PATIL 2016). Para la laguna de Unare, además de los aportes naturales, se espera que las actividades antrópicas influyan en las concentraciones determinadas, especialmente el uso de fertilizantes en zonas agrícolas cercanas y en la cuenca del río Unare y las emisiones de aerosoles y efluentes líquidos del complejo industrial José Antonio Anzoátegui. Este último es probablemente una fuente importante de material particulado y emisiones que impactan los sedimentos del ecosistema, principalmente en zonas con sedimentos de granos finos donde el Ni tiene una afinidad más fuerte.

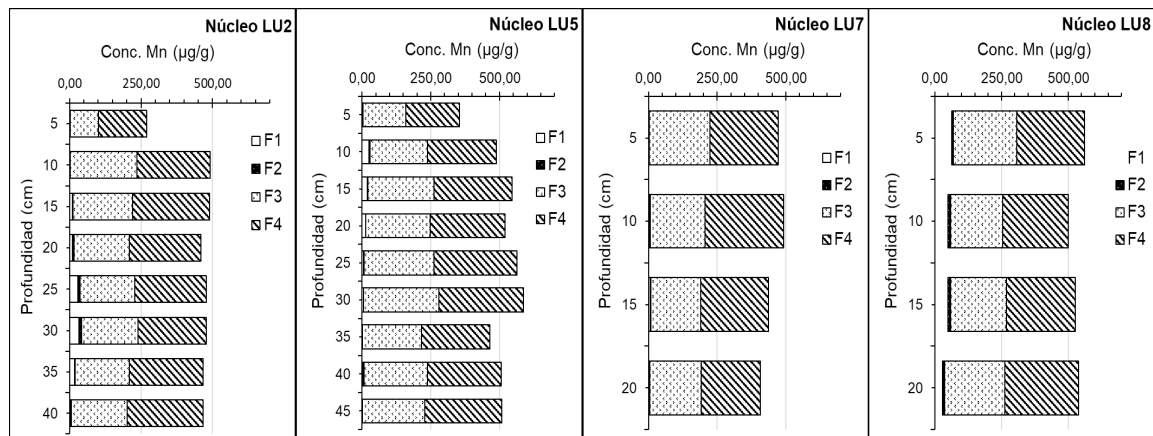


Fig. 12. Fraccionamiento geoquímico y distribución con la profundidad del níquel ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

Plomo (Pb):

En el sistema de la laguna de Unare, las concentraciones totales de plomo en los sedimentos variaron entre 61,6 y 92,6 $\mu\text{g/g}$, con una media de 80,7 $\mu\text{g/g}$. La estación LU6, ubicada en la región central de la laguna, mostró la concentración más alta (92,6 $\mu\text{g/g}$), posiblemente como resultado de su proximidad a Boca Nueva y las intensas actividades pesqueras de las comunidades locales. Asimismo, la estación LU3 presentó concentraciones elevadas (90,3 $\mu\text{g/g}$), atribuidas a los aportes del río Chávez y a la profundidad del área, que favorece la retención del metal en el sedimento durante mucho tiempo, disminuyendo su movilidad. Incluso el tráfico vehicular por la autopista Clarines–Boca de Uchire, que bordea la margen sur de la laguna, podría contribuir al ingreso de partículas contaminantes.

Por otro lado, la estación La Cerca mostró la concentración más baja de Pb (61,7 $\mu\text{g/g}$), relacionada con un mayor contenido de arenas en los sedimentos de esta zona, ya que presentan

un área superficial menor que disminuye la adsorción del metal y una mayor oxigenación para la descomposición aeróbica de la materia orgánica. La Fig. 13 resume la distribución espacial del Pb en los sedimentos recientes del ecosistema.

El contenido de Pb en los sedimentos de la laguna de Unare investigaciones ha documentado en diferentes estudios. SENIOR *et al.* (1999) reportaron una concentración promedio más baja de 11,8 $\mu\text{g/g}$, que es menor que el promedio encontrado tanto en el estudio anterior como en los resultados obtenidos en este estudio. De manera similar, RODRÍGUEZ *et al.* (2006) reportaron una distribución irregular del Pb con valores que pueden evidenciar una posible contaminación antropogénica. FERMÍN (2002) documentó, de manera similar, concentraciones totales de Pb en la misma laguna entre 10,8 $\mu\text{g/g}$ y 43,8 $\mu\text{g/g}$, consistentes con los valores determinados en este estudio. En otras regiones de la costa venezolana, BONILLA *et al.* (2003a) informaron una concentración media de 19,01 $\mu\text{g/g}$ en los sedimentos superficiales de la Ensenada Grande del Obispo, que fue atribuida a fuentes antropogénicas. LÓPEZ *et al.* (2006) reportaron una distribución espacial heterogénea de las fracciones de Pb en la laguna de Píritu, que sugiere acumulación localizada en los sectores internos y medios del cuerpo de agua, principalmente debido a actividades humanas.

Los resultados sugieren una distribución heterogénea de Pb en los núcleos de sedimento de la laguna de Unare. En la zona oriental (núcleo LU8), las concentraciones fueron más bajas en la superficie y a los 15 cm de profundidad. Sin embargo, en las zonas centro-sur (núcleo LU2) y noroeste (núcleo LU5), hubo diferencias significativas, lo que indica un comportamiento relativamente homogéneo relacionado con la textura uniforme del sedimento en esas áreas. En la zona noreste (núcleo LU7), se determinaron en el estrato superficial concentraciones más altas que disminuyen ligeramente con la profundidad.

Las concentraciones elevadas de Pb detectadas en varias estaciones pueden estar asociadas a múltiples fuentes antropogénicas. Estas incluyen: tráfico marítimo y actividades de pesca local, el uso de gasolina en embarcaciones y vehículos, la influencia directa de la autopista Clarines–Boca de Uchire a lo largo de la margen sur de la laguna, así como la descarga de aguas de escorrentía y efluentes urbanos. La figura 14 muestra la distribución vertical del Pb en los núcleos de sedimento que evidencia estas tendencias.

El fraccionamiento geoquímico del Pb en los sedimentos de la laguna de Unare mostró una clara dominancia de la fracción residual (F4), con concentraciones entre 29,30 a 51,13 $\mu\text{g/g}$ y un promedio de 43,76 $\mu\text{g/g}$. La concentración más alta se ubicó en la estación LU8 (15–20 cm) con 51,13 $\mu\text{g/g}$, y la más baja en La Cerca con 29,30 $\mu\text{g/g}$. En la fracción oxidable (F3), las concentraciones fueron de 14,4 y 27,5 $\mu\text{g/g}$, con una media de 23,2 $\mu\text{g/g}$; con el valor más alto en LU2 (35–40 cm) y el mínimo en La Cerca. Para la fracción asociada a carbonatos (F2), los valores estuvieron entre 1,10 $\mu\text{g/g}$ (LU2, 5–10 cm) y 9,56

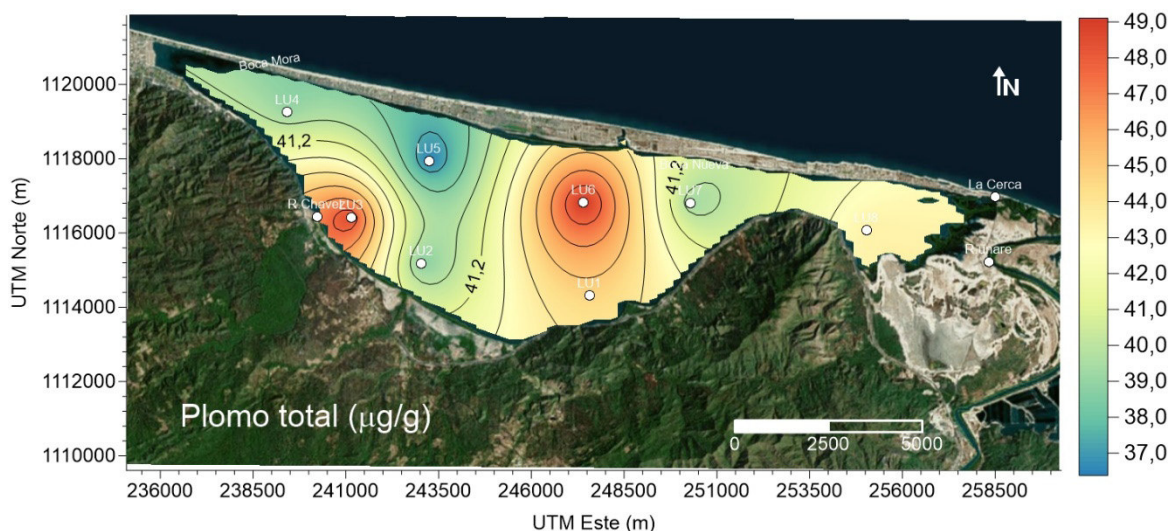


Fig. 13. Distribución espacial de plomo total ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos superficiales de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

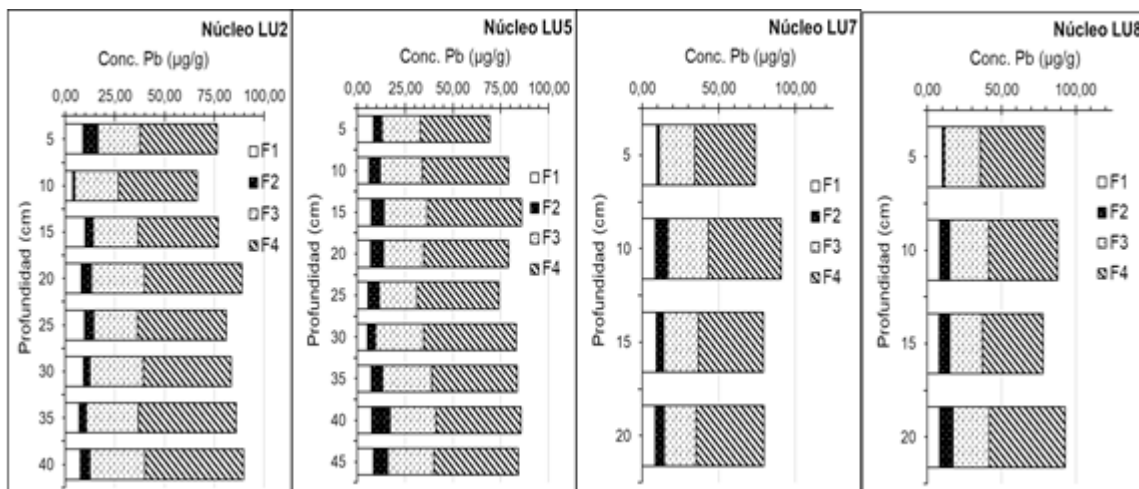


Fig. 14. Fraccionamiento geoquímico y su distribución con la profundidad del níquel ($\mu\text{g/g}$) en sedimentos de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela.

$\mu\text{g/g}$ (LU5, 35–40 cm), con una media de $5,42 \mu\text{g/g}$. Por último, la fracción intercambiable (F1), con concentraciones que variaron entre $3,59$ a $12,54 \mu\text{g/g}$, con un promedio de $8,28 \mu\text{g/g}$, donde la estación LU6 (0–5 cm) presentó el valor máximo.

Este patrón establece la predominancia del plomo en fracciones no biodisponibles, indicando un origen litogénico; sin embargo, la presencia de Pb en fracciones biodisponibles como F1 y F2 sugiere contribuciones antrópicas recientes. Se observa en las zonas este y noreste (LU7 y LU8) que, a medida que las capas se hacen más profundas, las fracciones F3 y F4 tienen un valor creciente de Pb, además de la F1 que también disminuyó en profundidad. En contraste, las fracciones F1, F3 y F4 en el territorio noroeste mostraron una distribución relativamente estable de Pb con un incremento marginal en F2 hasta una profundidad de 10 cm. En la zona centro-sur (LU2), F2 disminuyó desde la superficie, y el resto de las fracciones mostraron una distribución homogénea.

La distribución del plomo se encuentra afectada por factores tan diversos como el tránsito marítimo, el uso de motores de combustión, las emisiones atmosféricas, el aporte fluvial y la granulometría del sedimento. Los mecanismos de resuspensión, adsorción, precipitación y coprecipitación también pueden explicar la persistencia del Pb en las fracciones menos móviles. Los valores de F1 apenas duplican los límites de referencia de SADIQ (1992), pero su presencia en esta fracción representa un riesgo potencial para la biota.

Investigaciones previas apoya estos hallazgos: LÓPEZ (2002) también encontró predominancia de Pb en la fracción residual y el aumento de la fracción intercambiable en las zonas media e interna. FERMÍN (2002) también reportó una asociación entre el Pb en la fracción residual y, en menor medida, con los carbonatos, mostrando una clara contribución antrópica relacionada con el tránsito vehicular, embarcaciones, materiales de construcción y otros materiales que contienen plomo. RODRÍGUEZ (2004) determinó que entre 55% y 100% del Pb estaba vinculado a la fracción residual en la laguna Unare con un comportamiento irregular. En otros estudios internacionales, KLAVIŅŠ & VIRCAVS (2001) reportaron en sedimentos de pantanos de Letonia que el 44% del Pb se encontraba en la fracción residual y el 15% en carbonatos. Por su parte, SENIOR *et al.* (2015) reportaron concentraciones de Pb biodisponible entre $2,90$ y $16,5 \mu\text{g/g}$ en el estero Santa Rosa (Ecuador), lo que indicó que hasta el 30% del Pb total puede ser absorbido por la biota.

CONCLUSIONES

El análisis exhaustivo de los sedimentos de la laguna de Unare reveló una presencia notable de metales traza como Ni, Cu, Cd, Cr, Mn y Pb, con concentraciones que en muchos casos superan los niveles

de referencia para sedimentos no contaminados. Esto evidencia una influencia antrópica significativa en el ecosistema, atribuida principalmente a actividades humanas en las áreas circundantes.

El fraccionamiento geoquímico mostró que la mayoría de los metales se encuentran predominantemente en la fracción residual (F4), lo que sugiere un origen mayormente litogénico y baja biodisponibilidad. Sin embargo, la presencia de metales como Cd y Pb en fracciones más móviles (F1 y F2) indica aportes recientes y representa riesgo ecológico potencial, especialmente para la biota acuática.

Las principales fuentes de contaminación identificadas incluyen los aportes fluviales de los ríos Unare, Chávez y Cautaro, descargas domésticas e industriales, la actividad pesquera, el tránsito de embarcaciones con motores fuera de borda y el tráfico vehicular a lo largo de la autopista costera.

La distribución vertical de los metales en los núcleos de sedimento evidenció procesos complejos de acumulación, transporte y especiación, influenciados por el tamaño de grano de los sedimentos, el contenido de materia orgánica, la hidrodinámica y las condiciones redox.

En conjunto, estos resultados destacan la necesidad urgente de implementar programas de monitoreo ambiental permanente, así como medidas de control y mitigación de las fuentes de contaminación, con el fin de preservar la integridad ecológica de este humedal costero, que tiene un alto valor ambiental, económico y social.

REFERENCIAS

- AGUILERA, D. 2005. *Evaluación geoquímica de los sedimentos superficiales de las bahías este y oeste del Morro de Puerto Santo, estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas. Universidad de Oriente. Cumaná, Venezuela. 117 pp.
- ANITHA, G. & S. P. KUMAR. 2014. Environmental geochemistry of elements in a sediment core off Thengapattanam estuary, Southwest coastal zone, Tamilnadu, India. *Int. J. Res. Chem. Environ. (IJRCE)* 4(1): 12–24.
- BERMEDO-CÁRDENAS, L. 2025. *Disponibilidad ambiental de metales en sedimentos marinos del Golfo de Arauco, Chile (36°45'S - 37°10'S)*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias. Universidad de Concepción.
- BHAKTA, J. 2017. Metal toxicity in microorganism. En *Handbook of Research on Inventive Bioremediation Techniques*. <https://doi.org/10.4018/978-1-5225-2325-3.ch001>
- BONILLA, J., S. ARANDA, C. RAMÍREZ, J. MOYA & A. MÁRQUEZ. 2003a. Calidad de los sedimentos superficiales de la Ensenada Grande del Obispo, Edo. Sucre, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 42(1 & 2): 3–27.
- BONILLA, J., J. MOYA & A. QUINTERO. 2003b. Contenido orgánico y parámetros reductores de sedimentos del archipiélago Los Roques, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 42(1 & 2): 47–63.
- BRICKER, S. B., B. LONGSTAFF, W. DENNISON, A. JONES, K. BOICOURT, C. WICKS & J. WOERNER. 2008. Effects of nutrient enrichment in the nation's estuaries: A decade of change. *Harmful Algae* 8(1). <https://doi.org/10.1016/j.hal.2008.08.028>
- Brito, F., G. Martínez & A. Quintero. 2020. Comportamiento geoquímico del nitrógeno, fósforo y materia orgánica en sedimentos recientes de El Morro de Puerto Santo, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 59(2), 19–33
- CABRAL, H., V. FONSECA, T. SOUSA & M. C. LEAL. 2019. Synergistic effects of climate change and marine pollution: An overlooked interaction in coastal and estuarine areas. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 16(15): 2737. <https://doi.org/10.3390/ijerph16152737>

- CARMODY, D. J., J. B. PEARCE & W. E. YASSO. 1973. Trace metals in sediments of New York Bight. *Mar. Poll. Bull.* 4(9). [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(73\)90006-4](https://doi.org/10.1016/0025-326X(73)90006-4)
- CERVANTES GUERRA, Y., Y. ALMAGUER CARMENATE, A. PIERRA CONDE, G. OROZCO MELGAR & H. GURSKY. 2011. Metales traza en sedimentos de la Bahía de Cayo Moa (Cuba). Una evaluación de la contaminación. *Min. Geol.* 27(4): 19 p.
- CHANDÍA, C., M. SALAMANCA, A. HERNÁNDEZ, L. BERMEDO, E. HERNÁNDEZ-MIRANDA & O. INOSTROZA-MICHAEL. 2024. Variación espacial y estacional de metales y compuestos orgánicos en los sedimentos costeros del Golfo de Arauco. *Gayana* 88(2): 195–214.
- CHERIYAN, E., A. SREEKANTH, S. K. MRUDULRAG & C. H. SUJATHA. 2015. Evaluation of metal enrichment and trophic status based on biogeochemical analysis of shelf sediments of the southeastern Arabian Sea, India. *Cont. Shelf Res.* 108. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2015.08.007>
- CONTRERAS, J., C. MENDOZA & A. GÓMEZ. 2004. Determinación de metales pesados en aguas y sedimentos del río Haina. *Cienc. Soc.* 29(1): 36–71.
- DE VIVO, B., H. E. BELKIN & A. LIMA. 2017. Environmental Geochemistry: Site Characterization, Data Analysis and Case Histories: Second Edition. En *Environmental Geochemistry: Site Characterization, Data Analysis and Case Histories: Second Edition*.
- DELGADO, J. & J. M. NIETO. 2007. Caracterización geoquímica de los sedimentos superficiales del Estuario del río Guadiana (SW de la Península Ibérica). *Geogaceta*, 42: 51–54.
- ENGLÉ, V. D. 2011. Estimating the provision of ecosystem services by Gulf of Mexico coastal wetlands. En *Wetlands* 31(1). <https://doi.org/10.1007/s13157-010-0132-9>
- ESPINOSA, L. F., J. P. PARRA & C. VILLAMIL. 2011. Heavy metals determination in geochemical fractions of surface sediment associated with mangroves in Ciénaga Grande de Santa Marta, Colombia. *Bol. Invest. Mar. Cost.* 40(1):7-23.
- FARIAS, C. O., C. HAMACHER, A. D. L. R. WAGENER, R. C. DE CAMPOS & J. M. GODOY. 2007. Trace metal contamination in mangrove sediments, Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. *J. Braz. Chem. Soc.* 18(6). <https://doi.org/10.1590/S0103-50532007000600014>
- FERMÍN, I. 2002. *Estudio geoquímico de los sedimentos superficiales de la Laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas. Universidad de Oriente. Cumaná, Venezuela. 106 pp.
- FUENTES, M. 1998. *Condiciones geoquímicas de los sedimentos superficiales de la Laguna de Chacopata, estado sucre, Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas. Universidad de Oriente. Cumaná, Venezuela. 113 pp.
- GAMITO, S. 2008. Three main stressors acting on the Ria Formosa lagoonal system (Southern Portugal): Physical stress, organic matter pollution and the land–ocean gradient. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 77(4): 710–720. <https://doi.org/10.1016/J.ECSS.2007.11.013>
- GARCÍA, G., & A. MUÑOZ-VERA. 2015. Characterization and evolution of the sediments of a Mediterranean coastal lagoon located next to a former mining area. *Mar. Poll. Bull.* 100(1): 249–263. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.08.042>
- GREDILLA, A., T. STOICHEV, S. FDEZ-ORTIZ DE VALLEJUELO, A. RODRIGUEZ-IRURETAGOIENA, P. DE MORAIS, G. ARANA, A. DE DIEGO & J. M. MADARIAGA. 2015. Spatial distribution of some trace and major elements in sediments of the Cávado estuary (Esposende, Portugal). *Mar. Poll. Bull.* 99(1–2). <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.040>

- HEANES, D. L. 1984. Determination of total organic-c in soils by an improved chromic acid digestion and spectrophotometric procedure. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 15(10). <https://doi.org/10.1080/00103628409367551>
- HURTADO, R. 2015. *Geoquímica de C, N, P y S en sedimentos superficiales del golfo de Cariaco, estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas. Universidad de Oriente - Instituto Oceanográfico de Venezuela. Cumaná, Venezuela. 146 pp.
- JHA, P., A. C. SAMAL, S. C. SANTRA & A. DEWANJI. 2016. Heavy Metal Accumulation Potential of Some Wetland Plants Growing Naturally in the City of Kolkata, India. *Am. J. Plant Sci.* 7(15). <https://doi.org/10.4236/ajps.2016.715189>
- KARBASSI, A. R., F. TORABI, F. GHAZBAN & M. ARDESTANI. 2011. Association of trace metals with various sedimentary phases in dam reservoirs. *Int. J. Environ. Sci. Technol.* 8(4). <https://doi.org/10.1007/BF03326267>
- KĻAVIŅŠ, M. & M. VIRCAVS. 2001. Metals in sediments of inland waters of Latvia. *Boreal Environ. Res.* 6(4): 297-306.
- KORETSKY, C. M., J. R. HAAS, D. MILLER & N. T. NDENGA. 2006. Seasonal variations in pore water and sediment geochemistry of littoral lake sediments (Asylum Lake, MI, USA). *Geochem. Trans.* 7. <https://doi.org/10.1186/1467-4866-7-11>
- LÓPEZ, F. 2002. *Determinación del contenido de metales en los sedimentos superficiales de la laguna de Piritu, Estado Anzoátegui, Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias. Marinas. Universidad de Oriente. Cumaná, Venezuela. 117 pp.
- LÓPEZ□HERNÁNDEZ, D., L. MORALES., K. UMBRÍA□SALINAS, W. VALERO, A., MELÉNDEZ & A. LÓPEZ□CONTRERAS. 2024. C, N, and P contributions to sediments of two Venezuelan coastal lagoons and their relationships with the adsorption of P. *CLEAN – Soil, Air, Water*, 52(10): 2300266. <https://doi.org/10.1002/clen.202300266>
- LÓPEZ, F., W. SENIOR, G. MARTÍNEZ, A. MÁRQUEZ & I. FERMÍN. 2006. Fraccionamiento de los metales pesados Fe, Cd, Cr y Pb en los sedimentos superficiales de la Laguna de Piritu, estado Anzoátegui, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela*, 45(1): 51–60.
- LORING, D. H. 1991. Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. *ICES J. Mar. Sci.* 48(1). <https://doi.org/10.1093/icesjms/48.1.101>
- LU, H., C. J. MORAN, I. P. PROSSER & R. DEROSE. 2004. Investment prioritization based on broadscale spatial budgeting to meet downstream targets for suspended sediment loads. *Water Resour. Res.* 40(9). <https://doi.org/10.1029/2003WR002966>
- MANGONES, A. 2015. *Estudio geoquímico de algunos componentes de la materia orgánica en los sedimentos superficiales del sector marino costero de la Ensenada Grande del Obispo y laguna Chica, Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas. Universidad de Oriente. Cumaná, Venezuela. 74 pp.
- MARÍN, F. 2020. *Geoquímica de metales pesados y calidad ambiental en sedimentos recientes de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias Marinas. Universidad de Oriente. Cumaná, Venezuela. 121 pp.
- MÁRQUEZ, A., W. SENIOR, I. FERMÍN, G. MARTÍNEZ, J. CASTAÑEDA & A. GONZÁLEZ. 2008. Cuantificación de las concentraciones de metales pesados en tejidos de peces y crustáceos de la laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela. *Rev. Cient.* 18(1): 73–86.

- MARRUGO-NEGRETE, J., J. PINEDO-HERNÁNDEZ, S. MARRUGO-MADRID & S. DÍEZ. 2021. Assessment of trace element pollution and ecological risks in a river basin impacted by mining in Colombia. *Environ. Sci. Poll. Res.* 28(1). <https://doi.org/10.1007/s11356-020-10356-4>
- MARTÍNEZ, G. 2002. Metales pesados en sedimentos superficiales del golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 41(1 & 2): 83–96.
- MARTÍNEZ, G., W. SENIOR, A. MÁRQUEZ, L. RODRÍGUEZ, L. & A. GONZÁLEZ. 2011. Distribución y comportamiento de los metales traza Cd, Cu, Ni y Zn en sedimentos superficiales del sector oriental del golfo de Cariaco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 50(2), 289–301.
- MARTÍNEZ, G. 2016. *Estudio geoquímico y ambiental de los sedimentos del golfo de Cariaco, Venezuela*. Trab. Grad. Dr. Ciencias. Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela. 209 pp.
- MARTÍNEZ, G., R. HURTADO, F. PINTO & C. YÁNEZ. 2019. *Calidad Ambiental de los Sedimentos Recientes del Golfo de Cariaco: Estudio Geoquímico Ambiental*. Editorial Académica Española. 210 pp.
- MARTÍNEZ, G., D. MARCANO, A. QUINTERO, F. BRITO, F., MARÍN, & A. GUTIÉRREZ. 2025. Geoquímica de la materia orgánica en sedimentos recientes de la Laguna de Unare, estado Anzoátegui, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 64(2).
- MARTÍNEZ-SOTO, S., G. MARTÍNEZ & C. RAMÍREZ. 2014. Geochemical characteristics of surface sediments from the marine-coastal region north and south of the Paria Peninsula, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela* 53(2), 79–93.
- RODRÍGUEZ, L., MARTÍNEZ, G., & SENIOR, W. 2006. Comportamiento de los metales trazas Cu, Pb, Mn y Zn en fracciones geoquímicas de núcleos de sedimentos de la laguna de Unare, Venezuela. *Rev. Cubana de Investig. Pesqueras* 24(1), 32–37.
- MARTÍNEZ-ROMERO, M. 2002. *Especiación de metales pesados en columnas de sedimentos de las lagunas de Píritu y Unare, edo. Anzoátegui, Venezuela*. Trab. Grad. Lic. Química. Universidad de Oriente. 67 pp.
- MENDOZA-AMÉZQUITA, E., J. A. SEIM, L. C. ROMERO, V. MANUEL & M. RODRÍGUEZ. 2015. Distribution of trace elements and organic matter in sediments Pastoría-Chacahua lagoon system, Oaxaca. *Rev. Latinoam. Amb. Cienc.* 6(13):20-29.
- MIZAZAWA, M., M. A. PAVAN, E. L. DE OLIVEIRA, M. IONASHIRO & A. K. SILVA. 2000. Gravimetric determination of soil organic matter. *Braz. Arch. Biol. Technol.* 43(5). <https://doi.org/10.1590/s1516-89132000000500005>
- RANJAN, R. K., G. SINGH, J. ROUTH & A. RAMANATHAN. 2013. Trace metal fractionation in the Pichavaram mangrove-estuarine sediments in southeast India after the tsunami of 2004. *Environ. Monit. Assess.* 185(10). <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3167-6>
- RIDGWAY, J. & G. SHIMMIELD. 2002. Estuaries as repositories of historical contamination and their impact on shelf seas. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 55(6). <https://doi.org/10.1006/ecss.2002.1035>
- RODRÍGUEZ, E. 2007. *Fraccionamiento geoquímico de algunos metales pesados en los sedimentos superficiales de la zona marino-costera de Cumaná, estado Sucre, Venezuela*. Trab. Grad. Lic. Química. Universidad de Oriente. Cumaná, Venezuela. 86 pp.
- RODRÍGUEZ, L. 2004. *Comportamiento y fraccionamiento de metales pesados en núcleos de sedimentos de la laguna de Unare, Edo. Anzoátegui, Venezuela*. Trab. Grad. M. Sc. Ciencias. Marinas. Universidad de Oriente. Cumaná, Venezuela. 115 pp.

- RODRÍGUEZ, L., G. MARTÍNEZ & W. SENIOR. 2006. Comportamiento de los metales trazas Cu, Pb, Mn y Zn en fracciones geoquímicas de núcleos de sedimentos de la laguna de Unare, Venezuela. *Rev. Cubana de Investig. Pesqueras* 24(1): 32–37.
- ROSA, A., A. CRAVO, J. JACOB & C. CORREIA. 2022. Water quality of a southwest Iberian coastal lagoon: Spatial and temporal variability. *Cont. Shelf Res.* 245, 104804. <https://doi.org/10.1016/J.CSR.2022.104804>
- SADIQ, M. 2021. Chromium in Marine Environments. En *Toxic Metal Chemistry in Marine Environments*. <https://doi.org/10.1201/9781003210214-6>
- SCHUMACHER, B. A. 2002. *Methods for the determination of total organic carbon (TOC) in soils and sediments* (pp. 1-23). Washington, DC: US Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Ecological Risk Assessment Support Center.
- SENIOR, W., J. CASTAÑEDA & G. MARTÍNEZ. 1999. *Estudio oceanográfico y calidad de agua y sedimentos nororiente de Venezuela: Caso del sistema lagunar Unare-Píritu*. Instituto Oceanográfico de Venezuela-Universidad de Oriente. 70 pp.
- SENIOR, W., C. VALAREZO, O. SÁNCHEZ, N. JÁCOME, J. TOBAR, A. CALLAGUAZO, D. HERNÁNDEZ, G. RODRÍGUEZ, A. BENÍTEZ, I. FERMÍN, R. DE LA CRUZ & A. MÁRQUEZ. 2015. Evaluación de la distribución del contenido total y biodisponibles de los metales pesados, Cu, Cd, Pb y Hg en sedimentos superficiales del estero de Santa Rosa, Provincia De El Oro, Ecuador. *Foro Iberoam. Rec. Mar. Acuic. VII*: 253–265.
- SOUSA, C. A. M., M. E. CUNHA & L. RIBEIRO. 2020. Tracking 130 years of coastal wetland reclamation in Ria Formosa, Portugal: Opportunities for conservation and aquaculture. *Land Use Policy* 94. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104544>
- SUNDARAY, S. K., B. B. NAYAK, S. LIN & D. BHATTA. 2011. Geochemical speciation and risk assessment of heavy metals in the river estuarine sediments-A case study: Mahanadi basin, India. *J. Hazard. Mater.* 186(2–3). <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2010.12.081>
- TEIXEIRA, E. C., L. S. ORTIZ, M. F. C. C. ALVES & J. C. D. SANCHEZ. 2001. Distribution of selected heavy metals in fluvial sediments of the coal mining region of Baixo Jacuí, RS, Brazil. *Environ. Geol.* 41(1–2). <https://doi.org/10.1007/s002540100257>
- TOSIANI, T., C. YANES & A. RAMÍREZ. 2005. Sedimentos recientes frente al delta del Orinoco, Venezuela. En M. Gómez, M. Capaldo, C. Yanes, A. Martin, & PDVSA (Eds.), *Frente Atlántico venezolano. Investigaciones Geoambientales: Ciencias de la tierra*. Tomo II (p. 159). Fondo Editorial Fundambiente.
- VALERO, A. 2016. *Estudio de Cu, Fe, Mn, Ni, Zn en la fracción limo-arcilla de los sedimentos de fondo de las Lagunas de Unare y Píritu, estado Anzoátegui*. Trab. Grad. Lic. Geoquímica. Universidad Central de Venezuela. Caracas, Venezuela. 128 pp.
- VAN KEMENADE, Z. R., A. CUTMORE, R. HENNEKAM, E. C. HOPMANS, M. T. J. VAN DER MEER, M. MOJTAHID, F. J. JORISSEN, N. J. BALE, G. J. REICHART, J. S. SINNINGHE DAMSTÉ & D. RUSH. 2023. Marine nitrogen cycling dynamics under altering redox conditions: Insights from deposition of sapropels S1 and the ambiguous S2 in the Eastern Mediterranean Sea. *Geochim. et Cosmochim. Acta*, 354. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2023.06.018>
- VIDYA, P., & R. K. PATIL. 2016. Heavy metal distribution in mangrove sediment cores from selected sites along the western coast of India. *J. Threat. Taxa* 8(11). <https://doi.org/10.11609/jott.1978.8.11.9356-9364>
- ZAKIR, H. M., & N. SHIKAZONO. 2011. Environmental mobility and geochemical partitioning of Fe, Mn, Co, Ni, and Mo in sediments of an urban river. *J. Environ. Chem. Ecotoxicol.* 3(5): 116-126

ZHANG, S., C. LIANG & W. XIAN. 2020. Spatial and temporal distributions of terrestrial and marine organic matter in the surface sediments of the Yangtze River estuary. *Cont. Shelf Res.* 203. <https://doi.org/10.1016/j.csr.2020.104158>

Recibido: Septiembre 2025

Aceptado: Diciembre 2025

ESPECIACIÓN GEOQUÍMICA DEL FÓSFORO EN SEDIMENTOS SUPERFICIALES DEL RÍO ORINOCO Y LA LAGUNA DE CASTILLERO: IMPLICACIONES PARA LA RETENCIÓN Y BIODISPONIBILIDAD DE NUTRIENTES

ARISTIDE MÁRQUEZ¹ & JOSELYN ACOSTA^{1,2}

¹*Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Venezuela.*

**Autor de correspondencia: aristd@gmail.com. <https://orcid.org/0000-0003-1426-5264>*

²*Escuela de Ciencias, Departamento de Química, Universidad de Oriente, Venezuela.*

joselynmilagros22@gmail.com. <https://orcid.org/0000-0009-0002-5358-2940>

RESUMEN: Esta investigación analizó la especiación y biodisponibilidad del fósforo en sedimentos superficiales del río Orinoco y de la laguna de Castillero (Venezuela), con el propósito de identificar mecanismos de retención o liberación y establecer patrones funcionales en sistemas lóticos y lénticos tropicales. Se aplicaron análisis fisicoquímicos, proporciones molares, correlaciones de Pearson y análisis de componentes principales (ACP) con enfoque espacial. En el río Orinoco, las fracciones de fósforo presentaron el siguiente orden de abundancia: fósforo detrítico (79,11 µg/g) > fósforo orgánico (17,27 µg/g) > fósforo adsorbido a óxidos de Fe (4,78 µg/g) > fósforo cálcico (3,19 µg/g). En la laguna de Castillero, los valores fueron más elevados: fósforo detrítico (154,25 µg/g) > fósforo orgánico (70,82 µg/g) > fósforo cálcico (5,78 µg/g) > fósforo adsorbido (4,81 µg/g). Estos resultados muestran que el Orinoco se caracteriza por sedimentos arenosos, bajos contenidos de materia orgánica y predominio de fósforo en formas inorgánicas poco móviles, lo que se traduce en baja biodisponibilidad (PBD: 22,05 µg/g) y una relación N/P elevada (16,22), reflejando limitación fosfórica. En contraste, la laguna de Castillero mostró sedimentos finos, altos niveles de materia orgánica activa y predominio de fracciones móviles de fósforo, con una mayor biodisponibilidad (PBD: 75,63 µg/g) y baja relación N/P (5,46), condición compatible con estados eutróficos potenciales. En conclusión, el Orinoco funciona como un sumidero geoquímico de fósforo, mientras que la laguna de Castillero representa un ecosistema vulnerable a la liberación interna, lo que resalta la necesidad de un manejo adaptativo y espacialmente diferenciado en sistemas tropicales.

Palabras clave: fósforo, especiación, sedimento, biodisponibilidad, sistemas fluviales tropicales

ABSTRACT: This study analyzed the speciation and bioavailability of phosphorus in surface sediments from the Orinoco River and Castillero Lagoon (Venezuela), aiming to identify mechanisms of phosphorus retention or release and to establish functional patterns in tropical lotic and lentic systems. Physicochemical analyses, molar ratios, Pearson correlations, and principal component analysis (PCA) with a spatial approach were applied. In the Orinoco River, phosphorus fractions followed the order: detrital phosphorus (79.11 µg/g) > organic phosphorus (17.27 µg/g) > Fe-bound phosphorus (4.78 µg/g) > calcium-bound phosphorus (3.19 µg/g). In Castillero Lagoon, concentrations were higher: detrital phosphorus (154.25 µg/g) > organic phosphorus (70.82 µg/g) > calcium-bound phosphorus (5.78 µg/g) > Fe-bound phosphorus (4.81 µg/g). These results indicate that the Orinoco River is characterized by sandy sediments, low organic matter content, and a predominance of phosphorus in relatively immobile inorganic forms, resulting in low bioavailability (BDP: 22.05 µg/g) and a high N/P ratio (16.22), indicative of phosphorus limitation. In contrast, Castillero Lagoon exhibited fine-grained sediments, high levels of active organic matter, and an accumulation of mobile phosphorus fractions, with higher bioavailability (BDP: 75.63 µg/g) and a low N/P ratio (5.46), a condition consistent with potential eutrophic states. In conclusion, the Orinoco River functions as a geochemical sink of phosphorus, while Castillero Lagoon represents a trophically unstable system, vulnerable to internal phosphorus release. These findings highlight the need for adaptive and spatially explicit management strategies in tropical aquatic ecosystems.

Keywords: phosphorus, speciation, sediment, bioavailability, tropical river systems.

INTRODUCCIÓN

El fósforo (P) constituye un nutriente limitante que sostiene la producción primaria en los ecosistemas de agua dulce y cumple un papel esencial en los ciclos biogeoquímicos a escala global (MA & CHEN 2025; MAHMOOD *et al.* 2025). La presencia de sus diferentes formas permite identificar fuentes de aporte,

y evaluar procesos de contaminación de origen antropogénico cuando se encuentra en concentraciones elevadas o en formas biodisponibles (LI *et al.* 2024; VARMA & JHA 2024); también determinar fenómenos de enterramiento, retención y diagénesis en ambientes sedimentarios (MAURYA *et al.* 2024). Asimismo, su estudio es clave para comprender la proliferación de algas nocivas (RAHMAN *et al.* 2024; VARMA & JHA 2024), lo cual resulta fundamental en la gestión y restauración de la calidad ecológica de los cuerpos de agua (WAN *et al.* 2020), con implicaciones ambientales, sociales y económicas tanto a nivel local como global (VARMA & JHA 2024; MAHMOOD *et al.* 2025).

Se estima que más del 90% del fósforo transportado por los ríos hacia estuarios y zonas costeras se encuentra asociado a sedimentos suspendidos unido a Fe, Mn, Al, Ca y compuestos de carbono y a fuentes terrígenas como la apatita y las fosforitas (SUTULA *et al.* 2004). Debido a la alta superficie y capacidad de adsorción de las partículas de arcilla, el P suele fijarse al suelo y movilizarse con él durante procesos erosivos, alcanzando los sistemas fluviales (EBRAHIMI *et al.* 2024). En regiones tropicales, donde predominan temperaturas elevadas y una alta carga orgánica, los sedimentos cumplen un papel particularmente relevante como reservorios o fuentes de fósforo, regulando el intercambio de nutrientes entre el bentos y la columna de agua (FAN *et al.* 2023; DA SILVA *et al.* 2024). La migración y transformación del P están influenciadas por factores ambientales como oxígeno disuelto, pH, condiciones redox, materia orgánica y la presencia de metales (Fe, Al, Ca), que determinan su disponibilidad (MAGDY *et al.* 2024). En condiciones particulares, las fracciones más biodisponibles (por ejemplo, fósforo intercambiable o ligado a hierro y aluminio) pueden liberarse, aumentando el riesgo de eutrofización y deterioro de la calidad del agua (OH & CHOI 2023).

Diversos procesos físicos, químicos y biológicos entre ellos sedimentación, disolución, absorción, precipitación, mineralización, asimilación o lisis celular generan una dinámica compleja en la concentración y fraccionamiento del fósforo (WANG *et al.* 2019; LI *et al.* 2024). A ello se suma la influencia de las actividades humanas, que incrementan la proporción de fracciones móviles y biodisponibles, potenciando el riesgo de contaminación (CAO *et al.* 2023; RAHMAN *et al.* 2024). No obstante, aún persisten vacíos en el conocimiento sobre cómo la carga antropogénica de P modifica su distribución y transformación en los sedimentos y cuáles son sus implicaciones en los procesos de restauración de la calidad del agua. Por ello, resulta prioritario analizar de forma sistemática la dinámica del fósforo en sedimentos fluviales (EBRAHIMI *et al.* 2024; LOH *et al.* 2024).

La retención y liberación de fósforo en sistemas acuáticos tropicales dependen de mecanismos geoquímicos complejos y de características hidrológicas y biológicas propias de cuerpos lóticos y lénticos. El comportamiento de los sedimentos como sumideros o fuentes varía en función de la dinámica de partículas, las condiciones redox, la estructura del sustrato y los factores hidrológicos. La retención ocurre principalmente por adsorción en óxidos de hierro y aluminio, precipitación con calcio y acumulación en materia orgánica y agregados sedimentarios, procesos cuya eficiencia depende de la fracción de fósforo disponible, la estructura de los agregados y la presencia de metales como Fe y Al (CAVALCANTE *et al.* 2018; CUI *et al.* 2019). Sin embargo, la acumulación puede transformarse en una fuente interna persistente de P, incluso cuando se reducen las cargas externas (CAVALCANTE *et al.* 2018). La liberación, en cambio, se produce bajo condiciones anóxicas, donde el fósforo ligado a Fe y Al se transfiere al agua, particularmente en sedimentos antiguos o ricos en este elemento. Variaciones en pH y temperatura también pueden favorecer dicho proceso (CAVALCANTE *et al.* 2018; MOURA *et al.* 2019; DA SILVA *et al.* 2024). Factores hidrológicos como el tiempo de residencia del agua y la intensidad del flujo controlan la retención: caudales elevados pueden movilizar fósforo y transformar sumideros en fuentes temporales (SHEN *et al.* 2023; URY *et al.* 2023).

El río Orinoco y la laguna de Castellero representan sistemas tropicales contrastantes en su hidrodinámica, sedimentación y productividad. El primero corresponde a un sistema fluvial de gran escala con predominio de dinámica lótica, mientras que la segunda es un cuerpo léntico de planicie inundable, caracterizado por mayor estabilidad hidrológica (VÁSQUEZ & WILBERT 1992; MÁRQUEZ *et al.* 2008; MÁRQUEZ

& LEMUS 2020). El análisis de la especiación del fósforo en ambos ambientes permite comprender cómo varían los mecanismos de retención-liberación y la biodisponibilidad de nutrientes de acuerdo con las condiciones sedimentarias y ambientales (OH & CHOI 2023; RAHMAN *et al.* 2024). Este tipo de caracterización es clave para inferir la capacidad de los ecosistemas de actuar como sumideros o fuentes de fósforo, lo cual tiene implicaciones directas en su estado trófico y su vulnerabilidad ecológica (MULLUNGAL *et al.* 2022; DA SILVA *et al.* 2024).

En este contexto, el presente estudio tiene como objetivo analizar la distribución de las principales fracciones geoquímicas de fósforo en los sedimentos superficiales del río Orinoco y la laguna de Castellero, identificando los mecanismos de retención o liberación y estableciendo patrones diferenciales que permitan determinar el rol de cada sistema como sumidero o fuente de este nutriente.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

La investigación se llevó a cabo en dos ecosistemas tropicales de la cuenca media del río Orinoco, Venezuela: el cauce principal del Orinoco (régimen fluvial lótico) y la laguna de Castellero, un cuerpo de agua de planicie inundable con régimen léntico. Estos sitios se seleccionaron por su representatividad ecológica y por las marcadas diferencias hidrogeomorfológicas que presentan (Fig. 1). La cuenca del Orinoco, con una extensión aproximada de 1.080.000 km², drena el norte de América del Sur. El río tiene una longitud cercana a los 2.060 km, con un caudal medio anual de $1,1 \times 10^{12}$ m³, y desemboca en el océano Atlántico. Su drenaje abarca un 35% del Escudo Guayanés, 15% de los Andes y la cordillera de la Costa, y 50% de los Llanos (MORA-POLANCO *et al.* 2007). Geográficamente, se divide en tres grandes sectores: alto, medio y bajo Orinoco (MÁRQUEZ & LEMUS 2020). La laguna de Castellero (Fig. 1), ubicada al noroeste de Caicara del Orinoco (66° 08' 17" W y 7° 38' 15" N), municipio Cedeño del estado Bolívar, ocupa una planicie a menos de 60 m s.n.m. con un área estimada de 140 ha (MÁRQUEZ *et al.* 2008).

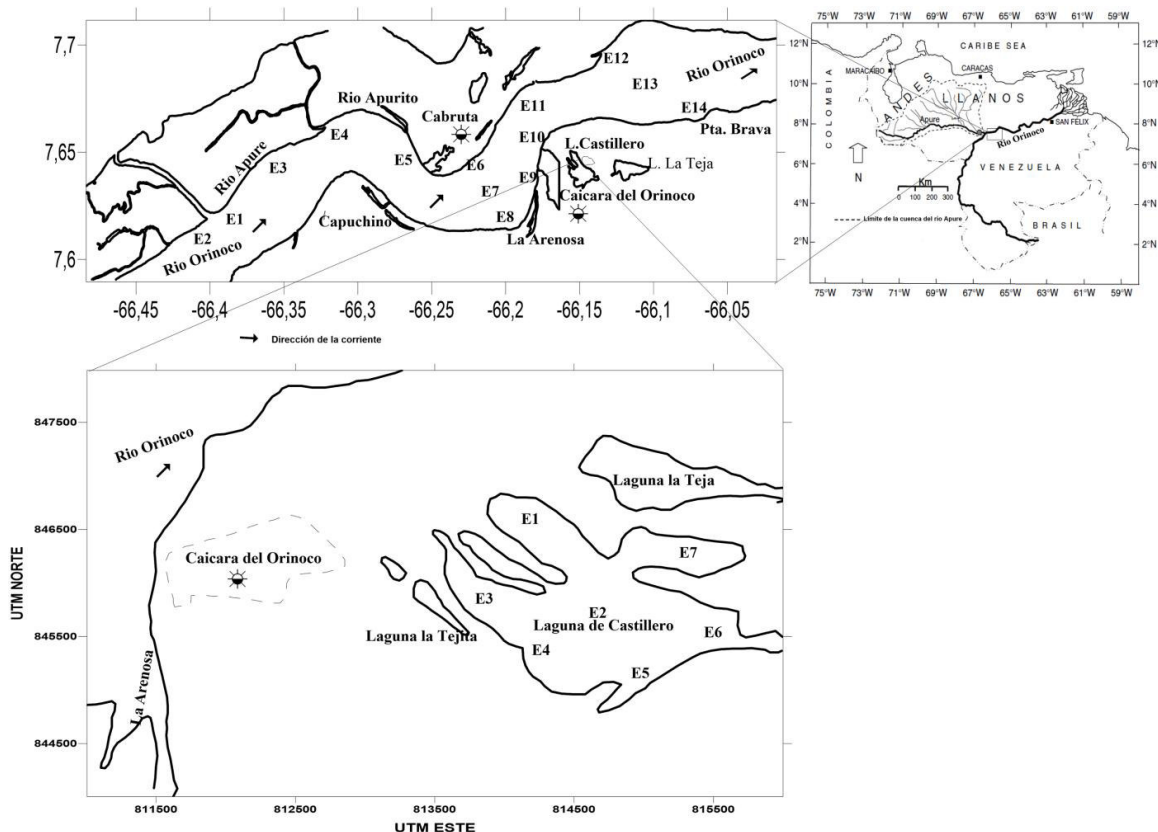


Fig. 1. Zona de estudio mostrando las estaciones de muestreo en el río Orinoco y la laguna de Castellero

Diseño del Muestreo

Se seleccionaron estaciones representativas al azar: 14 en el río Orinoco (desde la desembocadura del río Apure hasta Caicara) y 7 en la laguna de Castellero; todas fueron muestreadas en febrero de 2018. En cada estación se recolectó ~1 kg de sedimento superficial (0–5 cm) con una draga Diez Laffont (área: 0,02 m²) desde una embarcación tipo peñero. Las muestras se homogenizaron, transportaron en frío y analizaron en laboratorio. Se determinó: granulometría (arena fina, arena media, lodos), materia orgánica total (MOT), carbono orgánico total (COT), carbonatos (CaCO₃²⁻), hierro (Fe), nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) y especiación de P.

Análisis de laboratorio

La granulometría se determinó por separación de fracción gruesa y fina mediante tamizaje y método del hidrómetro (ROA & BERTHOIS 1975), la materia orgánica total (MOT) por pérdida por ignición a 550°C (GONZÁLEZ & RAMÍREZ 1995). Carbono orgánico total (COT) por oxidación húmeda (WALKLEY & BLACK 1934), carbonatos por titulación ácido-base (VOGEL 1960), nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) por oxidación con persulfato y cuantificación por el autoanalizador Technicon II y espectrofotometría de luz visible respectivamente (MURPHY & RILEY 1962; VALDERRAMA 1981;). El hierro (Fe) se cuantificó por extracción con ácido acético al 25% y cuantificación por espectrofotometría de absorción atómica con llama de aire acetileno y corrector de fondo de deuterio en un equipo Perkin Elmer 3110 (LEWIS & LANDING 1992).

Especiación del fósforo

El fraccionamiento de P se realizó mediante el método secuencial SEDEX (RUTTENBERG 1992) y modificado por ANDERSON & DELANEY (2000), obteniendo cuatro fracciones: adsorbido a hierro (PAd+Fe), autigénico ligado a calcio (P-Ca), detrítico (P-D) y orgánico (P-O). Las concentraciones se midieron por espectrofotometría (MURPHY & RELIEY 1962). El método de extracción de P se detalla en la TABLA 1 y la reproducibilidad de las extracciones en la TABLA 2. El fósforo total (PT) fue reportado como la sumatoria de las cuatro fracciones de P extraídas; el inorgánico (PI) se cuantificó por la sumatoria de las fracciones inorgánicas (P-Ad+Fe)+ (P-Ca) + (P-D), y el biodisponible (PBD) por la suma de la fracción (P-Ad+Fe) + (P-O).

El P adsorbido a hierro fósforo inorgánico potencialmente biodisponible, liberable en condiciones reductoras (PU *et al.* 2020), el autigénico incluye CaCO₃ incorporado a fosfato, apatita biológica (por ejemplo, huesos, dientes y fragmentos de concha) y/o carbonato autigénico fluorapatita (RUTTENBERG 1992; RAHMAN *et al.* 2024); el detrítico (P-D) es una especie inerte de grano más grueso derivado de la erosión de rocas ígneas y rocas metamórficas por ríos (se refiere principalmente al fósforo residual en la red de minerales primarios con fuerte adhesión, el cual es P inerte en los sedimentos y es considerado como no inutilizable biológicamente (RUTTENBERG & BERNER 1993; PENG *et al.* 2019); y el P orgánico (P-O) representa una fracción de P biodisponible que se forma por hundiendo partículas por procesos (YANG *et al.* 2021).

Evaluación del riesgo

Se calcularon el índice de enriquecimiento de fósforo (IEP) a través de la Ec.1 (WANG *et al.* 2013; BARIK *et al.* (2019) y el índice W (PENG *et al.* 2019), Ec.2, para evaluar riesgo de liberación interna. Valores de IEP > 1 indican riesgo ecológico, mientras que el criterio de W distingue liberación en condiciones ácidas (W < 0,5) o estabilidad en aguas alcalinas (W > 0,5).

$$IEP = \frac{C_i}{C_s} \quad (\text{Ec.1})$$

Donde, C_i representa la concentración de PT de la muestra i ($\mu\text{g/g}$), y C_s es la concentración estándar de PT ($\mu\text{g/g}$) que potencialmente podría causar un riesgo ecológico, establecida en $600 \mu\text{g.g}^{-1}$ (ZHANG *et al.* 2016; BARIK *et al.* 2019), considerando los criterios de evaluación de calidad de sedimentos del Departamento de Medio Ambiente y Energía (DOEE), Canadá (MUDROCH & AZCUE 1995). Los criterios utilizados fueron; cuando $PEI > 1$ hay riesgo de liberación. Para el cálculo de W ,

$$W (\mu\text{g/g}) = \frac{P-Ad+P-Fe}{(P-Ca+P-D)} \quad (\text{Ec.2})$$

Clasificación funcional

Las estaciones se clasificaron en categorías funcionales (críticas, transicionales y estables) según la biodisponibilidad de P, la relación MOT/COT, la textura sedimentaria y la influencia de carbonatos y hierro, siguiendo enfoques de SØNDERGAARD *et al.* (2001, 2003).

Análisis estadístico

Se aplicó análisis de componentes principales (ACP) para identificar patrones geoquímicos y limnológicos en ambos ecosistemas. Los análisis se realizaron en XLStat-Prov 7.5.2 acoplado al Microsoft Excel 2010 y Past 4.17 (JOHNSON & WICHERN 1992; JOLLIFFE & CADIMA 2016).

TABLA 1. Método de extracción secuencial para el fósforo sedimentario en el río Orinoco y la laguna de Castellero.

Agente de extracción	Condición de extracción (25 C°)	Fracción P
Paso 1. Citrato de Na (0,22M)+ditionito de sodio (0,14M)+bicarbonato de sodio (1M) a pH 7,6	Agitación durante 6h, añadir MgCl_2 1M (pH = 8.0)	P-Ads+P-Fe
Paso 2: Acetato de Na 1 M tamponado a pH 4 con ácido acético	Agitar durante 2h, lavar con MgCl_2 (1M) y agua desionizada, agitar durante 2 h, respectivamente	P-Ca
Paso 3: 1 HCl M	Agitar por 16 h	P-D
Paso 4 Adición de MgNO_3 50%p/V, secado a 80C°, ignición a 550 C 1 M HCl	Extracción con HCl 1 M durante 16 h del residuo incinerado a 550 C durante 24 h	P-O

TABLA 2. Porcentaje de recuperación del método de extracción del fósforo

Estación	Río Orinoco			Estación	Laguna de Castellero		
	PTF	PTV	%Rec		PTF	PTV	%Rec
1	86,91	87,23	99,63	1	163,05	163,08	99,98
2	66,10	67,00	98,66	2	353,12	353,56	99,88
3	41,67	42,10	98,98	3	310,10	311,20	99,65
4	267,05	282,10	94,67	4	267,07	268,00	99,65
5	183,90	184,00	99,95	5	143,16	144,01	99,41
6	153,48	154,23	99,51	6	212,65	212,96	99,85
7	79,58	80,32	99,08	7	200,47	201,04	99,72

pT_F = sumatoria de las fracciones de P; PT_V = PT determinado por método de Valderrama

RESULTADOS

Parámetros geoquímicos del sedimento

En el río Orinoco predominan sedimentos de granulometría más gruesa (AF: 45,43 %, AM: 23,93 %), mientras que en la laguna de Castellero la fracción dominante corresponde a lodos (47 %). Esta diferencia responde a la mayor energía hidrodinámica del río frente al carácter decantador propio del ecosistema léntico de la laguna (TABLAS 3 y 4). El contenido de materia orgánica total (MOT) y carbono orgánico total (COT) fue superior en la laguna (MOT: 4,36 %, COT: 1,29 %), lo cual concuerda con sus condiciones más reductoras y la baja velocidad de flujo que favorecen la acumulación de detritos. Asimismo, los carbonatos (CaCO_3^{2-}) también mostraron valores más altos en la laguna (4,04 %), lo que puede propiciar la precipitación de fósforo como fosfato de calcio bajo condiciones de pH neutro o ligeramente alcalino.

Ambos sistemas presentaron niveles comparables de nitrógeno total (NT: 535 $\mu\text{g/g}$ en la laguna y 506 $\mu\text{g/g}$ en el río) y una relación C/N elevada (28,59 en la laguna y 27,47 en el río), lo que indica un origen principalmente alóctono de la materia orgánica (de aporte terrestre). Por su parte, el contenido de hierro (Fe) fue marcadamente mayor en el Orinoco (811 $\mu\text{g/g}$) frente a la laguna (34 $\mu\text{g/g}$), lo que sugiere una alta capacidad de retención de fósforo en forma de complejos Fe-P (PAd+Fe). No obstante, de manera llamativa, la concentración de fósforo adsorbido (PAd+Fe) resultó prácticamente igual en ambos sistemas ($\sim 4,80$ $\mu\text{g/g}$; Tablas 3 y 4).

Especiación de fósforo

La especiación del fósforo ($\mu\text{g/g}$) mostró marcadas diferencias entre ambos ecosistemas. En el Orinoco, los valores oscilaron entre: PAd+Fe: 2,43–9,02; P-Ca: 1,77–5,41; P-D: 12,82–228,73; P-O: 6,64–28,30 PBD: 10,55–33,97; mientras que en la laguna de Castellero los rangos fueron: PAd+Fe: 1,74–9,91; P-Ca: 2,51–8,94; P-D: 76,46–253,24; P-O: 46,66–86,75; PBD: 53,34–96,14 (Fig. 2 y 3; Tablas 3 y 4). En promedio, el fósforo detrítico (P-D) fue mucho mayor en la laguna (154,25 $\mu\text{g/g}$) que en el río (79,11 $\mu\text{g/g}$), lo que refleja la presencia de formas mineralizadas o unidas a estructuras no lábiles. El fósforo orgánico (P-O) también fue más alto en la laguna (70,82 $\mu\text{g/g}$ vs. 17,27 $\mu\text{g/g}$), evidenciando la acumulación de restos orgánicos y una menor mineralización. El fósforo autigénico (P-Ca) presentó valores moderadamente superiores en la laguna (5,78 $\mu\text{g/g}$) frente al río (3,19 $\mu\text{g/g}$), favorecidos por la mayor concentración de carbonatos. De igual modo, el fósforo biodisponible (PBD) fue notablemente mayor en la laguna (75,63 $\mu\text{g/g}$) que en el Orinoco (22,05 $\mu\text{g/g}$), indicando una mayor capacidad de reciclaje interno. En cuanto al fósforo total (PT) y al fósforo inorgánico (PI), el río mostró concentraciones más elevadas (267,05 $\mu\text{g/g}$ y 239,39 $\mu\text{g/g}$, respectivamente) que la laguna (235,66 $\mu\text{g/g}$ y 164,84 $\mu\text{g/g}$). Esto señala que, aunque el Orinoco presenta mayor carga de fósforo, su disponibilidad es más limitada. Las proporciones estequiométricas también mostraron diferencias: la relación COT/P-O fue más alta en el río (3474,62) frente a la laguna (490,67), lo que indica una menor eficiencia en la conversión de carbono en fósforo orgánico en el sistema lóxico. De manera similar, la relación N/P fue mayor en el río (16,22), lo que evidencia limitación relativa de fósforo, mientras que en la laguna fue baja (5,46), sugiriendo una mayor disponibilidad de fósforo para procesos de reciclaje biogeoquímico.

El índice de enriquecimiento de fósforo (PEI) < 1 y $W < 0,50$ en ambos ecosistemas, con valores más altos en la laguna (0,32) que en el Orinoco (0,17), reflejan un mayor grado de acumulación de fósforo en la laguna. Sin embargo, estos valores no son indicativos de procesos alarmantes de eutrofización, lo cual coincide con los valores de PT < 600 $\mu\text{g/g}$ obtenidos en ambos sistemas

Análisis estadísticos

En el Orinoco, el Análisis de Componentes Principales (ACP) (Fig. 3) explicó el 68,33 % de la varianza total. El eje F1 estuvo dominado por variables relacionadas con las diferentes fracciones de fósforo y con el contenido orgánico: PT (12,34 %), PI (12,20 %), P-D (12,18 %), PBD (8,37 %), PAd+Fe (6,69 %), P-O (6,65 %), P-Ca (5,29 %), CaCO_3 (10,88 %) y MOT/COT ($\sim 10,8$ %).

Este eje representa un gradiente de acumulación total de fósforo, tanto en formas lábiles como refractarias, vinculado a condiciones sedimentarias ricas en materia orgánica y carbonatos, lo que refleja una notable heterogeneidad composicional.

Las correlaciones de Pearson (TABLA 5) corroboran estas asociaciones. Entre fósforo y materia orgánica destacan: MOT–P-O ($r = 0,65$), MOT–P-D ($0,87$), MOT–PBD ($0,71$), MOT–PT ($0,88$), MOT–PI ($0,87$). Asimismo, se confirmaron relaciones estrechas entre fósforo total, inorgánico y detrítico (PT–PI: $r = 1,00$; PT–P-D: $r = 1,00$; PI–P-D: $r = 1,00$). La fuerte correlación entre P-Fe y P-Ca ($r = 0,81$) sugiere la coexistencia de dos mecanismos de retención geoquímica: adsorción en óxidos de hierro y precipitación

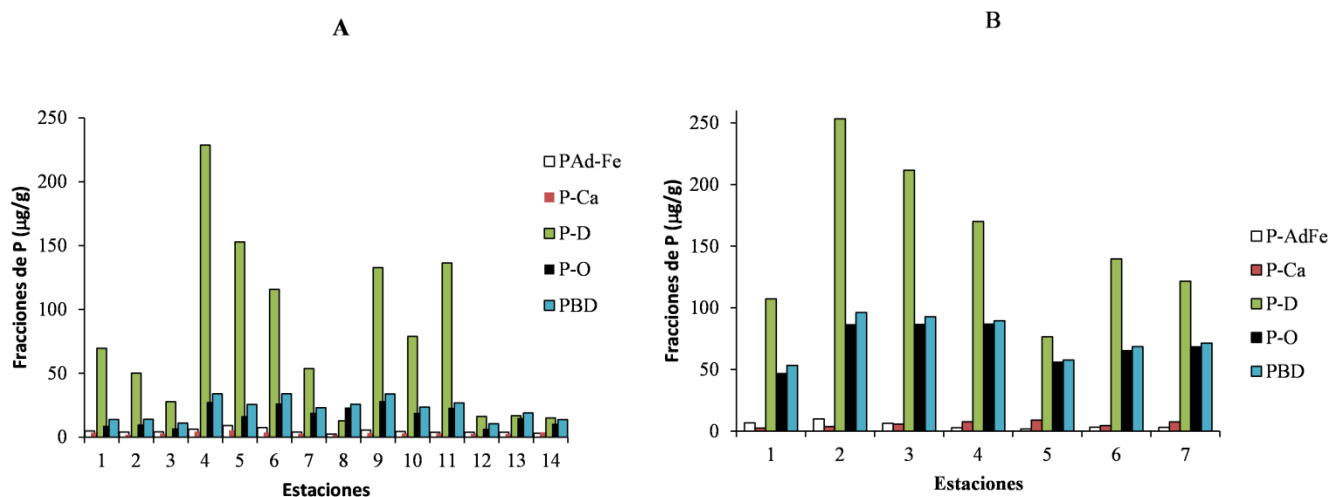


Fig. 2. Especiación de P en sedimentos del río Orinoco (A) y la laguna de Castellero (B).

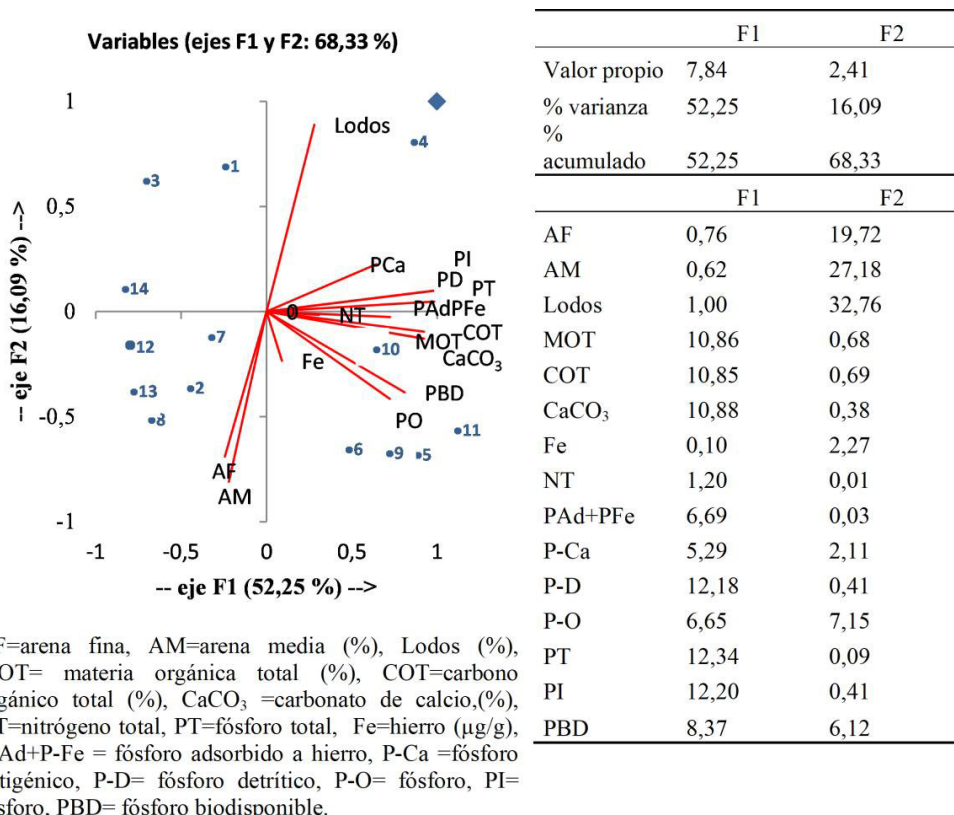


Fig.3. Ordenación entre parámetros fisicoquímicos, de los sedimentos del río Orinoco en los primeros dos componentes principales; en números azules las estaciones de muestreo.

como fosfatos cálcicos. El eje F2 estuvo asociado principalmente a la granulometría (lodos: 32,76 %, arena media: 27,18 %, arena fina: 19,72 %) y a variables que modulan la distribución espacial del fósforo (P-O: 7,15 %, PBD: 6,12 %, P-Ca: 2,11 %, Fe: 2,27 %).

En la laguna de Castellero, los dos primeros componentes explicaron un 75,44 % de la varianza acumulada (Fig. 4). El eje F1 aportó el 55,38 %, con alta carga en PI (10,09 %), P-D (10,05 %), PT (9,93 %), arena media (9,14 %), PBD (8,63 %), P-O (7,22 %) y COT (7,06 %). Este eje representa un gradiente de acumulación fosfórica en matrices finas y orgánicas, integrando tanto fracciones refractarias como lábiles. El eje F2 explicó un 20,06 % de la varianza, con altas cargas en MOT (17,40 %), P-Ca (12,42 %), CaCO₃ (14,20 %), NT (9,59 %) y P-O (9,97 %). Este componente refleja procesos de mineralización y precipitación química, particularmente asociados a fosfatos cálcicos y descomposición de materia orgánica. También muestra la interconversión entre el P unido a hierro y el unido al material orgánico, al igual que en el Orinoco, ya que ambas formas encuentran distribuido opuestamente en este componente.

Las correlaciones de Pearson (TABLA 6) confirmaron un sistema altamente cohesionado en la laguna, donde el fósforo se asocia principalmente a partículas finas y componentes orgánicos. Ejemplos clave incluyen: PT-PI ($r = 0,99$), PT-PBD (0,96), P-D-PI (1,00), P-O-PBD (0,99), lodos-PT (0,69), lodos-PBD (0,72). En el eje F2, las correlaciones MOT-CaCO₃ (0,93), MOT-COT (0,87) y CaCO₃-COT (0,97) indican un ciclo activo de descomposición orgánica y formación de compuestos secundarios, con implicaciones para la estabilidad del fósforo sedimentario.

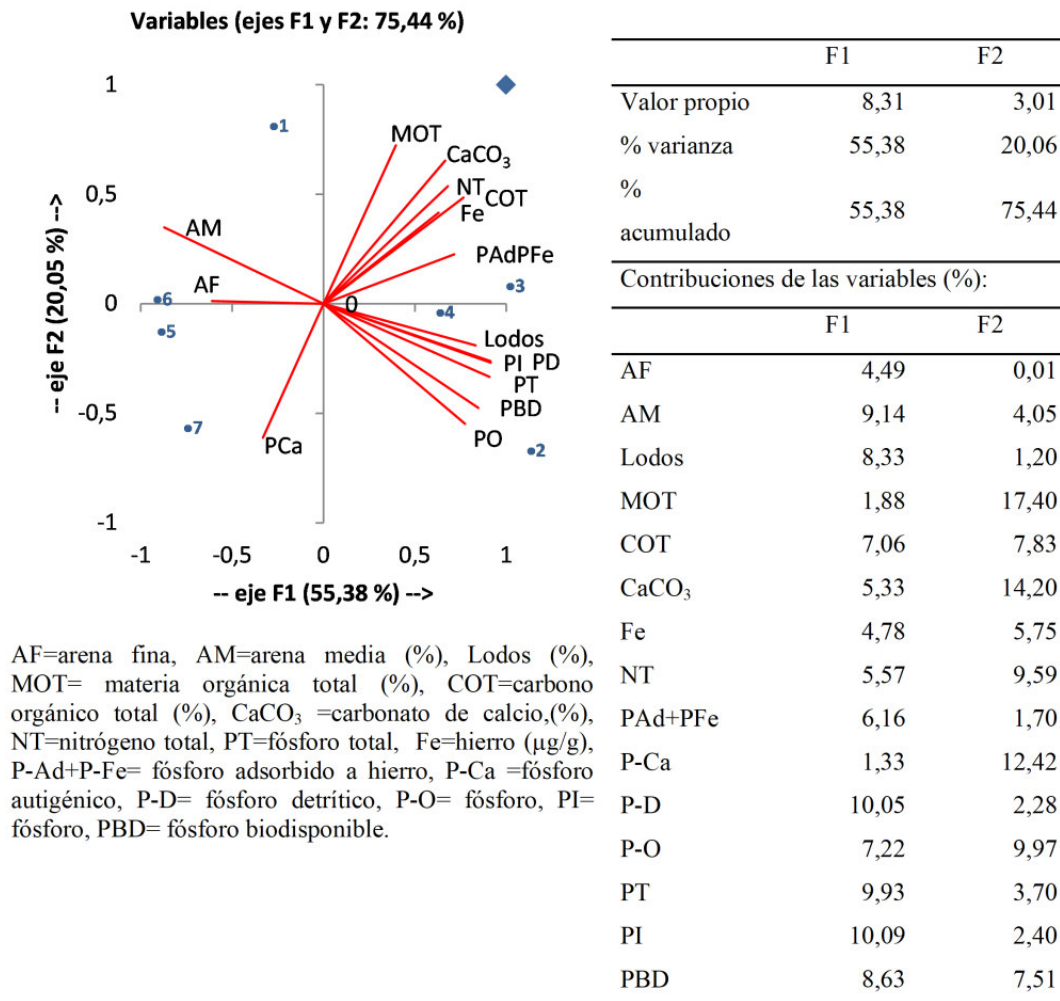


Fig. 4. Ordenación entre parámetros fisicoquímicos, de los sedimentos de la laguna de Castellero en los primeros dos componentes principales; en números azules las estaciones.

TABLA 3. Valores de granulometría (%), MOT (%), COT (%), CaCO₃ (%), NT (µg/g); fracciones (µg/g) de fósforo (P-Ad+P-Fe, P-Ca, P-D, P-O, PI, PBD) y relaciones C/N, COT/P-O, N/P, W y PEI en sedimentos del río Orinoco

E	AF	AM	Lodos	MOT	COT	CaCO ₃ z ⁻	NT	Fe	P-Ad-Fe	P-Ca	P-D	P-O	PT _F	PI	PBD	W	C/N	COT/P-O	N/P	PEI
1	0	1	99	1,05	0,61	2,09	275,30	1074	4,87	3,51	69,60	8,94	86,91	77,98	13,81	0,07	25,85	1762,58	7,01	0,14
2	51	46	3	1,24	0,72	2,13	457,20	1078	3,95	1,96	50,10	10,10	66,10	56,01	14,05	0,08	18,37	1842,32	15,32	0,11
3	4	0	96	0,33	0,19	2,58	545,90	731	4,17	2,90	27,72	6,87	41,67	34,79	11,04	0,14	4,06	713,98	29,01	0,07
4	0	0	100	3,97	2,3	6,16	683,40	472	6,27	4,39	228,73	27,66	267,05	239,39	33,93	0,03	39,26	2147,85	5,67	0,45
5	72	26	2	3,84	2,23	7,14	592,90	751	9,02	5,41	152,89	16,58	183,90	167,32	25,60	0,06	43,88	3474,62	7,14	0,31
6	70	24	4	2,28	1,32	5,69	237,40	1159	7,49	3,75	115,77	26,48	153,48	127,00	33,97	0,06	64,87	1287,74	3,42	0,26
7	82	16	2	0,555	0,32	1,85	289,00	865	3,95	2,79	53,72	19,11	79,58	60,46	23,06	0,07	12,92	432,55	8,04	0,13
8	24	58	18	0,575	0,34	1,45	558,80	701	2,43	1,77	12,82	23,30	40,32	17,02	25,73	0,17	7,10	376,99	30,69	0,07
9	48	30	22	4,05	2,35	5,45	572,70	1055	5,55	3,31	132,81	28,30	169,98	141,67	33,85	0,04	47,87	2144,83	7,46	0,28
10	27	36	37	2,57	1,49	5,77	1154,40	1212	4,50	2,95	78,85	19,05	105,35	86,29	23,55	0,06	15,06	2020,31	24,26	0,18
11	34	24	42	5,205	3,02	8,11	474,60	604	3,81	2,88	136,38	23,05	166,11	143,07	26,86	0,03	74,24	3385,25	6,33	0,28
12	82	17	1	0,69	0,4	1,58	488,10	677	3,91	2,76	16,26	6,64	29,58	22,93	10,55	0,21	9,56	1555,11	36,54	0,05
13	68	32	1	0,68	0,39	1,28	455,30	860	3,88	2,50	16,84	15,08	38,30	23,22	18,96	0,20	9,99	668,18	26,32	0,06
14	74	25	1	0,51	0,29	1,38	293,40	111	3,08	3,86	15,02	10,63	32,59	21,96	13,71	0,16	11,53	704,97	19,93	0,05
Min	0	0	1	0,33	0,19	1,28	237,40	111	2,43	1,77	12,82	6,64	29,58	17,02	10,55	0,03	4,06	704,97	3,42	0,05
Max	82	58	100	5,205	3,02	8,11	1154,40	1212	9,02	5,41	228,73	28,30	267,05	239,39	33,97	0,21	74,24	376,99	36,54	0,45
\bar{x}	45,43	23,93	30,57	1,97	1,14	3,76	505,60	811	4,78	3,19	79,11	17,27	104,35	87,08	22,05	0,10	27,47	3474,62	16,22	0,17
SD	30,54	16,83	39,13	1,67	0,97	2,47	230,75	301	1,77	0,95	65,56	7,76	72,77	67,47	8,50	0,06	22,71	1608,38	11,27	0,12

E= estaciones, Min= mínimo, Max= máximo, P_{rm}= promedio, SD= desviación estándar

TABLA 4. Valores de granulometría (%), MOT (%), COT (%), CaCO₃ (%), NT (µg/g); fracciones (µg/g) de fósforo (P-Ad+P-Fe, P-Ca, P-D, P-O, PI, PBD) y relaciones C/N, COT/P-O, N/P, W y PEI en sedimentos de la laguna de Castillero

E	AF	AM	Lodos	MOT	COT	CaCO ₃ z ⁻	NT	Fe	P-Ad-Fe	P-Ca	P-D	P-O	PT _F	PI	PBD	W	C/N	COT/P-O	N/P	PEI
1	25	40	35	6,23	1,48	7,37	608,80	35	6,68	2,51	107,20	46,66	163,05	116,39	53,34	0,06	28,40	820,47	8,27	0,27
2	16	22	62	3,29	1,33	3,79	622,70	37	9,91	3,74	253,24	86,24	353,12	266,88	96,14	0,04	24,84	397,22	3,90	0,59
3	10	25	65	5,99	1,61	8,05	604,40	38	6,33	5,67	211,61	86,49	310,10	223,61	92,82	0,03	31,06	480,57	4,32	0,52
4	12	32	56	5,20	1,50	5,49	524,60	38	2,75	7,60	169,98	86,75	267,07	180,33	89,50	0,02	33,40	447,29	4,35	0,45
5	11	37	52	2,69	1,02	0,84	538,10	35	1,74	8,94	76,49	55,99	143,16	87,18	57,73	0,02	22,18	472,03	8,32	0,24
6	25	43	32	3,63	1,06	1,79	505,30	35	3,26	4,45	139,68	65,25	212,65	147,39	68,51	0,02	24,43	418,87	5,26	0,35
7	34	36	30	3,50	1,05	0,93	343,40	18	3,02	7,52	121,56	68,37	200,47	132,10	71,39	0,02	35,81	398,25	3,79	0,33
Min	10	22	30	2,69	1,02	0,84	343,40	18	1,74	2,51	76,49	46,66	143,16	87,18	53,34	0,02	22,18	397,22	3,79	0,05
Max	34	43	65	6,23	1,61	8,05	622,70	38	9,91	8,94	253,24	86,75	353,12	266,88	96,14	0,06	35,81	820,47	8,32	0,59
\bar{x}	19	34	47	4,36	1,29	4,04	535,33	34	4,81	5,78	154,25	70,82	235,66	164,84	75,63	0,03	28,59	490,67	5,46	0,32
Ds	9	8	15	1,42	0,25	3,01	96,32	7	2,92	2,35	61,75	16,22	77,37	63,06	17,29	0,02	5,06	149,18	1,99	0,17

TABLA 5. Matriz de correlación de Pearson para los parámetros del sedimento del río Orinoco

	AF	AM	Lodos	MOT	COT	CaCO ₃	Fe	NT	PAd+PFe	PCa	PD	PO	PT	PI	PBD
AF	1,00	0,30	-0,91	-0,17	-0,17	-0,17	-0,07	-0,35	0,09	0,06	-0,27	-0,08	-0,25	-0,26	-0,06
AM	0,30	1,00	-0,67	-0,05	-0,05	-0,10	0,19	0,21	-0,28	-0,48	-0,31	0,21	-0,27	-0,32	0,14
Lodos	-0,91	-0,67	1,00	0,15	0,15	0,17	-0,03	0,19	0,04	0,16	0,34	-0,03	0,31	0,34	-0,02
MOT	-0,17	-0,05	0,15	1,00	1,00	0,94	0,05	0,33	0,54	0,48	0,87	0,65	0,88	0,87	0,71
COT	-0,17	-0,05	0,15	1,00	1,00	0,94	0,05	0,34	0,54	0,48	0,87	0,65	0,88	0,87	0,71
CaCO ₃	-0,17	-0,10	0,17	0,94	0,94	1,00	0,12	0,39	0,65	0,55	0,85	0,61	0,85	0,85	0,69
Fe	-0,07	0,19	-0,03	0,05	0,05	0,12	1,00	0,20	0,26	-0,24	0,03	0,13	0,05	0,04	0,18
NT	-0,35	0,21	0,19	0,33	0,34	0,39	0,20	1,00	0,05	0,00	0,23	0,19	0,23	0,23	0,19
PAd+PFe	0,09	-0,28	0,04	0,54	0,54	0,65	0,26	0,05	1,00	0,81	0,71	0,33	0,71	0,73	0,51
PCa	0,06	-0,48	0,16	0,48	0,48	0,55	-0,24	0,00	0,81	1,00	0,65	0,17	0,64	0,67	0,33
PD	-0,27	-0,31	0,34	0,87	0,87	0,85	0,03	0,23	0,71	0,65	1,00	0,66	1,00	1,00	0,75
PO	-0,08	0,21	-0,03	0,65	0,65	0,61	0,13	0,19	0,33	0,17	0,66	1,00	0,71	0,65	0,98
PT	-0,25	-0,27	0,31	0,88	0,88	0,85	0,05	0,23	0,71	0,64	1,00	0,71	1,00	1,00	0,80
PI	-0,26	-0,32	0,34	0,87	0,87	0,85	0,04	0,23	0,73	0,67	1,00	0,65	1,00	1,00	0,75
PBD	-0,06	0,14	-0,02	0,71	0,71	0,69	0,18	0,19	0,51	0,33	0,75	0,98	0,80	0,75	1,00

En negrita, valores significativos (fuera diagonal) al umbral $\alpha=0,050$ (prueba bilateral)

TABLA 6. Matriz de correlación de Pearson para los parámetros del sedimento de la laguna de Castellero

	AF	AM	Lodos	MOT	COT	CaCO ₃	Fe	NT	PAd+PFe	P-Ca	P-D	P-O	PT	PI	PBD
AF	1,00	0,54	-0,90	-0,13	-0,45	-0,36	-0,78	-0,65	-0,09	-0,25	-0,34	-0,45	-0,38	-0,35	-0,43
AM	0,54	1,00	-0,85	-0,08	-0,52	-0,37	-0,29	-0,42	-0,64	0,03	-0,86	-0,80	-0,87	-0,87	-0,86
Lodos	-0,90	-0,85	1,00	0,12	0,55	0,42	0,63	0,62	0,39	0,14	0,66	0,69	0,69	0,67	0,72
MOT	-0,13	-0,08	0,12	1,00	0,87	0,93	0,34	0,40	0,26	-0,42	0,15	0,06	0,13	0,15	0,10
COT	-0,45	-0,52	0,55	0,87	1,00	0,97	0,56	0,62	0,51	-0,37	0,53	0,42	0,52	0,52	0,48
CaCO ₃	-0,36	-0,37	0,42	0,93	0,97	1,00	0,55	0,66	0,51	-0,49	0,41	0,24	0,38	0,40	0,31
Fe	-0,78	-0,29	0,63	0,34	0,56	0,55	1,00	0,90	0,36	-0,33	0,38	0,23	0,36	0,38	0,28
NT	-0,65	-0,42	0,62	0,40	0,62	0,66	0,90	1,00	0,65	-0,54	0,43	0,12	0,38	0,43	0,22
PAd+PFe	-0,09	-0,64	0,39	0,26	0,51	0,51	0,36	0,65	1,00	-0,76	0,73	0,29	0,66	0,73	0,44
PCa	-0,25	0,03	0,14	-0,42	-0,37	-0,49	-0,33	-0,54	-0,76	1,00	-0,36	0,14	-0,25	-0,35	0,00
PD	-0,34	-0,86	0,66	0,15	0,53	0,41	0,38	0,43	0,73	-0,36	1,00	0,85	0,99	1,00	0,92
PO	-0,45	-0,80	0,69	0,06	0,42	0,24	0,23	0,12	0,29	0,14	0,85	1,00	0,91	0,85	0,99
PT	-0,38	-0,87	0,69	0,13	0,52	0,38	0,36	0,38	0,66	-0,25	0,99	0,91	1,00	0,99	0,96
PI	-0,35	-0,87	0,67	0,15	0,52	0,40	0,38	0,43	0,73	-0,35	1,00	0,85	0,99	1,00	0,92
PBD	-0,43	-0,86	0,72	0,10	0,48	0,31	0,28	0,22	0,44	0,00	0,92	0,99	0,96	0,92	1,00

En negrita, valores significativos (fuera diagonal) al umbral $\alpha=0,050$ (prueba bilateral)

Interpretación de la posición de las estaciones de muestreo en el plano factorial (F1 x F2) y su clasificación funcional

La interpretación de la distribución de las estaciones de muestreo del río Orinoco y la laguna de Castellero en los cuadrantes del plano factorial (F1 x F2) permitió clasificarlas en diferentes categorías funcionales. En el ACP del río Orinoco (Fig. 3), el cuadrante I (+F1, +F2) reúne a la estación 4, caracterizada por altos contenidos de fósforo biodisponible (PBD), fósforo total (PT), P-O y P-Ad+Fe, junto con COT y CaCO₃. Esta zona crítica se localiza cerca de la desembocadura del río Apurito (estado Guárico) y representa un sector con acumulación activa de fósforo, bajo condiciones que favorecen su retención pero también su posible movilización si se alteran las condiciones redox o el pH. En el cuadrante II (-F1, +F2) se ubican las estaciones 1, 3 y 14, con contenidos moderados de materia orgánica y fósforo total, pero

con bajas concentraciones de fósforo lábil. Estas estaciones corresponden a zonas de transición, donde el fósforo se encuentra en formas más orgánicas o parcialmente estabilizadas, con bajo riesgo de liberación inmediata. Dentro de esta categoría, las estaciones 1 y 3 se sitúan cerca de la desembocadura del río Apure, mientras que la estación 14 se localiza en Punta Brava, aguas abajo de Caicara del Orinoco.

Por otra parte, en el cuadrante III (-F1, -F2) aparecen las estaciones 2, 7, 8, 12 y 13, con escasa asociación a variables activas de fósforo. Estas corresponden a zonas sedimentarias estables y empobrecidas en fósforo, probablemente dominadas por fracciones minerales y con baja actividad biogeoquímica. Se encuentran aguas arriba de la descarga del río Apure (estación 2), en el centro y margen izquierdo del Orinoco (estaciones 7 y 8), así como en el margen derecho próximo a Caicara del Orinoco (12, 13). Por último, en el cuadrante IV (+F1, -F2) se agrupan las estaciones 5, 6, 9, 10 y 11, asociadas a formas de fósforo refractarias (P-D y PI), junto con contenidos moderados de COT. Estas estaciones funcionan como sumideros geoquímicos, donde el fósforo queda retenido en matrices minerales, con baja movilidad, aunque con potencial de liberación bajo condiciones reductoras o perturbaciones. Los sumideros se ubican en el margen izquierdo del río, cerca de Cabruta, estado Guárico (estaciones 5 y 6), y en el margen derecho de Caicara del Orinoco (estaciones 9, 10, 11). En conjunto, el patrón de distribución del ACP en el Orinoco muestra que la especiación del fósforo está dominada por formas inorgánicas y detríticas (PI, P-D), vinculadas a condiciones sedimentarias estables; sin embargo, se identifican zonas críticas (como la estación 2) con acumulación de fósforo biodisponible, lo que representa un riesgo ambiental potencial en caso de alteraciones físico-químicas. Esta situación evidencia una marcada heterogeneidad geoquímica y una distribución espacial muy dispersa, en concordancia con la alta dinámica hidrológica fluvial del sistema.

En la laguna de Castellero, el cuadrante (+F1, +F2) reúne a la estación 3, que combina formas activas de fósforo (PBD, P-O, PT) con componentes estructurales como COT y CaCO_3 . Esta zona crítica, localizada cerca de la laguna La Tejita, refleja un sector impactado antropogénicamente, donde coexisten procesos de acumulación activa y de mineralización de materia orgánica, con potencial de liberación de fósforo. El cuadrante (-F1, +F2) incluye las estaciones 1 y 6, que presentan contenidos moderados de materia orgánica y algunas fracciones de fósforo, aunque con baja biodisponibilidad. Estas estaciones representan zonas intermedias, donde el fósforo se encuentra más estabilizado en formas orgánicas o detríticas. La zona de transición (1, 6) se ubica en el sector nororiental. En el cuadrante (-F1, -F2) por otra parte, se encuentran las estaciones 5, 7 y 9, que corresponden a zonas pobres en fósforo y otros componentes reactivos. Estos sedimentos, localizados en el sector oriental, son inertes y con baja capacidad de reciclaje interno. Finalmente, en el cuadrante IV (+F1, -F2) aparecen las estaciones 2 y 4, con altas concentraciones de PI, P-D, COT y PBD, aunque pobremente asociadas a materia orgánica total. Estas estaciones se interpretan como sumideros geoquímicos activos, donde el fósforo se encuentra retenido en fases minerales o adsorbidas, con riesgo moderado de liberación. Los sumideros (2, 4) se localizan en la región suroccidental de la laguna.

La disposición funcional de las estaciones en la laguna de Castellero tiene implicaciones limnológicas relevantes para la gestión de la cuenca. La comparación entre ambos ecosistemas refleja contrastes significativos en sus mecanismos de retención y liberación de fósforo, lo que resulta fundamental para el manejo de nutrientes, la modelación de ciclos biogeoquímicos y la evaluación del riesgo de eutrofización en sistemas acuáticos tropicales. En la TABLA 7 se presenta una comparación que resume las categorías funcionales de las estaciones de muestreo en el río Orinoco y la laguna de Castellero.

DISCUSIÓN

La especiación geoquímica del fósforo ofrece información crítica sobre su movilidad potencial y disponibilidad biológica. Los patrones diferenciados de especiación del fósforo observados entre el río Orinoco y la laguna de Castellero ilustran claramente el papel modulador de la geoquímica sedimentaria sobre la retención y biodisponibilidad de nutrientes en sistemas acuáticos tropicales. Las aguas provenientes de las provincias de Imataca, Pastora, Cuchivero y Roraima en el escudo Guayanes, así como las

provenientes de la cordillera de los Andes, los Llanos y la Cordillera de la Costa, hacen que el río Orinoco y sus planicies de inundación presenten ecosistemas complejos debido a su mineralogía, tipo y transporte de sedimentos, y la influencia de actividades antropogénicas (MÁRQUEZ *et al.* 2010; MÁRQUEZ *et al.* 2018; MÁRQUEZ & LEMUS 2020).

Desde una perspectiva limnológica y geoquímica, los resultados obtenidos evidencian patrones funcionales contrastantes entre el sistema lótico del río Orinoco y el sistema léntico de la laguna de Castellero, en cuanto a la especiación y biodisponibilidad del fósforo en sus sedimentos superficiales. En primer lugar, se constató que el río Orinoco presenta una matriz sedimentaria dominada por fracciones gruesas, mientras que la laguna de Castellero está caracterizada por una sedimentación más fina (lodos); estas partículas de grano fino provienen en su mayoría de la descarga del río Apure, el cual desemboca en el Orinoco Medio, y tiene influencia sobre Caicara del Orinoco (MÁRQUEZ *et al.* 2008, 2010). Es importante señalar que los sedimentos finos, tales como los lodos, tienen mayor capacidad de adsorber fósforo debido a su mayor área superficial y contenido de materia orgánica y óxidos de Fe y Al (CHENG *et al.* 2020; MONTE *et al.* 2023).

Esta diferenciación textural se refleja en dinámicas contrastantes de retención y liberación de fósforo en los dos ecosistemas analizados, en concordancia con lo reportado en la literatura especializada (SØNDERGAARD *et al.* 2003; MONTE *et al.* 2023). En el Orinoco, los sedimentos presentan mayores concentraciones de fósforo total e inorgánico, aunque en su mayoría se encuentran inmovilizados, como lo indica el bajo nivel de fósforo biodisponible. La predominancia de fósforo inorgánico y detrítico, junto con el escaso contenido de materia orgánica y la textura arenosa característica, corresponde al patrón de sistemas exportadores, en los cuales las fracciones menos reactivas dominan el reservorio sedimentario y limitan el riesgo de reciclaje interno (LIMA *et al.* 2022; ROCHA *et al.* 2024).

TABLA 7. Comparación de las categorías funcionales de las estaciones de muestreo (río Orinoco y la laguna de Castellero)

Ecosistema	Categoría funcional	Estaciones	Criterios limnológicos y geoquímicos
R. Orinoco	● Zona crítica (acumulación activa + riesgo de liberación interna)	4	Asociada a altas concentraciones de PBD, P-O, PT, P-Ad+Fe, con MOT, COT y CaCO ₃ . Alta reactividad y movilización potencial del fósforo.
	● Zonas transicionales (acumulación parcial, riesgo moderado)	1,3,14	Contenido intermedio de fósforo (especialmente P-O), materia orgánica moderada, ubicadas entre zonas críticas y sumideros.
	● Zonas estables (baja concentración y baja biodisponibilidad)	2, 7, 8, 12, 13	Escasa asociación con formas activas de fósforo. Dominancia de sedimentos pobres en MO, ricos en arenas o minerales inertes.
	● Sumideros geoquímicos (retención inorgánica, baja movilidad)	5, 6, 9, 10, 11	Fósforo mayormente en formas inorgánicas (PI) y detríticas (P-D), con COT moderado. Retención geoquímica estable y baja biodisponibilidad.
L. Castellero	● Zona crítica (acumulación activa + riesgo de liberación interna)	3	Alta carga de PBD, P-O, PT, con CaCO ₃ y COT. Condiciones favorables para liberación interna bajo anoxia o fluctuaciones redox.
	● Zonas transicionales (acumulación parcial, riesgo moderado)	1,6	Moderada carga de P-O y PI, presencia de MOT y NT. Procesos de acumulación orgánica en fase intermedia de transformación.
	● Zonas estables (baja concentración y baja biodisponibilidad)	5,7	
	● Sumideros geoquímicos (retención inorgánica, baja movilidad)	2,4	Elevado contenido de P-D, PI y COT, sin alta biodisponibilidad. Fósforo estabilizado en formas refractarias o minerales.

En contraste, la composición sedimentaria de la laguna de Castellero favorece la retención de fósforo en formas móviles, en particular fósforo orgánico y biodisponible. Aunque el contenido de fósforo total es menor que en el Orinoco, se observa un claro predominio de fracciones activas y de alta disponibilidad, con valores elevados de PBD. Esta alta proporción de PBD sustenta la clasificación de la laguna como un sistema retentivo (CAVALCANTE *et al.* 2018; CUI *et al.* 2019; MOURA *et al.* 2019), con una marcada vulnerabilidad a procesos de eutrofización interna. En contraste, el Orinoco, con una estructura geoquímica más estable, se caracteriza como un sistema exportador y de transporte de fósforo (SHEN *et al.* 2023; URY *et al.* 2023). Cabe destacar que el fósforo acumulado en los sedimentos puede constituir una fuente interna persistente, incluso si se reducen las cargas externas (CAVALCANTE *et al.* 2018; FILIPPELLI 2022). Además, factores hidrológicos como el tiempo de residencia del agua y la intensidad del flujo influyen de manera decisiva en la eficiencia de retención: caudales altos pueden movilizar el fósforo y transformar los sumideros en fuentes temporales (SHEN *et al.* 2023; URY *et al.* 2023).

La relación N/P más alta observada en el río Orinoco, en contraste con la laguna de Castellero, es indicativa de una mayor limitación relativa de fósforo en el sistema fluvial. En la laguna, por el contrario, la baja relación N/P sugiere que el fósforo puede ser reciclado con mayor eficiencia (RINALDÍ *et al.* 1992). En ambos ecosistemas, la relación C/N refleja un predominio de materia orgánica alóctona de origen terrestre, asociada a la degradación de plantas superiores, caracterizadas por su mayor riqueza en carbono (MEYERS 1994). Asimismo, la elevada proporción COT/P-O registrada en el Orinoco frente a la laguna no solo evidencia la eficiencia en la transformación de carbono hacia fósforo orgánico, sino que también confirma la influencia de aportes alóctonos de origen terrestre, a los que se suma un componente antropogénico (PENG *et al.* 2019).

La composición y dinámica biogeoquímica de los sedimentos difiere de manera marcada entre ambos sistemas. En el río Orinoco se observa una mayor carga total de fósforo, aunque con una fracción biodisponible más reducida. Este comportamiento limita la movilidad del fósforo hacia la columna de agua y, en términos funcionales, consolida al Orinoco como un sumidero de este nutriente, donde predomina la retención geoquímica frente al reciclaje interno. De este modo, el potencial de liberación interna de fósforo es bajo, salvo que se produzcan alteraciones en las condiciones redox o disturbios sedimentarios de gran magnitud (CUI *et al.* 2019; MOURA *et al.* 2019). En contraste, la laguna de Castellero favorece los procesos de reciclaje y movilización interna, resultado de su mayor proporción de lodos, de materia orgánica y de posibles condiciones de oxigenación más limitada. HILLBRICHT-ILKOWSKA (2004) y SANTOS *et al.* (2015) señalan que los cuerpos lóticos presentan una alta variabilidad funcional, ya que pueden alternar entre comportarse como sumideros o como fuentes, en función de factores clave como la velocidad de flujo, el oxígeno disuelto, la carga de fósforo y la geomorfología.

La diferenciación funcional de ambos ecosistemas, identificada a través de la distribución espacial de las estaciones, y analizada mediante componentes principales, los cuales reflejaron varianzas acumulativas que permitieron una adecuada representación bidimensional de la estructura multivariada de los datos (JOLLIFFE & CADIMA 2016), confirma también la capacidad diagnóstica de las fracciones de fósforo para caracterizar la estabilidad geoquímica y el riesgo trófico de los sedimentos. En este contexto, las formas inmovilizadas de fósforo, como el fosfato adsorbido a óxidos de hierro (PAd+Fe) y el fosfato cálcico autigénico (P-Ca), evidencian en el río Orinoco una estructuración funcional dirigida hacia la retención geoquímica de nutrientes.

El contenido de hierro (Fe), significativamente mayor en el Orinoco, sugiere una elevada capacidad para retener fósforo mediante la formación de complejos Fe-P (PAd+Fe). Sin embargo, el hecho de que la concentración de fósforo adsorbido (PAd+Fe) sea prácticamente igual en ambos sistemas apunta a la influencia de factores como las limitaciones de pH, la actividad redox o la competencia con la materia orgánica en la formación de complejos estables (WANG *et al.* 2019; ZHANG *et al.* 2026). Un aspecto notable es que, a pesar de la mayor abundancia de hierro en el Orinoco, las concentraciones de P-Fe se mantienen

similares a las de la laguna. Esta aparente paradoja podría explicarse por la saturación de los sitios de adsorción o por la prevalencia de formas férricas no reactivas, lo cual reduciría la capacidad de secuestro de fósforo incluso en condiciones de abundancia de Fe (WANG *et al.* 2019).

Cabe destacar que los sedimentos ricos en fósforo asociado a hierro y aluminio (Fe/Al-P) son especialmente propensos a liberar este nutriente bajo condiciones anóxicas, ya que estas formas, sensibles a los cambios de oxidación-reducción, se vuelven biodisponibles cuando los óxidos de Fe y Al se reducen (CAVALCANTE *et al.* 2018; MOURA *et al.* 2019; PAPERÀ *et al.* 2021; LONG *et al.* 2023). En contraste, el fósforo unido al calcio (Ca-P) es más estable y presenta una menor probabilidad de liberación (CAVALCANTE *et al.* 2018; MOURA *et al.* 2019; LIMA *et al.* 2022).

Todas las fracciones de fósforo (P) se agrupan en el componente F1, en asociación con lodos, materia orgánica total y carbono orgánico total en la laguna de Castellero. Esto sugiere una integración funcional entre las matrices finas, las fracciones orgánicas y las formas móviles de P. La correlación positiva entre estas fracciones y los niveles de materia orgánica e hierro indica una mayor sensibilidad del sistema a los procesos redox y anóxicos, en los cuales el hierro férrico puede reducirse y liberar el fósforo previamente adsorbido (CAVALCANTE *et al.* 2018; MOURA *et al.* 2019). En esta línea, DA SILVA *et al.* (2024) estudiaron la estacionalidad ambiental en la biodisponibilidad de P en un río intermitente del noreste de Brasil y sus implicaciones para la dinámica de nutrientes en estuarios aguas abajo. Los autores concluyeron que las fracciones predominantes de P estaban asociadas con óxidos de hierro, silicatos y materia orgánica refractaria, cuya disponibilidad depende de las variaciones hidrológicas.

Por su parte, el eje F2 del análisis de componentes principales (ACP) refleja un gradiente de actividad biogeoquímica y de precipitación química, especialmente vinculado con fosfatos cálcicos (P-Ca) y materia orgánica en descomposición. Este eje también permite identificar diferencias granulométricas y composicionales adicionales, asociadas con arenas y lodos que pueden convertirse en fuente de fósforo mediante procesos de mineralización (CAVALCANTE *et al.* 2018; MOURA *et al.* 2019; LIMA *et al.* 2022). Tales dinámicas implican un riesgo ecológico relevante bajo condiciones de estratificación térmica o disturbios hidrológicos, en los que los sedimentos actúan como fuentes secundarias de fósforo. Estos resultados coinciden con observaciones previas en sistemas lénticos tropicales, donde la acumulación de materia orgánica y la escasa recirculación hidrológica se han relacionado con un mayor riesgo de liberación interna de nutrientes (SANTOS *et al.* 2015; VARMA & JHA 2024).

Este comportamiento se confirma por las correlaciones positivas entre las fracciones biodisponibles y las variables orgánicas y texturales en la laguna, en contraste con las correlaciones negativas detectadas en el Orinoco. Asimismo, la elevada relación COT/P-O registrada en el Orinoco apunta a una materia orgánica más refractaria, mientras que los valores más bajos en la laguna sugieren una mayor reactividad y potencial de mineralización, lo que favorece la liberación interna de fósforo (LI *et al.* 2021; PRASATH *et al.* 2021). En concordancia, SHOU *et al.* (2024) destacan que un alto contenido de materia orgánica potencia la actividad microbiana, impulsando cambios redox que facilitan la liberación de P, sobre todo en ambientes cálidos y tropicales.

Finalmente, las relaciones molares N/P refuerzan estas diferencias tróficas. El río Orinoco muestra una relación cercana a la estequiometría de Redfield, lo cual indica una condición más equilibrada o incluso limitada por fósforo. En contraste, la laguna presenta una relación N/P baja, caracterizándose como un sistema dominado por el control del fósforo y, por tanto, vulnerable a procesos de eutrofización interna (RINALDI *et al.* 1992). La correlación entre lodos, fósforo total (PT) y fósforo biodisponible (PBD) refuerza la idea de que este nutriente se acumula preferentemente en sedimentos finos, probablemente debido a procesos de retención físico-química y a una menor resuspensión (LI *et al.* 2019; ROCHA *et al.* 2024). La liberación de PBD en aguas superficiales estimula la producción primaria (DA SILVA *et al.* 2024; VARMA & JHA. 2024; MA & CHEN 2025), aunque un exceso sostenido durante varias décadas puede deteriorar

la calidad del agua, incluso si se reduce el aporte externo de fósforo (FILIPELLI 2022). DA SILVA *et al.* (2024) demostraron que la estacionalidad influye en la biodisponibilidad de P en algunos ríos brasileños, principalmente a través de fracciones orgánicas como los ácidos húmicos y la materia orgánica refractaria, que actúan como fuentes relevantes de fósforo en el sistema acuático. Además, encontraron que el fósforo intercambiable es mayor en los periodos de sequía y de flujo que en los de re-humedecimiento, mientras que el fósforo asociado a ácidos húmicos y carbonatos muestra la tendencia opuesta. No obstante, este comportamiento se registró en ríos de menor caudal que el Orinoco.

Aunque no se evidenció eutrofización en el río Orinoco ni en la laguna de Castellero (IEP <1; PT < 600 mg/l; MACDONALD *et al.* 2000; BATURIN 2003; WANG *et al.* 2013), ni contaminación por materia orgánica total (MOT < 20%; PÁEZ-OSUNA *et al.* 1984), se identificaron zonas críticas con alto riesgo de liberación interna de fósforo. Estas áreas requieren monitoreo constante, ya que podrían activar procesos de retroalimentación positiva de eutrofización bajo condiciones anóxicas o cambios estacionales que movilicen el fósforo desde el sedimento hacia la columna de agua (SØNDERGAARD *et al.* 2001, 2003; PAPERÀ *et al.* 2021; LONG *et al.* 2023). También se delimitaron zonas transicionales, que actúan como interfases funcionales con riesgo moderado y alta sensibilidad a cambios hidrológicos o redox, y zonas estables con bajos contenidos de fósforo y materia orgánica, dominadas por fracciones refractarias o inertes. Estas últimas funcionan como depósitos pasivos, con escaso papel en el reciclaje de nutrientes, aunque pueden volverse fuentes activas en caso de disturbios intensos (MOURA *et al.* 2019; LIMA *et al.* 2022). En este sentido, los sumideros geoquímicos mantienen el fósforo retenido por largos periodos en formas no lábiles, con bajo impacto inmediato. Todas estas observaciones se resumen en la TABLA 7.

Los cuerpos lénticos se comportan mayoritariamente como sumideros, aunque pueden convertirse estacionalmente en fuentes de fósforo. Factores como el tipo de sedimento, la anoxia, el tamaño del grano y la temperatura son determinantes. Estos ambientes presentan una mayor propensión a la carga interna de fósforo debido a la estratificación, la acumulación de sedimentos finos ricos en materia orgánica y la falta de oxígeno. La liberación de fósforo en ellos suele ser episódica y alcanzar su máxima intensidad durante periodos cálidos y con bajo oxígeno disuelto (CAVALCANTE *et al.* 2018; MOURA *et al.* 2019; PAPERÀ *et al.* 2021; YIN *et al.* 2023). Por el contrario, en los cuerpos lóticos la funcionalidad es más variable: pueden alternar entre sumideros y fuentes de fósforo en función de la velocidad del agua, el oxígeno disuelto, la carga de fósforo y la geomorfología.

En tramos contaminados, sobre todo en verano, estos sistemas tienden a exportar fósforo, modulando su papel de sumidero o fuente según las condiciones locales (HILLBRICHT-ILKOWSKA 2004; SANTOS *et al.* 2015). En regiones tropicales, la temperatura y la edad del reservorio son factores adicionales que influyen en la acumulación y liberación de fósforo (MOURA *et al.* 2019; SHEN *et al.* 2023). En general, en estos cuerpos de agua la liberación de fósforo es más dinámica y depende del caudal, la resuspensión de sedimentos y los aportes externos. Mientras los sedimentos más gruesos y oxigenados limitan la liberación, aquellos contaminados o ricos en materia orgánica pueden seguir actuando como fuentes significativas de fósforo (SANTOS *et al.* 2015; LI *et al.* 2021; MONTE *et al.* 2023).

El patrón de concentración promedio de las especies de fósforo ($\mu\text{g/g}$) registrado en el río Orinoco coincide con lo reportado por MÁRQUEZ *et al.* (2014, 2018) en la zona de descarga hacia el Atlántico (P-detrítico 2,63; P-orgánico 1,52; P-adsorbido + P-asociado a óxidos 0,3 > autigénico 0,18; PBD 1,82; Golfo de Paria y costa atlántica venezolana), aunque difiere de lo encontrado por MÁRQUEZ *et al.* (2016) en el río Cuchivero, afluente del Orinoco [P-O 48,79 > P-Ad + P-Fe 6,16 > P-D 4,21]. En la laguna de Castellero, en cambio, las concentraciones muestran un gradiente de distribución distinto.

En conjunto, los hallazgos de esta investigación permiten concluir que el sistema fluvial del Orinoco exhibe una estructuración funcional orientada a la inmovilización de nutrientes, principalmente a través de procesos de adsorción y precipitación mineral. Por su parte, la laguna de Castellero evidencia

una integración funcional entre matrices sedimentarias y procesos biogeoquímicos que favorecen la acumulación y la potencial liberación interna de fósforo hacia la columna de agua. Esto la convierte en un sistema que requiere especial atención, dado que podría transformarse en una fuente interna de fósforo durante episodios de desoxigenación, incremento del metabolismo microbiano o variabilidad estacional.

La dinámica de retención, acumulación y movilización del fósforo resulta clave para comprender los flujos de nutrientes y sus efectos sobre la calidad del agua. Los mecanismos de retención y liberación descritos en este trabajo para ambos ecosistemas se ilustran en la Fig.5. Finalmente, la aplicación de la especiación geoquímica del fósforo a los sedimentos del Orinoco y de la laguna de Castellero no solo aporta una herramienta para evaluar el estado trófico potencial, sino que también ofrece una base funcional para la gestión diferenciada de sedimentos en contextos fluviales y lacustres. Este estudio, pionero en su tipo en el río Orinoco y sus lagunas del plano inundable, destaca la necesidad de incluir el análisis de fracciones de fósforo y variables sedimentarias en los programas de monitoreo ambiental, especialmente en regiones tropicales donde los cambios climáticos e hidrológicos pueden aumentar la vulnerabilidad de los ecosistemas a procesos de eutrofización tanto sostenida como episódica.

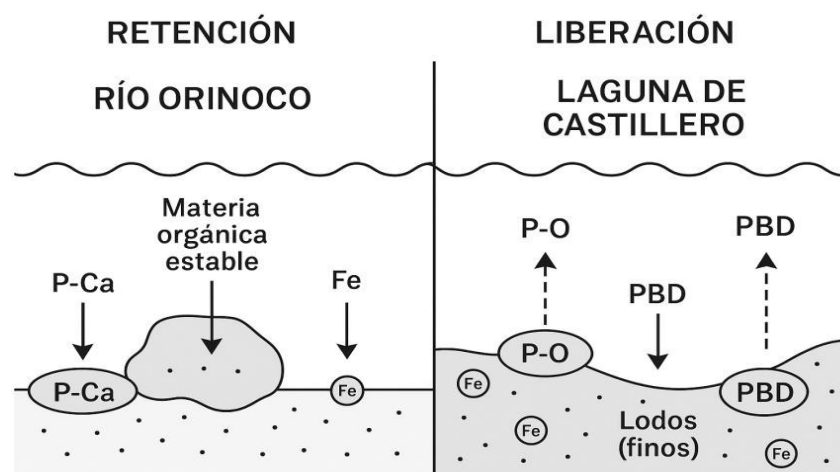


Fig. 5. Mecanismos de retención-liberación de P, propuestos para los sedimentos del río Orinoco y la laguna de Castellero (imagen creada con IA; CHATGPT 4.0)

CONCLUSIONES

En conjunto, los resultados muestran un comportamiento dual: el río Orinoco concentra principalmente fracciones inorgánicas de P no lábiles, actuando como un sistema orientado a la retención geoquímica del fósforo. En la laguna de Castellero dominan las fracciones móviles que permiten acumular y potencialmente liberar fósforo internamente. Esta diferenciación funcional tiene implicaciones clave para el monitoreo y manejo de ambos ecosistemas, y destaca la utilidad del análisis multivariado con enfoque espacial como herramienta diagnóstica para priorizar zonas de intervención. La condición de sumidero o fuente puede variar rápidamente según las condiciones ambientales, la historia de cargas de fósforo y la estructura sedimentaria, lo que refuerza la necesidad de una gestión adaptativa y diferenciada para cada sistema.

AGRADECIMIENTOS

Agradecimiento al Departamento de Oceanografía del Instituto Oceanográfico de Venezuela; al Departamento de Química, Escuela de Ciencias, Universidad de Oriente, Núcleo Sucre, y al Instituto Limnológico, Universidad de Oriente, Núcleo Bolívar por todo el apoyo en la realización de esta investigación. Los datos de esta investigación forman parte de la tesis de Licenciatura en Química desarrollada por la Bachiller Joselyn Milagros Antonieta Acosta Núñez, denominada: Especiación química de fósforo y su relación con parámetros geoquímicos, en sedimentos superficiales del río Orinoco y la laguna de Castellero, Venezuela.

REFERENCIAS

- ANDERSON, L. & M. DELANEY. 2000. Sequential extraction and analysis of phosphorus in marine sediments: Streamlining of the SEDEX procedure. *Limnol. Oceanogr* 45(2): 509-515.
- BAKIK, S. K., S. BRAMHA, T. K. BASTIA, D. BEHERA, M. KUMAR, P. K. MOHANTY & P. RATH. 2019. Characteristics of geochemical fractions of phosphorus and its bioavailability in sediments of a largest brackish water lake, South Asia. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 19: 370-382. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.02.002>
- BATURIN, G. N. 2003. Phosphorus cycle in the ocean. *Lithol. Miner. Resou.* 38(2): 101-119. <https://doi.org/10.1023/A:1023499908601>
- CAO, Y., J. ZHU., Z. GAO., S. LI., Q. ZHU., H. WANG. & Q. HUANG. 2023. Dinámica espacial y evaluación de riesgos del fósforo en el continuo sedimentario fluvial (cuenca del río Qinhuai, China). *Environ. Sci. Pollut. Res.* 30: 1-16. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-31241-w>
- CAVALCANTE, H., F. ARAÚJO., N. NOYMA. & V. BECKER. 2018. Phosphorus fractionation in sediments of tropical semiarid reservoirs. *Sci. Total Environ.* 619-620: 1022-1029. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.204>
- CUI, H., Y. OU., L. WANG., H. WU., B. YAN. & Y. LI. 2019. Distribution and release of phosphorus fractions associated with soil aggregate structure in restored wetlands. *Chemosphere.* 223: 319-329. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.046>.
- DA SILVA. A. E. B., H. M. QUEIROZ., D. P. DE OLIVEIRA., G. N. NÓBREGA., T. M. PEREIRA., P. DE FREITAS LIMA., D. BARCELLOS., C. F. REZENDE. & T. OSORIO FERREIRA. 2024. Efectos de la dinámica hidrológica en el control de la biodisponibilidad de fósforo en ríos intermitentes e implicaciones para los estuarios. *Front. Water.* 6:1286968. <https://doi.org/10.3389/frwa.2024.1286968>
- EBRAHIMI, E., H. ASADI., M. RAHMANI. & H. BAYAT. 2024. Tracing of phosphorus in river sediments using the structural equation modeling. *Water. pract. Technol.* 19 (10): 3941–3955. <https://doi.org/10.2166/wpt.2024.245>
- FAN, W., J. ZHOU., P. YUAN., H. ZHANG., F. WANG., D. LIU. & Y. DONG. 2023. Identifying the roles of major phosphorus fractions in REY enrichment of Pacific deep-sea sediments using sequential extraction and mineralogical analysis. *Ore Geol. Rev.* 157: 105430. <https://doi.org/10.1016/j.oregeorev.2023.105430>
- FILIPPELLI, G. M. 2022. Phosphorus and life on a water world. *Geophys. Res. Lett.* 49: e2021GL097346. <https://doi.org/10.1029/2021GL097346>
- GONZÁLEZ, H. & M. RAMÍREZ. 1995. The effect of nickel mining and metallurgical activities on the distribution of heavy metals in Levisa Bay, Cuba. *J. Geochem. Explor.* 52(1-2): 183-192.
- HILLBRICHT-ILKOWSKA, A. 2004. The dynamics and retention of phosphorus in lentic and lotic patches of two river-lake systems. *Hydrobiology.* 251: 257-268. <https://doi.org/10.1007/BF00007185>
- JOHNSON, R. A. & D. W. WICHERN. 1992. *Análisis estadístico multivariante aplicado*. Ed. Prentice Hall International, New Jersey, USA. 642 pp.
- JOLLIFFE, I. T. & J. CADIMA. 2016. Principal component analysis: A review and recent developments. *Philos. Trans. R. Soc. A* 374(2065): 20150202. <https://doi.org/10.1098/rsta.2015.0202>
- LEWIS, B. & W. LANDING. 1992. The investigation of dissolved and suspended particulate trace metals fractionation in the Black Sea. *Mar. Chem* 40: 105-141.

- LI, X., M. GUO., X. DUAN., J. ZHAO., Y. HUA., G. ZHOU., G. LIU. & D. DIONYSIOU. 2019. Distribution of organic phosphorus species in sediment profiles of shallow lakes and its effect on photo-release of phosphate during sediment resuspension. *Environ. Inter.* 130: 104916. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.104916>
- LI, R., L. GAO., Q. WU., Z. LIANG., L. HOU., Z. YANG., J. CHEN., T. JIANG., A. ZHU. & M. LI. 2021. Release characteristics and mechanisms of sediment phosphorus in contaminated and uncontaminated rivers: A case study in South China. *Environ. Pollut.* 268 Pt A: 115749. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115749>
- LI, C., J. SHEN, J. FENG, L. CHI. & X. WANG. 2024. Variations of phosphorus in sediments and suspended particulate matter of a typical mesotrophic plateau lake and their contribution to eutrophication. *Sci. Rep.* 14: 26551. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-77866-w>
- LIMA, D., R. MENEZES. & F. ARAÚJO. 2022. Fracciones de fósforo y su disponibilidad en los sedimentos de ocho embalses semiáridos tropicales. *Soils Sediments.* 22: 982-993. <https://doi.org/10.1007/s11368-021-03128-1>
- LOH, P. S., J. HE., S. FENG., Y. WANG., Z. CHEN., C. GUO., S. HE., X.G. CHEN., A.M. JIN., Y. SUN., J. CHEN., J. ZHAO., Z. LI. & J. CHEN. 2024. Chemical speciation and preservation of phosphorus in sediments along the southern coast of Zhoushan Island. *Water.* 16: 2225. <https://doi.org/10.3390/w16162225>
- LONG, Z., Z. JI. & Y. PEI. 2023. Características y distribución del fósforo en sedimentos superficiales de un lago poco profundo. *Rev. Cienc. Ambient.* 124, 50-60. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.10.012>
- MA, T. & X. CHEN. 2025. Time series analysis for the adaptive prediction of total phosphorus in the Yangtze River: a machine learning approach. *Water.* 17(4):603. <https://doi.org/10.3390/w17040603>
- MACDONALD, D. D., C. G. INGERSOLL. & T. A. BERGER. 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39(1): 20-31. <https://doi.org/10.1007/s002440010075>
- MAGDY, S., E. DEGHADY., M. KHALIL, S. DRAZ. & G. EL-SAID. 2024. Short-term anomalous ecotoxicity and ecological risks from phosphorus in the surface sediments in Rosetta and Damietta Estuaries, East Mediterranean Egypt. *Egypt. J. Aquat. Res.* 458-471 <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2024.09.008>
- MAHMOOD, M., J. WANG., S. MEHMOOD AHMED., A. AYYOUB., M. F. SELEIMAN., A.S. ELRYS., A.S.M. ELNAHAL., A. MUSTAFA, X. WEI. & W. LI. 2025. Estudio sobre la biología vegetal relacionada con la dinámica del fósforo. *BMC Plant Biology.* 25:62. <https://doi.org/10.1186/s12870-025-06092-x>
- MÁRQUEZ, A., G. MARTÍNEZ, W. SENIOR., J. CASTAÑEDA. & Á. GONZÁLEZ. 2008. Concentraciones de metales en sedimentos y tejidos musculares de algunos peces de la Laguna de Castellero, Venezuela. *Rev. Cient. FCV-LUZ* 18(2): 1-13
- MÁRQUEZ, A., G. MARTÍNEZ., W. SENIOR., J. CASTAÑEDA. & Á. GONZÁLEZ. 2010. Metales pesados en las aguas superficiales y sedimentos del río Apure en su confluencia con el río Orinoco, Venezuela. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela.* 49(1): 3-16.
- MÁRQUEZ, A., L. GUILLOT., W. SENIOR., G. MARTÍNEZ. & Á. GONZÁLEZ. 2014. Chemical speciation of phosphorus in surface sediments of the Gulf of Paria and the Venezuelan Atlantic coast. *Bol. Inst. Oceanogr. Venezuela.* 53 (1): 111-122. 2014
- MÁRQUEZ, A., G. MARTÍNEZ., W. SENIOR. & Á. GONZÁLEZ. 2016. Phosphorus speciation in surface sediments of a tropical Venezuelan river and its possible impact on the ecosystem. *Ciencia.* 24(2): 121-134.

- MÁRQUEZ, A., L. GUILLOT., D. HERNÁNDEZ, A. BENÍTEZ, W. SENIOR., I. FERMÍN., R. DE LA CRUZ & Á. GONZÁLEZ. 2018. Chemical speciation and bioavailability of phosphorus in recent sediments from the Gulf of Paria, Venezuela. *Equilibrium*. 2: 50-66.
- MÁRQUEZ, A. & A. LEMUS. 2020. *Riesgos ambientales por metales pesados en los sedimentos del río Orinoco*. En: *Ríos en riesgo de Venezuela*. Ed. Rodríguez Olarte, D., Barquisimeto, Venezuela. (3): 57-76 pp.
- MAURYA, P., R. KUMARI., J. SOLANKI. & R. RANJAN. 2024. Fraccionamiento geoquímico, biodisponibilidad y determinación del riesgo ecológico del fósforo en sedimentos superficiales y centrales de manglares, costa occidental de la India. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 31(25):37444-37464. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33705-z>
- MEYERS, P. A. 1994. Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chem. Geol* 114(3-4): 289-302. [https://doi.org/10.1016/0009-2541\(94\)90059-0](https://doi.org/10.1016/0009-2541(94)90059-0)
- MONTE, C., A. RODRIGUES, A., M. SILVA., L. FERREIRA, G. MONTE, C. SILVEIRA., R. CORDEIRO. & W. MACHADO. 2023. Evaluación de la eutrofización por removilización de fósforo tras la resuspensión de sedimentos costeros de un estuario tropical urbano. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 30: 65500-65511. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-27099-7>
- MORA-POLANCO, A., L. SÁNCHEZ., C. CALDERÓN., C. LASSO ALCALÁ. & C. M. ROMERO. 2007. Parámetros fisicoquímicos de algunos cuerpos de agua adyacentes a la confluencia de los ríos Orinoco y Ventuari, estado Amazonas, Venezuela. *Bol. Cent. Invest. Biol.* 41(1): 44-59.
- MOURA, D., I. NETO., A. CLEMENTE., S. OLIVEIRA., C. PESTANA., M. DE MELO. & J. CAPELO-NETO. 2019. Modeling phosphorus exchange between bottom sediment and water in tropical semiarid reservoirs. *Chemosphere*. 246: 125686. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125686>
- MUDROCH, A. & J. M. AZCUE. 1995. *Manual of aquatic sediments sampling*. Ed. Lewis Publishers, Boca Raton, USA. 209 pp.
- MULLUNGAL, M. N., S. THALAYAPPIL, S. PEEDIYAKKATHODI., P. M. SALAS., C. H. SUJATHA., C. SUKUMARAN. & R. KUMAR. 2022. Vertical distribution of phosphorous fractions and bioavailability of the nutrient in the southern Indian Ocean. *Int. J. Environ. Res.* 16: 77. <https://doi.org/10.1007/s41742-022-00448-z>
- MURPHY, J. & J. RILEY. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta.* 27: 31-36. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5)
- OH, H. & J. CHOI. 2023. Variaciones en las fracciones de fósforo en sedimentos y su liberación según la precipitación en el río Han, Corea del Sur. *J. Soils Sediments.* 23: 2284-2297. <https://doi.org/10.1007/s11368-023-03459-1>
- OPEN AI. 2025. ChatGPT (Versión 4.0) [Modelo grande de lenguaje]. <https://Chat.openai.com>
- PÁEZ-OSUNA, F., M. FONG-LEE. & H. FERNÁNDEZ-PÉREZ. 1984. Comparación de tres técnicas para analizar materia orgánica en sedimentos. *An. Inst. Ciencias del Mar y Limnol UNAM*. México. 11 (1): 257-264.
- PAPERNA, J., F. ARAÚJO. & V. BECKER. 2021. Sediment phosphorus fractionation and flux in a tropical shallow lake. *Acta Limnol. Bras.* 33 (5). <https://doi.org/10.1590/S2179-975X9020>
- PENG, Y., Z. WANG., J. FAN., Y. WANG. & S. XU. 2019. Distribution of phosphorus species and their release risks in the middle and lower reaches of the Yellow River. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 180: 71-78. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2019.04.058>

- PRASATH, B., A. LIN, Y. SU., C. SHE., H. LIN., C. ZHANG. & H. YANG. 2021. Adsorption-release characteristics of phosphorus and the community of phosphorus accumulating organisms of sediments in a shallow Lake. *Sustainability*. 13 (20): 11501. <https://doi.org/10.3390/su132011501>
- PU, J., S. WANG., Z. NI., Y. WU., X. LIU. & T. WU. 2020. Implications of phosphorus partitioning at the suspended particle-water interface for lake eutrophication in China's largest freshwater lake, Poyang Lake. *Chemosphere*. 263: 128334. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.128334>
- RAHMAN, M. S., S. ONODERA, M. SAITO., T. ISHIDA., K. WANG., T. HOSONO. & Y. UMEZAWA. 2024. Phosphorus speciation in coastal sediment of Osaka Bay: Relation to anthropogenic phosphorus loading. *Environ. Res. Lett.* 19: 094020. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ad66e5>
- RINALDI, A., G. MONTANARI., A. GHETTI., C. FERRARI. & A. FERRARI. 1992. *Marine coastal eutrophication. Eutrophy and dystrophy in the Goro lagoon*. Ed. *Elsevier Sci. Publ.* Amsterdam, Países Bajos. 457-470. <https://doi.org/10.1016/B978-0-444-89990-3.50043-2>
- ROA, P. & L. BERTHOIS. 1975. *Manual de sedimentología: métodos para el estudio de los sedimentos y no consolidados*. Ed. UCV. Caracas, Venezuela. 78pp.
- ROCHA, C., F. ARAÚJO. & V. BECKER. 2024. Influence of land use on spatial distribution of mobile phosphorus forms in the sediment of a tropical semi-arid reservoir. *Sci. Total Environ.* 1 (914): 169836. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.169836>
- RUTTENBERG, K. C. 1992. Development of a sequential extraction method for different forms of phosphorus in marine sediments. *Limnol. Oceanogr.* 37(7): 1460-1482. <https://doi.org/10.4319/lo.1992.37.7.1460>
- RUTTENBERG, K. C. & R. A. BERNER. 1993. Authigenic apatite formation and burial in sediments from nonupwelling, continental margin environments. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 57: 991-1007.
- SANTOS, R., L. FERNANDES., L. M. PEREIRA., M. R. CORTES. & F. PACHECO. 2015. A framework model for investigating the export of phosphorus to surface waters in forested watersheds: Implications to management.. *Sci. Total Environ.* 536: 295-305. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.07.058>
- SHEN, B., S. LI., N. BASU., E. URY., Q. JING. & L. ZHANG. 2023. Size and temperature drive nutrient retention potential across water bodies in China. *Water Res.* 239: 120054. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120054>
- SHOU, C., F. YUE., B. ZHOU., X. FU., Z. GONG. & Y. CHEN, S. 2024. Chronic increasing nitrogen and endogenous phosphorus release from sediment threaten to the water quality in a semi-humid region reservoir. *Sci. Total. Environ.* 931: 172924. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172924>
- SØNDERGAARD, M., J. P. JENSEN. & E. JEPPESEN. 2001. Retention and Internal Loading of Phosphorus in Shallow, Eutrophic Lakes. *The Sci. World.* 1: 427-442. <https://doi.org/10.1100/tsw.2001.72>
- SØNDERGAARD, M., J. P. JENSEN. & E. JEPPESEN. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiology.* 506(1): 135-145. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008611.12704.dd>
- SUTULA, M., T. S. BIANCHI. & B. A. McKEE. 2004. Effect of seasonal sediment storage in the lower Mississippi River on the flux of reactive particulate phosphorus to the Gulf of Mexico. *Limnol. Oceanogr.* 49(6), 2223-2235. <https://doi.org/10.4319/lo.2004.49.6.2223>
- URY, E., P. ARRUMUGAM., E. HERBERT., P. BADIOU., B. PAGE. & N. BASU. 2023. Source or sink? Meta-analysis reveals diverging controls of phosphorus retention and release in restored and constructed wetlands. *Environ. Res. Lett.* 18: 034039. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ace6bf>

- VALDERRAMA, J. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.* 10: 109-122. <https://ftp.soest.hawaii.edu/dkarl/misc/dave/DOP/New%20papers%20for%20Refs/1981MarChem10-109-122-Valderrama.pdf>
- VARMA, K. & P. K. JHA. 2024. Phosphorus distribution in the water and sediments of the Ganga and Yamuna Rivers, Uttar Pradesh, India: Insights into pollution sources, bioavailability, and eutrophication implications. *Environ. Monit. Assess.* 196(4): 336. <https://doi.org/10.1007/s10661-024-12499-0>
- VASQUEZ, E. & W. WILBERT. 1992. *The Orinoco: Physical, biological and cultural diversity of major tropical alluvial river*. En: *The Rivers Handbook*. Ed. Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK. (1): 448-471 pp.
- VOGEL, A. 1960. *Textbook of Practical Organic Chemistry*. Ed. Longman Scientific and Technical, London. (5): 1540 pp.
- WALKLEY, A. & I. A. BLACK. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil. Sci.* 37(1), 29–38. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>
- WAN, J., X. YUAN., L. HAN., H. YE. & X. YANG. 2020. Características y distribución de las fracciones de fósforo orgánico en los sedimentos superficiales de los ríos que afluyen alrededor del lago Hongze, China. *Int. J. Environ. Res. Public Health.* 17(2): 648. <https://doi.org/10.3390/ijerph17020648>
- WANG, L., M. YE., Q. LI., H. ZOU. & Y. ZHOU. 2013. Phosphorus Speciation in Wetland Sediments of Zhujiang (Pearl) River Estuary, China. *Chin. Geogr. Sci.* 23: (5) 574–583. <https://doi.org/10.1007/s11769-013-0627-4>
- WANG, Z., S. HUANG. & D. LI. 2019. Decomposition of cyanobacterial bloom contributes to the formation and distribution of iron-bound phosphorus (Fe-P): Insight for cycling mechanism of internal phosphorus loading. *Sci. Total Environ.* 652: 696-708. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.260>
- YANG, B., X. GAO., J. ZHAO., Y. LIU., T. GAO., H. K. LUI., T. H. HUANG., C. T. A. CHEN. & Q. XING. 2021. The influence of summer hypoxia on sedimentary phosphorus biogeochemistry in a coastal scallop farming area, North Yellow Sea. *Sci. Total Environ.* (759): 143486. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143486>.
- YAO, M., C. HENNY. & J. A. MARESCA. 2016. Freshwater bacteria release methane as a by-product of phosphorus acquisition. *Appl. Environ. Microbiol.* 82(23): 6994-7003. <https://doi.org/10.1128/AEM.02399-16>
- YIN, H., P. YIN. & Z. YANG. 2023. Seasonal sediment phosphorus release across sediment-water interface and its potential role in supporting algal blooms in a large shallow eutrophic Lake (Lake Taihu, China) *Sci. Total. Environ.* 165252. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.165252>
- ZHANG, W., X. JIN., X. ZHU. & B. SHAN. 2016. Characteristics and distribution of phosphorus in surface sediments of limnetic ecosystem in Eastern China. *PLoS ONE.* 11(6): e0156488. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0156488>
- ZHOU, F., X. GAO., Y. YUAN., J. SONG., C.T. CHEN., H.K. LUI. & Y. ZHANG. 2016. Geochemical forms and seasonal variations of phosphorus in surface sediments of the East China Sea shelf. *J. Mar. Syst* 159 41–54. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2016.03.005>

Recibido:

Aceptadp:

DISEÑO DE UN ÍNDICE DE VALORACIÓN TRÓFICA-ECOLÓGICA (IVT-ECOLÓGICA) PARA EL DIAGNÓSTICO FUNCIONAL DE CUERPOS LÉNTICOS. CASO LAGUNA DE CASTILLERO, VENEZUELA

ARISTIDE MÁRQUEZ¹ & JOSELYN ACOSTA^{1,2}

¹*Instituto Oceanográfico de Venezuela, Universidad de Oriente, Venezuela.*

**aristd@gmail.com. <https://orcid.org/0000-0003-1426-52642>*

²*Escuela de Ciencias, Departamento de Química, Universidad de Oriente, Venezuela.*

<https://joselynmilagros22@gmail.com>. <https://orcid.org/0000-0009-0002-5358-2940>

RESUMEN. Los ecosistemas acuáticos continentales, lénticos y lóticos, son componentes esenciales de la biosfera porque generan bienes y servicios ecosistémicos que respaldan la vida humana y la biodiversidad. Los índices de la calidad del agua y del estado trófico se han vuelto instrumentos fundamentales para diagnosticar y transmitir la situación ecológica en estos ecosistemas. El objetivo de este trabajo fue evaluar la funcionalidad e identificar procesos internos de liberación y/o retención de fósforo en los sedimentos de la laguna de Castillero a través del índice funcional de vulnerabilidad trófica (IVT-Ecológico). El índice se creó considerando la interrelación entre elementos fisicoquímicos y geoquímicos (pelágicos y bentónicos), incluyendo algunas variables que promueven la liberación del fósforo, así como las que actúan como estabilizadores o amortiguadores del sistema (PBD, P-O, P-Ad+Fe; PO_4^{3-} , NO_x , DO, TSS; pH, CaCO_3). Los resultados fueron comparados con análisis multivariado de ACP. Se determinó un valor IVT= 3,77 lo cual permite clasificar a la laguna como un sistema con retención y reciclaje de fósforo como resultado de la acumulación de fósforo lábil; sin embargo, estos procesos son débiles. Los resultados son consistentes con los aportados con los ACP y los índices W e IEP. Estos resultados confirman que el IVT-Ecológica es un indicador fiable para identificar vulnerabilidades tróficas con una buena sensibilidad, por lo tanto, se aconseja usarlo en programas de monitoreo, en procesos de eutrofización, estudios comparativos y en la administración de ecosistemas tropicales.

PALABRAS CLAVE: eutrofización, índice ecológico, sistemas lénticos tropicales, agua y sedimento, río Orinoco

ABSTRACT. Continental aquatic ecosystems, both lentic and lotic, are essential components of the biosphere as they provide ecosystem goods and services that support human life and biodiversity. Water quality and trophic status indices have become fundamental tools for diagnosing and communicating the ecological condition of these ecosystems. The objective of this study was to evaluate the functionality and identify internal processes of phosphorus release and/or retention in the sediments of Castillero Lagoon using the functional trophic vulnerability index (IVT-Ecológico). The index was developed by considering the interrelationship between physicochemical and geochemical elements (pelagic and benthic), incorporating variables that promote phosphorus release as well as those that act as stabilizers or buffers of the system (PBD, P-O, P-Ad+Fe; PO_4^{3-} , NO_x , DO, TSS; pH, CaCO_3). The results were compared with a multivariate PCA analysis. An IVT value of 3.77 was determined, classifying the lagoon as a system with phosphorus retention and recycling due to the accumulation of labile phosphorus; however, these processes are weak. The results are consistent with those provided by PCA and the W and IEP indices. These findings confirm that the IVT-Ecológico is a reliable indicator for identifying trophic vulnerabilities with high sensitivity. Therefore, its use is recommended in monitoring programs, eutrophication studies, comparative research, and the management of tropical ecosystems.

KEYWORDS: eutrophication, ecological index, tropical lentic systems, water and sediment, Orinoco River

INTRODUCCIÓN

A nivel mundial es esencial analizar la condición trófica de los ecosistemas acuáticos continentales para comprender su funcionamiento y garantizar una administración sostenible de los recursos hídricos. En los ríos, lagos, embalses y lagunas, los procesos de eutrofización se han acelerado debido a la presión antrópica relacionada con el desarrollo urbano, la agricultura intensiva y la industrialización en las últimas décadas (NEVEROVA-DZIOPAK *et al.* 2023). Este fenómeno, que consiste en el enriquecimiento desmedido de nutrientes que promueve la producción primaria y descompensa el equilibrio ecológico, es un problema ambiental muy

difundido y complejo a nivel mundial que afecta la biodiversidad, disminuye la calidad del agua y restringe su utilización para actividades recreativas, pesqueras y de consumo humano (LIU *et al.* 2025).

Históricamente, los indicadores directos de la condición trófica, como la transparencia del agua, los niveles de nitrógeno y fósforo o la concentración de clorofila-a, han sido utilizados para realizar diagnósticos (CARLSON 1977; VOLLENWEIDER *et al.* 1998). A pesar de que estos parámetros brindan información valiosa, tienen limitaciones significativas: primero, su variabilidad espacial y estacional hace que la interpretación sea más difícil; segundo, la falta de un marco metodológico universal disminuye su aplicabilidad en varios contextos ecológicos (NEVEROVA-DZIOPAK *et al.* 2023). Con respecto a esta situación, se han sugerido índices sintéticos que incorporan diversas variables y posibilitan un enfoque más integral; entre los más destacados están el Índice de Estado Trófico (TSI) de CARLSON (1977), que se utiliza frecuentemente en lagos templados, y el Índice Trófico (TRIX) de VOLLENWEIDER *et al.* (1998), diseñado sobre todo para ambientes marino-costeros. El Índice Trófico Universal (UTI) ha intentado, más recientemente, ir más allá de las restricciones metodológicas mediante la inclusión de parámetros como el pH, la salinidad y la saturación de oxígeno disuelto (NEVEROVA-DZIOPAK *et al.* 2023).

Simultáneamente, el estudio limnológico ha avanzado hacia perspectivas más complejas que tienen en cuenta los procesos pelágicos y bentónicos. En efecto, se ha comprobado que los procesos internos que regulan su disponibilidad en la columna de agua también influyen en la dinámica de nutrientes, además de las cargas externas (YU *et al.* 2022). Dentro de este grupo de compuestos, el fósforo (P) ha sido identificado como el nutriente limitante principal en muchos ecosistemas acuáticos, ya que regula la productividad primaria y, por lo tanto, el camino trófico de los cuerpos de agua (LIU *et al.* 2025).

La forma en que el fósforo aparece en diversas formas químicas y su grado de movilidad determinan si los sedimentos funcionan como fuente o sumidero. Según MATULA & WOJTKOWSKA (2025), aspectos como el potencial redox, el pH, la interacción con compuestos de hierro, aluminio y calcio y la mineralización de materia orgánica determinan si se libera o se fija en el sistema. Por ejemplo, la reducción de Fe(III) a Fe(II) en condiciones anóxicas puede provocar que el fósforo se libere de manera significativa al medioambiente, lo cual acelera los procesos de eutrofización y pone en peligro la estabilidad ecológica (XU *et al.* 2023; MATULA & WOJTKOWSKA 2025).

La importancia de estos procesos ha promovido el desarrollo de índices multivariados que superan el análisis aislado de las variables químicas. Por ejemplo, el Índice Multivariado de Estado Trófico (MTSI), fue creado con el objetivo de identificar estados hipereutróficos en lagos de la India haciendo una combinación de los parámetros fisicoquímicos, en conjunto con análisis estadísticos complejos, es uno de los ejemplos más recientes (SUMAN *et al.* 2023). Hoy en día, gracias a los avances en tecnología, ha sido posible desarrollar y utilizar algoritmos de teledetección y aprendizaje automático; esto ha hecho más fácil evaluar cientos de lagos y lagunas en escalas temporales y espaciales que antes no eran posibles (LI *et al.* 2023; HU *et al.* 2024). Sin embargo, en los entornos tropicales de América del Sur, la aplicación directa de estas herramientas se complica debido a la alta variabilidad hidrológica, las fluctuaciones entre inundaciones y crecidas, así como a la diversidad morfométrica (ESCOBER & PYTHIAS-ESPINO 2023).

Por otro lado, para entender de manera integral los cuerpos lénticos es necesario que sean considerados como sistemas dinámicos que interactúan de cerca con sus cuencas de drenaje, las llanuras en las que ocurren inundaciones y los corredores fluviales relacionados. La sedimentación en las lagunas de inundación no es homogénea, ya que tanto elementos bióticos (como la vegetación) como otros abióticos (los sustratos consolidados) actúan como anclaje para los sedimentos (MÁRQUEZ *et al.* 2008). La retención, transformación y transporte de nutrientes en estos ecosistemas dependen de su conectividad vertical y lateral, lo que a su vez establece su capacidad para proporcionar servicios ecosistémicos y su resiliencia (WOHL 2025). Sin embargo, a pesar de su relevancia ecológica y social, las lagunas tropicales tienden a estar infravaloradas en los marcos regulatorios y de gestión medioambiental; esto produce vacíos en el diagnóstico funcional y en la formulación de estrategias para la conservación (SINGH & YADAV 2025).

Frente a esta situación, es necesario crear instrumentos metodológicos que se adapten a las condiciones tropicales, incorporen tanto los procesos pelágicos como los bentónicos y faciliten una evaluación más realista de la dinámica ecológica. El objetivo de la investigación actual fue determinar la funcionabilidad de la laguna de Castellero en cuanto a comportamiento de nutrientes, especialmente del P, porque estos ecosistemas son considerados entre los más relevantes en las zonas tropicales y necesitan que sean conservados y gestionados con atención, pues ellos regulan la magnitud de las inundaciones de los ríos, sostienen pesquerías locales significativas, producen las tierras aptas para la agricultura y sostienen el hábitat de una diversidad de fauna, que incluye a las especies puestas en riesgo de extinción, al igual que las especies con potencial valor económico (MÁRQUEZ *et al.* 2008).

En este marco, el Índice de Valoración Trófico-Ecológico (IVT-Ecológico) es la propuesta del estudio actual; este índice toma consideraciones expuestas en HUPFER & LEWANDOWSKI (2008) y se ha diseñado como un modelo semicuantitativo holístico que fusiona variables geoquímicas y fisicoquímicas, que favorecen la liberación de fósforo, como los que funcionan como estabilizadores o amortiguadores del sistema. El índice IVT se utiliza en el caso de la Laguna de Castellero, Venezuela, para producir un diagnóstico funcional que provea pruebas científicas para manejar de manera sostenible los sistemas lénticos tropicales bajo presiones humanas elevadas y circunstancias ambientales cambiantes. Esto permitirá establecer planes de mantenimiento ambientalista y ecológico para mitigar los niveles de eutrofización que puedan estar ocasionando riesgo a la Laguna de Castellero.

MATERIALES Y MÉTODOS

El estudio se llevó a cabo en la laguna de Castellero, la cual ocupa una planicie de cota inferior a los 60 m sobre el nivel del mar y un área estimada de 140 ha, está localizada ($66^{\circ} 08' 17''$ W y $7^{\circ} 38' 15''$ N) cerca de Caicara del Orinoco (Estado Bolívar), y presenta baja energía hidráulica y alta retención de sedimentos finos (MÁRQUEZ *et al.* 2008) (Fig. 1). Según RODRÍGUEZ & BETANCOURT (1998), los niveles del agua de la laguna están afectados por dos estaciones: una de sequía, que va de noviembre a abril, y otra de lluvia, que se extiende desde mayo hasta octubre. Las zonas de rebalse o las planicies inundan permanentemente el Orinoco, cerca del poblado Caicara del Orinoco y la Laguna de Castellero, han sido empleadas como vertederos para aguas residuales municipales. Un ejemplo es la Laguna La Tejita, que se encuentra en contacto directo con la Laguna de Castellero, la cual desde 1988 hasta 1991, la misma aceptaba sin restricciones aguas servidas de alrededor de 430 familias y residuos aceitosos que provenían de la planta eléctrica de la compañía ELEORIENTE hoy CORPOELEC. A partir de 1992 se dejó de verter aguas residuales, pues se construyó un colector de descarga que lleva las aguas residuales directamente al río Orinoco; asimismo, la planta generadora de electricidad fue reemplazada por una estación eléctrica y los vertidos de lubricantes hacia la laguna fueron suspendidos (RODRÍGUEZ & BETANCOURT 1999; MÁRQUEZ *et al.* 2008).

Diseño de muestreo y recolección

Se seleccionaron 7 estaciones de manera aleatoria en la laguna de Castellero durante febrero de 2017. En cada estación se recolectaron muestras de agua superficial (10 L) utilizando una envase plástico y sedimento superficial (0-5 cm) mediante draga de acero inoxidable tipo Diez Laffont (área: 0,02 m²). Las muestras fueron transportadas en condiciones refrigeradas para su posterior análisis en laboratorio.

Análisis fisicoquímico del agua

Las muestras de agua superficiales fueron transferidas a botellas de polycarbonato de 1 L para las determinaciones de sólidos suspendidos (SS), nitrito, nitrato, amonio y fosfato. En el laboratorio fueron filtradas con membranas nucleopore de 0,80 μ m, luego se congelaron a -20 °C hasta los análisis. Los filtros fueron utilizados para determinar los SS. En campo se midieron el pH, oxígeno disuelto (O₂) con una sonda multiparamétrica Hidrolab modelo Data Sonde 4, confirmándose después O₂ por el método de Winkler

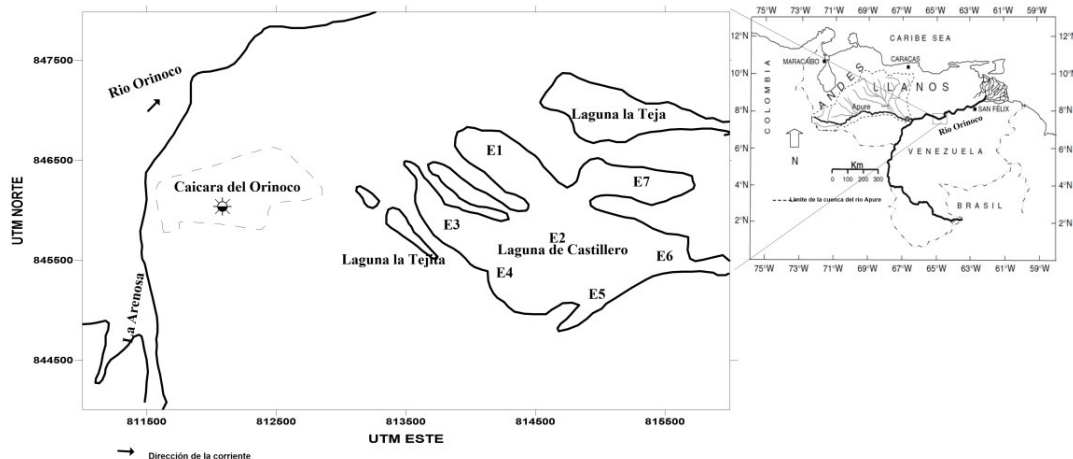


Fig. 1. Área de estudio mostrando las estaciones bajo estudio en la laguna de Castellero

(AMINOT & CHAUSSEPIED 1983). Los sólidos suspendidos (SS) se determinaron por método gravimétrico, los nitritos (NO_2^-) por BENDSCHNEIDER & ROBINSON (1952) a 543 nm, nitrato (NO_3^-) por TREGUER & LE CORRE (1975) bajo los fundamentos de MULLIN & RILEY (1955), $\text{NO}_x = \text{NO}_3^- + \text{NO}_2^-$ y amonio (NH_4^+) por KOROLEFF (1976) a una longitud de onda de 640 nm. La concentración de fosfato y fósforo total (PO_4^{3-} y PT) se determinó por el método colorimétrico de MURPHY & RILEY (1962) a 882 nm.

Estas técnicas se detallan en STRICKLAND & PARSONS (1972) y APHA (1995). La determinación de NT y PT para se realizó por VALDERRAMA (1981). La cuantificación de los nutrientes se hizo en autoanalizador Technicon IIAC-100 (*Scientific Instruments*, USA). Los límites de detección analíticos para la determinación de diferentes formas del nitrógeno son amonio 0,10 $\mu\text{mol/L}$, nitrito 0,01 $\mu\text{mol/L}$, nitrato 0,04 $\mu\text{mol/L}$, nitrito, 0,02 $\mu\text{mol/L}$ fosfato. Para fósforo total alcanza 0,2% y para el nitrógeno total 4%.

Análisis del sedimento

Se determinaron granulometría por tamizado e hidrómetro (PRIMO & CARRASCO 1973; FOLK 1974; ROA & BERTHOIS 1975), materia orgánica total (MOT) por ignición a 550°C (GONZÁLEZ & RAMÍREZ 1995), carbono orgánico total (COT) por el método de WALKLEY & BLACK (1934), carbonatos por titulación ácido-base (VOGEL 1960), nitrógeno total (NT) y fósforo total (PT) por VALDERRAMA (1981) y MURPHY & RILEY (1962). Las concentraciones se cuantificaron por autoanalizador Technicon II. El hierro (Fe) se hizo por extracción con ácido acético al 25% y cuantificación por espectrofotometría de absorción atómica con llama de aire acetileno y corrector de fondo de deuterio en un equipo Perkin Elmer 3110 (LEWIS & LANDING, 1992). La especiación del fósforo se realizó mediante el método SEDEX (RUTTENBERG 1992) modificado por ANDERSON & DELANEY (2000), extrayendo las fracciones: fósforo adsorbido a Fe (P-Ad+Fe), fósforo autógeno o ligado Ca (P-Ca) o, fósforo detrítico (P-D) y fósforo orgánico (P-O). El fósforo inorgánico (PI) expresado por la sumatoria de las fracciones inorgánicas y el biodisponible Como P-Ad+Fe + P-O.

Evaluación del riesgo

Se calculó el índice de enriquecimiento de fósforo (IEP) a través de la Ec.1 (WANG *et al.* 2013; BARIK *et al.* 2019)

$$IEP = \frac{C_i}{C_s} \quad (1)$$

Donde, C_i representa la concentración de PT de la muestra i ($\mu\text{g/g}$), y C_s es la concentración estándar de PT ($\mu\text{g/g}$) que potencialmente podría causar un riesgo ecológico, establecida en 600 $\mu\text{g/g}$ (ZHANG *et al.* 2016; BARIK *et al.* 2019), considerando los criterios de evaluación de calidad de sedimentos del Departamento de Medio Ambiente y Energía (DOEE), Canadá (MUDROCH & AZCUE 1995). El criterio utilizado fue; cuando $PEI > 1$ hay riesgo de liberación de P desde los sedimentos.

También se utiliza el índice W (PENG *et al.* 2019), el cual considera las condiciones ácidas o alcalinas de las aguas, y se calculó utilizando Ec (2)

$$W = \frac{P-Ad+P-Fe}{P-Ca+P-D_s} \quad (2)$$

El criterio de interpretación de este índice es, cuando $W > 0,50$ el sedimento tiene una gran cantidad de fósforo liberable y poca capacidad de retención estable a largo plazo. Cuando $W < 0,50$ el sedimento actúa como un sumidero estable de fósforo y hay bajo riesgo de liberación de P.

IVT- Ecológica

Desarrollamos el Índice de Vulnerabilidad Trófica (IVT) como un indicador adimensional y semicuantitativo que combina fracciones estabilizadoras (denominador) y móviles de fósforo en los sedimentos con variables de la columna de agua (numerador), lo que facilita el análisis del potencial para acumular o exportar nutrientes. Se creó de acuerdo con los lineamientos propuestos por HUPFER & LEWANDOWSKI (2008) y se clasificó, al emplear criterios funcionales y calibración empírica en el Orinoco y la laguna de Castellero, en cuatro niveles: $<0,1$ (exportador; dirigido por transporte y tiene poca retención), entre $0,1-1,0$ (transicional; bajo nivel de retención, riesgo mínimo de reciclaje. Riesgo limitado, condiciones en su mayoría estables), entre $1,0-5,0$ (retentivo; retención que puede ser reciclada y liberada dentro del mismo entorno) y $>5,0$ (sumidero vulnerable; peligro crítico de eutrofización interna, con una retención significativa).

Los rangos fueron creados con el objetivo de distinguir entre sistemas estables, transicionales y muy vulnerables, siguiendo la lógica de índices semejantes en calidad del agua y limnología. Esta propuesta, que puede ser comparada con los índices tróficos tradicionales (CARLSON 1977; REDDY *et al.* 1999; SØNDERGAARD *et al.* 2003), es una herramienta integradora para la evaluación de los peligros de eutrofización interna en ecosistemas acuáticos. Se determinó través de Ec. 3

$$IVT = \frac{(PBD+PO+P-Ad+Fe)}{(Fe\ total+CaCO_3)} * \frac{(MO+Lodos+PO_4^{3-}+NO_x+NH_4^+)}{(pH \times OD \times (1 + \frac{SS}{100}))} \quad (3)$$

Donde, PBD: fósforo biodisponible en el sedimento ($\mu\text{g/g}$); PO: fósforo orgánico en los sedimentos P-Ad+Fe: fósforo absorbido en óxidos de hierro ; Fe: hierro en el sedimento; $CaCO_3$: porcentaje de carbonatos totales hallados en el sedimento; MOT: porcentaje de materia orgánica en el sedimento; Lodos: fracción fina en el sedimento; PO_4^{3-} : fósforo reactivo presente en el agua; NO_x : NH_4^+ : especies oxidadas y reducida de nitrógeno; pH: potencial de hidrógeno del agua; OD: oxígeno disuelto en el agua; SS: sólidos en suspensión en el agua.

Análisis estadístico

Se normalizaron los datos (z-score) y se llevaron a cabo análisis multivariantes: ACP para determinar relaciones entre los gradientes y parámetros estructurales espaciales y apoyar los resultados del IVT en la clasificación de las áreas críticas de acumulación, movilización o estabilidad del fósforo (CLARKE & WARWICK 2001; JOLLIFFE & CADIMA 2016). Los análisis se hicieron con los programas XLStat, acoplado con Excel, y PAST 4.7.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Parámetros geoquímicos y fisicoquímicos del agua

La laguna de Castellero presenta un promedio más bajo ($\bar{x} = 34,99$ mg/L) y una gama más reducida, lo que es típico de cuerpos lénticos con menos resuspensión y más sedimentación (LEWIS *et al.* 1990a; LEWIS 2000). Las concentraciones promedio de pH (6,46-8,21; $\bar{x} = 7,20$); va desde ácido hasta ligeramente

alcalino, y el oxígeno disuelto (O_2) es apropiadas en términos de oxigenación (6,93-727 mg/L; $\bar{x}=7,06$), lo cual señala condiciones relativamente aeróbicas. Las condiciones son variables, lo cual favorece la estabilidad de las formas fosfatadas y del nitrógeno en sus especies predominantes; sin embargo, cambios menores podrían afectar la precipitación de fósforo con hierro o calcio (LEWIS & SAUNDERS 1990; REDDY & DELAUNE 2008; LIU *et al.* 2024) (TABLA 1).

Respecto al nitrógeno, el promedio de las especies oxidadas (NO_x : 14,26 $\mu\text{mol/L}$) y de nitrógeno total (17,95 $\mu\text{mol/L}$), lo que indica un suministro de nitrógeno que proviene de fuentes difusas como la escorrentía urbana o agrícola. La laguna tiene concentraciones de amonio (NH_4^+ : 0,09 $\mu\text{mol/L}$), lo cual indica condiciones locales de mineralización de materia orgánica y descomposición anaerobia (LEWIS & SAUNDERS 1990). Los valores de fosfato (PO_4^{3-}) y fósforo total (PT), (PT: 1,05 $\mu\text{mol/L}$; PO_4^{3-} : 0,53 $\mu\text{mol/L}$), sugiere una baja eficacia en la retención sedimentaria o una carga exterior más alta.

El fósforo total tuvo una correlación positiva con los sólidos suspendidos (SS), lo que demuestra que se transporta, sobre todo, adherido a partículas pequeñas; este es un patrón típico de cuerpos fluviales con una influencia alóctona significativa. Se calcula que aproximadamente el 90 % del fósforo se desplaza con minerales, como Fe, Mn, Al, Ca y C; también con sedimentos y fuentes terrígenas, como la apatita y las fosforitas (VÁSQUEZ & WILBERT 1992; SUTULA *et al.* 2004). Para la fecha de los muestreos de realizados en esta investigación, las concentraciones de los compuestos reactivos inorgánicos solubles de nitrógeno y fósforo han aumentado en las aguas del Orinoco, sobre todo la concentración de fosfato, que se ha quintuplicado en comparación con lo reportado por LEWIS *et al.* (1990a, b) en la década de los 90. La correlación entre PO_4^{3-} y PT señala que una parte importante del fósforo en el sistema fluvial del Orinoco se encuentra en formas lábiles o biodisponibles. Respecto a la relación molar N:P, se acerca a 19, que es un número más alto que el límite estándar de Redfield (16:1), lo cual indica una posible restricción por fósforo para el fitoplancton (REDFIELD *et al.* 1963; GUILDFORD & HECKY 2000; ZANG 2018) (TABLA 1).

Parámetros del sedimento

En la laguna se observa una mayor proporción de lodos (47 %) en comparación con las arenas. Es importante señalar que los sedimentos finos, por ejemplo los lodos, tienen una capacidad más alta para adsorber fósforo debido a su gran superficie específica y también a su mayor cantidad de óxidos de Al y Fe y de materia orgánica (CORMAN 2025). Los valores de carbono orgánico total (COT) y materia orgánica total (MOT) fueron (MOT: 4,36 %; COT: 1,29 %); esto se debe a que las condiciones más reductoras y la velocidad de flujo baja propician la acumulación de detritos (LIANG *et al.* 2024; WU *et al.* 2025).

No se determinó contaminación por materia orgánica, debido a que las cifras fueron inferiores al 20% (PÁEZ-OZUNA *et al.* 1984). Los carbonatos (CO_3^{2-}) presentaron valores promedio de 4,04 %, lo

Tabla1. Valores de O_2 (mg/L), pH, SS (mg/L), NO_x , NT; PO_4^{3-} , PT ($\mu\text{mol/L}$) y relación N/P el agua la laguna de Castellero

	E	SS	O_2	pH	NO_x	NH_4^+	NT	PO_4^{3-}	PT	N/P
	1	37,16	6,98	6,46	14,11	0,1	18,69	0,56	0,84	22,25
	2	33,26	6,93	7,41	14,26	0,11	18	0,55	0,8	22,5
	3	35,2	7,2	7,03	14,13	0,09	19,01	0,5	2,14	8,88
L.Castillero	4	34,13	7,1	8,21	14,38	0,09	18,23	0,48	1,24	14,7
	5	35	7,12	7,32	14,26	0,08	17,21	0,6	0,9	19,12
	6	36,2	7,13	7,24	14,11	0,09	17,23	0,53	0,62	27,79
	7	34	6,97	7,23	14,56	0,1	17,26	0,51	0,78	22,13
Min		33,26	6,93	6,46	14,11	0,08	17,21	0,48	0,62	8,88
Max		37,16	7,2	8,21	14,56	0,11	19,01	0,6	2,14	27,79
\bar{x}		34,99	7,06	7,27	14,26	0,09	17,95	0,53	1,05	19,63
DS		1,35	0,1	0,52	0,17	0,01	0,74	0,04	0,52	6,16

cual podría hacer que el fósforo precipite como fosfato de calcio, sobre todo cuando el pH es neutro o ligeramente alcalino (TONELLO *et al.* 2020; ZHENG *et al.* 2022) (TABLA 1 y 2).

La laguna tienen concentraciones de NT (343-623; \bar{x} =535 $\mu\text{g/g}$) y una relación C/N alta (28,59); esto es reflejo de que la materia orgánica proviene, en su mayoría, de fuentes externas y tiene un alto contenido de carbono (MEYERS 1994; RAMASWAMY *et al.* 2008; MORA *et al.* 2017; CHEN *et al.* 2021). El contenido de hierro (Fe) fue de 34 $\mu\text{g/g}$ es relativamente bajo, lo que indica una baja habilidad de retener fósforo en forma de complejos Fe-P (PAd+Fe); no obstante, la concentración de PAd+Fe fue de 4,81 $\mu\text{g/g}$. De acuerdo con WANG *et al.* (2019), las formas férricas no reactivas cuando predominan o cuando la saturación de los sitios de adsorción son afectados, se restringe la habilidad para retener fósforo.

Especiación del fósforo.

La concentración fósforo detrítico (P-D) presentó valores promedio de 154,25 $\mu\text{g/g}$ y está asociado con fracciones mineralizadas o unidas a estructuras poco lábiles (WANG *et al.* 2019; FAN *et al.* 2021). Igualmente la concentración de fósforo orgánico (P-O) de 70,82 $\mu\text{g/g}$ indica una acumulación de residuos orgánicos y una mineralización reducida (LIANG *et al.* 2024). Por otra parte, los valores de 5,78 mg/g en el fósforo autigénico (P-Ca) refleja condiciones para la precipitación del P con los carbonatos (DAN *et al.* 2020; WANG *et al.* 2020). El cuanto a los niveles de PT, la laguna presentó niveles de fósforo total (PT: 235,66 $\mu\text{g/g}$) e inorgánico (PI: 164,84 $\mu\text{g/g}$) con una alta concentración de fósforo biodisponible (PBD), que alcanza 75,63 $\mu\text{g/g}$. Esto indica que el fósforo puede ser reciclado internamente (TU *et al.* 2022; ZHUO *et al.* 2023) (TABLA 2).

Se evidenció cambios significativos en las relaciones estequiométricas. La relación COT/P-O fue alta (490,67), lo cual muestra que la transformación de carbono a fósforo orgánico es menos eficiente y apoya su origen mayormente terrestre (PENG *et al.* 2019; FABRE *et al.* 2023). La relación N/P en sedimentos mostró una relación baja (5,46), lo que indica que el fósforo está más disponible para el reciclaje biogeoquímico. Este bajo índice sugiere que hay un alto nivel de fósforo o, en sentido contrario, una insuficiencia relativa de nitrógeno. De acuerdo con los estándares tradicionales (N/P < 10 significa que el nitrógeno limita; N/P > 17 significa que el fósforo limita) (REDFIELD *et al.* 1963; GUILDFORD & HECKY 2000), una relación <10 como la que se aprecia en la laguna de Castellero es propia de sistemas eutróficos o en vías de eutrofización (ZHANG 2018; SHOU *et al.* 2024).

La diferencia entre la relación N/P en el agua (elevada) y en el sedimento (baja) de la laguna de Castellero se debe a diferentes procesos redox, transformaciones microbianas, retención geoquímica específica y contribuciones asincrónicas de nutrientes. Esta discrepancia señala que, a pesar de que la

Tabla 2. Valores de granulometría (%), MOT (%), COT (%), CaCO₃ (%), NT ($\mu\text{g/g}$); fracciones ($\mu\text{g/g}$) de fósforo (P-Ad+P-Fe, P-Ca, P-D, P-O, PI, PBD); relaciones C/N, COT/P-O, N/P, e índices W, IEP en sedimentos de la laguna de Castellero

E	AF	AM	Lodos	MOT	COT	CaCO ₃ ²⁻	NT	Fe	P-AdFe	P-Ca	P-D	P-O	PT _F	PI	PBD	W	C/N	COT/P-O	N/P	PEI
1	25	40	35	6,23	1,48	7,37	608,80	35	6,68	2,51	107,20	46,66	163,05	116,39	53,34	0,06	28,40	820,47	8,27	0,27
2	16	22	62	3,29	1,33	3,79	622,70	37	9,91	3,74	253,24	86,24	353,12	266,88	96,14	0,04	24,84	397,22	3,90	0,59
3	10	25	65	5,99	1,61	8,05	604,40	38	6,33	5,67	211,61	86,49	310,10	223,61	92,82	0,03	31,06	480,57	4,32	0,52
4	12	32	56	5,20	1,50	5,49	524,60	38	2,75	7,60	169,98	86,75	267,07	180,33	89,50	0,02	33,40	447,29	4,35	0,45
5	11	37	52	2,69	1,02	0,84	538,10	35	1,74	8,94	76,49	55,99	143,16	87,18	57,73	0,02	22,18	472,03	8,32	0,24
6	25	43	32	3,63	1,06	1,79	505,30	35	3,26	4,45	139,68	65,25	212,65	147,39	68,51	0,02	24,43	418,87	5,26	0,35
7	34	36	30	3,50	1,05	0,93	343,40	18	3,02	7,52	121,56	68,37	200,47	132,10	71,39	0,02	35,81	398,25	3,79	0,33
Min	10	22	30	2,69	1,02	0,84	343,40	18	1,74	2,51	76,49	46,66	143,16	87,18	53,34	0,02	22,18	397,22	3,79	0,05
Max	34	43	65	6,23	1,61	8,05	622,70	38	9,91	8,94	253,24	86,75	353,12	266,88	96,14	0,06	35,81	820,47	8,32	0,59
\bar{x}	19	34	47	4,36	1,29	4,04	535,33	34	4,81	5,78	154,25	70,82	235,66	164,84	75,63	0,03	28,59	490,67	5,46	0,32
DS	9	8	15	1,42	0,25	3,01	96,32	7	2,92	2,35	61,75	16,22	77,37	63,06	17,29	0,02	5,06	149,18	1,99	0,17

columna de agua parece estar restringida por fósforo, el sedimento funciona como un reservorio esencial de este nutriente, regulando la productividad primaria del ecosistema durante períodos más largos (WETZEL 2001; TAMMEORG *et al.* 2020). El nitrógeno, en sus formas solubles de NO_3^- y NH_4^+ , tiene una gran movilidad en comparación que los compuestos de P, ya que este suele quedar inmovilizado en los sedimentos a través de la precipitación con Ca^{2+} o Fe^{3+} o mediante complejos orgánicos (WETZEL 2001; REDDY & DELAUNE 2008; TAMMEORG *et al.* 2020).

El acúmulo de materia orgánica en el sedimento (MOT: 4,36%) favorece las condiciones reductoras en la interfase entre agua y sedimento. Esto permite que se reduzcan los óxidos férricos ($\text{Fe}^{3+} \rightarrow \text{Fe}^{2+}$) y que el fósforo previamente absorbido sea liberado. XU *et al.* (2023) y ZHUO *et al.* (2023) sostienen que este método eleva la cantidad de fósforo biodisponible (75,63 $\mu\text{g/g}$), sin embargo no altera el nivel de nitrógeno de manera significativa. La pérdida de nitrógeno hacia la atmósfera mediante procesos microbianos de desnitrificación es la causa de que en los sedimentos haya menos retención de este elemento. En estos procesos, el amonio (NH_4^+) liberado por mineralización es convertido en NO_3^- y después se reduce a N_2 en condiciones anóxicas.

El acoplamiento entre agua y sedimento, que controla los reservorios y las amenazas de liberación de nutrientes, demuestra que los sedimentos son el almacén primordial de fósforo. En la laguna, el fósforo se encuentra mayormente vinculado a P-Ca y materia orgánica, lo cual sugiere una estabilidad geoquímica alta (PENG *et al.* 2019). El índice de enriquecimiento de fósforo (IEP < 1), que osciló entre 0,24 - 0,59 (promedio: 0,32) en Castillero no evidencia enriquecimiento significativo causado por actividades antropogénicas; en el mejor de los casos, se nota un ligero enriquecimiento relativo, lo que sugiere que las fuentes más importantes de fósforo provienen de la naturaleza, asociadas a la geología y al material alóctono que aporta el río y la llanura de inundación (YU *et al.* 2022) (TABLA 2). Los valores de $W < 0,5$ refleja que, aunque existe potencial de reciclaje interno, la mayor parte del fósforo se encuentra inmovilizado en fracciones estables (P-Ca), lo que limita el riesgo de liberación rápida bajo condiciones actuales. Esto es concordante con los valores de IEP.

El valor del IVT-ecológico fue de 3,77, lo que señala una gran variabilidad interna, consistente con un sistema autorregulado, con alta influencia de procesos bentónicos, como reciclaje y regeneración o liberación de nutrientes, especialmente de fósforo (Fig. 2). El valor del IVT indican que la laguna de Castillero se comporta como un sistema acumulativo, con alta proporción de sedimentos finos, materia orgánica y fósforo biodisponible, el IEP < 1 confirma que este enriquecimiento no responde a impactos antropogénicos, sino a procesos naturales de sedimentación y detritos. Por otro lado, el índice $W < 0,5$ indica que la mayor parte del fósforo permanece inmovilizado en fracciones estables (P-Ca), a pesar de que hay potencial para el reciclaje interno; esto reduce el peligro de liberación rápida bajo las condiciones actuales. En este sentido, los tres índices son complementarios: el IVT resalta la función acumulativa y de retención.

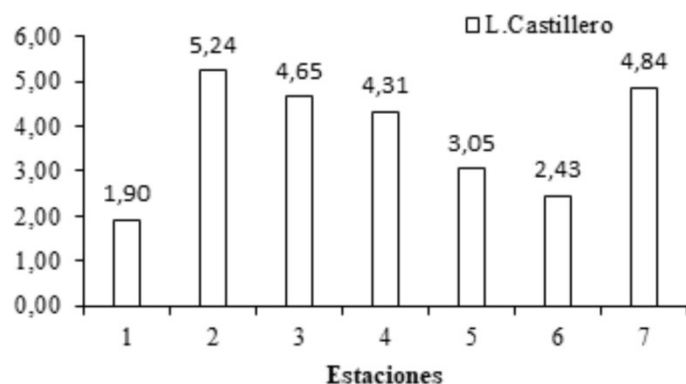


Fig. 2. Valores de IVT-ecológico en la laguna de Castillero

Interpretación multivariada

En la laguna de Castillero (Fig. 3), el ACP revela que el 62,91 % de la varianza acumulada es explicada por el primer componente (F1), el cual a su vez representa el 42,54 % de la varianza. Este eje incluye tanto las variables del agua (NT_{agua} : 5,88 %; PT_{agua} : 4,75 %) como las del sedimento, que abarcan fósforo total (PT: 8,15 %), fósforo biodisponible (PBD: 7,35 %), fósforo orgánico (P-O: 6,27 %), fósforo detrítico (P-D: 8,15 %), arena media (AM: 7,51 %) y carbonatos (CaCO_3 : 5,23 %). Estos

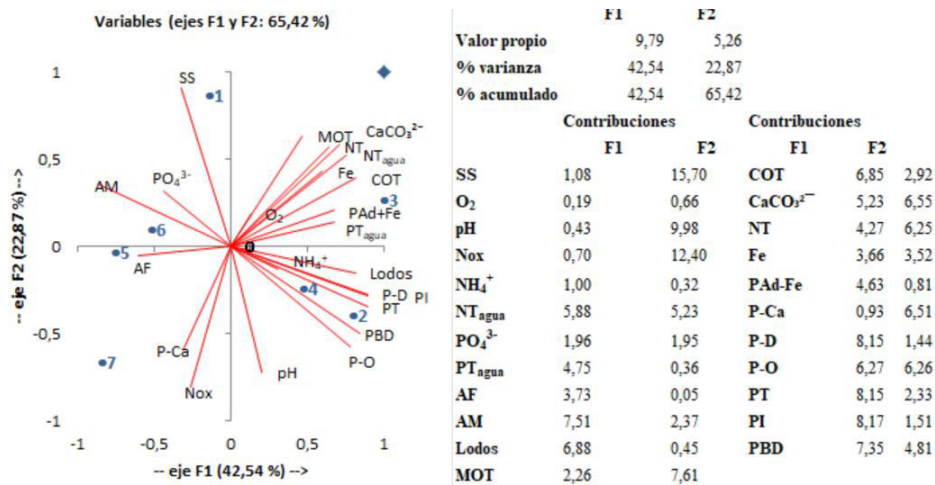


Fig. 3. Proyección ortogonal de los dos primeros componentes principales para los parámetros fisicoquímicos del agua y sedimento de la laguna de Castellero.

resultados, muestran una integración entre la columna de agua y el sedimento lo cual está vinculado con la limitada dinámica de mezcla, características de estos sistemas lagunares. El componente principal número dos (F2 - 22,87 %) está relacionado en su mayor parte con los sólidos suspendidos (SS: 15,70 %), el pH (9,98 %), la materia orgánica total (MOT: 7,61 %) y los óxidos de nitrógeno (NOx: 12,40 %).

Este patrón muestra un gradiente de descomposición de materia orgánica y oxigenación que controla la disponibilidad de fósforo reactivo, de acuerdo con lo registrado en investigaciones sobre áreas inundables. Además, F2 simboliza la translocación entre las formas de fósforo PAd-Fe y P-O. La cercanía de PT, PI y PBD en el biplot del ACP indica que una gran cantidad de PT del sistema está presente en formas lábiles, lo que supone un riesgo latente de eutrofización endógena (Fig. 3). En síntesis el ACP de la laguna de Castellero muestra una integración funcional entre matrices, regida por variables relacionadas con la liberación interna de fósforo, lo cual coincide con los hallazgos del IVT.

Concordancia entre IVT y ACP

Los resultados observados en el comportamiento de varios parámetros fisicoquímicos y geoquímicos son coherentes con la clasificación determinada a través el IVT. El ACP muestra que las matrices se integran funcionalmente, bajo el control de aquellos parámetros relacionados con la liberación interna de fósforo. Estas variaciones desde el punto de vista estructural respaldan los hallazgos del IVT. Estos resultados integrados confirman la utilidad y confiabilidad del IVT, convirtiéndolo en un proxy e instrumento robusto para explicar la funcionalidad geoquímica y trófica en los ecosistemas acuáticos tropicales.

CONCLUSIONES

La laguna de Castellero promueve el reciclaje y la movilización interna debido a que presenta un contenido elevado de lodos en comparación con las arenas, así como una baja energía hidrodinámica; esto se traduce en una proporción alta de fósforo biodisponible. A pesar de que la laguna de Castellero se comporta como un sistema acumulativo, según el ACP y el IVT (3,77), el IEP < 1 ratifica que este enriquecimiento no es consecuencia de impactos antropogénicos, sino de procesos naturales de sedimentación y detritos.

La laguna de Castellero fomenta la movilización interna y el reciclaje porque tiene un contenido alto de lodos en comparación con las arenas, materia orgánica, así como una energía hidrodinámica baja; esto se traduce en una alta proporción de fósforo biodisponible. Si bien el ACP y el valor del IVT (3,77) indican que la laguna de Castellero se comporta como un sistema acumulativo, el IEP < 1 confirma que este enriquecimiento no responde a impactos antropogénicos, sino a procesos naturales de sedimentación y detritos.

El índice $W < 0,5$ indica que, a pesar de que hay posibilidades de reciclaje interno, la mayoría del fósforo está atrapado en fracciones estables (P-Ca), lo cual reduce el riesgo de liberación rápida bajo las circunstancias actuales, excepto en situaciones de hipoxia o alteraciones drásticas en el redox. En esta dirección, los tres índices se complementan entre sí, de modo que el IVT destaca la función acumulativa y retentiva. Según los hallazgos, se recomienda emplear el IVT en conjunto con análisis multivariados para conseguir una evaluación completa del peligro de eutrofización en sistemas lénticos y lóticos tropicales que actualmente están sometidos a presiones climáticas o humanas.

AGRADECIMIENTOS

Al Departamento de Oceanografía del Instituto Oceanográfico de Venezuela, al Departamento de Química, Escuela de Ciencias, Universidad de Oriente, Núcleo Sucre, y al Instituto Limnológico, Universidad de Oriente, Núcleo Bolívar por todo el apoyo en la realización de esta investigación. Los datos de esta investigación forman parte de la tesis de Licenciatura en Química de Joselyn Milagros Antonieta Acosta Núñez, denominada: Especiación química de fósforo y su relación con parámetros geoquímicos, en sedimentos superficiales del río Orinoco y la laguna de Castillero, Venezuela. Universidad de Oriente. Agradecemos in memoriam al Doctor William Senior quien contribuyó en vida para la realización de los muestreos de esta investigación.

REFERENCIAS

- AMINOT, A. & M. CHAUSSEPIED. 1983. *Dosage del' Oxygène dissous*. En: *Manuel des Analyses Chimiques en milieu Marin. Cap. XI*. Centre National Pour L'Exploitation des Océans (CNEXO), Francia. 125-134 pp.
- ANDERSON, L. & M. DELANEY. 2000. Sequential extraction and analysis of phosphorus in marine sediments: Streamlining of the SEDEX procedure. *Limnol. Oceanogr.* 45(2): 509–515. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.2.0509>
- APHA. 1995. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association Inc., New York, USA. 19: 1100 pp.
- BARIK, S., K. S. BRAMHA BASTIA., D. BEHERA., M. KUMAR., P K. MOHANTY & P. RATH. 2019. Characteristics of geochemical fractions of phosphorus and its bioavailability in sediments of a largest brackish water lake, South Asia. *Ecohydrol. Hydrobiol.* 19(3): 370–382. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2019.02.002>
- BENDSCHNEIDER, K. & R. J. ROBINSON. 1952. A new spectrophotometric determination of nitrite in sea water. *J. Mar. Res.*, 11(1), 87-96. https://elischolar.library.yale.edu/journal_of_marine_research/761
- CARLSON, R. E. 1977. A trophic state index for lakes. 32. *Limnol. Oceanogr.* 22(2): 361–369. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>
- CLARKE, K. R. & R. M. WARWICK. 2001. *Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation*. Ed. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, UK. 144 pp.
- CORMAN, J. 2025. Calcium carbonate and phosphorus interactions in inland waters. *Limnol. Oceanogr. Lett.* 10. <https://doi.org/10.1002/lo12.10452>
- CHEN Y., HU, C., G P. YANG., X. C., GAO & L. M. ZHOU. 2021. Variation and reactivity of organic matter in the surface sediments of the Changjiang Estuary and its adjacent East China Sea. *J. Geophys. Res. Biogeosci.* 126: e2020JG005765. <https://doi.org/10.1029/2020JG005765>
- DAN, S. F., S. LIU & B. YANG. 2020. Geochemical fractionation, potential bioavailability and ecological risk of phosphorus in surface sediments of the Cross River estuary system and adjacent shelf, South East Nigeria (West Africa). *J. Mar. Syst.* 201, 103244. <https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2019.103244>

- ESCOBER, E. J. & M. PYTHIAS-ESPINO. 2023. A new trophic state index for assessing eutrophication of Laguna de Bay Philippines. *Environ. Adv.*, 13: 100410 <https://doi.org/10.1016/j.envadv.2023.100410>
- FABRE, C., X. WEI., S. SAUVAGE., T. PHUONG., Q. LE., S. OUILLON., D. ORANGE., M. HERRMANN., J. M. SÁNCHEZ-PÉREZ. 2023. Assessing fluvial organic carbon flux and its response to short climate variability and damming on a large-scale tropical Asian river basin. *Sci. Total Environ.*, 9 (03): 10 166589. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166589>
- FAN, X., X. XING & S. DING. 2021. Enhancing the retention of phosphorus through bacterial oxidation of iron or sulfide in the eutrophic sediments of Lake Taihu. *Sci. Total Environ.*, 791, 148039. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.148039>
- FOLK, R L. 1974. *Petrology of Sedimentary Rocks*. Ed. Hemphill., Austin, USA. 170 pp.
- GONZÁLEZ, H. & M. RAMÍREZ. 1995. The effect of nickel mining and metallurgical activities on the distribution of heavy metals in Levisa Bay, Cuba. *J. of Geochem. Expl.* 52(1–2), 183–192. [https://doi.org/10.1016/0375-6742\(94\)00042-6](https://doi.org/10.1016/0375-6742(94)00042-6)
- GUILDFORD, S. J. & R. E. HECKY. 2000. Total nitrogen, total phosphorus, and nutrient limitation in lakes and oceans: Is there a common relationship?. *Limnol. Oceanogr.*, 45(6): 1213–1223. <https://doi.org/10.4319/lo.2000.45.6.1213>
- HU, M., R. MA, R., K. XUE., Z. CAO., X. CHEN., J. XIONG., J. XU., Z. HUANG & Z. YU. 2024. A dataset of trophic state index for nation-scale lakes in China from 40-year Landsat observations. *Sci. Data*, 11(1): 659. <https://doi.org/10.1038/s41597-024-03506-7>
- HUPFER, M. & J. LEWANDOWSKI. 2008. Oxygen controls the phosphorus release from lake sediments a long-lasting paradigm in limnology. *Int. Rev. Hydrobiol.*, 93(4–5), 415–432. <https://doi.org/10.1002/iroh.200711054>
- JOLLIFFE, I. T. & J. CADIMA. 2016. Principal component analysis: A review and recent developments. *Phil. Trans. R. Soc. A*, 374(2065): 20150202. <https://doi.org/10.1098/rsta.2015.0202>
- KOROLEFF, F. 1976. *Determination of nutrients*. En: *Methods of Seawater Analysis*. Ed. E. Grasshoff & E. Kremiling., New York, USA. 117-181.
- LEWIS, W. M. & J. F. SAUNDERS. 1990. Chemistry and transport by the Orinoco stem and lower tributaries. En: *The Orinoco River as an ecosystem*. Ed. Weibezahn, F.H., H. Álvarez & W.M. Lewis Jr. Caracas, Venezuela: 1: 211-239. https://www.researchgate.net/profile/Simon-Astiz/publication/283014618_The_Orinoco_Ecosystem/links/5626518508aeedae57dc0b0d/The-Orinoco-Ecosystem.pdf
- LEWIS, W. M., J. F. SAUNDERS & R. DUFFORD 1990a. *Suspended organisms and biological carbon flux along the lower Orinoco, river*. En: *El Río Orinoco como Ecosistema*. Ed. Weibezahn, F.H., H. Álvarez & W.M. Lewis Jr. Caracas, Venezuela: 1: 269-300. https://www.researchgate.net/profile/Simon-Astiz/publication/283014618_The_Orinoco_Ecosystem/links/5626518508aeedae57dc0b0d/The-Orinoco-Ecosystem.pdf
- LEWIS, W. M., F. M. WEIBEZAHN., J. F. SAUNDERS & S. K. HAMILTON. 1990b. The Orinoco River as an ecological system. *Interciencia*. 75: 346-357.
- LEWIS, B. L. & W. M. LANDING. 1992. The investigation of dissolved and suspended particulate trace metal fractionation in the Black Sea. *Mari. Chem.*, 40(1–2): 105–141. [HTTPS://DOI.ORG/10.1016/0304-4203\(92\)90050-K](https://doi.org/10.1016/0304-4203(92)90050-K)
- LEWIS, W. M. 2000. Prevalence of phytoplankton limitation by both nitrogen and phosphorus in lakes of the northeastern United States. *Inland Waters*. 10(3): 275–287. <https://doi.org/10.1080/20442041.2019.1664233>

- LI, S., H. GAO., D. SUN & J. WU. 2023. Large-scale trophic state index prediction for Chinese lakes using Sentinel-2 and XGBoost. *Remote Sens. Environ.* 294: 113668. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2023.113668>
- LIANG, J., M. YAN., Z. ZHU., L. LU., J. DING., Q. ZHOU., X. GAO., N. TANG., S. LI., X. LI. & G. ZENG. 2024. The role of microorganisms in phosphorus cycling at river-lake confluences: Insights from a study on microbial community dynamics. *Water Res*, 268 Pt A, 122556. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2024.122556>
- LIU, D., X. LI., Q. QIAO., L. BAI., Z. LU., Y. ZHANG & C. LU. 2024. Assessment of phosphorus pollution and phosphorus release mechanisms of sediment in the Tuojiang River, Southwest China. *Hydrol. Reg. Stud.* <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2023.101635>
- LIU, J., Y. YU., M. LIU & XA. LIU. 2025. Review of phosphorous in fluvial floodplains: Source or Sink?. *Hydroecol. Eng.* 2(1):10001. <https://doi.org/10.70322/hee.2025.10001>
- MÁRQUEZ, A., G. MARTÍNEZ., W. SENIOR., J. CASTAÑEDA & Á. GONZÁLEZ. 2008. Concentraciones de metales en sedimentos y tejidos musculares de algunos peces de la Laguna de Castellero, Venezuela. *Rev. Cient. Fac. Cienc. Vet. Univ. Zulia*, 18(2): 1–13.
- MATULA, M. & M. WOJTKOWSKA. 2025. Phosphorus speciation in water and sediments. *Desalin. Water Treat.* 322: 101102. <https://doi.org/10.1016/j.dwt.2025.101102>
- MEYERS, P. A. 1994. Preservation of elemental and isotopic source identification of sedimentary organic matter. *Chem. Geol.* 114(3-4): 289–302. [https://doi.org/10.1016/0009-2541\(94\)90059-0](https://doi.org/10.1016/0009-2541(94)90059-0)
- MILLIMAN, J. D. & R. H. MEADE. 1983. World-wide delivery of river sediment to the oceans. *J. Geol.* 91(1), 1–21. <https://doi.org/10.1086/628741>
- MORA, A., A. LARAQUE & J. L. LÓPEZ. 2017. *El Bajo Orinoco: aspectos hidrosedimentológicos, geoquímicos e influencia antrópica*. En: *Ríos en riesgo de Venezuela*. Ed. Rodríguez Olarte, D., Barquisimeto, Venezuela. (1): 109-126.
- MUDROCH, A. & J. M. AZCUE. 1995. *Manual of aquatic sediment sampling*. Ed. Lewis Publishers. USA. <https://scispace.com/pdf/manual-of-aquatic-sediment-sampling-iwlr1cfhsq.pdf>
- MULLIN, J. & J. RILEY. 1955. The spectrophotometric determination of silicate-silicon in natural waters with special reference to sea water. *Anal. Chim. Acta.* 12: 162-170.
- MURPHY, J. & J. RILEY. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta.* 27: 31. [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5)
- NEVEROVA-DZIOPAK, E., Z. KOWALEWSKI & M. PREISNER. 2023. The universal trophic index: New methodological approach to eutrophication monitoring and control. *Aquat. Sci.* 85(6), 1–16. <https://doi.org/10.1007/s00027-022-00901-3>
- PÁEZ-OSUNA, F., M. FONG-LEE & H. FERNÁNDEZ-PÉREZ. 1984. Comparación de tres técnicas para analizar materia orgánica en sedimentos. *An. Inst. Cienc. Mar Limnol. UNAM*, 11(1), 257–264
- PENG, Y., C. TIAN., M. CHI & H. YANG. 2019. Distribution of phosphorus species and their release risks in the surface sediments from different reaches along Yellow River. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 26: 28202–28209. <https://doi.org/10.1007/s11356-019-06026-9>
- PRIMO, E. & J. CARRASCO. 1973. *Química agrícola I. Suelos y fertilizantes*. Alhambra S.A (Ed). Madrid, España. <https://glifos.unitec.edu/opac/record/2743>

- RAMASWAMY, V., B. GAYE., P. V. SHIRODKAR., P. S. RAO., A. CHIVAS., D. WHEELER & S. THWIN. 2008. Distribution and sources of organic carbon, nitrogen and their isotopic signatures in sediments from the Ayeyarwady (Irrawaddy) continental shelf, northern Andaman Sea. *Mar. Chem.* 111(1-2): 137–150. <https://ro.uow.edu.au/scipapers/3878>
- REDDY, K. R. & R. D. DELAUNE. 2008. *Biogeochemistry of wetlands: Science and applications*. (1Ed.). CRC Press, Boca Raton, USA. <https://doi.org/10.1201/9780203491454>
- REDDY, K. R., R. H. KADLEC., E. FLAIG. & P. M. GALE. 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands: A review critical. *J. Environ. Sci. Tech.* 29(1): 83-146. <https://doi.org/10.1080/10643389991259182>
- REDFIELD, A. C., B. H. KETCHUM & F. A. RICHARDS. 1963. *The Influence of Organisms on the Composition of Seawater*. En: *The sea*. Vol. 2. 26-77 pp. <https://os.copernicus.org/articles/13/209/2017/os-13-209-2017.pdf>
- ROA, P. & L. BERTHOIS. 1975. *Manual de sedimentología: métodos para el estudio de los sedimentos y no consolidados*. Ed. UCV. Caracas, Venezuela. 78pp
- RODRÍGUEZ, J. & L. BETANCOURT. 1998. Estratificación morfológica de la Bora (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms) y efecto de su cobertura en una laguna de inundación del Orinoco Medio. *Mem. IV. Congr. Interam. Medio Ambient.* (CIMA 1997). Caracas, Venezuela. 1997.121-127 pp.
- RODRÍGUEZ, J. & L. BETANCOURT. 1999. Caracterización fisicoquímica de una laguna de inundación del tramo Orinoco Medio y su relación con la biomasa de la cobertura de Bora (*Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms). *Interciencia*. 24 (4): 243- 249. 1999.
- RUTTENBERG, K. C. 1992. Development of a sequential extraction method for different forms of phosphorus in marine sediments. *Limnol. Oceanogr.* 37(7): 1460-1482. <https://doi.org/10.4319/lo.1992.37.7.1460>
- SHOU, C. Y., F. J. YUE., B. ZHOU., X. FU., Z. N. MA., Y. Q. GONG & S. N. CHEN. 2024. Chronic increasing nitrogen and endogenous phosphorus release from sediment threaten to the water quality in a semi-humid region reservoir. *Sci. Total Environ.* 931, 172924. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2024.172924>
- SINGH, P & B. YADAV. 2025. Seasonal eutrophication in lentic small waterbodies: Understanding nutrients-chlorophyll-a relationships and implications. *J. Hazard. Mater. Adv.* 17, 100563. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2024.100563>
- SØNDERGAARD, M., J. P. JENSEN & E. JEPPESEN. 2003. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiology*, 506–509, 135–145. <https://doi.org/10.1023/B:HYDR.0000008611.12704.dd>
- STRICKLAND, J. D. H. & T. R. PARSONS. 1972. *A practical Handbook of seawaters Analysis J. Fish. Res. Board.* Bull. 2Ed. Canada.167pp. <http://dx.doi.org/10.25607/OBP-1791>
- SUMAN, S., A. SINGH., R. KUMAR. & P. KUMAR. 2023. Development of a multivariate trophic state index for Indian lakes: A statistical and machine learning approach. *Ecol. Indic:* 156, 111232. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.111232>
- SUTULA, M., T. S. BIANCHI & B. A. MCKEE. 2004. Effect of seasonal sediment storage in the lower Mississippi River on the flux of reactive particulate phosphorus to the Gulf of México. *Limnol. Oceanogr.* 49(6): 2223–2235. <https://aslopubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.4319/lo.2004.49.6.2223>
- TAMMEORG, O., G. NÜREMBERG., J. HORPPILA., M. HALDNA & J. NIEMISTÖ, 2020.Redox-related release of phosphorus from sediments in large and shallow Lake Peipsi: Evidence from sediment studies and long-term monitoring data. *J. Great Lake. Res.* 46 (6): 1595-1603. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2020.08.023>

- TONELLO, M., T. HEBNER., R. STERNER., S. BROVOLD., T. TIECHER., E. BORTOLUZZI & G. MERTEN. 2020. Geochemistry and mineralogy of southwestern Lake Superior sediments with an emphasis on phosphorus lability. *J. Soils Sediments*, 20, 1060-1073. <https://doi.org/10.1007/s11368-019-02420-5>
- TREGUER, P. & P. LE CORRE. 1975. *Manual d'analyses des sels nutritifs dans l'eau de mer. Utilization de l'Auto-Analyzer II. Techicon R. 2 Ed.* LOC-UBO. Paris, France
- TU, C., Z. JIN., F. CHE., X. CAO., X. SONG., C. LU & W. HUANG. 2022. Characterization of phosphorus sorption and microbial community in lake sediments during overwinter and recruitment periods of cyanobacteria. *Chemosphere*, 307(Pt. 1), 135777. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2022.135777>
- VALDERRAMA, J. C. 1981. The simultaneous analysis of total nitrogen and total phosphorus in natural waters. *Mar. Chem.* 10: 109-122. <https://ftp.soest.hawaii.edu/dkarl/misc/dave/DOP/New%20papers%20for%20Refs/1981MarChem10-109-122-Valderrama.pdf>
- VÁSQUEZ, E. & W. WILBERT. 1992. *The Orinoco: Physical, biological and cultural diversity of major tropical alluvial river.* En: *The Rivers Handbook.* Blackwell Scientific Publications., Oxford, UK. 1: 448-471 pp.
- VOGEL, A. 1989. *Textbook of Practical Organic Chemistry.* Longman Scientific and Technical, London.
- VOLLENWEIDER, R. A., F. GIOVANARDI., G. MONTANARI & A. RINALDI. 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: Proposal for a trophic index. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 69:259–270. <https://doi.org/10.3354/meps069259>
- WALKLEY, A. & A. I. BLACK. 1934. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Sci.* 37(1): 29-38. <http://dx.doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>
- WANG, L., Q. LI., H. ZOU & H. ZHOU. 2013. Phosphorus speciation in wetland sediments of Zhujiang (Pearl) River Estuary, China. *China Geogr. Sci.* 23 (5): 574–583. <https://doi.org/10.1007/s11769-013-0627-4>
- WANG, Z., S. HUANG. & D. LI. 2019. Decomposition of cyanobacterial bloom contributes to the formation and distribution of iron-bound phosphorus (Fe-P): Insight for cycling mechanism of internal phosphorus loading. *Sci. Total Environ.* 652, 696–708. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.10.260>
- WANG, J., X. YUAN., L. HAN., H. YE. & X. YANG. 2020. Characteristics and Distribution of Organic Phosphorus Fractions in the Surface Sediments of the Inflow Rivers around Hongze Lake, China. *Int. J. Env Res. Pub. H.*, 17(2): 648. <https://doi.org/10.3390/ijerph17020648>
- WETZEL, R. G. 2001. *Limnology: Lake and river ecosystems.* Ed. Academic Press. USA. 3: 983 pp. [pphttps://www.csus.edu/indiv/h/hornert/geol%20230%20spring%202013/week%205%20nitrogen%20cycling/wetzel%202001.pdf](https://www.csus.edu/indiv/h/hornert/geol%20230%20spring%202013/week%205%20nitrogen%20cycling/wetzel%202001.pdf)
- WOHL, E. 2025. Conceptualizing river floodplains. *Earth's Future*, 13, e2024EF005681. <https://doi.org/10.1029/2024EF005681>
- WU, X., Y. WANG., L. JIAO., J. HE., H. ZHOU & Z. HAO. 2025. Influencing factors of phosphorus mobility and retention in the sediment of three typical plateau lakes. *Toxics*, 13(2), 120. <https://doi.org/10.3390/toxics13020120>
- XU, X., WENG, N., H. ZHANG., S. VAN DE VELDE., M. HERMANS., F. WU & S. HUO. 2023. Cable bacteria regulate sedimentary phosphorus release in freshwater sediments. *Water Res.* 242, 120218. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120218>

- YU, W., H. YANG., J. CHEN., P. LIAO., Q. CHEN., Y. YANG. & Y. LIU. 2022. Organic phosphorus mineralization dominates the release of internal phosphorus in a macrophyte-dominated Eutrophication Lake. *Front. Environ. Sci.* 9: 812834. [https://doi: 10.3389/fenvs.2021.812834](https://doi.org/10.3389/fenvs.2021.812834)
- ZHAN, G W., X. JIN., X. ZHU & B. SHAN. 2016. Characteristics and distribution of phosphorus in surface sediments of limnetic ecosystem in Eastern China. *PLoS ONE*, 11(6): e0156488. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0156488>
- ZHANG, Y. 2018. Cause and effect of N/P ratio decline with eutrophication aggravation in shallow lakes. *Sci. Total. Environ.* 627: 1294-1302. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.327>
- ZHENG, Z., X. WANG., J. JIN., J. HAO., Y. NIE., X. CHEN., J. MOU., S. EMSLIE & X. LIU. 2022. Fraction distribution and dynamic cycling of phosphorus in lacustrine sediment at Inexpressible Island, *Antarctica Environ. Inter.* 164, 107228. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107228>
- ZHUO, T., L. HE., B. CHAI., S. ZHOU., Q. WAN., X. LEI., Z. ZHOU & B. CHEN. 2023. Micro-pressure promotes endogenous phosphorus release in a deep reservoir by favoring microbial phosphate mineralization and solubilization coupled with sulphate reduction. *Water Res.* 245, 120647. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2023.120647>

Recibido: Septiembre 2024

Aceptado: Enero 2025



BOLETÍN DEL INSTITUTO OCEANOGRÁFICO DE VENEZUELA

VOL. 64, N° 2 (2025)