

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).

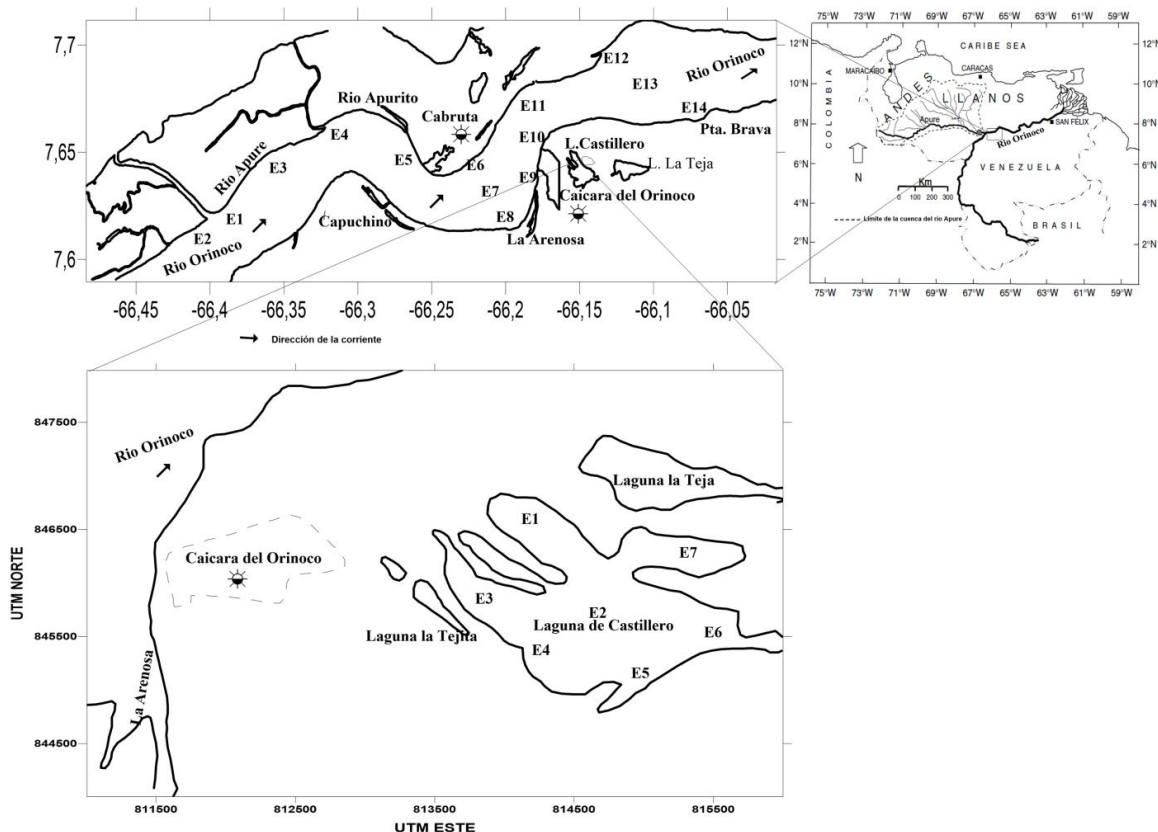


Fig. 1. Zona de estudio mostrando las estaciones de muestreo en el río Orinoco y la laguna de Castellero

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 ,

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

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		
	PT _F	PT _V	%Rec		PT _F	PT _V	%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 (~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 lótico. 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 (~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

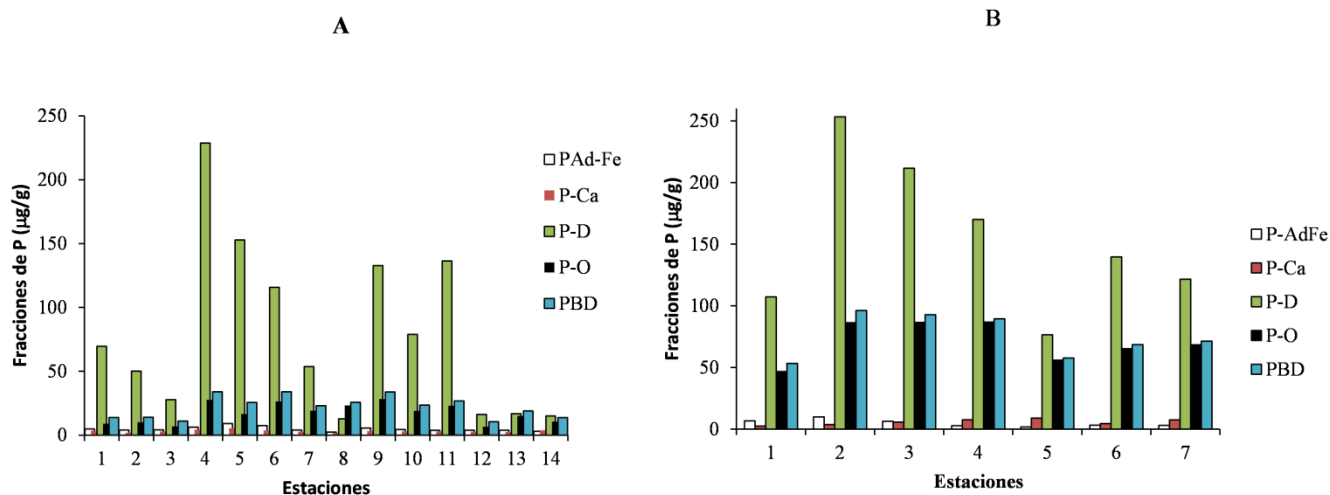


Fig. 2. Especiación de P en sedimentos del río Orinoco (A) y la laguna de Castellero (B).

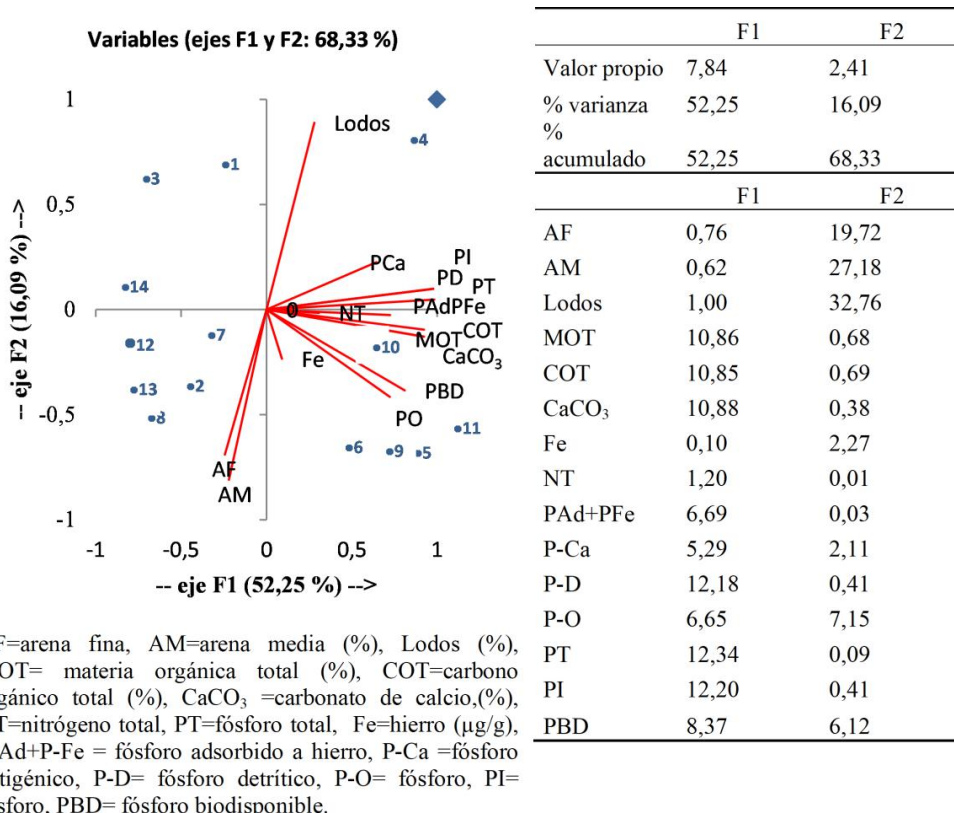


Fig.3. Ordenación entre parámetros fisicoquímicos, de los sedimentos del río Orinoco en los primeros dos componentes principales; en números azules las estaciones de muestreo.

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 %), CaCO_3 (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- CaCO_3 (0,93), MOT-COT (0,87) y CaCO_3 -COT (0,97) indican un ciclo activo de descomposición orgánica y formación de compuestos secundarios, con implicaciones para la estabilidad del fósforo sedimentario.

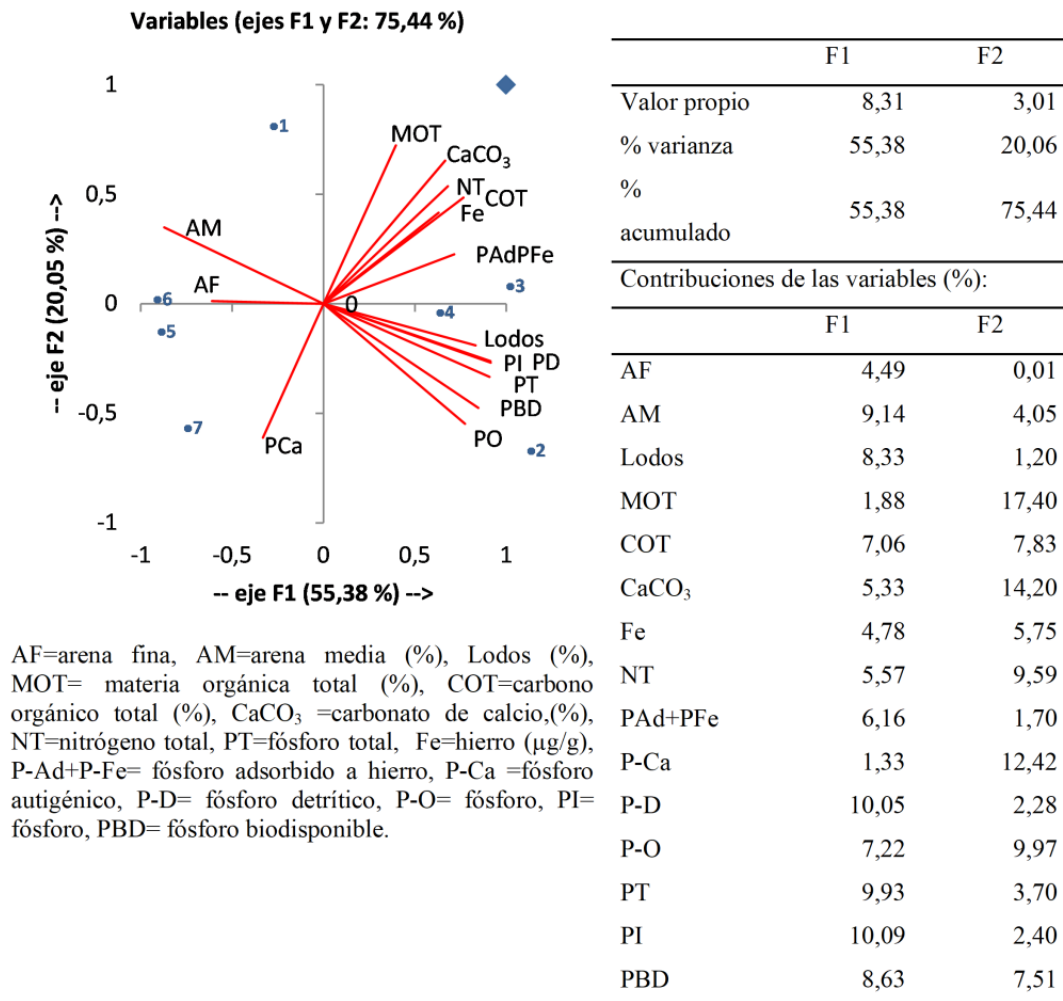


Fig. 4. Ordenación entre parámetros fisicoquímicos, de los sedimentos de la laguna de Castellero en los primeros dos componentes principales; en números azules las estaciones.

TABLE 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

TABLE 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 Castellero

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.

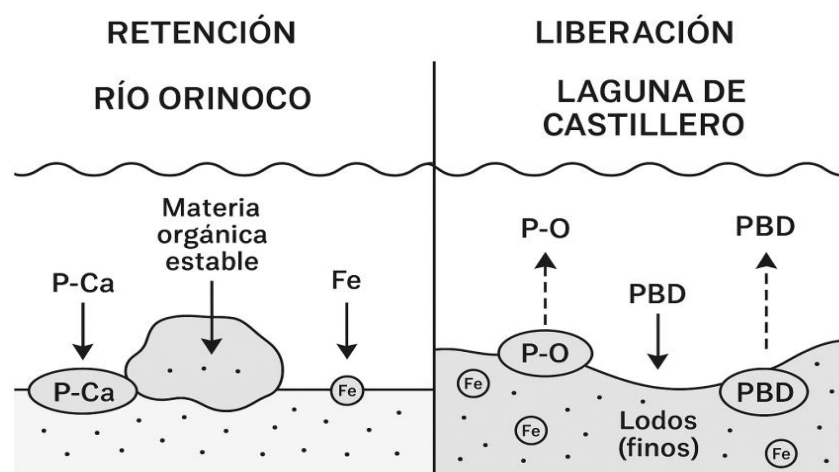


Fig. 5. Mecanismos de retención-liberación de P, propuestos para los sedimentos del río Orinoco y la laguna de Castellero (imagen creada con IA; CHATGPT 4.0)

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: