



UNIVERSIDAD PERUANA
CAYETANO HEREDIA

CAPACIDAD DE ACUMULACIÓN DE
CARBONO SEDIMENTARIO EN
HUMEDALES COSTEROS DE LIMA
IMPACTADOS POR ACTIVIDADES
ANTROPOGÉNICAS

TESIS PARA OPTAR EL GRADO DE
MAESTRO EN CIENCIAS DEL MAR

RODRIGO CASTRO MATA LLANA

LIMA – PERÚ

2025

ASESOR

DR. ALEXANDER PEREZ SEGOVIA

JURADO DE TESIS

DRA. DIMITRI ALEXEY GUTIERREZ AGUILAR

PRESIDENTE

DR. BRUNO JEAN RAYMOND TURCQ

VOCAL

DR. JORGE AQUILES CARDICH SALAZAR

SECRETARIO (A)

DEDICATORIA.

A mi esposa por su invaluable apoyo.

A mi abuela, por su insistencia.

AGRADECIMIENTOS.

A los muchos autores que me inspiran e instruyen.

FUENTE DE FINANCIAMIENTO.

Proyecto “Valorización de los humedales peruanos dentro del mercado de créditos
de carbono” E041-2018-01-BM
CONCYTEC – PROCIENCIA (ex Fondecyt)

DECLARACIÓN DE AUTOR			
FECHA	28	FEBRERO	2025
APELLIDOS Y NOMBRES DEL EGRESADO	CASTRO MATALLANA RODRIGO		
PROGRAMA DE POSGRADO	MAESTRÍA EN CIENCIAS DEL MAR		
AÑO DE INICIO DE LOS ESTUDIOS	2011		
TITULO DEL TRABAJO DE INVESTIGACIÓN DE GRADO	CAPACIDAD DE ACUMULACIÓN DE CARBONO SEDIMENTARIO EN HUMEDALES COSTEROS DE LIMA IMPACTADOS POR ACTIVIDADES ANTROPOGÉNICAS		
MODALIDAD DE TRABAJO DE GRADO	Tesis		
Declaración del Autor			
El presente Trabajo de Grado es original y no es el resultado de un trabajo en colaboración con otros, excepto cuando así está citado explícitamente en el texto. No ha sido ni enviado ni sometido a evaluación para la obtención de otro grado o diploma que no sea el presente.			
Teléfono de contacto (fijo / móvil)	977 334 998		
E-mail	Rodrigo.castro@upch.pe		



Firma del egresado

DNI 43227825



UNIVERSIDAD PERUANA
CAYETANO HEREDIA

DECLARACIÓN DE ORIGINALIDAD

Los egresados:

N°	APELLIDOS Y NOMBRES
1.	CASTRO MATALLANA RODRIGO

(Agregar filas adicionales si hay más autores)

Pertencientes al programa de la **MAESTRÍA EN CIENCIAS DEL MAR**, autores del trabajo titulado: **CAPACIDAD DE ACUMULACIÓN DE CARBONO SEDIMENTARIO EN HUMEDALES COSTEROS DE LIMA IMPACTADOS POR ACTIVIDADES ANTROPOGÉNICAS**, el cual ha sido elaborado, sustentado y aprobado, según corresponda, para optar por el grado de **MAESTRO EN CIENCIAS DEL MAR** bajo la modalidad de **TESIS**.

En calidad de docentes asesores de la Universidad Peruana Cayetano Heredia:

N°	APELLIDOS Y NOMBRES DEL DOCENTE	FACULTAD	NIVEL DE ASESORÍA
1.	PEREZ SEGOVIA ALEXANDER	FACI	MAESTRÍA

Declaramos que el contenido del presente documento es original y que las citas y referencias a otros autores cumplen con las normas académicas establecidas. En ese sentido, hacemos constar que:

- El documento presenta un porcentaje de similitud de **16%**, según el reporte emitido por el software **Turnitin®** (identificador de entrega: **2862055634**; fecha de entrega: **23-01-2026**).
- Tras una revisión detallada del reporte y del contenido del trabajo en cuestión, no se han identificado indicios de plagio.
- Se certifica que el documento respeta los principios de integridad académica y cumple con los requisitos institucionales de originalidad.

Lugar y fecha: **Lima, 30 de enero de 2026**

Firma del asesor
N° DNI: 43702972
ORCID: 0000-0003-4343-1583

Firma del Co-asesor
N° DNI:
ORCID:

ÍNDICE

RESUMEN

ABSTRACT

I.	INTRODUCCIÓN	1
II.	OBJETIVOS	7
III.	HIPÓTESIS	8
IV.	MARCO TEÓRICO.....	9
V.	METODOLOGÍA	15
VI.	RESULTADOS.....	24
VII.	DISCUSIÓN	47
VIII.	CONCLUSIONES	65
IX.	RECOMENDACIONES	68
X.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	69
XI.	ANEXOS	

RESUMEN

Este estudio analiza la acumulación de carbono orgánico total (COT) y nitrógeno total (NT) en humedales tipo marisma de Ventanilla y Puerto Viejo, mediante testigos de sedimento datados con la técnica de ^{210}Pb . Se recolectaron testigos de 30 cm de longitud, seccionados en submuestras de 1 cm para evaluar COT, NT e isótopos ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$). Las tasas de acumulación de sedimentos (SAR) se calcularon mediante el método de Flujo Constante: Sedimentación Constante (CFCS), y la acumulación de carbono y nitrógeno se determinó con base en SAR y los contenidos de COT y NT. Las tasas de sedimentación fueron 3.3 mm/año en Ventanilla y 3.4 mm/año en Puerto Viejo, menores que el promedio global para marismas costeras (6.0 mm/año). Se encontró que los flujos de COT y NT fueron mayores en la década de 1990 debido a la expansión urbana, aumento en descargas de aguas residuales, agricultura y ganadería. En Ventanilla, los valores máximos fueron de 459 ± 99 g COT m^{-2} año^{-1} y 23 ± 9 g NT m^{-2} año^{-1} , mientras que en Puerto Viejo alcanzaron 235 ± 49 g COT m^{-2} año^{-1} y 28 ± 3 g NT m^{-2} año^{-1} . Los valores de $\delta^{13}\text{C}$ disminuyeron después de 1990, indicando mayor deposición de materia orgánica terrestre. En Ventanilla, alcanzaron -19.3 ± 3.5 ‰, mientras que en Puerto Viejo llegaron a -25.2 ± 1.6 ‰. Antes de 1990, Ventanilla registró mayor aporte de materia orgánica marina que Puerto Viejo. Asimismo, $\delta^{15}\text{N}$ aumentó significativamente tras 1990 ($+9.3$ ‰ en Ventanilla y $+11.4$ ‰ en Puerto Viejo), reflejando un mayor impacto antrópico. El estudio resalta la importancia de estos humedales en la acumulación de carbono y subraya la necesidad de protegerlos para mitigar el cambio climático.

PALABRAS CLAVE: Marismas, acumulación de carbono, Ventanilla y Puerto Viejo, $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, geocronología.

ABSTRACT

This study analyzes the accumulation of total organic carbon (TOC) and total nitrogen (TN) in marsh-type wetlands of Ventanilla and Puerto Viejo, using sediment cores dated with the ^{210}Pb technique. Sediment cores of 30 cm in length were collected and sectioned into 1 cm sub-samples to evaluate TOC, TN, and isotopes ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$). Sediment accumulation rates (SAR) were calculated using the Constant Flux: Constant Sedimentation (CFCS) method, and carbon and nitrogen accumulation were determined based on SAR and TOC and TN contents. The sedimentation rates were 3.3 mm/year in Ventanilla and 3.4 mm/year in Puerto Viejo, lower than the global average for coastal marshes (6.0 mm/year). It was found that TOC and TN fluxes were higher in the 1990s due to urban expansion, increased wastewater discharges, agriculture, and livestock farming. In Ventanilla, the maximum values were $459 \pm 99 \text{ g TOC m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ and $23 \pm 9 \text{ g TN m}^{-2} \text{ year}^{-1}$, while in Puerto Viejo they reached $235 \pm 49 \text{ g TOC m}^{-2} \text{ year}^{-1}$ and $28 \pm 3 \text{ g TN m}^{-2} \text{ year}^{-1}$. The $\delta^{13}\text{C}$ values decreased after 1990, indicating higher deposition of terrestrial organic matter. In Ventanilla, they reached $-19.3 \pm 3.5 \text{ ‰}$, while in Puerto Viejo they reached $-25.2 \pm 1.6 \text{ ‰}$. Before 1990, Ventanilla recorded a higher contribution of marine organic matter than Puerto Viejo. Additionally, $\delta^{15}\text{N}$ increased significantly after 1990 ($+9.3 \text{ ‰}$ in Ventanilla and $+11.4 \text{ ‰}$ in Puerto Viejo), reflecting a greater anthropogenic impact. The study highlights the importance of these wetlands in carbon accumulation and emphasizes the need to protect them to mitigate climate change.

KEYWORDS: Marshes, carbon accretion, Ventanilla and Puerto Viejo, $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$, geochronology.

I. INTRODUCCIÓN

Los humedales costeros están definidos como aquellas extensiones de manglares, marismas y/o pantanos, cuya superficie se encuentra total o parcialmente cubierta de agua dulce o salada ya sea de manera natural o artificial (RAMSAR, 2018). A pesar de la poca superficie que ocupan los humedales, se estima que alrededor del 25% del total de carbono de la biósfera terrestre, que asciende a 2,500 Pg se encuentra almacenado en los humedales, por lo que está demostrada su alta capacidad de acumulación de carbono de origen atmosférico, marino y terrestre (Roulet, 2000; Bridgham et al. 2006; Alongi, 2014).

Por otro lado, los humedales costeros presentan características naturales que les permiten generar una serie de servicios ecosistémicos (Ej. De regulación, provisión, soporte, etc.), actuando como fuente de agua y materiales, protegiendo zonas costeras y regulando la temperatura a escala regional, cumpliendo siempre un rol clave para el desarrollo humano (Bulloc & Acreman, 2003; Sapkota & White, 2020). Uno de los servicios ecosistémicos de regulación más importante de los humedales recae en su alta capacidad para absorber carbono terrestre, marino y atmosférico en forma de biomasa vegetal y en sus ambientes sedimentarios, lo cual contribuye a la mitigación del calentamiento a escala regional (Alongi, 2014; Ouyang & Lee., 2014; Dushani et al., 2021). Es importante mencionar que, esta capacidad de acumular carbono puede variar en función de factores ambientales y/o antropogénicos que podrían estar actuando en el sistema pudiendo resultar en el aumento o disminución de los flujos y stocks de carbono en los ambientes sedimentarios (Mitsch & Mander 2018; Pérez et al.

2018). Entre las variables ambientales que pueden afectar la acumulación de carbono en estos ecosistemas destacan las variaciones del nivel del mar, temperatura ambiental, procesos erosivos, variaciones en la tasa de sedimentación, cantidad y tipo de vegetación autóctona, etc.; mientras que entre los factores de origen antrópico se han identificado a la deforestación, expansión urbana y contaminación (Kristensen et al., 2008; Donato et al., 2011; Alongi, 2014; Pérez et al., 2018).

El Perú posee un total de 92 humedales costeros, siendo más de la mitad de ellos de origen natural, mientras que un total de 13 humedales son considerados como áreas de relevancia internacional por la Convención de Ramsar (PRONaturaleza, 2010; RAMSAR, 2018). Sin embargo, numerosos impactos, tanto directos (e.g. crecimiento demográfico, degradación por acuicultura y ganadería) como indirectos (e.g. turismo excesivo, mala gestión gubernamental), están causando una degradación heterogénea de los humedales peruanos, afectando más intensamente a algunos que a otros (Aponte et al., 2020). Lamentablemente, la mayoría de estos humedales han sido poco estudiados, especialmente en relación con la acumulación de carbono, lo que limita el entendimiento de los factores que podrían modificar sus respuestas geoquímicas. Además, la heterogeneidad en los impactos que afectan a los humedales peruanos sugiere que esto también podría influir en su capacidad para acumular carbono. Por ello, realizar estudios en estos humedales costeros peruanos es de alta importancia, ya que se encuentran en situación vulnerable tanto frente a amenazas antropogénicas (ej. eutrofización, deforestación), como a variabilidad climática natural (ej. eventos El Niño, procesos de erosión), lo que podría devenir en la

perdida de varios servicios ecosistémicos (Michener et al., 1997; IPCC, 2007; Junk et al., 2013). El presente trabajo de investigación, a través de un estudio sedimentológico, busca identificar qué factores ambientales y/o antropogénicos podrían estar influenciando la acumulación de carbono orgánico en los humedales costeros de Ventanilla y Puerto Viejo en Lima, dos humedales con distintos impactos. La comprensión de la influencia de estos factores es clave debido al posible rol que juegan estos ecosistemas en la mitigación del calentamiento a escala regional (Alongi, 2014).

I.1 Planteamiento del problema

Los escenarios de cambio climático global para los próximos 50 años predicen un incremento promedio de un 1.5 a 2 grados centígrados de temperatura a nivel global y una intensificación de eventos climáticos extremos (IPCC, 2018). Ante este escenario, los humedales costeros juegan un importante rol en mitigar los efectos del cambio climático, ya que además de absorber la energía del oleaje y parte del agua de las inundaciones, contribuyen con otros muy importantes servicios ecosistémicos como defensa contra la erosión, atrapar nutrientes y contaminantes y actuar como sumideros de carbono atmosférico (Michener et al., 1997; IPCC, 2007; Junk et al., 2013). A pesar de ello, los humedales costeros han sido identificados como ecosistemas altamente vulnerables tanto al cambio climático como a las alteraciones de origen antropogénico. Entre los principales factores de riesgo se encuentran el aumento de la temperatura a escala regional, el aumento del nivel del mar, cambios en la precipitación y la pérdida de áreas debido al cambio de uso de suelo y la deforestación (Kusler, 2006; Aponte, 2017; RAMSAR, 2018; Aponte et al., 2020). Estos cambios afectan profundamente a los

humedales, provocando su degradación y la consecuente pérdida de servicios ecosistémicos.

Por otro lado, la biomasa vegetal presente en humedales costeros, junto con la producción fitoplanctónica en aguas superficiales, favorece una alta acumulación de carbono orgánico el cual puede ser acumulado por períodos de tiempo largos en el interior de sus ambientes sedimentarios (Mitsch et al., 2013; Donato et al., 2011). Esto ocurre ya que la descomposición aeróbica y anaeróbica no llega a reciclar por completo este carbono orgánico depositado, dando lugar a su acumulación en la columna de sedimento (Kusler, 2006; Alongi et al., 2016; Pérez et al., 2018). Esta acumulación de carbono da como resultado uno de los servicios ecosistémicos de más importancia en los humedales costeros, la regulación térmica a nivel regional (Alongi, 2014; Pérez et al. 2018). Es importante mencionar que, el aumento o disminución del contenido de carbono en los sedimentos de los humedales dependerá de los niveles de CO₂ atmosférico, temperatura, nivel del agua, deforestación, incendios y manejo del terreno, por lo tanto, factores ambientales y antropogénicos pueden afectar la capacidad de acumulación (Kusler, 2006; Mitsch & Mander 2018; Pérez et al., 2018). En el Perú, amenazas de origen antropogénico como destrucción de hábitats, contaminación, drenado y bombeo excesivo de agua del subsuelo ya han sido identificados en los humedales de la costa Limeña (Young, 1998; Aponte et al., 2020). Asimismo, se ha determinado también que existe heterogeneidad en las amenazas y cambios que enfrentan los diferentes humedales (Aponte et al., 2020), lo cual podría estar causando diferencias en la capacidad de acumular carbono entre los distintos humedales. Debido a la vulnerabilidad de estos ecosistemas y la

variabilidad de los factores naturales y antropogénicos que los afectan, su estudio resulta fundamental.

I.2 Justificación del estudio

De entre todas las funciones ecosistémicas que realizan los humedales costeros, la función de sumidero de carbono de los sedimentos genera uno de los servicios ecosistémicos de regulación clave dado que contribuye a la moderación del calentamiento a escala regional (Costanza et al., 1997; Davison et al., 2019; Alongi, 2014). Esta capacidad de acumular carbono se refleja en las variaciones de los flujos y stocks, lo cual está en función de factores de control naturales y antropogénicos (Alongi 2014; Pérez et al., 2018). Adicionalmente, dada la variabilidad climática que caracteriza a la costa peruana, factores como la expansión natural de los humedales observada en otros lugares (Li et al., 2023) podrían estar incrementando la capacidad de acumular carbono en los sedimentos, mientras que el uso de suelo y deforestación podrían estar disminuyendo esta capacidad, retroalimentando el calentamiento a escala regional (Donato et al., 2011; Ranjan et al., 2011; Sanders et al., 2016). De esta manera, es fundamental poder determinar qué factores, tanto ambientales como antropogénicos, estarían afectando la acumulación de carbono en ambientes sedimentarios de humedales costeros peruanos. Así, el presente proyecto de tesis busca contribuir a la comprensión de la influencia de factores ambientales como antropogénicos sobre la acumulación de carbono en humedales costeros, información que será de utilidad para diseñar planes de gestión, manejo y conservación de estas áreas con

miras a la disminución de los efectos del cambio climático a escala global y regional.

II. OBJETIVOS

II.1 Objetivo General

Determinar variaciones temporales de la capacidad de acumulación de carbono, en términos de stocks y flujos, en los ambientes sedimentarios de los humedales antropogénicamente impactados de Ventanilla y Puerto Viejo.

II.2 Objetivos Específicos

- Determinar las tasas de sedimentación y geocronología de los sedimentos en los humedales de Ventanilla y Puerto Viejo mediante la medición de la actividad del ^{210}Pb -ex en sedimentos.
- Determinar las concentraciones, stocks y flujos de carbono en los sedimentos de los humedales de Ventanilla y Puerto Viejo mediante las tasas de sedimentación y contenido de carbono orgánico total y nitrógeno total.
- Determinar el origen de la materia orgánica en los sedimentos de los humedales de Ventanilla y Puerto Viejo mediante el uso de indicadores isotópicos ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$).

III. HIPÓTESIS

Las actividades antropogénicas, como el cambio en el uso del suelo debido a la expansión urbana y la ganadería, podrían estar modificando la capacidad de acumulación de carbono de los humedales costeros, 1) deteriorando los ambientes sedimentarios acumuladores de carbono durante la construcción de áreas urbanas y 2) aumentando la acumulación de carbono por medio del aumento de la llegada de nutrientes y materia orgánica derivados de las actividades antropogénicas. Además, dada la heterogeneidad de los impactos que afectan a estos ecosistemas, distintos humedales podrían presentar diferencias en su capacidad para acumular carbono en función de la magnitud y naturaleza de las alteraciones que experimentan.

IV. MARCO TEÓRICO

IV.1 Ecosistemas de humedales costeros

Los humedales costeros representan uno de los tipos de ecosistemas más importantes a nivel mundial, jugando un rol fundamental en la mitigación de los dañinos efectos del cambio climático, en la hidrología y en la biodiversidad (RAMSAR, 2018; Aponte et al., 2020). Los humedales costeros abarcan una amplia gama de ecosistemas relacionados a cuerpos de agua dulce o salobre, abarcando aproximadamente 7% de la superficie terrestre (Mitsch & Gosselink, 2015; Ramsar, 2018). Estos humedales existen en un delgado margen entre la tierra y el océano y han evolucionado en paralelo a las variaciones del nivel del mar, de las fuentes y cantidades de suministros de sedimento y de la frecuencia e intensidad de tormentas (Michener et al., 1997). La geomorfología de los humedales costeros se halla delimitada por la marea local, descarga de agua dulce, precipitación, drenado superficial terrestre, características del suelo e interacciones biológicas, mientras que sus características los convierten en ecosistemas con una dinámica de sedimentación alta (Day et al., 2008; Keddy, 2010; Ramsar, 2018).

Además, las características hídricas, geomorfológicas y sedimentarias de los humedales los convierten en ecosistemas que pueden acumular considerables cantidades de materia orgánica en sus sedimentos (Holmer & Olsen, 2002; Alongi, 2014). Dentro de los sedimentos de los humedales, una serie de procesos biogeoquímicos complejos tienen lugar, como la asimilación de carbono por los sedimentos y la oxidación química y químico-autotrófica de metabolitos reducidos, los cuales, ligados a la dinámica geoquímica desarrollándose en la

columna de agua favorecen dicha acumulación (Black & Shimmiel, 2003; Kristensen et al., 2008) Además, la productividad primaria, que tiene lugar tanto en la columna de agua como en los ambientes sedimentarios, influye directamente en el contenido de materia orgánica acumulada y determina las condiciones de oxidación/reducción de estos ambientes (Kathiresan & Bingham, 2001; Pérez et al., 2017). Por otro lado, la composición granulométrica de los sedimentos juega un rol importante, pues está influenciada por la geomorfología y procesos erosivos locales, que pueden afectar significativamente la capacidad de acumulación y degradación de la materia orgánica (Kathiresan & Bingham, 2001; Black & Shimmiel, 2003; Pérez et al., 2017). Esta composición puede variar de composición fangosa a arenosa, siendo los sedimentos más finos propensos a acumular mayor contenido de materia orgánica sedimentaria (Badarudeen et al., 1996; Kristensen et al., 2008; Pérez et al., 2017).

IV.2 Origen y destino de la materia orgánica sedimentaria

La materia orgánica de la que deriva el carbono y que está almacenada en los sedimentos de los humedales costeros puede ser de origen autóctono (aquella generada a partir de la fotosíntesis tanto de la vegetación como de los organismos del fitoplancton), o de origen alóctono (aquella generada por importación de carbono de ambientes costeros circundantes) (Kathiresan & Bingham, 2001; Alongi, 2009). Por ejemplo, en el caso de los ecosistemas de manglares, que son un tipo de humedal costero, la materia orgánica derivada de los árboles de mangle son la principal fuente de carbono orgánico, mientras que su sistema de raíces y morfología del bosque facilitaría la acumulación de partículas finas en sedimentos

(Alongi 2009; Kathiresan & Bingham, 2001; Pérez et al., 2017). Se evidencia así que las variaciones en la cantidad y calidad de la materia orgánica que se acumula en los sedimentos de los humedales estarían en función de las condiciones geomorfológicas locales, el régimen hídrico y variaciones en la vegetación (Shunula & Whittick, 1999; Black & Shimmiel, 2003; Pérez et al., 2017).

Esta materia orgánica sedimentaria está formada principalmente por biopolímeros de carbono (Carbohidratos, lípidos y proteínas), y en menor proporción por compuestos de nitrógeno y fósforo (Wafar et al., 1997; Holmer & Olsen, 2002). Así, la composición estructural y química de estos compuestos determinará el mayor o menor potencial de degradación y su posterior acumulación en el perfil sedimentario (Kathiresan & Bingham, 2001; Pérez et al., 2017). De esta manera, durante las fases iniciales de la diagénesis, aquellos compuestos más lábiles, es decir más fáciles de ser degradados, son remineralizados preferentemente; en consecuencia, compuestos refractarios o más difíciles de degradar, se acumulan en los sedimentos (Kathiresan & Bingham, 2001; Black & Shimmiel, 2003). Vale la pena mencionar que esta materia orgánica acumulada en los ambientes sedimentarios de los humedales costeros puede acumularse a través del tiempo, o degradarse mediante procesos de diagénesis hasta ser remineralizada por completo por medio de la comunidad bacteriana (Scharler, 2011; Sousa & Dangremond, 2011).

Estudios biogeoquímicos realizados en humedales costeros sugieren que los principales procesos de remineralización de materia orgánica sedimentaria son la respiración aeróbica y la reducción de sulfato ligada a la actividad bacteriana (Kristensen et al. 1995, Alongi et al., 1998). De la materia orgánica depositada en

los sedimentos superficiales, 50% puede ser remineralizada mediante respiración aeróbica (Canfield, 1994), proceso que puede agotar el oxígeno disuelto intersticial del sedimento en su totalidad (Andersen & Kristensen, 1988; Kathiresan & Bingham, 2001). Mientras que, en las capas más profundas del sedimento, los responsables de la remineralización de la materia orgánica son otros aceptores de electrones como el nitrógeno y el hierro (Kristensen et al., 2000). Estos procesos de óxido-reducción a los que está sujeta la materia orgánica evidencian un ambiente sedimentario de alta variabilidad (Pérez et al., 2021), con procesos biogeoquímicos que ocurren a diferentes escalas de tiempo y que afectan directamente la cantidad y calidad de la materia orgánica sedimentaria y por lo tanto la capacidad de acumulación de carbono de estos sistemas (Black & Shimmiel, 2003; Cebrián-Torrejón et al., 2018).

IV.3 Factores de control sobre la acumulación de carbono

Los humedales de la costa son ecosistemas con una gran capacidad de atrapar carbono terrestre, marino y atmosférico en forma de biomasa vegetal y en sus ambientes sedimentarios debido en gran parte a que presentan una alta productividad primaria, sedimentos finos y morfología de poca declividad (Chmura et al., 2003; Sanders et al., 2014; Wang et al., 2019). En condiciones naturales, la mayoría del carbono deriva de materia orgánica autóctona, originada de la vegetación del lugar y de la producción fitoplanctónica, sin embargo, esta puede verse modificada debido a las descargas de nutrientes y material orgánico particulado proveniente de actividades antropogénicas (Kristensen et al., 2008; Sanders et al., 2014; Pérez et al 2018). El carbono orgánico que llega a los

sedimentos y que no es degradado, es almacenado en el perfil sedimentario, lo cual convierte el ecosistema en un eficiente sumidero que puede acumular el carbono del ambiente y retenerlo en sedimentos por largos lapsos de tiempo (Alongi, 2008; Donato et al., 2011; Breithaupt et al., 2018). Adicionalmente, la deposición atmosférica de carbono puede ser importante en lugares donde los incendios son comunes y donde concentraciones significativas de carbono atmosférico pueden ser estacionalmente intensas (Jurado et al. 2008).

Sin embargo y a pesar de todo lo descrito anteriormente, los humedales son ecosistemas bastante sensibles en la costa, por lo que factores tanto naturales como antropogénicos pueden perturbar su habilidad de acumular carbono (Alongi, 2008; Donato et al., 2011; Sanders et al., 2016). Entre los factores antropogénicos que controlan la acumulación de carbono uno de los más importantes es la deforestación y uso de suelo, dado que se halla directamente ligada a la disminución de áreas de humedal y por consiguiente de la capacidad de acumulo de carbono (Alongi, 2014; Sanders et al., 2014; Pérez et al., 2018). Adicionalmente, la entrada de nutrientes por efluentes ya sean domésticos o de actividades industriales podrían gatillar condiciones de eutrofización y por lo tanto aumento de la productividad y del flujo de materia orgánica hacia los sedimentos (Sanders et al., 2014; Pérez, 2018). Entre los factores naturales que pueden afectar la acumulación de carbono en los sedimentos de los humedales destacan las variaciones en el régimen hídrico, que pueden ser consecuencia de variaciones en el nivel del mar o de eventos el Niño, afectando la tasa de sedimentación, variaciones en la tasa de sedimentación, cantidad y tipo de

vegetación autóctona, etc. (Aponte et al., 2017; Pérez et al., 2017; Pérez et al., 2018).

V. METODOLOGÍA

V.1 Áreas de estudio

V.1.1. Humedales de Ventanilla

Los humedales de Ventanilla se encuentran en el distrito del mismo nombre, en la provincia del Callao al norte de la ciudad de Lima (Figura 1), con un área de aproximadamente 400 hectáreas. La principal fuente de agua de estos humedales es el río Chillón (PRONaturaleza, 2010; Moschella, 2012). Estos humedales se encuentran conformados por varios espejos de agua, algunos arenales y presentan agrupamientos de plantas adaptadas a condiciones salobres (ej. salicornias, juncos, totoras, etc.) (Aponte & Cano, 2013). Es importante resaltar que los humedales de Ventanilla han sido declarados un área ecológica intangible y área de conservación regional (PRONaturaleza, 2010), debido a la importancia que tienen dentro del corredor del Pacífico establecido como tal en 1996 en el documento “Estrategia Nacional para la Conservación de los Humedales en el Perú” y las amenazas a las que se enfrenta. A pesar de su intangibilidad, diversas investigaciones han evidenciado que los humedales costeros tipo marisma están siendo afectados por múltiples impactos antropogénicos. Para los humedales de Ventanilla entre los principales factores destacan el crecimiento demográfico y la urbanización, la degradación de áreas por agricultura, la ganadería y el pastoreo, los incendios controlados, así como los flujos de residuos urbanos y la contaminación química y microbiológica (Moschella, 2012; Aponte et al., 2020). Estos impactos de origen antrópico generan cambios significativos tanto en la extensión de los humedales como en su cobertura vegetal. En el caso de los

humedales de Ventanilla, entre 2002 y 2019 se ha registrado una reducción del 22% en su área total y del 7% en su cobertura vegetal (Urbina et al., 2022).

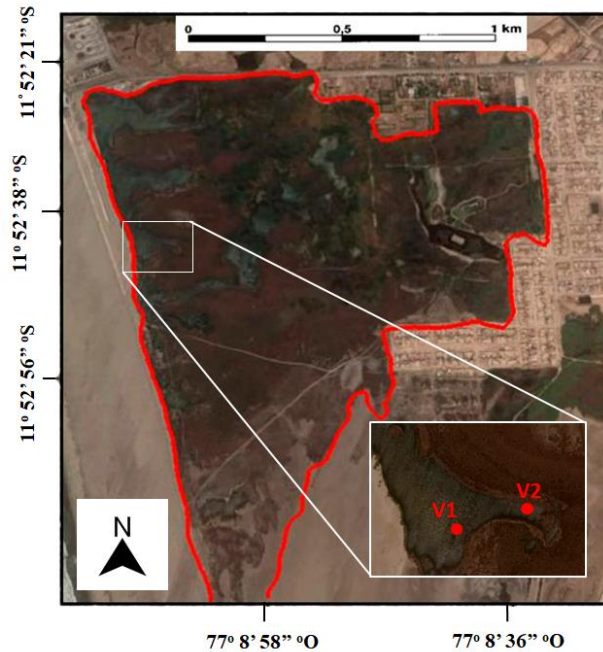


Figura 1. Estaciones de muestreo V1 y V2 dentro de los ambientes sedimentarios de los humedales de Ventanilla.

V.1.2. Humedales de Puerto Viejo

Los humedales de Puerto Viejo se encuentran en el distrito de San Antonio de Mala y Chilca, en la provincia de Cañete, departamento de Lima (Figura 2). Estos humedales cuentan con un área de alrededor de 290 hectáreas y su principal fuente de agua son las afloraciones hídricas del acuífero de Mala que forman parte de la cuenca del río Chillón (PRONaturaleza, 2010; Moschella, 2012; Urbina et al., 2022). Estos humedales se encuentran conformados por varios espejos de agua, algunos arenales y presentan agrupamientos de plantas adaptadas a condiciones salobres (ej. totoras, juncos, gramadas y salicornias). En el año 2008,

estos humedales fueron clasificados como zona reservada por el SERNANP (PRONaturaleza, 2010) debido a que forman parte del corredor del Pacífico. Sin embargo, en abril del 2017, una Resolución Ministerial declaró la desafectación de los Humedales de Puerto Viejo, perdiendo la categoría de Zona Reservada y quedando legalmente desprotegida (Ramírez & Aponte, 2018). A causa de ello, estos humedales costeros de tipo marisma se encuentran afectados por diversas actividades antropogénicas como la deforestación debido al crecimiento demográfico y urbanización, la degradación de áreas por actividades de ganadería y pastoreo, los incendios controlados y la acumulación de escombros o basura (Aponte et al., 2020). Con respecto al cambio de área de estos humedales, según Urbina et al. (2022), entre 2002 y 2019, se ha registrado una reducción del 21% en su área total y del 1% en su cobertura vegetal.

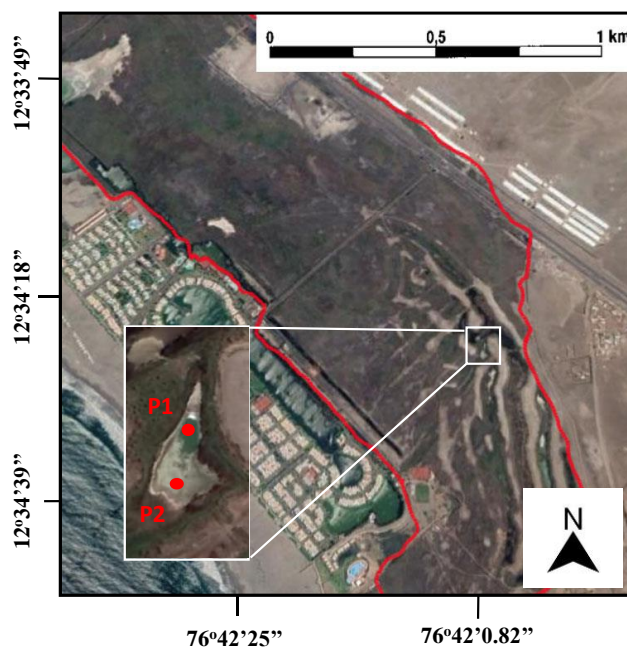


Figura 2. Estaciones de muestreo P1 y P2 dentro de los ambientes sedimentarios de los humedales de Puerto Viejo

V.2 Colecta de muestras

En cada uno de los humedales descritos (Figuras 1 y 2), se colectaron dos testigos de sedimento de 30cm de profundidad mediante un saca-testigo elaborado en base a un tubo de PVC de 6.6 cm de diámetro (Figura 3a). Se eligieron lugares con mayor accesibilidad para la extracción de los testigos de sedimento y zonas geomorfológicamente más cerradas y preservadas para asegurar la obtención de un sedimento laminado. Una vez colectados los testigos de sedimento, éstos fueron cortados transversalmente en secciones de un centímetro de grosor (Figura 3b). Luego, estas muestras fueron clasificadas de acuerdo con la profundidad y se almacenaron en bolsas de cierre hermético para su posterior traslado al laboratorio de Biogeociencias (LID - UPCH), donde fueron conservadas y procesadas para análisis. Adicionalmente a la colecta de testigos de sedimento, se tomaron muestras de vegetación dominante de los humedales de Ventanilla (ej. *Chara* sp., *Salicornia fruticosa*), así como de vegetación dominante de los humedales de Puerto Viejo (ej. *Schoenoplectus americanus*, *Chenopodium* sp., *Sporobolus virginicus*). Estas muestras se almacenaron en bolsas plásticas con cierre hermético y fueron posteriormente congeladas en el laboratorio de Biogeociencias (LID - UPCH). Muestras de fitoplancton fueron colectadas mediante arrastre superficial con una red de abertura de malla de 75µm. Las muestras obtenidas fueron colocadas en frascos plásticos y trasladadas al laboratorio de Biogeociencias para su procesamiento y análisis.

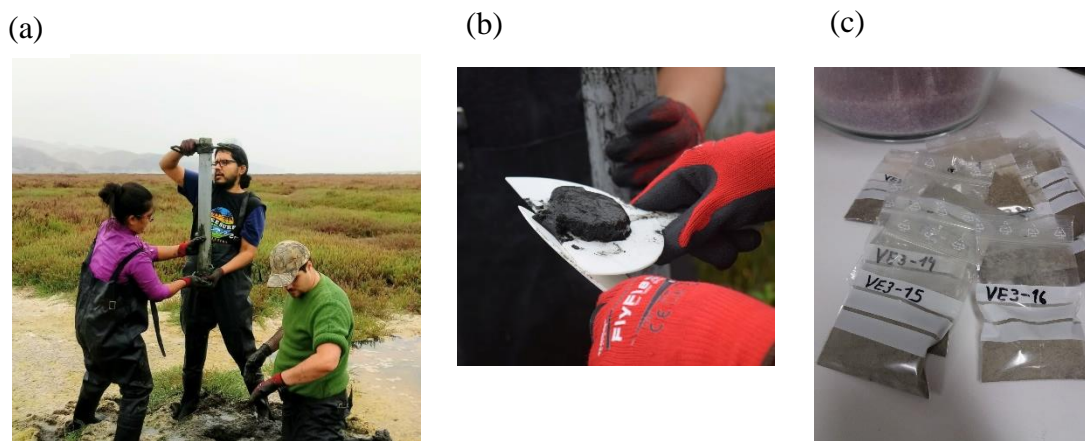


Figura 3. (a) Colecta de muestras en campo, (b) corte transversal de los testigos en secciones de 1cm de grosor y (c) procesamiento de muestras en el laboratorio de Biogeociencias (LID – UPCH).

V.3 Pretratamiento de muestras de laboratorio

Para el cálculo de los stocks y flujos de carbono fue necesario determinar el peso húmedo de las muestras de sedimento, para así poder calcular la densidad aparente (DBD). Posteriormente, 18 gramos de sedimento húmedo de cada submuestra fueron pesados para luego ser desecados a 50 °C por tres días en una estufa Binder (Modelo FD-115). Transcurrido el periodo de secado, el sedimento fue pesado y molido en un mortero de porcelana hasta la obtención de una submuestra homogénea y fina. Finalmente, 8g de cada submuestra fueron pesados en una balanza analítica de precisión calibrada y colocados en bolsas herméticas para los análisis posteriores (Figura 3c). Para la determinación de la actividad de ^{210}Pb -ex con el objetivo de calcular las tasas de sedimentación, cada submuestra de sedimento seco fue colocada llenando un frasco plástico de 5mL y sellada.

Finalmente, entre 6 y 7mg de cada submuestra fueron almacenados en frascos plásticos para análisis elementales (contenido de carbono y nitrógeno), y también para análisis isotópicos ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$).

Las muestras de vegetación fueron desecadas a 50 °C por tres días en una estufa, para luego ser molidas en un mortero de porcelana hasta obtener un polvo fino y fueron colocadas en bolsas plásticas herméticas para su análisis posterior de contenido elemental e isotópico. Por otra parte, con el fin de retirar las partículas gruesas existentes (restos macroscópicos de origen animal y vegetal) en las muestras de fitoplancton, éstas fueron filtradas usando un tamiz de 500 μm de abertura de malla (Riceli, N°35). La muestra obtenida para cada replica fue colocada en tubos Falcon de 45mL para ser centrifugadas a 1500 rpm por 10 minutos. El precipitado de materia orgánica obtenido fue colocado en recipientes de vidrio de 50mL, los que fueron posteriormente secados a 50°C por 3 días. Las muestras secas de fitoplancton fueron molidas en un mortero de porcelana hasta obtener una muestra fina y fueron colocadas en bolsas herméticas para su posterior análisis. Por último, entre 6 y 7mg de cada muestra se almacenaron en frascos plásticos para análisis elementales (contenido de carbono y nitrógeno), así como isotópicos ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$).

V.4 Análisis de muestras

V.4.1 Determinación de las tasas de sedimentación

La datación de los sedimentos colectados fue llevada a cabo mediante la medición del exceso de actividad de ^{210}Pb -ex en las muestras de sedimento colectadas. Este análisis fue realizado en el National Marine Science Centre de la

Southern Cross University en Australia. Las muestras de cada sección obtenidas a partir del corte transversal de los testigos de sedimento (Figura 3b) fueron colocadas en frascos plásticos y luego selladas por un periodo de 3 semanas con el fin de evitar la pérdida de ^{222}Rn y permitir el establecimiento del equilibrio secular entre ^{226}Ra y ^{222}Rn (Moore, 1984). Las mediciones isotópicas del plomo fueron realizadas mediante un detector de rayos gamma usando un detector coaxial de germanio puro acoplado a un detector multicanal. La actividad de ^{210}Pb se calculó directamente a través de su pico de medición gamma (46,5 keV), mientras que la actividad de ^{226}Ra se calculó utilizando rangos de medición promedio de ^{214}Pb y ^{214}Bi (295.2 KeV) (351.9 KeV) (609.3 KeV). Finalmente, el exceso de actividad de ^{210}Pb ($^{210}\text{Pbex}$) se calculó restando la actividad del ^{226}Ra de la actividad total de ^{210}Pb (Moore, 1984).

V.4.2 Determinación de carbono orgánico (COT), nitrógeno total (NT)

La determinación de COT, NT e isótopos en las muestras de sedimento, de vegetación y de fitoplancton se realizó en el National Marine Science Centre de la Southern Cross University en Australia. Para esto, solo las muestras para análisis de carbono fueron descarboxatadas en una solución de ácido clorhídrico (0.5 mol/l), para posteriormente ser analizadas mediante un analizador elemental con interfase para un espectrómetro de masas de razón isotópica marca Thermo Finnigan Delta Plus Modelo XP (Sanders et al., 2014).

Los análisis isotópicos de carbono y nitrógeno ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$) se realizaron en simultáneo con la determinación del contenido de COT y NT en las muestras en el mismo equipo analizador que fue mencionado anteriormente. La obtención

de los valores de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ se realizó a partir del cálculo de la relación de concentraciones de los isótopos estables de carbono ($^{13}\text{C}/^{12}\text{C}$) y nitrógeno ($^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$):

$$\delta^{13}\text{C}_{\text{muestra}} = [((^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{muestra}} - (^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{estándar}}) / (^{13}\text{C}/^{12}\text{C})_{\text{estándar}}] \times 1000$$

$$\delta^{15}\text{N}_{\text{muestra}} = [((^{15}\text{N}/^{14}\text{N})_{\text{muestra}} - (^{15}\text{N}/^{14}\text{N})_{\text{estándar}}) / (^{15}\text{N}/^{14}\text{N})_{\text{estándar}}] \times 1000$$

Como ya ha sido mencionado anteriormente en la sección de principios metodológicos del marco teórico, los valores delta (δ) representan la diferencia entre los valores obtenidos en el análisis de las muestras y los valores estándar (para ^{13}C Chicago PDB Marine Carbonate Estándar y para ^{15}N nitrógeno atmosférico) (Sanders et al., 2014).

V.4.3 Operacionalización de variables

Para calcular las tasas de sedimentación (SAR) se utilizó el método de Flujo Constante: Sedimentación Constante (CFCS) (Appleby & Oldfield, 1992; Ravichandran et al., 1995). Con la tasa de sedimentación, se determinó la edad del sedimento mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Edad del sedimento} = \text{Año de colecta} - (Z / \text{SAR})$$

Donde “Año de colecta” es el año en el cual se realizó el muestreo, “Z” es la profundidad promedio de intervalo (cm) y SAR es la tasa de acumulación de sedimento (cm año^{-1}) (Pérez et al., 2020).

Para calcular los stocks y flujos de carbono orgánico (COT) y nitrógeno total (NT) para cada intervalo de profundidad (cm) se usaron las siguientes variables: tasas de acumulación de sedimentos (SAR, cm año⁻¹), densidad aparente seca (DBD, g cm⁻³), contenidos de carbono orgánico total (COT) y Nitrógeno total (NT) (g g⁻¹), las que fueron integradas a las siguientes ecuaciones:

$$\mathbf{Flujo} \text{ (g m}^{-2}\text{año}^{-1}\text{)} = [\mathbf{SAR}] \times [\mathbf{DBD}] \times [\mathbf{COT o NT}]$$

$$\mathbf{Stock} \text{ (g m}^{-2}\text{)} = [\mathbf{DBD}] \times [\mathbf{Z}] \times [\mathbf{COT o NT}]$$

Se calcularon las medias aritméticas para todas las variables geoquímicas (contenidos porcentuales de COT y NT, isotopos ($\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$), flujos y stocks de COT y NT, mientras que para determinar diferencias espaciales y temporales estadísticamente significativas se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis (Pérez et al., 2020).

VI. RESULTADOS

VI.1 Tasas de sedimentación y densidad aparente

En los humedales de Ventanilla, la actividad del ^{210}Pb -ex exhibió una tendencia lineal decreciente con respecto a la profundidad en los testigos V1 y V2 (Figura 4). Las tasas de sedimentación (SAR) fueron calculadas de acuerdo con el modelo CFCS, en donde el testigo V1 mostró una tasa de sedimentación de 3.4 mm a^{-1} , mientras que el testigo V2 mostró un valor de 3.3 mm a^{-1} (Figura 3), obteniéndose un valor promedio de 3.3 mm a^{-1} para esta área de estudio, el cual fue utilizado para calcular los flujos y stocks de carbono orgánico total y nitrógeno total. En relación con la densidad aparente (DBD), los testigos colectados mostraron un valor promedio de 1.52 g cm^{-3} , mostrándose una variación en el DBD relacionada con la variación en el porcentaje de arenas según los análisis granulométricos realizados (Figura 4). En ambos testigos se observó una disminución de los valores dentro de los primeros 10 cm de profundidad en comparación a los valores obtenidos hacia la base del testigo. De acuerdo con la cronología, los primeros 10 cm corresponden a la década de los 90s.

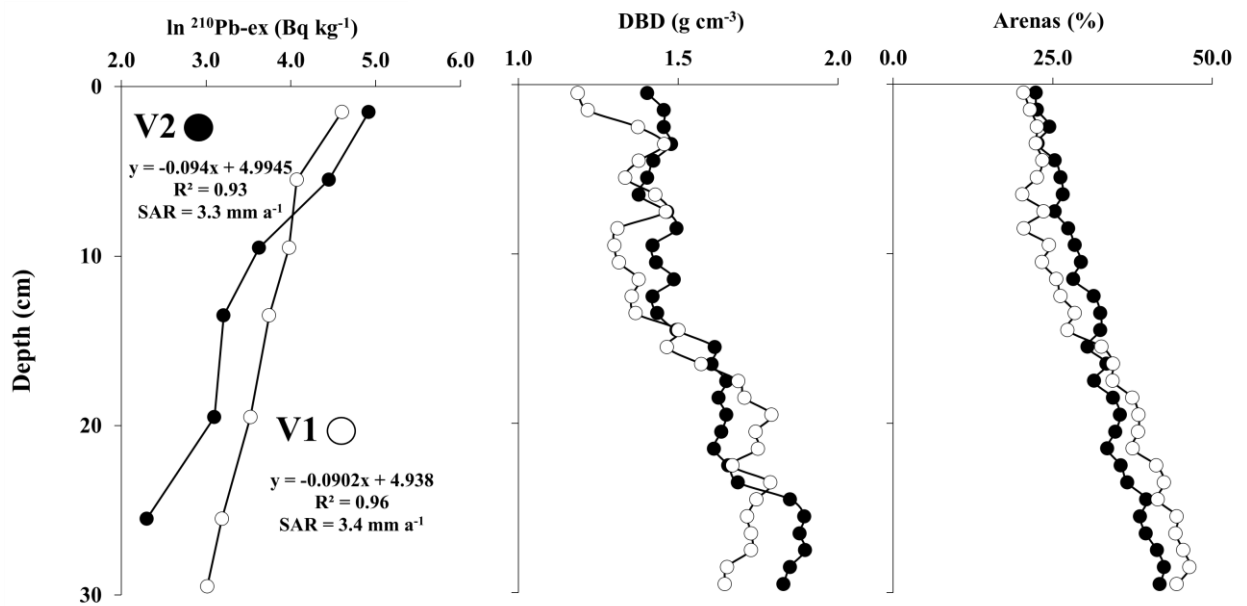


Figura 4. Actividad de ^{210}Pb -ex (Bq Kg^{-1}), densidad aparente (DBD) y porcentaje de arenas a lo largo de la columna de sedimento en los testigos V1 y V2 en los humedales de Ventanilla.

En los humedales de Puerto Viejo, la actividad registrada para el ^{210}Pb -ex presentó una tendencia decreciente con respecto a la profundidad en los testigos P1 y P2 (Figura 5). Las tasas de sedimentación (SAR) también fueron calculadas usando el mismo modelo CFCS, donde el testigo P1 presentó una tasa de sedimentación de 3.3 mm a^{-1} , mientras que el testigo P2 presentó valores de 3.5 mm a^{-1} (Figura 5), obteniéndose un valor promedio de 3.4 mm a^{-1} , el cual fue usado para calcular los flujos y stocks de carbono orgánico total y nitrógeno total. Los valores de densidad aparente mostraron un valor promedio de 0.90 g cm^{-3} , observándose una variación en el DBD relacionada, al igual que en Ventanilla, a la variación del contenido de arena (Figura 5). A diferencia de Ventanilla, en los testigos colectados en Puerto Viejo se observó un aumento de los valores de DBD

dentro de los primeros 10 cm de profundidad en comparación a los valores obtenidos hacia la base del testigo. De acuerdo con la cronología, los primeros 10 cm corresponden a la década de los 90s.

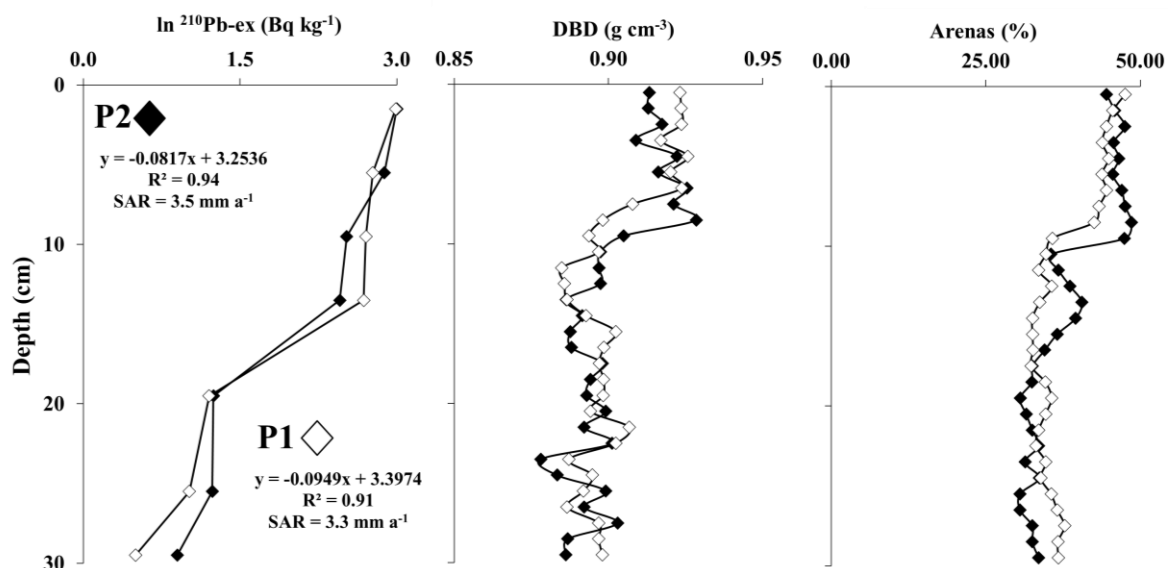


Figura 5. Actividad de $^{210}\text{Pbex}$ (Bq Kg^{-1}) y densidad aparente (DBD) en todos los puntos de la columna de sedimento en los testigos P1 y P2 en los humedales de Puerto Viejo.

VI.2 Contenido porcentual de carbono orgánico total y nitrógeno total

Los perfiles de carbono orgánico total (COT) y nitrógeno total (NT) en los testigos de los humedales de Ventanilla como de Puerto Viejo mostraron una tendencia similar a la observada en los valores de DBD, con un aumento de COT y NT en Ventanilla dentro de los primeros 10 cm (Figura 6), correspondiente a la década de los 90s, y una disminución de COT y NT en Puerto Viejo (Figura 7). Asimismo, hacia la base de los testigos, se observó una notable disminución de

COT y NT, especialmente en Ventanilla, que según la cronología corresponde a los años anteriores a la década de los 50s. En base a estas observaciones, y siguiendo la cronología obtenida a partir de la tasa de sedimentación, se determinaron tres fases sedimentarias para cada una de las variables estudiadas. La primera fase (F1) corresponde al periodo antes de la década de 1950, la segunda fase (F2) entre la década de 1950 y 1990, y la tercera fase (F3) después de la década de 1990. Los análisis estadísticos realizados tanto para los valores de DBD, como para los de COT y NT, mostraron diferencias significativas entre las fases establecidas tanto en los testigos de Ventanilla (Tabla 1) como en los de Puerto Viejo (Tabla 2).

En los humedales de Ventanilla, los valores porcentuales promedio de carbono orgánico total (COT) para los testigos V1 y V2 fueron 4.84% y 5.94% respectivamente (Tabla 1). En ambos testigos se observaron diferencias significativas durante todas las fases temporales (Tabla 1), siendo los valores más altos aquellos registrados después de la década de 1990's con un valor promedio de 10.10% y 9.74% para los testigos V1 y V2 respectivamente (Figura 6). Los menores valores porcentuales de COT fueron registrados durante la primera fase sedimentaria localizada antes de la década de 1950's (Figura 6) con valores de 0.51% y 0.50% para los testigos V1 y V2 respectivamente (Tabla 1). Por otro lado, los valores porcentuales promedio de nitrógeno total (NT) en humedales de Ventanilla fueron de 0.25% para los testigos V1 y V2 (Tabla 1). En ambos testigos se observaron diferencias significativas entre algunas fases temporales (Tabla 1), siendo los valores más altos aquellos registrados después de la década de 1990's con un valor promedio de 0.51% y 0.45% para los testigos V1 y V2

respectivamente (Figura 6). Los menores valores porcentuales de NT fueron registrados durante la primera fase sedimentaria localizada antes de la década de 1950's (Figura 6) con valores mínimos de 0.08% y 0.09% para los testigos V1 y V2 respectivamente (Tabla 1).

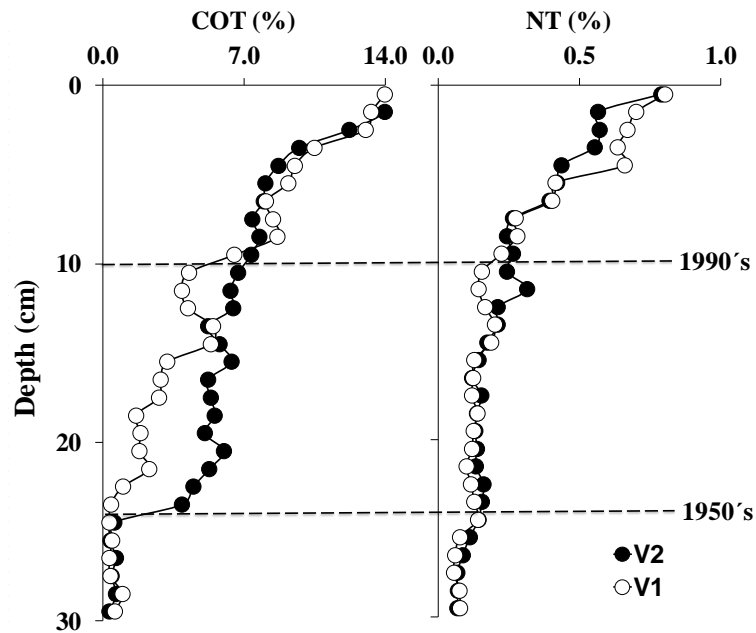


Figura 6. Contenido porcentual de carbono orgánico total (COT) y nitrógeno total (NT) a lo largo de la columna de sedimento en los testigos V1 y V2 en los humedales de Ventanilla.

Tabla 1. Análisis Kruskal-Wallis de las variables geoquímicas de los testigos V1 y V2 de los humedales de Ventanilla. Se asignaron tres fases sedimentarias según los principales cambios temporales de las variables estudiadas. Fase 1 (F1): “antes de 1950’s”. Fase 2 (F2): entre 1950’s – 1990’s. Fase 3 (F3): “después de 1990’s. “X” representa la media aritmética de la columna de sedimento. Significancia del análisis (*): ($p < 0.05$). Los acrónimos subrayados representan fases con diferencias no significativas entre ellos.

Variable	n	Testigo: V1		Testigo: V2	
		Media \pm DS	Interacción	Media \pm DS	Interacción
COT (%)	6	F1: 0.51 \pm 0.68		F1: 0.50 \pm 0.14	
	14	F2: 2.94 \pm 1.55	F3 > F2 >	F2: 5.55 \pm 0.78	F3 > F2 > F1*
	10	F3: 10.1 \pm 2.52	F1*	F3: 9.74 \pm 2.70	
	30	X: 4.84 \pm 4.28		X: 5.94 \pm 3.70	
NT (%)	6	F1: 0.08 \pm 0.03		F1: 0.09 \pm 0.03	
	14	F2: 0.14 \pm 0.03	F3 > <u>F2 F1*</u>	F2: 0.17 \pm 0.05	F3 > <u>F2 F1*</u>
	10	F3: 0.51 \pm 0.21		F3: 0.45 \pm 0.17	
	30	X: 0.25 \pm 0.22		X: 0.25 \pm 0.19	
DBD (g cm ⁻³)	6	F1: 1.71 \pm 0.04		F1: 1.86 \pm 0.03	
	14	F2: 1.58 \pm 0.17	<u>F1 F2</u> > F3*	F2: 1.57 \pm 0.09	F1 > F2 > F3*
	10	F3: 1.34 \pm 0.09		F3: 1.44 \pm 0.04	
	30	X: 1.53 \pm 0.18		X: 1.58 \pm 0.17	

		F1: 29.40 ±		F1: 30.95 ± 8.75	
	6	13.47			
		F2: 150.17 ±		F2: 286.76 ±	
	14	68.95	F3 > F2 >	33.25	
COT (g m ⁻² a ⁻¹)					F3 > F2 > F1*
	1)	F3: 459.52 ±	F1*	F3: 462.04 ±	
	10	98.99		128.49	
		X: 229.14 ±		X: 294.02 ±	
	30	186.46		172.37	
	6	F1: 4.70 ± 1.86		F1: 5.62 ± 1.89	
	14	F2: 7.36 ± 1.06		F2: 8.87 ± 2.34	
NT (g m ⁻² a ⁻¹)			F3 > <u>F2</u> F1*		F3 > <u>F2</u> F1*
	10	F3: 22.98 ± 8.99		F3: 21.34 ± 8.11	
	30	X: 12.04 ± 9.44		X: 12.37 ± 8.16	
	6	F1: 8.64 ± 3.96		F1: 9.38 ± 2.65	
		F2: 44.17 ±		F2: 86.89 ±	
	14	20.28		10.07	
			F3 > F2 >		
COT (g m ⁻²)		F3: 135.15 ±	F1*	F3: 140.01 ±	F3 > F2 > F1*
	10	29.11		38.93	
				X: 89.09 ±	
	30	X: 67.39 ± 54.84		52.23	
	6	F1: 1.38 ± 0.54	F3 > <u>F2</u> F1*	F1: 1.70 ± 0.57	F3 > <u>F2</u> F1*
NT (g m ⁻²)					

	14	F2: 2.16 ± 0.31		F2: 2.68 ± 0.71	
	10	F3: 6.76 ± 2.64		F3: 6.46 ± 2.45	
	30	X: 3.54 ± 2.77		X: 3.75 ± 2.47	
	6	F1: -12.61 ± 1.01		F1: -10.33 ± 0.24	
$\delta^{13}\text{C}$ (‰)	14	F2: -11.87 ± 1.40	<u>F2 F1</u> > F3	F2: -11.69 ± 1.17	<u>F2 F1</u> > F3
	10	F3: -19.30 ± 3.50		F3: -17.23 ± 1.80	
	30	X: -14.5 ± 4.10		X: -13.26 ± 3.16	
	6	F1: $+6.08 \pm 0.55$		F1: $+5.51 \pm 0.29$	
$\delta^{15}\text{N}$ (‰)	14	F2: $+7.36 \pm 0.71$	F3 > F2 > F1*	F2: $+8.87 \pm 2.34$	F3 > F2 > F1*
	10	F3: $+8.92 \pm 0.61$	F1*	F3: $+9.34 \pm 8.11$	
	30	X: $+7.62 \pm 1.22$		X: $+7.37 \pm 8.16$	
COT: NT	6	F1: 15.38 ± 1.33		F1: 25.40 ± 1.61	
	14	F2: 22.01 ± 5.40	F2 > F3 > F1*	F2: 33.92 ± 8.02	F2 > <u>F1 F3</u> *
	10	F3: 21.95 ± 6.08	F1*	F3: 22.85 ± 4.95	
	30	X: 20.66 ± 5.66		X: 28.53 ± 8.01	

En los humedales de Puerto Viejo, los valores porcentuales promedio de carbono orgánico total (COT) para los testigos P1 y P2 fueron 5.42% y 5.66%

respectivamente (Tabla 2). En ambos testigos se observaron diferencias significativas entre algunas fases temporales (Tabla 2), siendo los valores más altos aquellos registrados después de la década de 1990's con un valor promedio de 6.85% y 7.32% para los testigos P1 y P2 respectivamente (Figura 7). Por otro lado, los menores valores porcentuales de COT fueron registrados durante las primeras fases sedimentaria localizada antes de la década de 1950's hasta inicios de la década de 1990's (Figura 7) con valores mínimos de 4.37% y 4.54% para los testigos P1 y P2 respectivamente (Tabla 2). Finalmente, los valores porcentuales promedio de nitrógeno total (NT) en humedales de Puerto Viejo fueron de 0.62% y 0.61% para los testigos P1 y P2 respectivamente (Tabla 2). En ambos testigos se observaron diferencias significativas entre algunas fases temporales (Tabla 2), siendo los valores significativamente más altos aquellos registrados después de la década de 1990's con un valor promedio de 0.84% y 0.87% para los testigos P1 y P2 respectivamente (Figura 7). Los menores valores porcentuales de NT fueron registrados durante las primeras fases sedimentarias localizadas antes de la década de 1990's (Figura 7) con valores mínimos de 0.49% y 0.45% para los testigos P1 y P2 respectivamente (Tabla 2).

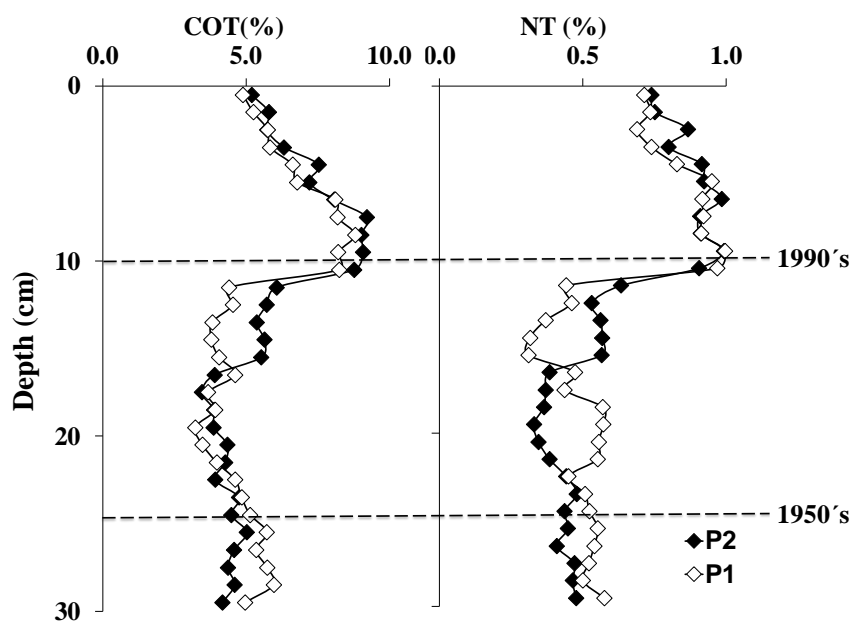


Figura 7. Contenido porcentual de carbono orgánico total (COT) y nitrógeno total (NT) a lo largo de la columna de sedimento en los testigos P1 y P2 en los humedales de Puerto Viejo.

Tabla 2. Análisis Kruskal-Wallis de las variables geoquímicas de los testigos P1 y P2 de los humedales de Puerto Viejo. Se establecieron tres fases sedimentarias según las principales variaciones temporales de las variables estudiadas. Fase 1 (F1): “antes de 1950’s”. Fase 2 (F2): entre 1950’s – 1990’s. Fase 3 (F3): “después de 1990’s. “X” representa la media aritmética de la columna de sedimento. Significancia del análisis (*): ($p < 0.05$). Los acrónimos subrayados representan fases con diferencias no significativas entre ellos.

Variable	n	Testigo: P1		Testigo: P2	
		Media \pm DS	Interacción	Media \pm DS	Interacción
COT (%)	6	F1: 5.48 \pm 0.38		F1: 4.54 \pm 0.28	
	14	F2: 4.37 \pm 1.21	F3 > <u>F1 F2*</u>	F2: 4.96 \pm 1.38	F3 > <u>F2 F1*</u>
	10	F3: 6.85 \pm 1.40		F3: 7.32 \pm 1.51	
	30	X: 5.42 \pm 1.59		X: 5.66 \pm 1.73	
NT (%)	6	F1: 0.53 \pm 0.03		F1: 0.45 \pm 0.03	
	14	F2: 0.49 \pm 0.16	F3 > <u>F1 F2*</u>	F2: 0.49 \pm 0.15	F3 > <u>F2 F1*</u>
	10	F3: 0.84 \pm 0.11		F3: 0.87 \pm 0.09	
	30	X: 0.62 \pm 0.20		X: 0.61 \pm 0.22	
DBD (g cm ⁻³)	6	F1: 0.89 \pm 0.01		F1: 0.89 \pm 0.01	
	14	F2: 0.89 \pm 0.01	F3 > <u>F2 F1*</u>	F2: 0.89 \pm 0.01	F3 > <u>F2 F1*</u>
	10	F3: 0.91 \pm 0.01		F3: 0.91 \pm 0.01	
	30	X: 0.90 \pm 0.01		X: 0.90 \pm 0.02	
COT (g m ⁻² a ⁻¹)	6	F1: 161.82 \pm 11.48		F1: 141.80 \pm 9.39	
	14	F2: 129.19 \pm 35.85	F3 > <u>F1 F2*</u>	F2: 155.17 \pm 43.50	F3 > <u>F2 F1*</u>
	10	F3: 206.64 \pm 40.52		F3: 235.02 \pm 49.17	
	30	X: 161.53 \pm		X: 179.11 \pm	

		48.11		57.06	
NT (g m ⁻² a ⁻¹)	6	F1: 15.81 ± 0.76		F1: 14.09 ± 0.80	
	14	F2: 14.76 ± 4.76	F3 > <u>F1 F2*</u>	F2: 15.34 ± 4.87	F3 > <u>F2 F1*</u>
	10	F3: 25.38 ± 3.20		F3: 28.25 ± 2.93	
	30	X: 18.51 ± 6.16		X: 19.39 ± 7.36	
COT (g m ⁻²)	6	F1: 49.04 ± 3.48		F1: 40.51 ± 2.68	
	14	F2: 39.14 ± 10.86	F3 > <u>F1 F2*</u>	F2: 44.33 ± 12.43	F3 > <u>F2 F1*</u>
	10	F3: 62.61 ± 12.28		F3: 67.15 ± 14.05	
	30	X: 48.95 ± 14.58		X: 51.17 ± 16.30	
NT (g m ⁻²)	6	F1: 4.79 ± 0.23		F1: 4.02 ± 0.22	
	14	F2: 4.47 ± 1.44	F3 > <u>F1 F2*</u>	F2: 4.38 ± 1.39	F3 > <u>F2 F1*</u>
	10	F3: 7.69 ± 0.97		F3: 8.07 ± 0.83	
	30	X: 5.61 ± 1.86		X: 5.54 ± 2.10	
δ ¹³ C (‰)	6	F1: -22.93 ± 0.75		F1: -22.30 ± 1.59	
	14	F2: -24.94 ± 0.63	F1 > F2 > F3*	F2: -24.20 ± 0.36	F1 > F2 > F3*
	10	F3: -27.03 ± 0.95		F3: -26.80 ± 1.20	
	30	X: -25.23 ± 1.67		X: -24.68 ± 1.94	

□ ¹⁵ N (‰)	6	F1: +10.46 ± 0.31		F1: +10.98 ± 0.41	
	14	F2: +10.97 ± 0.55	F3 > F2 >	F2: +11.14 ± 0.56	
	10	F3: +11.67 ± 0.24	F1*	F3: + 12.03 ± 0.37	F3 > F2 > F1*
	30	X: +11.10 ± 0.61		X: + 11.40 ± 0.65	
COT: NT	6	F1: 9.94 ± 0.23		F1: 10.03 ± 0.20	
	14	F2: 10.15 ± 0.40	<u>F2 F1</u> > F3*	F2: 10.22 ± 0.56	<u>F2 F1</u> > F3*
	10	F3: 8.32 ± 0.91		F3: 8.26 ± 0.86	
	30	X: 9.49 ± 1.03		X: 9.53 ± 1.10	

VI.3 Valores isotópicos de δ¹³C y δ¹⁵N y Cociente COT:NT

En los humedales de Ventanilla, los valores isotópicos promedio de δ¹³C para los testigos V1 y V2 fueron -14.5 ‰ y -13.3 ‰ respectivamente (Tabla 1). En ambos testigos se observaron diferencias significativas entre las fases temporales (Tabla 1), siendo los valores significativamente más ligeros aquellos registrados después de la década de 1990's con un valor promedio de -19.3 ‰ y -17.2 ‰ para los testigos V1 y V2 respectivamente (Figura 8). Los valores isotópicos promedio de δ¹⁵N para los testigos V1 y V2 fueron +7.6 ‰ y +7.37 ‰ respectivamente (Tabla 1). En ambos testigos se observaron diferencias

significativas entre las fases temporales (Tabla 1), siendo los valores significativamente más pesados aquellos registrados después de la década de 1990's con un valor promedio de +8.9 ‰ y +9.3 ‰ para los testigos V1 y V2 respectivamente (Figura 8). Además, los valores promedio del cociente COT:NT para los testigos V1 y V2 fueron de 20.66 y 28.53 respectivamente (Tabla 1). En los dos testigos se observaron diferencias significativas entre las fases temporales (Tabla 1), siendo los cocientes más bajos aquellos registrados antes de la década de 1990's con un valor promedio de 15.38 y 25.40 para los testigos V1 y V2 respectivamente (Figura 8).

Con respecto a las muestras de vegetación colectadas en Ventanilla, los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ obtenidos de *Chara* sp. presentaron valores promedio de -19.2 ‰ y +11.35 ‰ respectivamente (Tabla 3) mientras que para *Salicornia fruticosa* presentaron valores promedio de -26.35 ‰ y +8.75 ‰ respectivamente (Tabla 3). En cuanto al fitoplancton, presentó valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de -18.48 ‰ y +11.4 ‰ respectivamente (Tabla 3).

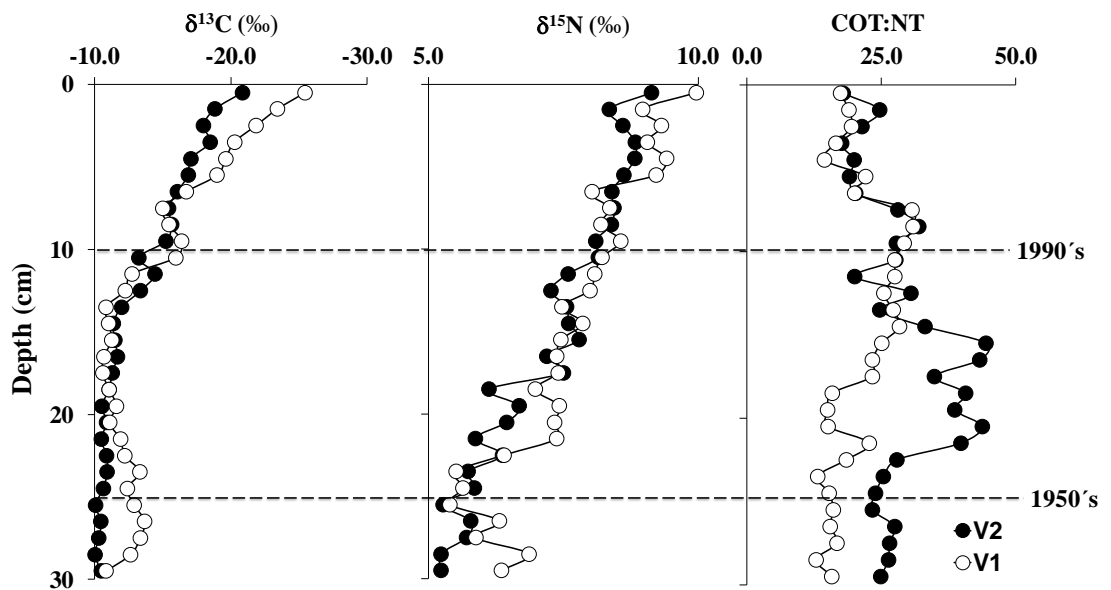


Figura 8. Valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$), nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) y cociente COT:NT a lo largo de la columna de sedimento en los testigos V1 y V2 en los humedales de Ventanilla.

Tabla 3. Valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) conseguidos a partir de muestras de vegetación dominante en el área de estudio dentro del humedal de Ventanilla. “X” representa la media aritmética de los valores.

	Replica	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
Fitoplancton	R1	-18.63	+ 11.13
	R2	-18.33	+ 11.59
	X	-18.48 ± 0.21	$+ 11.35 \pm 0.35$
<i>Chara</i> sp.	R1	-19.13	+12.23
	R2	-19.32	+11.77
	X	-19.2 ± 0.14	$+12 \pm 0.28$
<i>Salicornia fruticosa</i>	R1	-26.51	+9.44
	R2	-26.20	+8.10
	X	-26.35 ± 0.21	$+8.75 \pm 0.92$

En los humedales de Puerto Viejo, los valores isotópicos promedio de $\delta^{13}\text{C}$ para los testigos P1 y P2 fueron -25.2 ‰ y -24.6 ‰ respectivamente (Tabla 2). En ambos testigos se observaron diferencias significativas entre las fases temporales (Tabla 2), siendo los valores significativamente más ligeros aquellos registrados

después de la década de 1990's con un valor promedio de -27.1 ‰ y -26.8 ‰ para los testigos P1 y P2 respectivamente (Figura 9). Los valores isotópicos promedio de $\delta^{15}\text{N}$ para los testigos P1 y P2 fueron +11.1 ‰ y +11.4 ‰ respectivamente (Tabla 2). En ambos testigos se observaron diferencias significativas entre las fases temporales (Tabla 2), siendo los valores significativamente más pesados aquellos registrados después de la década de 1990's con un valor promedio de +11.6 ‰ y +12.0 ‰ para los testigos P1 y P2 respectivamente (Figura 9). Finalmente, los valores promedio del cociente COT:NT para los testigos P1 y P2 fueron de 20.66 y 28.53 respectivamente (Tabla 2). En los dos testigos se observaron diferencias significativas entre las fases temporales (Tabla 2), siendo los cocientes más bajos aquellos registrados después de la década de 1990's con un valor promedio de 8.32 y 8.26 para los testigos P1 y P2 respectivamente (Figura 9).

Con respecto a las muestras de vegetación colectadas en Puerto Viejo, los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ obtenidos de *Chenopodium* sp. presentaron valores promedio de -24.33 ‰ y +10.85 ‰ respectivamente (Tabla 4), para *Schoenoplectus americanus* presentaron valores promedio de -26.35 ‰ y +12.20 ‰ respectivamente (Tabla 4), mientras que para *Sporobolus virginicus* presentaron valores de -27.59 ‰ y +8.77 ‰ respectivamente. En cuanto al fitoplancton, presentó valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ de -18.42 ‰ y +13.88 ‰ respectivamente (Tabla 4).

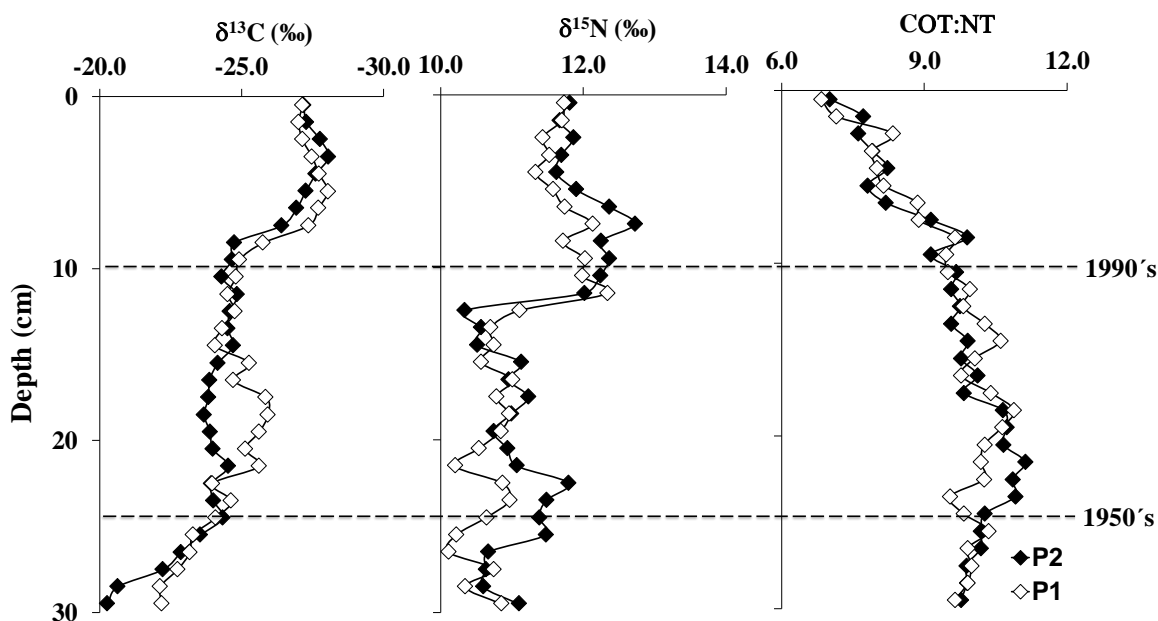


Figura 9. Valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$), nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) y cociente COT:NT a lo largo de la columna de sedimento en los testigos P1 y P2 en los humedales de Puerto Viejo.

Tabla 4. Valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y nitrógeno ($\delta^{15}\text{N}$) obtenidos a partir de muestras de vegetación dominante en el área de estudio dentro del humedal de Puerto Viejo. “X” representa la media aritmética de los valores.

	Replica	$\delta^{13}\text{C}$	$\delta^{15}\text{N}$
Fitoplancton	R1	-17.74	+ 14.21
	R2	-17.34	+ 13.61
	X	-18.42 \pm 0.28	+ 13.88 \pm 0.40
<i>Chenopodium</i> sp.	R1	-24.12	+10.13

	R2	-24.43	11.59
	X	-24.33 ± 0.22	+10.85 ± 1.03
<i>Schoenoplectus</i>			
<i>americanus</i>	R1	-26.84	+12.29
	R2	-26.66	+11.80
	X	-26.35 ± 0.21	+12.20 ± 0.33
<i>Sporobolus virginicus</i>	R1	-27.44	+9.41
	R2	-27.73	+8.11
	X	-27.59 ± 0.21	8.77 ± 0.95

VI.4 Flujos de carbono orgánico total y de nitrógeno total

En los humedales de Ventanilla, los flujos promedio de carbono orgánico total (COT) para los testigos V1 y V2 fueron 229.14 g m⁻² a⁻¹ y 294.02 g m⁻² a⁻¹ respectivamente (Tabla 1). En ambos testigos se observaron diferencias significativas durante todas las fases temporales (Tabla 1), siendo los valores más altos aquellos registrados después de la década de 1990's con un valor promedio de 459.52 g m⁻² a⁻¹ y 462.04 g m⁻² a⁻¹ para los testigos V1 y V2 respectivamente (Figura 10). Mientras que los menores flujos de COT fueron registrados durante la primera fase sedimentaria situada antes de la década de 1950's (Figura 10) con valores de 29.40 g m⁻² a⁻¹ y 30.95 g m⁻² a⁻¹ para los testigos V1 y V2 respectivamente (Tabla 1). Por otro lado, los flujos promedio de nitrógeno total (NT) fueron de 12.04 g m⁻² a⁻¹ y 12.37 g m⁻² a⁻¹ para los testigos V1 y V2 (Tabla 1). En ambos testigos se observaron diferencias significativas entre algunas fases temporales (Tabla 1), siendo los valores más altos aquellos registrados después de

la década de 1990's con un valor promedio de $22.98 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ y $21.34 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ para los testigos V1 y V2 respectivamente (Figura 10). Los menores flujos de NT fueron registrados durante las primeras fases sedimentarias localizada antes de la década de 1990's (Figura 10) con valores mínimos de $4.70 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ y $5.62 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ para los testigos V1 y V2 respectivamente (Tabla 1).

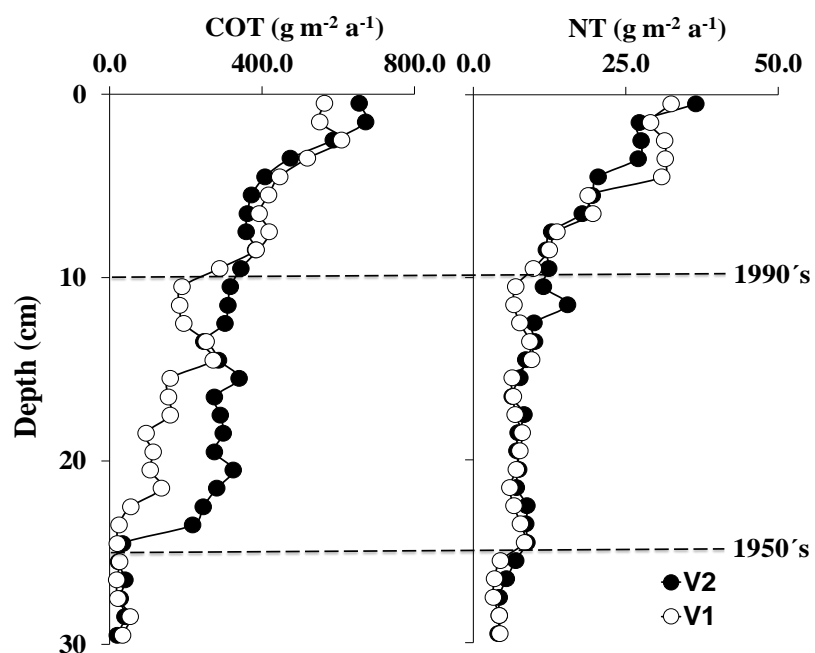


Figura 10. Flujos de carbono orgánico total (COT) y nitrógeno total (NT) a lo largo de la columna de sedimento en los testigos V1 y V2 en los humedales de Ventanilla.

En los humedales de Puerto Viejo, los flujos promedio de carbono orgánico total (COT) para los testigos P1 y P2 fueron $161.53 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ y $179.11 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ respectivamente (Tabla 2). En los dos testigos se observaron diferencias significativas entre algunas de las fases temporales (Tabla 2), siendo los valores más altos aquellos registrados después de la década de 1990's con un valor

promedio de $206.64 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ y $235.02 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ para los testigos P1 y P2 respectivamente (Figura 11). Mientras que los menores flujos de COT fueron registrados durante las primeras fases sedimentarias situada antes de la década de 1990's (Figura 11) con valores de $129.19 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ y $141.80 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ para los testigos P1 y P2 respectivamente (Tabla 2). Por otro lado, los flujos promedio de nitrógeno total (NT) fueron de $18.51 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ y $19.39 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ para los testigos P1 y P2 (Tabla 2). En ambos testigos se observaron diferencias significativas entre algunas fases temporales (Tabla 2), siendo los valores más altos aquellos registrados después de la década de 1990's con un valor promedio de $25.38 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ y $28.35 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ para los testigos P1 y P2 respectivamente (Figura 11). Los menores flujos de NT fueron registrados durante las primeras fases sedimentarias antes de la década de 1990's (Figura 11) con valores mínimos de $14.76 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ y $14.09 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ para los testigos P1 y P2 respectivamente (Tabla 2).

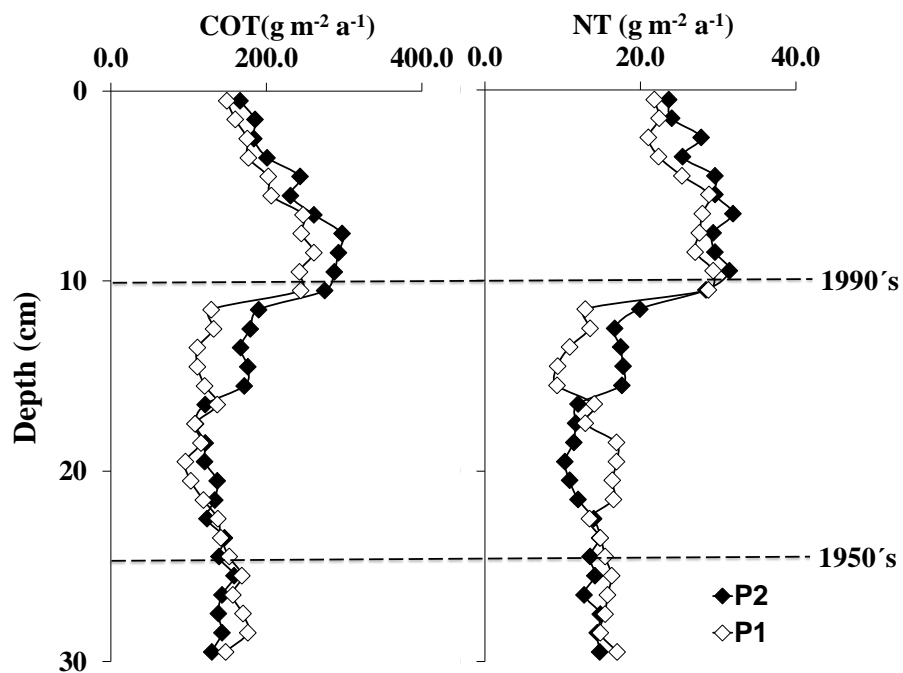


Figura 11. Flujos de carbono orgánico total (COT) y nitrógeno total (NT) a lo largo de la columna de sedimento en los testigos P1 y P2 en los humedales de Puerto Viejo.

VI.5 Stocks de carbono orgánico total y de nitrógeno total

En los humedales de Ventanilla, los stocks promedio de carbono orgánico total (COT) para los testigos V1 y V2 fueron 67.39 g m^{-2} y 89.09 g m^{-2} respectivamente (Tabla 1). En ambos testigos se observaron diferencias significativas durante todas las fases temporales (Tabla 1), siendo los valores más altos aquellos registrados después de la década de 1990's con un valor promedio de 135.15 g m^{-2} y 140.01 g m^{-2} para los testigos V1 y V2 respectivamente (Figura 12). Mientras que los menores stocks de COT fueron registrados durante la primera fase sedimentaria antes de la década de 1950's (Figura 12) con valores de 8.64 g m^{-2} y 9.38 g m^{-2} para los testigos V1 y V2 respectivamente (Tabla 1). Por otro lado, los stocks promedio de nitrógeno total (NT) fueron de 3.54 g m^{-2} y 3.75 g m^{-2} para los testigos V1 y V2 (Tabla 1). En ambos testigos se observaron diferencias significativas entre algunas fases temporales (Tabla 1), siendo los valores más altos aquellos registrados después de la década de 1990's con un valor promedio de 6.76 g m^{-2} y 6.46 g m^{-2} para los testigos V1 y V2 respectivamente (Figura 12). Los menores stocks de NT fueron registrados durante la primera fase sedimentaria localizada antes de la década de 1950's (Figura 12) con valores promedio mínimos de 1.38 g m^{-2} y 1.70 g m^{-2} para los testigos V1 y V2 respectivamente (Tabla 1).

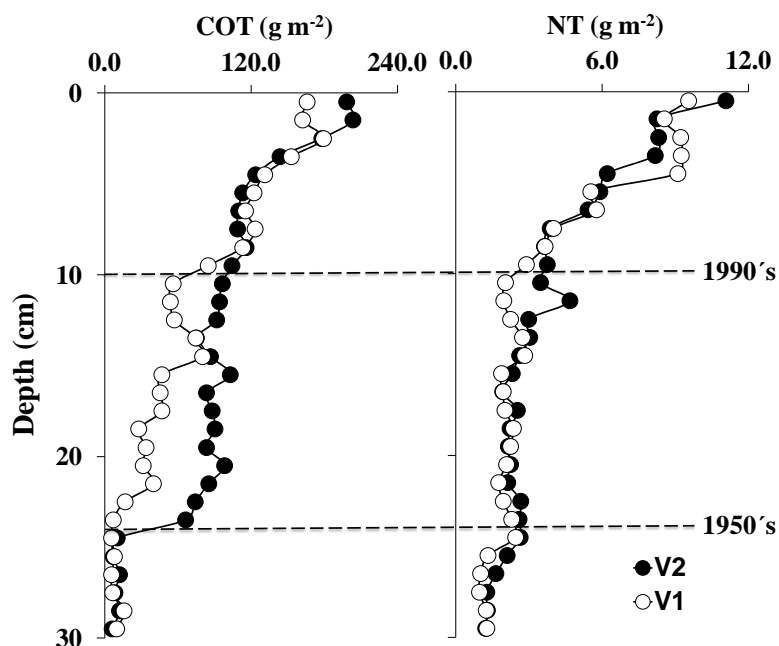


Figura 12. Stocks de carbono orgánico total (COT) y nitrógeno total (NT) a lo largo de la columna de sedimento en los testigos V1 y V2 en los humedales de Ventanilla.

En los humedales de Puerto Viejo, los stocks promedio de carbono orgánico total (COT) para los testigos P1 y P2 fueron 48.95 g m^{-2} y 51.17 g m^{-2} respectivamente (Tabla 2). En los dos testigos se observaron diferencias significativas entre algunas de las fases temporales (Tabla 2), siendo los valores más altos aquellos registrados después de la década de 1990's con un valor promedio de 62.61 g m^{-2} y 67.15 g m^{-2} para los testigos P1 y P2 respectivamente (Figura 13). Mientras que los menores stocks de COT fueron registrados durante las primeras fases sedimentarias situada antes de la década de 1990's (Figura 13) con valores mínimos de 39.14 g m^{-2} y 40.51 g m^{-2} para los testigos P1 y P2 respectivamente (Tabla 2). Por otro lado, los stocks promedio de nitrógeno total

(NT) fueron de 5.61 g m^{-2} y 5.54 g m^{-2} para los testigos P1 y P2 (Tabla 2). En ambos testigos se observaron diferencias significativas entre algunas fases temporales (Tabla 2), siendo los valores más altos aquellos registrados después de la década de 1990's con un valor promedio de 7.69 g m^{-2} y 8.07 g m^{-2} para los testigos P1 y P2 respectivamente (Figura 13). Los menores stocks de NT fueron registrados durante las primeras fases sedimentarias localizada antes de la década de 1990's (Figura 13) con valores mínimos de 4.47 g m^{-2} y 4.02 g m^{-2} para los testigos P1 y P2 respectivamente (Tabla 2).

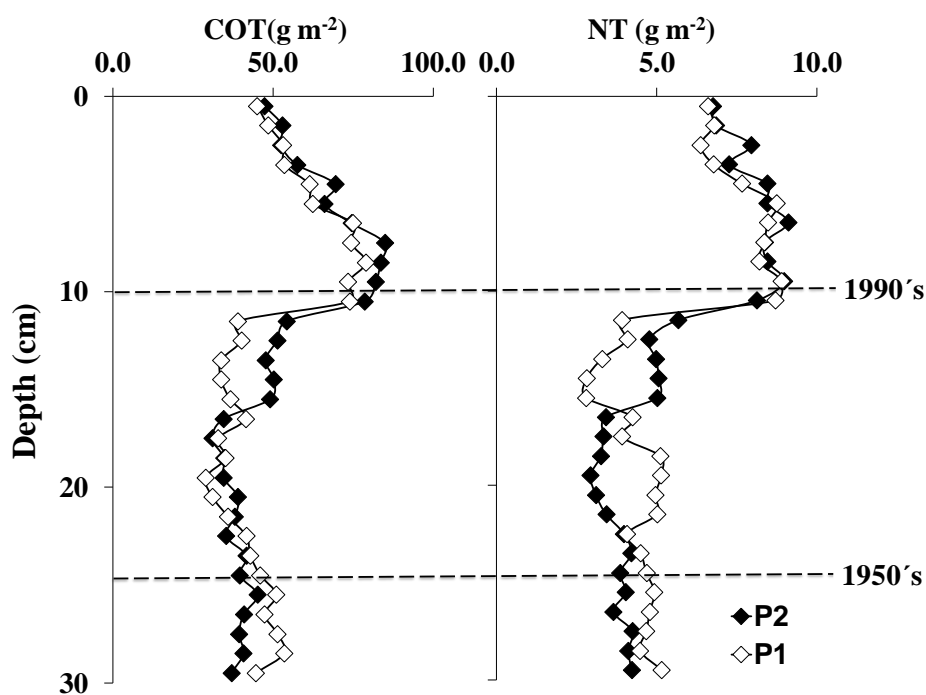


Figura 13. Stocks de carbono orgánico total (COT) y nitrógeno total (NT) a lo largo de la columna de sedimento en los testigos P1 y P2 en los humedales de Puerto Viejo.

VII. DISCUSIÓN

VII.1 Tasas de sedimentación en humedales costeros

Los perfiles sedimentarios V1 y V2 colectados en los humedales de Ventanilla mostraron una tendencia lineal de la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ (Figura 4). Además, los testigos de sedimento P1 y P2 colectados en los ambientes sedimentarios de los humedales de Puerto Viejo, también exhibieron la misma tendencia lineal de la actividad de $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ (Figura 5). Estas tendencias se corroboraron analizando la relación del $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ con la acumulación másica (g cm^{-2}), observándose efectivamente una relación lineal y determinándose que los cambios en densidad eran despreciables, y que las variaciones observadas estaban relacionadas a cambios en el porcentaje de arenas (Figuras 4 y 5, anexo 1). Las tendencias observadas podrían estar reflejando una tasa de sedimentación constante en los perfiles sedimentarios en ambos ambientes sedimentarios, sugiriéndose que estos perfiles no han sido perturbados ni mezclados significativamente por procesos físicos o biológicos locales (Nittrouer et al., 1984; Appleby & Oldfield, 1992). Las tasas de sedimentación (SAR) registradas en las áreas sedimentarias de los humedales de Ventanilla fueron en promedio 3.3 mm a^{-1} (Figura 4), mientras que para los humedales de Puerto Viejo se registraron SAR promedio de 3.4 mm a^{-1} (Figura 5), presentando además características texturales similares (sedimento laminado y alto contenido porcentual de carbono orgánico) (Figura 6 y 7). Las tasas de sedimentación en ambas áreas de estudio fueron menores en comparación al promedio global para marismas costeros (6.0 mm a^{-1}) (Chmura et al., 2003; Ouyang and Lee, 2014), sin embargo, este promedio incluye una combinación de ecosistemas impactados y preservados. Algunas

investigaciones han descrito que aquellos marismas preservados o parcialmente impactados por actividades antropogénicas (ej. pastoreo, construcciones urbanas), pueden presentar valores de hasta 4.0 mm a^{-1} , mientras que aquellos ecosistemas de marismas impactados por deforestación, flujo de desechos urbanos, desechos industriales, etc., pueden presentar tasas de sedimentación de hasta 9.0 mm a^{-1} (Cahoon, 1994; Callaway et al., 1997; Dittman et al., 2016). Estas tasas de sedimentación pueden variar debido a diferentes características propios de cada sistema (ej. régimen hídrico, geomorfología, extensión de la vegetación, composición textural de los sedimentos, etc.) (Duarte et al., 2005; Theuerkauf et al., 2015; Pérez et al., 2017).

Como se ha descrito en secciones anteriores, cada uno de los humedales costeros evaluados en este estudio se encuentra heterogéneamente afectado por diferentes tipos de impactos antropogénicos (Aponte et al., 2020), por lo que la sinergia de estos factores podría estar modulando la deposición de sedimentos y de materia orgánica en los ambientes sedimentarios (Palomo & Niell, 2009; Pérez et al., 2020). Por ejemplo, los humedales de Pantanos de Villa localizados en la misma región, los cuales están clasificados como marismas costeras, presentaron tasas de sedimentación promedio de 5.0 mm a^{-1} , obedeciendo a un alto aporte de residuos antropogénicos (ej. material sedimentario, materia orgánica y nutrientes) provenientes de zonas urbanas cercanas (Pérez et al., 2020; Escobedo, 2021). A pesar de que las tasas de sedimentación registradas en los humedales de Ventanilla y de Puerto Viejo fueron menores que en aquellos altamente impactados por descargas de aguas residuales (Callaway et al., 1997; Dittman et al., 2016; Escobedo 2021), la deposición de material orgánico, representado por el

contenido porcentual de carbono orgánico total, fue en algunos casos mayor que en estas marismas con altas tasas de sedimentación (Figura 6 y 7).

Es importante recalcar que los resultados de este estudio fueron congruentes con aquellas tasas de sedimentación registradas en ecosistemas de manglares preservados a nivel global, alcanzando valores promedio de 3.0 mm a^{-1} (Breithaupt et al., 2012; Pérez et al., 2018). Recordemos que, en los ecosistemas de manglares, la vegetación forma un sistema de raíces que, en sinergia con la geomorfología de poca pendiente, da lugar a la formación de ambientes sedimentarios que impiden la salida de materia orgánica y sedimentos hacia fuera del sistema (Breithaupt et al., 2012; Breithaupt et al., 2014; Pérez et al., 2018). Los humedales costeros de Ventanilla y Puerto Viejo no presentan una vegetación comparable a la del bosque de manglares, con un complejo sistema de raíces, pero debido a su densa vegetación y geomorfología más cerrada debido a su falta de contacto directo con el mar, podrían estar favoreciendo la ocurrencia de tasas de sedimentación constantes y alta deposición de materia orgánica sedimentaria (Callaway et al., 2012; Alongi, 2014; Dittman et al., 2016). Finalmente, las marismas costeras son uno de los sistemas más dinámicos que existen entre los humedales; por este motivo, para una correcta evaluación de las tasas de sedimentación, es necesario considerar previamente el estado ambiental en el que se encuentra el sistema (ej. si se encuentran bajo presión antropogénica o de algún evento extremo) y los factores locales que lo dominan (geomorfología, tipo de vegetación, etc.) (Chmura et al., 2003; Alongi, 2014; Ouyang and Lee, 2014).

VII.2 Capacidad de acumulación de carbono y nitrógeno

En los testigos de sedimento colectados dentro de los humedales de Ventanilla, los contenidos porcentuales de COT y NT fueron significativamente mayores durante la fase sedimentaria ubicada después de la década de 1990's (Figura 6; Tabla 1). Estos altos contenidos porcentuales de COT y NT coincidieron con el máximo de expansión urbana dentro de Ventanilla, la cual tuvo lugar desde inicios de la década de 1990's, pasando de un promedio de 5 habitantes por km² en la década de 1960's a 40 habitantes por km² en la actualidad (Moschella, 2012; Aponte et al., 2020) (Figura 14). Además, el incremento de los valores porcentuales de COT y NT se fue dando después de la década de 1950's (Figura 6) donde comenzó el establecimiento de zonas urbanas en Ventanilla (Moschella, 2012). Estudios han mostrado que la formación y expansión del humedal de Ventanilla se originó por la intrusión de agua salada desde el extremo oeste del humedal y con aportes iniciales de agua dulce por filtraciones de agua provenientes del río Chillón (Moschella, 2012). Sin embargo, a partir de la década de 1990's, el nivel del acuífero del Río Chillón descendió aproximadamente 20 metros, de modo que el principal aporte hídrico actual es representado por las infiltraciones de aguas residuales de zonas urbanas, las cuales en su mayoría no cuentan con conexión a la red pública de alcantarillado. Además, aquellas zonas urbanas que cuentan con tratamiento de aguas residuales, que se tratan en la Planta de Tratamiento de Aguas Residuales "Puente Piedra" ubicada en el límite norte de los humedales de Ventanilla, cuyo efluente abastece directamente a los humedales (Moschella, 2012; Aponte, 2017). Debido a este histórico ambiental de la zona, un mayor flujo y acumulación de materia orgánica

y de nutrientes podría haber empezado al inicio de la década de 1990's, resultando en una fertilización que promueve la expansión de la vegetación terrestre y fitoplanctónica en el humedal (Chmura et al., 2003; Dittmann et al., 2016; Breithaupt et al., 2018).

En relación con la acumulación de COT y NT en términos de flujos (Figura 10) y stocks (Figura 12) de los humedales de Ventanilla, las tasas de acumulación más altas coinciden también con el histórico de expansión urbana que se dio en las zonas cercanas al humedal al inicio de la década de los 1990's (Figura 14). Respecto al flujo de COT, éste mostró valores promedio de hasta $229.14 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Tabla 1) con valores significativamente mayores durante la década de 1990's ($459.52 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) (Tabla 1), hasta dos veces más altos que el promedio global para marismas costeras preservadas ($244.7 \pm 26.1 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) (Chmura et al., 2003; Ouyang & Lee, 2014). En Ventanilla los flujos de COT ($29.40 \pm 13.47 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) y NT ($4.70 \pm 1.86 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) mostraron valores significativamente más bajos antes de la década de 1950's (Tabla 1), lo cual es congruente con flujos encontrados en humedales en etapas de formación inicial (Chmura et al., 2003; Dittmann et al., 2016; Breithaupt et al., 2018). Estos resultados son congruentes con investigaciones locales que muestran que antes de la década de 1950's el humedal de Ventanilla tenía sólo una extensión de 13 hectáreas en comparación a después de la década de 1990's, donde alcanzó su máxima extensión con casi 400 hectáreas de cobertura (Moschella, 2012; Aponte et al., 2020).

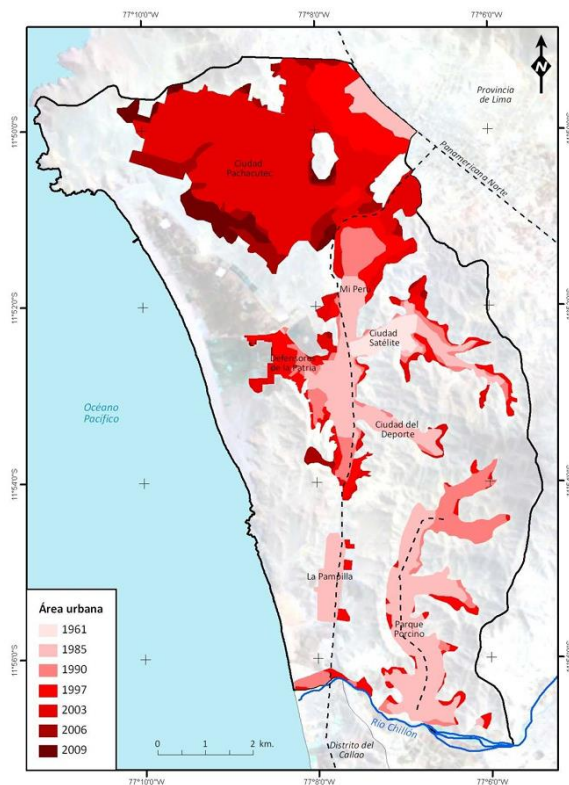


Figura 14. Mapa del proceso de urbanización en Ventanilla desde 1961 a 2009.

Fuente: Moschella, 2012.

Por otro lado, los testigos de sedimento colectados dentro de los humedales de Puerto Viejo mostraron contenidos porcentuales de COT y NT significativamente mayores también durante la fase sedimentaria ubicada después de la década de 1990's en comparación al resto del perfil sedimentario (Figura 7; Tabla 2). Estos resultados coincidieron con el inicio de la edificación de los primeros condominios privados alrededor de estos humedales, calculándose la construcción de unos 700 lotes privados y áreas lacustres de uso común para los habitantes durante el inicio de la década de 1990's (Moschella, 2012; Ramirez & Aponte, 2018). Esta dinámica de construcción podría haber gatillado la llegada de materia orgánica derivada del humedal destruido juntamente con sedimentos hacia las otras zonas sedimentarias del humedal, reflejándose en los contenidos

porcentuales de carbono y nitrógeno sedimentario (Figura 7). Estos resultados son coherentes en relación con la acumulación de COT y NT en términos de flujos (Figura 11) y stocks (Figura 13) en sedimentos de Puerto Viejo, donde las tasas de acumulación más altas coinciden también con el histórico de máxima expansión urbana y transformación ecosistémica que se dio en las zonas cercanas al humedal (Moschella, 2012; Ramírez y Aponte, 2018) (Figura 15). Respecto al flujo de COT, éste registró valores promedio de hasta $179.11 \text{ g m}^{-2} \text{ a}^{-1}$ (Tabla 2) con valores significativamente mayores durante la década de 1990's de hasta $235 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Tabla 3). Estos valores fueron más bajos que los registrados en los humedales de Ventanilla, pero comparables al promedio global para marismas costeras preservadas ($244.7 \pm 26.1 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) (Chmura et al., 2003; Ouyang & Lee, 2014). A pesar de que los valores de acumulación de COT y NT fueron significativamente mayores después de la década de 1990's (Tabla 2), se muestra una tendencia decreciente en términos de flujos (Figura 11) y stocks de carbono (Figura 13) hacia la superficie. Esta tendencia podría ser resultado del continuo drenaje de aguas ocurrido en la zona a finales de la década de 1990's con el objetivo de reducir la humedad de los suelos, y el nivel del agua en áreas naturales del humedal, además de la construcción de zonas lacustres artificiales para uso deportivo dentro de las zonas de construcción (Moschella, 2012; Ramírez y Aponte, 2018). Estas actividades estarían promoviendo la disminución de la deposición natural de sedimentos y materia orgánica en los ambientes sedimentarios del humedal de Puerto Viejo, traduciéndose en el decremento de la capacidad de acumulación de carbono y en la probabilidad de desertificación de zonas vulnerables del humedal (Moschella, 2012; Ouyang & Lee, 2014; Ramírez

y Aponte, 2018). Vale la pena mencionar que los flujos y stocks de COT y NT en Puerto Viejo no mostraron valores significativamente diferentes desde antes de la década de 1950's hasta antes de la década de 1990's (Tabla 2), pero siendo estos valores más altos que aquellos encontrados en Ventanilla durante la misma época (Tabla 1, Figura 10). Estos resultados podrían ser explicados tomando en cuenta que los humedales de Puerto Viejo, formados por el afloramiento de aguas subterránea del valle del río Mala y el río Chilca, ya tenían una extensión de 274 hectáreas durante la década de 1950's, llegando a su máxima extensión antes de la década de 1990's con 315 hectáreas (Moschella, 2012; Ramírez y Aponte, 2018). Por ello, los valores porcentuales y de acumulación de carbono son comparables a ecosistemas de marismas en pleno desarrollo y proceso de madurez (Chmura et al., 2003; Ouyang & Lee, 2014).

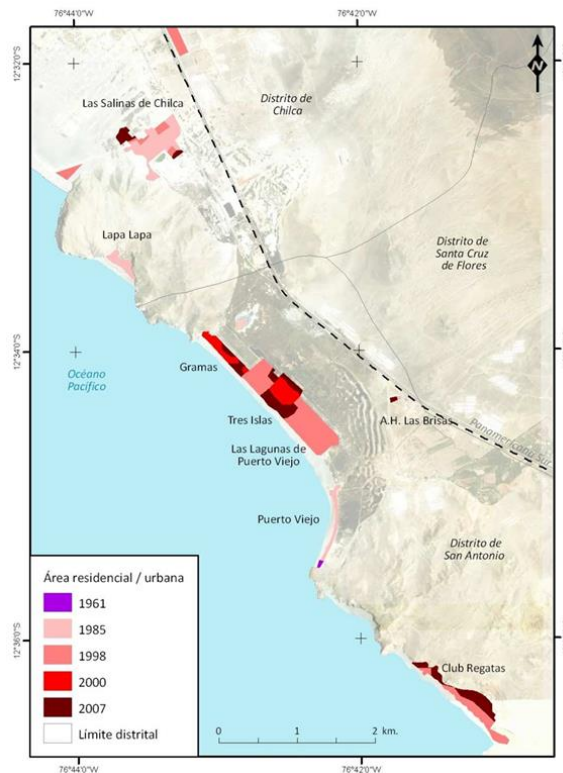


Figura 15. Mapa del proceso de urbanización en Puerto Viejo desde 1961 a 2009.

Fuente: Moschella, 2012.

Finalmente, la capacidad de acumulación de COT y NT en ecosistemas de humedales se puede ver alterada por factores como régimen hídrico, tipo de vegetación, geomorfología, las cuales pueden actuar en sinergia con factores antropogénicos como la expansión urbana, llegada de desechos urbanos, etc., modificando la dinámica sedimentaria y la deposición de materia orgánica (Ouyang & Lee, 2014; Pérez et al., 2018; Pérez et al 2020). Los flujos de carbono orgánico y nitrógeno total obtenidos en este estudio para los humedales de Ventanilla y Puerto Viejo, son comparables con aquellos registrados en humedales impactados por actividades antropogénicas (expansión urbana, efluentes domésticos, etc.). Estos ecosistemas impactados pueden presentar flujos de COT de hasta $1000 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$, dependiendo de la intensidad y del tipo de impacto (Bratton et al., 2003; Andrews et al., 2008; Alongi, 2014). La ocurrencia de estos impactos, además de alterar la capacidad de acumulación de estos sistemas, puede llevar a la creación de condiciones eutróficas y a un aumento de la productividad primaria debido al exceso de la llegada de nutrientes (ej. compuestos nitrogenados, fosforo, etc.) que en muchos casos podría debilitar la calidad y salud ecosistémica del ambiente (Dittmann et al., 2016; Aponte et al., 2020; Pérez et al., 2020). Los flujos obtenidos en este estudio para los humedales de Ventanilla (Figura 10) y humedales de Puerto Viejo (Figura 11) fueron, en comparación, superiores al promedio global de sistemas de humedales de tipo manglares bajo condiciones preservadas ($160 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) (Breithaupt et al., 2012; Alongi, 2014; Pérez et al., 2018), sin embargo fueron menores a los reportados

para ecosistemas de manglares impactados por actividades antropogénicas (ej. expansión urbana, actividades agrícolas, etc.) ($1000 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$) (Alongi, 2014; Sanders et al., 2014; Pérez et al., 2018). Estos resultados nos indican que estos ambientes de marismas costeras tienen tasas de acumulación de carbono comparables a sistemas que presentan una productividad y vegetación con un sistema de raíces y capaz de retener eficientemente sedimentos, materia orgánica y absorber nutrientes (Kathiresan & Bingham, 2001; Duarte et al., 2005; Alongi, 2014;). Por ello su reconocimiento como ecosistemas acumuladores de carbono y mitigadores del calentamiento a escala regional es fundamental para justificar su protección.

VII.3 Origen de la fuente de carbono y nitrógeno sedimentario

En los humedales de Ventanilla, los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ después de la década de 1990's fueron significativamente más ligeros (Tabla 1; Figura 8) reflejando un aumento de la deposición de materia orgánica de origen terrestre (Peterson et al., 1985; Meyers 2003; Hewitt et al., 2020). Esto en comparación a lo observado desde la década de 1950's hasta antes de la década de 1990's (Figura 8). Mientras que antes de la década de 1950's, los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ fueron significativamente más pesados (Tabla 1), y comparables con aquellos valores isotópicos obtenidos a partir de fitoplancton presente en el área de estudio (Tabla 3). Estos resultados estarían evidenciando una mayor deposición de materia orgánica de origen marino en el sedimento (ej. materia orgánica proveniente de cianobacterias, fitoplancton, etc.) (Meyers 2003; Chappuis et al., 2017; Hewitt et al., 2020), en contradicción a lo observado después de la década

de 1990's (Figura 7), donde predominan las fuentes terrestres. Lo observado en este estudio es congruente con el histórico ambiental de estos humedales de Ventanilla, donde se describe que estos alcanzaron su máxima extensión con casi 400 hectáreas de cobertura desde la década de 1990's y que, durante la década de 1950's, el humedal estaba en etapas iniciales de formación (Moschella, 2012; Aponte et al., 2020). Estos resultados isotópicos en sedimentos son comparables con los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ obtenidos a partir de la vegetación local dominante (Tabla 3), lo cual refleja un aumento de materia orgánica derivada de vegetación terrestre de tipo C4 luego de la década de 1990's, con una mínima contribución de materia orgánica de origen marino (ej. fitoplancton y cianobacterias) (Aponte & Canon, 2013; Hewitt et al., 2020). El cociente COT:NT (Tabla 1), si bien es cierto presentó una ligera disminución de sus valores hacia la superficie en comparación con los valores observados después de la década de 1990's (Figura 8), mantuvo valores bastante altos evidenciando, junto con los valores del $\delta^{13}\text{C}$, una materia orgánica predominantemente de origen terrestre (Lamb et al., 2006, anexo 2). Es importante recalcar que los valores de $\delta^{15}\text{N}$ en el perfil sedimentario, después de la década de 1990's, fueron significativamente más pesados en comparación a las fases sedimentarias anteriores (Tabla 1) y consistentes con los valores de $\delta^{15}\text{N}$ obtenidos de la vegetación local actual (Tabla 3). Estos valores de $\delta^{15}\text{N}$ en los humedales de Ventanilla sugieren una entrada de nitrógeno pesado derivado de actividades antropogénicas (ej. ganadería, aguas residuales, etc.) (Diebel et al., 2012; Paredes et al., 2019; Pérez et al., 2020). Estudios ambientales han descrito que, durante la expansión urbana progresiva y la consecuente llegada de desechos urbanos

(Aponte & Canon 2013; Aponte et al., 2020), la liberación de materia orgánica y compuestos nitrogenados pesados en los cuerpos de agua absorbidos durante la producción primaria del fitoplancton podrían estar siendo depositados en los ambientes sedimentarios (Diebel et al., 2012; Paredes et al., 2019; Pérez et al., 2020).

Por otro lado, los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ obtenidos en los testigos de sedimento de Puerto Viejo fueron también significativamente más ligeros después de la década de 1990's (Tabla 2), sugiriendo un aumento importante de la deposición de materia orgánica de origen terrestre (Peterson et al., 1985; Hewitt et al., 2020) en comparación a etapas sedimentarias anteriores (Figura 9). Los valores fueron consistentes con los datos isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ obtenidos a partir de la vegetación local de esta área de marisma (Tabla 4), sugiriendo un mayor aporte autóctono durante esta fase sedimentaria. Es importante mencionar que los valores de $\delta^{13}\text{C}$ en sedimentos de Puerto Viejo (Figura 9) antes de la década de 1990's mostraron siempre valores más ligeros en comparación a aquellos encontrados en los humedales de Ventanilla durante las mismas fases sedimentarias (Figura 8). Estos resultados estarían evidenciando que el aumento de la contribución de materia orgánica terrestre en Puerto Viejo y consecuente expansión comenzó mucho antes que en los humedales de Ventanilla y es coherente con el histórico ambiental de ambas áreas de estudio descrito anteriormente (Moschella, 2012; Aponte et al., 2020). Asimismo, el cociente COT:NT (Tabla 2) presentó valores menores hacia la parte superficial de la columna de sedimento, principalmente después de la década de 1990's, lo que podría estar evidenciando, junto con los valores de $\delta^{13}\text{C}$ observados, la contribución de materia orgánica de origen

terrestre, específicamente del tipo algal continental (Lamb et al., 2006, anexo 2). Los valores de $\delta^{15}\text{N}$ que se obtuvieron en el perfil sedimentario de Puerto Viejo (Figura 9), muestran valores significativamente más altos después de la década de 1990's (Tabla 2). Sin embargo, los valores de $\delta^{15}\text{N}$ registrados antes de la década de 1990's fueron también pesados (Figura 9) incluso mayores que aquellos registrados en los humedales de Ventanilla durante las mismas fases sedimentarias (Figura 7). Estos resultados sugieren que en los humedales de Puerto Viejo ocurre una deposición constante de nitrógeno pesado desde las primeras etapas de formación del humedal (Kendall et al., 2008; Paredes et al., 2019), lo que es coherente con el histórico ambiental que indica que estas áreas fueron utilizadas para actividades como la ganadería, agricultura y pastoreo (La Torre y Aponte, 2009; Moschella, 2012; Aponte et al., 2020). En adición, el pico de valores de $\delta^{15}\text{N}$ pesado después de la década de 1990's (Figura 9) podría estar obedeciendo a la sinergia entre impactos ya existentes en la zona (ganadería y agricultura) y aquellos que llegaron a su pico más alto después de la década de 1990's (ej. expansión urbana desorganizada y desechos urbanos) (La Torre y Aponte, 2009; Moschella, 2012; Aponte et al., 2020).

VII.4 Factores de influencia sobre la capacidad de acumulación de carbono y materia orgánica sedimentaria

Los resultados de las variables geoquímicas observadas en los humedales de Ventanilla y Puerto Viejo son comparables con aquellos valores descritos en ecosistemas de humedales costeros impactados (ej. manglares, marismas, pastos marinos, etc.) (Chmura et al., 2003; Ouyang & Lee, 2014; Pérez et al., 2020).

Estos valores registrados estuvieron influenciados por actividades antropogénicas en ambas áreas de estudio, resultando en la deposición de materia orgánica y aguas residuales urbanas con altas cantidades de nitrógeno pesado y carbono acumulándose dentro de los ambientes sedimentarios de estos sistemas (Paredes et al., 2019; Pérez et al., 2020). En esta investigación se ha realizado la primera reconstrucción ambiental de los ecosistemas de humedales de Ventanilla y Puerto Viejo en términos de acumulación de carbono, nitrógeno e isótopos estables influenciados por actividades antropogénicas dentro de los últimos 50 años (La Torre y Aponte, 2009; Moschella, 2012; Aponte et al., 2020). Mediante los testigos de sedimento colectados en ambas zonas de estudio se ha podido evaluar la transición de una baja acumulación de carbono y nitrógeno durante las fases sedimentarias iniciales (final de la década de 1950's hasta la década de 1990's) hacia un aumento significativo durante la fase sedimentaria posterior (inicio de la década de 1990's) (Tabla 1 y Tabla 2). Es durante esta última fase sedimentaria donde actividades de origen antropogénico alcanzaron su mayor impacto en ambas zonas de estudio. En los humedales de Ventanilla, la expansión de la zona urbana gatilló el aumento de infiltraciones de aguas residuales, causando mayor acumulación de materia orgánica sedimentaria y por lo tanto de carbono. En los humedales de Puerto Viejo, si bien es cierto la expansión urbana y la transformación ecosistémica determinaron la mayor acumulación de materia orgánica con respecto a fases anteriores, a diferencia de Ventanilla, el drenaje de aguas y la construcción de zonas lacustres artificiales determinó la disminución paulatina en la capacidad de acumulación de carbono de los sedimentos. Esto pone en evidencia la importante función ecosistémica de retención de carbono y

nutrientes que llevan a cabo estos ambientes sedimentarios (Alongi, 2014; Pérez et al., 2018).

Es interesante resaltar que, en el área de los humedales de Ventanilla, la correlación positiva del contenido porcentual de COT y los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ (Figura 16) demuestran que la retención más alta de COT está relacionada a la presencia de plantas terrestres de tipo C4, mientras que en menor medida a la acumulación representada por vegetación no terrestre (Ouyang & Lee, 2014; Dittman et al., 2016). Además, la correlación entre los contenidos porcentuales de COT y NT (Figura 16) presenta una línea de tendencia que se aproxima al punto cero de ambos ejes, sugiriendo que el carbono y nitrógeno que llega a los sedimentos tiene en su mayoría un origen orgánico (Andrews et al., 2008; Pérez et al., 2020), lo cual es consistente con los valores de $\delta^{15}\text{N}$ observados principalmente antes de la década de 1990's (Figura 8). Por otro lado, la correlación entre el contenido porcentual de COT y los valores isotópicos de $\delta^{13}\text{C}$ en Puerto Viejo no fueron claras (Figura 17), sugiriendo que el aumento de la deposición de carbono orgánico en sedimentos podría estar siendo contribuida tanto por la vegetación de origen terrestre de tipo algal continental, como por la llegada de compuestos orgánicos derivados de actividades ganaderas (Meyers, 2003; Andrews et al., 2008; Pérez et al., 2020). La correlación entre los contenidos porcentuales de COT y NT para la misma zona de estudio (Figura 17), presenta una ligera desviación con respecto al origen y en comparación a lo observado en Ventanilla (Figura 16), sugiriendo que parte del nitrógeno que llega a los ambientes sedimentarios podría tener un origen inorgánico derivado de alguna de las actividades antropogénicas desarrolladas en la zona con mayor

intensidad que en Ventanilla (ej. urbanización, efluentes urbanos, agricultura) (Moschella, 2012; Aponte et al., 2020).

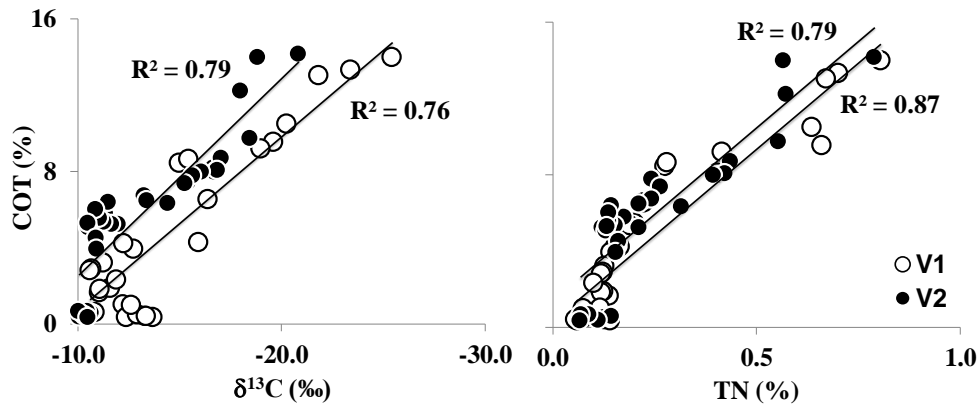


Figura 16. Relación entre el contenido porcentual de carbono orgánico total (COT) con los valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y el contenido porcentual de nitrógeno total (TN) a lo largo de la columna de sedimento en los testigos V1 y V2 en los humedales de Ventanilla.

La reconstrucción de las condiciones ambientales elaboradas en este estudio nos permite cuantificar la capacidad de acumulación de carbono de estos humedales costeros, los cuales a nivel global cubren ~6 millones de hectáreas y una tasa de acumulación de carbono orgánico de $240 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ (Chmura et al., 2003; Ouyang y Lee, 2014; Dittmann et al., 2016). Estos ecosistemas pueden contener más del 70% del carbono acumulado en forma de materia orgánica sedimentaria en los sedimentos, por lo que la cuantificación a nivel de perfil sedimentario es significativa (Batjes, 1996; Murray et al., 2011; Alongi, 2014). Para la determinación de la capacidad de acumulación de carbono se utilizó la tasa promedio de acumulación de carbono orgánico de $262 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ obtenida para

los humedales de Ventanilla (Tabla 1) los cuales comprenden actualmente 400 hectáreas de extensión (Moschella, 2012), y de $171 \text{ g m}^{-2} \text{ año}^{-1}$ para los humedales de Puerto Viejo los cuales presentan una extensión actual de 290 hectáreas (Moschella, 2012). El cálculo indica que los humedales de Ventanilla tienen el potencial de acumular aproximadamente 1000 toneladas de carbono orgánico sedimentario por año en las 400 hectáreas, mientras que los humedales de Puerto Viejo tienen el potencial de acumular 490 toneladas de carbono orgánico sedimentario por año en las 290 hectáreas de su extensión. Estos cálculos nos demuestran que los humedales costeros de Lima no sólo desempeñan un rol fundamental como refugio de vida silvestre y corredor ecológico, sino también como ecosistemas sumideros de carbono, por lo que deben ser protegidos debido a los servicios ecosistémicos de regulación que desempeñan de cara a los efectos del cambio climático (Erwin 2009).

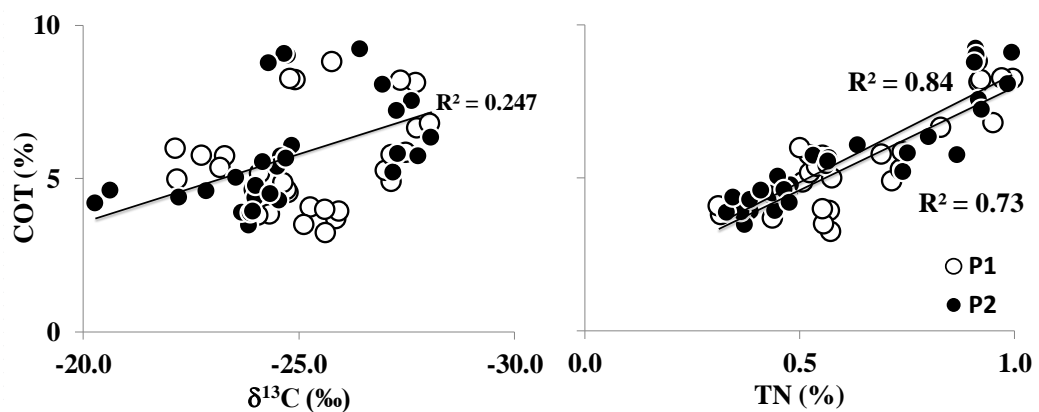


Figura 17. Relación entre contenido porcentual de carbono orgánico total (COT) con los valores isotópicos de carbono ($\delta^{13}\text{C}$) y el contenido porcentual de nitrógeno total (TN) a lo largo de la columna de sedimento en los testigos PU2 y PU3 en los humedales de Puerto Viejo.

A continuación, se muestra en la figura 18 un pequeño resumen conceptual de los principales puntos presentados en esta sección.

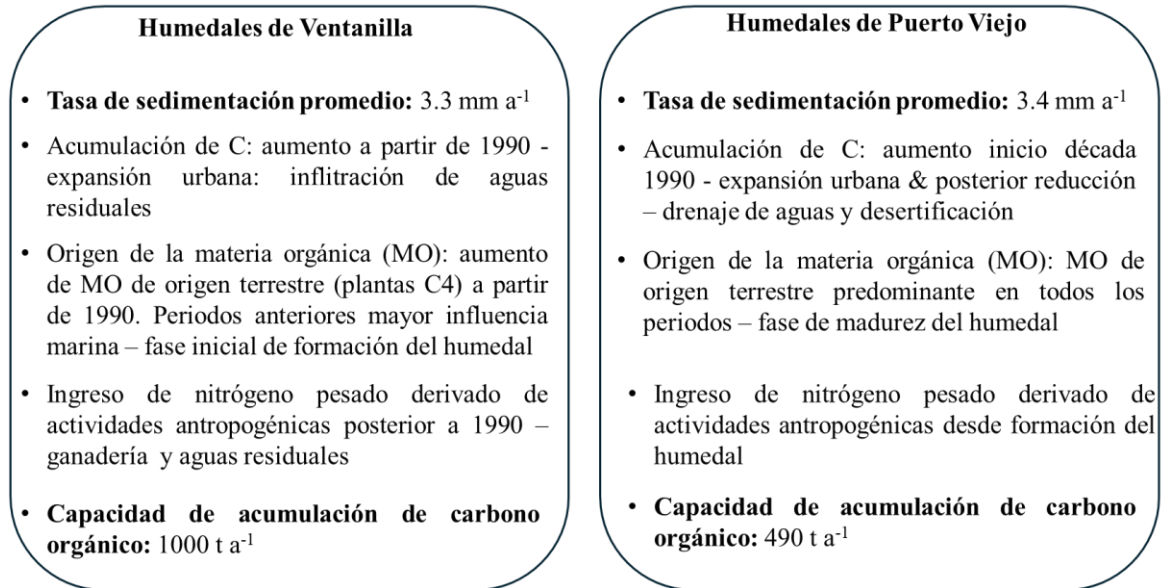


Figura 18. Resumen conceptual de los factores que influenciaron la acumulación de carbono y materia orgánica sedimentaria en los humedales costeros de Ventanilla y Puerto Viejo.

VIII. CONCLUSIONES

El presente estudio permitió determinar las variaciones temporales en la capacidad de acumulación de carbono en los sedimentos de los humedales de Ventanilla y Puerto Viejo, evaluando tanto los stocks como los flujos de carbono en el contexto de impactos antropogénicos ocurridos principalmente desde la década de 1990.

El análisis de la actividad de ^{210}Pb -ex permitió establecer la geocronología de los sedimentos y calcular las tasas de sedimentación en ambos humedales, que en ambos casos fue menor a 4.0 mm a^{-1} , congruentes con aquellas tasas de sedimentación registradas en ecosistemas de manglares preservados. Sin embargo, a pesar de esta tasa de sedimentación relativamente baja en comparación a otras marismas impactadas, se evidenció una alta deposición de material orgánico. Las tasas de sedimentación, junto con las variaciones en los contenidos porcentuales de COT y NT, permitieron identificar tres fases sedimentarias en ambos humedales, las cuales reflejaron cambios importantes en la dinámica deposicional desde los años 90, coincidiendo con el incremento de las presiones antrópicas.

A partir de las tasas de sedimentación y del contenido de COT y NT se estimaron los stocks y flujos de carbono y nitrógeno a lo largo del tiempo. Se observó un incremento en la acumulación de carbono en ambos humedales posterior a 1990. En Ventanilla, este aumento se asoció con la expansión urbana y el ingreso de materia orgánica y nutrientes a través de aguas residuales. Mientras que, en Puerto Viejo, tras un aumento inicial ligado también a la expansión urbana, la acumulación de carbono disminuyó posiblemente relacionado al deterioro ambiental causado por el drenaje de aguas y la desertificación de zonas

del humedal. Antes de 1990, ambos humedales presentaban menores tasas de acumulación de carbono, aunque con diferencias atribuibles a sus distintos estados de desarrollo y madurez.

El análisis isotópico de $\delta^{13}\text{C}$ y $\delta^{15}\text{N}$ permitió identificar las fuentes de materia orgánica en los sedimentos de los humedales. Posterior a la década de 1990, ambos humedales mostraron un predominio de materia orgánica de origen terrestre. En Ventanilla, predominó la vegetación de tipo C4, mientras que en Puerto Viejo destacó el aporte de materia orgánica de tipo algal continental. En las fases previas a 1990, Ventanilla mostró una mayor influencia marina, en tanto que Puerto Viejo presentó un aporte terrestre más temprano, coherente con su mayor grado de madurez comparado a Ventanilla.

Con respecto a la acumulación de nitrógeno, si bien es cierto se observó una acumulación de nitrógeno pesado en ambos humedales como consecuencia de la introducción de compuestos nitrogenados derivados de actividades antropogénicas, se observaron ciertas diferencias entre Ventanilla y Puerto Viejo. Mientras que para Ventanilla se observó un origen predominantemente orgánico especialmente para las fases anteriores a 1990, en Puerto Viejo parte del nitrógeno que llega a los sedimentos tendría un origen inorgánico derivado de actividades antropogénicas que se desarrollan con mayor intensidad en esta zona.

El presente estudio provee un análisis acerca de la acumulación de carbono en dos humedales costeros de tipo marisma con diferentes impactos consecuencia de actividades de origen antropogénico. Dado su alta capacidad para almacenar carbono, los humedales costeros deben considerarse sistemas clave en la mitigación del calentamiento global a escala regional. Además, es fundamental

continuar investigando tanto ecosistemas costeros preservados como impactados, con el fin de comprender su dinámica, valorar los servicios ecosistémicos que proporcionan y respaldar con evidencia sólida su conservación y protección ante organismos gubernamentales.

IX. RECOMENDACIONES

Futuros trabajos deberían incluir análisis de granulometría para determinar la textura de los sedimentos y complementar la información de las variables geoquímicas.

Se recomienda que futuros trabajos continúen estudiando el aporte de los humedales en la acumulación de carbono, este trabajo se centró en los humedales de Ventanilla y Puerto Viejo ubicados en la costa central del Perú; se recomienda que futuros trabajos incorporen información de otros humedales costeros y andinos.

Dada la importancia de analizar el contenido de carbono y nitrógeno de los humedales se recomienda la implementación futura de laboratorios especializados de medición isotópica en Perú con la finalidad de agilizar la obtención de resultados y poder rentar el servicio de medición isotópica a nivel latinoamericano.

X. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alongi, D.M., Sasekumar, A., Tirendi, F., Dixon, P. (1998). The influence of stand age on benthic decomposition and recycling of organic matter in managed mangrove forests of Malaysia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 225, p. 197–218.
- Alongi, D. (2008). Mangrove forests: Resilience, protection from tsunamis, and responses to global climate change. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 76, 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2007.08.024>.
- Alongi, D.M. (2009). *The Energetics of Mangrove Forests*. Dordrecht: Springer, p. 216.
- Alongi, D. (2014). Carbon Cycling and Storage in Mangrove Forests. *Annual Review of Marine Science*, 6(1), 195–219. <https://doi.org/10.1146/annurev-marine-010213-135020>.
- Alongi, D. M., Murdiyarso, D., Fourqurean, J. W., Kauffman, J. B., Hutahaean, A., Crooks, S., ... Wagey, T. (2016). Indonesia's blue carbon: a globally significant and vulnerable sink for seagrass and mangrove carbon. *Wetlands Ecology and Management*, 24(1), 3–13. <https://doi.org/10.1007/s11273-015-9446-y>
- Andersen, F.Ø. & Kristensen, E. (1988). Oxygen microgradients in the rhizosphere of the mangrove *Avicennia marina*. *Marine Ecology Progress Series*, v. 44, p. 201–204.

- Andrews, J. E., Samways, G., and Shimmield, G. B. 2008. Historical storage budgets of organic carbon, nutrient and contaminant elements in saltmarsh sediments: Biogeochemical context for managed realignment, Humber Estuary, UK, *Science of The Total Environment*, 405, 1–13, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.044>.
- Appleby, P.G. & F. Oldfield, 1992. Application of ^{210}Pb to sedimentation studies. In: M. Ivanovich & R.S. Harmon (eds.), *Uranium-series Disequilibrium: Applications to Earth, Marine & Environmental Sciences*, Oxford University Press, 731-778.
- Aponte H. & Cano A. 2013. Estudio florístico comparativo de seis humedales de la costa de lima (perú): actualización y nuevos retos para su conservación. *Revista Latinoamericana De Conservación* 3 (2): 15-27.
- Aponte, H. (2017). *Humedales de la Costa Central del Perú. Un diagnóstico de los humedales Santa Rosa, laguna El Paraiso y Albufera de Medio Mundo*. Lima: CooperAcción.
- Aponte, H., Gonzales, S. y Gomez, A. (2020). «Impulsores de cambio en los humedales de América Latina: el caso de los humedales costeros de Lima». *South Sustainability*, 1(2), e023 DOI: 10.21142/SS-0102-2020-023
- Badarudeen, A., Damodaran, K., Sajan, K., & Padmalal, D. (1996). Texture and geochemistry of the sediments of a tropical mangrove ecosystem, southwest coast of India. *Environmental Geology*, 27, 164–169.
- Batjes, N. H. 1996. Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 47, 151–163.

- Bratton JF., Colman, SM., Seal II, RR. 2003. Eutrophication and carbon sources in Chesapeake Bay over the last 2700 yr: human impacts in context. *Geochim Cosmochim Acta* 67, 3385–3402.
- Breithaupt, J., Smoak, J., Smith III, T., Sanders, C., & Hoarel, A. (2012). Organic carbon accumulation rates in mangrove sediments: Strengthening the global budget. *Global Biogeochemical Cycles*, 26, 1–11.
- Breithaupt, J.L., Smoak, J.M., Byrne, R.H., Waters, M.N., Moyer, R.P., Sanders, C.J. 2018. Avoiding timescale bias in assessments of coastal wetland vertical change. *Limnology and oceanography* 63, s477-s495.
- Bridgham, Scott D., Megonigal, J. Patrick, Keller, Jason K., Bliss, Norman B., Trettin, Carl (2006). The carbon balance of North American wetlands. *Wetlands*, 26, 889-916.
- Black, K.D., Shimmield, G.B. *Biogeochemistry of Marine Systems*. England: Black Well Publishing Ltd, 2003. p.372.
- Bullock, A. and Acreman, M.: The role of wetlands in the hydrological cycle, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 7, 358-389, <https://doi.org/10.5194/hess-7-358-2003>, 2003.
- Canfield, D.E. (1994). Factors influencing organic carbon preservation in marine sediments. *Chemical Geology*, v. 114, p. 315–329.
- Cahoon, D. R. 1994. Recent accretion in two managed marsh impoundments in coastal Louisiana, *Ecol. Appl.*, 4, 166–176.

- Callaway, J. C., DeLaune, R. D., and Patrick, W. H. 1997. Sediment accretion rates from four coastal wetlands along the Gulf of Mexico, *J. Coastal Res.*, 13, 181–191.
- Callaway, J. C., Borgnis, E. L., Turner, R. E., and Milan, C. S. 2012. Carbon Sequestration and Sediment Accretion in San Francisco Bay Tidal Wetlands, *Estuaries and Coasts*, 35, 1163–1181, <https://doi.org/10.1007/s12237-012-9508-9>.
- Chappuis E., Serriñá V., Martí E., Ballesteros E. and Gacia E. 2017. Decrypting stable-isotope ($\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$) variability in aquatic plants. *Freshwater Biology*, 62 (11): p 1807-1818
- Chmura, G.L., Anisfeld, S.C., Cahoon, D.R., Lynch, J.C., 2003. Global carbon sequestration in tidal, saline wetland soils. *Global Biogeochemical Cycles* 17. <https://doi.org/10.1029/2002GB001917>
- Costanza, R., Arge, R., DeGroot, R., Farberk, S., Grasso, M., Hannon, B., ... Sutton, P. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(15), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>
- Cebrián-Torrejón, G., Pérez, A., Montoya, N., Piquero-Cilla, J., Saldarriaga, M. S., Gutiérrez, D., ... Doménech-Carbó, A. (2019). Electrochemical characterization of mangrove sediments: A proposal of new proxies for organic matter oxidation. *Applied Geochemistry*, 101(December 2018), 42–49. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2018.12.018>

- Davidson NC, Dam AA van, Finlayson CM, McInnes RJ, 2019. Worth of wetlands: revised global monetary values of coastal and inland wetland ecosystem services. *Mar Freshwater Res* 70:1189–1194. <https://doi.org/10.1071/MF18391>
- Day, J. W., Christian, R. R., Boesch, D. M., Yáñez-Arancibia, A., Morris, J., Twilley, R. R., ... Stevenson, C. (2008). Consequences of climate change on the ecogeomorphology of coastal wetlands. *Estuaries and Coasts*, 31(3), 477–491. <https://doi.org/10.1007/s12237-008-9047-6>
- Diebel, M., Vander Zanden, M.J., 2012. Nitrogen stable isotopes in streams: stable isotopes Nitrogen effects of agricultural sources and transformations. *Ecological Applications* <https://doi.org/10.1890/08-0327.1>.
- Dittmann S, Bestland E, Davies R, Stirling E. 2016. Carbon burial and sediment accumulation rates in coastal saltmarsh sediments on Adelaide's northern shores. Report for the Adelaide and Mount Lofty Ranges Natural Resources Management Board. Flinders University. Australia.
- DIAZ, Aníbal; SAENZ-ZUNIGA, Lisset y ZUTTA, Brian. Formación de un humedal en la costa norte del Perú: estabilidad biofísica y diversidad biológica. *Rev. peru biol.* [online]. 2021, vol.28, n.3 [citado 2025-01-09], e21132. Disponible en: <http://www.scielo.org.pe/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1727-99332021000300007&lng=es&nrm=iso>. ISSN 1727-9933. <http://dx.doi.org/10.15381/rpb.v28i3.21132>.

- Donato, D., Kauffman, J., Murdiyarso, D., Kurnianto, S., Stidham, M., & Kanninen, M. (2011). Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4, 293–297. <https://doi.org/10.1038/ngeo1123>
- Duarte, C.M., Middelburg, J.J., Caraco, N., 2005. Major role of marine vegetation on the oceanic carbon cycle. *Biogeosciences* 2, 1–8. <https://doi.org/10.514/bg-2-1-2005>
- Dushani, S.N., Aanesen, M., Vondolia, G.K., 2021. Balancing conservation goals and ecotourism development in coastal wetland management in Sri Lanka: A choice experiment. *Ocean & Coastal Management* 210, 105659. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2021.105659>
- Erwin, K. L. (2009). Wetlands and global climate change: The role of wetland restoration in a changing world. *Wetlands Ecology and Management*, 17(1), 71–84. <https://doi.org/10.1007/s11273-008-9119-1>
- Escobedo R. 2021. Factores de control sobre la acumulación de carbono en los sedimentos de Pantanos de Villa. Tesis para optar por el título de Licenciado en Biología. Universidad Peruana Cayetano Heredia.
- Hewitt D, Smith T, Raoult V, Taylor M, Gaston T. (2020). A Stable isotopes reveal the importance of saltmarsh-derived nutrition for two exploited penaeid prawn species in a seagrass dominated system Estuarine, Coastal and Shelf Science 236 106622

- Holmer, M.; Olsen, A.B. (2002) . Role of decomposition of mangrove and seagrass detritus in sediment carbon and nitrogen cycling in a tropical mangrove forest. *Marine Ecology Progress Series*, v. 230, p. 87–101.
- IPCC, 2007: *Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland, 104 pp.(IPCC, 2007)
- Junk, W. J., An, S., Finlayson, C. M., Gopal, B., Květ, J., Mitchell, S. A., ... Robarts, R. D. (2013). Current state of knowledge regarding the world's wetlands and their future under global climate change: A synthesis. *Aquatic Sciences*, 75(1), 151–167. <https://doi.org/10.1007/s00027-012-0278-z>
- Kathiresan, K., Bingham, B.L. *Biology of mangroves and mangrove ecosystems. Advances in Marine Biology*, v. 40, p. 84-254, 2001.
- Keddy, P. (2010). *Wetland Ecology: Principles and Conservation*. Cambridge University Press.
- Kendall, C., Elliott, E.M., Wankel, S.D., 2008. Tracing anthropogenic inputs of nitrogen to ecosystems. In: *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*, second ed. <https://doi.org/10.1002/9780470691854.ch12>.
- Kristensen, E., Holmer, M., Banta, G., Jensen, M.H., Hansen, K. (1995). Carbon, nitrogen and sulfur cycling in sediments of a mangrove forest, Phuket, Thailand: a review. *Phuket Marine Biological Centre*, v. 60, p. 37–64.

- Kristensen, E., Andersen, F.Ø., Holmboe, N., Holmer, M., Thongtham, N. (2000). Carbon and nitrogen mineralization in sediments of the Bangrong mangrove area, Phuket, Thailand. *Marine Ecology Progress Series*, v. 22, p. 199–213.
- Kristensen, E., Bouillon, S., Dittmar, T., & Marchand, C. (2008). Organic carbon dynamics in mangrove ecosystems: A review. *Aquatic Botany*, 89(2), 201–219. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2007.12.005>
- Kusler, J. (2006). Common Questions: Wetland, Climate Change, and Carbon Sequestering i. 1–28. Recuperado de <http://www.aswm.org/propub/wetlandsandclimate.pdf>
- Meyers, P. (2003). Applications of organic geochemistry to paleolimnological reconstructions: a summary of examples from the Laurentian Great Lakes. *Organic Geochemistry*, 34, 261–289.
- Michener, W. K., Blood, E. R., Bildstein, K. L., Brinson, M. M., & Gardner, L. R. (1997). Climate change, hurricanes and tropical storms, and rising sea level in coastal wetlands. *Ecological Applications*, 7(3), 770–801. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1997\)007\[0770:CCHATS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1997)007[0770:CCHATS]2.0.CO;2)
- Mitsch, W. J., Bernal, B., Nahlik, A. M., Mander, Ü., Zhang, L., Anderson, C. J., ... Brix, H. (2013). Wetlands, carbon, and climate change. *Landscape Ecology*, 28(4), 583–597. <https://doi.org/10.1007/s10980-012-9758-8>
- Mitsch, W., & Gosselink, J. (2015). *Wetlands* (5th ed.). Hoboken, New Jersey, U.S.A.: John Wiley & Sons, Inc.

- Mitsch, W. J., & Mander, Ü. (2018). Wetlands and carbon revisited. *Ecological Engineering*, 114(January), 1–6.
<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.12.027>
- Moore, W. S. (1984). Radium isotope measurements using Germanium detectors. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research*, 223, 407–411.
- Moschella P. (2012). Variación y protección de humedales costeros frente a procesos de Urbanización: casos ventanilla y puerto viejo. Tesis para optar el título de Magistra en Desarrollo Ambiental. Universidad Católica del Perú.
- Murray, B. C., Pendleton, L., Jenkins, W. A., and Sifleet, S. 2011. Green payments for blue carbon: Economic incentives for protecting threatened coastal habitats, Nicholas Institute for Environmental Policy Solutions, Report NI, 11, 04.
- Nittrouer CA, DeMaster DJ, McKee BA, Cutshall N.H, Larsen I.L. 1984. The effect of sediment mixing on Pb-210 accumulation rates for the Washington continental shelf. *Marine Geology* 54:201–221.
- Ouyang X, Lee SY. 2014. Updated estimates of carbon accumulation rates in coastal marsh sediments. *Biogeosciences* 11:5057–5071.
<https://doi.org/10.5194/bg-11-5057-2014>
- Peterson, B.J., Howarth, R.W., Garritt, R.H., 1985. Multiple stable isotopes used to trace the flow of organic matter in estuarine food webs. *Science* 227, 1361–1363.
- Palomo, L. and Niell, F. X. 2009. Primary production and nutrient budgets of *Sarcocornia perennis* ssp. *alpini* (Lag.) Castroviejo in the salt marsh of

the Palmones River estuary (Southern Spain), *Aquatic Botany*, 91, 130–136, <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2009.04.002>.

Paredes I, Ramírez F., Forero MG and Green AJ. 2019. Stable isotopes in helophytes reflect anthropogenic nitrogen pollution in entry streams at the Doñana World Heritage Site. *Ecological Indicators*, 97: 130–140.

Pérez, A., Gutiérrez, D., Saldarriaga, M., Sanders, J.C. (2017) Hydrological controls on the biogeochemical dynamics of a Peruvian mangrove system. *Hydrobiologia*, v. 803, p. 69-86.

Pérez, A., Libardoni, B. G., Sanders, CJ. (2018) Factors influencing organic carbon accumulation in mangrove ecosystems. *Biol. Lett.* 14: 20180237. <http://dx.doi.org/10.1098/rsbl.2018.0237>

Pérez, A., Machado W, Gutierrez D., Smoak JM., Breithaupt JL., Saldarriaga MS., Sanders L., Marotta H. and Sanders CJ. 2020. Carbon and nutrient accumulation in mangrove sediments affected by multiple environmental changes. *Journal of Soils and Sediments*. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02612-4>.

Pérez, Alexander, Gerardo Cebrián-Torrejón, Noemí Montoya, Joan Piquero-Cilla, Christian J. Sanders, Antonio Doménech-Carbó, and Wilson Machado. 2021. "Organic Matter Redox State Driven by Specific Sources in Mangrove Sediments: A Case Study from Peruvian Ecosystems" *Journal of Marine Science and Engineering* 9, no. 12: 1438. <https://doi.org/10.3390/jmse9121438>

- Ramirez D. & Aponte H. 2018. Por qué los Humedales de PuertomViejo perdieron su protección legal: analizando los motivos. *Revista peruana de biología* 25(1): 049 - 054 (Febrero 2018). doi: <http://dx.doi.org/10.15381/rpb.v25i1.14349>
- Ramsar Convention on Wetlands. (2018). *Global Wetland Outlook: State of the World's Wetlands and their Services to People*. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat.
- Ranjan, R. K., Routh, J., Ramanathan, A., & Klump, J. V. (2011). Elemental and stable isotope records of organic matter input and its fate in the Pichavaram mangrove- estuarine sediments (Tamil Nadu, India). *Marine Chemistry*, 126, 163–172.
- Ravichandran, M., M. Baskaran, P.H.Santschi, Andt. S. Bian-Chi. (1995). History of trace metal pollution in Sabine-Neches estuary, Beaumont, Texas. *Environmental Science and Technology* 29:1495–1503.
- Roulet NT (2000) Peatlands, carbon storage, greenhouse gases, and the Kyoto Protocol: prospects and significance for Canada. *Wetlands* 20:605–615
- PROnaturaleza. (2010). Documentos base para la elaboración de una estrategia de conservación de los humedales de la costa peruana.
- Sanders, C.J., Smoak, J.M., Sanders, L.M., Santos, I.R.; Maher, D.T., BREITHAUPT, J.L. (2014). Elevated rates of organic carbon, nitrogen, and phosphorus accumulation in a highly impacted mangrove wetland. *Geophysical Research Letters*, v. 41, p. 2475–2480,.

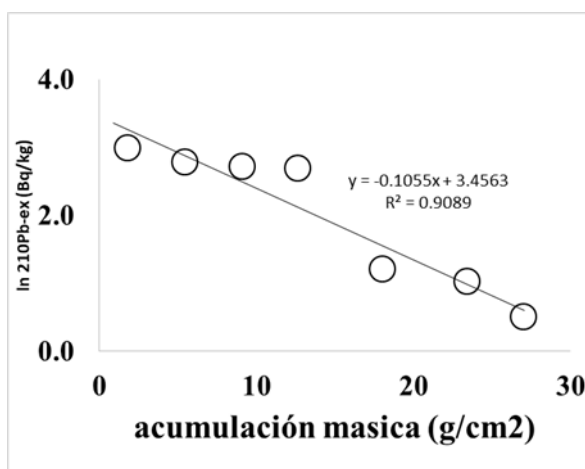
- Sanders, C.J., Santos, I.R., Maher, D.T., Breithaupt, J.L., Smoak, J.M., Ketterer, M., Call, M., Sanders, L.M., Eyre, B.D. (2016). Examining $^{239+240}\text{Pu}$, ^{210}Pb and historical events to determine carbon, nitrogen and phosphorus accumulation in mangrove sediments of Moreton Bay, Australia. *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 151, p. 623-629.
- Sapkota, Y., White, J.R., 2020. Carbon offset market methodologies applicable for coastal wetland restoration and conservation in the United States: A review. *Science of The Total Environment* 701, 134497. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134497>
- Scharler UM. (2011). Whole food-web studies: mangroves. In *Treatise on Estuarine and Coastal Science*, ed. D McLusky, E Wolanski, pp. 271–86. London: Academic
- Shunula, J.P., Whittick, A. (1999) Aspects of litter production in mangrove from Unguja Island, Zanzibar, Tanzania. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, v. 49, p. 51– 54.
- Sousa, W.P., Dangremond, E.M. (2011). Trophic interactions in coastal and estuarine mangrove forest ecosystems. In *Treatise on Estuarine and Coastal Science*, ed. DMcLusky, E Wolanski, pp. 43–92. London: Academic
- Theuerkauf EJ, Stephens JD, Ridge JT, Fodrie FJ, Rodriguez AB. 2015. Carbon export from fringing saltmarsh shoreline erosion overwhelms carbon storage across a critical width threshold. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 164:367-378

- La Torre M & Aponte H. 2009. Flora vascular y vegetación de los humedales de Puerto Viejo. *Rev. peru. biol.* 16(2): 215 - 217
- Wafar, S., Untwale, A.G., Wafar, M. (1997). Litter fall and energy flux in a mangrove ecosystem. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, v. 44, p. 111–124.
- Wang, F.; Lu, X.; Sanders, C.J.; Tang, J. 2019. Tidal wetland resilience to sea level rise increases their carbon sequestration capacity in United States. *Nature Communications* 10: 5434.
- Young, K. (1998). El Ecosistema. En *Los Pantanos de Villa, Biología y Conservación*. MHN, UNMSM. Lima - Perú. Serie de Divulgación (11): 3 - 20.
- Alongi, D.M., Sasekumar, A., Tirendi, F., Dixon, P. (1998). The influence of stand age on benthic decomposition and recycling of organic matter in managed mangrove forests of Malaysia. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, v. 225, p. 197–218.

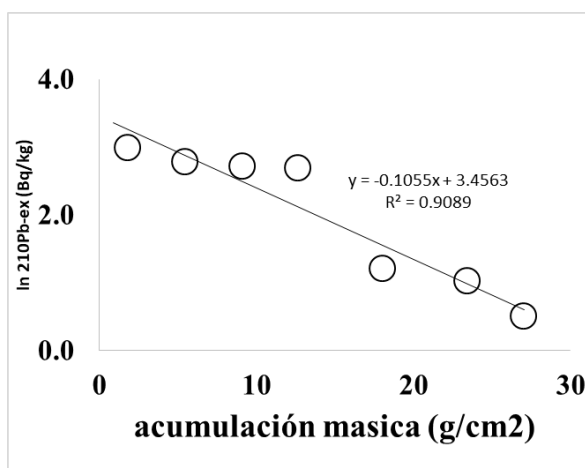
XI. ANEXOS

Anexo 1: Relación de la acumulación másica (g cm^{-2}) y el $^{210}\text{Pb}_{\text{ex}}$ para testigos colectados en el humedal de Puerto Viejo

Testigo P1:



Testigo P2:

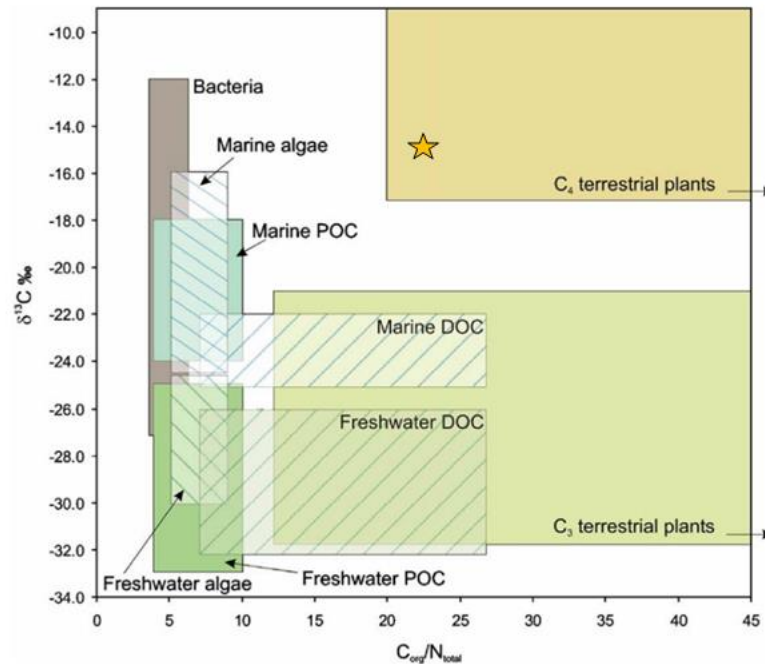


Se observó una relación lineal, determinándose que los cambios en densidad eran despreciables y que las variaciones observadas estaban relacionadas a cambios en el porcentaje de arenas para estos testigos.

Anexo 2: Origen de la materia orgánica en los humedales costeros de Ventanilla y Puerto Viejo

Humedal de Ventanilla:

De acuerdo con los cocientes COT:NT y los $\delta^{13}\text{C}$ obtenidos para los sedimentos del humedal de Ventanilla, la materia orgánica sería predominantemente de origen terrestre de tipo C4, como se aprecia en la siguiente figura tomada de Lamb et al. (2006). La estrella indica la localización en el diagrama de los valores promedio de cociente COT:NT y $\delta^{13}\text{C}$ obtenidos en los testigos de Ventanilla.



Humedal de Puerto Viejo:

De acuerdo con los cocientes COT:NT y los $\delta^{13}\text{C}$ obtenidos para los sedimentos del humedal de Puerto Viejo, la materia orgánica sería predominantemente de origen terrestre de tipo algal continental, como se aprecia en la siguiente figura tomada de Lamb et al. (2006). La estrella indica la localización en el diagrama de

los valores promedio de cociente COT:NT y $\delta^{13}\text{C}$ obtenidos en los testigos de Puerto Viejo.

