



**FACULTAD DE CIENCIAS VETERINARIAS Y
BIOLÓGICAS**

CARRERA PROFESIONAL DE BIOLOGÍA MARINA

**“DIVERSIDAD TAXONÓMICA Y PATRONES DE DIVERSIDAD DE
LA FLORA EN LOS HUMEDALES DE LA COSTA CENTRAL DEL
PERÚ”**

Tesis para optar el título profesional de:

BIÓLOGO MARINO

Presentado por:

Sergio Andres Gonzales De Paz (0000-0002-6357-033X)

Asesor:

Hector Alonso Aponte Ubillús (0000-0001-5249-9534)

Lima – Perú

2021

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

Lima, 13 de diciembre 2021.

Los integrantes del Jurado de tesis:

Presidenta: Dra. Roxana Yanina Castañeda Sifuentes
Miembro: Mg. Landy Alexander Damián Parizaca
Miembro: Blgo. Freddy Daniel Barona Narváez

Se reúnen para evaluar la tesis titulada:

“DIVERSIDAD TAXONÓMICA Y PATRONES DE DIVERSIDAD DE LA FLORA EN LOS HUMEDALES DE LA COSTA CENTRAL DEL PERÚ”

Presentada por la/el estudiante/bachiller:

- **Sergio Andrés Gonzales de Paz**

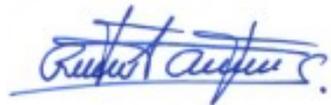
Para optar el Título Profesional de Biólogo Marino

Asesorado por: Dr. Héctor Alonso Aponte Ubillús

Luego de haber evaluado el informe final de tesis y evaluado el desempeño del estudiante de la carrera de Biología Marina en la sustentación, concluyen de manera unánime (X) calificar a:

Tesista: Sergio Andrés Gonzales de Paz	Nota (dieciséis): 16 (dieciséis)		
Aprobado ()	Aprobado - Muy buena (X)	Aprobado - Sobresaliente ()	Desaprobado ()

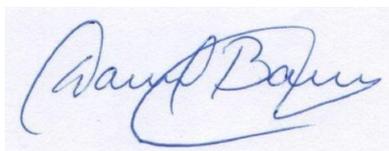
Los miembros del jurado firman en señal de conformidad.



Dra. Roxana Yanina Castañeda Sifuentes
Presidenta



Mg. Landy Alexander Damián Parizaca
Miembro 1



Blgo. Freddy Daniel Barona Narváez
Miembro 2



Dr. Héctor Alonso Aponte Ubillús
Asesor

DEDICATORIA

Dedicado a mi tío Pocho y mis abuelos, Papalino y Mamadula.

AGRADECIMIENTOS

Agradezco a todos los amigos y familiares que me apoyaron y confiaron a lo largo de toda mi carrera: mis padres, mis hermanas, Mario, tía Juana, tía María, tío Miguel, Enrique, Luchito, Don Lucho y señora Carmen. Le agradezco a Héctor Aponte por haberme acompañado e instruido en estos años de vida universitaria.

INDICE

- 1. RESUMEN**
- 2. ABSTRACT**
- 3. INTRODUCCIÓN**
- 4. MATERIALES Y METODOS**
- 5. RESULTADOS**
- 6. DISCUSIÓN**
- 7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS**
- 8. FIGURAS Y TABLAS**
- 9. ANEXO**

1. RESUMEN

En los últimos años, el interés por estudiar los humedales ha ido en aumento. A pesar de ello, los impactos en estos ecosistemas han persistido, lo que desencadena en el deterioro de los servicios ecosistémicos que proveen. Una forma complementaria de analizar su diversidad es mediante los índices de diversidad taxonómica los cuales nos permiten tener medidas valiosas para su comprensión y conservación. Con el objetivo de evaluar la diversidad taxonómica de la flora vascular (a partir de los índices Δ^+ y Λ^+) y algunos de sus patrones de diversidad (relacionados con el recambio de especies) en los humedales costeros del Perú, se evaluó la data existente de 109 especies de plantas vasculares distribuidas en ocho humedales costeros de esa región. Los humedales de Santa Rosa, Pantanos de Villa y Carquín, presentaron los valores más altos de Δ^+ lo que nos sugiere su conservación a fin de proteger la diversidad filogenética que albergan. La riqueza tuvo correlación con Δ^+ ($r = 0.931$; $p < 0.05$) y con Λ^+ ($r = -0.878$; $p < 0.05$) y se obtuvo un modelo lineal confiable de Δ^+ en función de la riqueza ($R^2 = 0.86$); su uso, nos permitiría simplificar el cálculo de la diversidad taxonómica para las plantas vasculares de esta región. No se encontraron diferencias para los valores de Δ^+ entre humedales protegidos y no protegidos ($t = 0.96$; $p > 0.05$) y no se halló correlación entre la distancia entre humedales y la diversidad beta ($p > 0.05$); sumado a los resultados anteriores, esto nos sugiere proponer medidas para proteger estos humedales como un corredor costero que incluya humedales no protegidos en la actualidad.

Palabras clave: conservación; distancia taxonómica; diversidad; flora; humedales costeros

2. ABSTRACT

In recent years, interest in studying wetlands has been increasing. Despite this, the impacts on these ecosystems have persisted, which triggers the deterioration of the ecosystem services they provide. A complementary way of analyzing their diversity is through taxonomic diversity indices, which allow us to have valuable measures for their understanding and conservation. With the objective of evaluating the taxonomic diversity of the vascular flora (from the $\Delta+$ and $\Lambda+$ indices) and some of their diversity patterns (related to the exchange of species) in the coastal wetlands of Peru, the existing data of 109 species of vascular plants distributed in eight coastal wetlands in that region was analyzed. The Santa Rosa, Pantanos de Villa and Carquín wetlands presented the highest $\Delta+$ values, which suggests their conservation in order to protect the phylogenetic diversity in they harbor. Richness was correlated with $\Delta+$ ($r = 0.931$; $p < 0.05$) and with $\Lambda+$ ($r = -0.878$; $p < 0.05$) and a reliable linear model of $\Delta+$ was obtained as a function of richness ($R^2 = 0.86$); its use would allow us to simplify the calculation of taxonomic diversity for vascular plants in this region. No differences were found for $\Delta+$ values between protected and unprotected wetlands ($t = 0.96$; $p > 0.05$) and no correlation was found between the distance between wetlands and beta diversity ($p > 0.05$); in addition to the previous results, this suggests us to propose measures to protect these wetlands as a coastal corridor that includes currently unprotected wetlands.

Keywords: conservation; taxonomic distinctness; diversity; flora; coastal wetlands

3. INTRODUCCIÓN

Los humedales son áreas que se caracterizan por el nivel freático próximo o por encima de la superficie, siendo este muchas veces estacional o permanente (Salimi et al., 2021). En los últimos años, se ha hecho notorio el interés en estos ecosistemas, sobre todo por el número de grupos de investigación que se dedican a ello y la variedad de temas investigados (Salazar-Navarro et al., 2020.; Rivera et al., 2021). Pese a ello, los humedales están a merced de impactos como los incendios y la contaminación por metales pesados, los cuales repercuten sobre la calidad del ecosistema y los servicios ecosistémicos que proveen (Dang et al., 2021; Zhao et al., 2021).

Los humedales costeros de Perú están caracterizados por presentar una amplia diversidad de aves (Quiñonez et al., 2017), mamíferos (Pacheco et al., 2020), plantas vasculares (Aponte y Cano, 2013) e invertebrados (Castillo-Valásquez y Huamantico-Araujo, 2020). Impactos como la urbanización, el arrojado de desmonte, la introducción de especies invasoras y a la ganadería, fruto de la influencia humana sobre estos ecosistemas, son actividades que podrían repercutir sobre esta diversidad de especies (Aponte et al., 2020).

Algunos patrones de diversidad han sido evaluados para las plantas vasculares de la costa de Lima. Se ha encontrado que alrededor del 50% de las especies de estos humedales corresponden a especies invasoras o potencialmente invasoras las cuales llegan a estos humedales fruto de las actividades humanas (Aponte y Cano 2013). A partir de modelos y estimaciones, se ha propuesto que la flora vascular conocida hasta la fecha corresponde al 70% del total, y que la diferencia aún no conocida podría estar presente en humedales aún no estudiados en el mismo corredor, o en especies que llegan producto del recambio temporal propio de estos ecosistemas (Aponte y Apeño, 2019). El tamaño de los humedales parece no influir en la riqueza vegetal que albergan encontrándose humedales grandes y pequeños con alta riqueza por unidad de área (por ejemplo, Los Pantanos de Villa y El Humedal de Carquín-Hualmay) (Ramírez y Cano, 2014; Aponte y Cano, 2018). El análisis de la diversidad beta espacial (a partir de índices de similitud e índices beta) indica un alto recambio entre localidades que sugiere una alta complementariedad entre estos ecosistemas (Arana y Salinas, 2001; La-Torre y

Aponte, 2009; Aponte y Ramírez, 2014; Aponte 2017; Aponte y Cano, 2018; Gonzales et al., 2019). Estos estudios se han basado en listados de plantas vasculares obtenidos en los humedales de Lima, sin incluir humedales de otros departamentos; ello no ha permitido evaluar si estos patrones se mantienen en humedales similares ubicados a mayores distancias geográficas. De mantenerse este patrón (alto recambio y complementariedad), se justificaría la necesidad de la protección de estos ecosistemas a manera de un corredor.

A pesar de que se tiene identificada la riqueza, diversidad alfa y beta de la flora vascular de algunos humedales esta aproximación tiene limitaciones (por ejemplo, en estas aproximaciones se consideran a todas las especies por igual, obviando aspectos evolutivos importantes para la interpretación de la diversidad) (Lean y Maclaurin, 2016). Una evaluación complementaria, a partir de aspectos filogenéticos, permitiría abarcar mayores características del subconjunto de taxones; sus índices de diversidad taxonómica utilizan las relaciones entre especies (Faith, 1992; García-de Jesús et al., 2016). La diversidad filogenética será superior en la comunidad que presente mayor cantidad de especies que estén alejadas en el árbol taxonómico, en relación con otras comunidades donde la relación es más cercana (Clarke y Warwick, 1998). Las medidas de distancia taxonómica tienen relevancia en estudios que se hacen sobre variaciones en el espacio y de diversidad en determinados ecosistemas (Warwick y Clarke, 1998), y son indicativos de algunos procesos de evolución que se desarrollan en estos ambientes (Forest et al., 2007). Estos índices son independientes del esfuerzo de muestreo y entorno, se calculan haciendo uso de los datos de ausencia/presencia; lo cual significaría una ventaja sobre estudios que han presentado diferentes esfuerzos de muestreo, ya que, pueden ser comparados entre sí (Clarke y Warwick, 2001, Schweiger et al., 2008). Esta ventaja hace que la aplicación de este método sea ideal sobre los humedales de la costa central del Perú, debido a que estos han sido evaluados en diferente tiempo y, algunos, con distinto esfuerzo de muestreo (Aponte y Cano, 2018; Arana y Salinas, 2003).

En este contexto, el presente estudio aborda la evaluación de la diversidad taxonómica (índices $\Delta+$ y $\Lambda+$) comparando si estos valores varían en función del nivel de protección de los humedales. Asimismo, se propone un modelo matemático entre la riqueza y la

diversidad taxonómica; de manera que este pueda servir para un cálculo rápido de la diversidad filogenética para las plantas vasculares de esta región. Finalmente, se estudia el recambio espacial de las plantas vasculares en la costa central del Perú; esta vez incluyendo una localidad adicional de Ancash, de manera que pueda ponerse a prueba si esta mantiene alguna relación con la distancia entre humedales.

4. MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio. Los humedales costeros del Perú se ubican en el desierto árido del Pacífico sur. Estos humedales se caracterizan por presentar, en sus inmediaciones, asentamientos humanos (Aponte et al., 2020). El área de estudio está comprendida por ocho humedales costeros ubicados en la región central del Perú entre las coordenadas 12°34'16,77"S - 76°42'35,36"W y 09°05'51"S; 78°32'52": humedales de Puerto Viejo (PV), Pantanos de Villa (PAN), Ventanilla (VEN), Santa Rosa (SR), Paraíso (PAR), Carquín (CAR), Medio Mundo (MM) y de Chimbote (CH) (Figura 1).

Preparación de los datos. Se recopilaron los listados de plantas vasculares de los humedales costeros mencionados a partir de publicaciones científicas. Para cada humedal, se utilizó el trabajo más reciente (Tabla 1). En los ocho humedales existen un total de 109 especies de plantas vasculares, pertenecientes a 94 géneros, 34 familias, 19 órdenes y 3 subclases (Magnoliidae, 107 especies; Equisetidae, 1 especie; Polypodiidae, 1 especie) (Material suplementario 1).

La taxonomía de las plantas fue actualizada según la plataforma Trópicos (www.trópicos.org) para evitar sinónimos. Con los datos obtenidos se hicieron dos matrices: una matriz que trató la presencia y ausencia de las especies por localidad y otra para ordenar las especies según su clasificación (Material suplementario 1).

Cálculo de la diversidad taxonómica. Se calcularon dos índices de diversidad taxonómica: la distancia taxonómica promedio ($\Delta+$) y la variación de la distancia taxonómica ($\Lambda+$) para los ocho humedales evaluados. $\Delta+$ mide la longitud de trayectoria promedio entre todos

los pares de especies dentro de la clasificación taxonómica; mientras que Δ^+ reflejan la desigualdad del árbol taxonómico para una comunidad dada (ecuaciones 1 y 2):

$$\Delta^+ = \frac{\sum \sum_{i < j} \omega_{ij}}{[S(S-1)/2]} \dots \dots \dots (1)$$

$$\Lambda^+ = \frac{\sum \sum_{i \neq j} (\omega_{ij} - \bar{\omega})^2}{S(S-1)/2} \dots \dots \dots (2)$$

donde S es el número de especies por localidad; por su parte ω_{ij} constituye la distancia que adhiere a las especies i y j en el árbol taxonómico jerárquico (Clarke y Warwick, 1999, 1998). Asimismo, se realizaron gráficos de embudo de confianza para Δ^+ y Λ^+ ; las líneas de los extremos indican límites dentro de los cuales se encuentran el 95% de los valores simulados de ambos índices, respectivamente; mientras que las líneas centrales indican los valores medios (Iglukowska et al., 2010). Ambos índices y gráficos fueron obtenidos con el programa PRIMER versión 6 ([Clarke y Gorley, 2006](#)).

Por último, se compararon los valores de Δ^+ entre humedales protegidos y no protegidos (Aponte, 2017). Posterior a la verificación de la normalidad ($p > 0.05$ para la prueba de Shapiro Wilk) se realizó la prueba de t-student.

Correlación y modelamiento entre la riqueza y la diversidad taxonómica. Con la finalidad de evaluar la correlación entre la diversidad taxonómica y la riqueza, primero se realizó la prueba de normalidad para luego hacer la prueba de Pearson utilizando los valores de los índices taxonómicos y la riqueza de flora de cada humedal evaluado.

Asimismo, para modelar la diversidad taxonómica a partir de los datos de riqueza, se realizó una regresión lineal entre Δ^+ , Λ^+ en función de la riqueza. Este modelo fue elegido por tener pocas variables (solo la pendiente y un intercepto) lo que facilita su análisis y comprensión. La confiabilidad del modelo fue calculada a través del coeficiente de determinación (R^2) para lo que se utilizó el programa PAST 4.5.

Evaluación de la similitud y recambio espacial. Con la finalidad de evaluar la similitud de la flora entre los humedales de la región evaluada se utilizó el índice de Jaccard (Ij) (3):

$$I_j = \frac{C}{C + NC} \dots \dots \dots (3)$$

Donde C fue el número de especies comunes y NC el número de especies no comunes.

Por otro lado, para desarrollar la correlación existente entre la diversidad beta (recambio espacial) y la distancia a nivel geográfico entre humedales se utilizó la prueba de Spearman. Por ello, se calculó primero la diversidad beta entre cada par de humedales donde se utilizó el índice de Whitaker (4):

$$\beta_w = \frac{S}{\alpha} - 1 \dots \dots \dots (4)$$

donde S fue el número de riqueza y α el número promedio de especies (entre todos los humedales evaluados).

Una vez que se halló el recambio, se procedió a hallar las distancias (distancia lineal), para esto se utilizó el programa Google Earth. A partir de aquí recién se llevó a cabo la prueba de correlación.

5. RESULTADOS

Diversidad taxonómica. Los valores más altos de $\Delta+$, se encontraron en los humedales SR, PAN y CAR; para $\Lambda+$ los humedales de VEN, MM y PAR obtuvieron los valores más altos (Tabla 2). A través de la figura 3A, se pudo observar que la flora de los humedales PAR, MM y VEN estuvieron por debajo del intervalo de confianza (esto implicaría que las especies que se encuentran en dichos humedales son distintas filogenéticamente de las especies de los otros humedales). Para $\Lambda+$, todos los humedales costeros estaban dentro del intervalo de confianza (Fig. 3B). Por otro lado, la relación entre los valores de $\Delta+$ de los humedales que contaron con algún grado de protección y los que no, no presentó diferencia alguna ($t = 0.96$; $p > 0.05$).

El análisis de correlación indicó que el número de especies se relacionó de manera positiva con el $\Delta+$ ($r = 0.931$; $p < 0.05$) y negativamente con el $\Lambda+$ ($r = -0.878$; $p < 0.05$). La Figura 4 muestra los modelos obtenidos mediante la regresión lineal; en ambos casos, los modelos se presentan confiables ($R^2 > 0.75$); sin embargo, el modelo de $\Delta+$ en función del número de especies es más confiable ($R^2 = 0.86$).

Similitud y recambio. La comparación entre la flora de los humedales mostró una baja similitud ($I_j = 0.48$ en promedio) lo que se interpreta como un recambio alto entre localidades, con excepciones como entre MM-PAR y MM-VEN ($I_j = 0.74$ e $I_j = 0.63$, respectivamente). La menor similitud estuvo acentuada entre los humedales de SR-MM y SR-VEN ($I_j = 0.26$ y $I_j = 0.29$, respectivamente) (Figura 2). Finalmente, no se encontró correlación entre la distancia entre humedales y la diversidad beta ($\rho = -0.18$; $p > 0.05$).

6. DISCUSIÓN

La diversidad taxonómica, según Clarke y Warwick (1998), no tiene una relación dependiente de la riqueza de especies, patrón que ha sido encontrado en escarabajos (Scarabaeoidea) (García-de Jesús et al., 2016), macrófitas lacustres (Alahuhta et al., 2017) y crustáceos decápodos (Germán-Gómez, 2020); pese a ello, nuestro estudio muestra un patrón contrario: la flora de estos humedales se correlaciona con la diversidad taxonómica. Esto sugiere que, conforme aumentan las especies de plantas vasculares en los humedales, aumenta la complejidad de su estructura filogenética en estos ecosistemas. Siendo que, de estas especies, cerca del 50% son consideradas invasoras o invasoras potenciales (Aponte y Cano, 2013), es probable que el ser humano esté modelando la evolución de la estructura florística y filogenética de estos humedales, ya que las nuevas especies podrían estar llegando por intervención humana. Esta observación está soportada por reportes recientes; por ejemplo, en el último censo de flora realizado en SR, se encontró que el 55% de las nuevas especies reportadas para este humedal, fueron invasoras potenciales (Gonzales et al., 2019). Es importante hacer un seguimiento temporal y una actualización florística de los otros humedales costeros para confirmar si esto mismo sucede en las otras localidades y confirmar de esta manera la hipótesis propuesta.

La mayoría de los humedales tomados en cuenta en este estudio (a excepción de Chimbote) tienen identificados múltiples impulsores de cambio (Aponte et al., 2020), los cuales podrían incidir sobre la flora, ya sea reduciendo su diversidad florística (por ejemplo, mediante los incendios) o aumentándola (mediante la introducción de

especies). A nivel de la diversidad taxonómica, Clarke y Warwick (1998) no encontraron una relación entre esta aproximación y la perturbación antropogénica. Casos como los de CAR y SR (humedales sin ningún tipo de protección) que presentaron altos valores de $\Delta+$, pueden ser indicativos de la necesidad de evaluar la diversidad taxonómica en función del impacto que presenta cada humedal, evaluando si, en el tiempo, los humedales que se degradan tienen una mayor o menor diversidad taxonómica.

Las particularidades filogenéticas que distan en la clasificación que mantienen las especies hace que los valores calculados de la diversidad taxonómica sean mayores (Faith, 1992; Polasky et al., 2001); con los resultados obtenidos se puede sugerir que los humedales serían los de protección prioritaria con la finalidad de proteger aquellos que albergan la mayor variabilidad. En ese sentido, utilizando los datos del presente estudio, los humedales prioritarios serían SR, CAR y PAN quienes tienen los valores más altos en los cálculos obtenidos; este último, ya cuenta con el grado de protección necesario. Estos humedales presentan una flora con mayores características evolutivas y, por ende, poseen una estructura florística filogenéticamente más diversa y con mayor capacidad de afrontar perturbaciones a menor y a gran escala como por ejemplo el cambio climático (Faith, 1992; Forest et al., 2007; Lean y Maclaurin, 2016; Mace et al., 2003).

Estudios previos han propuesto que estos ecosistemas mantienen un potencial de especies que todavía no se han registrado ya sea por recambio temporal de especies o porque existen humedales aún no evaluados (Aponte y Apeño, 2019); esto significa que el valor de la distancia taxonómica podría cambiar temporalmente. Puede ser que el valor de $\Delta+$ se incremente con los muestreos ya que estos ecosistemas albergan flora monoespecífica: cada especie nueva reportada para la región es un potencial género o familia nueva. Por ejemplo, la última evaluación realizada en el Humedal Santa Rosa reportó 12 nuevos registros para la región que significaron dos familias y dos géneros nuevos para este espacio geográfico (Gonzales et al., 2019). Esta situación debe incentivar el planteamiento de estudios que permitan conocer el recambio temporal de las especies y el rol que juega la presencia de plantas invasoras en este recambio.

Por otro lado, a través de los modelos lineales obtenidos se podría facilitar el cálculo de estos índices de diversidad taxonómica y, así, obtener resultados rápidos solo conociendo la riqueza de los humedales de la región, teniendo con ello, rápidamente,

una perspectiva complementaria. La presente ecuación es apropiada para estos ecosistemas evaluados, pero sería importante verificar si estos patrones persisten en otras regiones y en el tiempo para poder seguir haciendo su uso.

En este estudio, se agregó un humedal más (CH) a las evaluaciones espaciales que se realizaron en los últimos años (Aponte y Cano, 2018, 2013); pese a ello, la interpretación de la diversidad beta no ha variado: en estos ecosistemas hay una alta complementariedad. Del mismo modo, al no hallarse correlación entre la distancia entre humedales y la diversidad beta, las medidas de conservación clásicas no podrían emplearse con respecto a este criterio de distancia (conservar humedales alejados), sino que se podría también conservar humedales cercanos entre sí, y se debería considerar agrupar a todos como un sistema interconectado (un corredor), ya que, a pesar de su cercanía existe un alto recambio. En el Perú, existe un sistema que se puede imitar para el caso de los humedales como la Reserva Nacional Sistema de Islas, Islotes y Puntas Guaneras que ha demostrado su eficiencia para la conservación de la biodiversidad (puede verse un caso para cangrejos decápodos en Germán-Gómez et al., 2020).

A pesar de que el número de los humedales registrados en la costa sudamericana es considerable (puede revisarse un mapa en el Atlas de humedales costeros de Pacífico disponible en www.humedalescosteros.org), no todos cuentan con estudios de la flora vascular presente en cada uno de estos ambientes; por ello, sugerimos extender inventarios florísticos donde corresponda y realizar evaluaciones complementarias como la de diversidad taxonómica. Con ello, se podría evaluar la diversidad taxonómica a una mayor escala (por ejemplo, a nivel de la costa del Pacífico sur, conformado por un corredor biológico interconectado).

El presente estudio nos ofrece perspectivas, complementarias a las ya conocidas, de la diversidad de plantas vasculares de estos humedales, lo que nos permite darle un enfoque distinto al entendimiento de la diversidad en la costa peruana. Sugerimos que los resultados del presente estudio sean tomados en consideración para proponer áreas de conservación a un nivel de corredor y para incentivar evaluaciones complementarias extendiendo este tipo de evaluaciones a otros humedales de la costa sudamericana.

Contribución de los autores

Sergio Gonzales: Redacción – Revisión y edición, investigación, análisis formal. Héctor Aponte: Supervisión, Curaduría de datos, Redacción – Revisión y edición.

Financiación

El presente trabajo no contó con financiamiento.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alahuhta, J., Toivanen, M., Hjort, J., Ecke, F., Johnson, L. B., Sass, L., & Heino, J. (2017). Species richness and taxonomic distinctness of lake macrophytes along environmental gradients in two continents. *Freshwater biology*, 62(7), 1194-1206.
- Aponte, H., Apeño, A., 2019. Riqueza de flora vascular de los humedales costeros de Lima: Una aproximación utilizando estimadores no paramétricos. *Arnaldoa* 26, 131–138. <https://doi.org/10.22497/arnaldoa.261.26107>
- 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., Cano, A., 2018. Flora vascular del Humedal de Carquín - Hualmay, Huaura (Lima, Perú). *Ecología Aplicada* 17, 69–76. <https://doi.org/10.21704/rea.v17i1.1175>
- Aponte, H., Gonzales, S., Gomez, A., 2020. Impulsores de cambio en los humedales de América Latina: El caso de los humedales costeros de Lima. *South Sustainability* 1, e023–e023. <https://doi.org/10.21142/SS-0102-2020-023>
- Aponte, H., Ramírez, W., 2014. Riqueza florística y estado de conservación del Área de Conservación Regional Humedales de Ventanilla, Callao, Perú. *The Biologist* 12, 283–295. <https://doi.org/10.24039/rtb2014122356>

- Aponte, H., Ramírez, W., Lértora, G., Vargas, R., Fernando, G., Carazas, N., Liviác, R., 2015. Incendios en los Humedales de la Costa Central del Perú: Una amenaza frecuente. *Científica* 12. <https://doi.org/10.21142/cient.v12i1.166>
- Arana, C., Salinas, L., 2003. Flora vascular de los Humedales de Chimbote, Perú. *Revista Peruana de Biología* 10, 221–224.
- Castillo-Velásquez, R. M., & Huamantínco-Araujo, A. A. (2020). Variación espacial de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos en la zona litoral del humedal costero Santa Rosa, Lima, Perú. *Revista de Biología Tropical*, 68(1), 50-68.
- Clarke, K., Gorley, R. (2006). *PRIMER v6: User manual/tutorial*.
- Clarke, K.R., & Warwick, R.M. (2001a). *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Primer-E Ltd, Plymouth, UK.
- Clarke, K.R., Warwick, R.M., 1998. A taxonomic distinctness index and its statistical properties. *Journal of Applied Ecology* 35, 523–531. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.3540523.x>
- Clarke, K.R., Warwick, R.M., 1999. The taxonomic distinctness measure of biodiversity: weighting of step lengths between hierarchical levels. *Marine Ecology Progress Series* 184, 21–29.
- Dang, A. T., Kumar, L., Reid, M., & Mutanga, O. (2021). Fire danger assessment using geospatial modelling in Mekong delta, Vietnam: Effects on wetland resources. *Remote Sensing Applications: Society and Environment*, 21, 100456.
- Faith, D., 1992. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation* 61, 1–10. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)91201-3](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)91201-3)
- Forest, F., Grenyer, R., Rouget, M., Davies, T.J., Cowling, R.M., Faith, D.P., Balmford, A., Manning, J.C., Procheş, Ş., van der Bank, M., Reeves, G., Hedderson, T.A.J., Savolainen, V., 2007. Preserving the evolutionary potential of floras in biodiversity hotspots. *Nature* 445, 757–760. <https://doi.org/10.1038/nature05587>

- Gaggini, L., Rusterholz, H.-P., Baur, B., 2019. The invasion of an annual exotic plant species affects the above- and belowground plant diversity in deciduous forests to a different extent. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 38, 74–83. <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2019.04.004>
- García-de Jesús, S., Moreno, C.E., Morón, M.Á., Castellanos, I., Pavón, N.P., 2016. Integrando la estructura taxonómica en el análisis de la diversidad alfa y beta de los escarabajos Melolonthidae en la Faja Volcánica Transmexicana. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 87, 1033–1044. <https://doi.org/10.1016/j.rmb.2016.06.003>
- Germán-Gómez, A. M. (2020). Evaluación de los índices de diversidad taxonómica y estado de conservación de las especies de decápodos (Crustacea) marino costeros del Perú.
- Germán-Gómez, A., Aponte, H., & Moscoso, V. (2020). Decápodos (Crustacea) marino-costeros del Perú: efectividad de las ANP y retos para su protección. *South Sustainability*, 1(2), e024-e024.
- Gonzales, S., Aponte, H., Cano, A., 2019. Actualización de la flora vascular del humedal Santa Rosa - Chancay (Lima, Perú). *Arnaldoa* 26, 867–882. <https://doi.org/10.22497/arnaldoa.263.26303>
- Hammer, Ø., Harper, D.A., Ryan, P.D., 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica* 4, 9.
- Iglikowska, A., & Namiotko, T. (2010). Freshwater Ostracoda (Crustacea) of Inari Lapland in northern Finland. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 46, No. 3, pp. 199-206). EDP Sciences.
- Jog, S.K., Bried, J.T., 2021. Taxonomic distinctness poorly reflects floristic quality in a wetland study system. *Ecological Indicators* 121, 107086. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107086>
- Lean, C., Maclaurin, J., 2016. The Value of Phylogenetic Diversity, in: Pellens, R., Grandcolas, P. (Eds.), *Biodiversity Conservation and Phylogenetic Systematics: Preserving Our Evolutionary Heritage in an Extinction Crisis*, Topics in

- Biodiversity and Conservation. Springer International Publishing, Cham, pp. 19–37. https://doi.org/10.1007/978-3-319-22461-9_2
- Mace, G.M., Gittleman, J.L., Purvis, A., 2003. Preserving the Tree of Life. *Science* 300, 1707–1709. <https://doi.org/10.1126/science.1085510>
- Pacheco, V., Pacheco, J., Zevallos, A., Valentin, P., Salvador, J., & Ticona, G. (2020). Trabajos originales Mamíferos pequeños de humedales de la costa central del Perú. *Revista peruana de biología*, 27(4), 483-498.
- Polasky, S., Csuti, B., Vossler, C.A., Meyers, S.M., 2001. A comparison of taxonomic distinctness versus richness as criteria for setting conservation priorities for North American birds. *Biological Conservation* 97, 99–105. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(00\)00103-8](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(00)00103-8)
- Quiñonez, A. S., & Hernandez, F. (2017). Uso de hábitat y estado de conservación de las aves en el humedal El Paraíso, Lima, Perú. *Revista peruana de biología*, 24(2), 175-186.
- Ramirez, D.W., Aponte, H., Cano, A., 2010. Flora vascular y vegetación del humedal de Santa Rosa (Chancay, Lima). *Revista Peruana de Biología* 17, 105–110.
- Ramirez, D.W., Cano, A., 2010. Estado de la diversidad de la flora vascular de los Pantanos de Villa (Lima - Perú): State of vascular flora diversity from Pantanos de Villa (Lima - Peru). *Revista Peruana de Biología* 17, 111–114.
- Rivera, G., Gonzales, S., Aponte, H. (2021). Wetlands of the South American Pacific Coast: A Bibliometric Approach. PREPRINT (Version 1) available at Research Square [<https://doi.org/10.21203/rs.3.rs-563498/v1>]
- Salazar-Navarro K, Olortigue-Tello AD, Aponte H, Lobato-de-Magalhaes T (2020) Wetland Science in Latin America and the Caribbean Region: Insights into the Andean States. *Wetland Science and Practice*, 37 (4).
- Salimi, S., Almuktar, S.A.A.N., Scholz, M., 2021. Impact of climate change on wetland ecosystems: A critical review of experimental wetlands. *Journal of*

Environmental Management 286, 112160.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112160>

Schweiger, O., Klotz, S., Durka, W., Kühn, I., 2008. A comparative test of phylogenetic diversity indices. *Oecologia* 157, 485–495. <https://doi.org/10.1007/s00442-008-1082-2>

Torre, M.I.L., Aponte, H., 2009. Flora vascular y vegetación de los humedales de Puerto Viejo. *Revista Peruana de Biología* 16, 215–217. <https://doi.org/10.15381/rpb.v16i2.209>

Wang, C., Cheng, H., Wang, S., Wei, M., Du, D., 2021. Plant community and the influence of plant taxonomic diversity on community stability and invasibility: A case study based on *Solidago canadensis* L. *Science of The Total Environment* 768, 144518. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144518>

Wang, C., Jiang, K., Liu, J., Zhou, J., Wu, B., 2018. Moderate and heavy *Solidago canadensis* L. invasion are associated with decreased taxonomic diversity but increased functional diversity of plant communities in East China. *Ecological Engineering* 112, 55–64. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.12.025>

Warwick, R.M., Clarke, K.R., 1998. Taxonomic distinctness and environmental assessment. *Journal of Applied Ecology* 35, 532–543. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.3540532.x>

Winter, M., Devictor, V., Schweiger, O., 2013. Phylogenetic diversity and nature conservation: where are we? *Trends in Ecology & Evolution* 28, 199–204. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2012.10.015>

Zhao, Q., Bai, J., Gao, Y., Zhang, G., Lu, Q., & Jia, J. (2021). Heavy metal contamination in soils from freshwater wetlands to salt marshes in the Yellow River Estuary, China. *Science of The Total Environment*, 774, 145072.

8. FIGURAS Y TABLAS

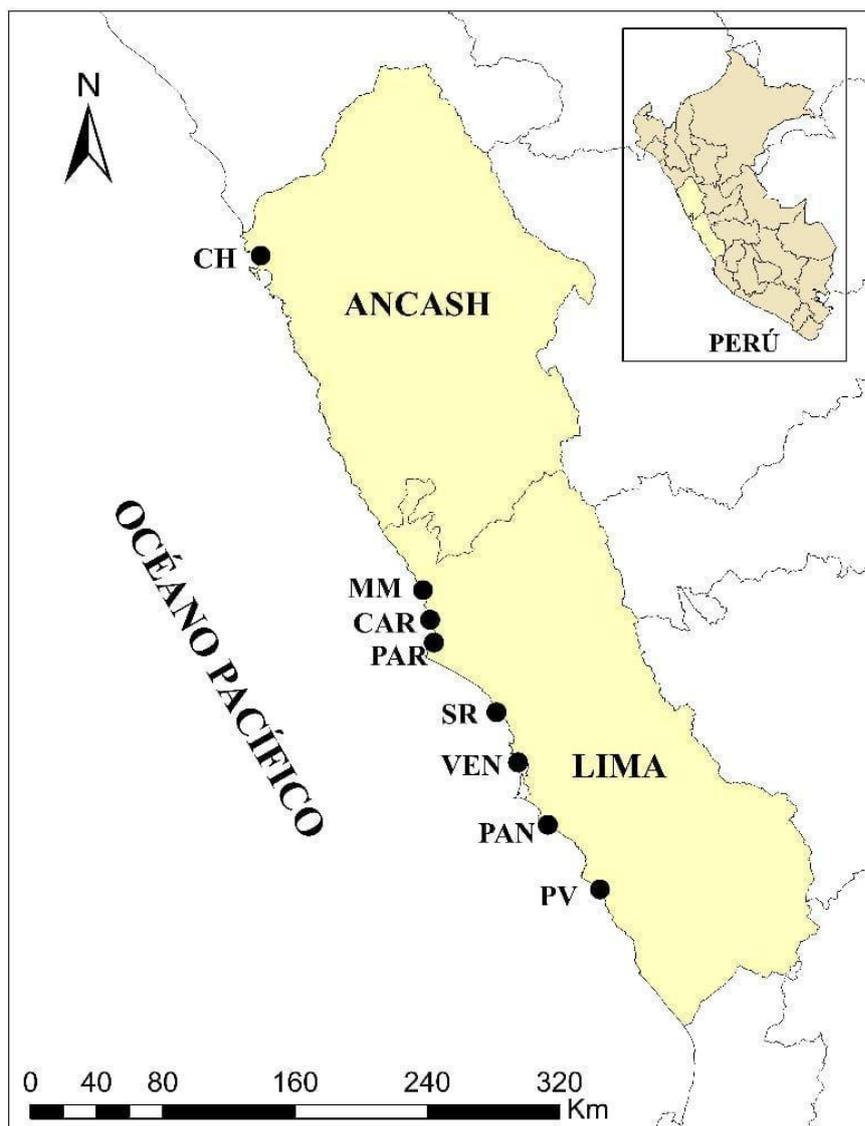


Figura 1. Ubicación de los humedales de la costa central del Perú. CH = humedales de Chimbote; MM = albufera de Medio Mundo; CAR = humedal de Carquín; PAR = laguna El Paraíso; SR = humedal Santa Rosa; VEN = humedales de Ventanilla; PAN = Pantanos de Villa; PV = humedales de Puerto Viejo.

Tabla 1. Humedales tomados en cuenta en el presente trabajo, con su respectiva clasificación de protección y especies reportadas.

Humedal	Estado de conservación	Número de especies encontradas	Referencia
Pantanos de Villa	Área Natural Protegida	47	Ramírez y Cano (2010)
Puerto Viejo	Ninguno	32	La Torre y Aponte (2009)
Medio Mundo	Área de conservación regional	21	Aponte y Cano (2013)
La laguna El Paraíso	Ninguno	40	Aponte y Cano (2013)
Ventanilla	Área de conservación regional	20	Aponte y Ramírez (2014)
Carquín	Ninguno	41	Aponte y Cano (2018)
Santa Rosa	Ninguno	57	Gonzales et al. (2019)
Chimbote	Ninguno	41	Arana y Salinas (2003)

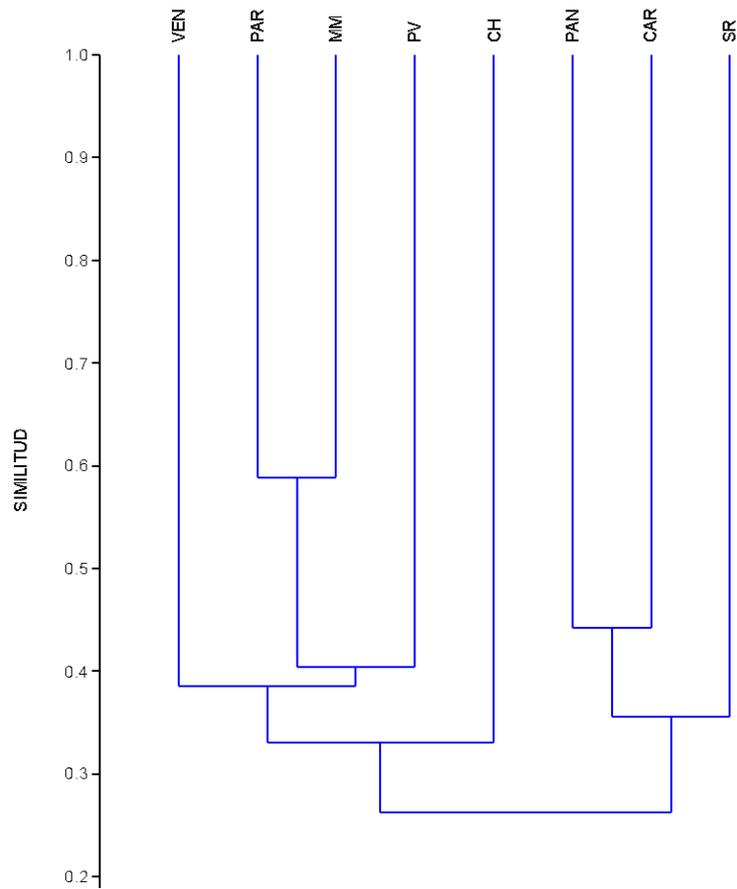


Figura 2. Dendrograma de similitud entre 8 humedales de la costa central del Perú. Coeficiente copenético = 0.7887. PV = Humedales de Puerto Viejo; PAN = Pantanos de Villa; VEN = Humedales de Ventanilla; SR = Humedal Santa Rosa; PAR = Laguna El Paraíso; CAR = Humedal de Carquín; MM = Albúfera de Medio Mundo; CH = Humedales de Chimbote.

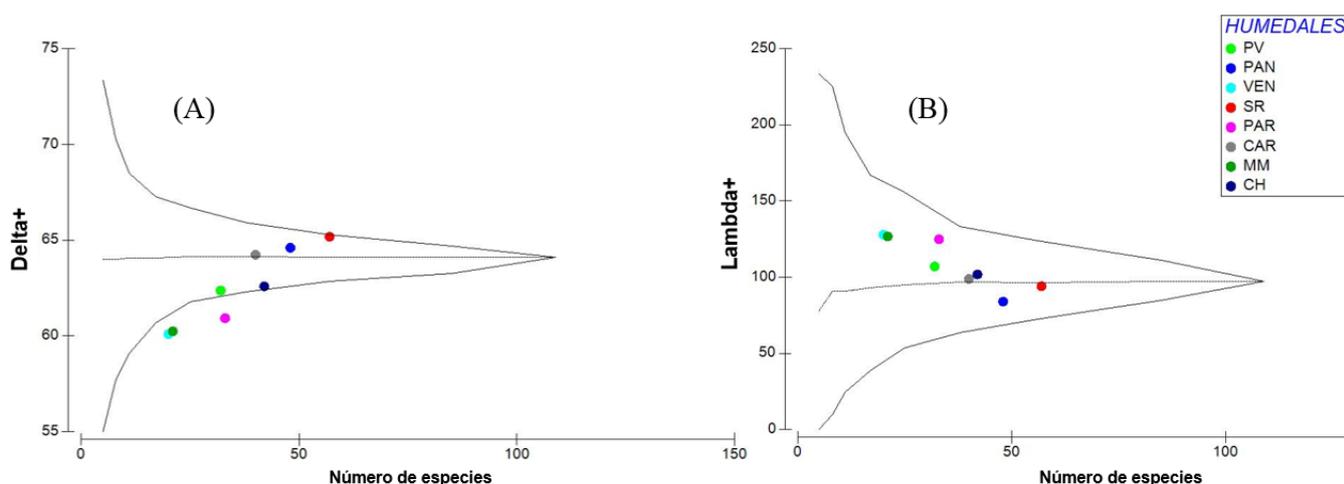


Figura 3. Gráficos de embudo de (A) distancia taxonómica promedio (Δ^+) y (B) variación en la distancia taxonómica (Λ^+) versus el número de especies de cada uno de los humedales costeros del Perú: PV = Humedales de Puerto Viejo; PAN = Pantanos de Villa; VEN = Humedales de Ventanilla; SR = Humedal Santa Rosa; PAR = Laguna El Paraíso; CAR = Humedal de Carquín; MM = Albúfera de Medio Mundo; CH = Humedales de Chimbote.

Tabla 2. Valores de Δ^+ y Λ^+ para los humedales del presente estudio: PV = Humedales de Puerto Viejo; PAN = Pantanos de Villa; VEN = Humedales de Ventanilla; SR = Humedal Santa Rosa; PAR = Laguna El Paraíso; CAR = Humedal de Carquín; MM = Albúfera de Medio Mundo; CH = Humedales de Chimbote.

Humedales	Δ^+	Λ^+
PV	62.37	106.95
PAN	64.60	83.88
VEN	60.09	127.77
SR	65.17	94.02
PAR	60.92	124.82
CAR	64.23	98.77
MM	60.24	126.66
CH	62.58	101.72

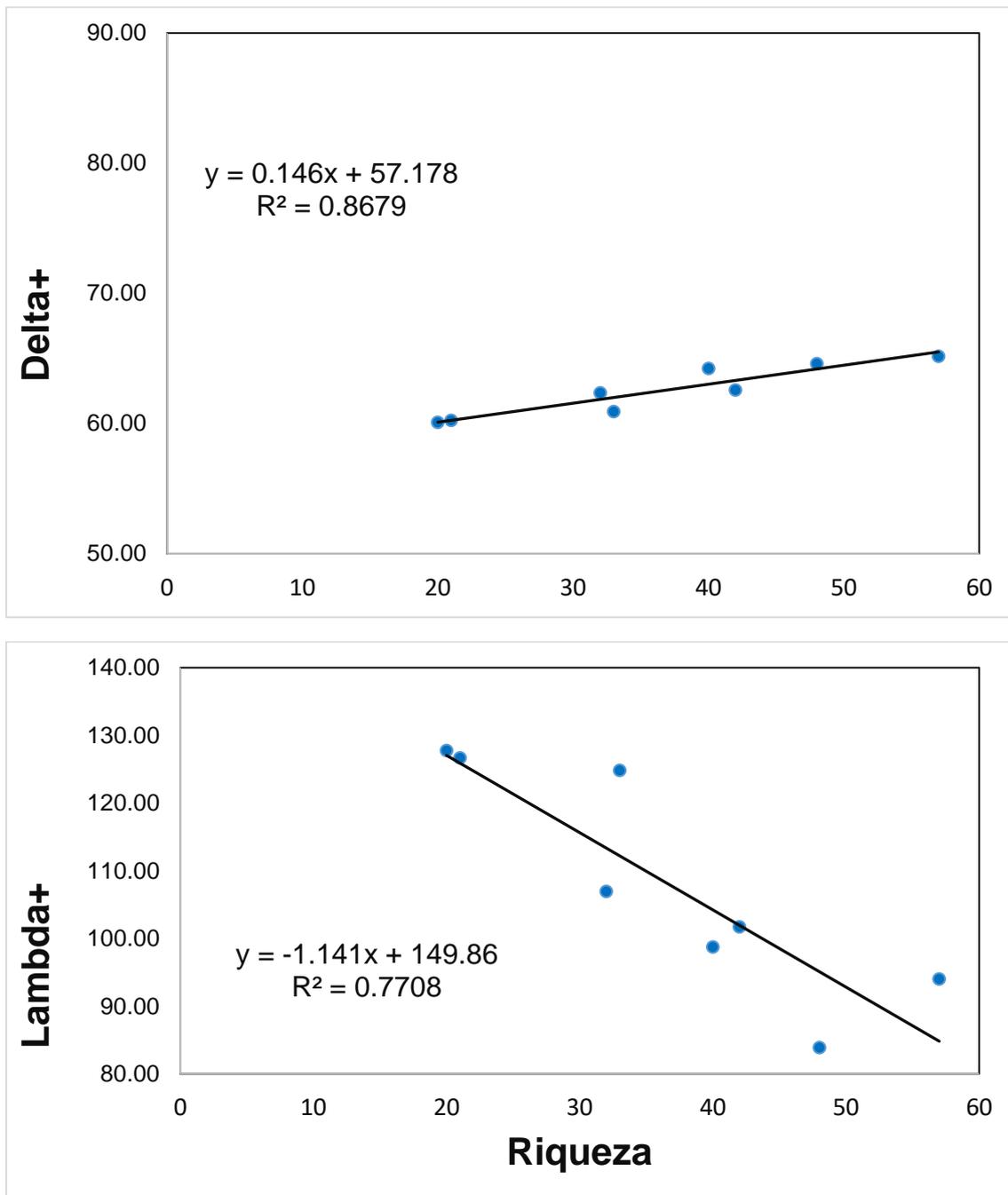


Figura 4. Relaciones entre los valores de la distancia taxonómica promedio (Δ^+) y la variación de la distancia taxonómica (Λ^+), y la riqueza de especies de los humedales de la costa central del Perú. Se incluye la ecuación fruto de la regresión lineal.

9. ANEXO

Material suplementario 1. Lista de familias y especies de los humedales de la costa central del Perú. CH = humedales de Chimbote; MM = albufera de Medio Mundo; CAR = humedal de Carquín; PAR = laguna El Paraíso; SR = humedal Santa Rosa; VEN = humedales de Ventanilla; PAN = Pantanos de Villa; PV = humedales de Puerto Viejo.

FAMILIA	ESPECIE	SR	CAR	PV	VEN	PAR	MM	CH	PAN
AIZOACEAE	<i>Sesuvium portulacastrum</i> (L.) L.	X	X	X	X	X	X	X	X
AMARANTHACEAE	<i>Alternanthera halimifolia</i> (Lam.) Standl. ex Pittier		X	X				X	X
	<i>Alternanthera pubiflora</i> (Benth.) Kuntze			X					X
	<i>Amaranthus spinosus</i> L.							X	
	<i>Amaranthus viridis</i> L.							X	
	<i>Chenopodium album</i> L.	X							
	<i>Chenopodium macrospermum</i> Hook. f.					X	X	X	X
	<i>Chenopodium murale</i> L.			X	X				
	<i>Dysphania ambrosioides</i> (L.) Mosyakin y Clemants	X	X	X	X				
<i>Salicornia neei</i> Lag.	X		X	X	X	X	X	X	
APIACEAE	<i>Apium graveolens</i> L.				X				
ARACEAE	<i>Colocasia esculenta</i> (L.) Schott	X	X						X
	<i>Lemna gibba</i> L.	X							X

	<i>Lemna minuta</i> Kunth.		X					X
	<i>Pistia stratiotes</i> L.	X						X
	<i>Wolffia columbiana</i> H. Karst.	X	X					X
	<i>Wolffiella oblonga</i> (Phil.) Hegelm.	X						
ARALIACEAE	<i>Hydrocotyle bonariensis</i> Lam.	X	X			X	X	X
	<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L. f.	X	X					X
ASTERACEAE	<i>Acmella oleraceae</i> (L.) R.K. Jansen					X		
	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	X						
	<i>Ambrosia peruviana</i> All.							X
	<i>Bidens pilosa</i> L.		X					
	<i>Encelia canescens</i> Lam.			X		X	X	
	<i>Eclipta prostrata</i> (L.) L.	X						X X
	<i>Enhydra sessilifolia</i> (Ruiz & Pav.) Cabrera		X			X		X X
	<i>Erigeron leptorhizon</i> DC.					X		
	<i>Flaveria bidentis</i> (L.) Kuntze	X						
	<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	X						
	<i>Picrosia longifolia</i> D. Don.	X						X
	<i>Pluchea chingoyo</i> (Kunth) DC.				X			
	<i>Sonchus oleraceus</i> L.	X	X					

	<i>Spilanthes leiocarpa</i> DC.				X		X		X	X
	<i>Spilanthes urens</i> Jacq.		X							
	<i>Tessaria integrifolia</i> Ruiz & Pav.	X					X		X	
BATACEAE	<i>Batis maritima</i> L.				X					
BORAGINACEAE	<i>Heliotropium curassavicum</i> L.	X	X	X	X	X	X	X	X	X
BRASSICACEAE	<i>Nasturtium officinale</i> W. T. Aiton	X								X
	<i>Lepidium didymum</i> L.		X							
CERATOPHYLLACEAE	<i>Ceratophyllum demersum</i> L.									X
COMMELINACEAE	<i>Commelina fasciculata</i> Ruiz & Pav	X								
CONVOLVULACEAE	<i>Ipomoea digitata</i> L.	X								
CYPERACEAE	<i>Bolboschoenus maritimus</i> (L.) Palla				X	X	X	X		
	<i>Bolboschoenus robustus</i> (Pursh) Soják								X	
	<i>Cladium jamaicense</i> Crantz									X
	<i>Cyperus laevigatus</i> L.	X	X	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Eleocharis geniculata</i> (L.) Roem. & Schult.		X				X		X	X
	<i>Eleocharis interstincta</i> (Vahl) Roem. & Schult.	X								
	<i>Kyllinga brevifolia</i> Rottb.	X								
	<i>Schoenoplectus americanus</i> (Pers.) Volkart ex Schinz & R. Keller	X	X	X	X	X	X	X	X	X

	<i>Schoenoplectus californicus</i> (C.A. Mey.) Soják	X	X	X	X	X	X
	<i>Torulinium odoratum</i> (L.) S.S. Hooper	X			X	X	X
EQUISETACEAE	<i>Equisetum giganteum</i> L.	X					
EUPHORBIACEAE	<i>Euphorbia peplus</i> L.				X		
	<i>Ricinus communis</i> L.	X					X
FABACEAE	<i>Indigofera microcarpa</i> Desv.						X
	<i>Medicago sativa</i> L.	X					
	<i>Melilotus indicus</i> (L.) All.			X			
	<i>Mimosa asperata</i> L.						X
	<i>Prosopis pallida</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Kunth			X		X	
	<i>Vigna luteola</i> (Jacq.) Benth.	X	X				X
HALORAGACEAE	<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc.	X				X	X
HYDROCHARITACEAE	<i>Elodea potamogeton</i> (Bert.) Espinosa						X
	<i>Limnobium laevigatum</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Heine						X
JUNCAGINACEAE	<i>Triglochin striata</i> Ruiz & Pav.	X	X			X	
LAMIACEAE	<i>Mentha x piperita</i> L.	X					
ONAGRACEAE	<i>Ludwigia octovalvis</i> (Jacq.) PH Raven	X					X
	<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth) P.H. Raven	X	X				X

	<i>Ludwigia peruviana</i> (L.) H. Hara	X						X
PLANTAGINACEAE	<i>Bacopa monnieri</i> (L.) Wettst.	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Plantago major</i> L.	X	X	X				X
	<i>Veronica anagallis-aquatica</i> L.	X						
POACEAE	<i>Agrostis alopecuroides</i> Lam.							X
	<i>Arundo donax</i> L.			X		X	X	X
	<i>Bromus catharticus</i> Vahl	X						
	<i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers.	X	X	X		X		X
	<i>Distichlis spicata</i> (L.) Greene	X	X	X	X	X	X	X
	<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) Link.	X						
	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn.	X						
	<i>Leptochloa uninervis</i> (J. Presl) Hitchc. & Chase	X						X
	<i>Paspalidium geminatum</i> (Forssk.) Stapf		X	X	X	X	X	X
	<i>Paspalum vaginatum</i> Sw.	X	X		X	X	X	X
	<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin. ex Steud.	X			X			X
	<i>Polypogon semiverticillatus</i> (Forssk.) Hyl.					X		X
	<i>Polypogon viridis</i> (Gouan) Breistr.	X	X	X				
<i>Setaria geniculata</i> P. Beauv.					X	X		
<i>Setaria limensis</i> Tovar					X			

	<i>Setaria verticillata</i> (L.) P. Beauv.		X					
	<i>Sporobolus virginicus</i> (L.) Kunth		X	X	X			X
POLYGONACEAE	<i>Polygonum hydropiperoides</i> Michx.	X	X					X
	<i>Rumex crispus</i> L.	X	X					
	<i>Rumex obtusifolius</i> L.							X
PONTEDERIACEAE	<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms.	X	X					X
POTAMOGETONACEAE	<i>Potamogeton striatus</i> Ruiz & Pav.			X		X	X	X
	<i>Zannichellia palustris</i> L.					X		X
PRIMULACEAE	<i>Samolus valerandi</i> L.	X						X
PRIMULACEAE	<i>Myrsine manglilla</i> (Dombey ex Lam.) R. Br.							X
RUPPIACEAE	<i>Ruppia maritima</i> L.				X	X	X	X
SALVINIACEAE	<i>Azolla filiculoides</i> Lam.	X	X					X
SOLANACEAE	<i>Datura stramonium</i> L.							X
	<i>Lycium americanum</i> Jacq.			X				
	<i>Nicandra physalodes</i> (L.) Gaertn.	X						
	<i>Solanum americanum</i> Mill.		X	X		X		X
	<i>Solanum pimpinellifolium</i> L.		X	X			X	X
TAMARICACEAE	<i>Tamarix aphylla</i> (L.) H. Karst.				X			

THYPHACEAE	<i>Typha domingensis</i> Pers.	X	X	X	X	X	X	X	X
URTICACEAE	<i>Urtica urens</i> L.	X							
VERBENACEAE	<i>Lippia nodiflora</i> (L.) Michx.	X	X	X		X		X	X
	<i>Verbena litoralis</i> Kunth	X							