

Artículo original

Reservas de carbono en un ecosistema del desierto suramericano: el caso de Lomas de Amancaes, Lima, Perú

Carbon storage on an ecosystem of the South American desert: The case of Lomas de Amancaes (Lima-Perú)

Victor H. Guerrero-Palomino^{1,*}, Diego Malca-Rodríguez², Héctor Aponte¹

¹ Coastal Ecosystems of Peru Research Group, Universidad Científica del Sur, Lima, Perú

² Circulo de Investigación de Taxonomía, Florística y Ecología Vegetal, Universidad Nacional Agraria La Molina, Lima, Perú

Resumen

La captura de carbono es un proceso fundamental que regula el clima y permite contrarrestar el calentamiento global. En este estudio se estimaron las reservas de carbono en Lomas de Amancaes, un ecosistema estacional propio del desierto suramericano en Lima, Perú. Se tomaron muestras de la biomasa vegetal aérea y del suelo (entre los 0 y 20 cm de profundidad), y se midió el carbono almacenado en ambos compartimentos. Los resultados indicaron que la cantidad de carbono almacenado era de 8.593,97 tC (39,29 tC/ha) y que era mayor en el suelo (37,85 tC/ha) que en la biomasa aérea (1,44 tC/ha); al comparar el carbono almacenado en los diferentes rangos altitudinales (300 - 750 m s.n.m.), no se encontraron diferencias significativas ($p > 0,05$). Al compararlo con otros ecosistemas del desierto costero peruano, el de Lomas de Amancaes fue mayor a lo encontrado en tillandsiales (3,6 tC/ha), pero menor a lo reportado en algunos humedales (38,47-305,37 tC/ha). El carbono almacenado del área de estudio se asemeja a las reservas de varios ecosistemas desérticos del mundo (el valor oscila entre 0,15 y 45,55 tC/ha en desiertos de África, la zona de transición del Sahel, el desierto de Néguev, algunos desiertos de China, el Mojave, la cuenca de La Paz y Los Planes), con algunas excepciones como los desiertos templados de Asia Central, la sabana de acacias del Sahel y Túnez, en donde fluctúa entre 40,40 y 159,2 tC/ha. Nuestros resultados representan una de las primeras estimaciones de las reservas de carbono en las lomas del desierto del Pacífico suramericano y brindan datos valiosos para su conservación.

Palabras clave: Calentamiento global; Reserva de carbono; Ecosistemas desérticos; Lomas costeras; Biomasa vegetal.

Abstract

Carbon capture is a fundamental process in climate regulation that counteracts global warming. This study estimated the carbon stocks in Lomas de Amancaes, an ecosystem of the South American desert in Lima (Peru). Soil (0 - 20 cm deep) and aerial plant biomass samples were taken to measure the stored carbon in both compartments subsequently. The results indicated that the amount of stored carbon in this ecosystem was 8,593.97 tC (39,29 tC/ha) and it was higher in the soil (37.85 tC/ha) than in the aerial biomass (1.44 tC/ha); when comparing the storage in different altitudinal ranges (300 - 750 m.a.s.l), no significant differences were found ($p > 0.05$). Compared with other ecosystems on the Peruvian Coast it was higher than that found in the Tillandsia areas (3.6 tC/ha) but lower than many wetland plant communities (38.47 - 305.37 tC/ha). Stored carbon amounts in the study area were similar to the reserves found in several desert ecosystems in the world (with values ranging between 0.15 and 55.99 tC/ha in African deserts, the Sahel transition zone, the Negev Desert, Chinese deserts, the Mojave Desert, La Paz watershed and Los Planes basin) with exceptions such as the temperate deserts of Central Asia, the Acacia Savannah Woodlands and Tunisia (40.40 - 159.20 tC/ha). These results represent one of the first estimates of carbon stocks in the South American Pacific desert and provide valuable data for their conservation.

Keywords: Global warming; Carbon stock; Desert ecosystem; Fog oases (Lomas); Plant biomass.

Citación: Guerrero-Palomino VH, Malca-Rodríguez D, Aponte H. Reservas de carbono en un ecosistema del desierto suramericano: el caso de Lomas de Amancaes, Lima, Perú. Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales. 46(181):971-984, octubre-diciembre de 2022. doi: <https://doi.org/10.18257/raccefyn.1760>

Editor: Gabriel Roldán

Correspondencia:

Victor H. Guerrero-Palomino;
vhguerrerop@gmail.com

Recibido: 11 de septiembre de 2022

Aceptado: 17 de noviembre de 2022

Publicado en línea: 30 de noviembre de 2022



Este artículo está bajo una licencia de Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-Compartir Igual 4.0 Internacional

Introducción

Las lomas costeras son ecosistemas que se extienden a lo largo de la costa oeste de Suramérica entre Perú y Chile sobre las estribaciones de la cordillera de los Andes entre los 100 y los 1.000 m s.n.m. (Dillon & Haas, 2003; Kalicki *et al.*, 2014; Llellish *et al.*, 2015; Manrique *et al.*, 2010; Rundel *et al.*, 1991). Estos ecosistemas se caracterizan por presentar dos estaciones: la estación húmeda, durante el invierno austral, y la estación seca, durante el verano austral, que se diferencian por la presencia de una densa capa de nubes durante la estación húmeda (Rundel *et al.*, 1991). La humedad resultante de esta capa de nubes permite el crecimiento de una vegetación principalmente herbácea (64-73 %) y, en menor porcentaje, de arbustos, árboles, cactus, líquenes, musgos y epífitas (Engel, 1973; Manrique *et al.*, 2014; Muñoz-Schick *et al.*, 2001; Rundel, 1978; Trinidad *et al.*, 2012), distribuida en una gradiente altitudinal que varía de acuerdo con la disponibilidad del agua y de las propiedades del suelo. A mayor disponibilidad de agua y nutrientes en el suelo, mayor es el desarrollo de la vegetación, condición que se presenta por debajo de las cumbres (Dillon & Rundel, 1990; Muenchow *et al.*, 2013).

Las lomas proveen una gran variedad de servicios ecosistémicos para la mejora de la calidad ambiental de la ciudad, por lo que se consideran “los pulmones de la ciudad” (Abanto, 2022). Entre los servicios se destaca el suministro de recursos genéticos (banco de semillas), la polinización, la provisión de alimento, el aporte estético, la formación del suelo, un ambiente adecuado para actividades científicas, turísticas, educativas y espirituales, y la regulación del clima mediante la captura de carbono (Aponte, 2015; Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo, 2018), la cual consiste en la transferencia del CO₂ atmosférico hacia el suelo a través de las plantas. Este servicio trae consigo la mejora de la calidad del suelo, la función y los servicios del ecosistema, y el fortalecimiento de los ciclos biogeoquímicos, entre otros (Lal *et al.*, 2015), pero el acelerado proceso de urbanización y el crecimiento poblacional han traído consigo un alto consumo de energía y emisiones de CO₂, lo que repercute en las propiedades físicas, químicas y biológicas del ecosistema, específicamente, en el ciclo biogeoquímico del carbono (Ussiri & Lal, 2017; Wang *et al.*, 2018).

A lo largo de la historia las lomas han sido de importancia para diversas civilizaciones, de ahí su gran valor histórico y cultural (Nieuwland & Mamani, 2017). No obstante, en la década de los cincuenta, el crecimiento urbano de las ciudades costeras desembocó en la búsqueda de nuevas áreas de asentamiento, lo que llevó a la invasión de muchas lomas (Aguilar *et al.*, 2015; Maguiña, 2016; Orrego, 2011), con la consecuente reducción de su área, el aumento de la contaminación y el desarrollo de actividades de ganadería y agricultura (Vásquez, 2008). Como resultado, Lima presenta en la actualidad un mosaico de urbanizaciones y lomas inmersas en la ciudad, aunque las lomas de mayor extensión se hallan a las afueras de la ciudad (Llellish *et al.*, 2015).

Las lomas están bajo la jurisdicción de organismos gubernamentales nacionales y regionales cuyo papel en la protección, conservación y mantenimiento de tales ecosistemas no está diferenciado. Aunque se han conseguido importantes avances en la protección de las lomas costeras al clasificarlas como ecosistemas frágiles (Ley N° 27308 y Ley N° 28611), su vulnerabilidad frente la actividad antropogénica persiste, lo que ha llevado a la reducción de su extensión geográfica e, incluso, a su desaparición (Aponte, 2015; Orrego, 2011; Vega-Centeno, 2017). Es cierto que algunas lomas hoy se reconocen como áreas naturales protegidas, pero aún hay un sinnúmero de ellas (en Lima se han determinado al menos 20) que deben protegerse (Moat *et al.*, 2021).

La protección y conservación de estos ecosistemas debe ser parte del desarrollo de una política que incorpore el punto de vista de las partes interesadas: beneficiarios (aquellos que reciben servicios), neutrales (aquellos que no reciben servicios) y perdedores (aquellos que ven una disminución en el suministro de servicios). Este enfoque facilita un análisis de necesidades a la hora de adoptar decisiones estratégicas en los organismos gubernamentales y privados (de Araujo Barbosa *et al.*, 2015; Guerry *et al.*, 2015). No

obstante, muchas de las decisiones sobre la gestión y los recursos para dichos ecosistemas dependen de la percepción de cada persona y se ven influenciadas por contextos sociales y culturales (Pascual *et al.*, 2017). Entre las medidas planteadas se han contemplado los mecanismos de mercado (Bryan *et al.*, 2014) como medio para expresar el valor de un servicio en unidades y conceptos entendibles para todos, lo que permite comparar y estimar la compensación en valores monetarios a partir de la afectación (Kubiszewski *et al.*, 2017), y resulta muy útil para el desarrollo sostenible (Pandeya *et al.*, 2016).

En el presente estudio se buscó estimar y valorar las reservas de carbono en Lomas de Amancaes, sitio icónico donde se celebra la fiesta del florecimiento de la amancaes (*Ismene amancaes*), la flor insignia de Lima (Nieuwland & Mamani, 2017). Se aspira a contribuir, así, al conocimiento de las reservas de carbono en este ecosistema, en lo que sería una de las primeras estimaciones de reserva de carbono en las lomas del desierto costero suramericano. Además, ello facilitará a los responsables de las decisiones una herramienta que sustente la protección de estos ecosistemas costeros.

Metodología y materiales

Metodología

El área de estudio comprendió las Lomas de Amancaes en Lima, las cuales se extienden a lo largo de los distritos de Independencia, Rímac y San Juan de Lurigancho (Figura 1) entre los 220 y los 750 m s.n.m. (Resolución Ministerial N° 0404, 2013), y se caracterizan por sus pendientes pronunciadas, de 55 a 85 %, conformadas por un sustrato rocoso tanto en las laderas como en las quebradas (Cuya & Sánchez, 1991). Durante la temporada húmeda, se observa una vasta vegetación herbácea y arbustiva y una modesta presencia de especies arbóreas, con un total de 51 especies vasculares registradas (Trinidad *et al.*, 2012). El muestreo se hizo entre diciembre del 2020 y enero del 2021 después del periodo frío de La Niña (agosto de 2020 – noviembre de 2020). En la figura 2 se resumen las principales condiciones meteorológicas del área de estudio en los meses previos al muestreo.

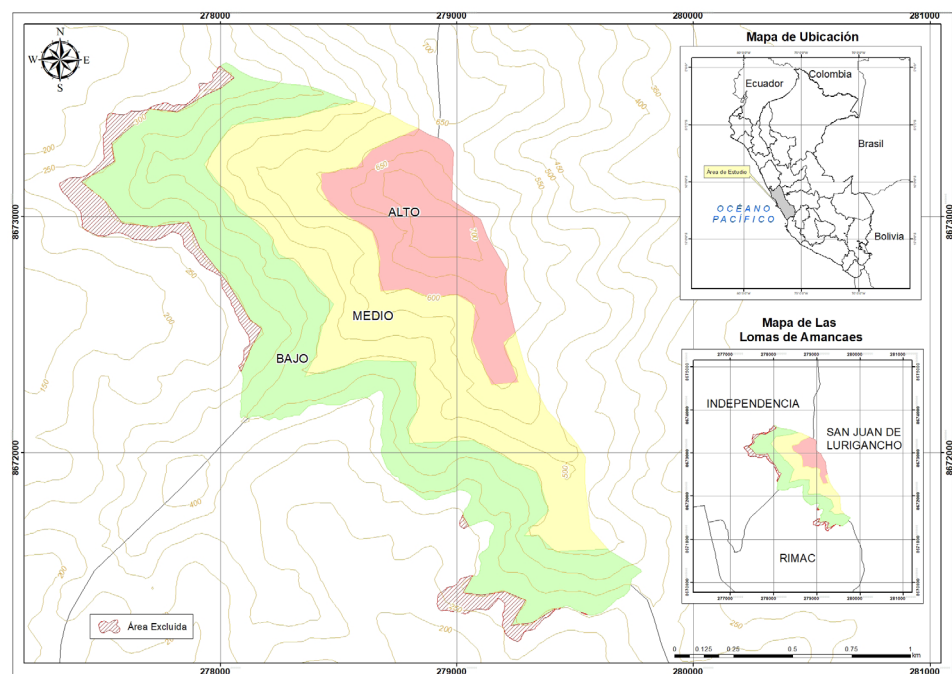


Figura 1. Área de estudio. Se muestran los tres niveles bajo (verde), medio (amarillo) y alto (rojo) acompañados del mapa del Perú (arriba derecha) y el mapa distrital (abajo derecha)

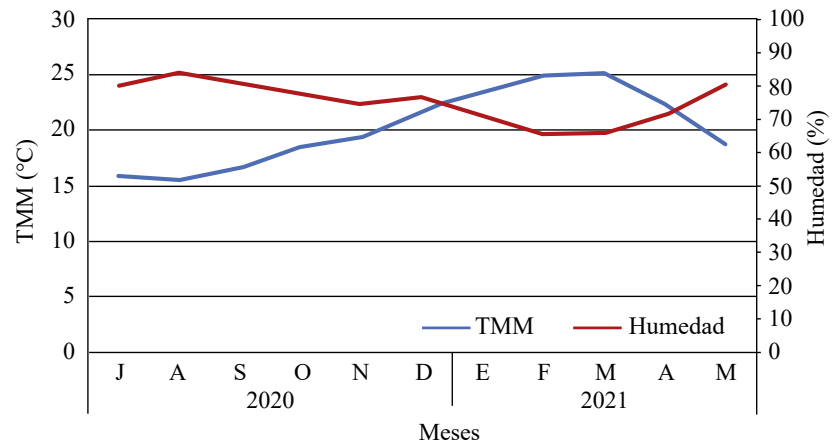


Figura 2. Diagrama ombrotérmico de julio del 2020 a mayo del 2021. Punto de muestreo: 278 514 E; 8 672 020 N (UTM WGS 84)

Se evaluó el piso altitudinal comprendido entre los 300 y los 750 m s.n.m. porque el área entre los 220 y los 300 m s.n.m. se encuentra muy urbanizada y presenta invasión de asentamientos humanos (6 de agosto, Los Eucaliptos, Las Brisas, Jardines ampliación, Horacio Zevallos 1 y 2), lo cual interferiría en el análisis de los resultados. Con fines comparativos, la loma se dividió en tres niveles que representan las diferentes densidades vegetales y comunidades de plantas (Aponte *et al.*, 2005): bajo (300 - 450 m s.n.m.), medio (450 - 600 m s.n.m.) y alto (>600 m s.n.m.).

Análisis de la biomasa vegetal y del suelo

Los puntos de la evaluación se determinaron teniendo en cuenta su accesibilidad, extensión, presencia de estructuras rocosas, y la complementariedad de las especies vegetales por cada nivel. Durante la época húmeda se determinaron las secciones que cumplían con estas características y se ubicaron aleatoriamente de forma estratificada (mediante un punto aleatorio en un espacio de 10 m x 10 m) en transectos de 10 m lineales dentro de los cuales se distribuyeron aleatoriamente cuatro parcelas de 1 m² en las que se caracterizó la vegetación y se tomaron las muestras de vegetación y suelo. Las especies predominantes en el nivel bajo fueron *Fuertesimalva peruviana* y *Sicyos baderoa*; en el nivel medio, *Fuertesimalva peruviana*, y en el nivel alto, *Nasa urens* y *Fuertesimalva peruviana* (las coordenadas y el detalle de cada parcela se pueden consultar en el **material suplementario 1**, <https://www.raccefy.n.co/index.php/raccefy.n/article/view/1760/3317>).

La toma de las muestras de biomasa vegetal aérea y de suelo se hizo entre diciembre del 2020 y enero del 2021 en época seca, por lo que el área presentaba únicamente vegetación muerta o necromasa. En cada parcela se hizo una cosecha destructiva de toda la biomasa aérea, que luego se pesó en una balanza manual. En cuanto al suelo, se establecieron dos rangos de profundidad: 0 - 10 cm y 10 - 20 cm, y en cada uno se recolectaron muestras de las esquinas de la parcela utilizando un cilindro metálico de 205 ml, metodología empleada en estudios previos de ecosistemas herbáceos en donde el número de parcelas permitió muestras representativas de las comunidades (Ampuero & Aponte, 2020; Aponte *et al.*, 2021; Corvacho, 2020).

Análisis de laboratorio y cálculos del stock de carbono

La densidad aparente y la humedad de la biomasa vegetal se determinaron en el laboratorio de microbiología y ecología forense de la Policía Nacional del Perú; la cuantificación de carbono en las muestras de suelo y biomasa se hizo en el laboratorio de análisis de suelos y plantas de la Universidad Nacional Agraria La Molina. Los procedimientos que se siguieron se describen a continuación.

Determinación de la densidad aparente. Se determinó la densidad aparente (ρ_a) mediante el método del cilindro (**Blake & Hartge**, 1986). La muestra de suelo se recolectó con un cilindro metálico de 31,4 ml de volumen (V). Luego se secó a 105 °C hasta llegar al peso constante (P_{ss}) (Ec. 1).

$$\rho_a(\text{g/cm}^3) = P_{ss}/V \dots (1)$$

La ρ_a se multiplicó por la profundidad (10 cm) para la determinación de la cantidad de suelo por parcela (S).

Determinación del porcentaje de humedad en la biomasa aérea. Se determinó el porcentaje de biomasa seca (%BS) empleando el método gravimétrico, que consiste en la obtención del peso seco hasta alcanzar un peso constante (Ec. 2).

$$\% BS = 1 - P_0 - P_s/P_0 \times 100\% \dots (2),$$

donde P_s es el peso de la biomasa seca una vez alcanzado un peso constante y P_0 es el peso inicial de la biomasa.

Determinación del porcentaje de carbono en las muestras. Para la determinación de carbono se siguió el método de **Walkley & Black** (1934), utilizado previamente en otros ecosistemas herbáceos de la costa de Lima (**Ampuero & Aponte**, 2020; **Arévalo & Aponte**, 2020), lo que facilita su comparación. La técnica consiste en la oxidación húmeda de la muestra con dicromato de potasio ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$) en un medio ácido, lo que permite la oxidación parcial del carbono y su posterior titulación con sulfato ferroso amónico ($(\text{NH}_4)_2\text{Fe}(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) para obtener el porcentaje de carbono (%C) en la muestra de la cual se obtiene la fracción de carbono (FC; Ec. 3). Se analizaron tres muestras por parcela: a) biomasa aérea; b) suelo de 0-10 cm y c) suelo de 10-20 cm.

$$FC = \%C/100 \dots (3).$$

Al determinar el carbono por medio del método de Walkley y Black se obtiene carbono fácilmente oxidable (CFO), al cual debe aplicársele un factor de corrección de 1,32 (**Eyherabide et al.**, 2014) para obtener carbono orgánico total (COT).

Cálculo del stock de carbono en el suelo y la biomasa aérea. El carbono en suelo por parcela (CSP) se obtuvo mediante el producto de la S y su FC respectivo (Ec. 4). El carbono en biomasa aérea por parcela (CBP) se obtuvo multiplicándola por su respectiva BS y su correspondiente FC (Ec. 5).

$$CSP = S * (FC * 1,32) \dots (4)$$

$$CBP = BA * BS * (FC * 1,32) \dots (5)$$

Para cada nivel se verificó que la muestra fuera representativa utilizando una curva de rendimiento (**Carpenter et al.**, 1999). Se consideró que la muestra era representativa toda vez que la cantidad de carbono alcanzara una meseta cuya variación fuera menor a 2 tC/ha.

Stock de carbono total del ecosistema y valoración

El carbono total de cada parcela (CTP) se obtuvo sumando el CSP y el CBP. Se promediaron todos los valores de CTP por nivel y, con base en el área de cada nivel, se calculó el stock de carbono. La suma de este stock por nivel representó el total del carbono almacenado en la loma.

El valor económico de la reserva de carbono se determinó con el método de precios en el mercado, utilizando para ello los valores provistos por **Mogas & Micaló** (2005): 10 a 188 USD/tC.

Análisis estadísticos

Para cada nivel (bajo, medio y alto) y compartimento (biomasa aérea, suelo 0-10 cm y suelo 10-20 cm), se calculó el promedio y la desviación estándar. Se aplicó la prueba de normalidad de Shapiro Wilk y la de Levene para verificar la homocedasticidad de varianzas. En los casos que no seguían una distribución normal, o no cumplían con el criterio de homocedasticidad ($p > 0,05$), se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis, con

el fin de comparar el carbono almacenado por compartimentos y niveles. Asimismo, se calculó el carbono almacenado en el suelo (0-20 cm, obtenido de la suma de las dos profundidades evaluadas) y se comparó según el nivel con el almacenado en la biomasa aérea. Todos estos análisis se hicieron en el programa Past 4,05 (**Hammer *et al.*, 2001**).

Resultados

Comparación de carbono por compartimentos y niveles

En la **figura 3** se muestra el almacenamiento de carbono en los compartimentos y niveles evaluados y se detallan los resultados por compartimento y en el total del área de estudio. Las curvas de rendimiento evidenciaron que la estimación fue representativa (**material suplementario 2**, <https://www.raccefyfyn.co/index.php/raccefyfyn/article/view/1760/3317>).

En la **tabla 1** se observa la cantidad de carbono en el compartimento de suelo en los niveles evaluados. Al comparar el almacenamiento de carbono entre niveles no se encontraron diferencias significativas ($p > 0,05$) (**Figura 3**). No obstante, al comparar el almacenamiento de carbono según la profundidad, se encontró que el almacenamiento de carbono en los primeros 10 cm de suelo era significativamente mayor al encontrado en el rango de 10 - 20 cm ($p > 0,05$).

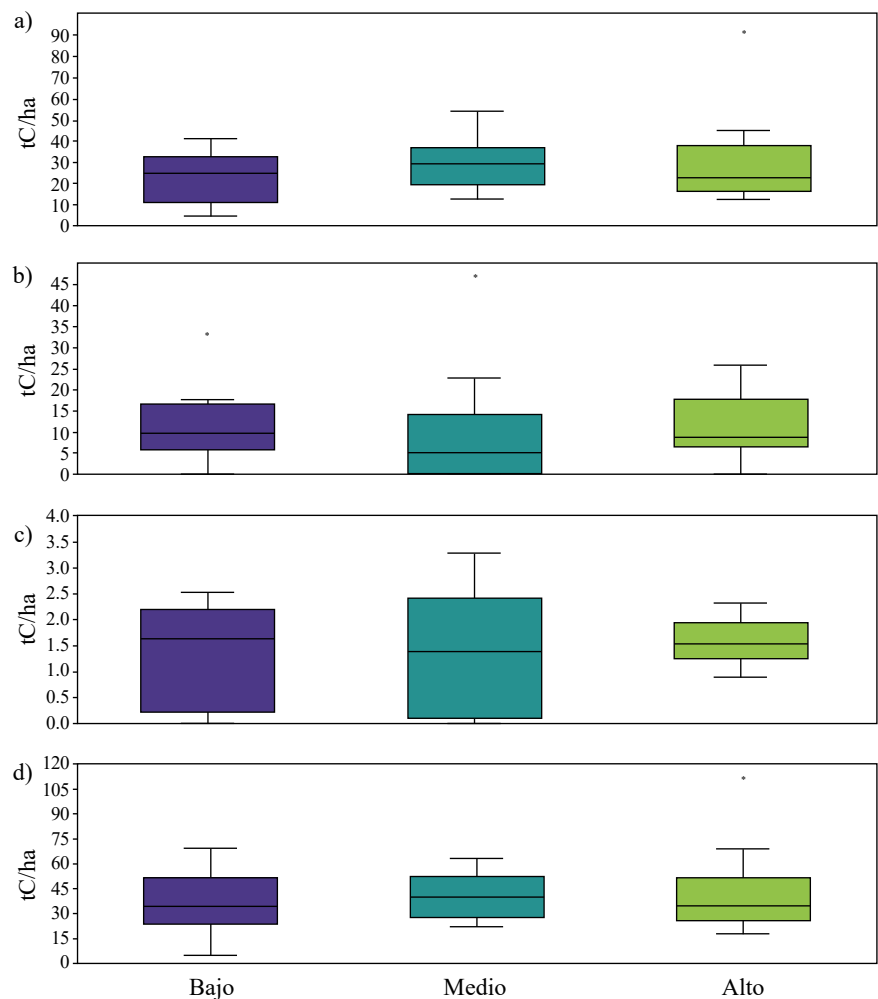


Figura 3. Almacenamiento de carbono (tC/ha) por nivel (bajo, medio y alto) **a)** de 0-10 cm de profundidad; **b)** de 10-20 cm de profundidad; **c)** en la biomasa aérea, y **d)** sumando todos los compartimentos evaluados. Los círculos representan los valores atípicos.

En la **tabla 2** se muestra la cantidad de carbono en el compartimento de biomasa aérea en cada uno de los niveles evaluados. Los valores de almacenamiento de carbono se encontraron entre 1,37 (nivel bajo) y 1,56 tC/ha (nivel alto), pero al compararlos no se encontraron diferencias significativas ($p > 0,05$) (**Figura 3c**).

Los valores de carbono total en el suelo (0 - 20 cm) oscilaron entre 34,61 (nivel bajo) y 40,65 tC/ha (nivel alto), pero no se encontraron diferencias significativas ellos ($p > 0,05$), en tanto que al comparar el carbono almacenado en ambos compartimentos (suelo y biomasa aérea), se encontró que el compartimento de suelo almacenaba una cantidad significativamente mayor que la del compartimento de biomasa aérea ($p < 0,05$).

Carbono total por nivel en la loma y su valoración

En la **tabla 3** se presentan los valores de carbono total por nivel. El nivel bajo tuvo una mayor reserva de carbono, con 3.586,49 tC, seguido del nivel medio, con 3.402,23 tC y, por último, el nivel alto, con 1.605,25 tC (**Figura 3d**). El *stock* de carbono total para el ecosistema de las Lomas de Amancaes, el cual ascendió a 8.593,97 tC, representaría entre USD 85.939,7 y 1.615.666,4.

Tabla 1. Carbono almacenado en el suelo por nivel y profundidad. Para las variables de densidad aparente y porcentaje de carbono (%C) se muestra el promedio \pm desviación estándar (mínimo - máximo).

Nivel	Profundidad	Densidad aparente (g/cm ³)	% C	gC/m ²	tC/ha
Bajo	0-10 cm	1,6 \pm 0,19 (1,31 - 1,97)	1,14 \pm 0,64 (0,2 - 2,19)	2 293,14	22,93
	10-20 cm	1,48 \pm 0,70 (0 - 1,9)	0,51 \pm 0,43 (0 - 1,6)	1 168,05	11,68
Medio	0-10 cm	1,52 \pm 0,21 (1,21 - 1,9)	1,48 \pm 0,56 (0,59 - 2,76)	2 951,39	29,51
	10-20 cm	1,15 \pm 0,93 (0 - 1,98)	0,37 \pm 0,56 (0 - 2,12)	877,51	8,78
Alto	0-10 cm	1,29 \pm 0,13 (1,11 - 1,48)	1,82 \pm 1,27 (0,66 - 5,85)	3 028,21	30,28
	10-20 cm	1,36 \pm 0,70 (0 - 1,88)	0,49 \pm 0,40 (0 - 1,37)	1 036,38	10,36

Tabla 2. Carbono almacenado en la biomasa aérea por nivel en Lomas de Amancaes. Para la variable de porcentaje de carbono (% C) se muestra el promedio \pm desviación estándar (mínimo - máximo).

Niveles	% Biomasa seca	Biomasa seca (g/m ²)	%C	gC/m ²	tC/Ha
Bajo	0,71	292,32	26,66 \pm 16,73 (0 - 43,88)	137,49	1,37
Medio	0,70	304,07	25,28 \pm 18,82 (0-49,91)	139,94	1,40
Alto	0,93	467,34	26,07 \pm 5,60 (18,55-36,40)	155,79	1,56

Tabla 3. Reservas de carbono por nivel en Lomas de Amancaes

Nivel	Carbono suelo (tC/ha)	Carbono vegetal (tC/ha)	Carbono total (tC/ha)	Área (ha)	Stock de carbono (tC)
Bajo	34,61	1,37	35,98	99,68	3.586,49
Medio	38,29	1,40	39,69	85,72	3.402,23
Alto	40,65	1,56	42,21	38,03	1.605,25
Total					8.593,97

Discusión

La costa peruana es una región árida que constituye un importante corredor biológico conformado por las lomas costeras, los tillandsiales y los humedales (**Aponte, 2015; Pérez et al., 2022**). Hay abundante bibliografía sobre la composición vegetal, las características y la

distribución de las lomas (**Dillon & Haas, 2003; Dillon & Rundel, 1990; Manrique *et al.*, 2014; Muenchow *et al.*, 2013; Rolando *et al.*, 2017**), pero se cuenta con pocos datos sobre sus reservas de carbono. Algunos avances se han obtenido para los tillandsiales (ecosistema desértico no estacional compuesto por plantas del género *Tillandsia*), donde se ha estimado un almacenamiento entre 2,75 y 25,15 tC/ha; se resalta su importancia también como reserva de agua (**Arévalo & Aponte, 2020; Chino, 2019; Toledo, 2020**). En otros estudios se ha abordado el almacenamiento de carbono en comunidades vegetales de los humedales costeros de esta región desértica y se han encontrado valores entre 28,50 y 305,37 tC/ha (**Ampuero & Aponte, 2020; Palomino & Cabrera, 2007; Pérez *et al.*, 2015**).

Es importante mencionar que la estimación de carbono corresponde a las especies vegetales predominantes (*F. peruviana*, *N. urens* y *S. baderoa*) en los niveles evaluados, estimación que puede variar según las especies predominantes de cada loma costera (**Tovar *et al.*, 2018; Trinidad *et al.*, 2012**). En el estudio se recogen los primeros datos sobre la reserva de carbono de las lomas costeras. Se encontraron valores mayores a los de los tillandsiales, pero menores a los de los humedales. Si se compara el valor del almacenamiento de carbono obtenido con otros valores conocidos de ecosistemas desérticos en el mundo (**Tabla 4**), estos se asemejan a los niveles de captación de carbono en ecosistemas desérticos

Tabla 4. Almacenamiento de carbono en ecosistemas desérticos

Lugar	Almacenamiento de carbono (tC/ha)			Referencia
	Biomasa	Suelo	Carbono total	
Desiertos templados de Asia Central (China, Kazajistán, Kirguistán, Tadjikistán, Turkmenistán, y Uzbekistán)	4,0-8,7	103,9-118,9	107,9-127,6	Li <i>et al.</i> (2015)
Túnez (África)	-	64,86 (40,40-159,20)	64,86 (40,40-159,20)	Brahim <i>et al.</i> (2010)
Sabana de acacias (Sudán)	1,46	54,53	55,99	Alam <i>et al.</i> (2013)
Cuenca La Paz y Los Planes, Península de Baja California, (México)	-	0,15-45,55	0,15-45,55	Ayala-Niño <i>et al.</i> (2020)
Estación experimental Las Cardas (Coquimbo, Chile)	3,7	32,5	36,5	Perez-Quezada <i>et al.</i> (2011)
Desierto de Negev (Sde Boker, Israel)	-	0-30,3 (3,10)	0-30,3 (3,10)	Hoffmann <i>et al.</i> (2012)
Desiertos en África	-	25	25	Henry <i>et al.</i> (2009)
Zona de transición del Sahel (Senegal)	2,58	18,06	20,65	Woomer <i>et al.</i> (2004)
Desiertos en China (Norte de China)	-	23,20	23,20	Feng <i>et al.</i> (2002)
Desierto de Mojave (California, Estados Unidos)	2,24	8,07	10,30	Evans <i>et al.</i> (2014)
Tillandsial "Lomas Arrojadero" (Tacna, Perú)	25,15	-	25,15	Toledo (2020)
Tillandsial "Intiorko" (Tacna, Perú)	2,75	-	2,75	Chino (2019)
Tillandsial "Piedra Campana" (Lima, Perú)	0,59	3,05	3,64	Arévalo & Aponte (2020)
Lomas de Amancaes (Lima, Perú)	1,44	37,85	39,29	Presente estudio

de África (25 tC), la zona de transición del Sahel (20,65 tC), el desierto de Néguev (0 – 30,30 tC), algunos desiertos de China (23,20 tC), el desierto de Mojave (10,30 tC), la cuenca de La Paz y Los Planes (0,15 – 45,55) y la Estación Experimental Las Cardas (36,5 tC/ha) (Ayala-Niño *et al.*, 2020; Evans *et al.*, 2014; Feng *et al.*, 2002; Henry *et al.*, 2009; Hoffmann *et al.*, 2012; Woomer *et al.*, 2004), pero menores a los encontrados en la sabana de acacias, Túnez y los desiertos templados de Asia central (Alam *et al.*, 2013; Brahim *et al.*, 2010; Li *et al.*, 2015). La captación de carbono de los ecosistemas desérticos depende de la disponibilidad de agua, ya que este recurso limita la productividad vegetal afectando las reservas de carbono en el suelo (Laban *et al.*, 2018; Lal, 2019).

Entre otras variables a considerar se encuentran el tipo de vegetación (Li *et al.*, 2015), los tipos de suelo (Díaz-Hernández *et al.*, 2003) y las características propias del área de estudio (Feng *et al.*, 2002). El estudio de todas ellas en el cálculo de las reservas de carbono es importante para comprender mejor las variaciones espacio-temporales que puedan tener las reservas de carbono de estos ecosistemas desérticos en relación con sus componentes bióticos y abióticos.

Debido a que las lomas dependen principalmente de la humedad proveniente de la neblina, son altamente sensibles a eventos extremos como “El Niño” (*El Niño Southern Oscillation*, ENSO) (Manrique *et al.*, 2010; Muñoz-Schick *et al.*, 2001). Estos cambios repercuten en la duración de la temporada de lluvias, la germinación de especies vegetales, la migración de especies y el flujo génico (Dillon *et al.*, 2011; Eichler & Londoño, 2013; Manrique *et al.*, 2010; Tovar *et al.*, 2018). Entre las muchas consecuencias posibles del cambio climático está el aumento en la frecuencia e intensidad del fenómeno ENSO (Cai *et al.*, 2015), lo que repercutiría en los patrones climáticos influyendo directamente en la formación y el desarrollo del ecosistema de lomas y afectando el ciclo de carbono y sus reservas. Por lo general, en los periodos ENSO hay una prolongación de la época de lomas (Dillon & Rundel, 1990; Tovar *et al.*, 2018), por lo que se esperaría un aumento de las reservas en estos años y una disminución durante los periodos fríos (fase de La Niña). Se necesitan más estudios para conocer la relación de las reservas de carbono durante eventos como el ENSO en los periodos climáticos complementarios, así como estudios sedimentológicos para determinar si existen correlaciones.

Desde finales de los años 90, el Pacífico Sur-Este se encuentra bajo una interfaz de enfriamiento de la costa y calentamiento continental (Falvey & Garreaud, 2009). El enfriamiento responde a la intensificación de la fase negativa de la Oscilación Decenal del Pacífico (*Pacific Decadal Oscillation*, PDO), la cual ha traído consigo la disminución de la temperatura superficial del océano y del aire, así como la intensificación del anticiclón del Pacífico, disminuyendo la frecuencia de las lluvias y la nubosidad, aumentando la aridez y reduciendo la altitud de la capa de inversión térmica (100 m/década) (del Río *et al.*, 2018; Schulz *et al.*, 2011, 2012). Estos efectos han ocasionado la reducción de la cobertura vegetal y la pérdida de algunas especies perennes (Koch *et al.*, 2020; Schulz *et al.*, 2011). La intensificación de la fase negativa del PDO se atribuye al calentamiento global, y se estima que sus efectos se intensificarán a lo largo del siglo XXI. Si la tendencia de enfriamiento continuase, se esperaría una reducción de la vegetación de las lomas (del Río, 2019; Koch *et al.*, 2020; Schulz *et al.*, 2011), lo que afectaría la alta diversidad de especies y los servicios ecosistémicos, particularmente la captura y almacenamiento de carbono, y resultaría en la reducción del stock de carbono de las lomas.

Las Lomas de Amancaes tienen un *stock* de carbono de 8.593,97 tC, lo que representa económicamente entre USD 85.939,7 y 1.615.666,4, una suma nada despreciable para un área de 223,43 ha (mapa de base del 2013). Estos resultados manifiestan el importante papel de estos ecosistemas desérticos como sumidero de carbono en el marco del cambio climático. El valor económico del stock de carbono es netamente referencial, ya que en la actualidad estos ecosistemas y sus especies no tienen un valor oficial en el mercado de carbono, como si lo tienen diversos proyectos forestales (Clemente-Arenas, 2022). No obstante, nuestros resultados ayudan a entender y estimar las repercusiones, el impacto e, incluso, la posible compensación frente a la actividad antropogénica.

El crecimiento desordenado de las ciudades y el cambio climático amenazan la conservación de los ecosistemas de lomas. La información sobre el *stock* de carbono en el suelo que aquí se registra permitirá desarrollar mejores estrategias y justificaciones para la protección, conservación y manejo de este ecosistema. Los resultados del presente estudio constituyen unas de las primeras estimaciones del almacenamiento de carbono en el ecosistema de lomas y contribuye a comprender su papel como regulador del clima. Así, Lomas de Amancaes se presenta como un importante sumidero de carbono para la ciudad de Lima.

Conclusiones

Se estimó la reserva de carbono del ecosistema Lomas de Amancaes en 39,29 tC/ha y el total en 8.593,97 tC, cuyo valor económico se encuentra entre los USD 85.939,7 y 1.615.666,4. La cantidad de carbono fue similar en todos los niveles evaluados. Este ecosistema es un sumidero de carbono importante para Lima, y contribuye en la mitigación de los impactos del cambio climático. Los resultados sobre el almacenamiento de carbono en el presente estudio amplían la información que puede ayudar a la promoción de la conservación y protección de este ecosistema y otros similares. Se recomienda fomentar la investigación del ecosistema de lomas, con el fin de generar más datos sobre el servicio de captura y almacenamiento de carbono.

Material suplementario

Ver el material suplementario en <https://www.raccefyn.co/index.php/raccefyn/article/view/1760/3317>

Agradecimientos

A la Universidad Científica del Sur por el financiamiento a través del Concurso de Fondos de Tesis 2019-2. Al Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre (SERFOR) por el permiso para realizar el estudio. A Haydee Cerrón y Trinidad Pérez, de la Asociación de Protectores Ambientales de la Flor y las Lomas de Amancaes (PAFLA), por su apoyo y soporte continuo a lo largo de toda la época de muestreo. A Karol Salazar, Víctor Guerrero-Silva y Leonardo Palomino por el apoyo brindado durante la época de muestreo.

Contribución de los autores

VHGP y HA planearon y diseñaron el estudio y analizaron la información recolectada. Todos los autores participaron en el trabajo de campo, la escritura del manuscrito, su revisión y la aprobación de la versión final.

Conflicto de intereses

Los autores declaran no tener conflictos de interés.

Referencias

- Abanto, D. (2022). *Valoración económica de las lomas de Lima*. <https://www.pe.undp.org/>
- Aguilar, M., Orbegoso, F., Díaz, B. (2015). El problema de la vivienda en el distrito de Pilloco Marca: 2012-2014. *Investigación Valdizana*, 9(1), 27-30.
- Alam, S. A., Starr, M., Clark, B.J.F. (2013). Tree biomass and soil organic carbon densities across the Sudanese woodland savannah: A regional carbon sequestration study. *Journal of Arid Environments*, 89, 67-76. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2012.10.002>
- Ampuero, W., Aponte, H. (2020). Estimación del carbono almacenado en la comunidad del junco (*Schoenoplectus americanus*) bajo dos escenarios de crecimiento en el humedal costero Refugio de Vida Silvestre Pantanos de Villa (Lima-Perú). *Arnaldoa*, 27(1), 157-164. <https://doi.org/10.22497/arnaldoa.271.27117>
- Aponte, H. (2015). Ecosistemas potenciales para el turismo en la costa de Lima y Callao: oportunidades y perspectivas. *Novum Otium*, 1, 57-64.

- Aponte, H., Corvacho, M. F., Lertora, G., Ramírez, D. W.** (2021). Reserva de carbono en un humedal del desierto costero de Sudamérica. *Gayana. Botánica*, 78(2), 184-190. <https://doi.org/10.4067/S0717-66432021000200184>
- Aponte, H., Romero, P., Cano, A., Arana, C.** (2005). Análisis preliminar de la distribución altitudinal de la vegetación en las lomas de Lima. *XIV RC ICBAR*, 162.
- Arévalo, J., Aponte, H.** (2020). Almacenamiento de carbono y agua en *Tillandsia latifolia* Meyen en un sector del Tillandsial de Piedra Campana (Lima / Perú). *Ecología Aplicada*, 19(1), 9. <https://doi.org/10.21704/rea.v19i1.1441>
- Ayala-Niño, F., Maya-Delgado, Y., García-Calderón, N. E., Olmedo, G., Guevara, M., Troyo-Diéguez, E.** (2020). Spatial distribution of soil carbon storage in desert shrubland ecosystems of northwest Mexico. *Journal of Arid Environments*, 183, 104251. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2020.104251>
- Blake, G. R., Hartge, K. H.** (1986). Bulk Density. En *Methods of Soil Analysis: Part 1—Physical and Mineralogical Methods* (pp. 363-375). Soil Science Society of America, American Society of Agronomy. <https://doi.org/10.2136/sssabookser5.1.2ed.c13>
- Brahim, N., Bernoux, M., Blavet, D., Tahar, G.** (2010). Tunisian Soil Organic Carbon Stocks. *International Journal of Soil Science*, 5, 34-40. <https://doi.org/10.3923/ijss.2010.34.40>
- Bryan, B. A., Nolan, M., Harwood, T. D., Connor, J. D., Navarro-García, J., King, D., Summers, D. M., Newth, D., Cai, Y., Grigg, N., Harman, I., Crossman, N. D., Grundy, M. J., Finnigan, J. J., Ferrier, S., Williams, K. J., Wilson, K. A., Law, E. A., Hatfield-Dodds, S.** (2014). Supply of carbon sequestration and biodiversity services from Australia's agricultural land under global change. *Global Environmental Change*, 28(1), 166-181. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.013>
- Cai, W., Santoso, A., Wang, G., Yeh, S., An, S., Cobb, K. M., Collins, M., Guilyardi, E., Jin, F., Kug, J., Lengaigne, M., McPhaden, M. J., Takahashi, K., Timmermann, A., Vecchi, G., Watanabe, M., Wu, L.** (2015). ENSO and greenhouse warming. *Nature Climate Change*, 5(9), 849-859. <https://doi.org/10.1038/nclimate2743>
- Carpenter, A.T., Elzinga, C.L., Salzer, D.W., Willoughby, J.W.** (1999). Measuring and Monitoring Plant Populations. *Journal of Range Management*, 52(5), 544. <https://doi.org/10.2307/4003786>
- Chino, E.** (2019). *Evaluación del servicio ambiental de captura y almacenamiento de carbono en la comunidad de Tillandsial (Bromeliaceae) en las pampas de Cerro Intiorko en la provincia de Tacna, 2016*. Universidad Nacional Jorge Basadre Grohmann. pp. 156.
- Clemente-Arenas, E.R.** (2022). Carbono almacenado en la biomasa aérea y su valoración económica en los sistemas agroforestales de la EEA San Bernardo, Madre de Dios - Perú. *Revista Forestal Del Perú*, 37(1), 54-68. <https://doi.org/10.21704/rfp.v37i1.1593>
- Corvacho, M.F.** (2020). *Estimación del carbono almacenado en los totrales y gramadales del refugio de vida silvestre Los Pantanos de Villa, Lima, Perú*. Universidad Científica del Sur. pp. 100.
- Cuya, O., Sánchez, S.** (1991). Flor de Amancaes: lomas que deben conservarse. *Boletín de Lima*, 13(76), 59-64.
- de Araujo Barbosa, C.C., Atkinson, P.M., Dearing, J.A.** (2015). Remote sensing of ecosystem services: A systematic review. *Ecological Indicators*, 52, 430-443. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.01.007>
- del Río, C.** (2019). *Spatiotemporal characteristics of coastal fog in the Atacama Desert*. Heidelberg University. pp. 195.
- del Río, C., Rivera, D., Siegmund, A., Wolf, N., Cereceda, P., Larraín, H., Lobos, F., García, J., Osses, P., Zanetta, N., Lambert, F.** (2018). ENSO Influence on Coastal Fog-Water Yield in the Atacama Desert, Chile. *Aerosol and Air Quality Research*, 18(1), 127-144. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2017.01.0022>
- Dillon, M. O., Haas, J.** (2003). El Niño in Peru : biology and culture over 10,000 years : Papers from the VIII Annual A. Watson Armour III Spring Symposium, May 28-29, 1999, Chicago. En J. Haas & M. Dillon (Eds.), *Botany* (Issue January 2003). Field Museum of Natural History. <https://doi.org/10.5962/bhl.title.2569>
- Dillon, M.O., Leiva-González, S., Zapata Cruz, M., Asencio, P.L., Silvestre, V.Q.** (2011). Floristic Checklist of the Peruvian Lomas Formations-Catálogo florístico de las Lomas peruanas. *Arnaldoa*, 18(1), 07-32.
- Dillon, M.O., Rundel, P.W.** (1990). The Botanical Response of the Atacama and Peruvian Desert Floras to the 1982-83 El Niño Event. En *Elsevier Oceanography Series*, 52(C), 487-504. [https://doi.org/10.1016/S0422-9894\(08\)70047-3](https://doi.org/10.1016/S0422-9894(08)70047-3)

- Díaz-Hernández, J.L., Fernández, E.B., González, J.L.** (2003). Organic and inorganic carbon in soils of semiarid regions: a case study from the Guadix–Baza basin (Southeast Spain). *Geoderma*, 114(1-2), 65-80. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(02\)00342-7](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(02)00342-7)
- Eichler, T.P., Londoño, A.C.** (2013). ENSO impacts on Lomas formation in south coastal Peru: Implications for the Pliocene? *Advances in Meteorology*, 2013. <https://doi.org/10.1155/2013/175947>
- Engel, F.** (1973). New Facts about Pre-Columbian Life in the Andean Lomas. *Current Anthropology*, 14(3), 271-280. <https://doi.org/10.1086/201330>
- Evans, R.D., Koyama, A., Sonderegger, D.L., Charlet, T.N., Newingham, B.A., Fenstermaker, L.F., Harlow, B., Jin, V.L., Ogle, K., Smith, S.D., Nowak, R.S.** (2014). Greater ecosystem carbon in the Mojave Desert after ten years exposure to elevated CO₂. *Nature Climate Change*, 4(5), 394-397. <https://doi.org/10.1038/nclimate2184>
- Eyherabide, M., Sainz-Rozas, H., Barbieri, P., Echeverría, H. E.** (2014). Comparación de métodos para determinar carbono orgánico en suelo. *Ciencia Del Suelo*, 32(1), 13-19. http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1850-20672014000100002&lng=es&nrm=iso&tlng=es
- Falvey, M., Garreaud, R.D.** (2009). Regional cooling in a warming world: Recent temperature trends in the southeast Pacific and along the west coast of subtropical South America (1979–2006). *Journal of Geophysical Research*, 114(D4), D04102. <https://doi.org/10.1029/2008JD010519>
- Feng, Q., Endo, K.N., Guodong, C.** (2002). Soil carbon in desertified land in relation to site characteristics. *Geoderma*, 106(1-2), 21-43. [https://doi.org/10.1016/S0016-7061\(01\)00099-4](https://doi.org/10.1016/S0016-7061(01)00099-4)
- Guerry, A.D., Polasky, S., Lubchenco, J., Chaplin-Kramer, R., Daily, G. C., Griffin, R., Ruckelshaus, M., Bateman, I. J., Duraiappah, A., Elmqvist, T., Feldman, M. W., Folke, C., Hoekstra, J., Kareiva, P. M., Keeler, B. L., Li, S., McKenzie, E., Ouyang, Z., Reyers, B., ... Vira, B.** (2015). Natural capital and ecosystem services informing decisions: From promise to practice. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112(24), 7348-7355. <https://doi.org/10.1073/pnas.1503751112>
- Hammer, Ø., Harper, D., Ryan, P.** (2001). PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1), 9.
- Henry, M., Valentini, R., Bernoux, M.** (2009). Soil carbon stocks in ecoregions of Africa. *Biogeosciences Discussions*, 6, 797-823. <https://doi.org/10.5194/bgd-6-797-2009>
- Hoffmann, U., Yair, A., Hikel, H., Kuhn, N.J.** (2012). Soil organic carbon in the rocky desert of northern Negev (Israel). *Journal of Soils and sediment*, 12, 811-825. <https://doi.org/10.1007/s11368-012-0499-8>
- Kalicki, P., Kalicki, T., Kittel, P.** (2014). The Influence of El Niño on Settlement Patterns in Lomas de Lachay, Central Coast, Peru. *Interdisciplinaria Archaeologica: Natural Sciences in Archaeology*, 2(2), 147-160. <https://doi.org/10.24916/iansa.2014.2.5>
- Koch, M.A., Stock, C., Kleinpeter, D., Río, C., Osses, P., Merklinger, F.F., Quandt, D., Siegmund, A.** (2020). Vegetation growth and landscape genetics of Tillandsia lomas at their dry limits in the Atacama Desert show fine-scale response to environmental parameters. *Ecology and Evolution*, 10(23), 13260-13274. <https://doi.org/10.1002/ece3.6924>
- Kubiszewski, I., Costanza, R., Anderson, S., Sutton, P.** (2017). The future value of ecosystem services: Global scenarios and national implications. *Ecosystem Services*, 26, 289-301. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.05.004>
- Laban, P., Metternicht, G., Davies, J.** (2018). Soil biodiversity and soil organic carbon: keeping drylands alive. En *Soil biodiversity and soil organic carbon: keeping drylands alive*. IUCN, International Union for Conservation of Nature. <https://doi.org/10.2305/IUCN.CH.2018.03.en>
- Lal, R.** (2019). Carbon Cycling in Global Drylands. *Current Climate Change Reports*, 5(3), 221-232. <https://doi.org/10.1007/s40641-019-00132-z>
- Lal, R., Negassa, W., Lorenz, K.** (2015). Carbon sequestration in soil. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 15(C), 79-86. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.09.002>
- Li, C., Zhang, C., Luo, G., Chen, X., Maisupova, B., Madaminov, A. A., Han, Q., Djenbaev, B. M.** (2015). Carbon stock and its responses to climate change in Central Asia. *Global Change Biology*, 21(5), 1951-1967. <https://doi.org/10.1111/gcb.12846>
- Llellish, M., Odar, J., Trinidad, H.** (2015). *Guía de Flora de las Lomas de Lima* (1a ed.). Servicio Nacional de Flora y Fauna Silvestre. <https://doi.org/https://doi.org/10.13140/RG.2.1.4431.0564>

- Maguiña, E.** (2016). Esbozo de las migraciones internas en el siglo XX y primera década del siglo XXI y su relación con los modelos de desarrollo económico en el Perú. *Anales Científicos*, 77(1)(1), 17-28. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.21704/ac.v77i1.622>
- Manrique, R., Ferrari, C., Pezzi, G.** (2010). The influence of El Niño Southern Oscillation (ENSO) on fog oases along the Peruvian and Chilean coastal deserts. *5th International on Fog, Fog Collection and Dew, July*, 25-30. <https://doi.org/10.13140/2.1.2522.7207>
- Manrique, R., Ricotta, C., Ferrari, C., Pezzi, G.** (2014). Latitudinal pattern in plant composition along the Peruvian and Chilean fog oases. *Plant Biosystems*, 148(5), 1002-1008. <https://doi.org/10.1080/11263504.2014.918059>
- Moat, J., Orellana-García, A., Tovar, C., Arakaki, M., Arana, C., Cano, A., Faundez, L., Gardner, M., Hechenleitner, P., Hepp, J., Lewis, G., Mamani, J.-M., Miyasiro, M., Whaley, O. Q.** (2021). Seeing through the clouds – Mapping desert fog oasis ecosystems using 20 years of MODIS imagery over Peru and Chile. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 103(pre-print), 102468. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2021.102468>
- Mogas, J., Micaló, P.** (2005). El valor de la fijación de carbono en los programas de forestación. *Boletín Económico de ICE, Información Comercial Española*, 13-28.
- Muenchow, J., Hauenstein, S., Bräuning, A., Bäuml, R., Rodríguez, E. F., Von Wehrden, H.** (2013). Soil texture and altitude, respectively, largely determine the floristic gradient of the most diverse fog oasis in the Peruvian desert. *Journal of Tropical Ecology*, 29(5), 427-438. <https://doi.org/10.1017/S0266467413000436>
- Muñoz-Schick, M., Pinto, R., Mesa, A., Moreira-Muñoz, A.** (2001). “Oasis de neblina” en los cerros costeros del sur de Iquique, región de Tarapacá, Chile, durante el evento El Niño 1997-1998. *Revista Chilena de Historia Natural*, 74(2), 1-15. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2001000200014>
- Nieuwland, B., Mamani, J. M.** (2017). Las lomas de Lima: enfocando ecosistemas desérticos como espacios abiertos en Lima metropolitana. *Espacio y Desarrollo*, 133(29), 109-133. <https://doi.org/10.18800/espacioydesarrollo.201701.005>
- Orrego, J.L.** (2011). *San Juan de Lurigancho*. Blog Pucp. <http://blog.pucp.edu.pe/blog/juanluisorrego/2011/09/20/san-juan-de-lurigancho/>
- Palomino, D., Cabrera, C.** (2007). Estimación del servicio ambiental de captura del CO₂ en la flora de los humedales de Puerto Viejo. *Revista Del Instituto de Investigaciones FIGMMG*, 10(20), 49-59.
- Pandeya, B., Buytaert, W., Zulkafli, Z., Karpouzoglou, T., Mao, F., Hannah, D.M.** (2016). A comparative analysis of ecosystem services valuation approaches for application at the local scale and in data scarce regions. *Ecosystem Services*, 22, 250-259. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.015>
- Pascual, U., Balvanera, P., Díaz, S., Pataki, G., Roth, E., Stenseke, M., Watson, R. T., Başak Dessane, E., Islar, M., Kelemen, E., Maris, V., Quaas, M., Subramanian, S. M., Wittmer, H., Adlan, A., Ahn, S. E., Al-Hafedh, Y. S., Amankwah, E., Asah, S. T., ... Yagi, N.** (2017). Valuing nature’s contributions to people: the IPBES approach. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 26-27, 7-16. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.12.006>
- Pérez, H., Luccini, E., Herrera, L., Parodi, M., Matar, M., Barrea, L., Mechni, M., Masramón, E.** (2015). Cuantificación de la captura de CO₂ por la flora nativa de totora en un humedal costero en Perú. *Energeia*, 13(13), 73-80.
- Pérez-Quezada, J.F., Delpiano, C. A., Snyder, K.A., Johnson, D.A., Franck, N.** (2011). Carbon pools in an arid shrubland in Chile under natural and afforested conditions. *Journal of Arid Environments*, 75(1), 29-37. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2010.08.003>
- Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo.** (2018). *Retos y oportunidades en la conservación de las lomas de Lima Metropolitana*. <https://www.undp.org/es/peru/publications/eba-lomas>
- Rolando, J. L., Del Castillo, J. D., Padilla, D., Quinteros, Z., Sánchez, E.** (2017). Annual seasonality and diversity patterns of the plant community in a fog oasis ecosystem in the city of Lima. *Tropical Ecology*, 58(4), 781-791.
- Rundel, P.W.** (1978). Ecological Relationships of Desert Fog Zone Lichens. *The Bryologist*, 81(2), 277. <https://doi.org/10.2307/3242189>
- Rundel, P.W., Dillon, M.O., Palma, B., Mooney, H.A., Gulmon, S.L., Ehleringer, J.R.** (1991). The Phytogeography and Ecology of the Coastal Atacama and Peruvian Deserts. *Aliso*, 13(1), 1-49. <https://doi.org/10.5642/aliso.19911301.02>

- Schulz, N., Aceituno, P., Richter, M.** (2011). Phytogeographic divisions, climate change and plant dieback along the coastal desert of northern Chile. *Erdkunde*, 65(2), 169-187. <https://doi.org/10.3112/erdkunde.2011.02.05>
- Schulz, N., Boisier, J.P., Aceituno, P.** (2012). Climate change along the arid coast of northern Chile. *International Journal of Climatology*, 32(12), 1803-1814. <https://doi.org/10.1002/joc.2395>
- Toledo, A.** (2020). *Captura de Carbono en la especie Tillandsia werdermannii y Tillandsia purpurea en las Lomas Arrojadero situada entre los Distritos de Inclán y Locumba, Tacna*. Universidad Privada de Tacna. pp. 82.
- Tovar, C., Infantas, E.S., Roth, V.T.** (2018). Plant community dynamics of lomas fog oasis of Central Peru after the extreme precipitation caused by the 1997-98 El Niño event. *PLoS ONE*, 13(1). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0190572>
- Trinidad, H., Huamán-Melo, E., Delgado, A., Cano, A.** (2012). Flora vascular de las lomas de Villa María y Amancaes, Lima, Perú. *Revista Peruana de Biología*, 19(2), 149-158. <https://doi.org/10.15381/rpb.v19i2.834>
- Ussiri, D.A.N., Lal, R.** (2017). Introduction to Global Carbon Cycling: An Overview of the Global Carbon Cycle. En *Carbon Sequestration for Climate Change Mitigation and Adaptation* (Issue C, pp. 61-76). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-53845-7_3
- Vásquez, M.** (2008). Comparación de dos métodos de muestreo para el estudio de la comunidad herbácea de Las Lomas. *Zonas Áridas*, 12(1), 166-183.
- Vega-Centeno, P.** (2017). La dimensión urbana de las centralidades de Lima Norte: cambios y permanencias en la estructura metropolitana. *EURE (Santiago)*, 43(129), 5-25. <https://doi.org/10.4067/S0250-71612017000200001>
- Walkley, A., Black, I.** (1934). An examination of the Degtjareff Method for determining soil organic matter, and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37(1), 29-38. <https://doi.org/10.1097/00010694-193401000-00003>
- Wang, C., Zhan, J., Chu, X., Liu, W., Zhang, F.** (2018). Variation in ecosystem services with rapid urbanization: A study of carbon sequestration in the Beijing–Tianjin–Hebei region, China. *Physics and Chemistry of the Earth, September*, 0-1. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2018.09.001>
- Woomer, P.L., Touré, A., Sall, M.** (2004). Carbon stocks in Senegal's Sahel Transition Zone. *Journal of Arid Environments*, 59(3), 499-510. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2004.03.027>