



Biotempo (Lima)

<https://revistas.urp.edu.pe/index.php/Biotempo>



ORIGINAL ARTICLE / ARTÍCULO ORIGINAL

DRASTIC DECREASE IN THE GASTEROPODS COMMUNITY IN THE WILDLIFE REFUGE LOS PANTANOS DE VILLA, LIMA, PERU

DRÁSTICA DISMINUCIÓN DE LA COMUNIDAD DE GASTERÓPODOS EN EL REFUGIO DE VIDA SILVESTRE LOS PANTANOS DE VILLA, LIMA, PERÚ

Uriel Torres-Zevallos^{1,2,*}; Christian Llontop³; Lorena Alvario³ & José Iannacone^{1,3,4}

¹ Laboratorio de Parasitología. Facultad de Ciencias Biológicas (FCB). Universidad Ricardo Palma (URP). Lima, Perú.

² Museo de Historia Natural “Vera Alleman Haeghebaert”, Universidad Ricardo Palma (URP). Lima, Perú.

³ Grupo de Investigación en Sostenibilidad Ambiental (GISA), Escuela Universitaria de Posgrado (EUPG), Laboratorio de Ecología y Biodiversidad Animal (LEBA). Facultad de Ciencias Naturales y Matemática (FCCNM). Universidad Nacional Federico Villarreal (UNFV). Lima, Perú.

⁴ Laboratorio de Ingeniería Ambiental, Carrera de Ciencias Ambientales. COEPERU-Coastal Ecosystems of Peru Research Group. Universidad Científica del Sur. Lima, Perú.

* Corresponding author: urieltorreszevallos@gmail.com

ABSTRACT

More than half of freshwater gastropods are in some category of conservation worldwide. The objective of this study was to evaluate the drastic decrease in the gastropod community of the Los Pantanos de Villa Wildlife Refuge (RVSPV), Lima, Peru from 2005 to 2010. 8,640 gastropods were collected from eight sampling stations near the “Marvilla” lagoon of the RVSPV. The relative abundances by species, families, and study year were obtained. The population density of gastropods (ind·m⁻²) by families was analyzed and also they were grouped between native and exotic species. The effect of water quality, established by physicochemical factors, on the density of gastropods according to family and year of study was evaluated. The alpha diversity for the gastropod community covered the indices of *S* (Richness), *H'* (Shannon-Wiener), *D* (Simpson), and *DMn* (Menhinick) per year of study. The malacological fauna recorded included eight species of gastropods: *Heleobia cumingii* (d'Orbigny, 1835), *Melanoides tuberculata* (O.F. Müller, 1774), *Pectinidens diaphanus* (King, 1832), *Physella venustula* (Gould, 1847), *Mexinauta peruvianus* (Gray, 1828), *Drepanotrema kermatoides* (d'Orbigny, 1835), *Helisoma peruvianum* (Broderip, 1832), and *Planorbella trivolvis* (Say, 1817). *Heleobia cumingii* (2005: 73%; 2010: 57%) and *M. tuberculata* (2005: 19%; 2010: 37%) presented the highest relative abundances, their densities started at 845.8 and 217.2 ind·m⁻² and ended at 9.22 and 6.06 ind·m⁻² by 2010, respectively. The densities by family and species were different between the years of study, with a strong tendency to decrease. No live specimens of *P. diaphanus*, *P. venustula*, and *H. peruvianum* were found for 2010. The reduction in the gastropod community in the studied period implies that freshwater gastropods represent one of the most threatened and vulnerable taxonomic groups of RVSPV.

Keywords: coastal wetlands – freshwater gastropods – *Heleobia cumingii* – *Melanoides tuberculata* – Pantanos de Villa

RESUMEN

Más de la mitad de gasterópodos dulceacuícolas se encuentran en alguna categoría de conservación a nivel mundial. El objetivo del presente estudio fue evaluar la drástica disminución de la comunidad de gasterópodos del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (RVSPV), Lima, Perú entre los años 2005 al 2010. Se recolectaron 8640 gasterópodos procedentes de ocho estaciones de muestreo próximas a la laguna “Marvilla” del RVSPV. Se obtuvieron las abundancias relativas por especie, familias y año de estudio. La densidad poblacional de gasterópodos ($\text{ind}\cdot\text{m}^{-2}$) entre años de estudio por familias fue analizada, además se agrupó entre especies nativas y exóticas. Se evaluó el efecto de la calidad del agua, establecida por factores fisicoquímicos, en la densidad de gasterópodos según familia y año de estudio. La diversidad alfa para la comunidad de gasterópodos abarcó los índices: S (Riqueza), H' (Shannon-Wiener), D (Simpson), DMn (Menhinick) por año de estudio. La fauna malacológica registró ocho especies de gasterópodos entre los años 2005-2010: *Heleobia cumingii* (d'Orbigny, 1835), *Melanoides tuberculata* (O.F. Müller, 1774), *Pectinidens diaphanus* (King, 1832), *Physella venustula* (Gould, 1847), *Mexinauta peruvianus* (Gray, 1828), *Drepanotrema kermatoides* (d'Orbigny, 1835), *Helisoma peruvianum* (Broderip, 1832) y *Planorbella trivolvis* (Say, 1817). *Heleobia cumingii* (2005: 73%; 2010: 57%) y *M. tuberculata* (2005: 19%; 2010: 37%) presentaron las mayores abundancias relativas, sus densidades iniciaron en 845,8 y 217,2 $\text{ind}\cdot\text{m}^{-2}$ finalizando en 9,22 y 6,06 $\text{ind}\cdot\text{m}^{-2}$ al año 2010. Las densidades por familia y especie fueron diferentes entre los años de estudio, con una fuerte tendencia a la reducción. No se hallaron especímenes vivos de *P. diaphanus*, *P. venustula* y *H. peruvianum* para el año 2010. La reducción de la comunidad de gasterópodos en el periodo estudiado implica que los gasterópodos dulceacuícolas representan uno de los grupos taxonómicos más amenazados y vulnerables del RVSPV.

Palabras clave: gasterópodos dulceacuícolas – *Heleobia cumingii* – humedales costeros – *Melanoides tuberculata* – Pantanos de Villa

INTRODUCCIÓN

Los humedales costeros son ecosistemas vitales, que sirven como hábitat y refugio para una vasta diversidad de especies (Ndeo *et al.*, 2019). Además de su alta productividad reflejada en su función como sumideros de carbono; tienen la capacidad de filtrar contaminantes y toxinas (Moore *et al.*, 2020); generan espacios de recreación y turismo (Barbier *et al.*, 2011); participan en el ciclo de nutrientes, además de tener una gran importancia para la sociedad (Gupta *et al.*, 2020). Se calcula que los humedales pueden llegar a cubrir alrededor del 40% de los servicios ecosistémicos de la Tierra (Zedler & Kercher, 2005). Actualmente, se construyen humedales como una forma de tratar la escorrentía agrícola y las aguas residuales, así como para conservar la biodiversidad (Zhang *et al.*, 2020). Aunque los humedales dulceacuícolas solo cubren el 6 a 8% de la superficie de la Tierra, estos humedales pueden albergar entre el 20 a 40% de las especies de flora y fauna del mundo (Mitra *et al.*, 2003; RCS, 2004). Se calcula que el 35% de los humedales se ha perdido desde el año 1970, y hasta el 87 % desde el año 1700 (Davidson, 2014; Gardner & Finlayson, 2018; Hopkinson *et al.*, 2019). La tendencia de disminución de los humedales continúa a un ritmo acelerado (Dixon *et al.*, 2016).

La Ecorregión del Desierto del Pacífico en el Perú integra al Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (RVSPV) (Brack & Mendiola, 2000). Este humedal costero abarca una extensión de 263,27 ha (Pulido & Bermúdez, 2018) y su objetivo de creación, de acuerdo al DS N° 055-2006-AG, es “conservar una muestra representativa de los pantanos del Desierto Pacífico Subtropical... haciendo énfasis en las especies con algún grado de amenaza”. La diversidad de especies de invertebrados presentes en este humedal a nivel de *phyla*, siguiendo la nueva clasificación de seres vivos de Ruggiero *et al.* (2015), comprende 28 Euglenozoa, 2 Percolozoa, 12 Amoebozoa, 3 Choanozoa, 3 Cryptista, 1 Heliozoa, 97 Ciliophora, 5 Miozoa, 1 Retaria (modificado de Guillén *et al.*, 2003), 13 Nematoda, 4 Platyhelminthes (Sarmiento & Morales, 1998; Guillén & Morales, 2003), 1 Gastrotricha, 1 Annelida (Iannacone & Alvaríño, 2007), 11 Mollusca (Vivar *et al.*, 1998) y más de 120 Arthropoda (Iannacone & Alvaríño, 2007; Paredes, 2010; Alarcon & Iannacone, 2014; Peralta-Argomeda & Huamantínco-Araujo, 2014; Alarcon *et al.*, 2018; Cepeda *et al.*, 2018).

El phylum Mollusca incluye aproximadamente 5600 especies dulceacuícolas (Lydeard & Cummings, 2019), de las cuales, el Perú cuenta con 129 especies, 36 son especies endémicas (Ramírez *et al.*, 2003). La malacofauna

del RVSPV está conformada por once especies: *Heleobia cumingii* (d'Orbigny, 1835); *Melanoides tuberculata* (O.F. Müller, 1774); *Galba viator* (d'Orbigny, 1835) (antes *Fossaria viatrix*); *Physella venustula* (Gould, 1847) (antes *Physa venustula*); *Mexinauta peruvianus* (Gray, 1828) (antes *Physa peruviana*); *Drepanotrema kermatoides* (d'Orbigny, 1835); *Drepanotrema limayanum* (Lesson, 1830); *Planorbella duryi* (Wetherby, 1879) (antes *Helisoma duryi*); *Helisoma peruvianum* (Broderip, 1832); *Planorbella trivolvis* (Say, 1817) (antes *Helisoma trivolvis*) y *Uncancylus concentricus* (d'Orbigny, 1835) (antes *Ancylus concentricus*) (Larrea *et al.*, 1990, 1994a; Vivar *et al.*, 1996, 1998; MolluscaBase, 2020). Las especies del género *Helisoma* Swainson, 1840 y *M. tuberculata* son especies exóticas invasoras (Vivar *et al.*, 1998).

De 693 extinciones registradas de especies animales desde el año 1500, 42% corresponde a moluscos (260 gasterópodos y 31 bivalvos), lo cual representa más que todas las especies de tetrápodos que se han extinguido durante el mismo periodo (Lydeard *et al.*, 2004), de este porcentaje, una quinta parte (20%) está conformada por gasterópodos dulceacuícolas (Strong *et al.*, 2008), más de la mitad de estos están en peligro, críticamente en peligro o presumiblemente extintos (Lysne *et al.*, 2008; Johnson *et al.*, 2013). Posiblemente, la fauna más vulnerable del planeta sean los moluscos dulceacuícolas (Lydeard *et al.*, 2004; Thompson, 2004; Johnson *et al.*, 2013; Lydeard & Cummings, 2019; Narr & Krist, 2019).

La legislación peruana sobre especies amenazadas solo contempla tres especies de moluscos: *Bostryx aguilari* Weyrauch, 1967 y *Megalobulimus lichtenstein* (Albers, 1854) clasificados como “en peligro” (EN); y *Bostryx scalariformis* (Broderip, 1832), en condición “vulnerable” (VU) (DS, 2014). De igual forma, el libro Rojo de Fauna Silvestre Amenazada del Perú únicamente ratifica la categorización de *M. lichtenstein*, omitiendo las especies del género *Bostryx* Troschel, 1847 (SERFOR, 2018). En consecuencia, se exhibe una carencia de información en relación a tendencias poblaciones de los moluscos de ambientes acuáticos como terrestres del Perú. En tal sentido, la presente investigación tiene como objetivo evaluar la drástica disminución de la comunidad de gasterópodos del RVSPV, Lima, Perú entre los años 2005 al 2010.

MATERIAL Y MÉTODOS

El lugar de estudio fue el RVSPV (12°12'-12°13'S; 77°01'-77°02'W) ubicado en el distrito de Chorrillos, Lima, Perú, entre los 19 y 21 km de la carretera de la Panamericana Sur, presenta una altitud promedio de 3 msnm. Periódicamente desde el año 2005 hasta el 2010, entre los meses de octubre a noviembre, una vez por año, se realizó la recolección de muestras procedentes de 8 estaciones de muestreo próximas a la laguna “Marvilla”, abarcando una distancia total, entre estaciones, de 545,66 m de acuerdo a lo sugerido por Cummings *et al.* (2016) (Fig. 1).



Figura 1. Mapa cartográfico de las ocho estaciones de muestreo entre el año 2005 al 2010, próximas a la laguna “Marvilla” en el Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (RVSPV), Lima, Perú.

La metodología de recolección de los moluscos se efectuó mediante el tubo de Penchaszadeh, el cual tiene una longitud de 1 m con un diámetro de 15 cm, la profundidad de incorporación en el sustrato fue hasta los 20 cm (0,32 m²), obteniendo un volumen de 0,003 m³ (Penchaszadeh, 1971; Bijoy, 2016), posteriormente la muestra fue tamizada en una malla de 1000 μ m (Iannacone *et al.*, 2003). El esfuerzo de muestreo fue uniforme, representado por tres réplicas en cada estación (Lindenmayer & Likens, 2010; Silva *et al.*, 2010; Vizcardo & Gil-Kodaka, 2015), procurando abarcar diversos microhábitats (Vivar *et al.*, 1996; Iannacone & Alvarino, 2007; Maltchik *et al.*, 2010) y zonas establecidas para el humedal (Pulido & Bermudez, 2018).

En el laboratorio se realizó el descarte de otros taxones ajenos a los moluscos; asimismo conchillas vacías y metapodios carentes de opérculo se descartaron del análisis estadístico (Belhiouani *et al.*, 2019). Finalmente, los moluscos se preservaron en alcohol etílico al 70 % (Iannacone *et al.*, 2003; Vizcardo & Gil-Kodaka, 2015). La determinación de los ejemplares a familias siguió las claves de Vivar *et al.* (1994). Las especies del género *Lymnaea* se determinaron con Larrea *et al.* (1993, 1994b), mientras que los *Helisoma* y *Drepanotrema* siguieron las claves de Vivar *et al.* (1990, 1991, 1992, 1993). Demás especies registradas siguieron a Vivar *et al.* (1998). Por último, se verificó la actualización de los nombres científicos en MolluscaBase (2020). Ejemplares representativos de las especies de gasterópodos fueron depositados en la Colección de Invertebrados del Museo de Historia Natural (MUFV-ZOO-INV), Escuela Profesional de Biología, Facultad de Ciencias Naturales y Matemática, Universidad Nacional Federico Villarreal. *M. tuberculata* (MUFV-ZOO-INV 001-0064), *M. peruvianus* (MUFV-ZOO-INV 077-082), *D. kermatoides* (MUFV-ZOO-INV 096-100), *H. peruvianum* (MUFV-ZOO-INV 065-076); *P. trivolvus* (MUFV-ZOO-INV 083-095) y *H. cumingii* (MUFV-ZOO-INV 083-087).

Los parámetros físicos y químicos empleados en la determinación de la calidad de agua fueron la temperatura del agua y aire, la transparencia mediante el disco de Secchi, la profundidad con una varilla métrica y el oxígeno disuelto a través del método de Winkler *in situ*, para cada estación de muestreo en los diferentes años de estudio (Iannacone *et al.*, 2003; Cheneaux, 2015; Baird & Bridgewater, 2017).

La estimación del número de especies esperadas fue calculada mediante una curva de rarefacción con bootstrap (1000 réplicas) en función del doble del tamaño

menor de la muestra (Chao *et al.*, 2014), además se hallaron los índices de diversidad alfa: Riqueza específica (S); Shannon-Wiener (H'); Simpson (D') y Menhinick (D_{Mn}) por año de estudio (Moreno, 2001). Se obtuvo la abundancia relativa y densidad poblacional (ind·m⁻²) por familia y especie para cada año de estudio.

La distribución normal de las variables se invalidó mediante la prueba de Kolmogorov-Smirnov con la corrección de Lilliefors (Thode, 2011). La prueba no paramétrica Rho de Spearman se usó para determinar la relación entre el periodo de estudio y la densidad poblacional (ind·m⁻²) a nivel de especie. Se analizaron las diferencias de la densidad poblacional entre años de estudio por familias mediante la prueba de Kruskal-Wallis. También se comparó la densidad poblacional entre especies exóticas invasoras y especies nativas mediante la prueba no paramétrica U de Mann-Whitney para cada año de muestreo. Por último, se evaluó el efecto de las variables físicoquímicas en la densidad poblacional de las familias de gasterópodos por cada año de estudio.

Para el análisis de datos se usó el software libre de código abierto R (R Core Team, 2019), las herramientas de la colección de paquetes "tidyverse" se emplearon para la recopilación, incorporación de datos y representación gráfica (Wickham, 2017). Todos los análisis se realizaron con un nivel de confiabilidad del 95%.

Aspectos éticos

Se cumplieron los criterios éticos de investigación biológica en campo, antes, durante y después de la investigación siguiendo lo estipulado por Costello *et al.* (2016).

RESULTADOS

Se recolectó un total de 8460 moluscos entre el año 2005 al 2010, la fauna malacológica del RVSPV se compone de cinco familias, ocho géneros y ocho especies. La mención de especies se presenta de forma sistemática de acuerdo a Ramírez *et al.* (2003). La especie con la mayor cantidad de individuos entre el 2005 al 2010 fue *H. cumingii*, la cual representó el 73% en el 2005 y el 57% en el 2010. La especie exótica invasora *M. tuberculata* incrementó su abundancia relativa en el periodo 2005-2010 de 19% a 37,17%. No obstante, a pesar de su gran adaptabilidad, la cantidad de ejemplares de *M. tuberculata* también se vio reducida notablemente. *P. diaphanus*, especie no registrada para RVSPV, comprendió solo el 2,62%; además de hallarse únicamente en el año 2005. La familia

Physidae presentó dos especies: *M. peruvianus*, la cual se halló desde el año 2006 representando el 0,70%, y *P. venustula* hallada entre el año 2005 al 2008 con 1,92% y 2,40%, respectivamente. Las tres especies de Planorbidae

encontradas, *D. kermatoides*, *H. peruvianum* y la especie exótica *Planorbella trivolvis*, presentaron un patrón errático de su abundancia relativa durante el período estudiado (Fig. 2).

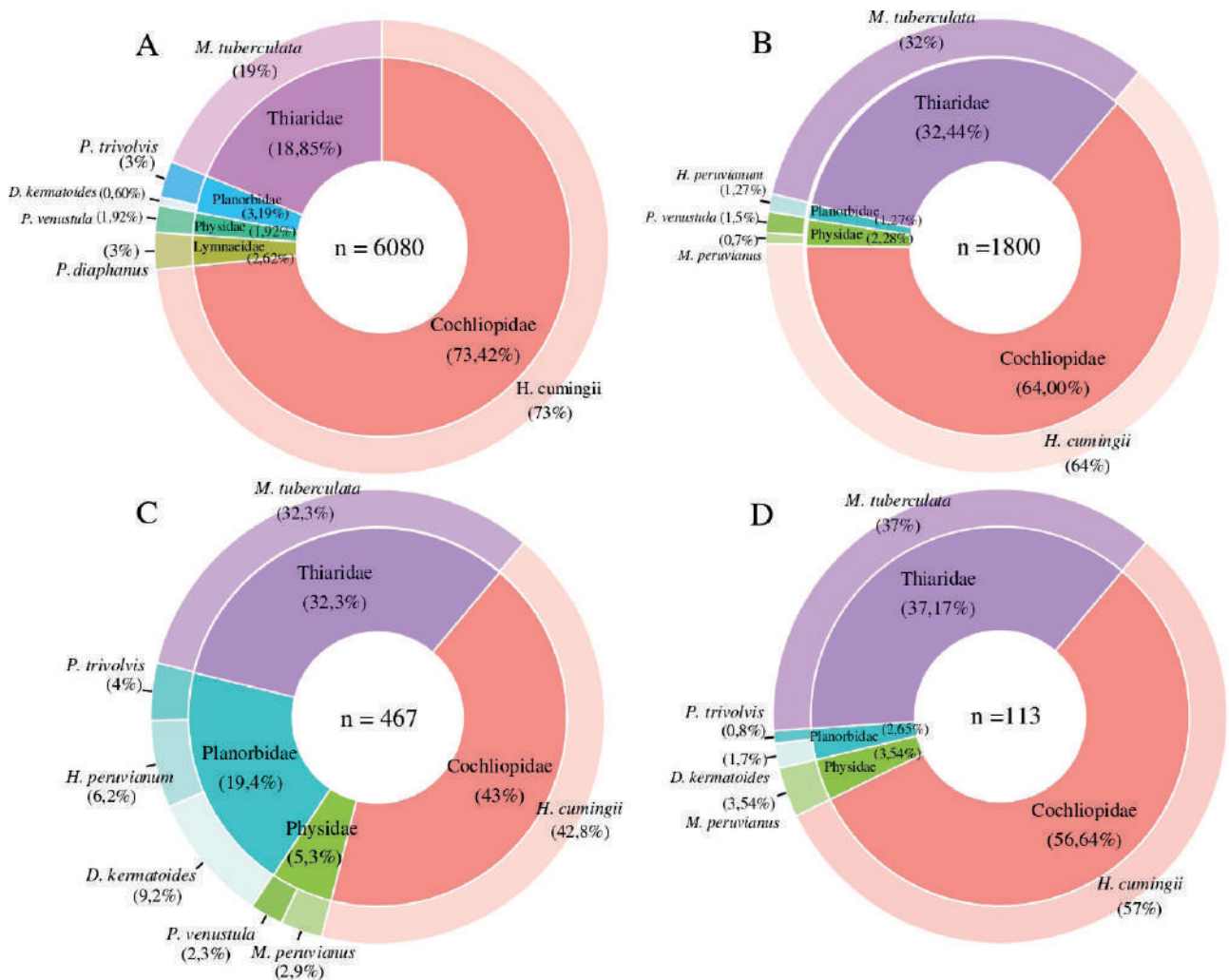


Figura 2. Abundancias relativas por familia y especie para la comunidad de gasterópodos del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (RVSPV) desde el año 2005 al 2010. A: 2005; B: 2006; C: 2008; D: 2010.

En relación a la densidad poblacional, todas las especies encontradas exhibieron un decrecimiento a lo largo del tiempo, el coeficiente de Spearman demostró una correlación inversa para cinco de las ocho especies registradas. La distribución normal de la densidad poblacional de cada familia se invalidó a través de la prueba de Kolmogorov-Smirnov con la corrección de Lilliefors. La prueba de Kruskal-Wallis reveló diferencias significativas de la densidad ($\text{ind}\cdot\text{m}^{-2}$) entre los años de

estudio para cada familia estudiada. Este hallazgo es evidente en *H. cumingii* que pasó de $845,8 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ en el año 2005 a $9,22 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ en el 2010 ($r_s = -0,67$; $p < 0,05$). *M. tuberculata* decayó de $217,12 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ a $6,06 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ ($r_s = -0,65$; $p < 0,05$). Para el año 2010 no se hallaron individuos vivos de *P. diaphanus*, *P. venustula* y *H. peruvianum* (Fig. 2). Los planorbidos *D. kermatoides* y *P. trivolvis* para el año 2010 reportaron densidades de $0,27 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ y $0,12 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$, respectivamente (Tabla 1).

Tabla 1. Densidad poblacional (ind·m⁻²/año) y correlación de Spearman (r_s) entre la densidad por especie de gasterópodos del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (RVSPV) y el tiempo desde el año 2005 al 2010.

Taxón	2005	2006	2008	2010	r _s
Cochliopidae					
<i>Heleobia cumingii</i>	845,80	291,03	75,79	9,22	-0,67*
Thiaridae					
<i>Melanoides tuberculata</i>	217,12	147,51	57,20	6,06	-0,65*
Lymnaeidae					
<i>Pectinidens diaphanus</i>	30,12	0,00	0,00	0,00	-
Physidae					
<i>Physella venustula</i>	22,16	3,52	4,15	0,00	-0,24
<i>Mexinauta peruvianus</i>	0,00	6,82	5,31	0,58	0,0007
Planorbidae					
<i>Drepanotrema kermatoides</i>	7,01	0,00	16,29	0,29	-0,26
<i>Helisoma peruvianum</i>	30,10	5,81	10,99	0,00	0,01
<i>Planorbella trivolvis</i>	29,74	0,00	7,20	0,14	-0,43*

(*) Hace referencia a la validación de la significancia estadística (p < 0,05).

La densidad promedio para el grupo de especies exóticas se correlacionó inversamente con el tiempo (r_s = -0,50; p < 0,05), este coeficiente es inferior al de las especies nativas (r_s = -0,24; p < 0,05). La prueba no paramétrica U de Mann Whitney para la densidad entre los grupos exótico y nativo revelaron una diferencia significativa

en el año 2005 (p = < 0,05), los siguientes años exhibieron uniformidad para los dos grupos (Fig. 3). Por consiguiente se puede evidenciar una posible afectación tanto de la fauna nativa como exótica que resulta en la igualdad de densidades para los posteriores años 2006, 2008 y 2010.

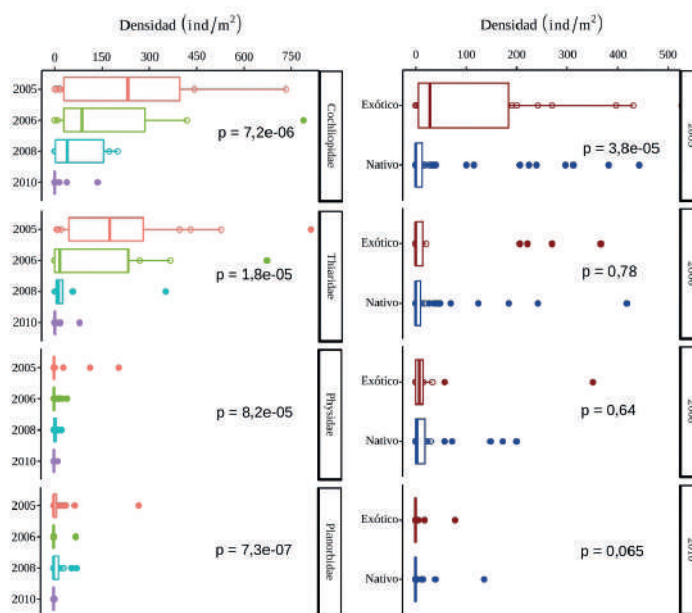


Figura 3. Boxplot de la densidad poblacional (ind·m⁻²) para la comunidad de gasterópodos del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (RVSPV) entre 2005-2010 (outliers se retiraron del gráfico, mas no del análisis). Izquierda: Familias. Derecha: Exótico (*Melanoides tuberculata* y *Planorbella trivolvis*) y nativo (seis especies restantes).

La curva de rarefacción de la riqueza específica alcanzó la asíntota para todos los años de estudio, excepto para el año 2010 en el que la cobertura de la muestra fue del 99,13%, lo que sugiere aumentar el esfuerzo de muestreo. La heterogeneidad de la riqueza observada en el periodo de estudio puede sugerir una redistribución de las especies, siendo las mayores riquezas específicas, las halladas en el año 2005 y 2008, en contraste los menores valores de riqueza fueron obtenidas el año

2006 y 2010. El índice de Shannon-Wiener presentó valores relativamente moderados, considerando que solo se evaluó la comunidad de gasterópodos, alcanzando su valor más alto en el año 2008 por la similar proporcionalidad de la abundancia en las especies, mientras el menor valor lo obtuvo el año 2006. El índice de dominancia de Simpson obtuvo su menor valor durante el año 2005, lo cual se refleja por la dominancia de la especie *H. cumingii* (> 70%) (Tabla 2).

Tabla 2. Índices de diversidad alfa de la comunidad de gasterópodos del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (RVSPV) entre el año 2005 al 2010.

Año	Riqueza (S)	Diversidad alfa		
		Shannon (H')	Simpson (D)	Menhinick (D _{Mn})
2005	6	0,83	0,42	0,07
2006	5	0,80	0,48	0,11
2008	7	1,44	0,69	0,32
2010	5	0,92	0,53	0,47

Los valores de oxígeno disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) se adecuaron a los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) (DS - N° 005-2017-MINAM), excepto para el año 2006. Los valores de temperatura del agua y aire oscilaron entre 21,06

°C a 23,13 °C y 19,83 °C a 22,25 °C, respectivamente. La profundidad y transparencia presentaron la mayor dispersión (Tabla 3).

Tabla 3. Valores promedio de parámetros fisicoquímicos del Refugio de Vida Silvestre Pantanos de Villa (RVSPV), Lima, Perú entre el año 2005 al 2010.

Año	Profundidad (cm)	Temperatura del aire (°C)	Temperatura del agua (°C)	Transparencia (cm)	Oxígeno disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)
2005	71,68	22,25	23,13	46,87	6,63
2006	32,37	20,37	21,06	25,12	3,87
2008	52,75	19,83	21,33	41,65	7,53
2010	53,38	21,70	21,87	40,05	7,72

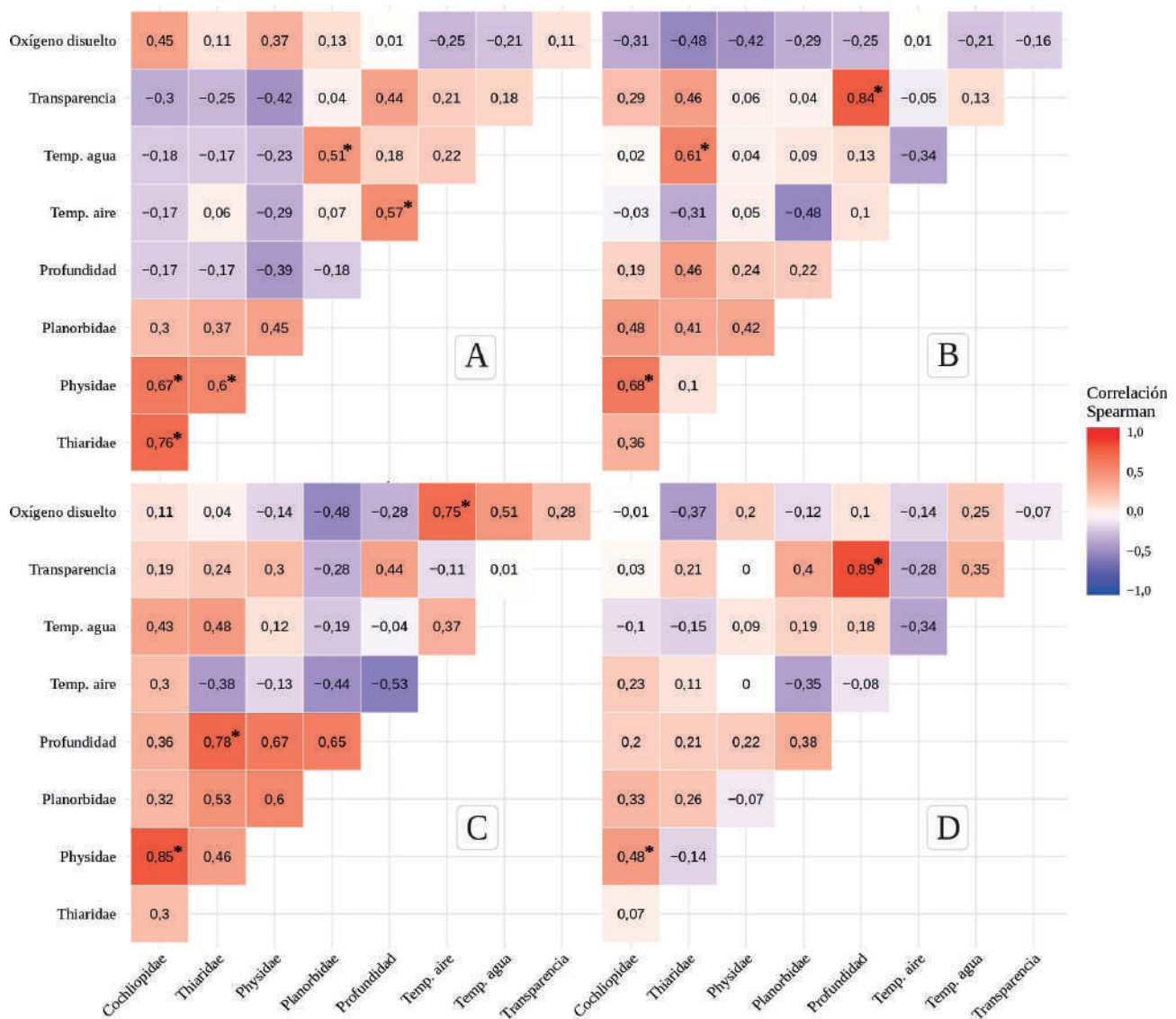


Figura 4. Diagrama de correlación de Spearman (r_s) entre la densidad de gasterópodos por familias y los factores físicoquímicos del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa para cada año de estudio. A: 2005; B: 2006; C: 2008; D: 2010.

El análisis de correlación de Spearman (r_s) evidenció una asociación positiva significativa entre la temperatura del agua y la densidad de planórbidos para el año 2005 ($r_s = 0,51$; $p < 0,05$), similar relación se observó durante el año 2006 ($r_s = 0,61$; $p < 0,05$) con *M. tuberculata* (Thiariidae), al contrario la temperatura del aire no tuvo relación con la variación de la densidad de familias encontradas. Un aumento en la profundidad originó un incremento en la densidad de *M. tuberculata* en el 2008

($r_s = 0,78$; $p < 0,05$). Estaciones de muestreo con mayor profundidad presentaron una mejor transparencia del agua (2006: $r_s = 0,84$, $p < 0,05$; 2010: $r_s = 0,89$; $p < 0,05$). La casi simpatria de las familias Cochliopidae, Thiariidae y Physidae que mostraron correlaciones positivas en sus densidades durante los primeros años de estudio, evidenciaron una considerable disminución, la cual no permitió evidenciar tal asociación durante todo el periodo de estudio (Fig. 4).

DISCUSIÓN

El presente estudio sobre la fauna malacológica del RVSPV registró 5 familias, 8 géneros y 8 especies hasta el año 2010, a diferencia de Arrarte (1953), quien además reporta a *Galba cubensis* (Pfeiffer, 1839) (antes *Lymnaea cubensis*) y *Uncancylus concentricus*, no obstante, *P. diaphanus* y *M. tuberculata* estuvieron ausentes en su estudio. Paraense (2003) añade a la lista, la especie *D. limayanum*, la cual no ha vuelto a encontrarse. Más adelante Larrea *et al.* (1990) suman a *Galba viator* y *M. tuberculata*; *G. cubensis* no fue registrada. Para la década del 90 Vivar *et al.* (1996, 1998) encuentran especímenes vivos de seis especies: *H. cumingii*, *M. tuberculata*, *G. viator*, *P. venustula*, *D. kermatoides* y *H. peruvianum*.

Por consiguiente, se observa a través del tiempo una pérdida gradual de la diversidad de gasterópodos nativos configurando las ocho especies nativas (Arrarte, 1953) en tres especies nativas y dos introducidas al año 2010. Sin embargo, es de necesidad considerar la heterogeneidad de microhábitats del humedal para la comparación con estudios previos (Paredes *et al.*, 2007; Maltchik *et al.*, 2010).

Ninguna especie registrada para RVSPV es endémica (Vivar *et al.* 1998). Las especies no nativas encontradas fueron: *M. tuberculata* introducida en los años 70 (Ramírez *et al.*, 2003), su rango original incluye África, el Sudeste Asiático y China (Van Damme & Lange, 2016). Esta especie evidenció un aumento de su abundancia relativa alcanzando un 37,17% para el 2010. *M. tuberculata* es una de las especies más abundantes en los humedales de Ventanilla (Vizcardo & Gil-Kodaka, 2015) y humedales de Puerto Viejo (59,36%) (Iannacone, *et al.*, 2003); antes se ubicaba únicamente en las acequias laterales de Los Pantanos de Villa (Vivar *et al.*, 1998), en la actualidad se la localiza en gran parte del humedal, inclusive constituyendo la dieta de *Fulica ardesiaca* Tschudi, 1843 (Guillen & Morales, 2003). Su rápida propagación tiene sustento en su forma de reproducción (partenogénesis) (Vivar *et al.*, 1990; Da Silva *et al.*, 2020), longevidad (Pointier & McCullough, 1989) y plasticidad ecofenotípica (Ferrer *et al.*, 1993-1994 citado en Vivar *et al.*, 1998), además se le ha atribuido la ingestión de huevos de *Physella* spp., en condiciones experimentales, como un efecto indirecto del pastoreo (Ladd & Rogowski, 2012); la otra especie introducida es *P. trivolvis*, originaria de América del Norte (Cordeiro & Pérez, 2017). No descartamos posible competencia interespecífica por partes de estas especies.

Las estaciones de muestreo se ubicaron próximas a la laguna "Marvilla", la cual está a pocos metros del Océano

Pacífico, por lo que la concentración de cloruros puede ser mayor a diferencia de otras zonas. Vivar *et al.* (1998) señalan que *M. tuberculata*, *P. venustula*, *H. peruvianum* y *D. kermatoides* se ven limitados frente a una alta concentración de cloruros y dureza total, mientras que *H. cumingii* puede tolerar estos factores, por lo que la especie presentó la mayor densidad y abundancia relativa en todos los años de estudio. No obstante, para el año 2010 las densidades entre *H. cumingii* (9,22 ind·m⁻²) y *M. tuberculata* (6,06 ind·m⁻²) se vuelven muy cercanas. La constante presencia de *H. cumingii* corrobora su plasticidad ecológica (Fiori & Carcedo, 2011), logrando soportar un pH entre 6,4 a 8,9 (Vivar *et al.*, 1998). Por otro lado, adaptaciones como la presencia de hemoglobina y una branquia secundaria (pseudobranquia) en los planórbidos (Strong *et al.*, 2008) ha logrado mantener su abundancia relativa a través del tiempo, años atrás *H. peruvianum* seguía a *H. cumingii* en abundancia (Vivar *et al.*, 1998).

La temperatura del agua se relacionó positivamente con la densidad de *M. tuberculata* y planórbidos, lo cual evidencia la relevancia del microhábitat acuático en sus ciclos de vida. Vizcardo & Gil-Kodaka (2015) encuentran similar correlación para *M. tuberculata* en los humedales de Ventanilla. Este tiarido se ve beneficiado por temperaturas cálidas, ya que su tasa de crecimiento se incrementa juntamente con la temperatura (Dallas & Ross-Gillespie, 2015), su rango térmico es de 18°C-32°C (Mitchell & Brandt, 2005). Asimismo la profundidad se asoció a este tiarido, a diferencia de los pulmonados, los prosobranquios como *M. tuberculata* poseen branquias verdaderas (ctenidium) (Strong *et al.*, 2008), de modo que le permiten colonizar microhábitats de mayor profundidad; estaciones con mayor profundidad presentaron mejor transparencia, lo cual refleja ambientes con una adecuada descomposición de la materia orgánica. Por otro lado, Van der Schalie & Berry (1973) indican que la temperatura óptima de crecimiento en tres especies de planórbidos, entre ellas *P. trivolvis*, es de 22°C a 25°C, entonces, es posible que la densidad de planórbidos hallada durante el 2005 se haya visto favorecida debido a la mayor temperatura registrada para ese año.

En el año 2010 no se encontraron individuos vivos de *P. diaphanus*, *P. venustula* y *H. peruvianum*. A diferencia de los gasterópodos con branquias como *H. cumingii* y *M. tuberculata*, los gasterópodos pulmonados (Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae) tienden a ser menos hidrodinámicos (Narr & Krist, 2019), por lo que tienen menor grado de vagilidad y en consecuencia dependen de sistemas lénticos estables y no polutos para prosperar (Pennak, 1989).

Los gasterópodos representan un gran grupo de consumidores de producción primaria y productores secundarios (Gondal *et al.*, 2020), además cumplen roles de transferencia de energía a otros niveles tróficos, reciclaje de minerales, aireación del suelo y promoción de la descomposición (Hutchings & Saenger, 1987; Moore *et al.*, 2020), en algunas especies de aves son una excelente fuente de calcio durante su temporada de reproducción (Gondal *et al.*, 2020). Un conocimiento firme entre la calidad de agua y ecología de moluscos contribuirá a la conservación de estos (Cummings *et al.*, 2016; Gondal *et al.*, 2020). La hidrología de RVSPV depende del régimen hidrológico del río Rímac (Pulido & Bermúdez, 2018), por lo que épocas de estiaje o avenida afectarán directamente la fauna que depende de este recurso (Wellborn *et al.*, 1996; Zimmer *et al.*, 2000; Vizcardo & Gil-Kodaka, 2015), como los gasterópodos. Tal como señala Pulido & Bermúdez (2018), la estabilidad de este recurso de manera cualitativa y cuantitativa será fundamental para la conservación de la diversidad biológica. Por ello, es necesario la realización de estudios sobre la ecología de gasterópodos en diferentes hidrop periodos.

Las estimaciones actuales de amenaza de los moluscos son una grave subestimación (Lydeard & Cummings, 2019), debido a que el estado de conservación de moluscos ha sido evaluado rigurosamente solo en el 2% de todas las especies (Strong *et al.*, 2008). Se ha señalado que la contaminación industrial, escorrentía agrícola, aguas residuales (Gupta *et al.*, 2020), fragmentación de hábitat (Stagg *et al.*, 2020), el avance de la urbanización sumado a la disminución del nivel freático (Pulido & Bermúdez, 2018) colocan en grave riesgo a los humedales costeros. Puesto que la conservación de la biodiversidad es una prioridad para la restauración ecológica en humedales con fuerte presión antropogénica como el RVSPV, se debe realizar estudios ecológicos longitudinales sobre poblaciones de gasterópodos, asimismo la estandarización de protocolos de muestreo para comunidades de gasterópodos será fundamental para tomar medidas en su conservación.

La densidad de gasterópodos del RVSPV disminuyó considerablemente entre los años 2005-2010, la estructura comunitaria de gasterópodos inició con cinco especies nativas y dos introducidas, finalmente se configuró en tres especies nativas y dos especies introducidas, hasta el año 2010, siendo la especie *H. cumingii* la de mayor densidad y abundancia relativa, seguida de *M. tuberculata*. No se hallaron especímenes vivos de *P. diaphanus*, *P. venustula* y *H. peruvianum* para el año 2010. La reducción de la comunidad de gasterópodos en el periodo estudiado implica que los gasterópodos dulceacuícolas representan

uno de los grupos taxonómicos más amenazados y vulnerables del RVSPV.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Alarcon, G.; Alvariano, L.; & Iannacone, J. 2018. Arañas (Arachnida: Araneae) asociadas a formaciones vegetales en el Refugio de Vida Silvestre Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Biotempo*, 15: 203-215.
- Alarcon, G. & Iannacone, J. 2014. Artrópoda terrestre asociada a formaciones vegetales en el Refugio de Vida Silvestre Pantanos de Villa, Lima, Perú. *The Biologist* (Lima), 12: 253-274.
- Arrarte, J. 1953. *Monografía sistemática de los moluscos de tierra y agua dulce de Lima y alrededores*. Tesis Bach. en Ciencias Biológicas. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Lima, 38 p.
- Baird, R. & Bridgewater, L. 2017. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 23rd ed. Washington, D.C.: American Public Health Association.
- Barbier, E.B.; Hacker, S.D.; Kennedy, C.; Koch E.W.; Stier A.C. & Silliman B.R. 2011. The value of estuarine and coastal ecosystem services. *Ecological Monographs*, 81: 169-193.
- Belhouani, H.; El-Okki, M.E.M.; Afri-Mehennaoui, F.Z. & Sahli, L. 2019. Terrestrial gastropod diversity, distribution and abundance in areas with and without anthropogenic disturbances, Northeast Algeria. *Biodiversitas*, 20: 243-249.
- Bijoy, S.; Jayachandran, P.R. & Asha, C.V. 2016. *Sampling Techniques for molluscan fauna*. En: Bijoy, S; Graham, P.; Jayachandran, P.R & Asha, C.V. (Eds.). *Training manual - 1st International Training Workshop on Taxonomy of Bivalve Molluscs*. Directorate of Public Relations and Publications, CUSAT, Kochi, India. pp. 107-116.
- Brack, A. & Mendiola, C. 2000. *Ecología del Perú*. Lima, Perú.
- Cepeda, C.; Iannacone, J. & Alvariano, L. 2018. Conexión trófica entre las comunidades planctónicas y la avifauna silvestre en Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Biotempo*, 15: 173-194.

- Chao, A.; Gotelli, N.J.; Hsieh, T.C.; Sander, E.L.; Ma, K.H.; Colwell, R.K. & Ellison, A.M. 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecological Monographs*, 84: 45-67.
- Cheneaux, A. 2015. *Estado Ecológico en dos lagunas del Santuario Nacional Lagunas de Mejía, Arequipa, mediante macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores de la calidad de agua (Febrero - Abril 2014)* (Tesis para obtener el título profesional de Biólogo). Universidad Nacional de San Agustín de Arequipa, Arequipa-Perú.
- Cordeiro, J. & Perez, K. 2017. *Planorbella trivolvis*. The IUCN Red List of Threatened Species. Consultado el 4 de abril de 2020, <<https://www.iucnredlist.org/species/189351/58581999>>
- Costello, M.J.; Beard, K.H.; Corlett, R.T.; Cumming, G.S.; Devictor, V.; Loyola, R.; Maas, B.; Miller-Rushing, A.J.; Pakeman, R. & Primack, R.B. 2016. Field work ethics in biological research. *Biological Conservation*, 203: 268-271.
- Cummings, K.S.; Jones, H.A. & Lopes-Lima, M. 2016. *Rapid bioassessment methods for freshwater molluscs*. En: Larsten, T.H. (Eds.) *Core Standardized Methods for Rapid Biological Field Assessment*. Conservation International, Arlington. pp. 185-207.
- Dallas, H.F. & Ross-Gillespie, V. 2015. Sublethal effects of temperature on freshwater organisms, with special reference to aquatic insects. *Water SA*, 41: 712-726.
- Da Silva, E.L.; Da Rocha, A.J.; Leal, M.F.; Dos Santos, O.; De Sousa, J.H.; Da Silva, A.R.V.; Dantas, K.K.; Matos, E.M.; Santos, E.; Landim, A.C & Pinheiro, T.G. 2020. Freshwater mollusks from three reservoirs of Piauí, northeastern Brazil. *Biota Neotropica*, 20: e20190868.
- Davidson, N.C. 2014. How much wetland has the world lost? Long-term and recent trends in global wetland area. *Marine and Freshwater Research*, 65: 934-941.
- DS (Decreto Supremo N° 055-2006-AG). 2006. *Disponen la categorización de la Zona Reservada Los Pantanos de Villa*. El Peruano, Lima, Perú.
- DS (Decreto Supremo N° 004-2014-MINAGRI). 2014. *Decreto Supremo que aprueba la actualización de la lista de clasificación y categorización de las especies amenazadas de fauna silvestre legalmente protegidas*. El Peruano, Lima, Perú.
- Dixon, M.J.R.; Loh, J., Davidson, N.C.; Beltrame, C.; Freeman, R. & Walpole, M. 2016. Tracking global change in ecosystem area: The Wetland Extent Trends Index. *Biological Conservation*, 193: 27-35.
- Fiori, S.M. & Carcedo, M.C. 2011. *Estado actual del conocimiento sobre Heleobia australis y perspectivas futuras*. En: Cazzaniga, N.J. *El género Heleobia (Caenogastropoda: Cochliopidae) en América del Sur*. Amici Molluscarum, Número Especial, pp. 28-29.
- Gardner, R.C. & Finlayson, C.M. 2018. *Global wetland outlook: State of the world's wetlands and their services to people*. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.
- Gondal, M.F.; Waheed, Q.; Tariq, S.; Haider, W.; Khan, A.; Rasib, Q. & Ahmed, H. 2020. Morpho-ecological study of freshwater mollusks of Margalla Foothills, Pakistan *Journal of Zoology*, 52: 863-874.
- Guillén, G. & Morales, E. 2003. Primeros registros de helmintos parásitos en *Fulica ardesiaca* (Aves: Rallidae) para el Perú: Pantanos de Villa-Lima. *Revista peruana de Biología*, 10: 203-208.
- Guillén, G.; Morales, E. & Severino, R. 2003. Adiciones a la fauna de protozoarios de los Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Revista peruana de biología*, 10: 175-182.
- Gupta, G.; Khan, J.; Upadhyay, A.K. & Singh, N.K. 2020. *Wetland as a sustainable reservoir of ecosystem services: Prospects of threat and conservation*. En: Upadhyay, A.K.; Singh, R. & Singh, D.P. (Eds.), *Restoration of wetland ecosystem: A trajectory towards a sustainable environment* (1st Ed.). Springer. pp. 31-45.
- Hopkinson, C.S.; Wolanski, E.; Brinson, M.M.; Cahoon, D.R. & Perillo, G.M.E. 2019. *Coastal wetlands: A synthesis*. En: Perillo, G.M.E.; Wolanski, E.; Cahoon, D.R. & Hopkinson, C.S. (Eds.), *Coastal wetlands an integrated ecosystem approach*. (2nd Ed.) Elsevier.

- Hutchings, P. & Saenger, P. 1987. *Ecology of mangroves*. University of Queensland Press, Queensland, Australia.
- Iannacone, J. & Alvarino, L. 2007. Diversidad y abundancia de comunidades zooplanctónicas litorales del humedal Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Gayana*, 71: 49-65.
- Iannacone, J.; Mansilla, J. & Ventura, K. 2003. Macroinvertebrados en las lagunas de puerto Viejo, Lima – Perú. *Ecología aplicada*, 2: 116-124.
- Johnson, P.D.; Bogan, A.E.; Brown, K.M.; Burkhead, N.M.; Cordeiro, J.R.; Garner, J.T.; Hartfield, P.D.; Lepitzki, D.A.W.; Mackie, G.L.; Pip, E.; Tarpley, T.A.; Tiemann, J.S.; Whelan, N.V. & Strong, E.E. 2013. Conservation status of freshwater gastropods of Canada and the United States, *Fisheries*, 38: 247-282.
- Ladd, H.L.A. & Rogowski, D. L. 2012. Egg predation and parasite prevalence in the invasive freshwater snail, *Melanooides tuberculata* (Müller, 1774) in a west Texas spring system. *Aquatic Invasions*, 7: 287-290.
- Larrea, H.; Oviedo, M.L.; Huamán, P.; Vivar, R. & Pachas, L. 1990. Gasterópodos dulceacuícolas del departamento de Lima y su importancia médica. *Boletín de Lima*, 69: 39-42.
- Larrea, H.; Vivar, R.; Oviedo, M.L.; Huamán, P. & Pachas, L. 1993. Tres estudios sobre la familia Lymnaeidae vectores de la fasciolosis en el Perú. *Boletín de Lima*, 89: 85-96.
- Larrea, H.; Vivar, R. & Uyema, N. 1994a. Infección por cercarias en caracoles dulceacuícolas de los Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Biotempo*, 1: 21-25.
- Larrea, H.; Oviedo, M.L. & Huamán, P. 1994b. Estudio anatómico de *Lymnaea diaphana* King, 1830 agente transmisor de la fasciolosis en la zona sur del Perú. *Boletín de Lima*, 91: 95-99.
- Lindenmayer, D.B. & Likens, G.E. 2010. *Effective Ecological Monitoring*. (2nd Ed.) CSIRO Publishing, Collingwood.
- Lydeard, C.; Cowie, R.H.; Winston, F.P.; Bogan A.E.; Bouchet, P.; Clark, S.A.; Cummings, K.S.; Frest, T.J.; Gargominy, O.; Herbert, D.G.; Hershler, R.; Perez, K.E.; Roth, B.; Seddon, M.; Strong, E.E. & Thompson, F.G. 2004. The global decline of nonmarine mollusks. *BioScience*, 54: 321-330.
- Lydeard, C. & Cummings, K.S. 2019. *Freshwater mollusks of the world: A distribution atlas*. Johns Hopkins University Press.
- Lysne, S.J.; Perez, K.E.; Brown, K. M.; Minton, R.L. & Sides, J.D. 2008. A review of freshwater gastropod conservation: challenges and opportunities. *Journal of the North American Benthological Society*, 27: 463-470.
- Maltchik, L.; Stenert, C.; Kotzian, C. B. & Pereira, D. 2010. Responses of freshwater molluscs to environmental factors in Southern Brazil wetlands. *Brazilian Journal of Biology*, 70: 473-482.
- Mitchell, A.J. & Brandt, T.M. 2005. Temperature tolerance of red-rim melania *Melanooides tuberculatus*, an exotic aquatic snail established in the United States. *Transactions of the American Fisheries Society*, 134: 126-131.
- Mitra, S.; Wassmann, R. & Vlek, P.L.G. 2003. *Global inventory of Wetlands and their role in the carbon Cycle, ZEF Discussion Papers on Development Policy, No. 64, Germany*, pp. 20-23.
- MolluscaBase. 2020. *MolluscaBase* (Eds.). Consultado el 02 de marzo de 2020, <<http://www.molluscabase.org/>>.
- Moore, A.; Fauset, E. & Asher, F. 2020. Consumer impacts on ecosystem functions in coastal wetlands: The data gap. *Ecosphere*, 11: e03042.
- Moreno, C.E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, pp. 84.
- Narr, C.F. & Krist, A.C. 2019. Improving estimates of richness, habitat associations, and assemblage characteristics of freshwater gastropods. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 30: 131-143.
- Ndeo, O.W.; Kangela, V. & Chibwana, F. 2019. Macrobenthic biodiversity of Afrotropical wetlands: the swamps of Kisangani (Tshopo, DRC). *International Journal of Fisheries and Aquatic Studies*, 7: 99-104.
- Paraense, W.L. 2003. Planorbidae, Lymnaeidae and Physidae of Peru (Mollusca: Basommatophora).

- Memórias do Instituto Oswaldo Cruz, 98: 767-771.
- Paredes, C.; Iannacone, J. & Alvarino, L. 2007. Biodiversidad de invertebrados de los humedales de Puerto Viejo, Lima, Perú. *Neotropical Helminthology*, 1: 21-30.
- Paredes, W. 2010. *Diversidad y variación espacio-temporal de las comunidades de arañas en la Zona Reservada de Pantanos de Villa, Lima, Perú* (Tesis para obtener el título profesional de Biólogo con Mención en Zoología). Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Lima-Perú.
- Pennak, R.W. 1989. *Freshwater invertebrates of the United States: Protozoa to Mollusca* (3rd Ed.). John Wiley & Sons. pp. 628.
- Penchaszadeh, PE. 1971. *Observaciones cuantitativas preliminares en playas arenosas de la costa central del Perú con especial referencia a las poblaciones de muy-muy (Emerita analoga) (Crustacea, Anomura Hippidae)*. Oficina de Ciencias de la UNESCO para América Latina, DOCIN6: 3-16.
- Peralta-Argomeda, J. & Huamantincó-Araujo, A. 2014. Diversidad de la Entomofauna acuática y su uso como indicadores biológicos en humedales de Villa, Lima, Perú. *Revista Peruana de Entomología*, 49:109-120.
- Pointier, J.P. & McCullough, F. 1989. Biological control of the snail hosts of *Schistosoma mansoni* in the Caribbean area using *Thiara* spp. *Acta Tropical*, 46: 147-155.
- Pulido, V. M. & Bermúdez, L.B. 2018. Estado actual de la conservación de los hábitats de los Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Arnaldoa*, 25: 679-702.
- RCS (Ramsar Convention Secretariat). 2004. *Wetland Inventory: A Ramsar framework for wetland inventory. Ramsar handbook for wise use of wetlands*. Ramsar Convention Secretariat, Switzerland.
- Ramírez R.; Paredes C. & Arenas, J. 2003. Moluscos del Perú. *Revista de Biología Tropical*, 51 (Suppl. 3): 225-284.
- R Core Team. 2019. *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Ruggiero, M.A.; Gordon, D.P.; Orrell, T.M.; Bailly, N.; Bourgoin, T.; Brusca, R.C.; Cavalier-Smit, T.; Guiry, M.D. & Kirk, P.M. 2015. A higher level classification of all living organisms. *PLoS ONE*, 10: e0119248.
- Sarmiento, L. & Morales, E. 1998. Protozoarios, turbelarios y nemátodos de los Pantanos de Villa, Lima, Perú: su importancia en el ecosistema. *Boletín del Museo de Historia Natural, Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Serie de divulgación*, 11: 41-54.
- SERFOR. 2018. *Libro Rojo de la Fauna Silvestre Amenazada del Perú*. (1st Ed.) Serfor (Servicio Nacional Forestal y de Fauna Silvestre). Lima, Perú, 548 p.
- Silva, E.C.; Molozzi, J. & Callisto, M. 2010. Size-mass relationships of *Melanoides tuberculatus* (Thiaridae: Gastropoda) in a eutrophic reservoir. *Zoologia (Curitiba)*, 27: 691-695.
- Stagg, C.L.; Osland, M.J.; Moon, J.A.; Hall, C.T.; Feher, L.C.; Jones, W.R.; Couvillion, B.R.; Hartley, S.B. & Vervaeke, W.C. 2020. Quantifying hydrologic controls on local-and landscape-scale indicators of coastal wetland loss. *Annals of Botany*, 125: 365-376.
- Strong, E.E.; Gargominy, O.; Ponder, W.F. & Bouchet, P. 2008. *Global diversity of gastropods (Gastropoda: Mollusca) in freshwater*. En: Balian, E.V.; Lévêque, C.; Segers, H. & Martens, K. (Eds.), *Freshwater animal diversity assessment*. Springer.
- Thode, H.C. 2011. *Normality Tests*. En: Lovric, M. (Eds.), *International Encyclopedia of Statistical Science*. Springer.
- Thompson, F.G. 2004. *The freshwater snails of Florida: A manual for identification*. University of Florida Press.
- Van Damme, D. & Lange, C. 2016. *Melanoides tuberculata*. The IUCN Red List of Threatened Species. Revisado el 4 de abril de 2020, <<https://www.iucnredlist.org/species/155675/84311752>>
- Van der Schalie, H. & Berry, E.G. 1973. *Effects of temperature on growth and reproduction of aquatic snails*. Office of Research and Monitoring, US Environmental Protection Agency, Washington.

- Vivar, R.; Pachas, L. & Huamán, P. 1990. Estudio anatómico de *Helisoma trivolvis* (Say, 1817) colectado en algunas localidades del Perú. Boletín de Lima, 69: 65-71.
- Vivar, R.; Pachas, L. & Huamán, P. 1991. *Helisoma duryi* (Wetherby, 1879) en Cajamarca y su importancia en el control biológico. Boletín de Lima, 73: 29-31.
- Vivar, R.; Pachas, L. & Huamán, P. 1992. Revisión sistemática del género *Drepanotrema* Fischer & Croose, 1880 de la costa norte y central del Perú. Boletín de Lima, 83: 85-95.
- Vivar, R.; Pachas, L. & Huamán, P. 1993. Primer registro morfológico de *Helisoma peruvianum* (Broderip, 1832). (Pulmonata: Planorbidae). Boletín de Lima, 85: 65-72.
- Vivar, R.; Huamán, P. & Larrea, H. 1994. Clave de identificación para gasterópodos pulmonados dulceacuícolas de importancia médica en el Perú. Biotempo, 1: 33-35.
- Vivar, R.; Larrea, H.; Huamán, P.; Yong, M. & Perera, G. 1996. Some ecological aspects of the freshwater molluscan fauna of Pantanos de Villa, Lima, Perú. Malacological Review, 29: 65-68.
- Vivar, R.; Ramírez, R. & Huamán, P. 1998. Moluscos de los Pantanos de Villa y su aporte a la conservación. Boletín del Museo de Historia Natural, Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Serie de divulgación, 11: 55-73.
- Vizcardo, C. & Gil-Kodaka, P. 2015. Estructura de las comunidades Macrozoobentónicas de los Humedales de Ventanilla, Callao, Perú. Anales Científicos, 76: 1-11.
- Wellborn, G.A. & Skelly, D.K. & Werner, E.E. 1996. Mechanisms creating community structure across a freshwater habitat gradient. Annual Reviews of Ecology and Systematics, 27: 337-363.
- Wickham, H. 2017. *Tidyverse: Easily install and load the 'tidyverse'*. R package version.
- Zedler, J.B. & Kercher, S. 2005. Wetland resources: status, trends, ecosystem services, and restorability. Annual Review of Environment and Resources, 30: 39-74.
- Zhang, C.; Wen, L.; Wang, Y.; Liu, C.; Zhou, Y. & Lei, G. 2020. Can constructed wetlands be wildlife refuges? A review of their potential biodiversity conservation value. Sustainability, 12: 1442.
- Zimmer, K.D.; Hanson, M.A. & Butler, M.G. 2000. Factors influencing invertebrate communities in prairie wetlands: a multivariate approach. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 57: 76-85.

Received August 12, 2020.

Accepted October 6, 2020