



Biotempo (Lima)



ORIGINAL ARTICLE / ARTÍCULO ORIGINAL

TROPHIC CONNECTION BETWEEN THE PLANCTONIC COMMUNITIES AND THE WILD AVIFAUNA IN PANTANOS DE VILLA, LIMA, PERU

CONEXIÓN TRÓFICA ENTRE LAS COMUNIDADES PLANCTÓNICAS Y LA AVIFAUNA SILVESTRE EN PANTANOS DE VILLA, LIMA, PERÚ

Carla Cepeda¹; José Iannacone^{1,2} & Lorena Alvariano¹

¹ Laboratorio de Ecología y Biodiversidad Animal. Facultad de Ciencias Naturales y Matemática. Universidad Nacional Federico Villarreal. Lima, Perú.

² Laboratorio de Parasitología. Universidad Ricardo Palma. Lima, Perú.

Email: carlacepeda_ag@yahoo.es / joseiannacone@gmail.com

Author for correspondence: Joseiannacone@gmail.com

ABSTRACT

Pantanos de Villa is a major wildlife refuges located in the urban area, home a total of 210 species of birds and other species of flora and fauna, both aquatic and terrestrial. In their water bodies, dynamics population are developed highlighting plankton which is represented by phytoplankton and zooplankton. The objective of this study was to find trophic connections between the primary organisms of aquatic communities (plankton) and the major predators of this ecosystem (birds). An assessment of planktonic communities was conducted at six bimesters of 2011, taking eight sampling stations in the three major gaps in Villa Wetlands: Laguna Mayor, Laguna Genesis, Laguna Marvilla and the water mirror of Marvilla called Herradura. The frequency and abundance of birds through a census conducted by SERNANP (National Service of Natural Areas Protected by the State) and PROHVILLA (Municipal Authority of the Pantanos de Villa), agencies responsible for wetland conservation, coinciding with sampling days were also evaluated. These populations were compared with measurements of physicochemical parameters such as: amount of dissolved oxygen (DO), biochemical oxygen demand $BOD_{5, 20}$, pH, electrical conductivity (mS) and temperature ($^{\circ}C$). Alpha diversity indices were applied: Shannon-Wiener (H'), Simpson (C) and Margalef (D_{MG}), as well as beta diversity indices: Jaccard (IJ) with the construction of cladograms. For all cases significance level $\alpha = 0.05$ was used. At the same time; the Pearson correlation coefficient (r_s) was used to relate the results of planktonic populations and bird communities between the periods assessed. The canonical correspondence analysis (CCA) was used to found the existing relation between the environmental factors, bird communities and so the plankton from each of the eight sampling stations which were separated according the four seasons. To determine the trophic status of the lakes water quality indexes were applied: Nygaard and Thunmark. 29 phytoplankton taxa were recorded, which were distributed in 20 families, 7 orders and 3 divisions; 12 zooplankton taxa in 6 families, 4 orders and 2 large phyla, Rotifera and Arthropoda. 46 bird taxa were registered, distributed in 12 families and 6 orders. The alpha diversity of species is better represented in

the Marvilla lagoon during the spring, as well as dominance and distribution of species. Beta diversity perfectly frames the distribution of species according to the gaps based on the characteristics of each ecosystem, highlighting the spring season the last four months. There were physicochemical changes by sampling period, showing more in the provision of oxygen and organic matter in the gaps. The seasonality of the planktonic species and the wild birds, shows the CCA, major trends of correlation in spring between plankton and birds, nevertheless this relation is not reflected for winter and summer. All lagoons showed eutrophic state; however, it associates the adaptation of the most abundant species. A trophic relation with the avian family Laridae, which is the one with more sighting, is evident. There are indirect trophic connections between the plankton communities and the wild birds, correlating physicochemical factors, that explains the population dynamics of these species, differing seasonally.

Keywords: Pantanos de Villa – trophic connection – zooplankton – phytoplankton – birds

RESUMEN

Pantanos de Villa es uno de los principales refugios de vida silvestre ubicados en la zona urbana, alberga a un total de 210 especies de aves entre otras especies de flora y fauna, tanto acuática como terrestre. En sus cuerpos de agua se desarrollan dinámicas poblacionales, destacando la del plancton representado por el fitoplancton y zooplancton. El objetivo del presente trabajo fue encontrar conexiones tróficas entre los organismos primarios de las comunidades acuáticas (plancton) y los mayores depredadores de este ecosistema (aves). Se realizó una evaluación de las comunidades planctónicas en seis bimestres del año 2011, tomándose ocho estaciones de muestreo en las tres principales lagunas de Pantanos de Villa: Laguna Mayor, Laguna Génesis, Laguna Marvilla y en un espejo de agua de la zona de Marvilla llamado Herradura. Se evaluó también la frecuencia y abundancia de aves mediante un censo efectuado por SERNANP (Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado) del Perú -PROHVILLA (Autoridad Municipal de los Pantanos de Villa) de Lima, Perú, entidades encargadas de la conservación del humedal, coincidiendo con los días de muestreo. Estas poblaciones se contrastaron con las mediciones de parámetros fisicoquímicos tales como: oxígeno disuelto (OD), demanda bioquímica de oxígeno $DBO_{5,20}$, pH, conductividad eléctrica (mS), y temperatura ($^{\circ}C$). Se aplicaron índices de diversidad alfa: Shannon- Wiener (H'), Simpson (D) y Margalef (D_{mg}), así como también índices de diversidad beta: Jaccard (I) con la construcción de dendrogramas. A su vez; el coeficiente de correlación de Pearson (rs) se empleó para relacionar los resultados de las poblaciones planctónicas y las comunidades avifaunísticas entre los períodos evaluados. Se empleó el análisis de correspondencia canónica (ACC), para hallar la relación existente entre los factores ambientales y las comunidades de aves y de plancton, de cada una de las ocho estaciones de muestreo, separándolos en las cuatro estaciones anuales. Para la determinación del estado trófico de las lagunas se aplicaron índices de calidad de agua: Thunmark y Nygaard. Se registraron 29 taxas fitoplanctónicas, las que se distribuyeron en 20 familias, 7 órdenes y 3 divisiones; 12 taxas zooplanctónicas distribuidas en 6 familias, 4 órdenes y 2 grandes filos: Rotífera y Artrópoda. Fueron registrados 46 taxas de aves, distribuidos en 12 familias y 6 órdenes. La diversidad alfa de especies se ve mejor representada en la laguna Marvilla durante la primavera, así como también la distribución con mínima dominancia. La diversidad beta enmarca perfectamente la distribución de las especies de acuerdo a las lagunas según las características de cada ecosistema, resaltando la estación primaveral de los dos últimos bimestres. Existen cambios fisicoquímicos por período de muestreo, evidenciándose más en la disposición de oxígeno y materia orgánica en las lagunas. La estacionalidad de las especies planctónicas y de avifauna silvestre, demuestra según el ACC mayores tendencias de correlación en la primavera entre el plancton y las aves, por el contrario esta relación no se ve reflejada para el invierno y el verano. Todas las lagunas presentaron estado eutrófico, sin embargo; se asocia la adaptación de las especies más abundantes. Se evidencia una conexión trófica con la familia aviar de mayor avistamiento: Laridae. Existen conexiones tróficas indirectas entre las comunidades planctónicas y la avifauna silvestre, correlacionado a los factores fisicoquímicos, que explican la dinámica poblacional de estas especies, diferenciándose estacionalmente.

Palabras claves: avifauna - conexión trófica – fitoplancton – humedales – plancton – zooplancton

INTRODUCCIÓN

El estudio de los factores que regulan la dinámica y estructura de los grupos biológicos naturales, ha sido y sigue siendo, un factor muy estudiado en ecología. Conocer las interacciones entre estos factores y cuantificar su importancia relativa representa uno de los principales problemas con los que se enfrenta esta ciencia (Morales-Baquero & Conde-Porcuna, 2000).

Las comunidades planctónicas de los sistemas acuáticos están constituidas por organismos con períodos de vida cortos y muchos de ellos son fácilmente manipulables, permitiendo la formulación de hipótesis experimentales basadas en interacciones biológicas y/o físicas, de modelos sobre la estructura de comunidades más fácilmente que en los sistemas terrestres (Marcus *et al.*, 1994).

Inicialmente, en el estudio del plancton, predominaron aproximaciones autoecológicas interesadas por el análisis de la influencia de los factores físicos y químicos del medio sobre los organismos y su sucesión. En consecuencia, la sucesión de especies era generalmente considerada como el resultado de la diferente tolerancia ecológica a varios factores ambientales abióticos, tales como la intensidad de la luz y la densidad del agua o la viscosidad (Hutchinson, 1967). En décadas más recientes los ecólogos del plancton han mostrado un interés creciente en el estudio de las interacciones bióticas, la competencia por recursos comunes y la depredación por invertebrados, manifestando su importancia en la regulación de las comunidades acuáticas.

El desarrollo de las poblaciones de plancton no sólo va a depender de la cantidad de alimento disponible, sino también de su calidad. La diferente calidad nutricional de la variedad de taxones de algas sugiere que el zooplancton estará limitado por la calidad nutricional de las comunidades fitoplanctónicas, cuando éstas no estén sumamente dominadas por diatomeas o criptofíceas, u otros grupos de algas de alta calidad nutricional (Brett, *et al.*, 2000). Los humedales de Pantanos de Villa se encuentran entre los ecosistemas más productivos del Perú (Kusler *et al.*, 1994; Pulido, 1998) constituyendo uno de los refugios más importantes para la vida silvestre. En el Perú existen cuatro áreas naturales protegidas por el estado, que por su cercanía al litoral marino son fuertemente influenciados por él; adquiriendo así gran importancia al representar verdaderos oasis para el paso de las aves migratorias, así como sinónimo de supervivencia de las comunidades de aves acuáticas residentes, siendo el Refugio de Vida Silvestre Pantanos de Villa, la única

área que se encuentra en una zona urbana en Lima, Perú (Pulido, 1998).

El ecosistema de los Pantanos de Villa es considerado actualmente un humedal de importancia internacional por ser un sitio RAMSAR (Pulido, 1998). Este ambiente presenta una gran diversidad de especies, de las cuales la fauna silvestre está mayormente representada por las diferentes aves con 210 especies entre residentes y migratorias (161 son migratorias) (Iannacone *et al.*, 2010). En los tiempos de primavera y verano de cada año, llegan numerosas aves (entre 4000 y 8000 individuos); para descansar en su ruta migratoria hacia el sur y de regreso al norte. En el caso de las aves altoandinas, éstas bajan a la costa en procura de alimento mientras transcurre la temporada de lluvias en la región andina. Su fuente básica de alimento son los peces (ictívoros), así como también existen aves insectívoras, pero las primeras son las más abundantes. Siguiendo la correlación trófica en este ecosistema, serían los peces depredadores del zooplancton, el cual se alimenta de fitoplancton, el que depende de la calidad antes mencionada; existiendo una serie de interrelaciones que influyen en la dinámica poblacional del ecosistema acuático (Aponte *et al.*, 2018).

En los Pantanos de Villa se han evaluado diversos grupos biológicos de importancia como algas: con 119 especies entre: Bacillariophyceae, Cyanophyceae y Chlorophyceae (Montoya, 1984), protozoarios con 171 especies (Sarmiento & Guerra, 1998; Guillén *et al.*, 2003). Sin embargo desde el último trabajo de abundancia y diversidad de comunidades zooplanctónicas (Iannacone & Alvareño, 2007), y no existiendo en los últimos diez años trabajos sobre las comunidades fitoplanctónicas, es importante relacionar estas poblaciones con los depredadores de mayor orden en éstos humedales: las aves residentes y migratorias, cuyo refugio debe brindar condiciones adecuadas para el tiempo que dure su estancia, así como también facilitar las condiciones para una buena nutrición de las crías en épocas de nidificación, cuyas zonas son principalmente los alrededores de las lagunas evaluadas en éste humedal. Por lo que la abundancia de ciertas especies, se relacionaría con la abundancia de algunas especies de aves, al encontrar mejor alimento en un determinado cuerpo de agua, teniendo en cuenta que las tres lagunas evaluadas poseen diferentes parámetros físicoquímicos. Además, con la aplicación de índices biológicos, relacionados a las especies encontradas, puede establecerse niveles de calidad de agua, factor prioritario en las estrategias de planificación de este Refugio de Vida Silvestre (Amaya *et al.*, 1999).

Por lo tanto, el objetivo de la presente investigación fue determinar la conexión trófica entre las comunidades planctónicas y la avifauna silvestre en Pantanos de villa, Lima, Perú.

MATERIALES Y MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDIO

Los Pantanos de Villa están ubicados en el distrito de Chorrillos, al sur del Departamento de Lima, Perú (12° 11' 42" - 12° 13' 18" LS y 76° 58' 42" - 76° 59' 42" LW), Se encuentra de 0-1 msnm. Es un área protegida que existe dentro de la zona urbana de la ciudad de Lima. La extensión actual de esta área protegida es de 276 ha (Resolución Ministerial N° 0909-2001).

ESTACIONES DE MUESTREO

Se establecieron ocho estaciones de muestreo para las comunidades planctónicas distribuidas en tres lagunas de los Pantanos de Villa: laguna “Mayor”, con una extensión de 50.000 m², “Génesis” con una extensión de 2.100 m² y “Marvilla” con una extensión de 3.360 m², además de un espejo de agua asociada a la laguna Marvilla llamado “Herradura” que presenta una extensión que varía entre los 7.000 y 12.000 m². Los criterios para la obtención de estaciones y puntos de muestreo fueron: el fácil acceso, la frecuencia de avistamientos de aves, cercanía a los transectos establecidos para los censos mensuales de aves, poca profundidad de los cuerpos de agua y la constancia de visitas por turismo. E₁ y E₂ en la “Laguna Mayor”, E₃, E₄ y E₅ en “Laguna Génesis”, E₆ y E₇ en la “Laguna Marvilla”, y E₈ en la “Herradura” (Tabla 1).

Tabla 1. Principales coordenadas de las estaciones de muestreo en las tres lagunas evaluadas en Pantanos de Villa. E₁ y E₂ en la “Laguna Mayor”, E₃, E₄ y E₅ en “Laguna Génesis”, la E₆ y E₇ en la “Laguna Marvilla”, y la E₈ en la “Herradura”.

Mayor		COORDENADAS				Marvilla		Herradura
E1	E2	E3	E4	E5	E6	E7	E8	
12°12'33"	12°12'21"	12°12'43"	12°12'44"	12°12'41"	12°13'31"	12°13'30"	12°13'27"	
76°59'27"	76°59'29"	76°59'22"	76°59'21"	76°59'12"	76°59'11"	76°59'10"	76°59'10"	

Se realizó un cruce de ubicación de los transectos para los censos mensuales de aves silvestres, los cuales fueron nueve, descartando en este caso al primer transecto (T₁), por no reunir los criterios para el establecimiento de las estaciones, ya que estaba fuera de los cuerpos de agua evaluados. Los

transectos establecidos dentro del Área Natural Protegida fueron: T₂: Laguna Mayor o Principal, T₃: PROHVILLA (Autoridad Municipal de los Pantanos de Villa) - Mirador 4, T₄: Manzana “Y”, T₅: Laguna Marvilla o Sur, T₆: Playa, T₇: Desierto T₈: Laguna Anap, T₉: Villa Baja.

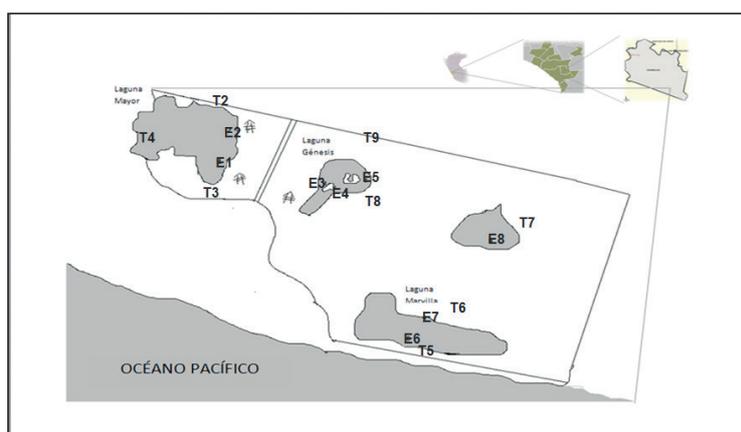


Figura 1. Esquema de la ubicación de las estaciones de muestreo en las tres lagunas materia de estudio: Laguna Mayor, Laguna Génesis y Laguna Marvilla, incluyendo el espejo de agua llamado Herradura. E₁ y E₂ en la “Laguna Mayor”; E₃, E₄ y E₅ en “Laguna Génesis”, E₆ y E₇ en la “Laguna Marvilla”, y E₈ en la “Herradura”. T₂: Laguna Mayor o Principal; T₃: PROHVILLA (Autoridad Municipal de los Pantanos de Villa) - Mirador 4; T₄: Manzana “Y”; T₅: Laguna Marvilla o Sur; T₆: Playa; T₇: Desierto; T₈: Laguna Anap, y T₉: Villa Baja.

MÉTODOS

Se llevaron a cabo seis muestreos bimestrales (B_1 a B_6) a lo largo del 2011, donde se realizaron colectas de agua para el análisis planctónico y parámetros fisicoquímicos en las lagunas mencionadas, durante la primera semana del segundo mes de cada bimestre. Esta frecuencia estableció también períodos estacionales. Las horas de colecta se efectuaron entre las 9:00 y las 13:00 h. Estos muestreos se realizaban en la misma semana en que se llevaban a cabo los censos aviares, ejecutados por el personal de SERNANP (Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas por el Estado) del Perú y PROHVILLA (Autoridad Municipal de los Pantanos de Villa) de Lima, Perú, durante los primeros dos días de cada mes entre las 6:00 y 9:00 h.

EVALUACIÓN DEL PLANCTON

Para la obtención de muestras se filtraron 40 L de agua, según el método de Keppeler & Hardy (2004), con una malla planctónica de 75 μ m de abertura de porosidad y 15 cm de diámetro (Wetzel & Likens, 2001). La muestra concentrada en la malla fue vertida en frascos de boca ancha de 200 mL, utilizando para su conservación formol azucarado al 5% (para evitar el choque osmótico) y así transportarlos al laboratorio para su posterior clasificación taxonómica, considerando: orden, familia y especie (Cepeda, 2016).

Para su análisis cualitativo se midió la muestra en una probeta de 100 mL, tomando como volumen al microscopio 1 mL, con 3 réplicas (3ml \sim 75 gotas en total), sobre una cámara de Sedwig Rafter[®]. La lectura fue por el método de hileras, con observaciones al microscopio con objetivos de 40x, según estándares de enumeración, Vicente *et al.*, 2005; UNE-EN 15204, 2007; Vuorio *et al.*, 2007; Suthers & Rissik, 2009; APHA, 2017). En la identificación de los géneros plantónicos se emplearon claves taxonómicas (Wehr & Sheath, 2003; Bicudo & Menezes, 2006; Bellinger & Sigeo, 2010; Thorp & Covich, 2010). Así también, se revisaron antiguos trabajos sobre cladóceros y copépodos de vida libre en el Perú (Valdivia & Zambrano, 1989; Del Río & Valdivia, 1989; Alvaríño, 1990; Valdivia & Burger, 1990) y otros trabajos de identificación de rotíferos Koste (1972, 1978), José de Paggi (1989) y Segers (1995), así como también, claves de comunidades fitoplanctónicas de Acleto & Zúñiga (1998).

EVALUACIÓN DE LA AVIFAUNA

Para las poblaciones de aves se tomaron los datos obtenidos de los censos realizados por el personal de

SERNANP y PROHVILLA los días 1 y 2 de cada mes, dentro del período de evaluación (año 2011). Para tal efecto, se emplearon los transectos ubicados en varias zonas de evaluación. La ubicación de estos transectos guardaban relación con las estaciones de muestreo empleadas para la evaluación planctónica, permitiendo un análisis comparativo de las comunidades de fitoplancton, zooplancton y de la avifauna silvestre. Los avistamientos se realizaron desde las 6:00 h, empleando binoculares de largo alcance desde los miradores ubicados en las zonas, así como también; por caminatas en línea recta según los transectos establecidos. Finalmente se elaboró una data con los registros de cada censo considerando Orden, Familia y Especie, así también su nombre común como el estatus que presenta en el humedal, considerando: R: Residente, MI: Residente local, N: Migratoria del norte, S: Migratoria del sur, An: Migratoria andina, y *: No determinado. Para la elaboración de la lista cualitativa de especies, se consideraron sólo a las aves ictívoras y omnívoras, excluyendo a las aves cuya dieta no esté relacionada con especies acuáticas (ictiofauna y/o especies filtradoras dependientes del plancton) (Cepeda, 2016).

EVALUACIÓN DE PARAMETROS FISICOQUÍMICOS

Dentro de los parámetros fisicoquímicos se consideraron: (1) oxígeno disuelto (OD en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), (2) demanda bioquímica de oxígeno DBO (5,20 en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), mediante el método de Winkler. Se tomaron en cuenta parámetros como: (3) pH, (4) conductividad (μS) y (5) temperatura ($^{\circ}\text{C}$), para lo cual se empleó un multiparámetro HANNA[®]. Los muestreos se ejecutaron entre las 6:00 y las 13:00 h en las mismas estaciones donde se colectaron las muestras de agua para el análisis planctónico.

ANÁLISIS DE DATOS

Diversidad alfa: Con la finalidad de evaluar la diversidad alfa en las distintas comunidades de muestreo (fitoplancton, zooplancton y aves), se emplearon los siguientes índices: Shannon- Wiener (H'), Simpson (C) y Margalef (D_{mg}) (Moreno, 2001).

Diversidad beta: En cuanto a la diversidad beta se aplicó el índice de similaridad cualitativo de Jaccard (I_j) (Moreno, 2001), con la finalidad de comparar entre las estaciones de muestreo y transectos con la construcción de "clusters" o dendrogramas por bimestre (B) respectivamente. Para las especies más abundantes se determinó una distribución espacial (al azar, amontonada o uniforme), utilizando el criterio de $S^2\cdot X^{-1}$ (Varianza-Promedio de individuos por estación⁻¹), realizándose la determinación en cada uno de los muestreos. Para todos los casos se empleó un nivel

de significancia de $\alpha = 0,05$. A su vez; el coeficiente de correlación de Pearson (r_p) se empleó para relacionar los resultados de las poblaciones planctónicas y las comunidades avifaunísticas entre los períodos evaluados.

Técnica multivariada: Análisis de Correspondencia Canónica (ACC): Para determinar el grado de correlación entre los parámetros fisicoquímicos y la distribución de las comunidades planctónicas y de aves con las estaciones y los transectos respectivamente, se realizó un análisis de correspondencia canónica por medio del programa PAST – Palaeontological STatistics, ver. 3.11. El ACC como una técnica de análisis de ordenamiento (Ter-Braak, 1986; Lepš & Šmilauer, 2003), sirvió para inferir relaciones especie-ambiente a partir de datos de composición de las comunidades y las variables ambientales, en cada estación-transecto asociada a una determinada laguna. Para tal efecto, se separaron los componentes de cada dimensión (ejes), es decir, los elementos evaluados y agrupados en cada eje según su correlación para analizar que elementos ambientales y fisicoquímicos conformaban las conexiones tróficas por cada estación del año (verano-otoño-invierno-primavera).

Estado trófico y calidad de agua: Se aplicaron los índices según Thunmark (1945) y Nygaard (1949): índice de cianofitas e índice de diatomeas, donde los valores menores que uno (<1) pertenecen a ecosistemas lacustres de carácter oligotrófico y mayores que uno (>1) en ecosistemas eutróficos. Así también se aplicó el índice compuesto, donde el menor valor que 1,0 (<1) son oligotróficos, mientras que aquellos con índice mayor a 3,0 (>3) son eutróficos. Los valores intermedios implican mesotrofia o eutrofia débil (Hutchinson, 1967). Por otro lado valores menores de estos índices se dan en lagos distroficados ricos en desmidiaceas y enriquecidos con compuestos húmedos y orgánicos disueltos. El valor del índice compuesto puede ser cercano a cincuenta (50,0) en lagos eutróficos enriquecidos con muchos nutrientes (Wetzel, 1981).

Variabilidad estacional: Fueron considerados muestreos bimestrales (B), ejecutados en el umbral de la última y primera semana de los meses comprometidos: enero-febrero (B_1), marzo-abril (B_2), mayo-junio (B_3), julio-agosto (B_4), septiembre-octubre (B_5) y noviembre-diciembre (B_6). Por ejemplo, el primer muestreo fue realizado entre la última semana de enero y la primera semana de febrero. Para un mejor entendimiento las correlaciones fueron aplicadas dividiendo el análisis en las cuatro estaciones del año (verano, otoño, invierno y primavera), considerando a Pantanos de Villa como un macroecosistema para evaluar las relaciones

tróficas existentes. Por cada estación se analizaron las comunidades alfa y beta, considerando los criterios ya descritos anteriormente, tanto para los grupos planctónicos como para los aviares, así como también; los parámetros fisicoquímicos de forma comparativa. De la misma forma se aplicaron los índices para calidad de aguas, determinando el estado trófico estacional.

RESULTADOS

FITOPLANCTON: Fueron encontradas 29 taxas fitoplanctónicas, distribuyéndose en 20 familias, 7 órdenes y 3 divisiones. Durante el primer bimestre (enero –febrero), la comunidad fitoplanctónica estuvo distribuida en tres principales divisiones, donde las Chlorophytas son más abundantes. A este grupo le sigue las Bacillariophytas y las Cyanobacterias con un menor porcentaje. En el segundo bimestre (marzo-abril) las algas verdes vuelven a ser más abundantes, mientras que las diatomeas disminuyen su abundancia y las algas verde azuladas incrementan en sólo un 1%. En el tercer bimestre (mayo-junio) de evaluación se mantiene la distribución del fitoplancton, observando a las Chlorophytas como las más abundantes, a las Bacillariophytas en un segundo lugar y las Cyanobacterias como las menos abundantes. Ya en el cuarto bimestre (julio-agosto) la abundancia de las Chlorophytas presenta un ligero incremento, sin embargo; el rango de abundancia de las otras divisiones se mantiene. En el penúltimo bimestre del año 2011 (septiembre –octubre) las Chlorophytas disminuyeron su abundancia en casi la mitad del volumen al bimestre anterior, mientras que las Cyanobacterias sufrieron un incremento considerable del total de la comunidad fitoplanctónica y las diatomeas presentan un incremento poco significativo. Y finalmente el último bimestre (noviembre –diciembre) mantiene la distribución del bimestre anterior, donde las Cyanobacterias son las más abundantes. A principios de año, durante los primeros cuatro meses las estaciones de muestreo asociadas a la laguna Génesis fueron las más abundantes, en el tercer bimestre las abundancias se mantuvieron casi uniformes menos en las dos primeras estaciones asociadas a la laguna Mayor. En el cuarto bimestre Génesis y Marvilla presentan más abundancia. Ya durante los últimos dos bimestres es cuando la laguna Marvilla presenta una abundancia mucho más significativa (Figuras 2 y 3).

ZOOPLANCTON: Fueron encontradas 12 taxas distribuidas en 6 familias, 4 órdenes y 2 grandes filos: Rotífera y Artrópoda. En el primer bimestre (enero-febrero) se registró la mayor abundancia de ploididos seguido de los cyclopoideos y finalmente se encontraron

los diplostracos y cladóceros los que presentan menores porcentajes de distribución. En el segundo bimestre (marzo-abril) se mantiene la distribución de las especies zooplanctónicas con respecto al bimestre anterior. En el tercer bimestre de evaluación (mayo-junio) no se observaron cambios significativos en la distribución de las comunidades zooplanctónica, donde los ploimidos son más abundantes. Durante el cuarto bimestre (julio-agosto) los ploimidos presentan un ligero incremento, mientras que los cladóceros respecto al bimestre anterior presentan un pequeño descenso. En el quinto bimestre (septiembre-octubre) la distribución es la misma, con una ligera disminución en la población de ploimidos mientras que los especímenes de otros órdenes: cyclopoideos, cladóceros y diplostracos incrementan en pequeños porcentajes su población. Finalmente en el sexto bimestre (noviembre-diciembre) la abundancia fitoplanctónica no varía significativamente respecto al bimestre anterior, manteniendo el zooplancton la mayor concentración en la población de rotíferos (ploimidos). Puede observarse que durante el año de evaluación la estación seis (E_6) ha sido la más abundante en comparación con las otras estaciones de acuerdo al periodo de muestreo, esta estación está asociada a la laguna Marvilla, la cual ha predominado en abundancia para los últimos dos bimestres (Figuras 2 y 3).

AVES: Fueron registrados 46 taxas distribuidos en 12 familias y 6 órdenes. En el primer bimestre (enero-febrero) la familia Laridae fue la más abundante. En el segundo bimestre (marzo-abril) las familias Phalacrocoracidae (grupo de guanay y cuchuris) y Laridae, las gaviotas, son las más abundantes, siendo la última más abundante que la primera. En el tercer bimestre (mayo-junio), aun cuando las familias Phalacrocoracidae (grupo de guanay y cuchuris) y Laridae (gaviotas), son las más abundantes, el número de individuos en ambos casos es menor a los 5.000 individuos. El cuarto bimestre (julio-agosto) no varía la distribución de la abundancia aviar con respecto al bimestre anterior. La abundancia aviar no varía significativamente en el quinto bimestre (septiembre-octubre) con respecto al período de evaluación anterior. Y en el sexto bimestre (noviembre-diciembre) las aves más representativas son la familia Laridae, familia que vuelve a elevar su abundancia por encima de los 5.000 individuos. Durante el primer bimestre los transectos dos y tres (T_2 y T_3) son los más abundantes, ambos relacionados a la laguna Mayor, esta abundancia se mantiene en el segundo bimestre, en donde se observa que los transectos asociados a la laguna Marvilla (T_5 y T_6) son casi uniformes con los primeros. En el tercer y cuarto bimestre, la laguna Mayor vuelve a ser más representativa, mientras que para los dos últimos trimestres la laguna Mayor y Marvilla son las más representativas (Figuras 2 y 3).

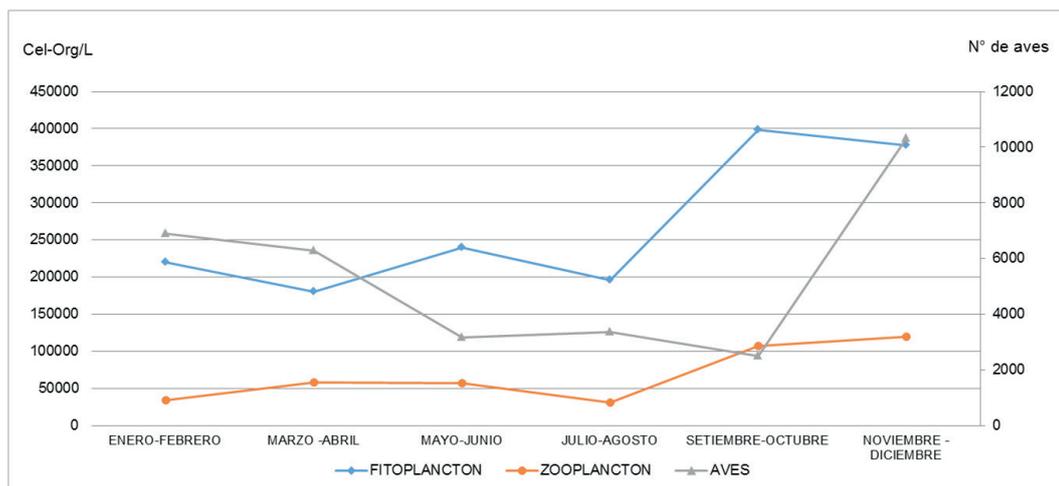


Figura 2. Variaciones en las comunidades planctónicas y en la avifauna silvestre en el refugio de vida silvestre de los Pantanos de Villa, Chorrillos, Lima, Perú.

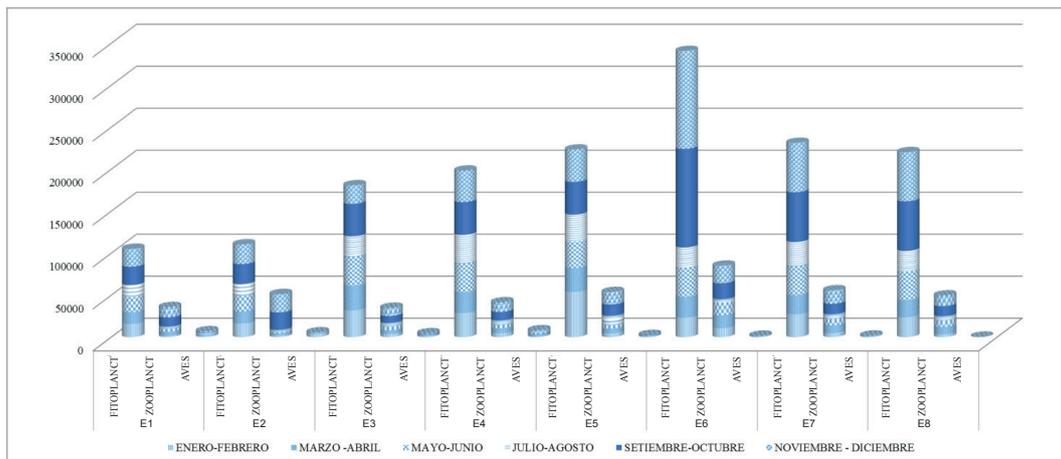


Figura 3. Variaciones espacio-temporales en las comunidades planctónicas y en la avifauna silvestre en el refugio de vida silvestre de los Pantanos de Villa, Chorrillos, Lima, Perú.

La tendencia de crecimiento de la abundancia planctónica muestra una relación directa entre las comunidades fitoplanctónicas y las aves e inversa con el zooplancton durante el primer bimestre. En el segundo bimestre esta relación se mantiene, notándose que para el tercer bimestre la relación es inversamente proporcional entre las aves y las comunidades planctónicas las que tienden a incrementar. En el cuarto bimestre las condiciones se invierten, pues las comunidades planctónicas descienden y la avifauna tiende a descender pero no de forma significativa. En el quinto bimestre hay un drástico incremento en el plancton mientras que la avifauna disminuye, sin embargo; en el último bimestre evaluado la comunidad aviar incrementó significativamente, notándose que todas las comunidades mantienen en su máxima expresión su abundancia (Figura 2).

DIVERSIDAD DE ESPECIES

DIVERSIDAD ALFA

Comunidades fitoplanctónicas: en el primer bimestre del año (enero-febrero) la diversidad según Shannon es más alta en la laguna Marvillita y en la Herradura cuya diferencia es casi despreciable. La menor diversidad de especies fitoplanctónicas es encontrada en la laguna Mayor. La dominancia expresada por Simpson es más baja en la Marvillita y más alta esta vez en la laguna Génesis. La distribución de las especies respecto a los individuos según Margalef, es más alta en la laguna Marvillita, pero más baja en la laguna Génesis. En el segundo bimestre (marzo-abril) la diversidad y

distribución es más alta en la laguna Marvillita pero más bajo en dominancia, sin embargo; en la laguna Mayor se presentan los menores valores para diversidad y mayores para dominancia, mientras que la distribución de especies es más baja en la laguna Génesis. El tercer trimestre (mayo-junio) presenta las mismas características que el bimestre anterior, es decir, que las preponderancias de especies se concentran en Marvillita y disminuyen en la Mayor. Para el cuarto trimestre (julio-agosto) hay persistencia de alta diversidad en la laguna Marvillita, sin embargo; la diversidad se eleva en la laguna Génesis. Tanto la dominancia como la distribución, presentan valores que las hacen constantes en la dinámica de sus especies. Durante el quinto bimestre (septiembre-octubre), las comunidades fitoplanctónicas elevan sus abundancias mejorando su distribución y diversidad mientras que la dominancia desciende, especialmente en la laguna Mayor, donde han aumentado los valores según los índices evaluados. Y en el sexto trimestre (noviembre-diciembre) la diversidad es más homogénea entre las lagunas Mayor y Génesis, con una pequeña disminución en la laguna Marvillita, donde sólo una estación presenta mayor diversidad sobre las demás, la distribución es homogénea en todas las estaciones y la dominancia es más evidente en la Marvillita, pero no tan alta como se presentó en los primeros meses del año. Tomándose a los Pantanos de Villa como un gran ecosistema, la diversidad de las comunidades fitoplanctónicas es pronunciada sobre todo los primeros meses del año. La distribución es uniforme en casi todo el año y la dominancia es baja en todos los bimestres evaluados (Tabla 2).

Tabla 2. Índices de diversidad alfa en las tres comunidades en el refugio de vida silvestre de los Pantanos de Villa, Chorrillos, Lima, Perú. F = fitoplancton. Z = zooplancton. B = bimestre. Enero-febrero (B1), marzo-abril (B2), mayo-junio (B3), julio-agosto (B4), septiembre-octubre (B5) y noviembre-diciembre (B6).

	Simpson_D			Shannon_H			Margalef		
	F Simpson	Z Simpson	Aves Simpson	F Shannon	Z Shannon	Aves Shannon	F Margalef	Z Margalef	Aves Margalef
B1	0.15	0.17	0.35	2.00	1.92	1.33	0.57	0.67	0.57
B2	0.13	0.16	0.17	2.05	1.96	1.88	0.58	0.64	0.80
B3	0.13	0.16	0.22	2.05	1.96	1.74	0.57	0.64	0.87
B4	0.13	0.17	0.19	2.04	1.91	1.86	0.57	0.68	0.86
B5	0.17	0.14	0.18	1.94	2.04	1.87	0.54	0.60	0.89
B6	0.17	0.13	0.30	1.91	2.04	1.51	0.55	0.60	0.76

Comunidades zooplanctónicas: En el primer bimestre (enero-febrero) la mayor diversidad se expresa en la laguna Génesis, seguida de la laguna Marvilla, donde la dominancia disminuye. La distribución de especies es mejor en la laguna Marvilla. En el segundo bimestre (marzo-abril), la diversidad ahora es más alta en la laguna Marvilla y laguna Mayor. Existe mejor dominancia de zooplancton en Marvilla y Génesis, mientras que la distribución es más uniforme en Marvilla. Durante el tercer bimestre (mayo-junio), la diversidad es alta en Marvilla y la laguna Mayor, la dominancia es casi uniforme, siendo más evidente en Marvilla, donde la distribución de las especies respecto a la cantidad de individuos es también superior que las demás lagunas. Es en el cuarto bimestre (julio-agosto) que la diversidad zooplanctónica es más pronunciada en la laguna Génesis; sin embargo, refleja una baja dominancia, sin embargo; la mejor distribución de las especies es más notoria en la laguna Marvilla. Ya en el quinto bimestre (septiembre-octubre) se presenta un crecimiento poblacional notorio, que es reflejado en la diversidad del zooplancton manteniéndose casi uniforme en todas las estaciones de muestreo y por ende en todas las lagunas de Pantanos de Villa. La dominancia es mejor expresada en la laguna Mayor, teniendo una mejor distribución de especies en la laguna Marvilla. Y en el último bimestre (noviembre-diciembre) la dinámica se mantiene como el anterior monitoreo, con uniformidad de diversidad, mejor dominancia en Mayor y una distribución más acentuada en la laguna Marvilla. De forma global, durante el año 2011, las comunidades zooplanctónicas han presentado mayor abundancia durante los últimos cuatro meses. La más alta dominancia se reflejó a principios del año. La distribución se mantiene uniforme, con un pequeño descenso en el último bimestre (Tabla 2).

Comunidades de aves: En el primer bimestre (enero-febrero) las aves presentan la mayor diversidad y distribución en el transecto T₄ asociado a la laguna Mayor, pero presenta la menor dominancia en el mismo sector. Posteriormente en el segundo bimestre (marzo-abril) la relación de diversidad, dominancia y distribución de aves es más evidente en el

transecto T₈, relacionado a la laguna Marvilla. Durante el tercer bimestre (mayo-junio) en los transectos siete y ocho (T₇ y T₈), la diversidad y distribución de especies es más acentuada pero es menor en dominancia. Ambos transectos se relacionan a la laguna Marvilla. Mientras que en el cuarto bimestre (julio-agosto) la mayor diversidad y distribución de especies está mejor representada en el transecto T₅, el que está relacionado a la laguna Marvilla, donde la dominancia es menor. Luego el transecto T₅ sigue siendo la más representativa en el quinto bimestre (septiembre-octubre), en comparación con el bimestre anterior, respecto a la diversidad y distribución de especies. Sin embargo, en el sexto bimestre (noviembre-diciembre) la diversidad es más representativa en el transecto T₆, pero con poca dominancia. En el transecto T₈ se refleja mejor la distribución. Ambos transectos están relacionados con la laguna Marvilla. Para el año 2011 en todo el ecosistema del humedal Pantanos de Villa, la diversidad de aves ictívoras es casi uniforme, con menor preponderancia en los dos primeros meses del año. La distribución también ha mantenido uniformidad excepto en enero y febrero, sin embargo, es en estos dos meses que la dominancia es mayor (Tabla 2).

DIVERSIDAD BETA

Comunidades fitoplanctónicas: La similaridad según Jaccard fue más representativa en las estaciones E₇ y E₈, pertenecientes a la laguna Marvilla y Herradura en el primer trimestre. Esta similaridad se explica en más del 96%. Así también éstas se relacionaban con la E₆, ubicada también en Marvilla con el 80% de similitud. Por otro lado las estaciones E₃ y E₄ se relacionan en casi un 80%. Se evidencia claramente la similaridad de los tres cuerpos de agua según sus estaciones. En el segundo bimestre (marzo-abril) las similitudes descienden porcentualmente, ahora las estaciones pertenecientes a la laguna Génesis se asemejan más con la laguna Mayor, explicándose entre las estaciones en más del 72 %. En caso de la laguna Marvilla persiste la misma relación del bimestre anterior. Es marcada la relación de estaciones por cuerpo de agua evaluado. En el

tercer bimestre (mayo-junio) se observa que las similitudes entre estaciones de cada laguna permanecen; sin embargo, se aprecia que la laguna Mayor posee mayor grado de similitud con la laguna Marvilla, explicándose en más del 60 %. En el bimestre cuatro (julio-agosto) existe una similitud más estrecha entre la laguna Génesis y la Mayor. Notándose que la estación cinco es semejante a las estaciones de ambas lagunas, esto explicado en más de un 50% de similitud. Por otro lado las otras estaciones de la laguna Génesis se asemejan más con la laguna Mayor en más del 70%. Para el quinto bimestre hay mayores similitudes entre las estaciones de la laguna Génesis con más del 90% de semejanza, las que a su vez se asemejan en más del 80% con la laguna Marvilla. Sin embargo; en la laguna Mayor, ahora se presenta mayor distancia de similitud entre sus estaciones, manteniendo siempre una similitud con las demás lagunas con más del 75% de semejanza. El sexto bimestre de evaluación las estaciones de la laguna Génesis y Mayor se asemejan con más del 90%. Por otro lado las estaciones de la laguna Marvilla presentan el 100 % de semejanza, pudiendo reflejar uniformidad en las poblaciones de este cuerpo de agua. De forma global durante todo el 2011, las estaciones con mayor tendencia a mantener altos porcentajes de similitud fueron las pertenecientes a la laguna Mayor y las que se relacionaban con la laguna Marvilla y Herradura con más de un 90% de semejanza. Por otro lado existe una marcada separación de grupos entre las estaciones con influencia en la laguna Marvilla y Herradura (cerca al litoral), que las estaciones con influencia en las lagunas Mayor y Génesis (alejadas del litoral) (Figura 4).

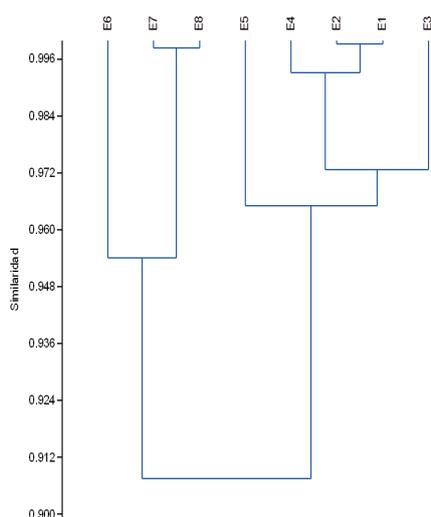


Figura 4. “Análisis Cluster” de las comunidades fitoplanctónicas en el refugio de vida silvestre de los Pantanos de Villa, Chorrillos, Lima, Perú. E₁ y E₂ en la “Laguna Mayor”, E₃, E₄ y E₅ en “Laguna Génesis”, E₆ y E₇ en la “Laguna Marvilla”, y E₈ en la “Herradura”.

Comunidades zooplanctónicas: Durante el primer bimestre (enero-febrero) de evaluación las comunidades zooplanctónicas presentaron entre las estaciones de la laguna Génesis más del 80% de similitud y entre las estaciones de la laguna Marvilla, semejanzas que alcanzaron hasta el 100 %. La E₁ de la Laguna Mayor se asemeja más con las estaciones de la laguna Génesis, y la E₂ de la laguna Mayor, se asemeja con las estaciones de la laguna Marvilla. En el segundo bimestre (marzo-abril) de evaluación la laguna Génesis se asemeja más con la Laguna Mayor en más del 80% mediante la E₁, se aprecia una distancia de semejanza entre la E₂ y las demás estaciones. Las estaciones de la laguna Marvilla explican su semejanza en un 100%. En el tercer bimestre (mayo-junio), la similitud varía, ahora la E₁ se asemeja más con las estaciones de la laguna Marvilla, con más del 70%. Sin embargo, la laguna Génesis con la laguna Marvilla y la E₁ de la laguna Mayor, se asemejan en más del 50%. La E₂ de la laguna Mayor es la más distante de todas. En el cuarto bimestre (julio-agosto), hay una similitud de 100% entre las estaciones E₅ de la laguna Génesis y la E₆ de la laguna Marvilla. Hay mayor semejanza entre las estaciones de un cuerpo de agua. Sin embargo, entre la laguna Génesis y Marvilla hay más similitud entre sus estaciones con más del 70%.

En el quinto bimestre (septiembre-octubre) de evaluación existe una marcada diferencia entre las estaciones de la laguna Marvilla, la laguna Mayor y una estación de la laguna Génesis (E₃) contrapuesto a las demás estaciones de la laguna Génesis. Entre las estaciones del primer grupo hay una similitud del 100%, demostrando la uniformidad en estos ecosistemas, mientras que en las estaciones de la laguna Génesis también se asemejan en un 100%. Sin embargo a pesar que todos presentan una semejanza total, ambos grupos mantuvieron una similitud del 84%, aun así muy estrecha. Para el último bimestre (noviembre-diciembre) de evaluación, ahora hay una separación entre dos estaciones de la laguna Génesis (E₃ y E₄). La E₃ ahora mantiene una similitud del 92% con las demás estaciones las que se encuentran similares al 100%. La E₄ se aleja de las demás, pero aun así el grado de similitud es significativa con más del 80%. Como análisis general en el ecosistema de las lagunas en Pantanos de Villa, las estaciones que presentan mayor similitud en sus componentes son las pertenecientes a la laguna Génesis (E₃ y E₄), así también, las estaciones con influencia del litoral marino (E₇ y E₈) e influencia de la laguna Marvilla. Estas presentan más del 97% de semejanza. Es evidente la relación existente entre las estaciones más cercanas al litoral marino, cuyas semejanzas sobrepasan el 90% (Figura 5).

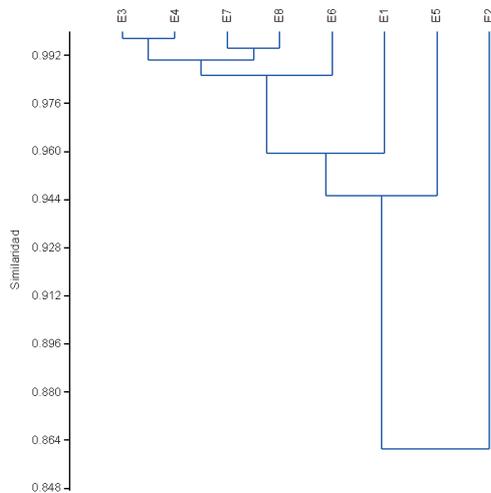


Figura 5. Análisis “Cluster” de las comunidades zooplanctónicas en el refugio de vida silvestre de los Pantanos de Villa, Chorrillos, Lima, Perú. E₁ y E₂ en la “Laguna Mayor”, E₃, E₄ y E₅ en “Laguna Génesis”, E₆ y E₇ en la “Laguna Marvilla”, y E₈ en la “Herradura”.

Comunidades de aves: El T₂ y el T₄ son los más semejantes durante el primer bimestre (enero-febrero) de evaluación de la avifauna silvestre, con más del 50 % de similitud, ambos relacionados a la laguna Mayor. A su vez éstos se relacionan con el T₃ que también pertenece a la Laguna Mayor. En el segundo bimestre (marzo-abril) de evaluación el T₃ y el T₄ presentan una semejanza de más del 80 %, que son los puntos de avistamiento con mayor similitud. Sin embargo; se aprecia que hay similitudes entre las tres lagunas evaluadas, observándose tres campos comparativos. En el tercer bimestre (mayo-junio) las similitudes entre las tres lagunas es notoria, pero en bajo porcentaje en el primer grupo, donde el transecto 3 relacionado a la laguna Mayor y el T₆, relacionado a la laguna Marvilla son semejantes en más del 40%, los que a su vez se asemejan al T₉, relacionado a la laguna Génesis, en un 30%. En el segundo grupo las semejanzas son más altas donde el T₂ y el T₄ ambos relacionados a la lagunas Mayor son semejantes al T₅ y el T₈ en más del 60%. El T₇ relacionado a la Herradura es menos semejante con casi un 30% respecto a los demás. En el cuarto trimestre (julio-agosto) el T₄ con el T₈, así como también el T₃ y el T₉, son los puntos de avistamiento con mayores porcentajes de similitud con un 70 % respectivamente. Dichos transectos pertenecen a las lagunas Génesis y Mayor, demostrando relación de similitud entre ellas. Para el quinto bimestre (setiembre-octubre) de evaluación en el primer sector de agrupación los transectos tres y nueve se asemejan junto al transecto siete en más del 40 %, relacionando así a las lagunas Mayor y Génesis. En el siguiente grupo ahora las tres lagunas

se ven relacionadas con la semejanza de los transectos: dos, cuatro, ocho y cinco en un 50 % de similitud. En el último bimestre (noviembre-diciembre) de evaluación se observan dos grupos semejantes, en el primero se aprecia la similitud entre la laguna Mayor y Marvilla, con los transectos: dos, cuatro y cinco explicada en más de un 50% de similitud. Mientras que en un segundo grupo el transecto: siete, ocho y tres, reflejan la semejanza de: Herradura, Génesis y Mayor en más de un 40% de similitud.

Para todo el año 2011, los transectos de avistamiento de aves más semejantes fueron los relacionados a la laguna Marvilla con más del 96 % de similaridad. Cabe señalar que se encontraron algunas semejanzas muy significativas a pesar de no estar necesariamente influenciadas por alguno de los cuerpos de agua evaluados (Figura 6).

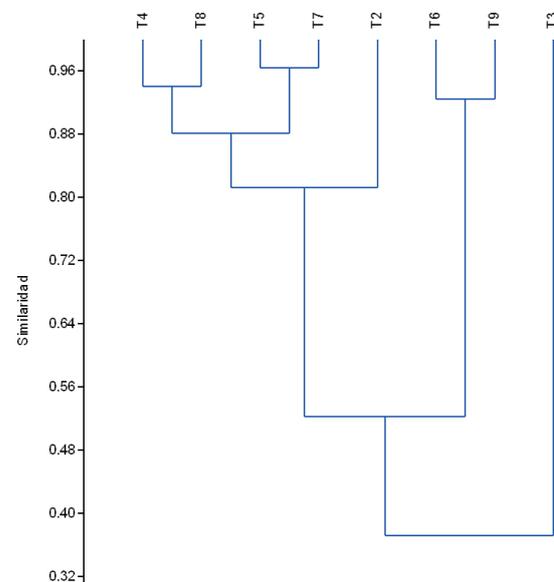


Figura 6. Análisis “Cluster” de las comunidades de aves en el refugio de vida silvestre de los Pantanos de Villa, Chorrillos, Lima, Perú. T₂: Laguna Mayor o Principal, T₃: PROHVILLA - Mirador 4, T₄: Manzana “Y”, T₅: Laguna Marvilla o Sur, T₆: Playa, T₇: Desierto T₈: Laguna Anap, T₉: Villa Baja.

FACTORES FÍSICOQUÍMICOS: En el primer bimestre (enero-febrero) el pH se registró entre neutro y alcalino, así también que las conductividades eléctricas fueron bajas, donde el mayor valor fue encontrado en la estación uno perteneciente a la laguna Mayor, el oxígeno disuelto fue más alto en la estación tres relacionado a la laguna Génesis, la demanda bioquímica de oxígeno se vio mejor

representado en la estación dos , relacionada a la laguna Mayor y la mayor temperatura del agua fue registrado en estación siete , relaciona a la laguna Marvilla. En el segundo bimestre (marzo-abril) los niveles de pH no cambiaron significativamente, la mayor conductividad eléctrica fue mayor en la laguna Mayor, el oxígeno disuelto más alto fue encontrado en la laguna Génesis, la demanda bioquímica de oxígeno es más representativa en la laguna Mayor y la temperatura del agua fue más intensa en la laguna Marvilla. Durante el tercer bimestre (mayo-junio) el pH se mantuvo entre neutro y ligeramente alcalino, la conductividad eléctrica fue más alta en la laguna Mayor, el oxígeno disuelto fue más elevado en la laguna Génesis, en tanto la demanda bioquímica de oxígeno fue más alta en la laguna Mayor y Génesis. La temperatura del agua descendió 8°C aproximadamente en las estaciones de muestreo oscilando entre los 17°C y 19°C. En el cuarto bimestre (julio-agosto) los niveles de pH no variaron significativamente con respecto al bimestre anterior, la conductividad eléctrica es más representativa en la laguna Mayor, el oxígeno disuelto es mayor en la laguna Génesis, y la demanda bioquímica de oxígeno es más alta en la laguna Mayor y en la laguna Marvilla. En el quinto bimestre (septiembre-octubre) los niveles de pH se mantienen, la conductividad eléctrica sigue

siendo más alta en la laguna Marvilla, el oxígeno disuelto es registrado con mayores valores en la laguna Génesis, la demanda bioquímica de oxígeno es mayor en la laguna Marvilla, donde se han registrado las mayores temperaturas junto a la laguna Mayor y la laguna Génesis. En el último bimestre (noviembre-diciembre) evaluado los niveles de pH no variaron significativamente, la conductividad eléctrica sigue siendo más alta en la laguna Mayor, el oxígeno disuelto es mayor en la laguna Génesis, mientras que la demanda bioquímica de oxígeno es mayor en la laguna Mayor y la laguna Marvilla.

De forma global, los resultados del monitoreo de parámetros fisicoquímicos durante el año 2011 presenta mayores cantidades de oxígeno disuelto en la E₁ y la E₅, asociadas a las lagunas: Mayor y Génesis respectivamente, las demás lagunas mantienen una cantidad casi uniforme de este parámetro. La demanda bioquímica de oxígeno es más significativa en la E₂, estación que se encuentra en la laguna Mayor. Por otro lado, la conductividad eléctrica es más elevada en las dos primeras estaciones, las que también se encuentran en la laguna Mayor. Se ha mantenido una temperatura calida, durante todo el año y el pH se mantiene entre neutro y alcalino intensificando la alcalinidad en la laguna Mayor (Tabla 3).

Tabla 3. Parámetros fisicoquímicos en el refugio de vida silvestre de los Pantanos de Villa, Chorrillos, Lima, Perú. OD = Oxígeno Disuelto. DBO = Demanda Bioquímica de Oxígeno. CE= Conductividad eléctrica. T = Temperatura. E₁ al E₈ = Estaciones de muestreo. E₁ y E₂ en la “Laguna Mayor”, E₃, E₄ y E₅ en “Laguna Génesis”, E₆ y E₇ en la “Laguna Marvilla”, y E₈ en la “Herradura”.

	OD (mg·L ⁻¹)	DBO (mg·L ⁻¹)	CE µS	T °C	pH
E ₁	4,0	3,3	8,8	22,3	9,2
E ₂	3,4	3,5	8,3	21,8	8,8
E ₃	3,9	2,1	6,7	22,0	8,3
E ₄	3,9	1,9	6,3	22,8	7,9
E ₅	4,9	1,6	6,3	22,5	7,2
E ₆	2,8	1,9	6,3	22,7	8,2
E ₇	3,6	2,4	6,0	23,2	7,1
E ₈	3,8	2,4	5,9	22,4	7,1

VARIABILIDAD ESTACIONAL: Por medio de ACC se obtuvieron los siguientes resultados:

Verano: La correlación de Pearson (r_p), explica en mayor porcentaje a las comunidades de fitoplancton y la demanda bioquímica de oxígeno, mientras que el zooplancton lo hizo con la conductividad eléctrica y la temperatura. Sin embargo, las aves explican mejor su correlación con el más alto porcentaje

al relacionarse con la conductividad eléctrica. El resultado del análisis de correspondencia canónica (ACC) en base a los promedios de cada sitio para las variables fisicoquímicas y abundancias por comunidad (planctónicas y aviar), mostró que el primer eje explica mejor la varianza total (66,2%). Las variables de aves, pH, DBO_(5,20) y CE, se correlacionaron con el eje 1, agrupando hacia la derecha del eje de ordenación a las estaciones relacionadas con la “Laguna Mayor” (E₁ y E₂). Por

otro lado, existió mayor correlación entre las comunidades fitoplanctónicas, zooplanctónicas, temperatura y oxígeno disuelto, las que se relacionan mejor con las estaciones cuya

ubicación se encuentra en la laguna “Génesis” (E_3 y E_4), así como también las que se encuentran ubicadas en la laguna “Marvilla” (E_6) y “Herradura” (E_8). (Figura 7).

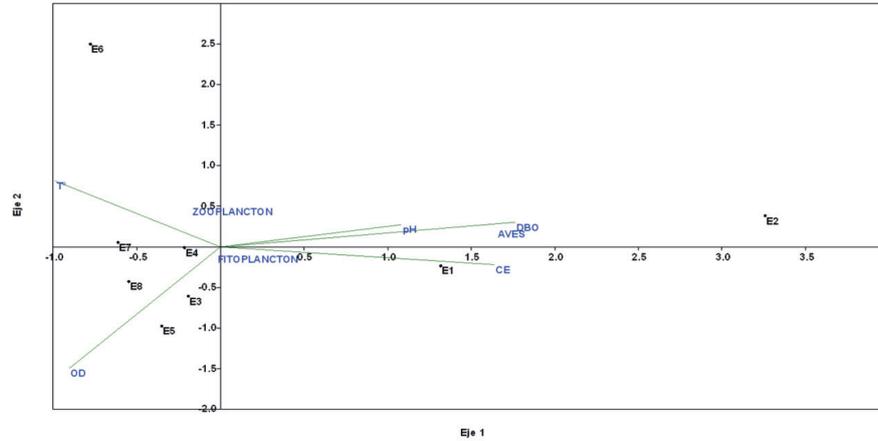


Figura 7. Análisis de correspondencia canónica (ACC), para las variables fisicoquímicas y biológicas (fitoplancton, zooplancton y aves) durante el verano en las estaciones de muestreo en el refugio de vida silvestre de los Pantanos de Villa, Chorrillos, Lima, Perú. E_1 y E_2 en la “Laguna Mayor”, E_3 , E_4 y E_5 en “Laguna Génesis”, la E_6 y E_7 en la “Laguna Marvilla”, y la E_8 en la “Herradura”.

Otoño: Las correlaciones de Pearson para esta estación del año explicaron con mayor preponderancia al grupo fitoplanctónico con la conductividad eléctrica y la demanda bioquímica de oxígeno; por otro lado las comunidades de zooplancton presentan mayor correlación con el grupo de aves, quienes a su vez tienden a explicarse mejor con la conductividad eléctrica. El análisis de correspondencia canónica (ACC) para las variables fisicoquímicas y abundancias por comunidad (planctónicas y aviar), mostró que el primer eje explica mucho mejor la

varianza total (83,98%). Las variables de fitoplancton, zooplancton y temperatura, se correlacionaron con el eje 1, agrupando en el margen derecho del eje de ordenación a las estaciones relacionadas con la “Laguna Marvilla” (E_6 y E_7) y “Herradura” (E_8). Sin embargo; existió mayor correlación entre las comunidades de aves y las demás variables fisicoquímicas, las que se relacionan mejor con las estaciones de la laguna “Génesis” (E_3 , E_4 y E_5), así como con las que se encuentran ubicadas en la laguna “Mayor” (E_2) (Figura 8).

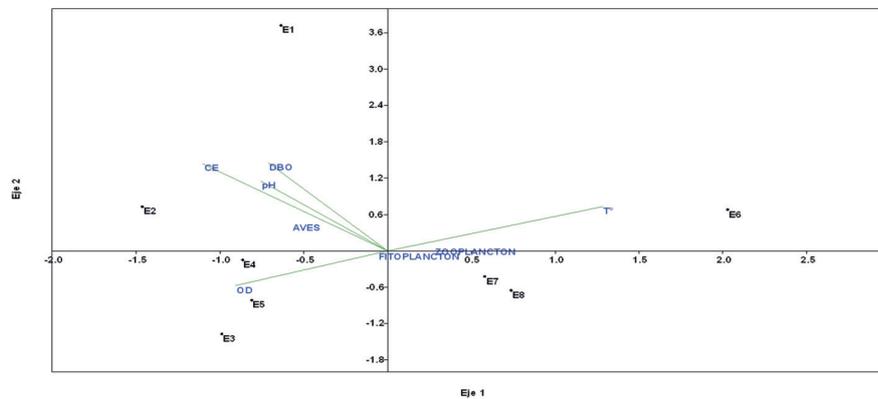


Figura 8. Análisis de correspondencia canónica (ACC), para las variables fisicoquímicas y biológicas (fitoplancton, zooplancton y aves) durante el otoño en las estaciones de muestreo en el refugio de vida silvestre de los Pantanos de Villa, Chorrillos, Lima, Perú. E_1 y E_2 en la “Laguna Mayor”, E_3 , E_4 y E_5 en “Laguna Génesis”, la E_6 y E_7 en la “Laguna Marvilla”, y la E_8 en la “Herradura”.

Invierno: Las correlaciones según Pearson encuentran mayor significancia cuando el fitoplancton se relaciona con la conductividad eléctrica; así también, el zooplancton se encuentra más correlacionado con el oxígeno disuelto y las aves silvestres encontraron mayor relación con el potencial de hidrógeno. Para explicar la relación existente entre las variables fisicoquímicas y las abundancias de comunidades (plancton y aves) el análisis de correspondencia canónica (ACC) mostró que el primer eje presenta un alto porcentaje de explicación

de la varianza (84,89%). Las variables de fitoplancton, zooplancton y oxígeno disuelto, se correlacionaron con el eje 1, agrupando en el margen derecho del eje de ordenación a las estaciones relacionadas con la Laguna Génesis (E_3), Laguna Marvilla (E_6) y Herradura (E_8). Sin embargo; existió una mayor asociación entre las comunidades de aves y las demás variables fisicoquímicas, las que se relacionan mejor con las estaciones de la laguna Mayor (E_2), laguna Génesis (E_4) y Laguna Marvilla (E_7) (Figura 9).

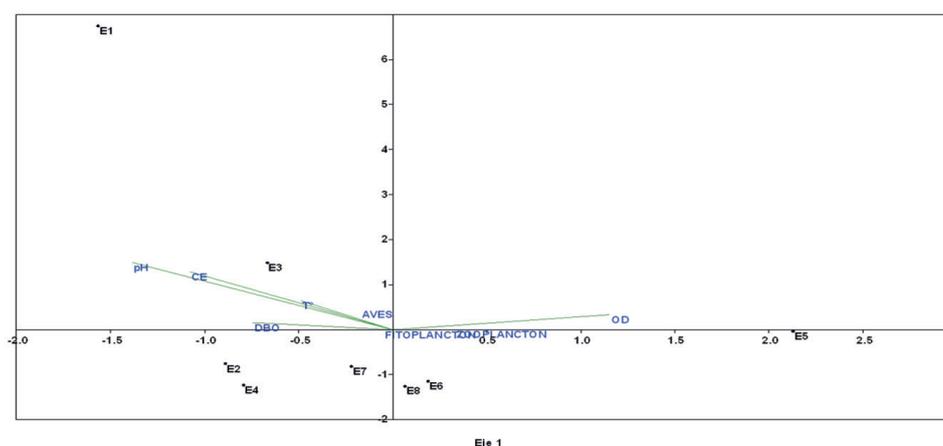


Figura 9. Análisis de correspondencia canónica (ACC), para las variables fisicoquímicas y biológicas (fitoplancton, zooplancton y aves) durante el invierno en las estaciones de muestreo en el refugio de vida silvestre de los Pantanos de Villa, Chorrillos, Lima, Perú. E_1 y E_2 en la “Laguna Mayor”, E_3 , E_4 y E_5 en “Laguna Génesis”, la E_6 y E_7 en la “Laguna Marvilla”, y la E_8 en la “Herradura”.

Primavera: La correlación de Pearson aplicada a las variables dependientes (aves, fitoplancton y zooplancton) y a las independientes (parámetros fisicoquímicos), permite explicar mejor a la relación entre el fitoplancton y la temperatura superficial del agua, el zooplancton se explicó mejor con respecto a las aves y estas mismas presentó mayor explicación, aunque de bajo porcentaje (39,5 %) con la demanda bioquímica de oxígeno. El ACC para las variables fisicoquímicas y abundancias por comunidad (planctónicas y aviar) durante la primavera, mostró que el primer eje explicó la mayor proporción

de la variación de los datos de todo el año de muestreo (91,99%). Las variables dependientes e independientes (con excepción de la temperatura) se correlacionaron con el eje 1, agrupando en el margen derecho del eje de ordenación a las estaciones relacionadas con la Laguna Génesis (E_3 y E_5) y Mayor (E_1). Por otro lado; existió mayor correlación entre las comunidades de aves y las demás variables fisicoquímicas, las que se relacionan mejor con las estaciones de la laguna Génesis (E_3 , E_4 y E_5), así como también las que se encuentran ubicadas en la laguna Mayor (E_2) (Figura 10).

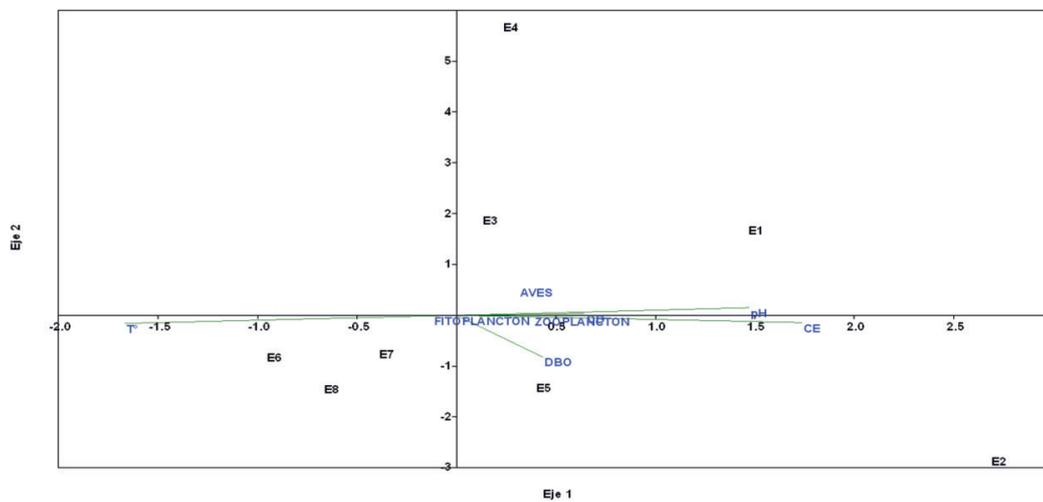


Figura 10. Análisis de correspondencia canónica (ACC), para las variables físicoquímicas y biológicas (fitoplancton, zooplancton y aves) durante la primavera en las estaciones de muestreo en el refugio de vida silvestre de los Pantanos de Villa, Chorrillos, Lima, Perú. E₁ y E₂ en la “Laguna Mayor”, E₃, E₄ y E₅ en “Laguna Génesis”, la E₆ y E₇ en la “Laguna Marvilla”, y la E₈ en la “Herradura”.

ESTADO TROFICO Y CALIDAD DEL AGUA DE LAS LAGUNAS MUESTREADAS: Los índices de cianobacterias muestran durante el verano niveles bajos de eutrofia, sin embargo; según el índice de diatomeas se muestra un estado oligotrófico para todos los cuerpos de agua, teniendo los niveles más bajos en la laguna Marvilla y el espejo de agua Herradura. Pero, si se evalúa con el índice compuesto, existe un estado eutrófico en todos los cuerpos de agua en el verano.

Para el otoño el índice de cianobacterias indica niveles bajos de eutrofia, mientras que el índice de diatomeas indica oligotrofia para todas las lagunas, por el contrario y en concordancia con el índice de cianobacterias, el índice compuesto demuestra que las lagunas presentan un estado eutrófico con valores más altos que en el verano a excepción de la laguna Mayor.

Durante el invierno el estado eutrófico fue bajo en las lagunas, el índice de diatomeas reflejaba un estado

oligotrófico, mientras que para el índice compuesto el nivel más alto del estado eutrófico se encontró en la laguna Génesis. Todas las demás lagunas también son eutróficas según este último índice.

En primavera el índice de cianobacterias en las tres lagunas presentan niveles bajos de estado oligotrófico, nuevamente según las diatomeas el estado es oligotrófico; sin embargo, y como fue frecuente durante el año, el índice compuesto presenta niveles bajos de estado eutrófico.

La aplicación de estos índices de calidad de agua, permitieron establecer un estado de oligotrofia según el índice diatómico, sin embargo; según los índices de cianobacterias estas lagunas se encontraban en estado eutrófico, coincidiendo los resultados de la aplicación del índice compuesto, que indica un estado de eutrofia para el total ecosistema de Pantanos de Villa en sus principales cuerpos de agua (Tabla 4).

	VERANO			OTOÑO			INVIERNO			PRIMAVERA		
	I.CIA	I.DIA	I.COM	I.CIA	I.DIA	I.COM	I.CIA	I.DIA	I.COM	I.CIA	I.DIA	I.COM
LAGUNA MAYOR	4	1	8	3	0,4	5,5	3	1	7	3	0,6	6
LAGUNA GENESIS	3	0,5	6	5	0,5	9	6	0,7	11	3	0,7	6,5
LAGUNA MARVILLA	4	0,1	7	5	0,1	9	3	0,1	6	3	0,4	6
ESPEJO HERRADURA	3	0,1	6	5	0,1	9	3	0,1	6	3	0,1	6,5

Tabla 4. Resultados de la aplicación de los índices de Thunmark & Nygaard en el refugio de vida silvestre de los Pantanos de Villa, Chorrillos, Lima, Perú. Donde I.CIA: Índice Cianoficio, I.DIA: Índice de Diatomeas, I.COM: Índice Compuesto.

DISCUSIÓN

Muchos estudios sobre ecología han encontrado una relación positiva entre la riqueza de especies, su diversidad y el estado trófico de los cuerpos lénticos (Cowell & Vodopich, 1981; Heino, 2000; Sponsseller *et al.*, 2001; Espinoza & Morales, 2008; Sibaja & Umaña, 2008). En el análisis de la abundancia planctónica se ha encontrado que de enero al mes de agosto las Chlorophytas fueron las más abundantes. Según Pinilla (2010), su presencia está asociada a altas concentraciones de oxígeno, ya que es un grupo con una alta actividad fotosintética que requiere aguas transparentes (algas de sol). Caso contrario sucede de septiembre a diciembre donde las cianobacterias son las más abundantes.

Por otro lado, tal como lo indica Gulati *et al.* (1992), la tasa de producción de las poblaciones específicas de zooplancton se refiere a la productividad neta o la suma de los incrementos de crecimiento de todas las especies de la población, como se indica en la figura 2 donde la relación de fitoplancton y zooplancton es dinámica y generalmente directamente proporcional.

Según la investigación de casi diez años de Gulati *et al.* (1992), existe una correlación directa entre la tasa de producción primaria del fitoplancton y la del zooplancton no depredador. Sin embargo, esto no implica necesariamente que los organismos zooplanctónicos consumidores primarios obtengan directamente cantidades de algas proporcionales a su biomasa y crecimiento. La ingestión y asimilación de algas depende en gran parte de su tamaño y calidad. Gran parte de la producción algal se desvía hacia la vía detritica en forma de material particulado que no es consumido por animales y de materia orgánica disuelta. Esto es producido generalmente en primavera cuando las masas planctónicas son más abundantes, y esto concuerda con el presente estudio, donde durante el quinto y sexto

bimestre, pertenecientes al período de primavera, la masa planctónica incrementa drásticamente.

Según Root (1967) y Martínez *et al.* (2010), la avifauna silvestre puede agruparse dentro de pequeñas unidades ecológicas llamadas gremios. En el presente estudio la familia aviar que ha presentado mayores abundancias ha sido la familia Laridae, observándose la distribución de estos laridos junto a las lagunas en estudio, lo que concuerda con ambos autores (Root, 1967; Martínez *et al.*, 2010). Esta familia de aves cosmopolitas agrupa principalmente a las gaviotas, viven en aguas saladas o dulces, permaneciendo largos períodos de tiempo mar adentro o ligadas a la costa o playas; se introducen, cuando el mar está en malas condiciones para alimentarse de peces en cuerpos de agua sobre tierra donde puedan encontrar alimento alternativo. Puede entonces inferirse que el gremio de laridos presenta mayor afinidad con la dinámica de las comunidades planctónicas, los que a su vez están relacionadas a los cambios de factores abióticos propios de cada cuerpo de agua, y la abundancia y/o diferencias en estas agrupaciones gremiales podrían explicar en algún grado el estado de estas lagunas, al ser éstas las fuentes de alimento para las mismas. En la presente investigación, se ha observado que las gaviotas han logrado encontrar lugares de aposentamiento en las lagunas, logrando así una adaptación al medio (Howe, 1984; Martínez *et al.*, 2010), quienes manifiestan la adaptación al medio de las comunidades aviares. Así resalta la importancia ecológica del ecosistema de humedales, ya que éstos son muy importantes para la población general de aves, tanto residentes como migratorias tal como lo indicara Torres *et al.* (2006).

La diversidad es afectada de diferentes maneras según la intensidad de las perturbaciones (Margalef, 1983), es por eso que medir la diversidad resulta ser un análisis de indicadores del buen funcionamiento y de la salud de los ecosistemas (Marrugan, 1988). La manera más

frecuente de medir la diversidad suele ser a través del número de especies según los estudios de Jiménez-Valverde *et al.* (2004), pero este presenta problemas al no ser una medida ponderada, puesto que no considera la abundancia relativa de las especies y además depende del tamaño de la muestra (Hair, 1987). Por esta razón que en el presente estudio para mejor entendimiento de los cambios entre las comunidades planctónicas y aviares se realizaron análisis por grupos alfa y beta, ya que según Moreno (2001) para comprender mejor los cambios de la biodiversidad con relación a la estructura del paisaje, la separación de los componentes alfa y beta pueden ser de mucha utilidad, principalmente para medir y monitorear los efectos de las actividades humanas, considerando la apresurada transformación de los ecosistemas naturales. Así también, la aplicación de los índices biológicos pueden emplearse para obtener información de acontecimientos pasados en el ecosistema (Iannacone *et al.*, 2001; Silva *et al.*, 2006). Por esta razón, la aplicación de índices de diversidad en este estudio ha permitido desarrollar un análisis específico para cada comunidad en la evaluación. Dentro de las evaluaciones de las comunidades alfa para los principales grupos a evaluar (fitoplancton, zooplancton y aves), considerándose la diversidad de especies, la dominancia y la distribución de las mismas, la laguna Marvilla ha resultado ser la más diversa en las comunidades fitoplanctónicas, pero con poca dominancia y presenta mejor distribución que las demás. Hay que considerar que dicha laguna se ve influenciada por aguas marinas y por ende por las poblaciones de avifauna más cercanas a ella. Si se observa la evaluación alfa en las comunidades zooplanctónicas la laguna Marvilla es también escenario de los mayores índices de diversidad y distribución, alternando dicho puesto con las otras dos lagunas: Génesis y la Mayor; sin embargo, para la diversidad de aves, es la misma laguna Marvilla la más diversa, con menor frecuencia dominante y de mejor distribución a lo largo del año evaluado, entonces, sí existe una conexión trófica entre estas principales comunidades evaluadas, en donde los gremios aviares se distribuyen y alimentan indirectamente de estas comunidades acuáticas planctónicas.

Rodríguez *et al.* (2003) determinan que la diversidad beta es la menos comprendida y estudiada, aunque debido a su importancia teórica y su estrecha relación con la conservación existe un creciente interés en el tema. Moreno & Halffter (2001) señalan que la diversidad beta temporal puede ser de mucha importancia, especialmente en comunidades inestables, donde frecuentemente entran especies provenientes de comunidades cercanas, como es el caso de las lagunas de Pantanos de Villa, Lima, Perú. En esta investigación, en el análisis "cluster"

de las comunidades beta, es notoria las relaciones que explican con gran significancia las asociaciones entre las tres lagunas, marcando tres ecosistemas acuáticos bien diferenciados. En el presente estudio estas relaciones crean conexiones tróficas en el ecosistema, tal como lo indicara Castellanos (2001), el cual afirma que cuando las condiciones ecológicas de los ambientes acuáticos no han sufrido alteraciones drásticas e irreversibles, se presenta en ellos una compleja red trófica.

Por otro lado, no sólo la disposición de depredador – presa microacuática, como se podría catalogar a la relación del zooplancton y fitoplancton respectivamente, explicaría la diversidad, distribución, dominancia y abundancia de estas especies, sino también a la influencia de factores abióticos que interactúan entre sí para crear microambientes que inciden en el desarrollo y crecimiento del plancton, tal como lo indicara Ramírez (2000).

La abundancia y diversidad de las comunidades evaluadas, se ven estrechamente relacionadas con los factores fisicoquímicos que presentan estos cuerpos de agua. Esto coincide con Lepš & Smilauer (2003) quien menciona que estos ecosistemas acuáticos (lagunas) presentan una estrecha dinámica entre su morfología y su funcionalidad, con una amplia variación espacial y temporal como parámetros hidrodinámicos e hidrogeoquímicos manteniendo así una considerable diversidad biológica.

En las evaluaciones la laguna Marvilla, presentó adecuados niveles de OD y de demanda bioquímica de oxígeno, así como también apropiados promedios de temperatura, pH y conductividad eléctrica, haciendo de esta laguna un ambiente idóneo para las conexiones tróficas que se desarrollen entre las especies acuáticas, tal vez por las conexiones existentes en su conformación tal como las investigaciones de Herrera-Silveira & Comin (2000), quienes indican que las lagunas costeras, mantiene una comunicación poco significativa o permanente con el mar y están separadas del mismo por algún tipo de barrera.

Esto se ve reflejado cuando se agrupan las comunidades según cada estación anual, las cuales presentan diferentes características, manteniéndose conexiones tróficas durante todo el año 2011. Estas agrupaciones fueron resultado de la inferencia de las relaciones especie-ambiente a partir de los datos de composición de las comunidades, tanto planctónicas como de aves, y las variables ambientales, en cada estación-transecto asociada a una determinada laguna, por medio de la aplicación del análisis de correspondencia canónica (ACC), que permite encontrar las mayores asociaciones entre especies de un ecosistema y sus condiciones ambientales fisicoquímicas

(Suh & Samways, 2001; Lepê & Smilauer, 2003; Samways, 2003). Las relaciones entre factores varían de acuerdo a cada estación, siendo la primavera la que mejor explica las conexiones entre el plancton y las aves y a su vez se relacionan con la disposición de oxígeno en el agua. Caso contrario sucede en el verano y el invierno ya que no se presenta relación cercana entre las aves y el plancton, al encontrarse distribuidas en dos dimensiones (ejes) diferentes.

La comunidad acuática fitoplanctónica conforma la columna de agua de las lagunas y por tanto, depende de los demás factores que la componen. En tal sentido, las clases más representativas son propias de las condiciones oligo, meso o eutróficas ocasionadas por las características fisicoquímicas del agua en cada sistema (Pinilla, 2010). Las microalgas, han sido empleadas como indicadoras de la calidad del agua por su carácter estenoico y sus ciclos vitales reducidos (Aguayo & Muñoz, 2001; Wehr & Sheath, 2003; Yucra, 2005; Arellano *et al.*, 2006; Yucra & Tapia, 2008; Martínez de Marco & Tracanna, 2012).

Las conexiones tróficas permiten explicar el estado situacional de los cuerpos de agua evaluados en la presente investigación, y es que el término calidad del agua es relativo y sólo tiene importancia universal si está relacionado con el uso del recurso. Según la aplicación de los índices que permiten calificar el estado de las lagunas investigadas, donde, el índice de cianobacterias califica a todos los cuerpos de agua en todas las estaciones del año como eutrofia débil, mientras que el índice de diatomeas, califica a todos los cuerpos de agua como oligotróficos, sucede lo contrario con el índice compuesto, que califica a todas las lagunas como eutróficas, donde esta eutrofia es más intensa en el invierno y más baja en la primavera.

El aumento de cianobacterias es característico de procesos de eutrofización, tal como sucedió en las lagunas de Pantanos de Villa durante los meses de septiembre a diciembre, produciéndose cambios cuantitativos y cualitativos en la comunidad del fitoplancton. En este proceso aumenta la frecuencia y densidad de las floraciones y las cianobacterias desplazan a las diatomeas, clorofíceas o crisofíceas. Paerl (1988) y De León (2002) indican el predominio de cianobacterias en muchos cuerpos de agua mesotróficos y eutróficos hacia el final del verano y el otoño, que se explicaría por su capacidad para fijar nitrógeno molecular.

Hallegraeff (1992) y Paerl (1996) señalan que las aguas con alto contenido de nutrientes u otros residuos químicos alteran la composición de la biota que albergan. Una de

las respuestas inmediatas y evidentes es la disminución de la diversidad de las comunidades, favoreciendo el incremento de las pocas especies más aptas para crecer en estas condiciones especiales. Esto puede explicar la existencia de pocas taxas registradas en las tres lagunas monitoreadas en esta investigación, considerando su estado trófico, donde las especies encontradas, serían las que mayor adaptación al humedal, y las conexiones tróficas de las comunidades plantónicas y aviares son también producto de la adaptación de las especies para vivir en ambientes lenticos que presentan condiciones especiales (Sibaja & Umaña, 2008).

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Acleto, C. & Zúñiga, R. 1998. *Introducción a las algas*. Ed. Escuela Nueva, SA. Lima, Perú. 383 p.
- Aguayo, R.J. & Muñoz, M.J. 2001. Detección de cianobacterias y sus toxinas. Una revisión. *Revista de Toxicología*, 18: 65- 71.
- Amaya, P.; Muñoz, C. & Cueva, R. 1999. Cálculo de los beneficios económicos para mejorar la calidad del agua del humedal "Los Pantanos de Villa". *Wichay Yachay*, 3:82-91.
- APHA (American Public Health Association). 2017. *Standard Methods for the examination of water and Wastewater*. 23nd. American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. Rice, E.W.; Baird, R.B. & Eaton, A.D. (eds.). Washington, DC.
- Aponte, H.; Ramírez, D.W. & Lértora, G. 2018. *Los Pantanos de Villa. Un Oasis de vida en Lima Metropolitana*. Fondo Editorial Universidad Científica del Sur. Lima.
- Arellano, C.; Becerra, N.; Jara, M.; La Torre, M.I. & Yucra, H. 2006. Fitoplancton de la Playa Los Pescadores, Chorrillos, Lima, Perú, invierno 2005. *The Biologist (Lima)*, 4: 9-11.
- Alvariño, L.F. 1990. *Fauna Cladóceras (Crustácea) del Lago Junín*. Tesis para optar al Título de Licenciatura en Biología. Universidad Ricardo Palma. Lima, Perú. 169 pp

- Bellinger, E.G. & Sigeo, D.C. 2010. *Freshwater algae Identification and use as bioindicators*. Wiley-Blackwell. Oxford, UK. 271 p.
- Bicudo, C.M. & Menezes, M. 2006. *Géneros de algas de águas continentais do Brasil. Chave para identificação e descrições*. 2^{da} Ed. RiMa Editora. Sao Carlos, Brazil. 502 p.
- Brett, M.T.; Müller-Navarra, D.C. & Park, S. 2000. Empirical analyses of the effect of phosphorus limitation on algal food quality for freshwater zooplankton. *Limnology and Oceanography*, 45: 1564-1575.
- Castellanos, C. A. 2001. Los ecosistemas de humedales en Colombia. *Revista Luna Azul*, 13:45-56.
- Cepeda, A. C. 2016. *Conexión trófica entre las comunidades planctónicas y la avifauna silvestre en pantanos de villa, lima, Perú*. Tesis para optar el título profesional de licenciado en biología. Universidad Nacional Federico Villarreal. Lima. 123 p.
- Cowell, B.C. & Vodopich, D.S. 1981. Distribution and seasonal abundance of benthic macroinvertebrates in a subtropical Florida lake. *Hydrobiologia*, 78: 97-105.
- Del Río, M. & Valdivia, R. 1989. Copépodos dulceacuícolas de vida libre en el Perú. Familia Cyclopidae. Orden Cyclopoida. *Boletín de Lima*, 63: 71-80.
- De León, L. 2002. *Floraciones de cianobacterias en aguas continentales del Uruguay: causas y consecuencias*. Perfil Ambiental del Uruguay 2002, Domínguez, A. & Prieto, R.G. (eds.), Nordan-Comunidad, Montevideo. pp.28-37.
- Espinoza, N. & Morales, F.E. 2008. Macroinvertebrados bentónicos de la Laguna Las Peonías, estado Zulia, Venezuela. *Boletín del Centro de Investigaciones Biológicas*, 42: 345-363.
- 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.
- Gulati, R. D.; Ooms-Wilms, A. L.; Van Tongeren, O. F. R.; Postema, G. & Siewertsen, K. 1992. The dynamics and role of limnetic zooplankton in Loosdrecht Lakes (The Netherlands). *Hydrobiologia*, 233: 69-86.
- Hair, J. 1987. *Medida de la diversidad ecológica*. pp. 283-289, En: R. Rodríguez-Tarrés, R. (ed.). *Manual de Técnicas de Gestión de la Vida Silvestre*. The Wildlife Society, Bethesda.
- Hallegraeff, G. 1992. A review of harmful algal blooms and their apparent global increase. *Phycologia*, 32: 79-99.
- Heino, J. 2000. Lentic macroinvertebrate assemblage structure along gradients in spatial heterogeneity, habitat size and water chemistry. *Hydrobiologia*, 418: 229-242.
- Herrera-Silveira, J.A. & Comín, F.A. 2000. *An Introductory account of the types of aquatic ecosystems of Yucatan Peninsula (SE Mexico)*. pp. 213-227. In: Munawar, N.; Lawrence, S.G.; Munawar, I.F. & Malley, D.F. (eds.): *Ecovision World Monographs Series. Aquatic Ecosystems of Mexico: Status & Scope*. Backhuys Pub. Leiden, Netherlands
- Howe, H. F. 1984. Implications of seed dispersal by animals for tropical reserve management. *Biological Conservation*, 30: 261-281.
- Hutchinson, B.P. 1967. *A Treatise on Limnology. Vol. II. Introduction to Lake Biology and the Limnoplankton*. John Wiley & Sons, New York, Estados Unidos.
- Iannacone, J.; Alayo, M.; Arrascue, A.; Sánchez, J. & Abanto, M. 2001. Las trampas de luz para evaluaciones rápidas de la biodiversidad de la arthropofauna: análisis de tres casos. *Wiñay Yachay*, 5:7-20.
- Iannacone, J. & Alvaríño, L. 2007. Diversidad y abundancia de comunidades zooplanctónicas litorales del humedal Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Gayana*, 71: 49-65
- Iannacone, J.; Atasi, M.; Bocanegra, T.; Camacho, M.; Montes, A.; Santos, S.; Zuñiga, H. & Alayo, M. 2010. Diversidad de aves en el humedal

- Pantanos de Villa, Lima, Perú: período 2004-2007. *Biota Neotropica*, 10: 295-304.
- Jiménez-Valverde, A., Martín Cano, J. & Munguira, M.L. 2004. Patrones de diversidad de la fauna de mariposas del Parque Nacional de Cabañeros y su entorno (Ciudad Real, España central) (Lepidoptera: Papilionoidea, Hesperioidea). *Animal Biodiversity and Conservation*, 27: 15-24.
- José de Paggi, S. 1989. Rotíferos de algunas provincias del noroeste argentino. *Revista de Hidrobiología Tropical*, 22: 223-238.
- Keppeler, E.C. & Hardy E.R. 2004. Vertical distribution of zooplankton in the water column of Lago Amapá, Rio Branco, Acre, Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 21:169-177.
- Koste, W. 1972. Rotatorien aus Gewassen Amazoniens. *Amazoniana*, 3: 258-505.
- Koste, W. 1978. *Rotatoria*. Die Rädertiere Mitteleuropas. Vol. 2. Stuttgart: Gebrüder Bomtraeger, Berlin. 673 p.
- Kusler J.; Mitsh W. & Larson J. 1994. Humedales. *Investigación y Ciencia*, 210:6-13.
- Lepš, J. & Smilauer ,P. 2003. *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Marcus, N.H.; Lutz, R.; Burnett, W. & Cable, P. 1994. Age, viability, and vertical distribution of zooplankton resting eggs from an anoxic basin: Evidence of an egg bank. *Limnology and Oceanography*, 39: 154-158.
- Margalef, R. 1983: *Limnología*. Omega. Barcelona. 1010 pp.
- Marrugan, A.E. 1988. *Ecological diversity and its measurement*. Princeton, NJ: Princeton University Press.
- Martínez de Marco, S.N. & Tracanna, B.C. 2012. Variaciones temporales del fitoplancton de los ríos tributarios y emisarios del embalse C. Gelsi (Tucumán, Argentina). *Boletín Sociedad Argentina de Botánica*, 47: 323-340.
- Martínez, O.; Olivera, M.; Quiroga, C. & Gómez, I. 2010. Evaluación de la avifauna de la ciudad de La Paz, Bolivia. *Revista peruana de biología*, 17: 1727-9933
- Montoya, H. 1984. Algas de la Laguna de Villa (Lima): Cyanophyta, Chlorophyta y Chrysophyta (Xanthophyceae). *Boletín de Lima*, 31: 75- 89.
- Morales-Baquero, R. & Conde-Porcuna, J.M. 2000. Effect of the catchment areas on the abundance of zooplankton in high mountain lakes of Sierra Nevada (Spain). *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, 27: 1-5.
- Moreno, C.E. 2001. *Métodos para medir la biodiversidad*. Manuales y Tesis SEA. Sociedad Entomológica Aragonesa Ed. Madrid, España. 80 pp.
- Moreno, C. E. & Halffter, G. 2001. Spatial and temporal analysis of the α , β , and γ diversities of bats in a fragmented landscape. *Biodiversity and Conservation*, 10: 367-382.
- Nygaard, G. 1949. Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes. Part II. The quotient hypothesis and some new or little known phytoplankton. *Biologiske skrifter / Det Kongelige Danske Videnskabernes Selskab*, 7:1.
- Paerl, H.W. 1988. Nuisance phytoplankton blooms in coastal, estuarine and inland waters. *Limnology and Oceanography*, 33:823-847.
- Paerl, H. 1996. A comparison of cyanobacterial bloom dynamics in freshwater, estuarine and marine environments. *Phycologia*, 35: 25-35.
- Pinilla, G. 2010. An index of limnological conditions for urban wetlands of Bogotá city, Colombia. *Ecological Indicators*, 10: 848-856.
- Pulido, V. 1998. *La zona Reservada de los Pantanos de Villa en el contexto de la conservación de los Humedales en el Perú. Los Pantanos de Villa, Biología y Conservación*. Museo de Hist. Natural –UNMSM Serie de Divulgación, 11:157-159.
- Ramírez, J.J. 2000. *Fitoplancton de agua dulce: Bases ecológicas, taxonómicas y sanitarias*. Colección ciencia y tecnología. Colombia.1-58 pp.

- Rodríguez, P.; Soberón, J. & Arita, H. 2003. El componente beta de la diversidad de mamíferos en México. *Acta Zoologica mexicana*, 80: 241-259.
- Root R.B. 1967. The niche exploitation pattern of the blue-gray gnatcatcher. *Ecological monographs*, 37: 317-350.
- Samways, M.J. 2003. Threats to the tropical island dragonfly fauna (Odonata) of Mayotte, Comoro archipiélago. *Biodiversity and Conservation*, 12:1785-1792.
- Sarmiento, L. & Guerra, H. 1960. *Protozoarios de las Aguas de Villa, con la descripción de tres nuevas especies*. Publicación del Museo de Historia Natural – UNMSM (A) 10:1-10.
- Segers, H. 1995. *Rotifera 2: The Lecanidae (Monogononta)*. En: *Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world 6*. (Dumont, H.J. & Nogrady, T.) (eds.). The Hague: SPB Academic Publishing. The Netherlands. 226 pp.
- Sibaja, C.J. & Umaña, V.G. 2008. Invertebrados bentónicos del Lago Cote, Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 56: 205-213.
- Silva, G.V.; Castro-Mejía, G. & González-Mora, I. 2006. Bioindicadores como herramienta para determinar la calidad del agua. *Contactos*, 60: 41-48.
- Sponsseller, R.A.; Benfield, E.F. & Vallet, H.M. 2001. Relationships between land use, spatial scale and stream macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology*, 46:1409- 1424.
- Suthers, I.M. & Rissik, D. 2009. *Plankton A guide to their ecology and monitoring for water quality*. CSIRO Publishing. Collingwood VIC. 256 p.
- Suh, A.N & Samways, M.J. 2001. Development of a dragonfly awareness trail in an African botanical garden. *Biological Conservation*, 100:345-353.
- Ter-Braak, C.J.F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67:1167-1179.
- Torres, M. & Quinteros, Z. & Takano, F. 2006. Variación temporal de la abundancia y diversidad de aves limícolas en El Refugio de Vida Silvestre Pantanos de Villa, Lima – Perú. *Ecología Aplicada*, 5: 119-125.
- Thunmark, S. 1945. Zur Soziologie des Süßwasserplanktons. Eine methodisch-ökologische Studie. *Folia limnologica Scandinavica*, 3: 1-66
- Thorp, J.H. & Covich, A.P. 2010. *Ecology and classification of North American Freshwater Invertebrates*. 3rd Ed. Elsevier Inc. Burlington, MA, USA. 1021 p.
- UNE-EN 15204. 2007. *Norma Española. Calidad del agua. Guía para el recuento de fitoplancton por microscopía invertida (técnica de Utermöhl)*. AENOR (Asociación Española de Normalización y Certificación). Madrid, España. 44p.
- Valdivia, R. & Zambrano, F. 1989. Cladóceros de la Laguna de Paca, Junín. Relaciones ecológicas entre hábitat y especie. *Boletín de Lima*, 64: 83-89.
- Valdivia, R. & Burger, L. 1990. Observaciones sobre la fauna Cladocera de algunas lagunas altoandinas del Perú. *Boletín Lima*, 71: 63-69.
- Vicente, E., de Hoyos, Sánchez, P. & Cambra, J. 2005. *Metodología para el establecimiento el Estado Ecológico según la Directiva Marco del Agua*. Protocolos de muestreo y análisis. Confederación Hidrográfica del Ebro. URS. Ministerio del Ambiente.
- Vuorio, K.; Lepistö, L. & Holopainen, A.L. 2007. Intercalibrations of freshwater phytoplankton analyses. *Boreal Environment Research*, 12: 561-569.
- Wehr, J.D. & Sheath, R.G. 2003. *Freshwater algae of North America. Ecology and Classification*. Academic Press of Elsevier. San Diego, California, USA. 918 p.
- Wetzel, R. 1981. *Limnología*. Ediciones Omega S.A. Barcelona.
- Wetzel, R.G & Likens, G.E. 2001. *Limnological analyses*. Springer-Verlag New York. 3th Ed. 429 pp.

Yucra, H. 2005. Uso de diatomeas como bioindicadores de calidad de agua. *The Biologist* (Lima), 3: 5.

Brisas de Oquendo, Callao, Perú. *The Biologist* (Lima), 6: 41-47.

Yucra, H. & Tapia, P.M. 2008. El uso de microalgas como bioindicadoras de polución orgánica en

Received September 7, 2018
Accepted November 17, 2018