Universidad Nacional Mayor de San Marcos
Universidad del Perú. Decana de América
Facultad de Ciencias Biológicas
Escuela Profesional de Ciencias Biológicas

Estructura de la comunidad de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa durante las épocas seca y húmeda 2022-2023 (Lima, Perú)

TESIS

Para optar el Título Profesional de Biólogo con mención en Hidrobiología y Pesquería

AUTOR

Jose Luis Junior CASAS OCHOA

ASESORA

Maribel BAYLON CORITOMA

Lima, Perú

2026



Reconocimiento - No Comercial - Compartir Igual - Sin restricciones adicionales

https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/

Usted puede distribuir, remezclar, retocar, y crear a partir del documento original de modo no comercial, siempre y cuando se dé crédito al autor del documento y se licencien las nuevas creaciones bajo las mismas condiciones. No se permite aplicar términos legales o medidas tecnológicas que restrinjan legalmente a otros a hacer cualquier cosa que permita esta licencia.

Referencia bibliográfica

Casas, J. (2026). *Estructura de la comunidad de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa durante las épocas seca y húmeda 2022-2023 (Lima, Perú)*. [Tesis de pregrado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ciencias Biológicas, Escuela Profesional de Ciencias Biológicas]. Repositorio institucional Cybertesis UNMSM.

Metadatos complementarios

Datos de autor	
Nombres y apellidos	Jose Luis Junior Casas Ochoa
Tipo de documento de identidad	DNI
Número de documento de identidad	71710397
URL de ORCID	https://orcid.org/0000-0003-0487-236X
Datos de asesor	
Nombres y apellidos	Maribel Baylon Coritoma
Tipo de documento de identidad	DNI
Número de documento de identidad	40039759
URL de ORCID	https://orcid.org/0000-0001-7102-0680
Datos del jurado	
Presidente del jurado	
Nombres y apellidos	Haydee Montoya Terreros
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	07598606
Miembro del jurado 1	
Nombres y apellidos	Jerry Omar Arana Maestre
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	42541058
Miembro del jurado 2	
Nombres y apellidos	Olga Leonor Riofrío Vargas
Tipo de documento	DNI
Número de documento de identidad	25531577
Datos de investigación	

Línea de investigación	A.1.1.1. Biodiversidad y Ecología de Ecosistemas Acuáticos
Grupo de investigación	Ecosistemas Marinos y Costeros - ECOMAC
Agencia de financiamiento	Perú. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. Vicerrectorado de Investigación y Posgrado. Universidad Nacional Mayor de San Marcos. PCONFIGI Código: B22100941
Ubicación geográfica de la investigación	País: Perú Departamento: Lima Provincia: Lima Distrito: Chorrillos Latitud: -12.208809 Longitud: -76.994447
Año o rango de años en que se realizó la investigación	2022 - 2023
URL de disciplinas OCDE	Biología marina, Biología de agua dulce, Limnología https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.06.12 Ecología https://purl.org/pe-repo/ocde/ford#1.06.13

Universidad Nacional Mayor de San Marcos
(Universidad del Perú, Decana de América)

FACULTAD DE CIENCIAS BIOLÓGICAS

ACTA DE SESIÓN PARA OPTAR AL TÍTULO PROFESIONAL DE BIÓLOGO CON MENCIÓN EN HIDROBIOLOGÍA Y PESQUERÍA (MODALIDAD: SUSTENTACIÓN PRESENCIAL DE TESIS)

Siendo las 1405 horas del 27 de octubre de 2026, en el Salón de Grados de la Facultad de Ciencias Biológicas y en presencia del Jurado formado por los profesores que suscriben, se inició la sesión para optar al **Título Profesional de Biólogo con mención en Hidrobiología y Pesquería** de **JOSE LUIS JUNIOR CASAS OCHOA.**

Luego de dar lectura y conformidad al expediente **N.º UNMSM-20260049927**, el titulando expuso su tesis: **ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DE MICROALGAS Y CIANOBACTERIAS EN LOS HUMEDALES DE VILLA DURANTE LAS ÉPOCAS SECA Y HÚMEDA 2022-2023 (LIMA, PERÚ)**, y el Jurado efectuó las preguntas del caso calificando la exposición con la nota 18, calificativo: Aprobado con mención honrosa

Finalmente, el expediente será enviado a la Escuela Profesional de Ciencias Biológicas y al Consejo de Facultad para que se apruebe otorgar el **Título Profesional de Biólogo con mención en Hidrobiología y Pesquería** a **JOSE LUIS JUNIOR CASAS OCHOA** y se eleve lo actuado al Rectorado para conferir el respectivo título, conforme a ley.

Siendo las 1530 horas se levantó la sesión.

Ciudad Universitaria, 27 de octubre de 2026.

HAYDEE MONTOYA TERREROS
PRESIDENTA

MARIBEL BAYLON CORITOMA
ASESORA

JERRY OMAR ARANA MAESTRE
MIEMBRO

OLGA LEONOR RIOFRIO VARGAS
MIEMBRO

UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE
SAN MARCOS
Universidad del Perú, Decana de América

CERTIFICADO DE SIMILITUD

Yo, Maribel Baylón Coritoma en mi condición de asesor acreditado con el Dictamen de la EP N° 000043-2026-EPCB-FCB/UNMSM.. de la tesis, cuyo título es, ESTRUCTURA DE LA COMUNIDAD DEL FITOPLANCTON EN LOS HUMEDALES DE VILLA DURANTE LAS ÉPOCAS SECA Y HÚMEDA 2022-2023 (LIMA, PERÚ) presentado por el bachiller Jose Luis Junior Casas Ochoa, para optar el título profesional de Biólogo con mención en Hidrobiología y Pesquería

CERTIFICO, que se ha cumplido con lo establecido en la Directiva de Originalidad y de Similitud de Trabajos Académicos, de Investigación y Producción Intelectual. Según la revisión, análisis y evaluación mediante la plataforma PIDS, el documento evaluado cuenta con el 12 % de similitud, nivel **PERMITIDO** para continuar con los trámites correspondientes y para su **publicación en el repositorio institucional.**

Se emite el presente certificado en cumplimiento de lo establecido en las normas vigentes, como uno de los requisitos para la obtención del título profesional de Biólogo con mención en Hidrobiología y Pesquería.

Lima, 16 de octubre de 2026



Firma del Asesor

Nombres y Apellidos del asesor: Maribel Baylon Coritoma

DNI: 40039759

* Según corresponda: bachiller, magíster, doctor; título profesional o título de segunda especialidad

La vigencia del presente certificado corresponde a un período de noventa (90) días desde la fecha de su emisión; siempre que no haya observaciones en el texto durante el proceso de revisión por el jurado informante o surja alguna contingencia.

A mis antecesores, quienes colocaron los primeros e invaluables cimientos que permitieron construir nuestro presente.

A Carmen y José, mis padres.

A Rosa y Esperanza, mis hermosas abuelas.

AGRADECIMIENTOS

En primer lugar, quiero agradecer a mis padres Carmen y José, por ser el pilar de apoyo e inspiración en mi vida y por inculcar en mí el esfuerzo, amor y la perseverancia que forjaron mi ser.

A la Mg. Maribel Baylon Coritoma, mi asesora, por su enorme apoyo, consejos, paciencia y constante disposición en atenderme, ayudarme y orientarme en todo aspecto. Agradezco enormemente su amabilidad en recibirme como su tesista y confiar en mi capacidad para culminar este trabajo.

A Gianfranco Apaza, el amor de mi vida, por su infinito amor y apoyo constante; por sostenerme en momentos complicados y empujarme a ser una mejor persona confiando en mí.

A la Mg. Iris Samanez Valer, por ser fuente y figura de inspiración y por todas sus enseñanzas impartidas hacía nuevas generaciones.

Al Mg. Leonardo Mendoza Carbajal, por sus enseñanzas impartidas sobre plancton continental y por su ayuda en la identificación de cianobacterias del presente trabajo.

A la Blga. Vania Rimarachín, por sus enseñanzas con la limpieza de frústulos de diatomeas y el montaje de las mismas.

Al Dr. José Antolín Aké Castillo del Instituto de Ciencias Marinas y Pesquerías de la Universidad Veracruzana en México, por sus comentarios y observaciones en identificación de diatomeas.

Al Blgo. Elian Rojas Baez, colega y amigo, por sus enseñanzas en la toma y edición de microfotografías y ayuda en la colecta de muestras, así como sus consejos y predisposición de ayuda en el desarrollo de mi tesis de licenciatura.

A la Bach. María Jose Zevallos Masco, colega y amiga, por su comprensión y gran apoyo emocional en el transcurso de elaboración del presente trabajo.

A la Bach. Angela Sulca, por su ayuda en la colecta de muestras en una de las fechas de muestreo.

A todo el equipo del Departamento de Limnología del Museo de Historia Natural de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos, por sus observaciones y comentarios sobre la estructura de mi tesis.

Al Vicerrectorado de Investigación y Posgrado de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos, por el financiamiento al proyecto "eDNA metabarcoding para la detección de floraciones de cianobacterias nocivas en los Humedales de Villa-Lima-Perú" del cual derivó esta investigación.

A todos mis amigos, colegas, conocidos y demás, por su contribuir en cualquier aspecto al desarrollo de mi tesis de licenciatura, con enseñanzas, apoyo emocional, ayuda económica u otros. Valoro mucho cada grano de arena aportado que contribuyeron en el desarrollo de mi trabajo.

ÍNDICE GENERAL

1 INTRODUCCIÓN 14
2 MARCO TEÓRICO 17
2.1 Definiciones 17
2.2 Características hidrobiológicas, fisicoquímicas y ecológicas de los Humedales de Villa 17
2.3 Conocimiento actual de la diversidad algal y cianobacterial en los Humedales de Villa 20
3 HIPÓTESIS 23
4 OBJETIVOS 23
4.1 Objetivo general 23
4.2 Objetivos específicos 23
5 MATERIALES Y MÉTODOS 24
5.1 Área de estudio 24
5.1.1 Laguna Las Delicias 25
5.1.2 Laguna Marvilla 26
5.1.3 Laguna Génesis 27
5.1.4 Laguna Refugio 28
5.1.5 Laguna Mayor 28
5.2 Población y muestra 29
5.3 Diseño de muestreo 29
5.4 Época de muestreo 30
5.5 Procedimiento de muestreo 31
5.5.1 Parámetros fisicoquímicos del agua 31
5.5.2 Colecta y fijación de muestras 31
5.6 Procesamiento de muestras 32
5.6.1 Análisis cualitativo 32
5.6.2 Análisis cuantitativo 33
5.7 Preparación de láminas montadas de diatomeas 34
5.7.1 Limpieza y destrucción de la materia orgánica 34
5.7.2 Montaje de la muestra 35
5.8 Análisis de datos y procedimientos estadísticos 36
5.8.1 Composición de la comunidad de microalgas y cianobacterias 36
5.8.2 Análisis univariados-Índices ecológicos (Diversidad alfa) 36
5.8.3 Análisis multivariados de la comunidad (Diversidad beta) 38
6 RESULTADOS 41
6.1 Parámetros fisicoquímicos 41
6.1.1 Temperatura 42
6.1.2 Conductividad 43
6.1.3 pH 44
6.1.4 Oxígeno 45
6.1.5 Sólidos disueltos totales (TDS) 46

6.1.6 Salinidad 47
6.2 Composición de la comunidad de microalgas y cianobacterias 48
6.2.1 Riqueza 48
6.2.2 Distribución espacial y temporal de la riqueza 56
6.3 Abundancia de la comunidad de microalgas y cianobacterias 58
6.3.1 Época húmeda 58
6.3.2 Época seca 60
6.4 Índices ecológicos 64
6.5 Variación espacial y temporal de la comunidad biológica 67
6.5.1 Época húmeda-Variación espacial 67
6.5.2 Época seca-Variación espacial 70
6.5.3 Época húmeda vs época seca-Variación temporal 73
6.6 Análisis de variables abióticas 74
6.6.1 Época húmeda-Variación espacial 74
6.6.2 Época seca-Variación espacial 77
6.6.3 Época húmeda vs época seca-Variación temporal 79
6.7 Relación entre variables bióticas y abióticas 81
6.7.1 Época húmeda-Variación espacial 81
6.7.2 Época seca-Variación espacial 84
6.7.3 Época húmeda vs época seca-Variación temporal 87
7 DISCUSIONES 91
7.1 Dinámica de los parámetros fisicoquímicos y su rol en la estructura comunitaria 91
7.1.1 Temperatura del agua 91
7.1.2 Conductividad, TDS y salinidad: gradiente de mineralización 92
7.1.3 pH del agua 93
7.1.4 Oxígeno disuelto 93
7.1.5 Contraste de las condiciones fisicoquímicas con estudios previos en Pantanos de Villa 94
7.2 Riqueza taxonómica y composición comunitaria 95
7.2.1 Dominancia de Chlorophyta 95
7.2.2 Importancia ecológica de Cyanobacteria 96
7.2.3 Bacillariophyta, Dinoflagellata y Euglenophyta 96
7.2.4 Variación estacional de la riqueza 97
7.2.5 Contraste de la riqueza con estudios previos en Pantanos de Villa 98
7.3 Abundancia, dominancia y variación estacional 99
7.3.1 Patrones generales de abundancia en temporada seca 99
7.3.2 Dominancia de Chlorophyta en la temporada húmeda 99
7.3.3 Incremento de Cyanobacteria en la temporada seca 100
7.3.4 Implicancias ecológicas 100
7.4 Distribución espacial y diferenciación entre lagunas 102
7.4.1 Lagunas con alta mineralización: Refugio y Las Delicias 102
7.4.2 Lagunas con mineralización intermedia: Mayor y Génesis 102
7.4.3 Laguna con menor mineralización: Marvilla 103

7.5 Frecuencia específica y abundancias extremas 103
7.6 Integración e interpretación general de los análisis multivariados 105
7.7 Integración ecológica e implicaciones para conservación 107
8 CONCLUSIONES 110
9 ANEXOS 112

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Coordenadas geográficas de los puntos de muestreo ubicados en los cuerpos de agua en los Humedales de Villa. 29
Tabla 2. Ubicación de los puntos de muestreo, fechas de monitoreo y períodos estacionales evaluados en las lagunas de estudio. 30
Tabla 3. Matriz de parámetros fisicoquímicos de las cuatro fechas de muestreo en los Humedales de Villa. 41
Tabla 4. Riqueza específica de microalgas y cianobacterias encontradas en los Humedales de Villa. 48
Tabla 5. Índices de diversidad alfa de las comunidades evaluadas en las estaciones de muestreo durante la temporada húmeda en los Humedales de Villa..... 64
Tabla 6. Índices de diversidad alfa de las comunidades evaluadas en las estaciones de muestreo durante la temporada seca en los Humedales de Villa. 66
Tabla 7. Resultados del Análisis de Similaridad (ANOSIM) entre lagunas en la temporada húmeda. 69
Tabla 8. Resultados del análisis de beta-dispersión (BETADISPER) por laguna en la temporada húmeda... 69
Tabla 9. Resultados del Análisis de Similaridad (ANOSIM) entre lagunas en la temporada seca. 72
Tabla 10. Resultados del análisis de beta-dispersión (BETADISPER) por laguna en la temporada seca. 73
Tabla 11. Resultados del Análisis de Similaridad (ANOSIM) global entre temporadas. 74
Tabla 12. Prueba de Kruskal-Wallis para los parámetros fisicoquímicos en la temporada húmeda. Los valores significativos de p-value se indican en negrita*. 75
Tabla 13. Porcentaje de varianza explicada y acumulada de los componentes que conforman el Análisis de Componentes Principales (PCA) en temporada húmeda..... 75
Tabla 14. Prueba de Kruskal-Wallis para los parámetros fisicoquímicos en la temporada seca. Los valores no significativos de p-value se indican en negrita*. 77
Tabla 15. Porcentaje de varianza explicada y acumulada de los componentes que conforman el Análisis de Componentes Principales (PCA) en temporada seca. 78
Tabla 16. Prueba de Kruskal-Wallis global (temporadas) para los parámetros fisicoquímicos. Los valores significativos de p-value se indican en negrita*. 80
Tabla 17. Porcentaje de varianza explicada y acumulada de los componentes que conforman el Análisis de Componentes Principales (PCA) global (temporada húmeda y seca). 80
Tabla 18. Prueba de correlación no paramétrica de Spearman entre las variables biológicas y abióticas en temporada húmeda. 82
Tabla 19. Análisis de Varianza (ANOVA) del modelo CCA para la temporada húmeda. 82
Tabla 20. Porcentaje de varianza explicada y acumulada de los componentes que conforman el Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) en temporada húmeda. 83
Tabla 21. Prueba de correlación no paramétrica de Spearman entre las variables biológicas y abióticas en temporada seca. 85
Tabla 22. Análisis de Varianza (ANOVA) del modelo CCA para la temporada seca. 85
Tabla 23. Porcentaje de varianza explicada y acumulada de los componentes que conforman el Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) en temporada seca. 86

Tabla 24. Prueba de correlación no paramétrica de Spearman global entre las variables biológicas y abióticas. 88
Tabla 25. Análisis de Varianza (ANOVA) del modelo CCA global (temporada húmeda y seca). 88
Tabla 26. Porcentaje de varianza explicada y acumulada de los componentes que conforman el Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) global (temporada húmeda y seca). 89

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa geográfico y ubicación de los puntos de muestreo en los Humedales de Villa (Elaboración propia). 24
Figura 2. Zonas de muestreo – Laguna Delicias. A. Punto de muestreo D-1(mayo 2022). B. Punto de muestreo D-2 (agosto 2022) con totorales alrededor. C. Zona aledaña al punto de muestreo D-1 (octubre 2022) con restos de desechos urbanos. D. Toma de muestra en D-1 25
Figura 3. Zonas de muestreo – Laguna Marvilla. A. Punto de muestreo M-1(abril 2023). Se observa una gran variedad de aves. B. Punto de muestreo M-2 (mayo 2022) con totorales alrededor. C. Zona aledaña al punto de muestreo M-1 (abril 2023). D. Ave muerta cerca a M-1 (abril 2023). Flecha negra: floración algal. 26
Figura 4. Zonas de muestreo – Laguna Génesis. A. Punto de muestreo G-1(abril 2023). Presencia de botes de uso turístico. B. Punto de muestreo G-2 (abril 2023). C. Punto de muestreo G-3 (mayo 2022) con proliferación de Pistia stratiotes (flecha negra) e Hydrocotile sp. (flecha blanca). D. Floración algal en G-3.27
Figura 5. Zonas de muestreo – Laguna Refugio. A. Punto de muestreo R-1 (agosto 2022). B. Punto de muestreo R-2 (agosto 2022). 28
Figura 6. Zonas de muestreo – Laguna Mayor. A. Punto de muestreo MAY-1 (mayo 2022). Filtrado de agua. B. Punto de muestreo MAY-5 (agosto 2022). 28
Figura 7. Variación de la temperatura (°C) para las estaciones de muestreo por fechas y épocas de muestreo. 42
Figura 8. Variación de la conductividad eléctrica del agua (mS/cm) para las estaciones de muestreo por fechas y épocas de muestreo. 43
Figura 9. Variación del pH del agua para las estaciones de muestreo por fechas y épocas de muestreo. 44
Figura 10. Variación del oxígeno disuelto (mg/L) para las estaciones de muestreo por fechas y épocas de muestreo. 45
Figura 11. Variación de sólidos disueltos (ppt) para las estaciones de muestreo por fechas y épocas de muestreo. 46
Figura 12. Variación de la salinidad (ppt) para las estaciones de muestreo por fechas y épocas de muestreo. 47
Figura 13. Riqueza relativa de microalgas y cianobacterias distribuidas por filo en los Humedales de Villa.51
Figura 14. Riqueza de microalgas y cianobacterias en los Pantanos de Villa distribuidas por clase taxonómica. 52
Figura 15. Riqueza de microalgas y cianobacterias en los Pantanos de Villa distribuidas por orden taxonómico. 53

Figura 16. Riqueza de microalgas y cianobacterias en los Pantanos de Villa distribuidas por familia taxonómica. 53
Figura 17. Microfotografías de especies más frecuentes. A. Kamptonema sp. B. Microcystis sp. C. Dictyosphaerium sp. D. Crucigenia sp. E. Navicula sp. 2. F. Plagiotropis sp. G. Durinskia sp. H. Parvodinium sp. **Escala de barras:** 10 µm. 54
Figura 18. Microfotografías de especies más frecuentes. A. Nitzschia longissima. B. Halamphora sp. C. Gomphonema sp. D. Campylodiscus clypeus. E. Fistulifera sp. F. Euglena mutabilis. G. Euglena sp. H. Pseudopediastrum integrum. **Escala de barras:** 10 µm. 55
Figura 19. Distribución de la riqueza de especies de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa distribuida por filo en época húmeda y seca (período de mayo de 2022 a abril de 2023). 56
Figura 20. Distribución de la riqueza de especies de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa distribuida por estación de muestreo en época húmeda y seca (período de mayo de 2022 a abril de 2023). 57
Figura 21. Abundancia relativa de la comunidad de microalgas y cianobacterias distribuidas por filo en los Humedales de Villa en época húmeda. 58
Figura 22. Distribución espacial de la abundancia (organismos/L) de microalgas y cianobacterias en temporada húmeda (mayo de 2022). 59
Figura 23. Distribución espacial de la abundancia (organismos/L) de microalgas y cianobacterias en temporada húmeda (agosto de 2022). 60
Figura 24. Abundancia relativa de la comunidad de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa distribuidas por filo en época seca. 61
Figura 25. Distribución espacial de la abundancia (organismos/L) de microalgas y cianobacterias en temporada seca (octubre de 2022). 62
Figura 26. Distribución espacial de la abundancia (organismos/L) de microalgas y cianobacterias en temporada seca (abril de 2023). 63
Figura 27. Dendrograma de agrupamiento (Similaridad de Bray-Curtis) entre estaciones de muestreo en la temporada húmeda. 67
Figura 28. Prueba de ordenación multivariada nMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) de las comunidades de microalgas y cianobacterias en la temporada húmeda. 68
Figura 29. Dendrograma de agrupamiento (Similaridad de Bray-Curtis) entre estaciones de muestreo en la temporada seca. 71
Figura 30. Prueba de ordenación multivariada nMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) de las comunidades de microalgas y cianobacterias en la temporada seca. 72
Figura 31. Prueba de ordenación multivariada nMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) combinada por temporadas. 73
Figura 32. Análisis de Componentes Principales (PCA) de parámetros fisicoquímicos en estaciones de muestreo durante la temporada húmeda. 76
Figura 33. Análisis de Componentes Principales (PCA) de parámetros fisicoquímicos en estaciones de muestreo durante la temporada seca. 79
Figura 34. Análisis de Componentes Principales (PCA) de estaciones de muestreo basado en parámetros fisicoquímicos: análisis global (temporada húmeda y seca). 81

Figura 35. Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) de la comunidad biológica y variables fisicoquímicas durante la temporada húmeda. 84
Figura 36. Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) de la comunidad biológica y variables fisicoquímicas durante la temporada seca. 87
Figura 37. Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) global de la comunidad biológica y variables fisicoquímicas. 90

ÍNDICE DE ANEXOS

ANEXO 1. Frecuencia de especies (%) de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa. 112
ANEXO 2. Matriz de presencia-ausencia global de las especies de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa. 113
ANEXO 3. Matriz de presencia-ausencia de las especies de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa en temporada húmeda. 113
ANEXO 4. Matriz de presencia-ausencia de las especies de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa en temporada seca. 113
ANEXO 5. Matriz de abundancia de la comunidad de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa. Primera fecha de muestreo (mayo de 2022). Temporada húmeda. 113
ANEXO 6. Matriz de abundancia de la comunidad de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa. Segunda fecha de muestreo (agosto de 2022). Temporada húmeda. 113
ANEXO 7. Matriz de abundancia de la comunidad de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa. Tercera fecha de muestreo (octubre de 2022). Temporada seca. 113
ANEXO 8. Matriz de abundancia de la comunidad de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa. Cuarta fecha de muestreo (abril de 2023). Temporada seca. 113
ANEXO 9. Matriz de abundancia de la comunidad de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa distribuidos por filo, estación y fecha de muestreo. 113
ANEXO 10. Comparaciones post-hoc (Tukey HSD) de distancias al centroide. Análisis por laguna en temporada húmeda. 113
ANEXO 11. Comparaciones post-hoc (Tukey HSD) de distancias al centroide. Análisis por laguna en temporada seca. 113
ANEXO 12. Cargas factoriales (loadings) del PCA – Temporada húmeda. 113
ANEXO 13. Coordenadas (scores) del PCA – Temporada húmeda. 113
ANEXO 14. Cargas factoriales (loadings) del PCA – Temporada seca. 113
ANEXO 15. Coordenadas (scores) del PCA – Temporada seca. 113
ANEXO 16. Cargas factoriales (loadings) del PCA global (temporada húmeda y seca). 113
ANEXO 17. Coordenadas (scores) del PCA global. 113
ANEXO 18. Coordenadas (scores) de variables biológicas y ambientales (temporada húmeda, seca y global). 113
ANEXO 19. Diagnóstico de dominancia y transformaciones alternativas. 113
ANEXO 20. Verificación de efecto de especies dominantes. Comparación de resultados antes y después de excluir dominantes. 113
ANEXO 21. Criterios de interpretación de los índices ecológicos. 113

RESUMEN

Los Humedales de Villa conforman un ecosistema costero que alberga una alta diversidad de especies y ofrecen diversos beneficios ecosistémicos por ser zonas muy productivas. Debido a su gran importancia ecológica, estos humedales conforman un corredor biológico designado como sitio Ramsar, a pesar de estar asociada directamente a influencia urbana. La interacción antrópica trajo consigo repercusiones negativas en estos ecosistemas, tales como la contaminación de los cuerpos de agua o una reducción de gran proporción en la extensión superficial de los humedales. Estas repercusiones reflejan cambios en la estructura de la comunidad biológica presente, especialmente sobre las microalgas y cianobacterias, microorganismos sensibles a perturbaciones ambientales antrópicas y naturales, cuya estructura comunitaria refleja el estado trófico de los cuerpos de agua lénticos. En este sentido, el presente estudio tuvo como objetivo evaluar y determinar la riqueza, diversidad y abundancia, así como la variación espacio-temporal de la comunidad de microalgas y cianobacterias durante las épocas húmeda y seca en los Humedales de Villa durante los años 2022-2023. La colecta de muestras fue realizada en cuatro fechas distintas. Se cuantificaron las muestras utilizando un microscopio óptico bajo el método de Sedgwick-Rafter. La identificación taxonómica se realizó utilizando microfotografías obtenidas del programa ToupView y bibliografía especializada para cada taxa en particular. Los resultados indicaron que la comunidad biológica estuvo compuesta por 158 especies, las cuales se distribuyeron en 6 filos, 12 clases, 42 órdenes, 63 familias y 94 géneros. En ambas épocas de muestreo, la riqueza y abundancia estuvo dominada por los filos Chlorophyta, Cyanobacteria y Bacillariophyta. Los índices ecológicos indicaron una baja diversidad y una riqueza limitada por una alta dominancia de pocas especies y una distribución desigual de los individuos en todas las estaciones. Así mismo, el análisis multivariado de similaridad mostró una clara estructuración espacial de las estaciones de muestreo durante ambas temporadas, donde se

conformaron grupos bien definidos como Mayor y Génesis, mientras que temporalmente, no se observó variación significativa. Por otro lado, las variables fisicoquímicas principales que estructuraron la comunidad biológica fueron la conductividad, salinidad y TDS, conformando un gradiente estable de mineralización del agua asociadas, generalmente, a menores valores de condiciones de acidez y gradiente térmico.

Palabras clave: microalgas, cianobacterias, índices, humedales, Villa, variación, diversidad, riqueza, abundancia, filos.

ABSTRACT

The Humedales de Villa constitute a coastal ecosystem that supports high species diversity and provides multiple ecosystem services due to their high productivity. Owing to their ecological importance, these wetlands form a biological corridor designated as a Ramsar site, despite being directly influenced by urban activities. Anthropogenic interactions have led to negative impacts on these ecosystems, including water pollution and a substantial reduction in the surface area of the wetlands. These impacts are reflected in changes in the structure of the resident biological community, particularly affecting microalgae and cyanobacteria microorganisms highly sensitive to both anthropogenic and natural environmental disturbances whose community structure directly influences the trophic status of lentic water bodies.

In this context, the present study aimed to evaluate and determine the richness, diversity, and abundance, as well as the spatio-temporal variation of microalgae and cyanobacteria communities during the wet and dry seasons in the Villa Wetlands between 2022 and 2023. Samples were collected on four different sampling dates. Quantification was performed using an optical microscope following the Sedgwick–Rafter method. Taxonomic identification was carried out using microphotographs obtained with the ToupView software and specialized literature for each taxon.

The results showed that the biological community comprised 160 species, distributed across 6 phyla, 12 classes, 41 orders, 64 families, and 94 genera. In both sampling seasons, richness and abundance were dominated by the phyla Chlorophyta, Cyanobacteria, and Bacillariophyta. Ecological indices indicated low diversity and limited richness, driven by high dominance of a few species and an uneven distribution of individuals across all sampling stations. Multivariate similarity analyses revealed a clear spatial structuring of

sampling stations during both seasons, with well-defined groups such as Mayor and Génesis, while no significant temporal variation was observed. Furthermore, the main physicochemical variables structuring the biological community were conductivity, salinity, and total dissolved solids (TDS), forming a stable gradient of water mineralization generally associated with lower acidity levels and thermal gradients.

Keywords: microalgae, cyanobacteria, indices, wetlands, Villa, variation, diversity, richness, abundance, phyla.

1 INTRODUCCIÓN

Los humedales costeros son ecosistemas caracterizadas por poseer una alta diversidad de especies y brindan una gran cantidad de funciones y/o beneficios ecosistémicos, por lo cual, son zonas muy productivas con gran importancia ecológica (Aguilar-Medrano, 2023). Estos servicios ecosistémicos se desarrollan en tres aspectos: abastecimiento (suministro de agua, alimentos), regulación (secuestro de carbono) y cultura (turismo) (De Groot et al., 2007). Así mismo, tienen participación en el mejoramiento de la calidad del agua y en establecer hábitats a una gran biodiversidad existente debido a las condiciones fisicoquímicas del agua (Clarkson et al., 2003).

Los Humedales de Villa (o Pantanos de Villa) conforman un corredor biológico integrado al corredor del Pacifico y es considerado como un humedal de importancia internacional por ser un sitio Ramsar (Pulido, 1998; Aponte y Ramírez, 2011). La unidad geomorfológica más importante en estos humedales está compuesta por zonas hidromórficas las que a su vez se encuentran conformadas por lagunas irregulares, islas, canales, juncales, turberas, salitrales y gramadales (Aponte, 2007; Aponte, 2009). Estos hábitats permiten el desarrollo de una gran diversidad biológica que, entre las cuales, se han identificado alrededor de 8 especies de mamíferos (Pacheco et al., 2015), 119 especies de aves (Iannacone et al., 2010; Cepeda, 2016), 13 especies de peces (Castro et al., 1996), 11 especies de moluscos gasterópodos (Vivar et al., 1998), 13 familias de arañas (Duárez, 1995), 53 especies de insectos acuáticos (Peralta y Huamantinco, 2014) y 43 especies de organismos zooplanctónicos (Iannacone y Alvariño, 2007). Con respecto a la flora vascular hay un registro de 193 especies de plantas, de las cuales 67 de estas pertenecen a la flora vascular terrestre y acuática (León et al., 1995; Ramirez y Cano, 2010).

La diversidad florística que reside en estos humedales se encuentra condicionada a las características de las parámetros físicos, químicos y biológicos que poseen las aguas de estas

lagunas (Pulido y Bermúdez, 2018). Las variables o parámetros limnológicos de pH, temperatura y nutrientes influyen en los componentes del plancton que, de acuerdo con su naturaleza, pueden categorizarse como el fitoplancton y el zooplancton (Vivar et al., 1998). Los Humedales de Villa se encuentra categorizado como Refugio de Vida Silvestre (RSV) (Ministerio de Agricultura, 2006) a pesar de estar rodeada por establecimientos urbanos. Esta interacción, a través de los años, ha generado la modificación espacial de dicho ambiente mediante procesos de desecación por desvío de las entradas de agua y la disminución de la napa freática debido al desarrollo urbano y la creciente demanda de agua en Lima (INRENA, 1998). Esto trajo consigo un impacto negativo en la calidad de agua y una reducción de la extensión superficial de los Humedales de Villa a menos de 400 ha en la actualidad (Pulido y Bermúdez, 2018).

Este ecosistema se encuentra conformado por lagunas con dinámicas ecológicas diferentes y presentan un nivel de eutrofización variable que permite un desarrollo fluctuante de las comunidades planctónicas, entre ellas el fitoplancton (Guillen, 2002). La viabilidad de esta comunidad de microorganismos fotosintéticos se relaciona con los parámetros fisicoquímicos (entre ellos el CO_2) y la disponibilidad de nutrientes que se encuentran en estos cuerpos lénticos, lo que a su vez depende de la estacionalidad del ambiente (Guillen, 2002).

Entre los impactos ambientales que afectaron a los Humedales de Villa se mencionan una serie de incendios, donde la más reciente ocurrió en 2014 (Ramirez et al., 2018). Estudios actuales indican que se emitieron 1 397.1 t de CO_2 a la atmósfera durante el tiempo que duró el incendio (Ramirez et al., 2022). Un aumento de las concentraciones de CO_2 causa una disminución del pH y por ende acidifica estos cuerpos de agua lénticos (Kratz, 1987). La respuesta de la comunidad de microalgas y cianobacterias frente a la acidificación ocasiona la disminución de la diversidad de especies y los cambios en la composición de esta, la

biomasa y la producción primaria (Geelen y Leuven, 1986; Findlay et al., 1999). Diversos géneros y/o especies son sensibles a alteraciones debido a los distintos rangos de tolerancia que poseen frente a parámetros fisicoquímicos como el pH, concentración de CO_2, disponibilidad de luz, temperatura, etc. (Geelen y Leuven, 1986; Findlay et al., 1999). Por tal motivo, existe un patrón de variación (ya sea de riqueza o abundancia) en determinadas taxa a lo largo del tiempo estudiado, más aún luego de encontrarse previamente afectada por la deposición ácida atmosférica.

Uno de los problemas más importantes que actualmente recae sobre la comunidad de microalgas y cianobacterias es ocasionado por estresores medioambientales. La problemática de escala mundial del cambio climático altera la composición del CO_2 disponible y este influye en la fotosíntesis y crecimiento algal debido a la alteración en la disponibilidad de carbono inorgánico (Beardall et al., 2009). Existen varios estudios que muestran que los niveles variables de la presión parcial de dióxido de carbono (pCO_2) altera la proporción de C, N y P (Hasler et al., 2016). El calentamiento climático trae consigo efectos en la carga de nutrientes que hay en los cuerpos de agua continentales y afecta a diversos grupos taxonómicos de microalgas, especialmente a las cianobacterias (Elliott, 2012). El efecto directo en la variación de temperatura ocasionada por el calentamiento del globo tiene repercusión en la dominancia de cianobacterias, sin embargo, debido a la capacidad fijadora de nitrógeno de este grupo procariota, pueden obtener ventaja durante su crecimiento a través de la limitación de nitrógeno causada por el ingreso de aguas más cálidas, aumentando, de este modo, las tasas de crecimiento y el consumo de nutrientes (Elliott, 2012).

Por lo anteriormente expuesto, la finalidad de este trabajo de investigación es determinar la estructura de la comunidad microalgas y cianobacterias durante las épocas seca y húmeda en el período del 2022-2023 en los Pantanos de Villa.

2 MARCO TEÓRICO

2.1 Definiciones

Las microalgas se definen como un conjunto de microorganismos fotosintéticos muy diverso y polifilético, en su mayoría unicelulares (Falkowski, 2004), con locomoción limitada y gran variedad en su composición comunitaria (Stockwell et al., 2020). Esta comunidad es considerada como el componente principal y base de toda la red trófica de sistemas acuáticos dulceacuícolas ya que suministra con oxígeno y nutrientes a comunidades aledañas. El monitoreo de estos grupos algales nos permite evaluar el estado en que se encuentra un determinado cuerpo de agua ya que posee una alta sensibilidad a la evolución climática, el régimen hidrobiológico, las características de la red trófica y la carga de nutrientes que trae consigo una serie de efectos como las floraciones, disminución de la transparencia de agua, aumento de la biomasa fitoplanctónica, entre otros (Salmaso et al., 2006).

Las cianobacterias son microorganismos procariontes fotosintéticos, capaces de realizar fotosíntesis oxigénica similar a la de las plantas (Whitton y Potts, 2012). Se encuentran ampliamente distribuidas en ambientes acuáticos y terrestres, donde participan activamente en los ciclos biogeoquímicos (especialmente en la fijación de nitrógeno y carbono) donde pueden formar floraciones nocivas que producen toxinas con efectos negativos sobre la salud humana y los ecosistemas (Paerl y Otten, 2013).

2.2 Características hidrobiológicas, fisicoquímicas y ecológicas de los Humedales de Villa

Los Pantanos o Humedales de Villa fueron designados como “Humedal de Importancia Internacional o Sitio Ramsar” en el año 1997 y Refugio de Vida Silvestre en el 2006 estableciendo un área protegida sobre una superficie de 263.27 hectáreas (SERNANP, 2016).

La zonificación del RSV Los Humedales de Villa abarca lo siguiente: zonas de protección estricta, zona silvestre, zona de uso turístico y recreativo, zona de aprovechamiento directo, zona de uso especial y zona de recuperación (SERNANP, 2016). Así mismo, la cobertura vegetal presente se cataloga en: gramadal, totoral, juncal, corta-corta, acuática, carrizal y salicornial (Flores et al., 2020).

Los Humedales de Villa son considerados humedales costeros con pantanos intermareales y lagunas salinas enlazadas con el mar; comúnmente es reconocido como laguna costera salobre con totoral (INRENA, 1996). Se encuentra formada por el afloramiento de aguas provenientes de la cuenca hidrográfica del río Rímac, a través del acuífero Ate-Surco-Chorrillos y posee aguas salobres con un pH ligeramente básico (INRENA, 1996).

Con respecto a los parámetros fisicoquímicos, los registros históricos de temperatura evidencian variaciones temporales entre los diferentes ambientes de los Humedales de Villa. Se reportaron temperaturas superficiales de 26–28 °C y de fondo de 21–24 °C en 1959, mientras que entre mayo y octubre de 1974 se registraron promedios de 19,3 °C en superficie y 20,1 °C a 25 cm de profundidad (Sarmiento y Guerra, 1960; Montoya, 1984). Estudios posteriores registraron intervalos entre aproximadamente 18 y 30 °C (Guillén y Severino, 2003; Iannacone y Alvariño, 2007; Cepeda et al., 2018; Cosme, 2023). En cuanto al pH, las condiciones registradas han variado desde ligeramente ácidas hasta alcalinas. Montoya (1984) reportó un promedio de 6,7, mientras que Guillén y Severino (2003) registraron valores entre 6,5 y 8,5. Posteriormente, se reportaron intervalos de 7,1–8,8 durante 2011 y de 6,79–8,43 en la laguna Delicias, mientras que en la laguna Marvilla se obtuvo un promedio anual de 8,8 durante 2019–2020 (Cepeda et al., 2018; Cosme, 2023; Huamán et al., 2020). La conductividad eléctrica también ha presentado importantes diferencias entre lagunas y periodos de evaluación. Se registró un valor de 6,9 ohmios·cm^{-1} en 2005, valores entre 5,9 y 8,8 durante 2011 y un intervalo de 5,25–14,10 mS/cm en la laguna Delicias entre

2017 y 2018 (Iannacone y Alvariño, 2007; Cepeda et al., 2018; Cosme, 2023). Asimismo, en la laguna Marvilla se registró un promedio de 4644,8 µS/cm durante 2019–2020 (Huamán et al., 2020). Respecto al oxígeno disuelto, las concentraciones registradas variaron entre 2,7 y 5,5 mg/L durante las evaluaciones de 2004–2005 y entre 2,8 y 4,9 mg/L en 2011 (Iannacone y Alvariño, 2007; Cepeda et al., 2018). Por su parte, en la laguna Mayor se reportaron valores entre 2,2 y 8,1 mg/L (Núñez, 2022). Finalmente, otros parámetros también han sido considerados en evaluaciones recientes de la calidad del agua. Durante 2011, la demanda bioquímica de oxígeno fluctuó entre 1,9 y 3,5 mg/L (Cepeda et al., 2018), mientras que en la laguna Marvilla se analizaron conjuntamente el pH, la conductividad eléctrica y los sólidos disueltos totales mediante un índice de calidad del agua donde se concluyó que la calidad de ésta es regular, indicando que se encuentra ocasionalmente amenazada o dañada (Huamán et al., 2020). Además, durante 2022 se identificaron excedencias frecuentes de parámetros como conductividad eléctrica, cloruros, nitratos, boro y selenio, evidenciando la variabilidad fisicoquímica existente entre los diferentes ambientes de los Humedales de Villa (Aguirre y Nieto, 2024).

Respecto a los análisis univariados y multivariados, durante 2011 los índices de Shannon, Simpson y Margalef mostraron poca variación entre los periodos evaluados, observándose una mayor diversidad en Marvilla durante los primeros meses del año y menores valores en la laguna Mayor (Cepeda et al., 2018). Asimismo, en la laguna Mayor se registraron valores de Shannon (Hloge) entre 0,76 y 1,28, Pielou entre 0,37 y 0,93 y Simpson (λ) entre 0,33 y 0,46, aunque no se especificó la fecha de muestreo (Núñez, 2022). El índice de Jaccard mostró una separación entre las estaciones cercanas al litoral, asociadas con Marvilla, y aquellas más alejadas, relacionadas principalmente con Mayor y Génesis. Asimismo, el análisis de correspondencia canónica evidenció una relación entre la composición del fitoplancton y las variables fisicoquímicas, destacando la conductividad eléctrica como el

factor asociado más recurrentemente durante el año, mientras que la DBO y la temperatura mostraron asociaciones estacionales (Cepeda et al., 2018).

Con respecto a la eutrofización, diversos estudios han evidenciado condiciones variables y, en algunos ambientes, un progresivo enriquecimiento de nutrientes en los Humedales de Villa. En el 2011, los índices tróficos basados en diatomeas clasificaron las lagunas Mayor, Génesis y Marvilla como oligotróficas, mientras que el índice de cianobacterias y el índice compuesto las clasificaron como eutróficas (Cepeda et al., 2018). En la laguna Delicias, los valores de clorofila-a y fósforo total registrados entre 2017 y 2018 correspondieron principalmente a condiciones hipereutróficas, siendo el fósforo el principal nutriente limitante durante la mayor parte del periodo (Cosme, 2023). En la laguna Mayor, estimaciones de clorofila-a mediante espectrofotometría y teledetección también evidenciaron estados eutróficos e hipertróficos (Quintana y Uzuriaga, 2023). Asimismo, las concentraciones de fósforo, nitrógeno y sólidos disueltos totales han sido asociadas con condiciones eutróficas e hipereutróficas, mientras que se ha señalado el aporte de detergentes provenientes de canales de abastecimiento, particularmente hacia la laguna Mayor (Álvarez, 2016). Estos procesos se relacionan con la influencia de actividades antropogénicas, las cuales podrían favorecer la eutrofización y modificar la composición de las comunidades acuáticas (Guillén, 2002). Finalmente, evaluaciones de calidad del agua han identificado excedencias de nitratos, cloruros, boro y otros elementos respecto a los ECA, incluyendo registros en las lagunas Génesis, Marvilla y Mayor, evidenciando la presencia de presiones fisicoquímicas adicionales sobre el humedal (INGEMMET, 2019).

2.3 Conocimiento actual de la diversidad algal y cianobacterial en los Humedales de Villa

Las investigaciones iniciales en el Perú sobre la comunidad de microalgas en la zona de estudio inician con la diversidad de estos microorganismos registrados por Montoya (1984)

la cuál fue de 24 familias, 45 géneros y 67 especies pertenecientes a las divisiones Cyanophyta, Chlorophyta y Chrysophyta. De estas últimas, destacan las cianobacterias como el grupo más representativo teniendo como especies más predominantes a *Chroococcus turgidus*, *Microcystis aeruginosa*, *Gomphosphaeria aponina*, entre otras.

Así mismo, se han identificado diversos géneros del filo Euglenophyta en las lagunas Mayor, Refugio, Marvilla y Génesis, donde destaca, principalmente, el género *Euglena* (con un registro de 10 especies): *Euglena acus*, *Euglena gracilis*, *Euglena inflexa*, *Euglena viridis* (Guillén et al., 2003), *Euglena* sp., *Euglena ehrenbergi*, *Euglena oxyuris* (Sarmiento y Guerra, 1960), *Euglena chlorophoenicea*, *Euglena rubra* y *Euglena spyrogyra* (Sarmiento y Morales, 1998) seguido por el género *Phacus* (4 especies): *Phacus acuminata*, *Phacus pyrum* (Sarmiento y Guerra, 1960; Sarmiento y Morales, 1998; Guillén et al., 2003), *Phacus pleuronectes* (Sarmiento y Guerra, 1960; Sarmiento y Morales, 1998) y *Phacus longicaudus* (Sarmiento y Morales, 1998); *Lepocinclis* (1 especie) y *Trachelomonas* (1 especie) (Sarmiento y Guerra, 1960). De igual manera, se registraron otros representantes del subfilo Mastigophora donde se encuentran *Monas*, *Chilomonas*, *Chromulina*, *Cryptomonas*, *Chlamydomonas*, *Volvox*, *Anisonema*, *Heteronema*, *Peranema*, *Petalomonas*, *Gymnodinium*, *Ceratium* (Quispe y Valenzuela, 1955; Sarmiento y Guerra, 1960; Sarmiento y Morales, 1998; Guillén et al., 2003) y *Peridinium* (Quispe y Valenzuela, 1955).

Por otro lado, Cepeda y Iannacone (2012) estudiaron la variación estacional de la comunidad planctónica en los Humedales de Villa y lo relacionaron con los parámetros fisicoquímicos para determinar la calidad de los cuerpos de agua en la zona; con ello determinaron que esta comunidad estaba representada por los filos Bacillariophyta (14 especies), Chlorophyta (9 especies) y Cyanophyta (6 especies).

Posteriormente, Cepeda et al. (2018) evaluaron ocho puntos de muestreo en las lagunas Mayor, Génesis y Marvilla, así como en el espejo de agua denominado Herradura,

registrando 29 especies de microalgas distribuidas en tres filos, con predominio de Chlorophyta, seguida de Cyanobacteria y Bacillariophyta.

Finalmente, Núñez (2022) aplicó técnicas de ADN ambiental en cinco puntos de la laguna Mayor, identificando 12 especies de microalgas, lo que representa una aproximación metodológica diferente a los estudios tradicionales basados en la identificación morfológica. Las especies identificadas fueron: *Lithodesmium undulatum*, *Nephroselmis olivacea*, *Dolichomastix tenuilepis*, *Monomastix* sp., *Tinocladia crassa*, *Padina haitiensis*, *Guillardia theta*, *Diacronema viridis*, *Nitzschia palea*, *Cyanophora paradoxa*, *Tetraselmis subcordiformis* y *Jaagichlorella roystonensis*. El porcentaje de similaridad para estas especies superó el 70 % a excepción de *Padina haitiensis* que tuvo 66.9 %.

3 HIPÓTESIS

H_i: La estructura de la comunidad de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa está relacionada con los parámetros fisicoquímicos durante las épocas húmeda y seca en el período 2022-2023.

H_o: La estructura de la comunidad de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa no está relacionada con los parámetros fisicoquímicos durante las épocas húmeda y seca en el período 2022-2023.

4 OBJETIVOS

4.1 Objetivo general

Determinar la estructura de la comunidad de microalgas y cianobacterias durante las épocas seca y húmeda en el período del 2022-2023 en los Humedales de Villa.

4.2 Objetivos específicos

- Determinar la composición, abundancia y riqueza de la comunidad de microalgas y cianobacterias de las lagunas en los Humedales de Villa.

- Determinar las características de la distribución espacial y temporal de la comunidad de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa.

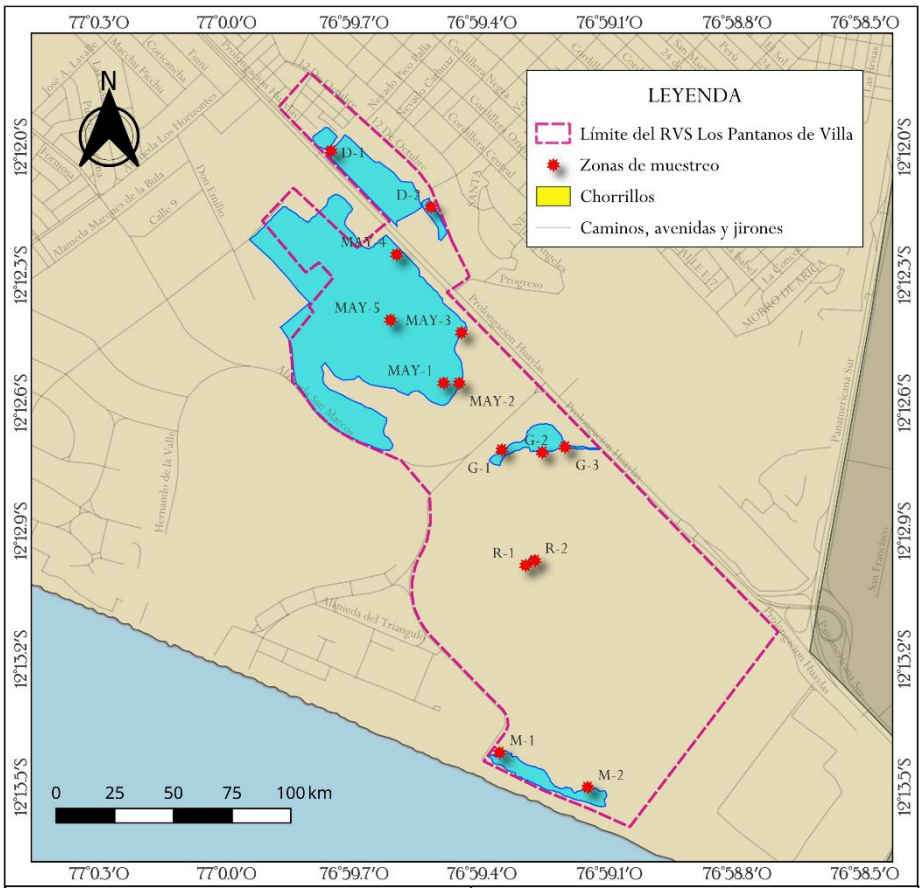
- Determinar la relación existente entre la comunidad de microalgas y cianobacterias y las variables fisicoquímicas en los Humedales de Villa.

5 MATERIALES Y MÉTODOS

5.1 Área de estudio

El estudio se realizó en el RVS Los Humedales de Villa (12º12’43” S 76º59’24” W), en el distrito de Chorrillos, Lima. La investigación abarcó cinco lagunas: Las Delicias, Marvilla, Génesis, Mayor y Refugio (Figura 1). Estos humedales se sitúan en la intercuenca de los ríos Rímac y Lurín cuyas aguas subterráneas tienen origen en el acuífero con flujo de norte a sur respecto al río Rímac (Pulido y Bermúdez, 2018). La disponibilidad de agua en los Pantanos de Villa está relacionada con las épocas de crecida y sequía ocasionadas por la saturación superficial del flujo de agua subterránea; por ende, en las épocas de crecida, hay una mayor conducción de agua impulsada por el alto caudal del río y, contrariamente en épocas de sequía, existe una menor conducción de agua (INRENA, 1998).

Figura 1. *Mapa geográfico y ubicación de los puntos de muestreo en los Humedales de Villa (Elaboración propia).*



5.1.1 Laguna Las Delicias

La laguna Las Delicias se encuentra situada frente a zonas urbanas (Urb. Las Garzas de Villa). Su profundidad varía entre los 20 cm a 1 m (SERNANP, 2016). En el punto D-1 (Figura 2. A) se observaron desechos urbanos que se extendían en gran parte del área de estudio. Se registró la presencia de gramadales, suculentas y algunas aves en esta zona. El punto de muestreo D-2 (Figura 2. B) se caracterizó por la alta presencia de totorales (*Typha domingensis*) y desmonte de estructuras de cemento.

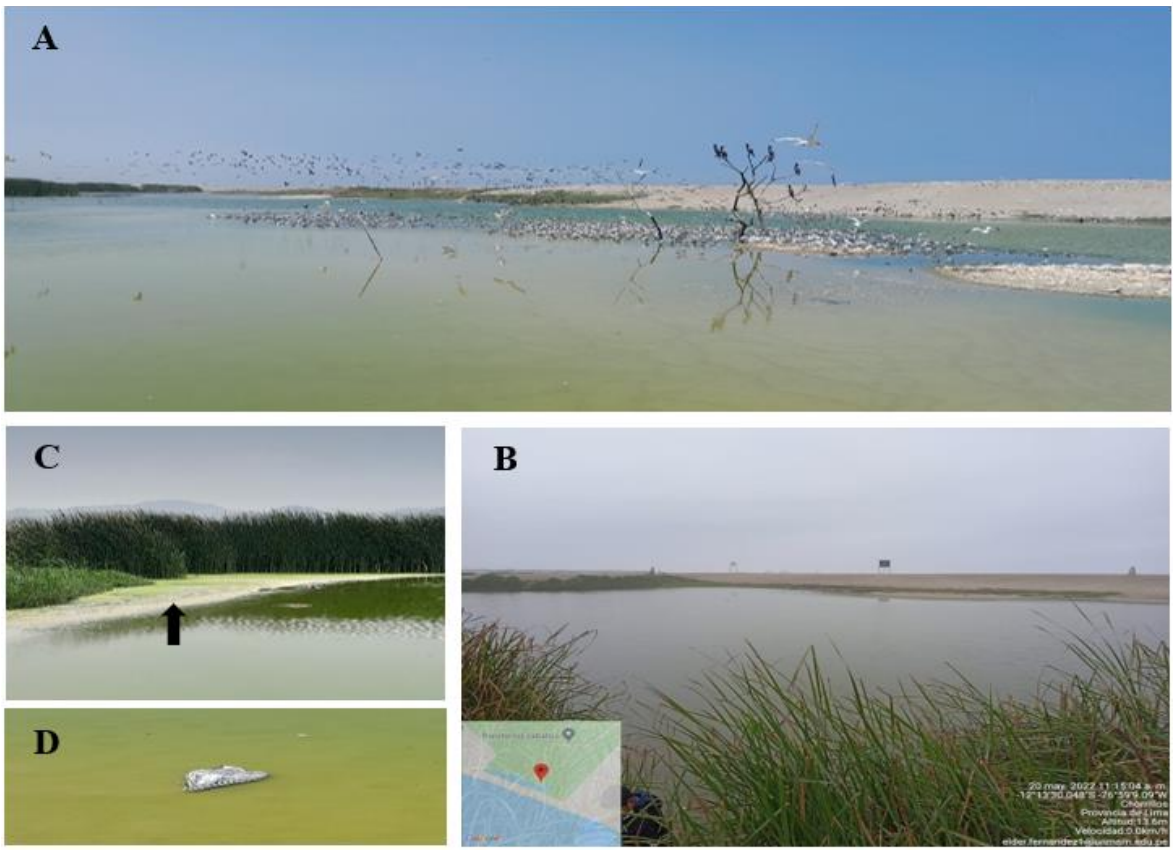
Figura 2. *Zonas de muestreo – Laguna Delicias. A. Punto de muestreo D-1(mayo 2022). B. Punto de muestreo D-2 (agosto 2022) con totorales alrededor. C. Zona aledaña al punto de muestreo D-1 (octubre 2022) con restos de desechos urbanos. D. Toma de muestra en D-1*



5.1.2 Laguna Marvilla

La laguna Marvilla es la única del complejo de lagunas que se encuentra ubicada adyacente al mar. La profundidad de sus aguas varía desde los 2 cm a 1.5 m (SERNANP, 2016). Este cuerpo de agua alberga una gran diversidad de aves y es utilizada como zona de anidamiento por las mismas. El punto M-1 (Figura 3. A) es de aguas muy someras y la coloración de esta varió según la temporada de muestreo. En el cuarto periodo de muestreo (abril 2023) la coloración del agua fue de un verde intenso con presencia de floración algal y avistamiento de un ave muerta. En el resto de las temporadas de muestreo la coloración fue marrón oscuro. La zona estaba rodeada de plantas arbustivas de la especie *Ipomoea carica*. El punto M-2 (Figura 3. B) es de mayor profundidad y está rodeada de totorales y algunos arbustos. La coloración del agua fue de marrón oscuro en ambas épocas. Destaca una gran presencia de ostrácodos.

Figura 3. *Zonas de muestreo – Laguna Marvilla. A. Punto de muestreo M-1(abril 2023). Se observa una gran variedad de aves. B. Punto de muestreo M-2 (mayo 2022) con totorales alrededor. C. Zona aledaña al punto de muestreo M-1 (abril 2023). D. Ave muerta cerca a M-1 (abril 2023). Flecha negra: floración algal.*



5.1.3 Laguna Génesis

La laguna Génesis se encuentra rodeada de totorales y gramadales. La coloración del agua varío de marrón a verde oscuro en distintas épocas de muestreo, mientras que su profundidad se encuentra en rango de 0.3 a 0.5 m (SERNANP, 2016). El punto de muestreo G-1 (Figura 4. A) se ubica cerca a la entrada de los pantanos. En esta zona se realizan actividades humanas de turismo utilizando botes. Se observaron algunas aves. En el punto de muestreo G-2 (Figura 4. B) se localizaban solo gramadales. En G-3 (Figura 4. C) se registró una floración algal en agosto del 2022 y se observaron algunas aves y plantas acuáticas de las especies *Pistia stratiotes* e *Hydrocotyle* sp.

Figura 4. *Zonas de muestreo – Laguna Génesis. A. Punto de muestreo G-1(abril 2023). Presencia de botes de uso turístico. B. Punto de muestreo G-2 (abril 2023). C. Punto de muestreo G-3 (mayo 2022) con proliferación de Pistia stratiotes (flecha negra) e Hydrocotile* sp. *(flecha blanca). D. Floración algal en G-3.*



5.1.4 Laguna Refugio

La laguna Refugio presentó aguas de color marrón-rojizo intenso (Figura 5). Esta laguna alberga juncales, totorales y gramadales. Aguas de difícil acceso. Su profundidad varía de 0.5 a 1.5 m (SERNANP, 2016).

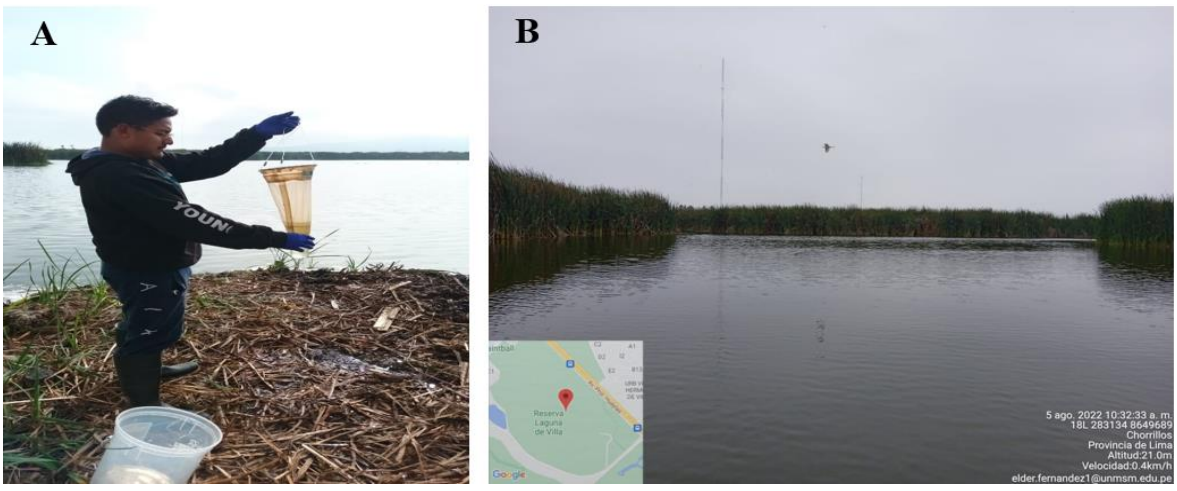
Figura 5. *Zonas de muestreo – Laguna Refugio. A. Punto de muestreo R-1 (agosto 2022). B. Punto de muestreo R-2 (agosto 2022).*



5.1.5 Laguna Mayor

La laguna Mayor es la de mayor extensión. Se encuentra rodeada de abundante totoral y poco juncal. Presencia de burbujas en algunos puntos de muestreo. La coloración del agua fue de color marrón-verdoso en toda la superficie (Figura 6. B). Zona de anidamiento de aves en algunas zonas. La profundidad varía desde unos pocos centímetros hasta más de 2 metros (SERNANP, 2016).

Figura 6. *Zonas de muestreo – Laguna Mayor. A. Punto de muestreo MAY-1 (mayo 2022). Filtrado de agua. B. Punto de muestreo MAY-5 (agosto 2022).*



5.2 Población y muestra

La población de estudio son las microalgas y cianobacterias presente en las lagunas de los Humedales de Villa y la muestra es la cantidad de agua que se tomará en cada punto de muestreo. Los puntos de muestreo se establecieron según la morfometría, profundidad y cobertura de vegetación acuática (Confederación Hidrográfica del Ebro, 2015) de las lagunas en estudio.

5.3 Diseño de muestreo

Se establecieron 14 puntos de muestreo (Tabla 1) que fueron georreferenciados con un GPS Garmin eTrex 10. La cantidad de puntos de muestreo por laguna fueron establecidas de la siguiente manera: Las Delicias, 2 puntos de muestreo (D-1 y D-2); Marvilla, 2 puntos de muestreo (M-1 y M-2); Génesis, 3 puntos de muestro (G-1, G-2 y G-3); Mayor, 5 puntos de muestreo (MAY-1, MAY-2, MAY-3, MAY-4 y MAY-5) y Refugio, 2 puntos de muestreo (R-1 y R-2).

Tabla 1. *Coordenadas geográficas de los puntos de muestreo ubicados en los cuerpos de agua en los Humedales de Villa.*

Laguna	Estación	Latitud Sur	Longitud Oeste
Delicias	D-1	12° 12’ 0.58” S	76° 59’ 45.28” W
	D-2	12° 12’ 8.46” S	76° 59’ 31.21” W
Marvilla	M-1	12° 13’ 25.15” S	76° 59’ 21.52” W
	M-2	12° 13’ 30.05” S	76° 59’ 9.09” W
Génesis	G-1	12° 12’ 42.60” S	76° 59’ 21.20” W
	G-2	12° 12’ 42.95” S	76° 59’ 15.49” W
	G-3	12° 12’ 42.20” S	76° 59’ 12.30” W
Mayor	MAY-1	12° 12’ 33.2” S	76° 59’ 29.4” W
	MAY-2	12° 12’ 33.2” S	76° 59’ 27.2” W
	MAY-3	12° 12’ 26.1” S	76° 59’ 26.9” W
	MAY-4	12° 12’ 15.134” S	76° 59’ 36.038” W
	MAY-5	12° 12’ 24.336” S	76° 59’ 36.894” W
Refugio	R-1	12° 12’ 58.821” S	76° 59’ 17.844” W
	R-2	12° 12’ 58.15” S	76° 59’ 16.55” W

5.4 Época de muestreo

La recolección de muestras se realizó en cuatro períodos: mayo, agosto, octubre de 2022 y abril de 2023 (Tabla 2). Los muestreos de mayo y agosto corresponden a la época húmeda y, los de octubre y abril, a la época seca (Young, 1998).

Tabla 2. *Ubicación de los puntos de muestreo, fechas de monitoreo y períodos estacionales evaluados en las lagunas de estudio.*

Puntos de muestreo	Cuerpo de agua	Fechas de muestreo	Período estacional
D-1	Laguna Delicias	Mayo 2022, agosto 2022, octubre 2022 y abril 2023	Húmeda-Seca
D-2			
M-1	Laguna Marvilla		
M-2			
G-1	Laguna Génesis		
G-2			
G-3			
MAY-1	Laguna Mayor		
MAY-2			
MAY-3			
MAY-4			
MAY-5			
R-1	Laguna Refugio		
R-2			

5.5 Procedimiento de muestreo

5.5.1 Parámetros fisicoquímicos del agua

Los parámetros fisicoquímicos fueron determinados *in situ* a nivel superficial en cada punto de muestreo y consistió en el registro de pH, temperatura del agua (°C), oxígeno disuelto (mg/L), conductividad (mS/cm), sólidos disueltos totales (TDS) y salinidad (ppm). Esto se llevó a cabo empleando un multiparámetro Hach Pocket Pro y un medidor de oxígeno disuelto "estilo lápiz" Sper Scientific Direc.

5.5.2 Colecta y fijación de muestras

Para el análisis cuantitativo, la toma de muestra fue directa; se colectaron 250 mL de agua por punto de muestreo en zonas superficiales (Samanez et al., 2014) y 1 L de la misma para aguas más eutróficas (APHA, AWWA, y WEF, 2023).

Las muestras para el análisis cualitativo fueron colectadas mediante filtración. La cantidad de agua a filtrar se determinó teniendo en cuenta el estado trófico de la laguna. Para aguas oligotróficas, se filtraron 40 L de agua utilizando una red de fitoplancton de 10 μm de abertura de malla; para las eutróficas se filtraron solo 20 L de agua utilizando la misma red y micraje (Samanez et al., 2014). Una parte del filtrado obtenido, se separó como muestra viva, sin la adición de preservante, con el fin de realizar la identificación previa de microalgas y cianobacterias.

El filtrado y las muestras de agua tomadas directamente fueron almacenadas en frascos de plástico blanco, de boca ancha, doble tapa y con una capacidad de 250 mL y 1 L respectivamente. El llenado se realizó hasta las ¾ partes del frasco y se utilizó solución Transeau (6:3:1) como preservante hasta completar el volumen total del recipiente.

Las muestras obtenidas fueron etiquetadas convenientemente luego de la colecta. Se elaboró un código de muestreo teniendo en cuenta la procedencia o localización,

fecha de colección, fijador utilizado, tipo de muestra, método de recolección y nombre de la persona encargada de la recolección. Esto nos permitió manejar una base de datos adecuada.

Se tomaron muestras vivas en las zonas de estudio para tener una mejor representatividad y visualización de microorganismos (algas y cianobacterias) presentes en las lagunas. En los puntos de muestreo con acceso limitado se utilizó tubos de PVC acoplados a un sujetador de manera artesanal para sostener los frascos y tomar las muestras de manera directa. La poca profundidad en algunos puntos de muestreo (D-1, M-1) y el difícil acceso a ellas (R-1, R-2, G-3 y M-2) son otros de los motivos por los cuales se justificó este tipo de colecta. En la primera fecha de muestreo (mayo del 2022) no se logró colectar las muestras en las estaciones R-1, R-2, MAY-4 y MAY-5, debido a problemas logísticos relacionados al tiempo límite en el permiso de ingreso y disponibilidad de uso del bote.

Para el traslado de las muestras se utilizó un cooler modelo Party Stacker de 16 L manteniendo una temperatura menor de 15 °C y fueron llevadas al Laboratorio de Ecología Molecular y Biodiversidad de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos (UNMSM).

5.6 Procesamiento de muestras

5.6.1 Análisis cualitativo

Se colocaron alícuotas de muestra en portaobjetos cubiertas con laminillas para ser visualizadas en el microscopio óptico Nikon E200. Para la lectura de muestras se utilizaron los objetivos de 20X, 40X y 100X. Se tomó registro de las especies identificadas tomando en cuenta la presencia/ausencia de la comunidad de microalgas y cianobacterias. Las microfotografías de las especies registradas fueron obtenidas con la cámara Touptek modelo E3ISPM12000KPA y el software

ToupView 3.7. La edición de las imágenes se llevó acabó con el Adobe Photoshop 24.7.4 y CorelDRAW 26.0.0.101. Para la identificación de las especies se utilizaron materiales bibliográficos de acuerdo al grupo taxonómico de interés: para cianobacterias se emplearon los trabajos de Komárek y Anagnostidis (1988), Komárek (1999), Komárek y Anagnostidis (2005); Hindák (2008); para clorofíceas, Huber-Pestalozzi (1955); para diatomeas, Foged (1971), Krammer (1986), Krammer (1988); para crisofíceas, dinofíceas y euglenofitas, Tell y Conforti (1986), Popovský y Pfiester (1990), Anton (1981) y Javornicky (2003); entre otros diversos artículos de interés. Las especies que no pudieron identificarse fueron registradas como "*Genus* sp. 1", *Genus* sp. 2", etc. El término "sp." corresponde a la abreviatura reconocida por el International Code of Nomenclature for algae, fungi and plants (ICN, 2025) (sección de recomendación 23A) para indicar identificación incompleta a nivel específico. El número asignado funciona únicamente como un identificador interno para diferenciar especies distintas dentro de un mismo género. Estas designaciones no constituyen nombres válidos bajo el ICN (Art. 6.1) y se emplearon únicamente con fines analíticos y comparativos. La identificación taxonómica se complementará utilizando el algaebase (Guiry y Guiry, 2025)

5.6.2 Análisis cuantitativo

Para este análisis se utilizó un microscopio óptico Nikon E200 al utilizar aumentos de 10X y 20X y un microscopio invertido Nikon Eclipse para aumentos de 40X. Se utilizó una cámara Sedgwick-Rafter de (50 X 20 X 1) mm para el recuento. Las muestras colectadas fueron previamente homogenizadas realizando movimientos suaves en forma de ocho invertido alrededor de un minuto. Se tomaron alícuotas de 1 mL y se confinó el contenido con ayuda de un cubreobjetos. No se consideraron

las células muertas ni los frústulos rotos de diatomeas para la enumeración. La abundancia se expresó como organismos/L. Para las especies unicelulares, un organismo correspondió a una célula, mientras que, en las especies coloniales, un organismo correspondió a una colonia. Todo lo anteriormente mencionado se establece en base a APHA-AWWA-WEF, 2023.

5.7 Preparación de láminas montadas de diatomeas

Se empleó la metodología de Battarbee (1986), Soeprobowati et al., (2017) y Soeprobowati (2021) para realizar el procedimiento.

5.7.1 Limpieza y destrucción de la materia orgánica

El tratamiento oxidativo de los frústulos de las diatomeas tuvo por finalidad obtener un lavado eficiente de valvas y poder observar de manera más clara los rasgos morfológicos que poseen. El tratamiento inició con la aplicación de peróxido de hidrogeno (H_2O_2) al 30% y ácido clorhídrico (HCL) al 10% a fin de degradar toda la materia orgánica y compuestos calcáreos de las valvas para poder realizar una mejor identificación taxonómica de las especies. El procedimiento en específico fue el siguiente:

- Se añadió 5 ml de muestra sedimentada en un tubo de ensayo.
- Se añadió 50 mL de HCL al 10% y se llevó el contenido a ebullición utilizando un hot plate a 90ºC bajo una campana extractora de gases. El tiempo de exposición está relacionado con la cantidad de materia orgánica de la muestra. Al tratarse de muestras pantanosas (gran cantidad de materia orgánica) la exposición duró entre 2-3 hrs.
- Retiramos los tubos de ensayos para dejar enfriar y esperamos 24 horas para dejar sedimentar.

- Retiramos el ácido con una pipeta Pasteur y enjuagamos el contenido con 80 mL de agua destilada. Este proceso fue repetido entre 4 a 5 veces para que el pH llegue a neutro.

- Luego del enjuague, añadimos 50 ml de H_2O_2 (30%) y calentamos nuevamente por 3 horas. Repetimos el proceso por lo menos 5 veces para limpiar correctamente el frústulo de las diatomeas y eliminar el $CaCO_3$.

5.7.2 Montaje de la muestra

Luego de realizar el procedimiento de limpieza, el material pasó a la fase de montaje en láminas permanentes. Para ello utilizamos una resina con un alto índice de refracción Zrax I.R.=1.71 (Ferrario et al., 1995). El procedimiento fue el siguiente:

- Colocamos los cubreobjetos limpios en un hot plate o superficie caliente.
- Añadimos en cada cubreobjeto entre 100 – 200 µl de muestra previamente lavada.
- Añadimos, aproximadamente, 10 gotas de agua destilada en la muestra. Posteriormente, añadimos un par de gotas de alcohol al 50% hasta expandir el material en toda la lámina, formando una pequeña capa liquida y dejamos secar.
- Adicionamos 1 gota de medio de montaje o resina (Naphrax) utilizando un mondadientes en una lámina portaobjetos.
- Colocamos el portaobjeto sobre el cubreobjeto.
- Colocamos el preparado en el hot plate para extender la resina y cubra los límites del cubreobjetos.
- Nos aseguramos de evitar la formación de burbujas de aire por el calentamiento. Presionamos suavemente con un mondadientes y dejamos endurecer o secar a temperatura ambiente (15 minutos).
- Eliminamos los restos de resina con una navajilla

Las láminas fueron rotuladas y almacenadas en cajas organizadoras porta-láminas para su identificación y conservación.

5.8 Análisis de datos y procedimientos estadísticos

5.8.1 Composición de la comunidad de microalgas y cianobacterias

La composición de la comunidad fue determinada a partir de la identificación taxonómica de los organismos considerando las categorías taxonómicas de filo, clase, orden, familia, género y especie. A partir de dicha identificación, se elaboró una matriz de datos de riqueza y abundancia, donde se incluyeron los valores de abundancia de cada taxón por estación y fecha de muestreo. Esta matriz fue utilizada como base para los análisis univariados y multivariados posteriores.

5.8.2 Análisis univariados-Índices ecológicos (Diversidad alfa)

La diversidad alfa de la comunidad de microalgas y cianobacterias fue evaluada mediante los índices de Shannon-Wiever (H' (ln)), Simpson (1-λ), Pielou (J') y Margalef (d) por estación y época de estudio. Para la obtención de estos índices ecológicos se utilizó el software Primer V 6.1. Se elaboró una adaptación de los criterios de clasificación para la interpretación de los valores resultantes de cada índice, de acuerdo a lo descrito por Magurran (2004) y Krebs (1999). Los rangos utilizados se presentan en el Anexo 21.

5.8.2.1 Índice de Shannon-Wiever (H' (ln))

El índice de Shannon–Wiever mide la diversidad alfa considerando la riqueza de taxones y la distribución de sus abundancias relativas, siendo sensible tanto a la presencia de especies raras como a la equitatividad de la comunidad (Shannon y Weaver, 1949; Magurran, 2004). Los valores de este índice no presentan un rango fijo, pero en estudios ecológicos se utilizan rangos de

referencia para facilitar la interpretación comparativa. Valores de H' inferiores a 1, indican baja diversidad; valores entre 1 y 2, una diversidad moderada; y valores superiores a 2, una diversidad relativamente alta (Magurran, 2004; Reynolds, 2006).

Este índice fue determinado utilizando logaritmos en base e (ln), por lo cual las "unidades" de los valores resultantes son "**nats**".

5.8.2.2 Índice de Diversidad de Simpson (1-λ)

El Índice de Diversidad de Simpson mide la diversidad de un ecosistema siendo sensible a la dominancia de las especies más abundantes. Este índice calcula la probabilidad de que dos individuos seleccionados al azar de una muestra pertenezcan a especies diferentes. Los valores de este índice oscilan entre 0 y 1, donde valores cercanos a 1 denotan diversidad máxima y, valores cercanos a 0, diversidad mínima. Esta es la versión que invierte λ para expresarla como diversidad, no como dominancia, corrigiendo el problema de λ, que aumenta cuando hay dominancia (lo contrario de lo que queremos interpretar como diversidad) (Simpson, 1949; Moreno, 2001).

5.8.2.3 Índice de Equidad de Pielou (J')

El índice de Pielou mide el grado de equitatividad en la distribución de las abundancias entre los taxones presentes, tomando valores entre 0 y 1, donde valores cercanos a 1 indican una distribución más uniforme. Se calcula utilizando el índice de Shannon-Wiever observado entre el Shannon máximo teórico. Este índice expresa la proporción de la diversidad máxima teórica que alcanza una comunidad, lo que refleja el grado de uniformidad en la distribución de las abundancias entre las especies (Pielou, 1966; Magurran, 2004).

5.8.2.4 Índice de Riqueza de Margalef (d)

El índice de Margalef mide la riqueza específica ajustada por el tamaño de la muestra, relacionando el número de taxones con el total de individuos registrados, de este modo permite comparaciones entre comunidades con distinto esfuerzo de muestreo (Margalef, 1958). El mínimo valor que puede tomar este índice es de 0, lo que indica la riqueza mínima posible (1 especie); sin embargo, no posee un límite superior fijo. En estudios ecológicos se usan rangos orientativos para su interpretación: valores menores a 1 indican una riqueza muy baja; valores entre 1 y 3, riqueza baja a moderada; valores entre 3 y 5, riqueza moderada; y valores mayores a 5, riqueza alta (Margalef, 1969; Magurran, 2004).

5.8.3 Análisis multivariados de la comunidad (Diversidad beta)

Para evaluar los cambios en la composición comunitaria de microalgas y cianobacterias a nivel espacial y temporal, así como su relación con los parámetros ambientales, se utilizó el software estadístico RStudio 2025.09.2.

5.8.3.1 Variación espacial y temporal de la comunidad

Se realizó la Prueba de Similaridad de Bray-Curtis para comparar comunidades biológicas entre estaciones y épocas de muestreo, utilizando sus abundancias específicas mediante las funciones del paquete “vegan”. Se aplicó la transformación log (x+1) para reducir efectos de especies súper dominantes. Asimismo, se realizó el cluster usando la matriz de disimilitud de Bray–Curtis para visualizar los patrones ecológicos entre las estaciones de muestreo a través de un dendrograma de agrupamiento jerárquico que se construyó con ayuda de las funciones del paquete gráfico “stats”, donde el eje Y (height) representa el grado de disimilitud entre las muestras.

Adicionalmente, se realizó un análisis nMDS (Non-Metric Multidimensional Scaling) como complemento del cluster, con el objetivo de representar las relaciones de similitud entre las comunidades biológicas en un plano bidimensional. El análisis se realizó utilizando la función metaMDS() del paquete "vegan", donde el modelo se evalúa a través del valor de stress. Los resultados gráficos del nMDS fueron generados con herramientas gráficas del paquete "ggplot2". Los rangos de valores interpretativos de stress se consideraron según Kruskal (1964) y Clarke (1993), quienes indican que valores de stress menores a 0.05 indican una representación de distancias reales excelentes; valores entre 0.05 y 0.10, representación muy buena; valores 0.10 y 0.20, representación buena; valores entre 0.20 y 0.30, representación pobre; y valores mayores a 0.30, representación no interpretable.

Para validar estadísticamente las diferencias en la composición comunitaria, se aplicó un Análisis de Similitudes (ANOSIM) utilizando la función anosim () del paquete "vegan". Se contrastó la hipótesis nula (que indica ausencia de diferencias significativas entre grupos) mediante el estadístico R y su significancia asociada o p-value (obtenida a través de permutaciones aleatorias).

Para evaluar si las diferencias detectadas en los análisis de ordenación y ANOSIM se debían a diferencias en la dispersión interna de los grupos (debido a la ausencia de estaciones en la primera fecha de muestreo), se aplicó un análisis de beta-dispersión (Anderson, 2006; Legendre y Legendre, 2012). La homogeneidad de la dispersión entre lagunas fue evaluada mediante ANOVA y comparaciones post-hoc de Tukey.

5.8.3.2 Análisis de variables abióticas

Para evaluar diferencias estadísticas en las variables ambientales (parámetros fisicoquímicos) entre estaciones y épocas de muestreo, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal–Wallis empleando la función kruskal.test() del paquete "stats". Los resultados fueron interpretados a partir del estadístico H y su significancia asociada (p-value) (Siegel y Castellan, 1988). Por último, para identificar los principales gradientes ambientales y su variación espacial, se realizó un Análisis de Componentes Principales (PCA) (Jolliffe, 2002), a partir de un data frame compuesto exclusivamente por variables fisicoquímicas, mediante funciones del paquete "vegan" (Ávila et al., 2015).

5.8.3.3 Relación entre variables abióticas y bióticas

Para evaluar la relación entre variables ambientales y abundancia y riqueza, se aplicó un análisis de correlación de Spearman como prueba inferencial (Conover, 1999; Zar, 2010), utilizando un data frame que combinan variables fisicoquímicas y biológicas (formato ancho); para tal finalidad, se utilizó la función cor.test() del paquete "stats", especificando el método "spearman". Se utilizaron los coeficientes de correlación (ρ) y sus valores de significancia (p-value) para identificar asociaciones relevantes entre las variables analizadas. Finalmente, se ejecutó un Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) para evaluar la influencia de las variables fisicoquímicas sobre la estructura de las comunidades biológicas (Borcard et al., 2018), utilizando la función cca() del paquete vegan.

6 RESULTADOS

6.1 Parámetros fisicoquímicos

Los parámetros fisicoquímicos evidenciaron una variabilidad temporal y espacial entre las estaciones de estudio en los Humedales de Villa. Los valores obtenidos se mantuvieron dentro de rangos moderadamente amplios con diferencias entre fechas de muestreo (Tabla 3).

Tabla 3. *Matriz de parámetros fisicoquímicos de las cuatro fechas de muestreo en los Humedales de Villa.*

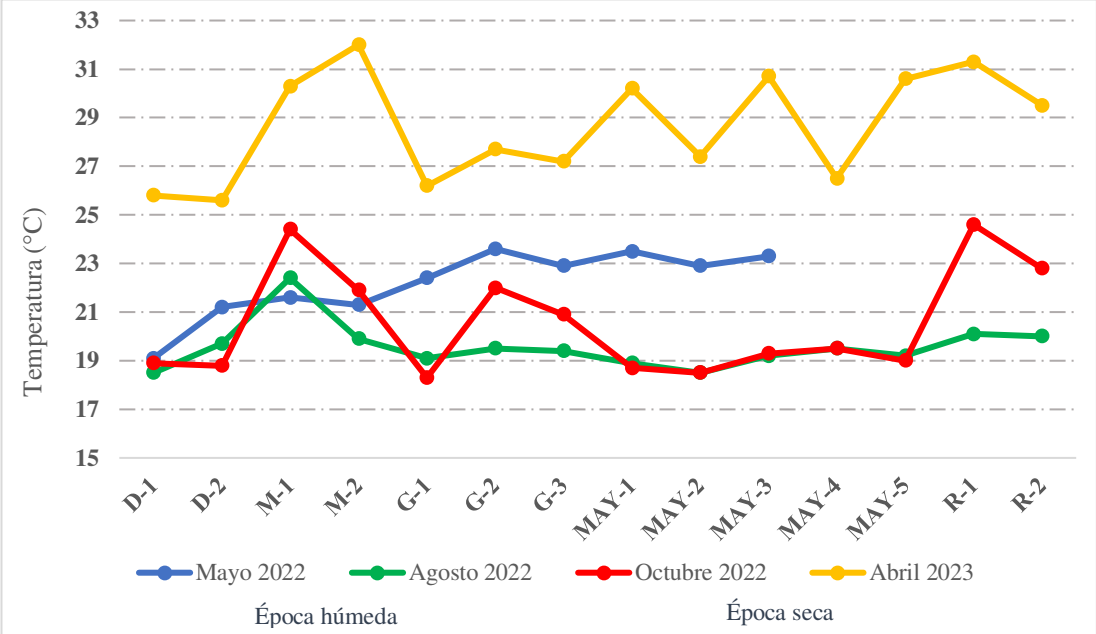
	Parámetro	D-1	D-2	M-1	M-2	G-1	G-2	G-3	MAY-1	MAY-2	MAY-3	MAY-4	MAY-5	R-1	R-2	X̄	SD
Mayo 2022	Temperatura	19.1	21.2	21.6	21.3	22.4	23.6	22.9	23.5	22.9	23.3	-	-	-	-	22.2	1.4
	Conductividad	23.49	10.57	4.81	4.92	3.95	3.97	3.97	9.49	9.54	9.39	-	-	-	-	8.4	5.96
	pH	7.86	7.52	9.17	8.91	7.88	7.85	7.685	7.73	7.82	7.68	-	-	-	-	8	0.56
	Oxígeno	7.9	19.9	19.9	10.4	15	16.4	15	16.7	16.8	15.6	-	-	-	-	15.4	3.75
	TDS	21.3	7.49	3.41	3.5	2.81	2.82	2.83	5.88	6.77	6.65	-	-	-	-	6.3	5.57
	Salinidad	7.4	5.29	2.4	2.47	1.98	1.99	1.99	4.76	4.77	4.69	-	-	-	-	3.8	1.87
	Hora de muestreo	8:50 a. m.	9:30 a. m.	10:16 a. m.	11:16 a. m.	12:31 p.m.	1:21 p.m.	1:06 p.m.	2:25 p.m.	3:02 p.m.	3:30 p.m.	-	-	-	-	-	-
Agosto 2022	Temperatura	18.5	19.7	22.4	19.9	19.1	19.5	19.4	18.9	18.5	19.2	19.5	19.2	20.1	20	19.6	0.96
	Conductividad	23.28	10.16	5.06	5.16	3.88	3.88	3.91	8.72	8.77	8.7	8.4	9.15	39.4	36.9	12.5	11.91
	pH	8.29	7.74	10.5	10.66	8.61	8.61	7.64	7.99	8.04	8.21	7.82	8.01	8.02	8.01	8.4	0.95
	Oxígeno	5	9.8	13.4	15.8	12	14.6	5.6	9.1	10.6	11.2	8	9.2	9.1	8.9	10.2	3.08
	TDS	16.1	7.33	3.58	3.72	2.79	2.8	2.81	6.31	6.34	6.27	6.06	6.6	25.74	13.71	7.9	6.48
	Salinidad	11.4	5.2	2.5	2.6	2	2	2	4.5	4.5	4.4	4.3	4.7	20	18.6	6.3	5.99
	Hora de muestreo	7:15 a. m.	5:22 p.m.	12:39 p.m.	01:02 p.m.	3:39 p.m.	4:13 p.m.	4:32 p.m.	8:45 a.m.	9:08 a.m.	9:30 a.m.	9:54 a.m.	10:21 a.m.	1:50 p.m.	2:15 p.m.	-	-
Octubre 2022	Temperatura	18.9	18.8	24.4	21.9	18.3	22	20.9	18.7	18.5	19.3	19.5	19	24.6	22.8	20.5	2.22
	Conductividad	20.3	8.88	4.31	4.56	3.05	3.49	3.48	7.94	7.87	7.85	7.87	8.05	36.91	32.8	11.2	10.91
	pH	7.69	7.53	9.13	9.03	8.35	8.3	7.99	8.04	8.02	8.05	7.6	7.92	7.99	7.9	8.1	0.47
	Oxígeno	5.1	5.8	10.6	7.1	10.5	9	7.4	11.5	10.3	10	8.6	9.7	9.1	7.4	8.7	1.91
	TDS	14.82	6.72	3.03	3.26	2.56	2.48	2.49	5.7	5.66	5.65	5.62	5.87	26.19	26.13	8.3	8.18
	Salinidad	10.4	4.8	2.1	2	1.7	1.8	1.7	4	4	4	4	4.1	18.6	16.4	5.7	5.49
	Hora de muestreo	8:46 a. m.	9:15 a. m.	12:57 p. m.	1:18 p. m.	11:46 a. m.	11:26 a. m.	10:14 a. m.	1:44 p. m.	2:19 p. m.	2:55 p. m.	3:46 p. m.	4:09 p. m.	12:31 p. m.	12:10 p. m.	-	-
Abril 2023	Temperatura	25.8	25.6	30.3	32	26.2	27.7	27.2	30.2	27.4	30.7	26.5	30.6	31.3	29.5	28.6	2.23
	Conductividad	7.49	9.45	5.32	5.41	3.53	5.53	3.51	8.65	8.77	8.82	8.64	8.98	12.49	13.59	7.9	3
	pH	7.83	7.51	9.76	8.77	8.23	8.08	8.05	7.68	6.72	7.56	6.82	6.81	7.73	7.96	7.8	0.8
	Oxígeno	13.5	3.4	11.6	4.5	8.4	7	7.5	5	10.5	5.4	12.9	13.2	6.2	5.1	8.2	3.53
	TDS	26.1	6.68	3.67	3.78	2.48	2.47	2.47	6.07	6.14	6.16	6.06	6.25	8.19	9.41	6.9	5.94
	Salinidad	3.7	4.7	2.6	2.7	1.7	1.7	1.7	4.3	4.3	4.3	4.2	4.4	6.1	6.6	3.8	1.55
	Hora de muestreo	8:22 a. m.	8:53 a. m.	12:34 p. m.	1:21 p. m.	10:49 a. m.	10:02 a. m.	9:36 a. m.	2:26 p. m.	3:03 p. m.	3:44 p. m.	4:26 p. m.	4:41 p. m.	11:51 a. m.	11:23 a. m.	-	-

Nota. Temperatura: °C, conductividad: mS/cm, oxígeno: mg/L, TDS: ppt y salinidad: ppt.

6.1.1 Temperatura

Los valores de temperatura del agua en los Humedales de Villa oscilaron entre 18.3 °C y 32 °C. En mayo de 2022 se registraron temperaturas entre 19.1 °C y 23.6 °C (promedio: 22.2 °C), mientras que en agosto de 2022 se observaron valores más bajos (18.5–22.4 °C; promedio: 19.6 °C). En octubre de 2022, la temperatura varió entre 18.3 °C y 24.6 °C (promedio: 20.5 °C), y en abril de 2023 se alcanzaron los valores más altos (25.6–32 °C; promedio: 28.6 °C). A nivel estacional, durante la época húmeda (mayo–agosto de 2022) la temperatura fue casi homogénea (18.5–23.6 °C; promedio: 20.7 °C), con ligeras variaciones entre estaciones (Figura 7). En contraste, la época seca (octubre de 2022–abril de 2023) presentó mayores valores de temperatura (18.3–32 °C; promedio: 24.6 °C), destacando un incremento marcado en abril de 2023, con diferencias de hasta 12 °C respecto a la temporada húmeda. Espacialmente, la temperatura mínima se registró en G-1 en octubre de 2022 (18.3 °C), mientras que la máxima ocurrió en M-2 en abril de 2023 (32 °C). En la laguna Mayor, los valores se mantuvieron relativamente similares entre agosto y octubre de 2022, con variaciones mínimas entre estaciones (Figura 7).

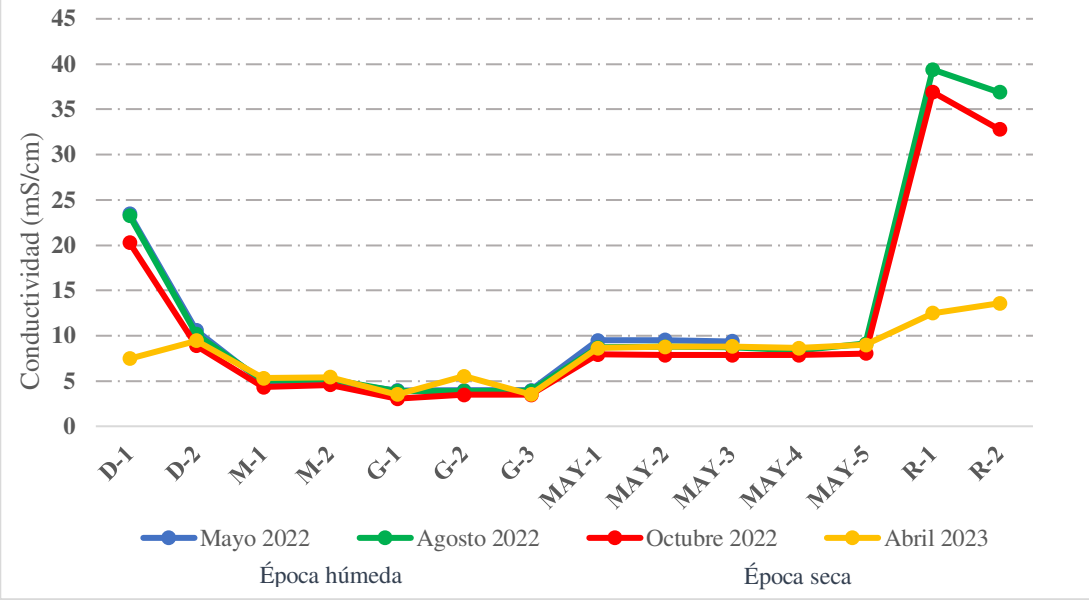
Figura 7. *Variación de la temperatura (°C) para las estaciones de muestreo por fechas y épocas de muestreo.*



6.1.2 Conductividad

La conductividad eléctrica del agua en los Humedales de Villa osciló entre 3.05 mS/cm y 39.4 mS/cm. En mayo de 2022 se registraron valores entre 3.95 y 23.49 mS/cm (promedio: 8.4 mS/cm), mientras que en agosto de 2022 se observó el mayor rango (3.88–39.4 mS/cm; promedio: 12.5 mS/cm). En octubre de 2022, la conductividad varió entre 3.05 y 36.91 mS/cm (promedio: 11.2 mS/cm), y en abril de 2023 se registraron valores más bajos (3.51–13.59 mS/cm; promedio: 7.9 mS/cm). A nivel estacional, durante la época húmeda se registró un rango de 3.88–39.4 mS/cm (promedio: 10.8 mS/cm), con valores relativamente homogéneos entre lagunas, excepto en Refugio, donde se evidenció un incremento marcado que alcanzó los 39.4 mS/cm (Figura 8). En la temporada seca, la conductividad osciló entre 3.05 y 36.91 mS/cm (promedio: 9.6 mS/cm), pero con diferencias más acentuadas en Refugio y en la estación D-1 de Las Delicias. Espacialmente, el valor mínimo se registró en G-1 en octubre de 2022 (3.05 mS/cm) y el máximo en R-1 en agosto de 2022 (39.4 mS/cm). Las mayores variaciones temporales se observaron en las estaciones D-1, R-1 y R-2, especialmente entre octubre de 2022 y abril de 2023 (Figura 8).

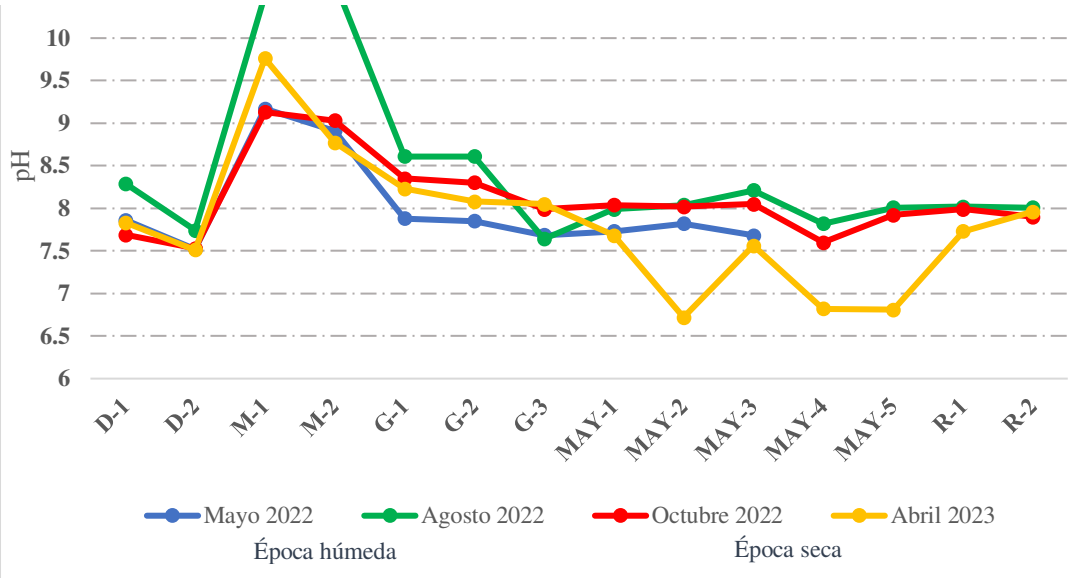
Figura 8. *Variación de la conductividad eléctrica del agua (mS/cm) para las estaciones de muestreo por fechas y épocas de muestreo.*



6.1.3 pH

Los valores de pH en los Humedales de Villa oscilaron entre 6.72 y 10.66. En mayo de 2022 se registraron valores entre 7.52 y 9.17 (promedio: 8.0), mientras que en agosto de 2022 se alcanzaron los valores más altos (7.64–10.66; promedio: 8.4). En octubre de 2022, el pH varió entre 7.6 y 9.13 (promedio: 8.1), y en abril de 2023 se observó el rango más amplio (6.72–9.76; promedio: 7.8). A nivel estacional, durante la época húmeda el pH osciló entre 7.52 y 10.66 (promedio: 8.3), evidenciando condiciones predominantemente alcalinas y los valores más elevados del estudio en la laguna Marvilla. En la temporada seca, el pH varió entre 6.72 y 9.76, registrándose el valor mínimo en la laguna Mayor en abril de 2023, lo que refleja una ligera disminución respecto a la época húmeda. Espacialmente, las mayores variaciones se observaron en los puntos situados en Marvilla y en algunos puntos de la laguna Mayor, donde se evidenció un incremento en agosto de 2022 y una disminución en abril de 2023. En contraste, las estaciones de Las Delicias, Refugio y Génesis presentaron valores relativamente homogéneos (Figura 9).

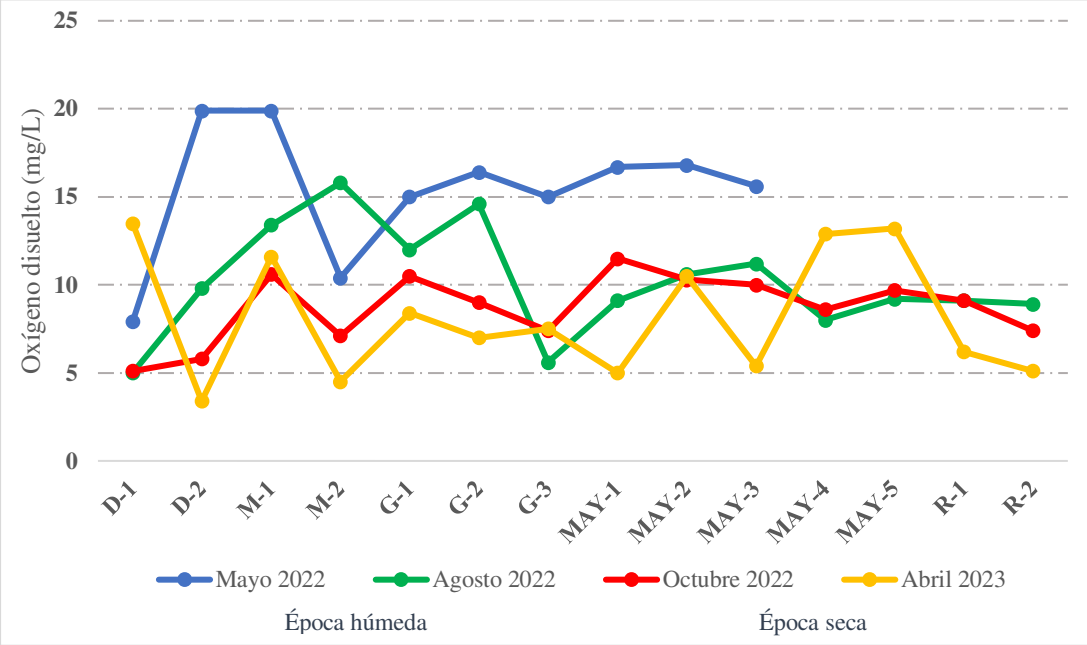
Figura 9. *Variación del pH del agua para las estaciones de muestreo por fechas y épocas de muestreo.*



6.1.4 Oxígeno

Los valores de oxígeno disuelto en los Humedales de Villa oscilaron entre 3.4 mg/L y 19.9 mg/L. En mayo de 2022 se registraron los valores más altos (7.9–19.9 mg/L; promedio: 15.4 mg/L), mientras que en agosto de 2022 el rango fue de 5–15.8 mg/L (promedio: 10.2 mg/L). En octubre de 2022, los valores variaron entre 5.1 y 11.5 mg/L (promedio: 8.7 mg/L), y en abril de 2023 se registraron los valores más bajos (3.4–13.5 mg/L; promedio: 8.2 mg/L). A nivel estacional, durante la época húmeda el oxígeno disuelto osciló entre 5 y 19.9 mg/L (promedio: 12.3 mg/L), mostrando una alta variabilidad entre estaciones y fechas, con los valores más elevados en la laguna Las Delicias. En la temporada seca, el rango fue de 3.4 a 11.6 mg/L (promedio: 8.4 mg/L), evidenciando una disminución y menor variabilidad en comparación con la época húmeda. Espacialmente, el valor mínimo se registró en D-2 en abril de 2023 (3.4 mg/L), mientras que los máximos se observaron en M-1 y D-2 en mayo de 2022 (19.9 mg/L). Las mayores variaciones se presentaron en Las Delicias y Marvilla, mientras que en Refugio las diferencias fueron menores, con variaciones que no superaron los 4 mg/L (Figura 10).

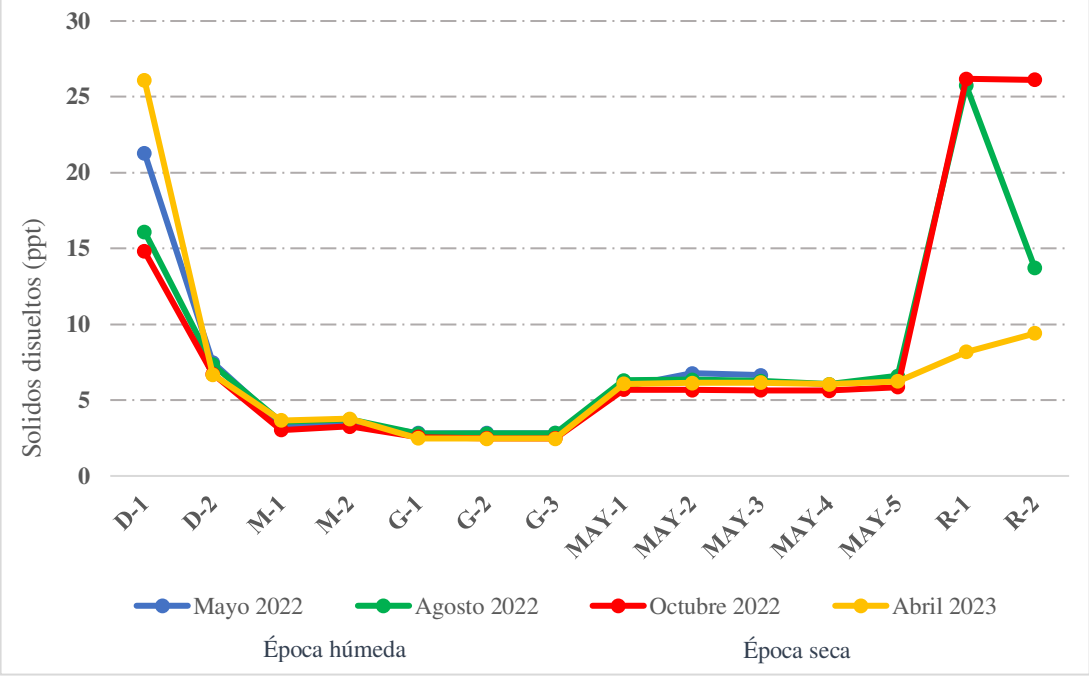
Figura 10. *Variación del oxígeno disuelto (mg/L) para las estaciones de muestreo por fechas y épocas de muestreo.*



6.1.5 Sólidos disueltos totales (TDS)

Los sólidos disueltos totales en los Humedales de Villa oscilaron entre 2.47 y 29.16 ppt. En mayo de 2022 se registraron valores entre 3.41 y 21.3 ppt (promedio: 6.3 ppt), mientras que en agosto de 2022 el rango fue de 2.79 a 25.74 ppt (promedio: 7.9 ppt). En octubre de 2022 se observó la mayor amplitud (2.48–29.16 ppt; promedio: 8.3 ppt), y en abril de 2023 los valores variaron entre 2.47 y 26.1 ppt (promedio: 6.9 ppt). A nivel estacional, durante la época húmeda los valores oscilaron entre 2.79 y 25.74 ppt (promedio: 7.2 ppt), con variaciones reducidas entre fechas en la mayoría de lagunas, excepto en Refugio, donde se registró un incremento marcado. En la temporada seca, el rango fue de 2.47 a 26.19 ppt (promedio: 7.6 ppt), evidenciando mayores diferencias, especialmente en Las Delicias y Refugio. Espacialmente, las mayores variaciones se observaron en las estaciones de Refugio (R-1 y R-2) y en D-1, particularmente entre octubre de 2022 y abril de 2023. En el resto de estaciones, los valores se mantuvieron relativamente estables, con variaciones mínimas entre fechas de muestreo (Figura 11).

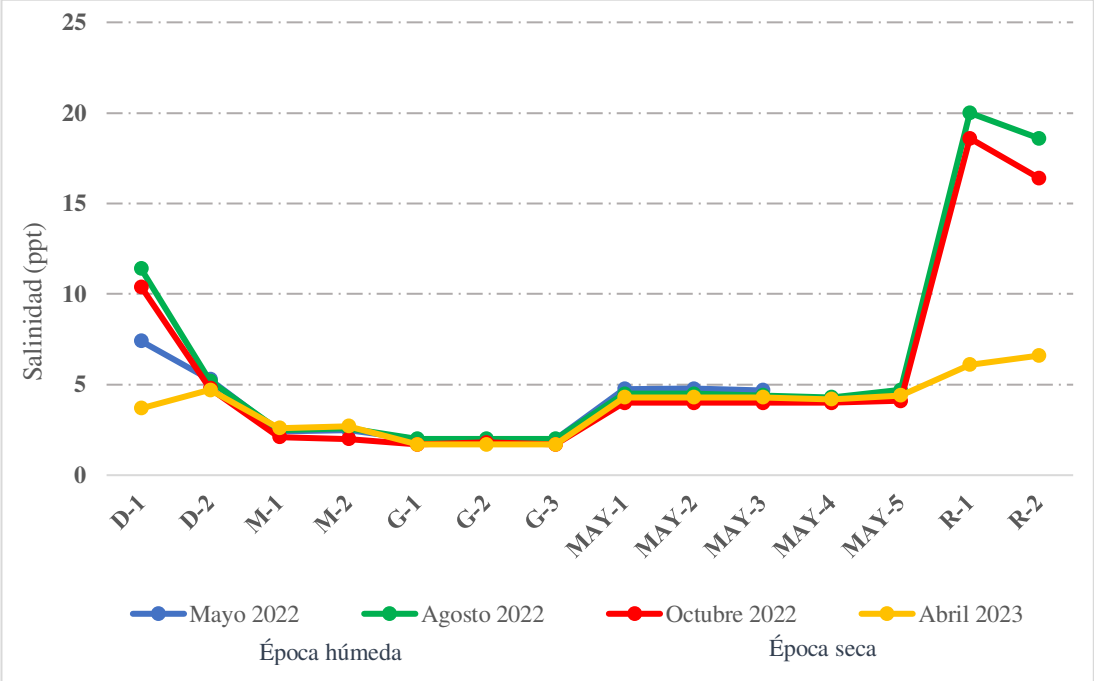
Figura 11. *Variación de sólidos disueltos (ppt) para las estaciones de muestreo por fechas y épocas de muestreo.*



6.1.6 Salinidad

Los valores de salinidad en los Humedales de Villa oscilaron entre 1.7 y 20 ppt. En mayo de 2022 se registraron valores entre 1.99 y 7.4 ppt (promedio: 3.8 ppt), mientras que en agosto de 2022 se observó el mayor rango (2–20 ppt; promedio: 6.3 ppt). En octubre de 2022, la salinidad varió entre 1.7 y 18.6 ppt (promedio: 5.7 ppt), y en abril de 2023 se registraron valores más bajos (1.7–6.6 ppt; promedio: 3.8 ppt). A nivel estacional, durante la época húmeda la salinidad osciló entre 2 y 20 ppt (promedio: 5.3 ppt), con valores relativamente homogéneos entre lagunas, excepto en Refugio, donde se evidenció un incremento marcado que alcanzó el máximo del estudio (Figura 12). En la temporada seca, los valores variaron entre 1.7 y 18.6 ppt (promedio: 7.6 ppt), manteniendo un patrón similar, pero con mayores diferencias en Refugio. Espacialmente, las mayores variaciones se observaron en las estaciones de Refugio (R-1 y R-2) y en D-1, especialmente entre octubre de 2022 y abril de 2023. En el resto de estaciones, los valores se mantuvieron relativamente estables, con variaciones mínimas entre fechas de muestreo (Figura 12).

Figura 12. *Variación de la salinidad (ppt) para las estaciones de muestreo por fechas y épocas de muestreo.*



6.2 Composición de la comunidad de microalgas y cianobacterias

6.2.1 Riqueza

Se identificaron un total de 158 especies, las cuales se distribuyeron en 6 filos, 12 clases, 42 órdenes, 63 familias y 94 géneros (ver tabla 4).

Tabla 4. Riqueza específica de microalgas y cianobacterias encontradas en los Humedales de Villa.

Phylum	Clase	Familia	*Género*	*Especie*
Bacillariophyta	Bacillariophyceae	Achnanthaceae	*Achnanthes*	*Achnanthes* sp.
			Cocconeis	*Cocconeis* sp.
		Achnanthidaceae	*Achnanthidium*	*Achnanthidium* sp.
		Bacillariaceae	*Nitzschia*	*Nitzschia longissima*
				Nitzschia sigmoidea
				Nitzschia sp. 1
				Nitzschia sp. 2
				Nitzschia sp. 3
		Anomoeoneidaceae	*Anomoeoneis*	*Anomoeoneis* sp.
		Cymbellaceae	*Cymbella*	*Cymbella* sp.
		Encyonemataceae	*Encyonema*	*Encyonema* sp.
		Gomphonemataceae	*Gomphonema*	*Gomphonema augur*
				Gomphonema sp.
		Eunotiaceae	*Eunotia*	*Eunotia* sp.
		Fragilariaceae	*Fragilaria*	*Fragilaria* sp.
		Ulnariaceae	*Hannaea*	*Hannaea arcus*
		Amphipleuraceae	*Frustulia*	*Frustulia* sp.
			Halamphora	*Halamphora* sp.
		Diploneidaceae	*Diploneis*	*Diploneis* sp.
		Naviculaceae	*Navicula*	*Navicula* sp. 1
				Navicula sp. 2
				Navicula sp. 3
		Pinnulariaceae	*Pinnularia*	*Pinnularia* sp.
		Plagiotropidaceae	*Plagiotropis*	*Plagiotropis* sp.
		Staurodeinaceae	*Fistulifera*	*Fistulifera* sp.
		Rhopalodiaceae	*Epithemia*	*Epithemia* sp. 1
				Epithemia sp. 2
				Epithemia sp. 3
		Surirellaceae	*Campylodiscus*	*Campylodiscus clypeus*
		Entomoneidaceae	*Entomoneis*	*Entomoneis* sp.
	Chrysophyceae	Mallomonadaceae	*Mallomonas*	*Mallomonas* sp.
	Coscinodiscophyceae	Aulacoseiraceae	*Aulacoseira*	*Aulacoseira* sp.
		Melosiraceae	*Melosira*	*Melosira moniliformis*
				Melosira sp.
	Mediophyceae	Anaulaceae	*Terpsinöe*	*Terpsinöe musica*
		Chaetocerotaceae	*Chaetoceros*	*Chaetoceros* sp. 1
				Chaetoceros sp. 2
				Chaetoceros sp. 3
		Stephanodiscaceae	*Cyclotella*	*Cyclotella* sp. 1
				Cyclotella sp. 2
		Skeletonemataceae	*Skeletonema*	*Skeletonema* sp.
Chlorophyta	Chlorodendrophyceae	Chlorodendraceae	*Tetraselmis*	*Tetraselmis cordiformis*
				Tetraselmis subcordiformis
	Chlorophyceae	Chlamydomonadaceae	*Chlamydomonas*	*Chlamydomonas* sp.
			Dangeardinia	*Dangeardinia* sp.
		Dunaliellaceae	*Dunaliella*	*Dunaliella polymorpha*
		Haemotococcaceae	*Haematococcus*	*Haematococcus* sp.
		Oedogoniaceae	*Oedogonium*	*Oedogonium* sp.
		Characiaceae	*Korshikoviella*	*Korshikoviella* sp.

		Hydrodictyaceae	*Pseudopediastrum*	*Pseudopediastrum boryanum* *Pseudopediastrum integrum*
			Tetraedron	*Tetraedron minimum* *Tetraedron* sp.
		Neochloridaceae	*Golenkinia*	*Golenkinia* sp.
		Scenedesmaceae	*Acutodesmus*	*Acutodesmus acuminatus* *Acutodesmus obliquus*
			Coelastrum	*Coelastrum* sp.
			Comasiella	*Comasiella arcuata*
			Crucigenia	*Crucigenia* sp.
			Desmodesmus	*Desmodesmus bicaudatus* *Desmodesmus communis* *Desmodesmus intermedius* *Desmodesmus opoliensis* *Desmodesmus quadricauda* *Desmodesmus spinosus* *Desmodesmus tropicus* *Desmodesmus* sp. 1 *Desmodesmus* sp. 2 *Desmodesmus* sp. 3 *Desmodesmus* sp. 4
			Scenedesmus	*Scenedesmus obtusus* *Scenedesmus* sp. 1 *Scenedesmus* sp. 2
			Tetrastrum	*Tetrastrum* sp.
		Selenastraceae	*Monoraphidium*	*Monoraphidium arcuatum* *Monoraphidium contortum* *Monoraphidium griffithii* *Monoraphidium irregulare* *Monoraphidium* sp. 1 *Monoraphidium* sp. 2
			Quadrigula	*Quadrigula* sp.
			Raphidocelis	*Raphidocelis* sp.
		Treubariaceae	*Treubaria*	*Treubaria triappendiculata*
	Pseudoscourfieldiophyceae	-	-	-
	Trebouxiophyceae	Chlorellaceae	*Chlorella*	*Chlorella* sp.
			Dictyosphaerium	*Dictyosphaerium* sp. 1 *Dictyosphaerium* sp. 2
			Micractinium	*Micractinium quadrisetum*
			Franceia	*Franceia ovalis*
		Oocystaceae	*Lagerheimia*	*Lagerheimia* sp.
			Oocystis	*Oocystis* sp. 1 *Oocystis* sp. 2
Charophyta	Zygnematophyceae	Closteriaceae	*Closterium*	*Closterium* sp.
		Desmidiaceae	*Cosmarium*	*Cosmarium* sp.
		Klebsormidiales	*Elakatothrix*	*Elakatothrix* sp. 1 *Elakatothrix* sp. 2
		Spirogyraceae	*Spirogyra*	*Spirogyra* sp.
		Zygnemataceae	*Mougeotia*	*Mougeotia* sp.
Cyanobacteria	Cyanophyceae	Chroococcaceae	*Chroococcus*	*Chroococcus turgidus* *Chroococcus* sp.
		Gomphosphaeriaceae	*Gomphosphaeria*	*Gomphosphaeria* sp. 1 *Gomphosphaeria* sp. 2
		Microcystaceae	*Aphanocapsa*	*Aphanocapsa* sp. 1 *Aphanocapsa* sp. 2
			Coelomoron	*Coelomoron* sp.
			Merismopedia	*Merismopedia* sp. 1 *Merismopedia* sp. 2 *Merismopedia* sp. 3
			Microcystis	*Microcystis* sp. 1 *Microcystis* sp. 2
			Synechocystis	*Synechocystis* sp.
		Geitlerinemataceae	*Geitlerinema*	*Geitlerinema amphibium* *Geitlerinema* sp. 1 *Geitlerinema* sp. 2

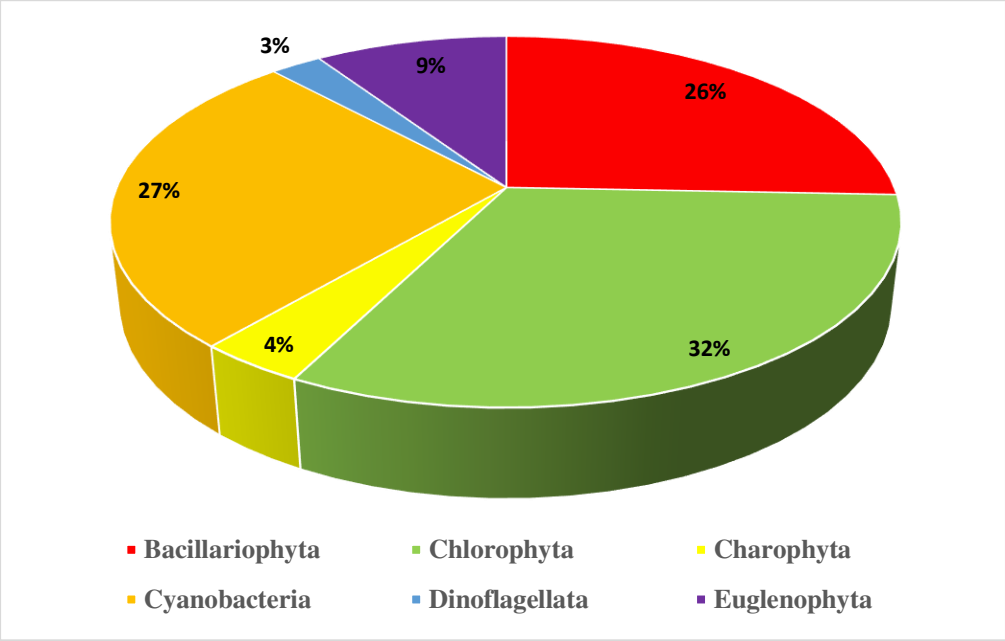
		Gomontiellaceae	*Komvophoron*	*Komvophoron* sp.
		Leptolyngbyaceae	*Planktolyngbya*	*Planktolyngbya* sp. 1 *Planktolyngbya* sp. 2
		Cymatolegaceae	*Myxobaktron*	*Myxobaktron* sp.
			Romeria	*Romeria* sp.
		Nodosilineaceae	*Leptolyngbya*	*Leptolyngbya* sp.
		Aphanizomenonaceae	*Anabaena*	*Anabaena* sp. 1 *Anabaena* sp. 2
		Microcoleaceae	*Kamptonema*	*Kamptonema* sp.
			Lyngbya	*Lyngbya* sp.
			Planktothrix	*Planktothrix* sp.
		Oscillatoriaceae	*Oscillatoria*	*Oscillatoria annae* *Oscillatoria limosa* *Oscillatoria princeps* *Oscillatoria* sp. 1 *Oscillatoria* sp. 2 *Oscillatoria* sp. 3
			Oxynema	*Oxynema acuminatum* *Oxynema* sp.
			Phormidium	*Phormidium* sp.
			Planktothricoides	*Planktothricoides* sp.
		Pseudanabaenaceae	*Pseudanabaena*	*Pseudanabaena* sp. 1 *Pseudanabaena* sp. 2
			Limnothrix	*Limnothrix* sp.
		Spirulinaceae	*Spirulina*	*Spirulina subsalsa* *Spirulina* sp.
		Synechococcaceae	*Synechococcus*	*Synechococcus* sp.
Dinoflagellata	Dinophyceae	Kryptoperidiniaceae	*Durinskia*	*Durinskia* sp.
		Peridiniopsidaceae	*Parvodinium*	*Parvodinium* sp.
		Prorocentraceae	*Prorocentrum*	*Prorocentrum cassubicum*
Euglenophyta	Euglenophyceae	Euglenaceae	*Euglena*	*Euglena* sp. 1 *Euglena* sp. 2 *Euglena* sp. 3 *Euglena* sp. 4 *Euglena* sp. 5 *Euglena* sp. 6
			Monomorphina	*Monomorphina nordstedtii*
			Trachelomonas	*Trachelomonas* sp.
		Phacaceae	*Discoplastis*	*Discoplastis spathirhyncha*
			Lepocinclis	*Lepocinclis* acus
			Phacus	*Phacus formosus* *Phacus orbicularis* *Phacus undulatus* *Phacus triqueter* *Phacus* sp.

El filo Chlorophyta presentó 51 especies y representa el 32 % del total de especies encontradas (riqueza relativa). Por otro lado, el filo Cyanobacteria cuenta con 43 especies (27 %) y el filo Bacillariophyta con 41 (26 %). Los filos Euglenophyta, Charophyta y Dinoflagellata registraron 15 (9 %), 6 (4 %) y 4 (3 %) especies, respectivamente (Figura 13).

Las diatomeas más frecuentes, encontradas en todo el período de estudio, fueron *Cyclotella* sp. 1 con 100 % de frecuencia (Anexo 1), siendo esta la única especie que fue registrada en los 14 puntos de muestreo; así mismo, *Navicula* sp. 1 y

Campylodiscus clypeus (Figura 18), presentaron 86% de frecuencia (presencia en 12 estaciones de muestreo). Con respecto a las Chlorophyta, *Monoraphidium contortum* y *Coelastrum* sp. obtuvieron 86 % de frecuencia, mientras que *Monoraphidium* sp. 2 tuvo el 71 % (presencia en 10 estaciones de muestreo) (Anexo 1).

Figura 13. *Riqueza relativa de microalgas y cianobacterias distribuidas por filo en los Humedales de Villa.*

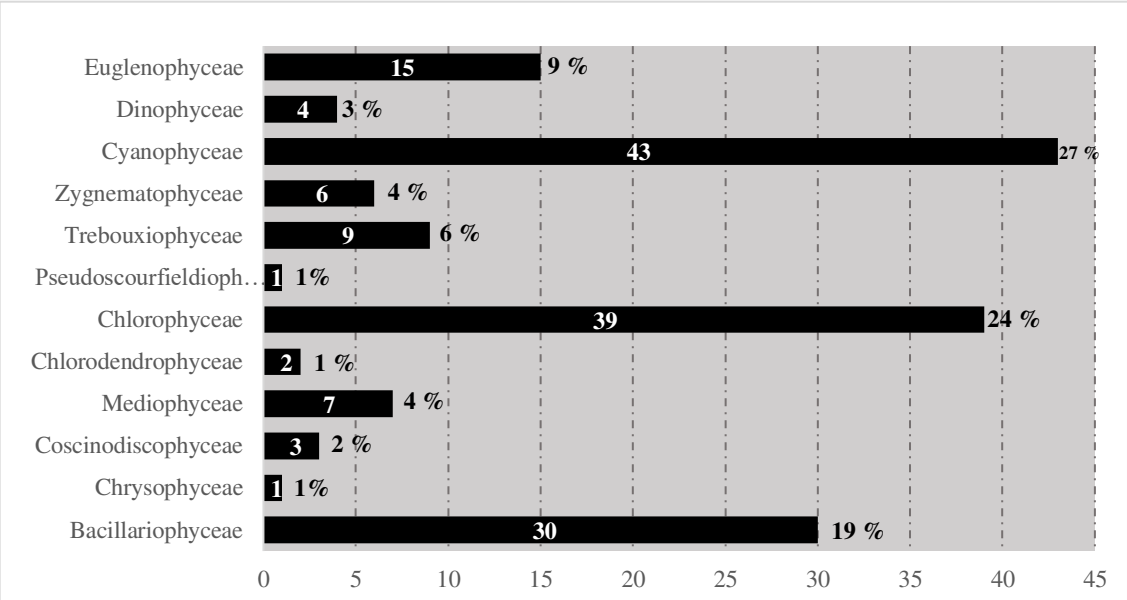


En cuanto a las cianobacterias, *Aphanocapsa* sp. y *Microcystis* sp. 2 (Figura 17) presentaron 71 % de frecuencia (Anexo 1), seguido de *Pseudanabaena* sp. 1 con 64 % (presencia en 9 estaciones de muestreo). Entre los filos con menor número de especies, *Euglena* sp. 6 tuvo 50 % de frecuencia (registro en 7 estaciones de muestreo) para el filo Euglenophyta, *Closterium* sp. registró 71 % para Charophyta y *Durinskia* sp. y *Parvodinium* sp. presentaron 86 % de frecuencia para el filo Dinoflagellata (Anexo 1).

Entre las clases taxonómicas registradas, Cyanophyceae y Chlorophyceae presentaron la mayor riqueza específica, con 43 y 39 especies, que representaron el 27 % y el 24 % del total, respectivamente. Bacillariophyceae registró 30 especies (19 %), mientras que Euglenophyceae estuvo representada por 15 especies (9 %) (Figura

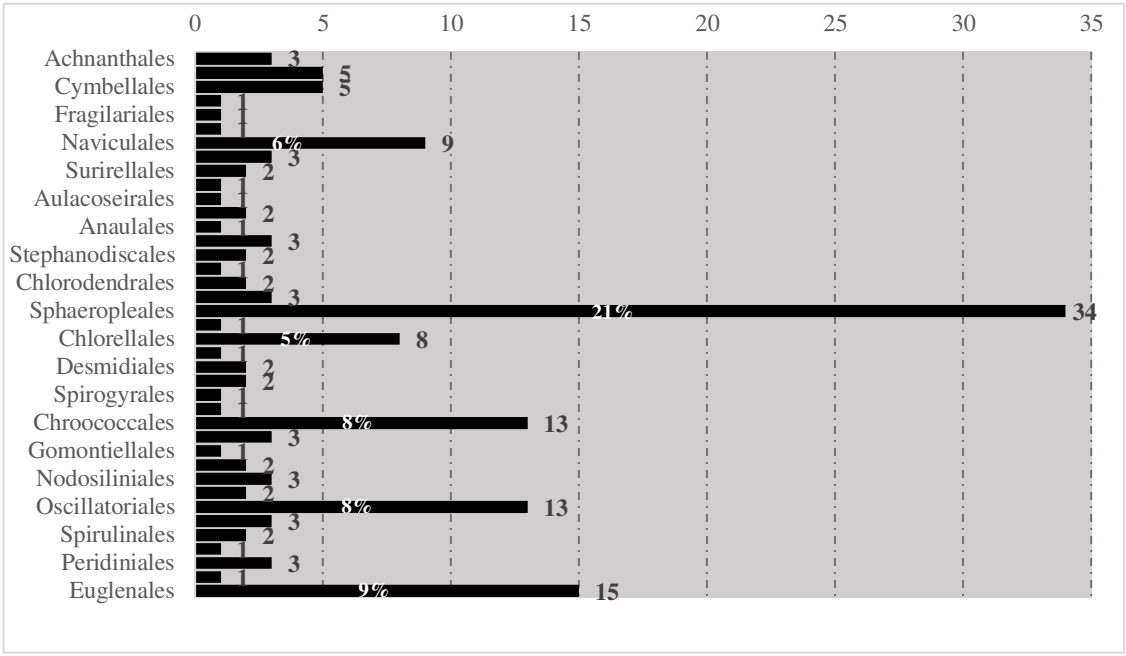
14). En contraste, las clases con menor representación fueron Pseudoscourfieldiophyceae y Chrysophyceae, con una sola especie registrada cada una, lo que correspondió al 1 % del total (Figura 14).

Figura 14. *Riqueza de microalgas y cianobacterias en los Pantanos de Villa distribuidas por clase taxonómica.*



Para los órdenes taxonómicos, Sphaeropleales presentó la mayor riqueza específica, con 34 especies (21 %), seguido por Euglenales con 15 especies (9 %). Los órdenes Chroococcales y Oscillatoriales registraron 13 especies cada uno (8 %), mientras que Naviculales y Chlorellales fueron representados por 9 (6 %) y Chlorellales 8 (5 %) especies, respectivamente. El resto de ordenes identificados presentó una baja riqueza específica, con registros que oscilaron entre 1 y 3 especies (Figura 15).

Figura 15. *Riqueza de microalgas y cianobacterias en los Pantanos de Villa distribuidas por orden taxonómico.*



Finalmente, Scenedesmaceae y Oscillatoriaceae presentaron el mayor número de representantes entre las familias taxonómicas, con un registro de 19 (12 %) y 10 (6 %) especies, respectivamente. Microcystaceae registró 9 especies (6 %), mientras que Selenastraceae y Euglenaceae presentaron 8 especies (5 %) cada una. El resto de familias identificadas presentó la menor riqueza especifica, con registros que oscilan entre 1 a 7 especies (Figura 16).

Figura 16. *Riqueza de microalgas y cianobacterias en los Pantanos de Villa distribuidas por familia taxonómica.*

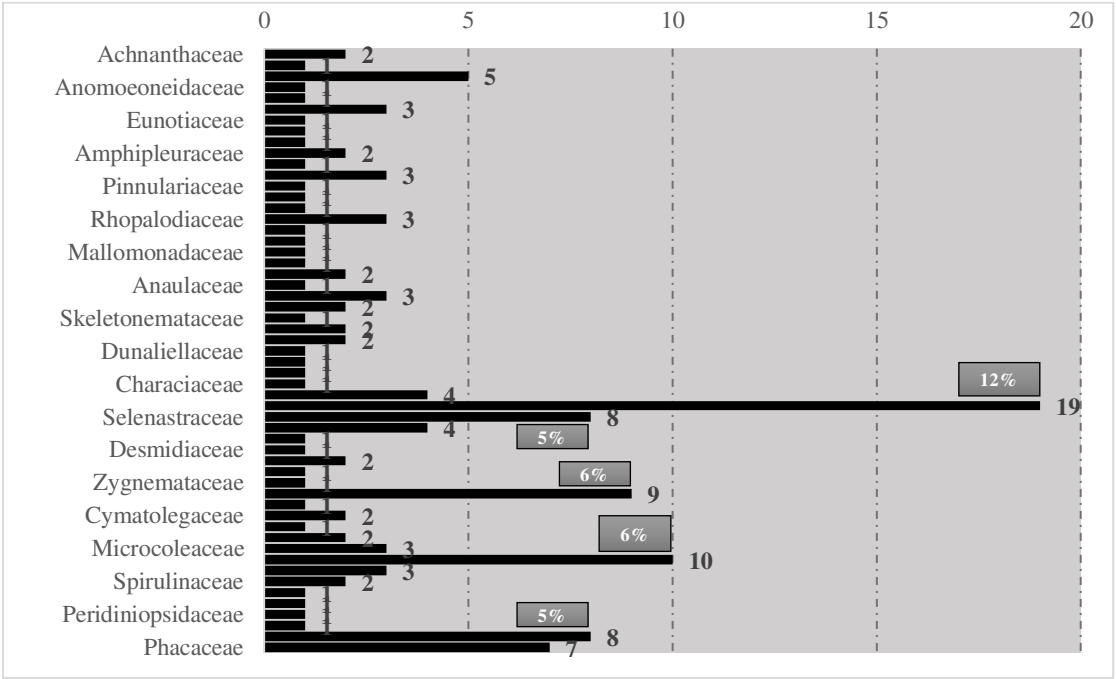


Figura 17. *Microfotografías de especies más frecuentes. A. Kamptonema sp. B. Microcystis sp. C. Dictyosphaerium sp. D. Crucigenia sp. E. Navicula sp. 2. F. Plagiotropis sp. G. Durinskia sp. H. Parvodinium sp.* ***Escala de barras:*** *10 µm.*

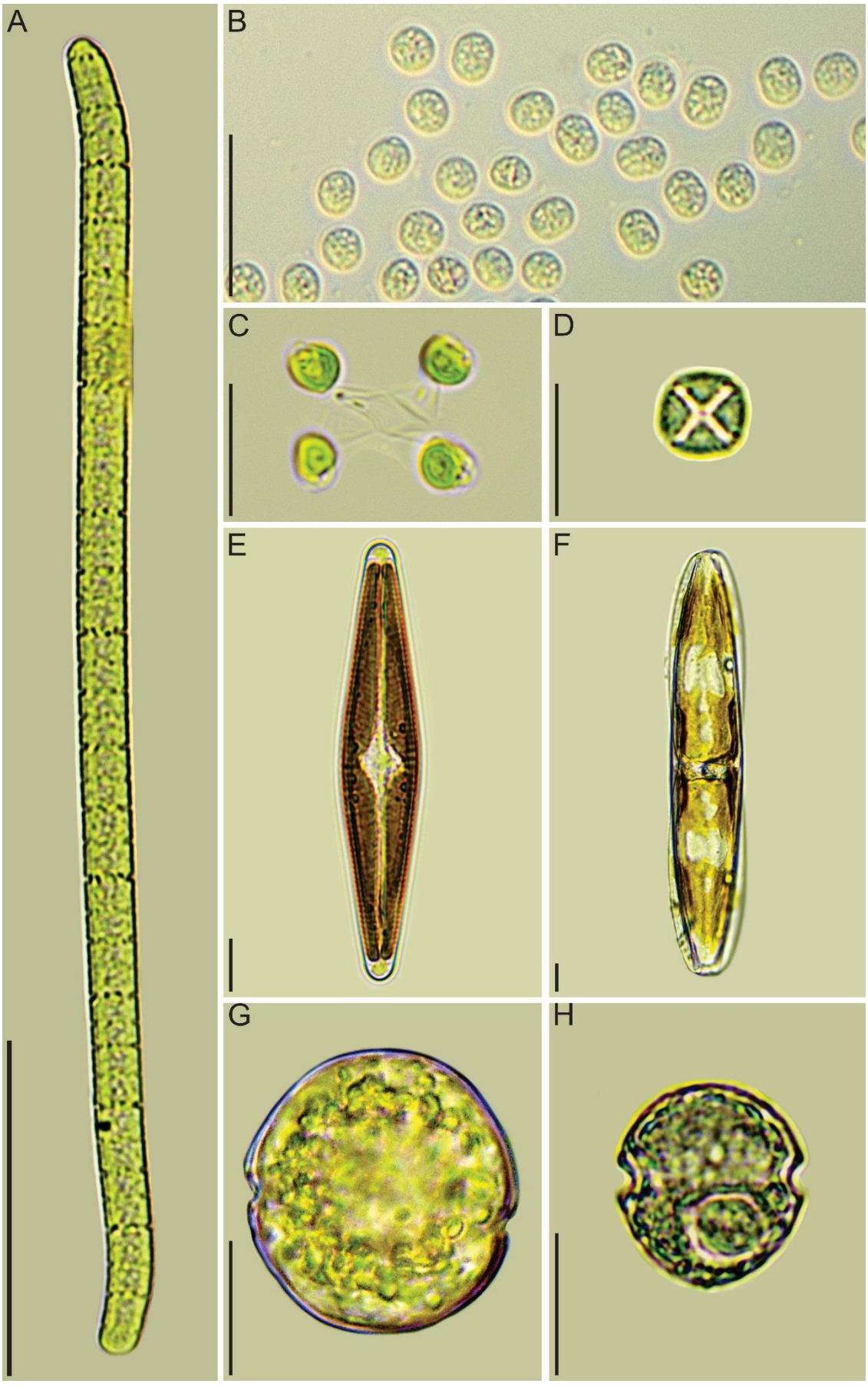
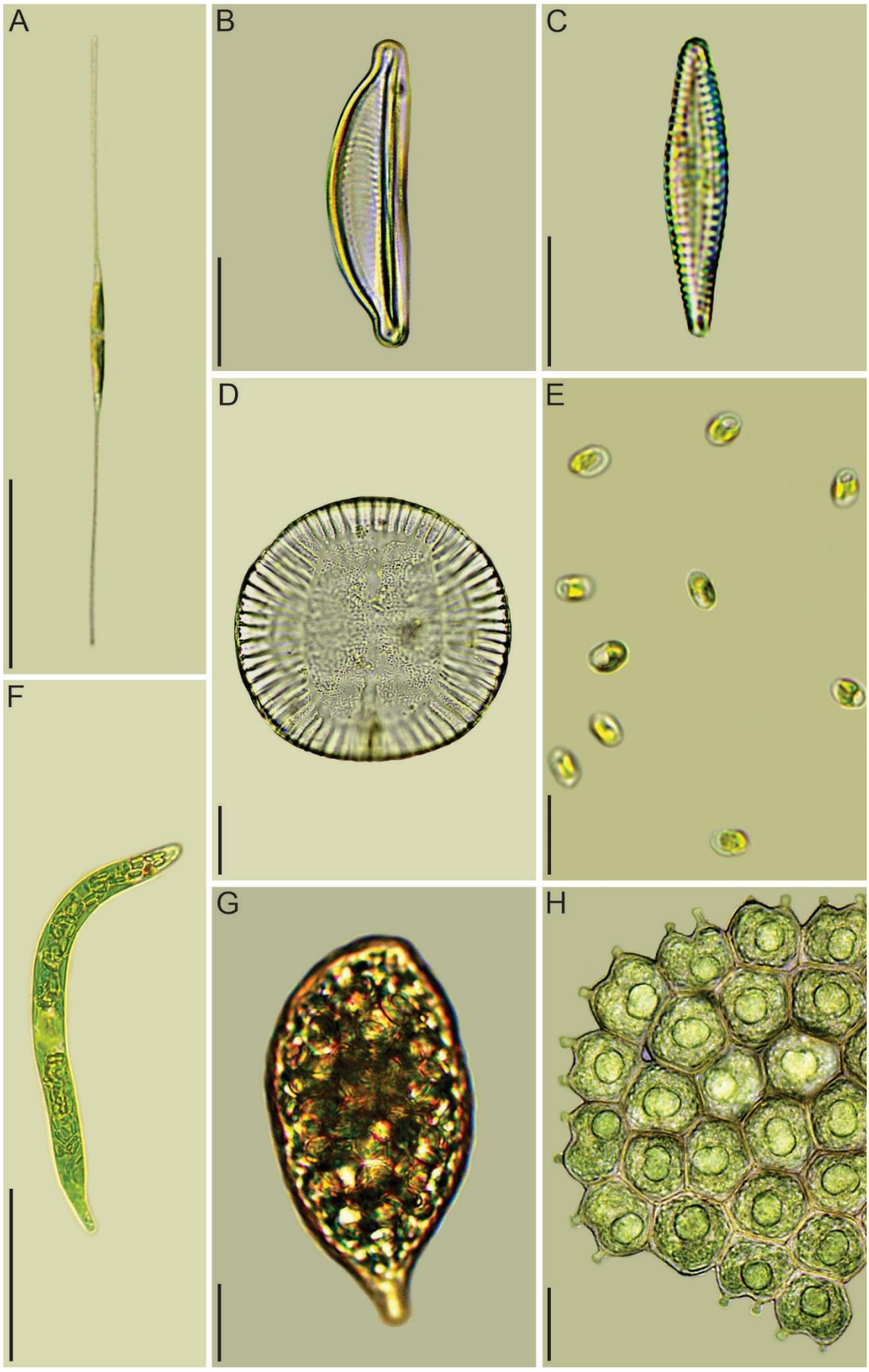


Figura 18. *Microfotografías de especies más frecuentes. A. Nitzschia longissima. B. Halamphora sp. C. Gomphonema sp. D. Campylodiscus clypeus. E. Fistulifera sp. F. Euglena mutabilis. G. Euglena sp. H. Pseudopediastrum integrum.* ***Escala de barras:*** *10 µm.*

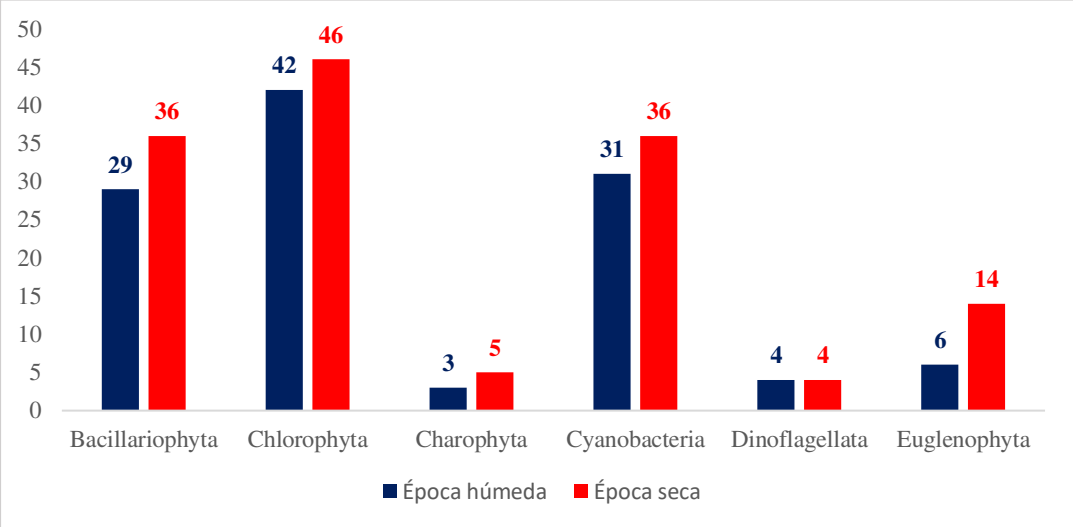


6.2.2 Distribución espacial y temporal de la riqueza

En la época húmeda, se registró una riqueza específica de 115 especies. El filo Chlorophyta presentó la mayor representatividad, con 42 especies registradas (37 % de riqueza relativa), seguido de los filos Cyanobacteria y Bacillariophyta, con registros de 31 (27 %) y 29 especies (25 %), respectivamente. Los filos de menor representatividad fueron Euglenophyta, con 6 especies (5 %), Charophyta, con 3 especies (3 %) y Dinoflagellata, con un registro de 4 especies (3 %) (Figura 19).

Durante la época seca, la riqueza específica alcanzó un total de 141 especies, siendo el periodo con el mayor número de registros. El filo Chlorophyta fue el más representativo, con 46 especies (33 %), seguido por los filos Bacillariophyta y Cyanobacteria, que registraron 36 especies (26 %) cada una. Asimismo, el filo Euglenophyta evidenció un incremento de poco más del 50 % en el número de especies registradas, alcanzando 14 especies (10 %). Finalmente, el filo Charophyta presentó 5 (4 %) especies y el filo Dinoflagellata mantuvo una riqueza específica igual a la temporada húmeda, con 4 especies (3%) (Figura 19). Las matrices presencia-ausencia de la comunidad de microalgas y cianobacterias, tanto a nivel global como por temporadas, se presenta en el Anexo 2, Anexo 3 y Anexo 4.

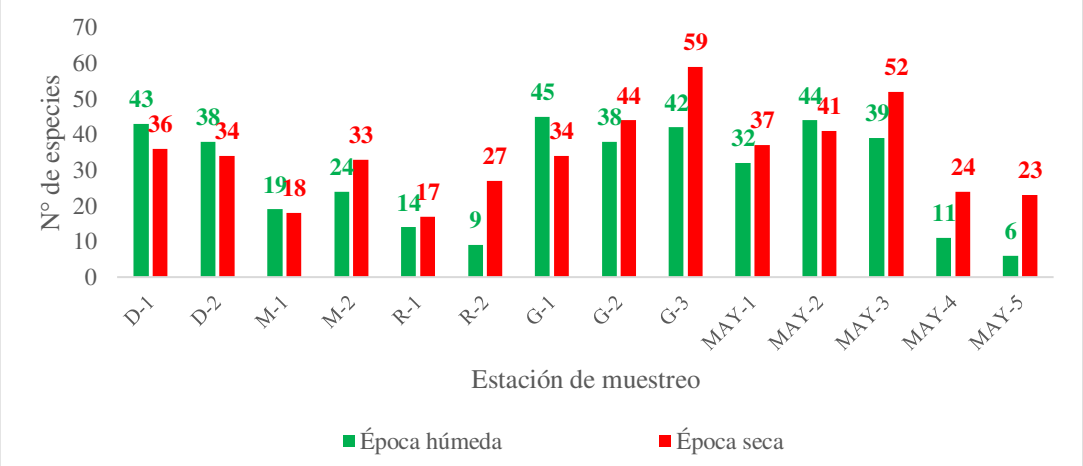
Figura 19. *Distribución de la riqueza de especies de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa distribuida por filo en época húmeda y seca (período de mayo de 2022 a abril de 2023).*



En cuanto a la distribución espacial de la riqueza específica, G-3 presentó el mayor número de especies en la época seca, con un registro de 59 especies, seguida por MAY-3, que alcanzó 52 especies. En el mismo período, el menor registró se observó en los puntos de muestreo M-1 y R-1, con 18 y 17 especies, respectivamente. En la temporada húmeda, la estación G-1 tuvo el mayor número de especies registradas, con 45 especies, mientras que MAY-2, D-1 y G-3 presentaron valores de riqueza específica muy cercanos, con registros de 44, 43 y 42 especies, respectivamente. La menor riqueza específica fue de 6, 9 y 11 especies registradas para las estaciones MAY-5, R-2 y MAY-4, respectivamente (Figura 20).

Los puntos de muestreo D-1, D-2, G-1 y MAY-2, presentaron una mayor cantidad de especies durante la época húmeda. En contraste, el resto de estaciones alcanzaron mayores registros de riqueza específica durante la temporada seca. En M-1, se observó una variación leve entre temporadas de estudio, con una diferencia de 1 una especie. De manera similar, R-1 y MAY-2 presentaron diferencias de 3 especies entre temporadas. Finalmente, R-2, MAY-4 y MAY-5, evidenciaron un incremento superior al 50 % de especies registradas entre ambas temporadas (Figura 20).

Figura 20. *Distribución de la riqueza de especies de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa distribuida por estación de muestreo en época húmeda y seca (período de mayo de 2022 a abril de 2023).*

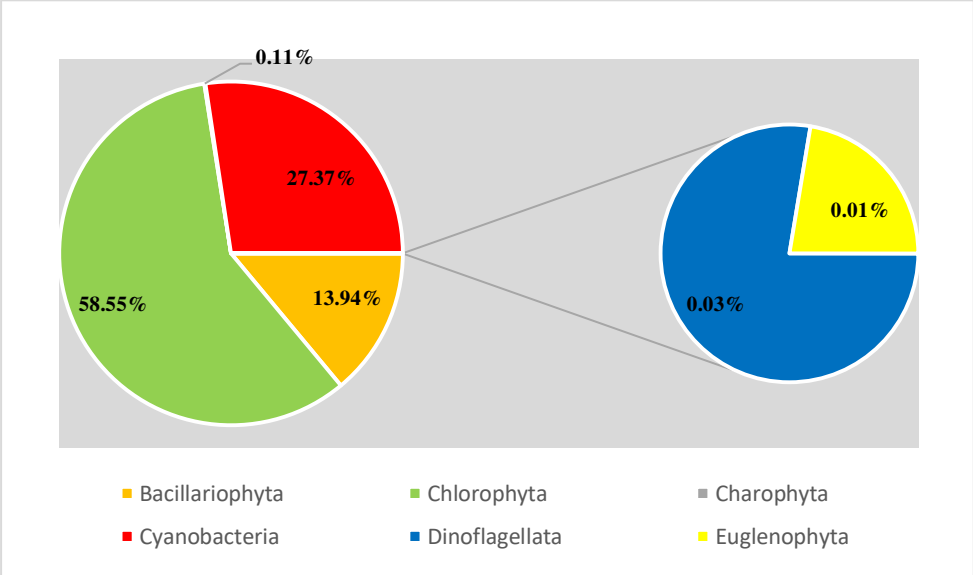


6.3 Abundancia de la comunidad de microalgas y cianobacterias

6.3.1 Época húmeda

La abundancia estuvo dominada por el filo Chlorophyta, que representó el 58.55 % del total, seguido por Cyanobacteria y Bacillariophyta, con 27.37 % y 13.94 %, respectivamente. En contraste, los filos Dinoflagellata, Euglenophyta y Charophyta presentaron las menores abundancias relativas, con valores que no superaron el 1 % (Figura 21). Las matrices de abundancia por fecha de muestreo de esta temporada se pueden observar en el Anexo 5 y Anexo 6.

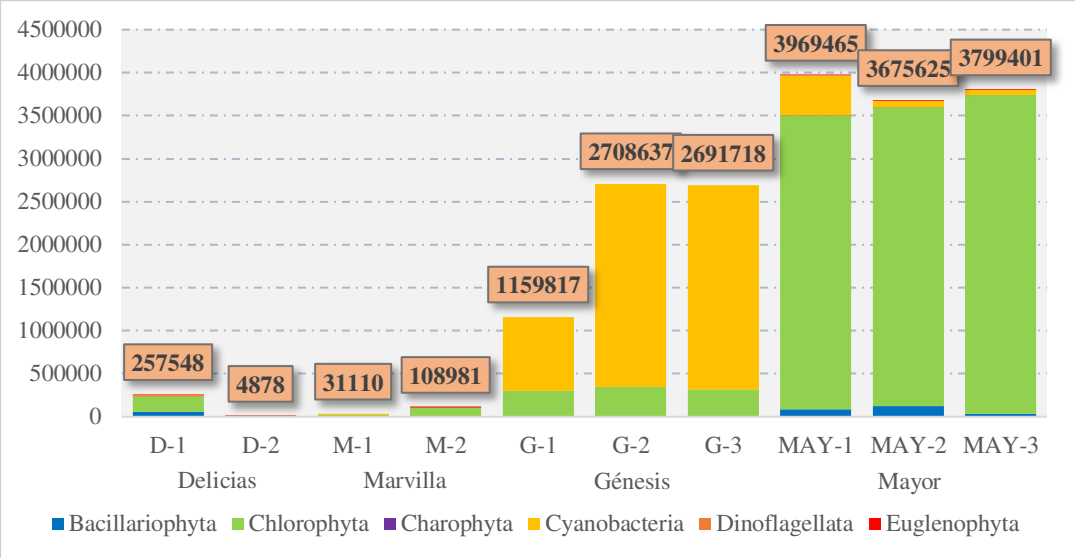
Figura 21. *Abundancia relativa de la comunidad de microalgas y cianobacterias distribuidas por filo en los Humedales de Villa en época húmeda.*



En la primera fecha de muestreo (mayo de 2022), la estación D-2 presento la menor abundancia específica, con 4878 organismos/L, de las cuales Chlorophyta concentró 4 351 organismos/L (Figura 22). Los filos Charophyta y Cyanobacteria registraron las menores abundancias, con 4 organismos/L y 5 organismos/L, respectivamente (Figura 22). Por el contrario, MAY-1, MAY-2 y MAY-3, presentaron las mayores abundancias específicas, dominadas por Chlorophyta, con valores cercanos a 4 000 000 organismos/L, para cada estación. Los puntos de muestreo establecidos en la

laguna Génesis evidenciaron una mayor abundancia del filo Cyanobacteria, donde G-1 fue la estación con menor abundancia (1 159 817 organismos/L); sin embargo, G-2 alcanzó valores de 2 708 637 organismos/L, de las cuales 2 363 166 organismos/L correspondieron a Cyanobacteria (Figura 22). De manera similar, G-3 registró 2 691 718 organismos/L, con 2 374 442 organismos/L atribuidas a este mismo filo. Las estaciones M-1 y M-2 alcanzaron 140 091 organismos/L en total. En esta fecha, Charophyta, Dinoflagellata y Euglenophyta concentraron 3 221, 10 432 y 4 550 organismos/L, respectivamente (Figura 22).

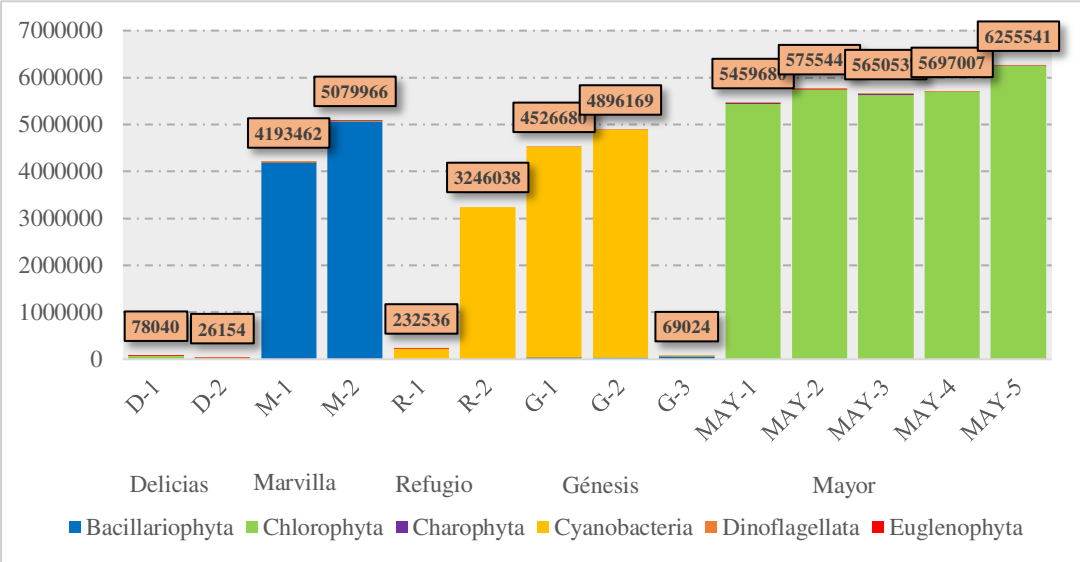
Figura 22. *Distribución espacial de la abundancia (organismos/L) de microalgas y cianobacterias en temporada húmeda (mayo de 2022).*



Con respecto a la segunda fecha de muestreo (agosto de 2022), D-2 presentó la menor abundancia, con 26 154 organismos/L, seguido de D-1, G-3 y R-1, las cuales registraron abundancias específicas de 78 040, 69 024 y 232 536 organismos/L, respectivamente (Figura 23). Las estaciones M-1 y M-2 estuvieron mayormente conformados por las diatomeas (Bacillariophyta) y presentaron abundancias de 4 193 462 y 5 079 966 organismos/L, respectivamente, de las cuales 4 193 000 y 5 061 900 organismos/L correspondieron a este grupo algal. Los puntos R-1, R-2, G-1 y G-2,

presentaron una abundancia específica con predominio de Cyanobacteria. En G-2 y G-3 se registraron 4 526 680 y 4 896 169 organismos/L, respectivamente, mientras R-2 alcanzó 3 246 038 organismos/L. La laguna Mayor registro las mayores abundancias específicas (con dominancia de Chlorophyta), con valores que oscilan entre los 5 459 680 y 6 255 541 organismos/L (Figura 23). En esta fecha, Charophyta, Dinoflagellata y Euglenophyta concentraron 70 212, 7 555 y 641 organismos/L, respectivamente.

Figura 23. *Distribución espacial de la abundancia (organismos/L) de microalgas y cianobacterias en temporada húmeda (agosto de 2022).*



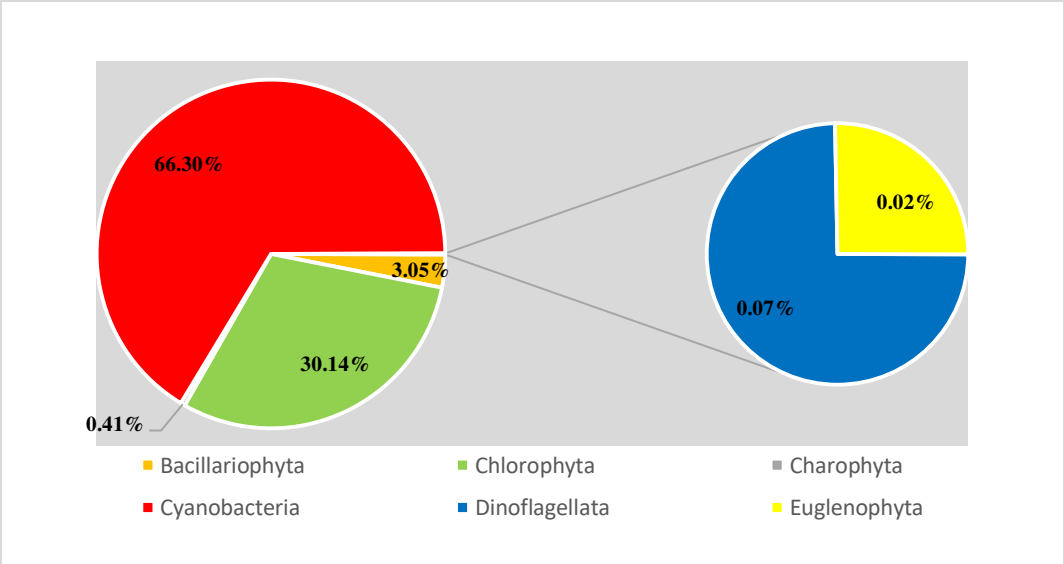
6.3.2 Época seca

La abundancia relativa presentó una mayor contribución del filo Cyanobacteria, que representó el 66.30 % del total, seguido por Chlorophyta, con 30.14 % de representatividad (Figura 24). En contraste, el filo Bacillariophyta registró una abundancia relativa de 3.05 %, mientras que Charophyta, Dinoflagellata y Euglenophyta conforman poco más del 1 % del total (Figura 24). Las matrices de

abundancia por fecha de muestreo de esta temporada se pueden observar en el Anexo 7 y Anexo 8.

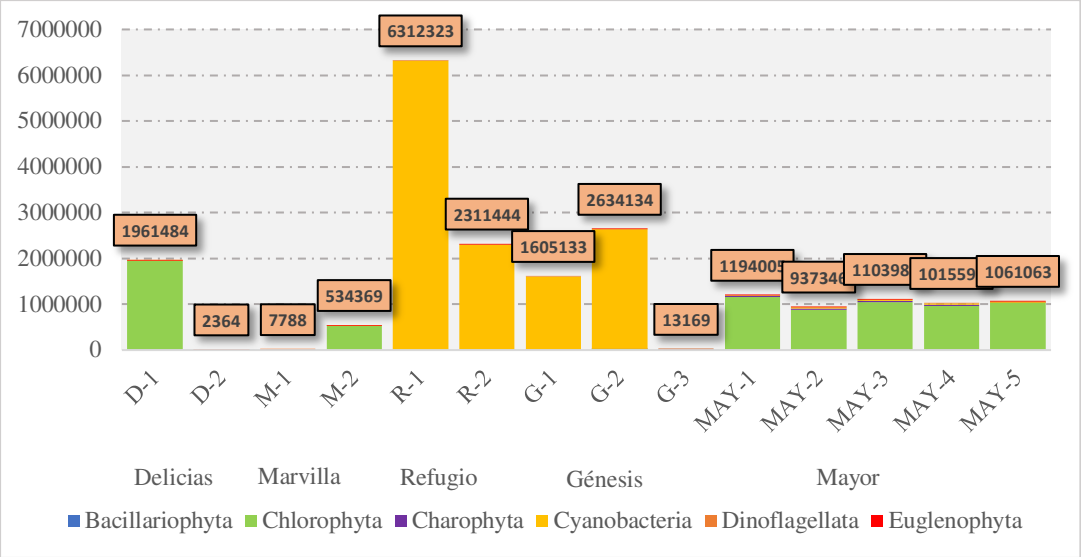
En la tercera fecha de muestreo (octubre de 2022), la estación D-2 presento la menor abundancia específica, con 2 362 organismos/L, seguida por M-1 y G-3, con registros de 7 788 y 13 169 organismos/L, respectivamente. Las estaciones de muestreo de la laguna Mayor estuvieron caracterizadas por el predominio de Chlorophyta, siendo MAY-1 la estación con la mayor abundancia, alcanzando 1 194 005 organismos/L (Figura 25). El punto R-1 registró la mayor abundancia total en esta fecha, con una evidente dominancia de Cyanobacteria, alcanzando 6 312 323 organismos/L; de este total, solo 2 408 y 18 organismos/L pertenecen a los filos Bacillariophyta y Dinoflagellata, respectivamente (Anexo 9).

Figura 24. *Abundancia relativa de la comunidad de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa distribuidas por filo en época seca.*



Asimismo, R-2 alcanzó los 2 311 444 organismos/L, dentro de las cuales Bacillariophyta, Dinoflagellata y Euglenophyta registraron 7 561, 28 y 6 organismos/L, respectivamente. En esta estación no hubo registro de algas verdes (Figura 25).

Figura 25. *Distribución espacial de la abundancia (organismos/L) de microalgas y cianobacterias en temporada seca (octubre de 2022).*

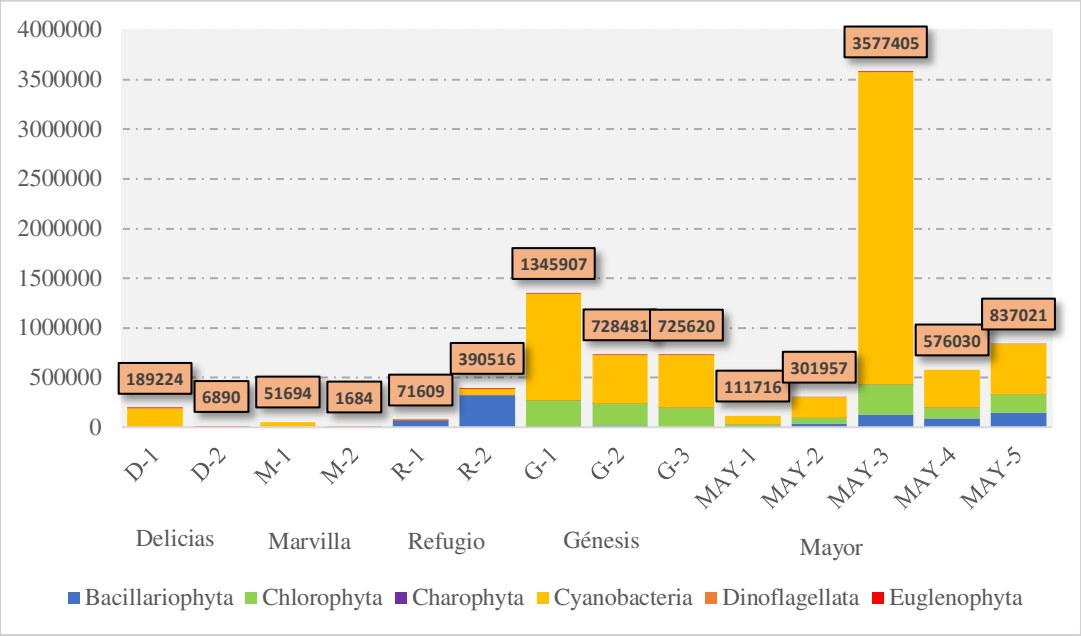


Finalmente, las estaciones de la laguna Génesis presentaron registros de todos los filos identificados (Anexo 9), siendo G-2 la estación con mayor abundancia específica, con 2 634 134 organismos/L.

Con respecto a la cuarta fecha de muestreo (abril de 2023), las abundancias específicas fueron inferiores respecto a las fechas previas de estudio (Figura 26). En contraste con los periodos anteriores, las estaciones de la laguna Mayor estuvieron mayormente representadas por Cyanobacteria, siendo el punto MAY-3 la estación que presentó la mayor abundancia específica total, al alcanzar 3 577 405 organismos/L (Figura 26). Las estaciones R-1 y R-2 registraron abundancias de 71 609 y 390 516 organismos/L, respectivamente, de las cuales 67 614 y 321 404 organismos/L correspondieron al filo Bacillariophyta. A su vez, las estaciones de la laguna Génesis estuvieron caracterizados por una predominancia de Cyanobacteria y Chlorophyta, siendo G-1 la estación de mayor abundancia específica, con 1 345 907 organismos/L. Por otro lado, G-2 y G-3 alcanzaron valores de 728 481 y 725 620 organismos/L, respectivamente. Finalmente, M-2 y D-2 presentaron las menores

abundancias específicas, con registros de 1 684 y 6890 organismos/L, respectivamente (Figura 26).

Figura 26. *Distribución espacial de la abundancia (organismos/L) de microalgas y cianobacterias en temporada seca (abril de 2023).*



6.4 Índices ecológicos

En la temporada húmeda, el índice de Shannon-Wiever (H'(ln)) mostró valores que oscilaron entre 0.009 (R-2) y 1.564 (D-1) nats, lo que indica una diversidad baja a muy baja en general. Los puntos de muestreo D-1 (H' = 1.564 nats) y MAY-1 (H' = 0.971 nats) registraron los valores más altos; en contraste, las estaciones M-1, M-2, R-1, R-2, MAY-4 y MAY-5 registraron valores cercanos a cero, lo que denota que las comunidades están fuertemente dominadas por una o muy pocas especies (Tabla 5).

El índice de Simpson (1- λ) varió entre 0.002 (R-2) y 0.706 (D-1). Las estaciones MAY-1 (0.546), MAY-2 (0.510) y G-2 (0.503) mostraron una diversidad baja, mientras que M-1, M-2, R-1, R-2, G-1 y G-3 presentaron valores inferiores a 0.40 (diversidad muy baja) (Anexo 21), lo que indica una alta dominancia específica. La estación D-1 presentó diversidad moderada (0.706) (Anexo 21).

Los valores de equidad de Pielou (J′) oscilaron entre 0.005 (R-2) y 0.474 (D-1), indicando que existe una distribución desigual de los individuos entre las especies en todas las estaciones (Tabla 5).

Tabla 5. *Índices de diversidad alfa de las comunidades evaluadas en las estaciones de muestreo durante la temporada húmeda en los Humedales de Villa.*

Estación	Laguna	Abundancia	H'(ln)	1-λ	J'	d
D-1	Delicias	335580	1.564	0.706	0.474	2.043
D-2		31032	0.869	0.386	0.256	2.804
M-1	Marvilla	4224572	0.060	0.015	0.021	1.049
M-2		5188947	0.132	0.048	0.046	1.099
R-1	Refugio	232536	0.035	0.009	0.013	1.052
R-2		3246038	0.009	0.002	0.005	0.334
G-1	Génesis	5686497	0.739	0.325	0.208	2.186
G-2		7623806	0.946	0.503	0.275	1.893
G-3		2760739	0.925	0.365	0.258	2.360
MAY-1	Mayor	9429140	0.971	0.546	0.295	1.619
MAY-2		9431057	0.875	0.510	0.239	2.366
MAY-3		9449938	0.808	0.501	0.231	1.992
MAY-4		5697007	0.024	0.006	0.010	0.579
MAY-5		6255541	0.017	0.004	0.009	0.383

Nota. H': Índice de Shannon-Viewer; 1- λ: Índice de Diversidad de Simpson; J': Índice de Equidad de Pielou; d: Índice de Riqueza de Margalef.

En las estaciones con los mayores valores de diversidad (D-1, G-2, G-3 y MAY-1), la equidad se mantuvo baja, esto denota que la diversidad está influenciada por la presencia de pocas especies dominantes (Tabla 5).

El índice de riqueza de Margalef (d) presentó valores entre 0.334 (R-2) y 2.804 (D-2). Las estaciones D-2 (2.804), G-3 (2.360), MAY-2 (2.366) y G-1 (2.186) registraron los valores más altos de riqueza (baja-moderada), mientras que las estaciones R-2, MAY-4 y MAY-5 presentaron riqueza muy baja. En estaciones con valores moderados de riqueza (D-2 y G-3), los bajos valores de Shannon, Simpson y Pielou indican una marcada dominancia de unas pocas especies (Tabla 5).

Durante la temporada seca, el índice de Shannon-Wiever varió entre 0.028 (M-2) y 1.466 (MAY-5) nats. Las estaciones M-1, G-3, MAY-4 y MAY-5 registraron los valores más altos (H' > 1.2), no obstante, estos registros indican una diversidad baja. Por otro lado, las estaciones M-2 y R-1 presentaron valores muy bajos de H′, reflejando comunidades fuertemente dominadas (Tabla 6).

El índice de Simpson presentó valores que oscilaron entre 0.007 (M-2) y 0.683 (M-1). Las estaciones M-1, G-1, MAY-4 y MAY-5 mostraron los valores más altos (≥ 0.60), registrando una diversidad moderada, en contraste los puntos M-2, R-1 y R-2, con valores inferiores a 0.30 evidenciaron una alta dominancia específica. El patrón observado fue concordante con el índice de Shannon-Wiever (Tabla 6).

La equidad de Pielou varió entre 0.008 (M-2) y 0.506 (M-1), indicando estaciones con una distribución desigual de la abundancia entre las especies. Las estaciones con mayores valores de diversidad (M-1, MAY-4 y MAY-5) presentaron mayores valores de equidad (J′ > 0.40), mientras que las estaciones con bajos valores de H′ y (1−λ) mostraron equidades muy bajas.

El índice de riqueza de Margalef mostró valores entre 0.957 (R-1) y 3.175 (D-2). Las estaciones D-2, G-3, MAY-3 y MAY-2 registraron los mayores valores de riqueza, sin

embargo, en D-2 los valores reducidos de H' y (1−λ) indican una contribución desigual de las especies a la abundancia total (Tabla 6).

Tabla 6. *Índices de diversidad alfa de las comunidades evaluadas en las estaciones de muestreo durante la temporada seca en los Humedales de Villa.*

Estación	Laguna	Abundancia	H'(ln)	1-λ	J'	d
D-1	Delicias	2190718	0.693	0.297	0.193	2.397
D-2		9254	0.925	0.453	0.272	3.175
M-1	Marvilla	59482	1.403	0.683	0.506	1.364
M-2		536049	0.028	0.007	0.008	2.123
R-1	Refugio	6383930	0.074	0.023	0.027	0.957
R-2		2701882	0.595	0.264	0.185	1.621
G-1	Génesis	2951040	1.066	0.569	0.313	1.947
G-2		3362615	0.788	0.367	0.218	2.395
G-3		738789	1.302	0.532	0.351	2.960
MAY-1	Mayor	1305721	0.674	0.258	0.189	2.414
MAY-2		1239283	1.098	0.489	0.309	2.423
MAY-3		1851392	1.226	0.519	0.328	2.841
MAY-4		1591623	1.356	0.617	0.439	1.471
MAY-5		1898084	1.466	0.667	0.445	1.799

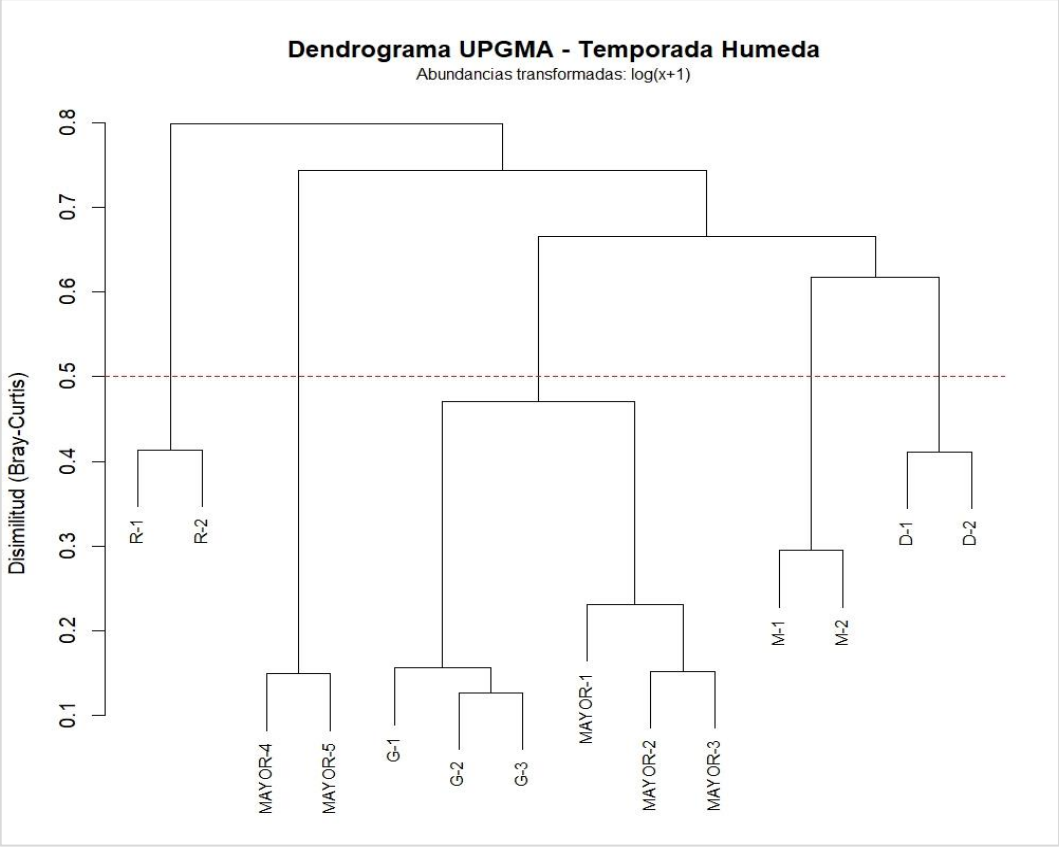
Nota. H': Índice de Shannon-Viewer; 1- λ: Índice de Diversidad de Simpson; J': Índice de Equidad de Pielou; d: Índice de Riqueza de Margalef.

6.5 Variación espacial y temporal de la comunidad biológica

6.5.1 Época húmeda-Variación espacial

El dendrograma UPGMA mostró una clara estructuración de las estaciones de muestreo durante la temporada húmeda, donde se conformaron grupos bien definidos, evidenciando diferencias en la composición y abundancia relativa de microalgas y cianobacterias entre estaciones. Las estaciones G-1, G-2 y G-3 presentaron el mayor porcentaje de similaridad con un valor de 85 % aproximadamente (disimilitud del 15 %). De manera similar, las estaciones MAY-1, MAY-2 y MAY-3 tendieron a agruparse entre sí presentando una alta similitud de hasta un 78 % (disimilitud del 22 %), no obstante, MAY-4 y MAY-5 formaron un subgrupo lejano, pero con similaridad del 86 % (aproximadamente) entre ellas (Figura 27).

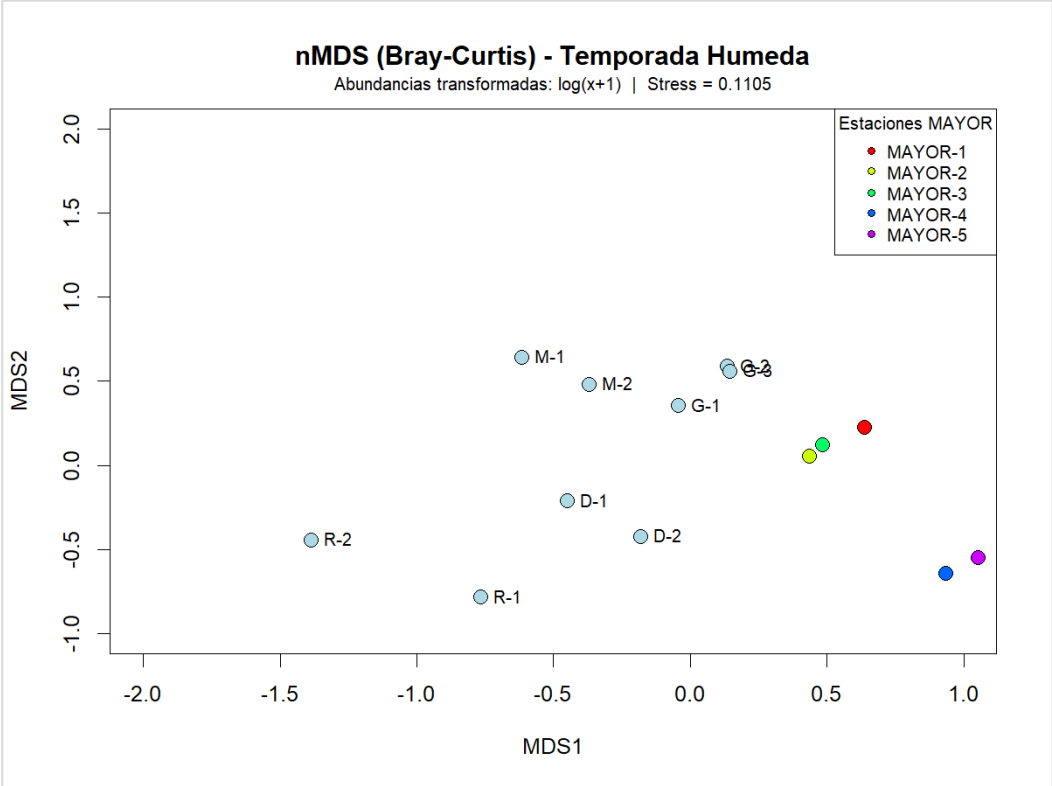
Figura 27. *Dendrograma de agrupamiento (Similaridad de Bray-Curtis) entre estaciones de muestreo en la temporada húmeda.*



Por otro lado, R-1 y R-2 mostraron una similitud del 58 % (disimilitud del 42 %) y se separaron del resto, lo que indica una composición comunitaria muy distinta. Por último, las estaciones D-1 y D-2 conformaron un subgrupo más cercano, reflejando mayor similitud entre ellas a comparación del resto de estaciones (Figura 27).

El ordenamiento nMDS presentó un valor de stress = 0.1105, lo que indica una adecuada representación de las relaciones de similitud originales y permite una interpretación confiable del patrón espacial observado. El gráfico mostró separación entre grupos de estaciones y concuerda con los agrupamientos vistos en el dendrograma. Las estaciones de la laguna Mayor (MAY-1, MAY-2 y MAY-3) se ubicaron próximas entre sí, lo que evidencia una alta similitud en su estructura comunitaria, mientras que las estaciones R-1 y R-2 se posicionaron alejadas del resto, indicando comunidades con composiciones diferenciadas (Figura 28).

Figura 28. *Prueba de ordenación multivariada nMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) de las comunidades de microalgas y cianobacterias en la temporada húmeda.*



Así mismo, las estaciones D-1 y D-2 se ubicaron en posiciones cercanas entre sí y ligeramente separadas de otros grupos, lo que evidencia un patrón espacial consistente (Figura 28).

El análisis de similaridad (ANOSIM) mostró diferencias altamente significativas en la composición de la comunidad entre lagunas durante la temporada húmeda ($R = 0.9817$; $p = 0.001$), por ende, respalda estadísticamente los patrones observados. El valor elevado del estadístico R indica que la variación entre grupos es mucho mayor que la variación dentro de los grupos, esto evidencia una fuerte separación entre lagunas con respecto a estructura comunitaria (Tabla 7).

Tabla 7. *Resultados del Análisis de Similaridad (ANOSIM) entre lagunas en la temporada húmeda.*

Factor	R	p-value
Laguna	0.9817	0.001

El análisis de beta-dispersión (BETADISPER) mostró que no existen diferencias significativas en la dispersión interna de la composición comunitaria entre lagunas durante la temporada húmeda ($F = 1.624$; $p = 0.2504$). Esto sugiere que las estaciones de cada laguna presentan una variabilidad interna similar, por ende, los resultados del ANOSIM reflejan diferencias reales entre los grupos y no un efecto de la dispersión interna (Tabla 8).

Tabla 8. *Resultados del análisis de beta-dispersión (BETADISPER) por laguna en la temporada húmeda.*

Fuente	Gl	Suma Cuadrados	Cuadrado medio	F	p-value
Laguna	4	0.082973	0.020743	1.624	0.2504
Residual	9	0.114981	0.012776		

Nota. gl: grados de libertad; F: valor F de ANOVA

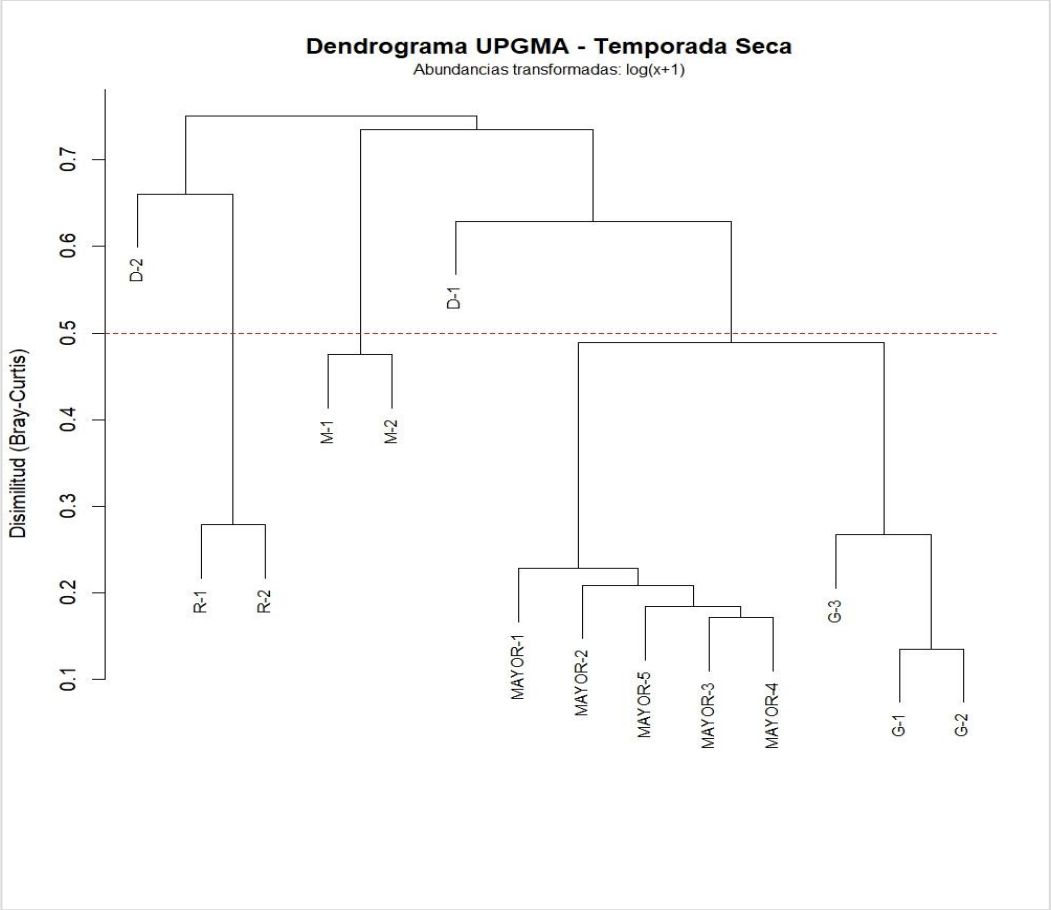
Por otro lado, las comparaciones post-hoc (Tukey) tampoco evidenciaron diferencias significativas entre pares de lagunas ($p > 0.05$ en todos los casos). La laguna Refugio no mostró diferencias significativas en su dispersión respecto a las demás lagunas (incluida mayor). Así mismo, la laguna Mayor presentó mayores valores de dispersión, pero tampoco fueron estadísticamente significativas. Dado que ambas lagunas tuvieron ausencia de estaciones en la primera fecha de muestreo, los resultados sugieren que la variabilidad observada no responde a un sesgo del diseño de muestreo, sino a patrones de variabilidad ecológica propios del sistema (Anexo 10).

6.5.2 Época seca-Variación espacial

El dendrograma UPGMA mostró una conformación espacial marcada de las estaciones durante la temporada seca, con niveles de disimilitud moderados a altos entre grupos.

Las estaciones de la laguna Mayor formaron un grupo compacto con una similitud del 77 % (disimilitud del 23 %), aproximadamente. Dentro de ellas, las estaciones MAY-3 y MAY-4 presentaron el más alto porcentaje de similaridad en la composición y abundancia de las comunidades, llegando a un 81 % de esta, aproximadamente (19 % de disimilitud). La agrupación cercana entre R-1 y R-2, indica comunidades similares entre sí (disimilitud del 30 %, aproximadamente), pero claramente diferenciadas del grupo Mayor. Génesis se asocia más a Mayor con casi una similaridad del 50 %. Las estaciones M-1 y M-2 se agrupan entre sí, pero se separan del resto a disimilitudes mayores, indicando una composición distinta. Las estaciones D-1 y D-2 muestran una mayor separación tanto entre sí como respecto a otros grupos, lo que evidencia una estructura comunitaria más variable (Figura 29).

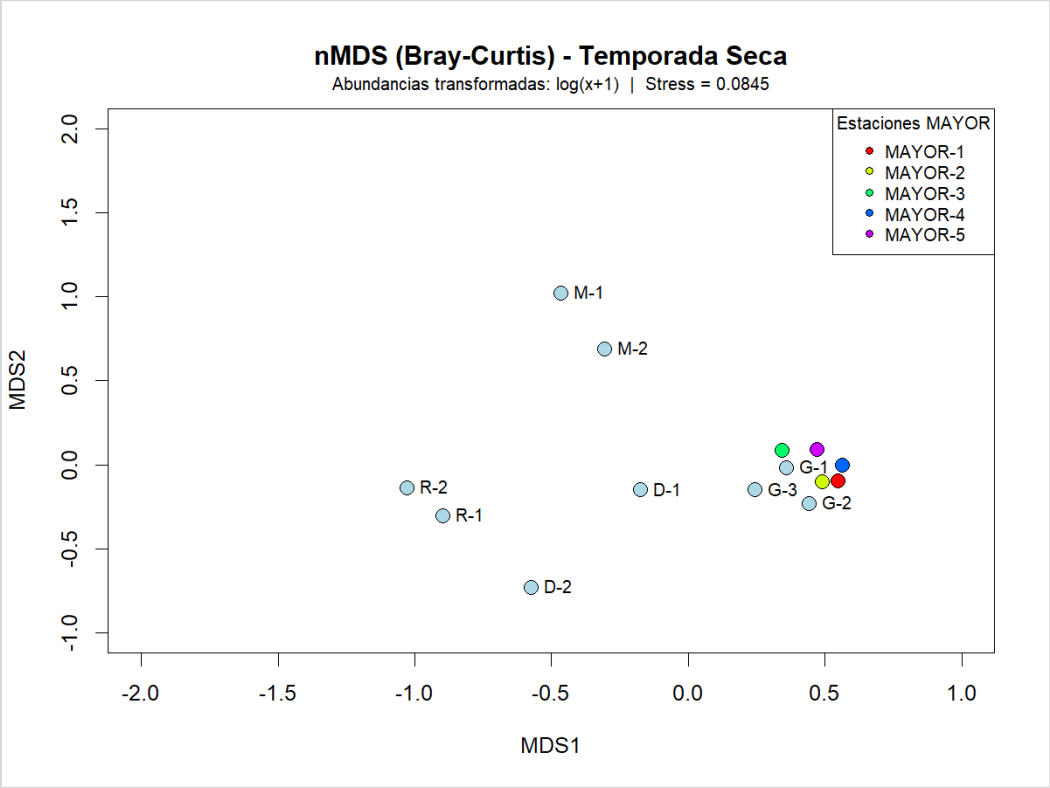
Figura 29. *Dendrograma de agrupamiento (Similaridad de Bray-Curtis) entre estaciones de muestreo en la temporada seca.*



La ordenación nMDS presentó un stress de 0.0845, lo que indica una buena representación que describe adecuadamente las relaciones de similitud entre estaciones y refuerza los resultados del dendrograma (Figura 30).

Las estaciones de la laguna Mayor se agrupan de forma muy compacta, evidenciando alta similitud interna, mientras que las estaciones de Refugio se ubican separadas del grupo Mayor, pero cercanas entre sí. Sin embargo, los puntos de muestreo de la laguna Génesis mostraron mayor similitud con Mayor. Por otro lado, M-1 y M-2 mostraron separación moderada en la ordenación, lo que refleja características propias en su composición, mientras que D-1 y D-2 se encuentran más dispersas, indicando mayor variabilidad interna durante la temporada seca (Figura 30).

Figura 30. *Prueba de ordenación multivariada nMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) de las comunidades de microalgas y cianobacterias en la temporada seca.*



El análisis de similaridad (ANOSIM) mostró diferencias altamente significativas entre lagunas (R = 0.8383; p = 0.001). El valor alto de R indica que la variación en la composición de la comunidad entre lagunas es mayor que la variación dentro de cada laguna, lo que evidencia una marcada organización espacial de la comunidad durante la temporada seca (Tabla 9).

Tabla 9. *Resultados del Análisis de Similaridad (ANOSIM) entre lagunas en la temporada seca.*

Factor	R-Global	p-value
Laguna	0.8383	0.001

Por otra parte, a diferencia de la temporada húmeda, el análisis de beta-dispersión evidenció diferencias significativas en la dispersión interna entre lagunas (F = 11.289; p = 0.0015) (Tabla 10). Complementariamente, las comparaciones post-hoc

(Tukey) mostraron que la laguna Delicias fue la que presentó mayor heterogeneidad interna que otras en términos de composición y abundancia relativa (Anexo 11).

Tabla 10. *Resultados del análisis de beta-dispersión (BETADISPER) por laguna en la temporada seca.*

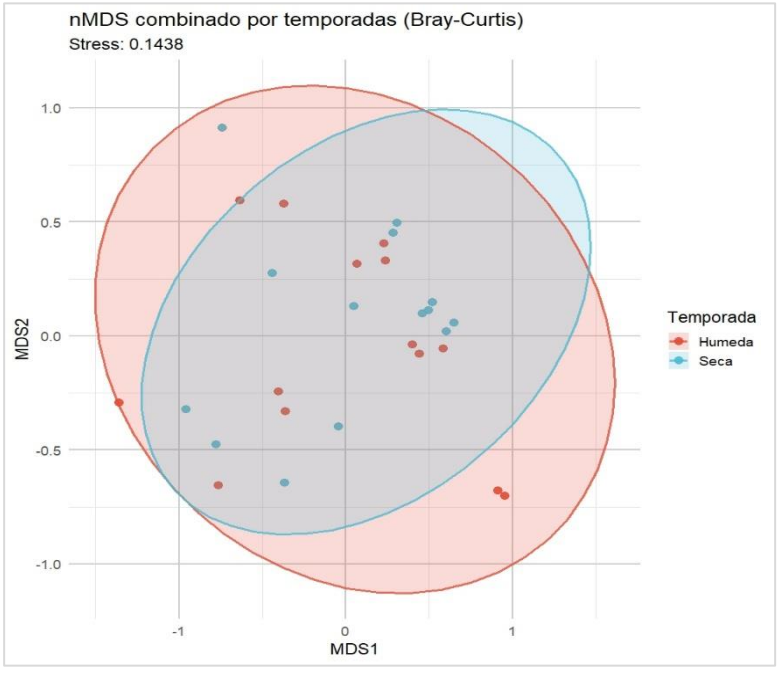
Fuente	Gl	Suma Cuadradados	Cuadrado medio	F	p-value
Laguna	4	0.080781	0.020195	11.289	0.0015
Residual	9	0.0161	0.001789		

Nota. gl: grados de libertad; F: valor F de ANOVA

6.5.3 Época húmeda vs época seca-Variación temporal

La ordenación nMDS entre épocas o temporadas de estudio presentó un valor de stress de 0.1438, lo que indica una representación bidimensional aceptable de las relaciones entre estaciones. Las estaciones correspondientes a la temporada húmeda y temporada seca muestran una claro superposición de sus elipses de dispersión. No se observa una separación clara entre temporadas a lo largo de los ejes MDS1 y MDS2, por lo que la dispersión interna de ambas temporadas es similar, indicando que la variabilidad temporal no difiere significativamente (Figura 31).

Figura 31. *Prueba de ordenación multivariada nMDS (Non-metric Multidimensional Scaling) combinada por temporadas.*



El análisis de similaridad (ANOSIM) entre temporadas registró un R-global = 0.046 y p = 0.165. El bajo valor de R indica que la composición comunitaria entre estaciones de distintas temporadas es similar a la observada entre estaciones de una misma temporada. El valor de p-value no significativo confirma que no existen diferencias estadísticamente significativas en la estructura de la comunidad entre la temporada húmeda y seca (Tabla 11).

Tabla 11. *Resultados del Análisis de Similaridad (ANOSIM) global entre temporadas.*

Factor	R-Global	p-value
Temporada	0.04603	0.165

6.6 Análisis de variables abióticas

6.6.1 Época húmeda-Variación espacial

La prueba no paramétrica de Kruskal–Wallis evidenció diferencias significativas entre lagunas para la mayoría de los parámetros fisicoquímicos durante la temporada húmeda (Tabla 12).

La conductividad, salinidad y TDS mostraron diferencias altamente significativas entre lagunas ($p < 0.001$), indicando una notoria variabilidad espacial de estos parámetros. Por otro lado, el pH obtuvo un $p = 0.0335$ presentado, de igual manera, diferencias significativas entre lagunas, pero menores a los anteriores parámetros mencionados. En contraste, el oxígeno disuelto y la temperatura no presentaron diferencias estadísticamente significativas entre lagunas ($p > 0.05$), mostrando valores relativamente similares entre ellas (Tabla 12).

Tabla 12. *Prueba de Kruskal-Wallis para los parámetros fisicoquímicos en la temporada húmeda. Los valores significativos de p-value se indican en negrita*.*

Temporada	Parámetro	H	gl	p-value
Húmeda	Conductividad	21.6	4	**0.000239***
	Oxigeno	4.33	4	0.363
	pH	10.5	4	**0.0335***
	Salinidad	21.6	4	**0.000246***
	TDS	21.4	4	**0.00026***
	Temperatura	3.05	4	0.549

Nota. gl: grados de libertad; H: estadístico H

El análisis de componentes principales (PCA) mostró que los dos primeros ejes explican la variabilidad total de los datos fisicoquímicos, en la cual PC1 explicó el 43.67 % y PC2 el 25.19 %. De manera conjunta, estos ejes explican el 68.86 % de la variación total (varianza acumulada), lo que justifica su uso para la interpretación ecológica (Tabla 13). Las cargas factoriales y coordenadas se detallan en el Anexo 12 y Anexo 13, respectivamente.

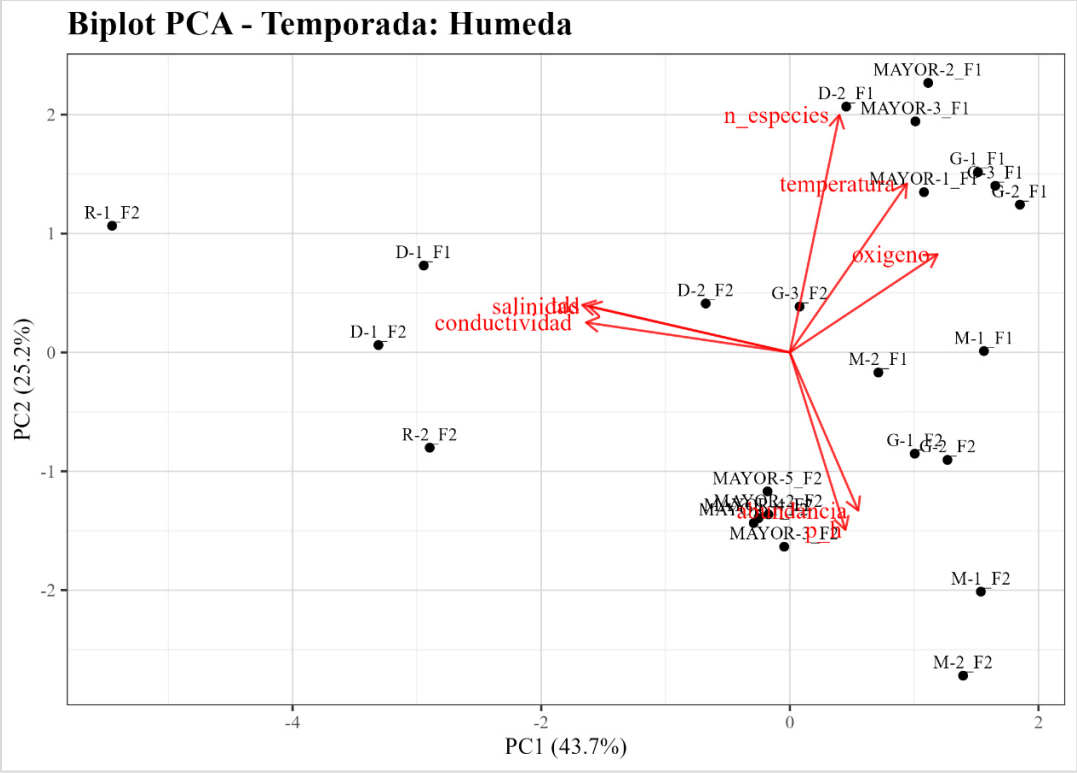
Tabla 13. *Porcentaje de varianza explicada y acumulada de los componentes que conforman el Análisis de Componentes Principales (PCA) en temporada húmeda.*

Componente	Varianza explicada (%)	Varianza acumulada (%)
PC1	**43.67**	**43.67**
PC2	**25.19**	**68.86**
PC3	13.83	82.69

El eje PC1 se asoció principalmente con la conductividad, salinidad y TDS, en el cual los sólidos disueltos y salinidad muestran una fuerte correlación positiva. En el lado positivo de PC1 se proyectan el oxígeno disuelto, temperatura, número de especies y abundancia (Figura 32). El eje PC2 se encuentra influenciado principalmente por valores positivos del oxígeno disuelto, temperatura y número de especies. Por el contrario, el extremo negativo del PC2 se asocia con el pH y la

abundancia, las cuales presentan una correlación positiva entre sí. Las estaciones de la laguna Mayor de la primera fecha de muestreo, se agrupan en el cuadrante positivo del eje PC1, asociándose a mayores valores oxígeno disuelto, temperaturas más elevadas y una mayor riqueza de especies. Por otro lado, las estaciones de la segunda fecha de muestreo, presentan mayor afinidad a mayores valores asociados al pH y abundancia (Figura 32). Por su parte, las estaciones de la laguna Delicias y Refugio, se ubicaron en zonas de valores negativos del PC1 (mayores niveles de mineralización) alejándose de las variables biológicas (abundancia y número de especies). Así mismo, las estaciones de la laguna Marvilla muestran mayor dispersión a lo largo del eje PC2, indicando una mayor variabilidad asociada al pH y abundancia. Así mismo, las estaciones de la laguna Génesis muestran una asociación positiva con una mayor riqueza específica, temperaturas más altas y concentraciones elevadas de oxígeno disuelto (Figura 32).

Figura 32. *Análisis de Componentes Principales (PCA) de parámetros fisicoquímicos en estaciones de muestreo durante la temporada húmeda.*



6.6.2 Época seca-Variación espacial

Durante la temporada seca, la prueba de Kruskal–Wallis evidenció diferencias altamente significativas entre lagunas para la mayoría de los parámetros fisicoquímicos evaluados (Tabla 14).

Al igual que la temporada anterior, la conductividad, salinidad y TDS mostraron diferencias altamente significativas entre lagunas ($p < 0.001$), indicando una fuerte variación espacial relacionada con la concentración de sales disueltas y mineralización del agua. Con respecto al pH, este parámetro mantuvo diferencias significativas ($p < 0.001$), lo que refleja variaciones espaciales relevantes en las condiciones químicas del agua. En contraste, el oxígeno disuelto ($p = 00.408$) y la temperatura ($p = 0.462$) no mostraron diferencias significativas (Tabla 14).

Tabla 14. *Prueba de Kruskal-Wallis para los parámetros fisicoquímicos en la temporada seca. Los valores no significativos de p-value se indican en negrita*.*

Temporada	Parámetro	H	gl	p-value
Seca	Conductividad	22.8	4	**0.000139***
	Oxigeno	3.99	4	0.408
	pH	19.1	4	**0.000747***
	Salinidad	23.6	4	**0.0000954***
	TDS	25	4	**0.0000513***
	Temperatura	3.6	4	0.462

Nota. gl: grados de libertad; H: estadístico H

El PCA mostró que, durante la temporada seca, el eje PC1 explicó el 42.5 % de la varianza total y PC2, el 19.21 %. En conjunto, ambos ejes explican el 61.71 % de la variación total de datos, lo que permite una interpretación ecológica adecuada (Tabla 15). Las cargas factoriales y coordenadas se detallan en el Anexo 14 y Anexo 15, respectivamente.

Tabla 15. *Porcentaje de varianza explicada y acumulada de los componentes que conforman el Análisis de Componentes Principales (PCA) en temporada seca.*

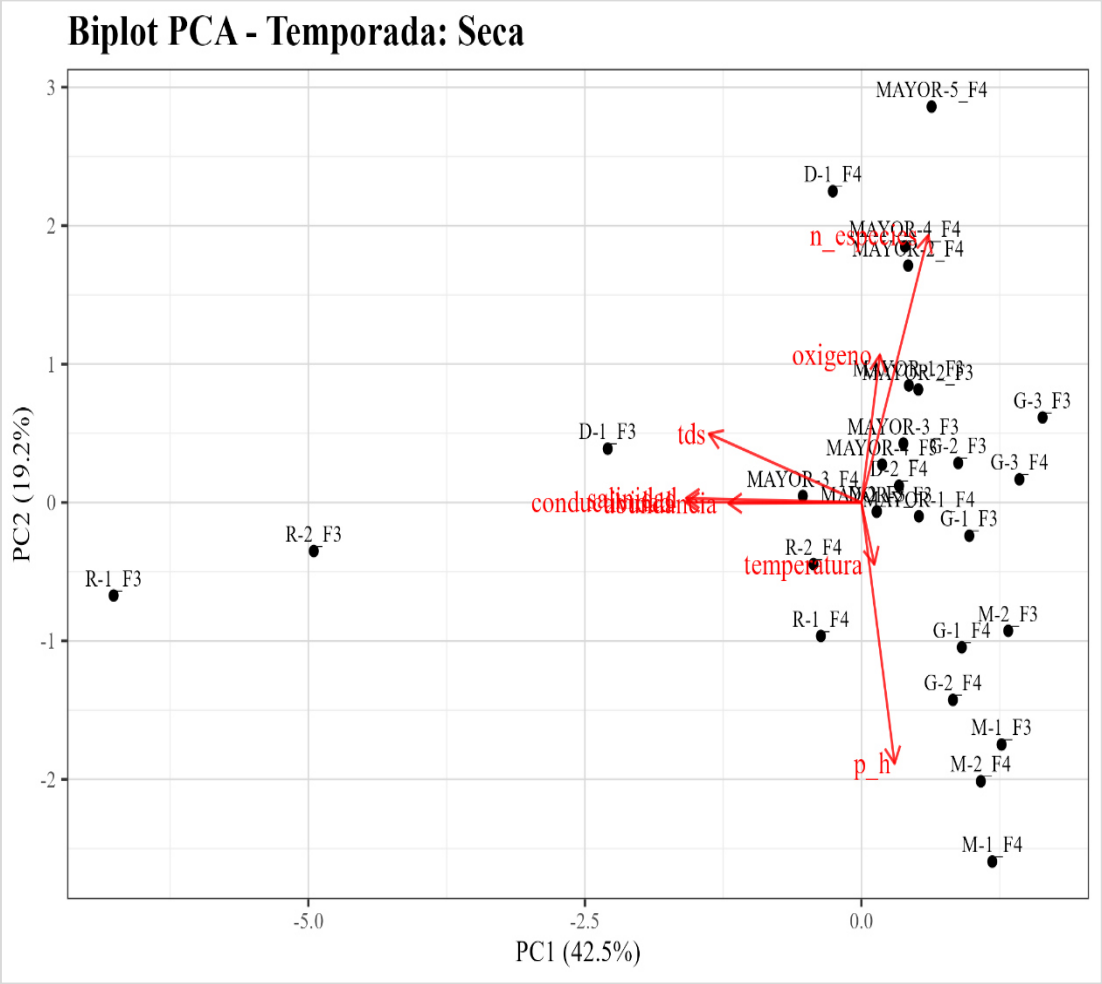
Componente	Varianza explicada (%)	Varianza acumulada (%)
PC1	**42.5**	**42.5**
PC2	**19.21**	**61.71**
PC3	14.77	76.48

El eje PC1 estuvo representado por los vectores de salinidad, conductividad, TDS y abundancia que se encuentra orientadas hacia el extremo negativo del eje. La superposición de los vectores de conductividad, salinidad y abundancia indica una fuerte correlación positiva entre estas variables (Figura 33).

El eje PC2 representa un eje relacionado con el número de especies (riqueza) y oxígeno disuelto, mostrando una correlación positiva entre ambas variables. En contraste, el pH y la temperatura se orientan hacia el extremo negativo de PC2, aunque con menor participación de la temperatura. Las estaciones de la laguna Mayor se asocian a mayores valores de riqueza y oxígeno disuelto (Figura 33).

Por otro lado, algunas estaciones de Génesis y Marvilla muestran relación con los vectores riqueza-oxígeno y otras están asociadas a valores más altos de pH y temperatura. Las estaciones de la laguna Refugio se separan del resto de estaciones, posicionándose en el extremo negativo del PC1(Figura 33).

Figura 33. *Análisis de Componentes Principales (PCA) de parámetros fisicoquímicos en estaciones de muestreo durante la temporada seca.*



6.6.3 Época húmeda vs época seca-Variación temporal

En el análisis global (temporadas), la prueba de Kruskal–Wallis evidenció que el oxígeno disuelto presentó diferencias altamente significativas entre temporadas (H = 10.8; p = 0.00101), indicando una variación temporal marcada con respecto a las condiciones de oxigenación en las lagunas. De igual manera, la temperatura mostró diferencias significativas (H = 6.75; p = 0.00938). Contrariamente, la conductividad, salinidad, TDS y pH no presentaron diferencias significativas (p > 0.05) (Tabla 16).

Tabla 16. *Prueba de Kruskal-Wallis global (temporadas) para los parámetros fisicoquímicos. Los valores significativos de p-value se indican en negrita*.*

Comparación	Parámetro	H	gl	p-value
Húmeda vs Seca	Conductividad	0.425	1	0.515
	Oxigeno	10.8	1	**0.00101***
	pH	0.623	1	0.43
	Salinidad	0.896	1	0.344
	TDS	0.274	1	0.601
	Temperatura	6.75	1	**0.00938***

Nota. gl: grados de libertad; H: estadístico H

Por otro lado, el eje PC1 del PCA global explicó el 37.18 % de la varianza total, mientras que el eje PC2 explicó el 22.82 %. En conjunto, PC1 y PC2 concentraron el 60 % de la variabilidad total, permitiendo una representación adecuada de la estructura multivariada del sistema (Tabla 17). El eje PC1 se relaciona principalmente con conductividad, salinidad y TDS, donde sus vectores indican una alta contribución de las mismas. El eje PC2 se encuentra asociado principalmente con el oxígeno disuelto, temperatura, pH, número de especies y abundancia, reflejando un gradiente relacionado a condiciones fisicoquímicas y biológicas (Tabla 17). Las coordenadas y cargas factoriales se pueden observar en el Anexo 16 y 17, respectivamente.

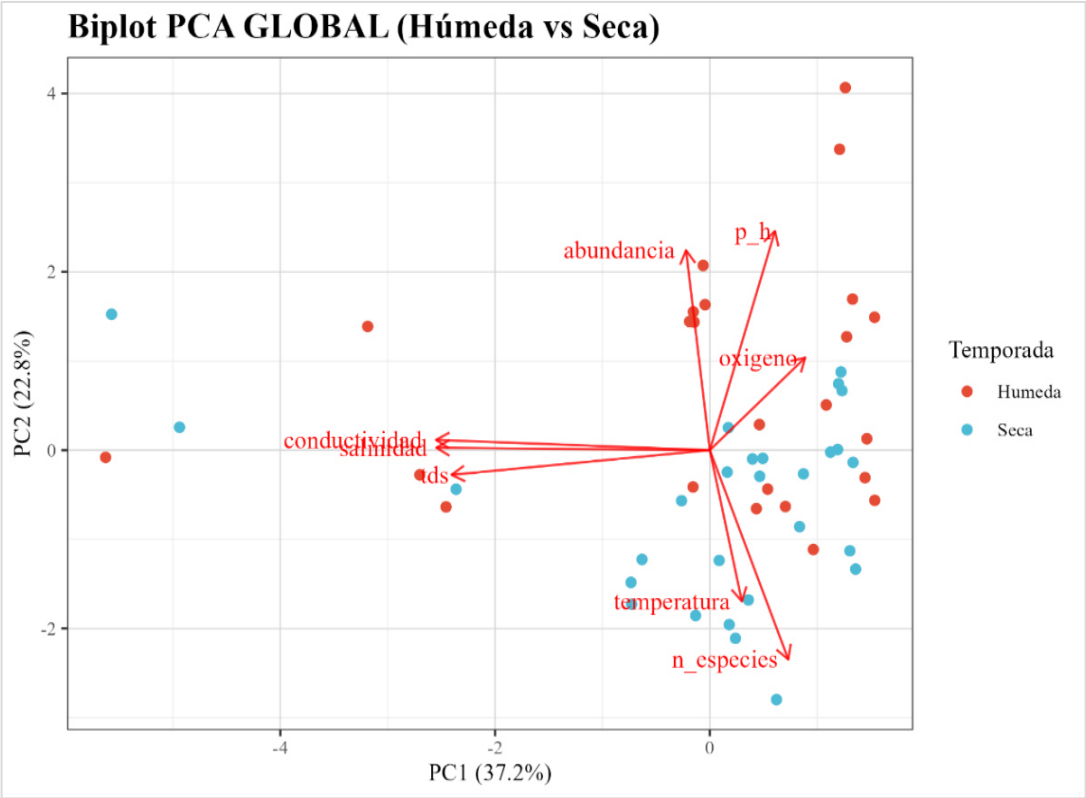
Tabla 17. *Porcentaje de varianza explicada y acumulada de los componentes que conforman el Análisis de Componentes Principales (PCA) global (temporada húmeda y seca).*

Componente	Varianza explicada (%)	Varianza acumulada (%)
PC1	**37.18**	**37.18**
PC2	**22.82**	**60**
PC3	15.56	75.56

Con respecto a la distribución de estaciones por temporadas, estas muestran una amplia dispersión, sobre todo a lo largo de PC1, lo que indica que los gradientes de mineralización son similares entre temporadas. Contrariamente, se evidencia una

tendencia de acumulación a lo largo del PC2, donde las estaciones de la temporada húmeda se asocian a mayores valores de oxígeno disuelto y pH, mientras que las estaciones de la temporada seca se relación con valores relativamente mayores de temperatura y cambios en el número de especies (Figura 34).

Figura 34. *Análisis de Componentes Principales (PCA) de estaciones de muestreo basado en parámetros fisicoquímicos: análisis global (temporada húmeda y seca).*



6.7 Relación entre variables bióticas y abióticas

6.7.1 Época húmeda-Variación espacial

La prueba de correlación de Spearman mostró que la mayoría de las variables fisicoquímicas no mostraron correlaciones significativas con la riqueza ni con la abundancia ($p > 0.05$). Sin embargo, se evidenció una fuerte correlación negativa entre el pH y la riqueza de especies ($\rho = -0.662$; $p = 0.000429$). El resto de los parámetros (temperatura, conductividad, oxígeno disuelto, TDS y salinidad)

presentaron correlaciones débiles y no significativas tanto con la riqueza como con la abundancia (Tabla 18).

Tabla 18. *Prueba de correlación no paramétrica de Spearman entre las variables biológicas y abióticas en temporada húmeda.*

Parámetro	Riqueza			Abundancia		
	ρ	p-value	N	ρ	p-value	N
Temperatura	0.367	0.0775	24	-0.273	0.196	24
Conductividad	-0.0776	0.719		-0.173	0.419	
pH	**-0.662**	**0.000429**		0.272	0.198	
Oxígeno	0.32	0.127		-0.0505	0.815	
TDS	-0.0985	0.647		-0.155	0.469	
Salinidad	-0.113	0.601		-0.139	0.516	

Nota. ρ = coeficiente de correlación de Spearman; N = número de muestras.

Por otro lado, el ANOVA por permutaciones resultó estadísticamente significativo para el modelo global del CCA (p = 0.002) y también a niveles de ejes, tanto para CCA1 (p = 0.004) y CCA2 (p = 0.043), por lo tanto, las variables abióticas explican de manera significativa la variación observada en la composición biológica (Tabla 19).

Tabla 19. *Análisis de Varianza (ANOVA) del modelo CCA para la temporada húmeda.*

Fuente	**gl**	**χ^2**	**F**	**p-value**
Global				
	6	1.41577	8.9535	**0.002**
Eje				
CCA1	1	0.92542	35.115	**0.004**
CCA2	1	0.4757	13.6809	**0.043**
CCA3	1	0.01399	0.2683	0.996

Nota. gl: grados de libertad; χ^2: estadístico chi cuadrado; F: valor F de ANOVA

Con respecto al Análisis de Correspondencia Canónica (CCA), el primer eje (CCA1) explicó el 65.37 % de la varianza, mientras que el segundo (CCA2) explicó el 33.60 %. Ambos ejes, explican el 98.97 % de la varianza en total, indicando que la relación

entre las variables biológicas y ambientales están adecuadamente representadas en los dos primeros ejes (Tabla 20). Las coordenadas se detallan en el Anexo 18.

Tabla 20. *Porcentaje de varianza explicada y acumulada de los componentes que conforman el Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) en temporada húmeda.*

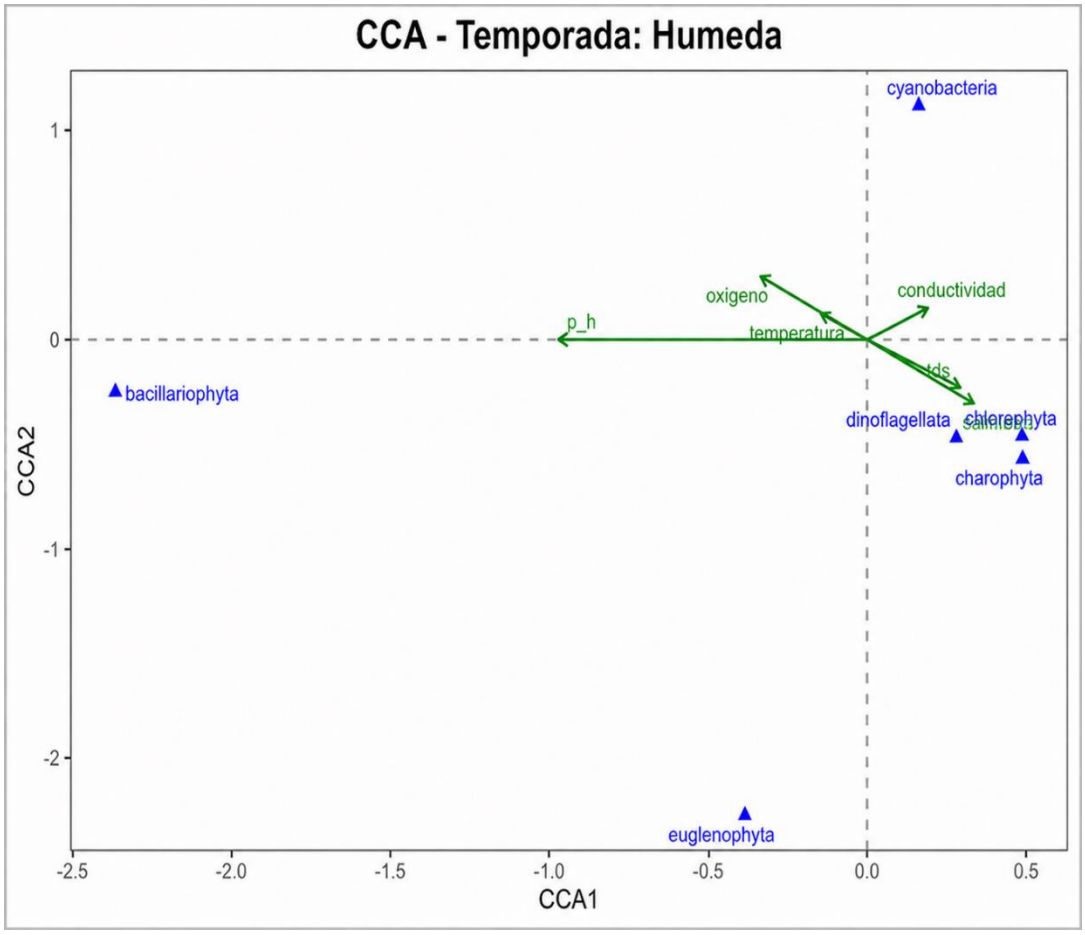
Eje	Autovalor	Varianza %	Varianza acumulada %
CCA1	0.925	65.365	**65.365**
CCA2	0.476	33.6	**98.965**
CCA3	0.014	0.988	99.953

El eje CCA1 estuvo dominado principalmente por el pH, mientras que la conductividad, TDS y salinidad se orientan hacia valores positivos del mismo, indicando una relación inversa entre el pH y el grado de mineralización del sistema (Figura 35).

Los filos Chlorophyta, Charophyta y Dinoflagellata se ubican hacía valores positivos de CCA1 (asociación con conductividad, TDS y salinidad). Contrariamente, Bacillariophyta se ubica en valores negativos del mismo eje y evidencia una relación positiva con el pH, pero una inversa con conductividad, TDS y salinidad (Figura 35).

Así mismo, los vectores del oxígeno disuelto y la temperatura en el eje CC2 se encuentran superpuesto, indicando una fuerte correlación entre ambas variables. La conductividad, TDS y salinidad contribuyen secundariamente a esta gradiente vertical. Finalmente, el filo Cyanobacteria se ubica hacía valores positivos de CCA2 mientras que Euglenophyta se sitúa hacia valores negativos del mismo eje (Figura 35).

Figura 35. *Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) de la comunidad biológica y variables fisicoquímicas durante la temporada húmeda.*



6.7.2 Época seca-Variación espacial

Durante la temporada seca, la prueba de correlación de Spearman no mostró correlaciones significativas entre las variables fisicoquímicas y las variables biológicas (riqueza y abundancia), ya que todos los valores de p fueron mayores a 0.05. La riqueza evidenció correlaciones negativas débiles con pH (ρ = -0.337) y temperatura (ρ = -0.101), mientras que la abundancia presentó una correlación negativa con la temperatura (ρ = -0.317); sin embargo, no se alcanzó la significancia estadística. Asimismo, la conductividad, oxígeno disuelto, TDS y salinidad no evidenciaron relaciones significativas con la riqueza ni con la abundancia (Tabla 21).

Tabla 21. *Prueba de correlación no paramétrica de Spearman entre las variables biológicas y abióticas en temporada seca.*

Parámetro	Riqueza			Abundancia		
	ρ	p-value	N	ρ	p-value	N
Temperatura	-0.101	0.61	28	-0.317	0.101	28
Conductividad	-0.16	0.416		0.12	0.542	
pH	-0.337	0.0792		0.0315	0.874	
Oxígeno	0.172	0.382		0.177	0.368	
TDS	-0.0373	0.85		0.0523	0.792	
Salinidad	-0.136	0.489		0.0907	0.646	

Nota. ρ = coeficiente de correlación de Spearman; N = número de muestras.

Por otro lado, el análisis de varianza (ANOVA) por permutaciones indicó que el modelo global del CCA no fue significativo (p = 0.114), al igual que los ejes canónicos individuales (CCA1-CCA5; p > 0.10), por lo tanto, las variables ambientales no explican de manera estadísticamente significativa la variación en la composición taxonómica (Tabla 22). Las coordenadas se detallan en el Anexo 18.

Tabla 22. *Análisis de Varianza (ANOVA) del modelo CCA para la temporada seca.*

Fuente	**gl**	**χ^2**	**F**	**p-value**
Global	6	0.54305	2.6222	0.114
Eje				
CCA1	1	0.48423	14.0289	0.104
CCA2	1	0.05624	1.2856	0.947
CCA3	1	0.00244	0.173	0.999
CCA4	1	0.00011	0.1796	0.999
CCA5	1	0.00003	0.6912	0.999

Nota. gl: Grados de libertad; χ^2: Estadístico chi cuadrado; F: Valor F de ANOVA

El eje CCA1 explica el 89.17 % de la varianza a pesar de la falta de significancia estadística, mientras que el eje CCA2 explica un 10.36 % adicional, donde en conjunto alcanzan un 99.53 % de varianza acumulada (Tabla 23).

Tabla 23. *Porcentaje de varianza explicada y acumulada de los componentes que conforman el Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) en temporada seca.*

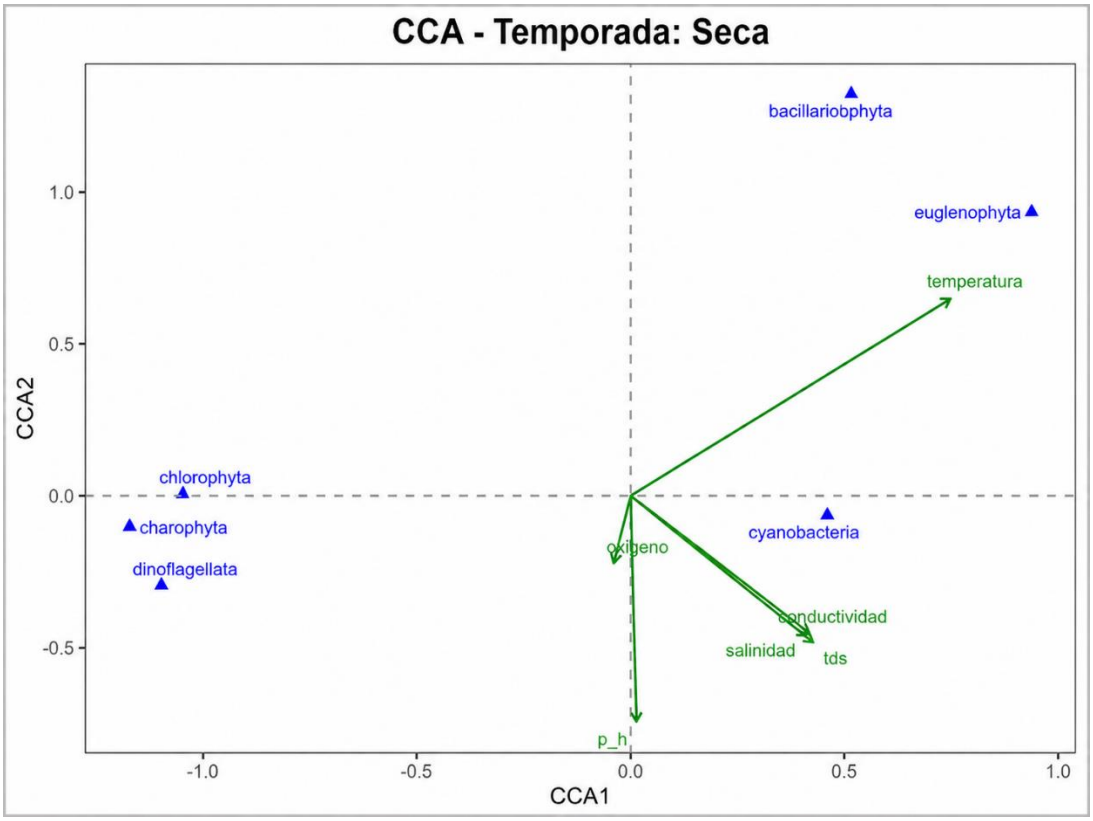
Eje	Autovalor	Varianza %	Varianza acumulada %
CCA1	0.484	89.169	**89.169**
CCA2	0.056	10.357	**99.525**
CCA3	0.002	0.449	99.974

En el gráfico de ordenación canónica, se observa que los filos se distribuyen a lo largo del eje CCA1, asociado a la conductividad, salinidad y TDS (fuertemente correlacionadas), mientras que el eje CCA2 se encuentra dominando por temperatura y se relaciona en sentido opuesto con pH y oxígeno disuelto (Figura 36).

El filo Cyanobacteria se ubica hacia valores positivos del eje CCA1, lo que lo asocia positivamente con la conductividad, salinidad y TDS e indica afinidad por condiciones con mayor concentración iónica. En contraste, Chlorophyta, Charophyta y Dinoflagellata se posicionan en el extremo negativo de CCA1, indicando una relación inversa con el gradiente iónico (y menores valores de estas variables) (Figura 36).

Euglenophyta y Bacillariophyta se asocian a valores positivos de CCA2, alineándose con el vector temperatura. Contrariamente, pH y oxígeno disuelto se orientan hacía valores negativos de CCA2, indicando una relación inversa entre de estos parámetros con estas comunidades biológicas. Por último, si bien Cyanobacteria se estructura por la conductividad, tds y salinidad, también se relaciona negativamente con el oxígeno disuelto (Figura 36).

Figura 36. *Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) de la comunidad biológica y variables fisicoquímicas durante la temporada seca.*



6.7.3 Época húmeda vs época seca-Variación temporal

En la prueba de correlación de Spearman, la riqueza presentó una correlación negativa moderada con el pH, siendo estadísticamente significativa ($\rho = -0.495$; $p < 0.001$). El resto de las variables fisicoquímicas (temperatura, conductividad, oxígeno disuelto, TDS y salinidad) no presentaron correlaciones significativas con la riqueza ($p > 0.05$). Con respecto a la abundancia, el oxígeno disuelto presentó una correlación positiva débil, pero con significancia ($\rho = 0.316$; $p = 0.0224$), lo que indica que condiciones con mayor oxigenación se relaciona con el incremento de la abundancia de manera limitada. Las demás variables (temperatura, conductividad, pH, TDS y salinidad) no mostraron correlaciones significativas con la abundancia (Tabla 24).

Tabla 24. *Prueba de correlación no paramétrica de Spearman global entre las variables biológicas y abióticas.*

Parámetro	Riqueza			Abundancia		
	ρ	p-value	N	ρ	p-value	N
Temperatura	0.11	0.438	52	-0.248	0.0764	52
Conductividad	-0.139	0.325		0.0167	0.907	
pH	**-0.495**	**0.000194**		0.128	0.366	
Oxígeno	0.14	0.321		**0.316**	**0.0224**	
TDS	-0.0881	0.535		-0.0145	0.919	
Salinidad	-0.156	0.269		0.0265	0.852	

El ANOVA por permutaciones nos indica que el modelo CCA global fue estadísticamente significativo (p = 0.002), por lo tanto, las variables ambientales explican un porcentaje significativo de la variación de la comunidad biológica. A nivel de ejes, CCA1 resultó significativo, mientras que los ejes CCA2-CCA3 no mostraron significancia estadística (p > 0.05 (Tabla 25). Las coordenadas se detallan en el Anexo 18.

Tabla 25. *Análisis de Varianza (ANOVA) del modelo CCA global (temporada húmeda y seca).*

Fuente	**gl**	**χ^2**	**F**	**p-value**
Global				
	6	1.0259	9.6611	0.002
Eje				
CCA1	1	0.80297	45.3702	0.002
CCA2	1	0.22127	8.2705	0.216
CCA3	1	0.0014	0.4123	0.998

Nota. gl: Grados de libertad; χ^2: Estadístico chi cuadrado; F: Valor F de ANOVA

Por otro lado, el eje CCA1 explica el 78.27 % de la varianza total (principal gradiente ambiental), mientras que el eje CCA2 explica un 21.57 % adicional. Ambos ejes alcanzan una varianza acumulada del 99.84 % (Tabla 26).

Tabla 26. *Porcentaje de varianza explicada y acumulada de los componentes que conforman el Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) global (temporada húmeda y seca).*

Eje	Autovalor	Varianza %	Varianza acumulada %
CCA1	0.803	78.27	**78.27**
CCA2	0.221	21.569	**99.838**
CCA3	0.001	0.136	99.975

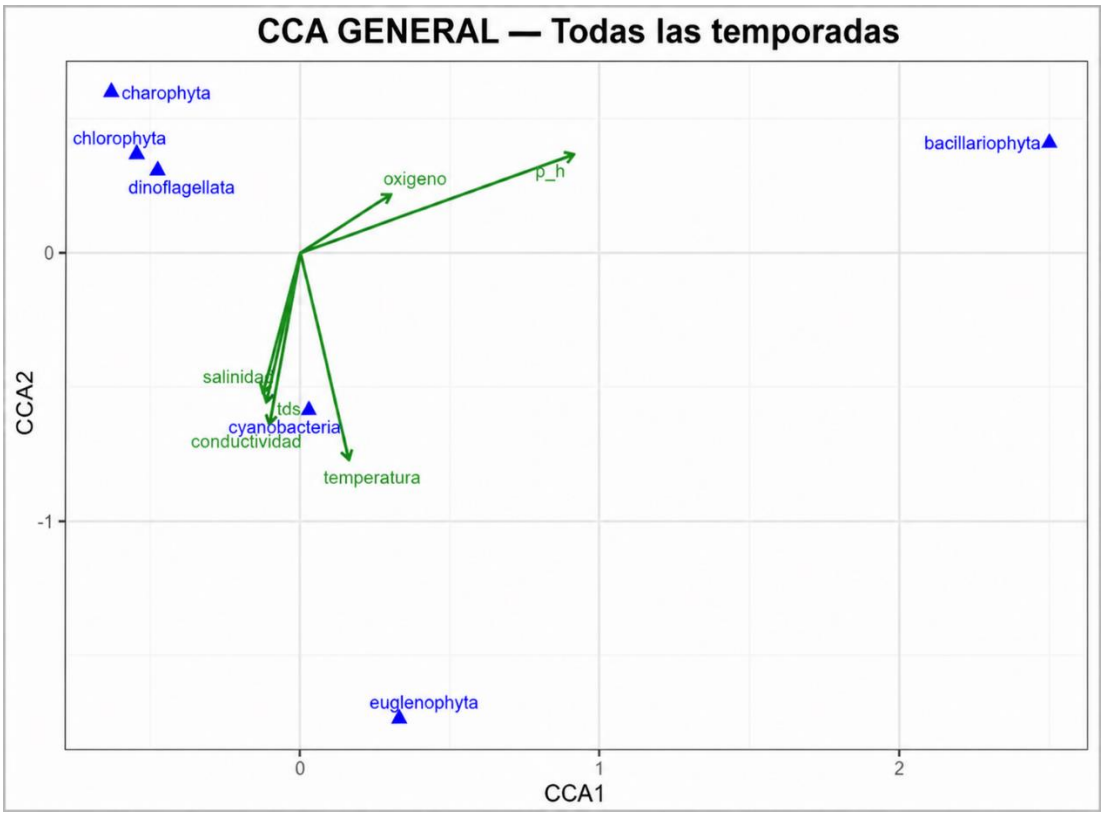
El eje CCA1 estuvo compuesto por la variación conjunta de pH, oxígeno disuelto y, en sentido opuesto, por la conductividad, TDS y salinidad.

El filo Bacillariophyta se posiciona en valores positivos de este eje, mientras que los filo Chlorophyta, Charophyta y Dinoflagellata se agrupan hacia valores negativos, asociándose a condiciones más mineralizadas (Figura 37).

En el eje CCA2 (no significativo) co-varían temperatura, oxígeno disuelto y, en menor medida, las variables de conductividad, tds y salinidad (sus vectores presentan componentes positivas sobre este eje).

Euglenophyta se ubica en la misma dirección que el vector temperatura y se relaciona a valores relativamente menores de oxígeno disuelto y pH. Por otro lado, Cyanobacteria se ubica próximo al origen (ligeramente desplazada hacia el gradiente de conductividad, tds y salinidad), lo que indica una asociación débil o moderada con el eje principal que responde a mayores valores de temperatura y condiciones de mineralización (Figura 37).

Figura 37. *Análisis de Correspondencia Canónica (CCA) global de la comunidad biológica y variables fisicoquímicas.*



7 DISCUSIONES

7.1 Dinámica de los parámetros fisicoquímicos y su rol en la estructura comunitaria

La variabilidad de los parámetros fisicoquímicos registrada en los Humedales de Villa evidencia un sistema muy variable, característico de humedales costeros que presentan una interacción continua entre procesos continentales y marinos (Wetzel, 2001). Las variaciones espaciales y temporales observadas reflejan la influencia de la estacionalidad, la dinámica del agua y los diferentes aportes de sales y nutrientes, factores que influyen en la composición de la comunidad de microalgas y cianobacterias (Reynolds, 2006; Smol y Stoermer, 2010).

7.1.1 Temperatura del agua

La temperatura del agua presentó una variación estacional marcada, con valores altos durante la temporada seca, alcanzando máximos de hasta 32 °C en abril de 2023, en contraste con los valores más bajos registrados durante la temporada húmeda. Estos registros concuerdan con lo descrito para humedales costeros, donde la baja profundidad facilita un mayor incremento de la temperatura del agua en condiciones de alta radiación solar (Kalff, 2002). El aumento de la temperatura observada durante la temporada seca podría intensificar procesos metabólicos como la fotosíntesis y la respiración, favoreciendo el crecimiento acelerado de clorofitas y cianobacterias tolerantes a temperaturas elevadas (Coles y Jones, 2000; Mackey et al., 2013; Mesquita et al., 2020).

Las menores temperaturas registradas entre mayo y agosto de 2022 reflejan un menor calentamiento del agua durante este período, en concordancia con la variación estacional descrita para lagunas costeras (Kjerfve, 1994).

7.1.2 Conductividad, TDS y salinidad: gradiente de mineralización

La conductividad eléctrica, los sólidos disueltos totales (TDS) y la salinidad mostraron una alta variabilidad espacial y diferencias estadísticamente significativas entre lagunas, especialmente durante la temporada seca. La fuerte correlación entre estas variables las integra como un gradiente de mineralización del agua asociada a los iones disueltos en el sistema (Hem, 1985; Williams, 2001; Herbert et al., 2015). Las lagunas Refugio y Delicias registraron los valores más elevados de conductividad, TDS y salinidad (hasta máximos de 39.4 mS/cm y 20 ppt). Este patrón indica una mayor influencia de procesos evaporativos y una limitada renovación hídrica, por lo que puede favorecer a la acumulación de sales disueltas (Kjerfve, 1994). De acuerdo con la clasificación de humedales de la Convención Ramsar, los Humedales de Villa comprenden los tipos 8 (pantanos intermareales) y 10 (lagunas costeras salobres o saladas) (Ramsar, 2019). Asimismo, según los valores de salinidad obtenidos en el presente estudio, el agua presentó condiciones oligohalinas, mesohalinas y polihalinas, de acuerdo con el Venice System (International Union of Biological Sciences, 1959). En humedales costeros, estas aguas pueden presentar distintos grados de salinidad debido a la mezcla con aguas de influencia marina, la evaporación y las variaciones en el ingreso de agua al sistema (Galliari et al., 2021). Los resultados del análisis de componentes principales (PCA) asocio el primer eje (PC1) con conductividad, salinidad y TDS, por la cual se estableció como un eje de mineralización. La ubicación de las estaciones con valores elevados de estas variables hacia un extremo del gradiente observado en los biplots sugiere que la mineralización del agua es uno de los principales factores que diferencia las condiciones ambientales entre las lagunas (Nielsen et al., 2003). Así mismo, estudios previos indican que este tipo de gradientes ejerce un fuerte control sobre la estructura

de las microalgas y promueve la dominancia de cianobacterias y ciertas diatomeas halotolerantes en ambientes con mayor concentración iónica (Brand, 1984; Oren, 2000).

7.1.3 pH del agua

Los valores de pH registrados oscilaron entre condiciones ligeramente ácidas (6.72) y altamente alcalinas (10.66). Durante la temporada húmeda se observaron los valores más elevados, particularmente en la laguna Marvilla, lo que podría estar asociado a una intensa actividad fotosintética, ya que la asimilación de CO_2 por parte de las microalgas tiende a modificar el equilibrio carbonato-bicarbonato, incrementando el pH del agua (Riebesell et al., 2010).

En la temporada seca, la disminución del pH en algunas estaciones, especialmente en la laguna Mayor, podría estar relacionada con una mayor actividad de respiración y descomposición de materia orgánica; sin embargo, los valores de pH se mantuvieron, en su mayoría, dentro de rangos adecuados para el desarrollo de microalgas y cianobacterias, por lo que esta variable podría tener influencia sobre la comunidad más que actuar como una limitante. (Wetzel, 2001; Chen & Durbin, 1994).

7.1.4 Oxígeno disuelto

El oxígeno disuelto presentó una alta variabilidad temporal, con valores máximos durante la temporada húmeda y una disminución de las mismas en la temporada seca. Los máximos valores alcanzados en mayo de 2022 (19.9 mg/L), indican condiciones de sobresaturación asociadas a una alta producción primaria en estos humedales con alta abundancia de microalgas y cianobacterias (Hanson et al., 2008; Staehr et al., 2010).

Durante la temporada seca, los bajos valores de oxígeno disuelto (hasta 3.4 mg/L) podrían estar relacionados a una menor redistribución del oxígeno en el agua, por lo que, en sistemas eutrofizados, esto puede favorecer el desarrollo de cianobacterias tolerantes a condiciones hipóxicas, perjudicando el desarrollo de otros grupos algales (Paerl y Otten, 2013).

7.1.5 Contraste de las condiciones fisicoquímicas con estudios previos en Pantanos de Villa

Los parámetros fisicoquímicos registrados en el presente estudio se encuentran (en términos generales) dentro de la variabilidad previamente reportada para los Humedales de Villa, aunque se observan diferencias relacionadas al periodo de evaluación y a las características de cada laguna. La temperatura presentó valores comparables con los reportados por Guillen y Severino (2003), quienes registraron entre 18 y 25 °C durante otoño e invierno y valores cercanos a 20–30 °C en primavera y verano en las lagunas Mayor, Refugio, Marvilla y Génesis. Asimismo, Iannacone y Alvariño (2007) registraron valore de 19.8–25.3 °C en Mayor, Génesis y Marvilla, mientras que el máximo de 32 °C registrado en este estudio (abril de 2023) fue similar al intervalo de 32.1–33.1 °C reportado por Nuñez (2022) para la laguna Mayor. En cuanto al pH, el predominio de condiciones alcalinas coincide con los valores de 6.5–8.5 registrados por Guillen y Severino (2003), de 7.1–8.8 por Cepeda et al. (2018) (en Mayor, Génesis y Marvilla) y de 8.8 como promedio en Marvilla por Huamán et al. (2020); sin embargo, también se han registrado valores menores, como el promedio de 6.7 señalado por Montoya (1984) y el rango de 5.2–6.3 obtenido por Nuñez (2022) en Mayor. La conductividad eléctrica, TDS y salinidad evidenciaron diferencias importantes: Cepeda et al. (2018) registraron 5.9–8.8 µS/cm (0.0059–0.0088 mS/cm) en las lagunas Mayor, Génesis y Marvilla, mientras que Cosme

(2023) obtuvo 5.25–14.10 mS/cm en Las Delicias. En contraste, Huamán et al. (2020) registraron un promedio de 4644.8 µS/cm (4.64 mS/cm) en Marvilla, valor que, aunque menor a los promedios obtenidos en el presente estudio (9.6–10.8 mS/cm), evidencia también condiciones de elevada concentración de sales disueltas. Esta condición también ha sido reconocida por INGEMMET (2019) y Aguirre y Nieto (2024), quienes identificaron excedencias de conductividad eléctrica en las estaciones evaluadas del humedal. Por otro lado, el oxígeno disuelto presentó valores superiores a los reportados previamente, alcanzando 19.9 mg/L en el presente estudio en comparación a rangos de 2.7–5.5 mg/L registrados por Iannacone y Alvariño (2007), 2.8–4.9 mg/L por Cepeda et al. (2018) y 2.2–8.1 mg/L por Nuñez (2022). En conjunto, se evidencia que se mantiene como características habituales la mineralización del agua (conductividad, tds y salinidad) y el predominio de condiciones neutras a alcalinas, mientras que la temperatura y el oxígeno disuelto muestran una mayor variación entre periodos de evaluación.

7.2 Riqueza taxonómica y composición comunitaria

La comunidad de microalgas y cianobacterias registrada en los Humedales de Villa estuvo conformada por un total de 158 especies, distribuidas principalmente entre Chlorophyta, Cyanobacteria y Bacillariophyta, evidenciando una elevada riqueza taxonómica para un sistema costero somero. Este nivel de diversidad concuerda con lo reportado para humedales donde las condiciones dulces, salobres y eutróficas favorece la presencia de múltiples nichos ecológicos (Leibold et al., 2004).

7.2.1 Dominancia de Chlorophyta

El filo Chlorophyta presentó la mayor riqueza específica durante ambas temporadas, sobretodo en la época seca, donde alcanzó hasta 46 especies. Esta elevada riqueza es común en ambientes lénticos someros con buena disponibilidad de nutrientes, donde

las clorofitas, gracias a su capacidad de adaptación (plasticidad fisiológica y morfológica), pueden desarrollarse en diferentes microhábitats, mientras que la dominancia de este filo refleja condiciones favorables para el crecimiento de formas unicelulares y coloniales de rápido desarrollo, debido a una adecuada disponibilidad de luz y a concentraciones variables de nutrientes (Kruk et al., 2010).

En humedales costeros, este grupo desempeña un papel importante dentro de la comunidad de microalgas, especialmente durante periodos de mayor intercambio de agua, como se registró en la temporada húmeda (Cloern & Jassby, 2010).

7.2.2 Importancia ecológica de Cyanobacteria

El filo Cyanobacteria ocupó el segundo lugar en riqueza específica, mostrando un incremento durante la temporada seca. Las cianobacterias poseen ventajas competitivas en ambientes eutrofizados y con altos valores de conductividad y salinidad, tales como la capacidad de regular su flotabilidad, tolerar bajos niveles de oxígeno disuelto y, en algunos géneros, fijar nitrógeno atmosférico (Paerl y Otten, 2013). Por ello, el aumento de la riqueza de este filo durante la temporada seca podría reflejar condiciones ambientales favorables para el desarrollo de cianobacterias, particularmente en lagunas con menor intercambio de agua (renovación hídrica).

7.2.3 Bacillariophyta, Dinoflagellata y Euglenophyta

El filo Bacillariophyta mostró una riqueza moderada entre temporadas. Las diatomeas son reconocidas como excelentes indicadores de condiciones ambientales específicas, especialmente relacionadas con la conductividad, el pH y la disponibilidad de sílice (Smol y Stoermer, 2010).

La presencia notoria de este grupo sugiere el establecimiento de condiciones favorables para especies planctónicas y perifíticas resuspendidas, sin embargo, la no dominancia de este grupo algal en condiciones de elevada salinidad y conductividad

se relaciona con su sensibilidad a la conductividad, dependencia de la sílice y fuerte asociación bentónica/perifítica (Pan et al., 1996).

En contraste, otros grupos algales (Charophyta, Dinoflagellata y Euglenophyta) presentaron una menor representación, posiblemente debido a una menor competitividad o a requerimientos ambientales más específicos tales como a una alta demanda energética, preferencia por aguas más profundas o estables, afinidad por ambientes ricos en materia orgánica, mixotrofía, entre otras (Jones, 2000; Wołowski et al., 2011).

7.2.4 Variación estacional de la riqueza

La variabilidad estacional mostró una mayor riqueza taxonómica durante la temporada seca, seguida de una disminución en la temporada húmeda. Este patrón podría relacionarse con una mayor variabilidad ambiental durante la época seca, asociada a cambios en la mineralización del agua, temperatura y disponibilidad de microhábitats.

El aumento de la variabilidad fisicoquímica contribuye a la generación de nuevos nichos disponibles, lo que favorece la coexistencia de taxones con diferentes tolerancias ecológicas (Wetzel, 2001; Esteves, 2011). Este tipo de escenario ambiental ha sido descrito anteriormente en humedales costeros y lagunas someras, donde la riqueza aumenta, aun cuando algunas estaciones presenten condiciones de estrés (Hammer, 1986).

En contraste, durante la temporada húmeda, la mayor renovación hídrica y la dilución de sales condiciones ambientales más homogéneas, reduciendo la diversidad de nichos disponibles y, consecuentemente, la riqueza estacional (Ptacnik et al., 2018).

7.2.5 Contraste de la riqueza con estudios previos en Pantanos de Villa

La riqueza registrada en el presente estudio (158 especies) fue superior a la reportada en estudios previos realizados en los Humedales de Villa. Montoya (1984) identificó 67 especies a partir de 222 muestras colectadas entre 1963–1965 y 1973–1974, incluyendo diversos ambientes del humedal como bentos, perifiton, costras y charcos. En dicho estudio, Cyanobacteria y Chlorophyta fueron los grupos más ricos, con 36 y 29 especies, respectivamente. Asimismo, Montoya (1998) registró 126 especies distribuidas en nueve clases. En comparación, el presente estudio registró 51 especies de Chlorophyta, 43 de Cyanobacteria y 41 de Bacillariophyta, evidenciando una mayor riqueza en estos grupos. Entre los géneros de Cyanobacteria registrados por Montoya (1984) y también identificados en el presente estudio se encuentran *Chroococcus, Microcystis, Merismopedia, Gomphosphaeria, Spirulina, Oscillatoria, Phormidium, Lyngbya* y *Anabaena*.

De manera similar, se registraron diversos euglenófitos y dinoflagelados en las lagunas Mayor, Refugio, Marvilla y Génesis; aunque las especies de Euglenophyta identificadas por estos autores no coincidió a nivel específico con el presente estudio, sí se compartieron géneros como *Euglena* y *Prorocentrum* (Sarmiento y Guerra, 1960; Guillen y Severino, 2003). Cepeda et al. (2018) registraron 29 especies de microalgas en ocho estaciones de las lagunas Mayor, Génesis, Marvilla y el espejo de agua Herradura, mientras que Núñez (2022), identificó 12 especies en la laguna Mayor mediante análisis de ADN ambiental. Estas diferencias pueden estar relacionadas con el esfuerzo de muestreo, la metodología empleada y la extensión del área evaluada en cada estudio.

7.3 Abundancia, dominancia y variación estacional

La estructura de la comunidad de microalgas y cianobacterias estuvo fuertemente determinada por patrones de abundancia y dominancia de los principales grupos algales. Estos patrones evidencian distintas respuestas de los organismos ante las condiciones ambientales de los Humedales de Villa.

7.3.1 Patrones generales de abundancia en temporada seca

Durante la temporada seca (mayor abundancia), la reducción del nivel hídrico, el aumento de la temperatura y la mayor concentración de nutrientes favorecen el crecimiento de microalgas en el sedimento y su resuspensión hacia la columna de agua. La interacción entre el bentos y la columna de agua establece una relación ecológica dinámica, permitiendo que la biomasa algal contribuya tanto a los procesos bentónicos como a los planctónicos (Battin et al., 2016). En consecuencia, los valores elevados de abundancia se relacionan con la combinación de producción algal en el sedimento, el desarrollo de formas epifíticas y la resuspensión de organismos bentónicos, más que a una respuesta exclusivamente planctónica (Jamoneau et al., 2018).

7.3.2 Dominancia de Chlorophyta en la temporada húmeda

Durante la temporada húmeda, el filo Chlorophyta presentó los mayores valores de abundancia relativa, siendo este el grupo dominante. Este patrón concuerda con estudios previos (Montoya, 1984; Cepeda et al., 2018) y condiciones de mayor renovación hídrica, menor salinidad y niveles adecuados de nutrientes, que favorecen el desarrollo de clorofitas de rápido crecimiento y alta eficiencia fotosintética (Kruk et al., 2010). Las clorofitas suelen dominar en ambientes lénticos, donde la competencia por la luz y los nutrientes no está condicionada por condiciones ambientales restrictivas, por lo que su predominio durante la temporada húmeda

podría estar asociado con una alta productividad y condiciones favorables para la coexistencia de diversos grupos algales (Padisák et al., 2009).

7.3.3 Incremento de Cyanobacteria en la temporada seca

En contraste, durante la temporada seca se observó un incremento significativo en la abundancia relativa del filo Cyanobacteria, llegando en algunos casos a ser el grupo dominante. Este cambio en la dominancia coincide con el aumento de la temperatura, la conductividad y la salinidad, así como con la disminución del oxígeno disuelto registrada en este periodo.

Las cianobacterias presentan adaptaciones fisiológicas que les permite obtener ventajas competitivas bajo estas condiciones, tales como tolerancia a temperaturas elevadas, la capacidad de regular su posición en la columna de agua y la eficiencia en la utilización de nutrientes en ambientes con alta mineralización (Paerl y Otten, 2013; Burford et al., 2020). En este sentido, el desplazamiento de la dominancia hacia Cyanobacteria puede interpretarse como una respuesta adaptativa de la comunidad biológica frente a condiciones ambientales más estresantes. Este comportamiento se ha registrado anteriormente en humedales y lagos eutrofizados, donde la proliferación de cianobacterias se asocia a un deterioro de la calidad del agua y a una perturbación de la estructura comunitaria (Ho et al., 2019).

7.3.4 Implicancias ecológicas

La alternancia en la dominancia entre Chlorophyta y Cyanobacteria posee implicancias ecológicas importantes para el funcionamiento del ecosistema. Mientras que la dominancia de clorofitas suele asociarse a una mayor transferencia de energía hacia niveles tróficos superiores, la proliferación de cianobacterias puede reducir la eficiencia trófica y generar condiciones desfavorables para otros organismos acuáticos (Ger et al., 2016; Filstrup et al., 2019). Además, la dominancia de

Cyanobacteria puede estar relacionada a la producción de metabolitos secundarios potencialmente tóxicos, así como a la formación de floraciones algales nocivas (Huisman et al., 2018). Si bien el presente estudio no evaluó la toxicidad de estos organismos, la tendencia observada durante la temporada seca sugiere la necesidad de un monitoreo continuo para prevenir posibles impactos ecológicos y sanitarios.

En este contexto, la dominancia de determinados grupos algales observada en el presente estudio podría estar relacionada con las condiciones tróficas previamente documentadas en los Humedales de Villa, cuyo estado trófico ha sido evaluado mediante diferentes indicadores, incluyendo clorofila-a, fósforo total, nitrógeno total e índices basados en comunidades algales. Cepeda et al. (2018) clasificaron las lagunas Mayor, Génesis y Marvilla como oligotróficas mediante el índice de diatomeas, pero como eutróficas mediante los índices de cianobacterias y compuesto. En la laguna Delicias, Cosme (2023) determinó condiciones hipereutróficas principalmente a partir de clorofila-a (39–271 mg/m³) y fósforo total (62–467 mg/m³), mientras que el nitrógeno total indicó condiciones mesotróficas a eutróficas. En la laguna Mayor, Quintana y Uzuriaga (2023) determinaron mediante teledetección y análisis espectrofotométrico de clorofila-a condiciones eutróficas e hipereutróficas. Asimismo, Álvarez (2016) clasificó las lagunas como eutróficas a hipereutróficas según sólidos disueltos totales y fósforo, y como eutróficas según nitrógeno. En conjunto, estos antecedentes evidencian que el estado trófico ya ha sido evaluado en diferentes lagunas y mediante múltiples indicadores, aunque su clasificación varía según el parámetro y la metodología empleada.

7.4 Distribución espacial y diferenciación entre lagunas

La comunidad de microalgas y cianobacterias presentó una marcada diferenciación entre lagunas, lo que sugiere que los Humedales de Villa están conformados por ambientes con condiciones particulares, determinadas en parte por los gradientes fisicoquímicos existentes.

7.4.1 Lagunas con alta mineralización: Refugio y Las Delicias

Las lagunas Refugio y Las Delicias se caracterizaron por presentar los valores más elevados de conductividad, salinidad y TDS, por la cual se reflejó una composición microalgal diferenciada.

Estas condiciones determinan taxones halotolerantes y eurihalinos, en particular cianobacterias y algunas diatomeas que son capaces de soportar altas concentraciones iónicas y variaciones en el oxígeno disuelto (Hammer, 1986). Diversos estudios señalan que la salinidad funciona como un filtro ambiental y restringe la riqueza del sistema, favoreciendo la dominancia de especies más adaptadas a estas condiciones (Flowers et al., 2019; Oren, 2002).

En contraste, los valores de conductividad registrados en el presente estudio fueron superiores a los reportados por Cosme (2023), quien obtuvo un rango de 5,25–14,10 mS/cm, lo que evidencia una variación temporal importante en las condiciones de mineralización de la laguna Delicias. Para Refugio no se encontraron antecedentes con valores cuantitativos de conductividad que permitan establecer una comparación directa.

7.4.2 Lagunas con mineralización intermedia: Mayor y Génesis

La laguna Génesis se asoció a mayores valores de riqueza y abundancia, lo que sugiere condiciones ambientales más favorables para el desarrollo de microalgas y cianobacterias. Una mayor variabilidad interna puede generar varios tipos de nichos ecológicos que favorece la coexistencia de múltiples grupos algales, incrementando

la diversidad local (Filstrup et al., 2019). Por otro lado, la laguna Mayor presentó una diferenciación espacial marcada entre estaciones, especialmente durante la temporada seca, lo que podría estar relacionado con variaciones en la profundidad, la circulación del agua y los aportes locales de nutrientes (Kraemer et al., 2017).

Por otro lado, los valores obtenidos en el presente estudio, Cepeda et al. (2018) reportaron conductividades de 5,9–8,8 µS/cm en las lagunas Mayor, Génesis y Marvilla, valores considerablemente inferiores a los registrados en esta investigación.

7.4.3 Laguna con menor mineralización: Marvilla

La laguna Marvilla presentó valores bajos de conductividad, similares a los reportados por Huaman et al. (2020), y salinidad, así como una composición de microalgas y cianobacterias más semejante entre estaciones. En el PCA, las estaciones de esta laguna se agruparon en zonas del biplot asociada a condiciones menos restrictivas con respecto a condiciones iónicas.

Estas características sugieren una mayor renovación hídrica y una menor influencia de procesos evaporativos, lo que favorece una comunidad microalgal más diversa y menos dominada por taxones altamente especializados como clorofitas y otros grupos algales sensibles a la salinidad (Nielsen et al., 2020).

7.5 Frecuencia específica y abundancias extremas

En humedales costeros con alta variabilidad ambiental, las especies frecuentes suelen ser generalistas, debido a su capacidad para tolerar diferentes condiciones y cambios ambientales, mientras que las especies raras pueden estar asociadas a microhábitats más específicos (Brown, 1984; Leibold et al., 2004; Soininen et al., 2016).

Dentro del filo Bacillariophyta, *Cyclotella* sp. presentó una frecuencia específica del 100 %, registrándose en las 14 estaciones de muestreo establecidas. Esta diatomea planctónica

cosmopolita posee una amplia tolerancia a variables fisicoquímicas como conductividad, pH y nutrientes, lo que favorece sus condiciones de persistencia y resuspensión (Smol y Stoermer, 2010). Por otro lado, *Campylodicus clipeus,* tuvo una frecuencia del 71 % (10 estaciones), cuya persistencia se explica por su elevada tolerancia a la salinidad y la influencia marina o salina recurrente en el sistema (Round et al., 1990).

En el filo Dinoflagellata, *Durinskia* sp. y *Parvodinium* sp., alcanzaron una frecuencia específica del 86 %. En el caso de *Durinskia* sp., la presencia de plastidios derivados de diatomeas le permite mantener la actividad fotosintética y podría favorecer su persistencia frente a condiciones ambientales variables, a pesar de su baja dominancia en la comunidad (Yamada et al., 2023). Por su parte, *Parvodinium* sp. combina tolerancia al estrés físico con un tamaño reducido y un carácter oportunista, lo que le permite una colonización eficiente del ambiente (Weithoff, 2003; Reynolds, 2006).

Respecto al filo Chlorophyta, *Coelastrum* sp. y *Monoraphidium contortum* presentaron una frecuencia del 86 %. Ambas especies se caracterizan por su resistencia a la turbulencia y altas tasas de crecimiento, facilitando su adaptación a sistemas eutróficos (Lürling, 2003; Padisák et al., 2009; Sommer et al., 2012).

Finalmente, *Merismopedia* sp. y *Microcystis* sp. (71 % de frecuencia cada una) evidenciaron condiciones de estabilidad ambiental, ya que su conformación colonial y flotante les otorga ventaja frente a fluctuaciones de oxígeno, permitiéndoles tolerar condiciones hipóxicas gracias a su alta eficiencia competitiva (Paerl et al., 2011; Whitton y Potts, 2012; Huisman et al., 2018).

Las especies que superaron el umbral de 1 000 000 organismos/L corresponden a taxones que presentan características fisiológicas y ecológicas asociadas a una elevada competitividad. Entre las cianobacterias, *Microcystis* sp., *Aphanocapsa* sp. y *Myxobaktron* sp. se caracterizan por poseer una alta eficiencia fotosintética, tolerancia a elevadas

temperaturas y, en algunos casos, resistencia al pastoreo y regulación de su posición en la columna de agua, lo que favorece su proliferación en ambientes eutrofizados (Wilken et al., 2018).

Por su parte, la elevada abundancia de *Fistulifera* sp. (diatomea bentónica y halotolerante) podría indicar una importante conexión entre el fondo y la columna de agua, donde la resuspensión de sedimentos finos favorecería su presencia en el agua. Este comportamiento es común en humedales someros (Round et al., 1990).

7.6 Integración e interpretación general de los análisis multivariados

El PCA puso en evidencia la existencia de gradientes fisicoquímicos bien definidos, principalmente relacionados a la mineralización del agua, mientras que los análisis de ordenación (nMDS) y de agrupamiento mostraron una separación clara y consistente en la composición comunitaria entre las lagunas.

El análisis de correspondencia canónica (CCA) permitió evaluar directamente la influencia del ambiente sobre la estructura de la comunidad. La significancia de solo uno de los ejes canónicos en el análisis global, sugiere que la estructura comunitaria está dominada por un gradiente ambiental principal (asociado a la conductividad, la salinidad y los sólidos disueltos totales). Estos resultados evidencian un control ambiental claro, sin embargo, otro porcentaje de la variación biológica podría estar relacionada con factores no evaluados, como la disponibilidad de nutrientes no medidos (nitratos, nitritos, fosfatos), efectos biológicos (top-down), pastoreo por zooplancton, competencia, alelopatía, entre otros (Havens, 2008; Legendre y Legendre, 2012). En contraste, la falta de significancia del modelo CCA durante la temporada seca establece un escenario ecológico diferente. Durante este periodo, la elevada mineralización del sistema genera condiciones fisicoquímicas más homogéneas, por lo que la estructura de la comunidad estaría determinada principalmente

por la capacidad de adaptación de los taxones dominantes, así como por procesos de acumulación de biomasa y resuspensión (Casas-Ruiz et al., 2017).

Cabe resaltar que, aunque en la primera fecha de colecta solo se muestrearon diez de las catorce estaciones establecidas, los análisis multivariados permiten trabajar con un número desigual de muestras entre grupos, por lo que fue posible incorporar todas las muestras disponibles. Pardo et al. (2013) señalan que el esfuerzo de muestreo desigual es una situación frecuente en estudios de biodiversidad y que existen métodos para evaluar y corregir sus efectos, sin que esto invalide necesariamente los análisis. Asimismo, cada estación contó con al menos tres colectas independientes, lo que permitió realizar los análisis multivariados considerando el número de muestras disponible (Clarke & Warwick, 1994). Finalmente, el análisis de betadispersión mostró que la exclusión de las estaciones no muestreadas en la primera fecha no modificó los patrones generales de agrupamiento, lo que respalda la consistencia de los resultados obtenidos.

Los resultados no significativos relacionados a la variación temporal de las estaciones no estuvieron influenciados por la presencia de especies extremadamente dominantes. Esto se debe a que, en los análisis basados en distancias, se aplicó la transformación log (x+1), con la finalidad de evitar que los valores muy altos sesguen las medidas de similitud/diferencia. Adicionalmente, se aplicaron las transformaciones srqt + Wisconsin y Hellinger como pruebas comparativas para evaluar la eficacia en la reducción de los efectos de dominancia (Anexo 19). De igual manera, se realizó un análisis de sensibilidad donde se recalculó el nMDS y ANOSIM excluyendo especies extremadamente dominantes o utilizando sus abundancias relativas para verificar su efecto. Los resultados de estos análisis mostraron que las diferencias obtenidas bajo estos distintos enfoques fueron mínimas y no modificaron la interpretación general de los patrones entre temporadas (Anexo 20). Estos resultados indican que la ausencia de diferencias temporales significativas responde a un patrón ecológico real

y no a un artefacto estadístico derivado de la dominancia extrema de algunas especies (ver anexo 19 y 20).

La diferenciación espacial observada mediante los análisis multivariados coincide parcialmente con lo reportado por Cepeda et al. (2018), quienes mediante un ACC identificaron una separación entre las estaciones de Marvilla-Herradura y Mayor-Génesis. De manera similar, el UPGMA del presente estudio mostró agrupamientos diferenciados entre lagunas, principalmente durante la época seca. Ambos estudios también señalaron a la conductividad eléctrica como un gradiente relacionado a la composición de la comunidad, aunque en el presente estudio esta relación fue estadísticamente significativa únicamente durante la temporada húmeda.

7.7 Integración ecológica e implicaciones para conservación

Los resultados evidencian que estas comunidades no responden a un único factor ambiental, sino que se organiza a partir de la interacción de diversos gradientes, entre los cuales destacan la mineralización del agua, la estacionalidad climática y la variabilidad espacial como los principales ejes que estructuran el sistema. En particular, la conductividad, la salinidad y los sólidos disueltos totales se relacionaron con cambios en la composición, abundancia y dominancia de los taxones, contribuyendo a la diferenciación espacial observada entre las lagunas de los Humedales de Villa.

La estacionalidad influye directamente en la intensidad de estos gradientes ambientales. Durante la temporada húmeda, la mayor renovación del agua y la dilución de sales favorecen el desarrollo de una comunidad microalgal diversa y compleja, dominada por Chlorophyta. En cambio, durante la temporada seca aumentan los procesos de evaporación y la concentración iónica, favoreciendo el incremento de Cyanobacteria acompañado de una simplificación relativa de la estructura comunitaria. La coexistencia de altas abundancias microalgales con una reducción de la diversidad sugiere que algunas lagunas podrían

encontrarse en etapas tempranas de eutrofización, especialmente en ambientes con elevada mineralización y bajos niveles de oxígeno (Havens, 2008; Monteagudo y Moreno, 2016).

En este contexto, las microalgas y cianobacterias se establecen como bioindicadores sensibles de las condiciones ambientales, debido a su rápida respuesta a cambios fisicoquímicos. La composición taxonómica, los patrones de dominancia y su distribución espacial permiten una evaluación integrada del estado ecológico de cada laguna, constituyendo una herramienta clave para el monitoreo y la gestión adaptativa del humedal (Smol y Stoermer, 2010).

La elevada representación de Cyanobacteria y Chlorophyta observada en el presente estudio resulta consistente con las condiciones tróficas previamente reportadas para algunas lagunas de los Humedales de Villa. En Delicias, donde Cosme (2023) registró condiciones predominantemente hipereutróficas, la comunidad presentó una importante representación de ambos grupos. De manera similar, en Mayor, donde Quintana y Uzuriaga (2023) determinaron condiciones eutróficas a hipereutróficas, se observó una elevada riqueza de Cyanobacteria y Chlorophyta. Por tanto, la composición observada en estas lagunas podría estar asociada con condiciones de enriquecimiento trófico.

Desde el punto de vista de conservación, los resultados sugieren que los Humedales de Villa no deberían ser gestionados como un cuerpo de agua homogéneo, sino como un sistema conformado por unidades funcionales diferenciadas. Las lagunas con mayor mineralización y menor renovación hídrica requieren una atención prioritaria, debido a que poseen mayor susceptibilidad a procesos de degradación ecológica. Actualmente, se han identificado numerosas fuentes de contaminación que afectan la calidad del agua de este humedal, tales como: la descarga de aguas residuales domésticas e industriales, la disposición inadecuada de residuos sólidos de construcción, demolición y domésticos, el uso de los canales del humedal para lavado de ropa, vehículos, así como también, para la alimentación y aseo de

animales de corral (Aguirre y Nieto, 2024). La alteración de estas lagunas podría tener efectos desproporcionados sobre la biodiversidad total del humedal. La importancia de los Humedales de Villa no solo se centra en la riqueza que posee ni en su representación como corredor biológico para especies de aves migratorias (Aponte y Ramírez, 2011), sino también en albergar comunidades características de los ecosistemas costeros del litoral peruano (Pulido, 1998).

Finalmente, el presente estudio aporta información científica relevante para la comprensión de la dinámica ecológica de humedales costeros en el contexto del litoral peruano. La integración de análisis fisicoquímicos y biológicos permite establecer una base sólida para futuras investigaciones orientadas a evaluar tendencias a largo plazo, impactos antrópicos y escenarios de cambio climático. Asimismo, los resultados refuerzan la importancia de los Humedales de Villa como un ecosistema de alto valor ecológico, cuya conservación depende de un manejo basado en evidencia científica y en el monitoreo continuo de sus comunidades biológicas.

8 CONCLUSIONES

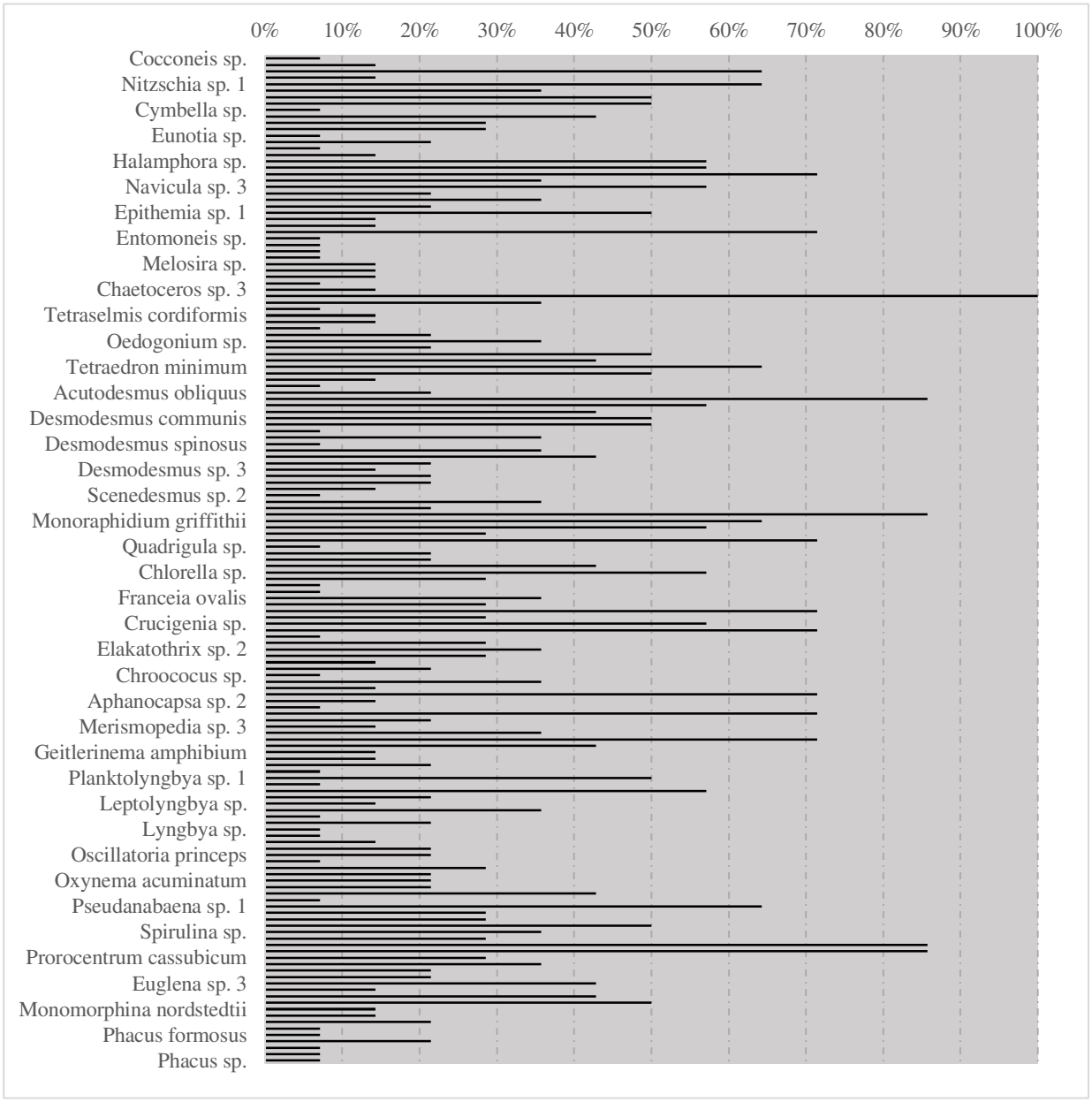
- Se identificaron un total de 158 especies, las cuales se distribuyeron en 6 filos, 12 clases, 42 órdenes, 63 familias y 94 géneros.
- La especie *Cyclotella* sp. estuvo presente en las 14 estaciones de muestreo, alcanzando una frecuencia de presencia del 100 %.
- *Fistulifera* sp., *Microcystis* sp., *Aphanocapsa* sp., y *Mixobaktron* sp. superaron el 1 000 000 organismos/L en los análisis cuantitativos.
- Los filos Chlorophyta, Cyanobacteria presentaron la mayor riqueza y abundancia en ambas temporadas, mostrando respuestas estacionales importantes: las clorofitas asociadas a condiciones de mayor renovación hídrica y menor salinidad, y las cianobacterias favorecidas por altas temperaturas, elevada mineralización y bajos niveles de oxígeno disuelto.
- Las variables fisicoquímicas influyeron de manera diferencial según la época. En la época húmeda, el pH se relacionó negativamente con la riqueza, mientras que la conductividad, TDS y salinidad se asociaron positivamente con Chlorophyta, Charophyta, Dinoflagellata y Cyanobacteria, y negativamente con Bacillariophyta. En la época seca, estas relaciones no fueron estadísticamente significativas.
- Los gradientes de mineralización del agua (conductividad, salinidad y sólidos disueltos totales) se identificaron como los principales factores ambientales que estructuran la comunidad de microalgas y cianobacterias.
- La comunidad de microalgas y cianobacterias presentó diferencias espaciales y estacionales, con una diferenciación más marcada entre las lagunas Refugio, Las Delicias, Mayor, Génesis y Marvilla. Refugio y Las Delicias estuvieron asociadas a mayores niveles de mineralización, mientras que Marvilla presentó menores valores;

asimismo, la riqueza y composición comunitaria variaron entre épocas, con mayor diferenciación espacial durante la temporada seca.

- Los análisis multivariados evidenciaron una diferenciación espacial clara, lo que indica que el sistema funciona como un conjunto de subsistemas ecológicamente diferenciados y no como una unidad homogénea.

9 ANEXOS

ANEXO 1. Frecuencia de especies (%) de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa.



ANEXO 2. Matriz de presencia-ausencia global de las especies de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa.

Especie	D-1	D-2	M-1	M-2	R-1	R-2	G-1	G-2	G-3	MAY-1	MAY-2	MAY-3	MAY-4	MAY-5
Bacillariophyta														
Achnanthes sp.		X						X	X		X			
Cocconeis sp.		X												
Achnanthidium sp.		X				X								
Nitzschia longissima	X	X			X	X	X	X	X		X		X	
Nitzschia sigmoidea		X										X		
Nitzschia sp. 1	X	X			X		X		X		X	X	X	X
Nitzschia sp. 2	X	X									X	X	X	
Nitzschia sp. 3	X			X				X	X		X	X	X	
Anomoeoneis sp.		X		X	X	X	X			X				X
Cymbella sp.						X								
Encyonema sp.	X	X					X	X	X			X		
Gomphonema augur							X	X			X	X		
Gomphonema sp.		X							X		X	X		
Eunotia sp.				X										
Fragilaria sp.								X	X		X			
Hannaea arcus								X						
Frustulia sp.		X							X					
Halamphora sp.	X	X		X	X	X					X	X	X	
Diploneis sp.	X	X	X					X	X	X	X	X		
Navicula sp. 1	X	X			X	X	X		X		X	X	X	X
Navicula sp. 2	X	X		X		X		X						
Navicula sp. 3	X		X	X			X	X	X	X		X		
Pinnularia sp.							X	X	X					
Plagiotropis sp.		X					X	X	X			X		
Fistulifera sp.		X	X	X										
Epithemia sp. 1	X	X			X		X		X		X	X		
Epithemia sp. 2					X	X								
Epithemia sp. 3										X				X
Campylodiscus clypeus			X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	
Entomoneis sp.	X													
Mallomonas sp.		X												
Aulacoseira sp.	X													
Melosira moniliformis		X												
Melosira sp.	X	X												
Terpsinöe musica								X	X					
Chaetoceros sp. 1		X				X								
Chaetoceros sp. 2						X								
Chaetoceros sp. 3					X					X				
Cyclotella sp. 1	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Cyclotella sp. 2		X					X		X	X	X			
Skeletonema sp.					X									
Chlorophyta														
Tetraselmis cordiformis	X	X												
Tetraselmis subcordiformis	X	X												

Chlamydomonas sp.		X												
Dangeardinia sp.			X	X			X							
Dunaliella polymorpha	X													
Haematococcus sp.	X													
Oedogonium sp.	X	X				X		X	X					
Korshikoviella sp.	X	X		X										
Pseudopediastrum boryanum	X	X	X	X			X			X	X			
Pseudopediastrum integrum		X	X	X	X				X	X				
Tetraedron minimum	X	X	X			X	X	X	X		X	X		
Tetraedron sp.			X	X			X	X	X		X	X		
Golenkinia sp.									X			X		
Acutodesmus acuminatus										X				
Acutodesmus obliquus										X	X	X		
Coelastrum sp.	X		X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X
Comasiella arcuata							X	X	X	X	X	X	X	X
Desmodesmus bicaudatus		X	X	X			X	X	X					
Desmodesmus communis	X		X	X			X	X	X			X		
Desmodesmus intermedius		X					X	X	X		X	X	X	
Desmodesmus opoliensis									X					
Desmodesmus quadricauda				X					X	X	X	X		
Desmodesmus spinosus									X					
Desmodesmus tropicus							X	X	X	X	X			
Desmodesmus sp. 1				X			X	X	X			X	X	
Desmodesmus sp. 2							X	X	X					
Desmodesmus sp. 3								X						X
Desmodesmus sp. 4							X	X	X					
Scenedesmus obtusus										X	X	X		
Scenedesmus sp. 1							X		X					
Scenedesmus sp. 2											X			
Tetrastrum sp.				X			X	X	X			X		
Monoraphidium arcuatum		X	X	X										
Monoraphidium contortum	X	X	X	X			X	X	X	X	X	X	X	X
Monoraphidium griffithii	X	X					X	X	X	X	X	X	X	
Monoraphidium irregulare		X						X	X	X	X	X	X	X
Monoraphidium sp. 1		X								X	X	X		
Monoraphidium sp. 2	X		X	X			X		X	X	X	X	X	X
Quadrigula sp.								X						
Raphidocelis sp.			X							X	X			
Treubaria triappendiculata							X	X	X					
Pseudoscourfieldiales	X									X	X	X	X	X
Chlorella sp.		X					X	X	X	X	X	X	X	
Dictyosphaerium sp. 1				X			X	X	X					
Dictyosphaerium sp. 2											X			
Micractinium quadrisetum									X					
Franceia ovalis		X						X		X	X	X		

Lagerheimia sp.			X	X			X	X						
Oocystis sp. 1				X		X	X	X	X	X	X	X	X	X
Oocystis sp. 2								X	X		X	X		
Crucigenia sp.		X					X	X	X	X	X	X		X
Charophyta														
Closterium sp.	X	X		X			X	X	X	X	X	X		X
Cosmarium sp.	X													
Elakatothrix sp. 1							X	X	X		X			
Elakatothrix sp. 2										X	X	X	X	X
Spirogyra sp.	X	X				X							X	
Mougeotia sp.						X						X		
Cyanobacteria														
Chroococcus turgidus							X	X	X					
Chroococus sp.	X													
Gomphosphaeria sp. 1										X	X	X	X	X
Gomphosphaeria sp. 2										X	X			
Aphanocapsa sp. 1	X			X			X	X	X	X	X	X	X	X
Aphanocapsa sp. 2								X	X					
Coelomoron sp.										X				
Merismopedia sp. 1	X			X			X	X	X	X	X	X	X	X
Merismopedia sp. 2							X	X	X					
Merismopedia sp. 3											X	X		
Microcystis sp. 1					X	X	X	X	X					
Microcystis sp. 2	X			X			X	X	X	X	X	X	X	X
Synechocystis sp.	X	X	X	X				X				X		
Geitlerinema amphibium	X			X										
Geitlerinema sp. 1	X									X				
Geitlerinema sp. 2		X									X	X		
Komvophoron sp.					X									
Planktolyngbya sp. 1	X	X		X		X	X				X	X		
Planktolyngbya sp. 2					X									
Myxobaktron sp.							X	X	X	X	X	X	X	X
Romeria sp.	X	X			X									
Leptolyngbya sp.											X	X		
Anabaena sp. 1	X				X	X	X	X						
Anabaena sp. 2								X						
Kamptonema sp.			X	X						X				
Lyngbya sp.										X				
Planktothrix sp.	X													
Oscillatoria annae			X	X										
Oscillatoria limosa	X						X					X		
Oscillatoria princeps								X	X			X		
Oscillatoria sp. 1				X										
Oscillatoria sp. 2	X				X	X			X					
Oscillatoria sp. 3	X					X			X					
Oxynema acuminatum	X					X		X						

Oxynema sp.					X						X	X			
Phormidium sp.	X	X				X	X			X		X			
Planktothricoides sp.	X														
Pseudanabaena sp. 1	X		X	X		X	X	X	X		X	X			
Pseudanabaena sp. 2	X	X					X	X							
Limnothrix sp.	X			X			X					X			
Spirulina subsalsa	X	X	X	X			X		X	X					
Spirulina sp.	X					X			X		X	X			
Synechococcus sp.	X	X		X								X			
Dinoflagellata															
Durinskia sp.	X	X		X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	
Parvodinium sp.	X	X		X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	
Prorocentrum cassubicum	X	X				X						X			
Peridiniales		X		X						X	X	X			
Euglenophyta															
Euglena sp. 1	X					X			X						
Euglena sp. 2		X					X	X							
Euglena sp. 3					X	X		X	X			X		X	
Euglena sp. 4	X								X						
Euglena sp. 5		X		X		X			X	X				X	
Euglena sp. 6	X	X	X				X		X		X	X			
Monomorphina nordstedtii		X			X										
Trachelomonas sp.		X				X									
Discoplastis spathirhyncha	X									X		X			
Lepocinclis acus							X								
Phacus formosus												X			
Phacus orbicularis							X	X	X						
Phacus undulatus									X						
Phacus triqueter									X						
Phacus sp.				X											

ANEXO 3. Matriz de presencia-ausencia de las especies de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa en temporada húmeda.

Especie	D-1	D-2	M-1	M-2	R-1	R-2	G-1	G-2	G-3	MAY-1	MAY-2	MAY-3	MAY-4	MAY-5
Bacillariophyta														
Achnanthes sp.											X			
Cocconeis sp.		X												
Nitzschia longissima	X	X			X	X	X	X	X		X		X	
Nitzschia sp. 1	X	X			X		X				X	X		X
Nitzschia sp. 2	X										X		X	
Nitzschia sp. 3	X		X						X		X	X		
Anomoeoneis sp.		X		X	X	X	X			X				
Encyonema sp.	X	X					X	X	X			X		
Gomphonema augur							X				X	X		
Gomphonema sp.											X	X		
Hannaea arcus								X						
Frustulia sp.		X							X					
Halamphora sp.	X	X			X						X			
Diploneis sp.	X	X	X								X	X		
Navicula sp. 1					X	X					X	X		
Navicula sp. 2	X	X		X				X						
Navicula sp. 3	X		X				X		X	X				
Pinnularia sp.							X							
Plagiotropis sp.									X					
Fistulifera sp.		X	X	X										
Epithemia sp. 1	X	X			X		X				X	X		
Entomoneis sp.	X													
Campylodiscus clypeus			X		X		X	X	X		X	X		
Melosira sp.	X	X												
Chaetoceros sp. 1		X												
Chaetoceros sp. 2						X								
Chaetoceros sp. 3										X				
Cyclotella sp. 1	X	X	X	X			X	X	X	X				
Cyclotella sp. 2							X			X	X			
Chlorophyta														
Tetraselmis cordiformis	X													
Tetraselmis subcordiformis	X													
Chlamydomonas sp.		X												
Dunaliella polymorpha	X													
Oedogonium sp.	X								X					
Korshikoviella sp.	X	X		X										
Pseudopediastrum boryanum	X	X	X	X			X			X	X			
Pseudopediastrum integrum		X	X	X	X					X				
Tetraedron minimum		X					X	X	X					
Tetraedron sp.			X	X										
Acutodesmus acuminatus										X				
Coelastrum sp.					X		X	X	X	X				

Comasiella arcuata								X	X	X	X	X	X			
Desmodesmus bicaudatus		X	X					X	X	X						
Desmodesmus communis	X		X					X	X	X			X			
Desmodesmus intermedius								X	X	X		X	X			
Desmodesmus quadricauda				X								X	X			
Desmodesmus tropicus								X	X	X						
Desmodesmus sp. 2								X	X							
Desmodesmus sp. 4								X	X	X	X					
Scenedesmus obtusus											X	X	X			
Scenedesmus sp. 1								X		X						
Tetrastrum sp.								X	X	X						
Monoraphidium arcuatum		X	X	X												
Monoraphidium contortum	X	X	X	X				X	X	X	X	X	X	X	X	X
Monoraphidium griffithii	X								X	X	X	X	X	X		
Monoraphidium irregulare									X	X	X	X	X	X	X	X
Monoraphidium sp. 1		X									X		X			
Monoraphidium sp. 2	X		X					X		X			X			
Quadrigula sp.									X							
Raphidocelis sp.											X	X				
Tetrabaena sp.										X	X					
Pseudoscourfieldiales											X	X	X	X	X	
Chlorella sp.								X	X	X		X	X			
Dictyosphaerium sp. 1								X	X	X						
Dictyosphaerium sp. 2												X				
Micractinium quadrisetum										X						
Franceia ovalis		X							X		X	X	X			
Legerheimia sp.			X	X				X	X							
Oocystis sp. 1								X	X	X	X	X	X	X	X	
Oocystis sp. 2									X			X	X			
Crucigenia sp.		X						X	X	X	X	X	X			
Charophyta																
Spirogyra sp.	X	X												X		
Closterium sp.	X			X				X		X	X	X				
Cosmarium sp.	X															
Cyanobacteria																
Chroococcus turgidus								X	X	X						
Gomphosphaeria sp.												X	X			
Aphanocapsa sp. 1	X							X	X	X		X	X			
Aphanocapsa sp. 2									X	X						
Merismopedia sp. 1				X				X	X	X	X	X	X	X		
Merismopedia sp. 2								X								
Merismopedia sp. 3												X	X			
Microcystis sp. 1					X	X		X	X	X						
Microcystis sp. 2	X								X							
Geitlerinema amphibium	X			X												

Geitlerinema sp. 1	X									X				
Geitlerinema sp. 2		X									X	X		
Planktolyngbya sp.	X			X			X				X			
Myxobaktron sp.							X	X	X	X	X	X		
Romeria sp.	X	X												
Leptolyngbya sp.											X	X		
Anabaena sp.					X		X	X						
Kamptonema sp.			X	X						X				
Oscillatoria annae			X	X										
Oscillatoria limosa							X							
Oscillatoria sp. 2	X					X			X					
Oscillatoria sp. 3	X					X			X					
Oxynema acuminatum	X													
Oxynema sp.					X						X			
Phormidium sp.	X											X		
Pseudanabaena sp. 1	X			X			X	X	X		X			
Pseudanabaena sp. 2	X	X						X						
Limnothrix sp.							X							
Spirulina subsalsa	X	X	X	X			X			X				
Spirulina sp.						X			X		X	X		
Synechococcus sp.		X										X		
Dinoflagellata														
Durinskia sp.	X	X		X	X		X		X	X	X	X	X	X
Parvodinium sp.	X	X		X			X	X	X	X	X	X	X	X
Peridiniales		X								X	X	X		
Prorocentrum cassubicum	X	X												
Euglenophyta														
Euglena sp. 1						X								
Euglena sp. 3			X							X		X		
Euglena sp. 5		X		X										
Euglena sp. 6	X	X												
Monomorphina nordstedtii		X			X									
Phacus sp.				X										

ANEXO 4. Matriz de presencia-ausencia de las especies de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa en temporada seca.

Especie	D-1	D-2	M-1	M-2	R-1	R-2	G-1	G-2	G-3	MAY-1	MAY-2	MAY-3	MAY-4	MAY-5
Bacillariophyta														
Achnanthes sp.		X						X	X					
Achnanthidium sp.		X				X								
Nitzschia longissima	X	X			X	X	X	X						
Nitzschia sigmoidea		X										X		
Nitzchia sp. 1		X	X						X	X	X		X	X
Nitzchia sp. 2	X	X		X								X		
Nitzchia sp. 3				X				X	X			X	X	
Anomoeoneis sp.				X										X
Cymbella sp.						X								
Encyonema sp.	X	X							X	X	X	X		
Gomphonema augur								X			X			
Gomphonema sp.		X							X					
Eunotia sp.				X										
Fragilaria sp.								X	X		X			
Halamphora sp.	X	X		X	X	X					X	X	X	
Diploneis sp.	X	X						X	X	X	X			
Navicula sp. 1	X	X			X		X		X		X		X	X
Navicula sp. 2	X	X				X								
Navicula sp. 3				X			X	X	X			X		
Plagiotropis sp.		X					X	X				X		
Pinnularia sp.							X	X	X					
Epithemia sp. 1					X				X		X			
Epithemia sp. 2					X	X								
Epithemia sp. 3										X				X
Campylodiscus clypeus			X	X		X	X	X	X				X	
Aulacoseira sp.	X													
Melosira moniliformis		X												
Terpsinöe musica								X	X					
Chaetoceros sp. 1						X								
Chaetoceros sp. 2						X								
Chaetoceros sp. 3					X									X
Pleurosira sp.									X					
Cyclotella sp. 1			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Cyclotella sp. 2		X							X	X				
Skeletonema sp.					X									
Mallomonas sp.		X												
Chlorophyta														
Tetraselmis cordiformis	X	X												
Tetraselmis subcordiformis	X	X												
Haematococcus sp.	X													
Oedogonium sp.		X				X		X	X					
Pseudopediastrum boryanum			X	X			X				X			

Pseudopediastrum integrum			X	X					X					
Tetraedron minimum	X		X			X	X	X	X		X	X		
Tetraedron sp.							X	X	X		X	X		
Golenkinia sp.									X			X		
Acutodesmus acuminatus										X				
Acutodesmus obliquus										X	X	X		
Ankistrodesmus densus				X										
Coelastrum sp.	X		X	X			X	X	X	X	X	X	X	X
Comasiella arcuata							X	X	X	X	X	X	X	X
Desmodesmus bicaudatus				X			X	X	X					
Desmodesmus communis			X	X				X	X			X		
Desmodesmus intermedius		X							X				X	
Desmodesmus opoliensis									X					
Desmodesmus quadricauda									X	X	X			
Desmodesmus spinosus									X					
Desmodesmus tropicus								X	X	X	X			
Desmodesmus sp. 1				X			X	X	X			X	X	
Desmodesmus sp. 2							X	X	X					
Desmodesmus sp. 3								X						X
Scenedesmus obtusus										X	X	X		
Scenedesmus sp. 2											X			
Tetrastrum sp.				X			X	X				X		
Schroederia sp.												X		
Selenastrum sp.											X			
Monoraphidium arcuatum		X												
Monoraphidium contortum			X				X	X	X	X	X	X	X	X
Monoraphidium griffithii		X					X	X						
Monoraphidium irregulare			X								X	X	X	
Monoraphidium sp. 1										X	X	X		
Monoraphidium sp. 2	X		X	X						X	X		X	X
Raphidocelis sp.			X							X				
Treubaria triappendiculata							X	X	X					
Dangeardinia sp.			X	X			X							
Pseudoscourfieldiales	X									X		X	X	
Chlorella sp.		X												
Dictyosphaerium sp.				X			X	X	X	X	X	X	X	
Micractinium quadrisetum									X					
Franceia ovalis										X		X		
Oocystis sp. 1				X		X	X	X	X	X	X	X	X	X
Oocystis sp. 2									X		X			
Crucigenia sp.								X	X		X	X		X
Charophyta														
Closterium sp.		X					X	X	X	X	X	X		X
Elakatothrix sp. 1							X	X	X		X			
Elakatothrix sp. 2										X	X	X	X	X

Spirogyra sp.		X				X									
Mougeotia sp.						X							X		
Cyanobacteria															
Chroococus turgidus													X		
Chroococus sp.	X														
Gomphosphaeria sp. 1										X		X	X	X	
Gomphosphaeria sp. 2										X	X				
Aphanocapsa sp.	X			X			X	X	X	X	X	X	X	X	
Coelomoron sp.										X					
Merismopedia sp. 1	X						X	X	X	X	X	X	X	X	
Merismopedia sp. 2								X	X						
Microcystis sp. 1					X										
Microcystis sp. 2	X			X			X	X	X	X	X	X	X	X	
Synechocystis sp.	X	X	X	X				X				X			
Geitlerinema sp. 2		X									X				
Komvophoron sp.					X										
Planktolyngbya sp. 1	X	X		X		X						X			
Planktolyngbya sp. 2					X										
Myxobaktron sp.											X	X	X	X	
Romeria sp.					X										
Anabaena sp. 1	X				X	X									
Anabaena sp. 2								X							
Kamptonema sp.			X												
Lyngbya sp.										X					
Planktothrix sp.	X														
Oscillatoria limosa	X											X			
Oscillatoria princeps								X	X			X			
Oscillatoria sp. 1				X											
Oscillatoria sp. 2					X	X									
Oxynema acuminatum						X		X							
Oxynema sp.												X			
Phormidium sp.		X				X	X			X		X			
Planktothricoides sp.	X														
Pseudanabaena sp. 1	X		X	X		X			X			X			
Pseudanabaena sp. 2							X								
Limnothrix sp.	X			X								X			
Spirulina subsalsa	X		X	X					X						
Spirulina sp.	X					X			X			X			
Synechococcus sp.	X			X											
Dinoflagellata															
Durinskia sp.	X	X		X	X	X				X	X	X	X	X	
Parvodinium sp.	X	X		X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	
Peridiniales				X						X	X	X			
Prorocentrum cassubicum	X	X				X						X			
Euglenophyta															
Euglena sp. 1	X								X						

Euglena sp. 2		X					X	X							
Euglena sp. 3					X	X		X	X						X
Euglena sp. 4	X								X						
Euglena sp. 5				X		X			X	X					X
Euglena sp. 6			X				X		X		X	X			
Monomorphina nordstedtii									X	X					X
Trachelomonas sp.		X				X									
Discoplastis spathirhyncha	X									X			X		
Lepocinclis acus							X								
Phacus formosus													X		
Phacus orbicularis							X	X	X						
Phacus undulatus									X						
Phacus triqueter									X						

ANEXO 5. Matriz de abundancia de la comunidad de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa. Primera fecha de muestreo (mayo de 2022). Temporada húmeda.

Especie	D-1	D-2	M-1	M-2	G-1	G-2	G-3	MAY-1	MAY-2	MAY-3
Achnanthes sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Halamphora sp.	16000	5	0	0	0	0	0	0	380	2
Nitzschia longissima	9	23	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitzchia spp.	36300	33	200	0	5	0	0	0	1560	8800
Diploneis sp.	560	8	1600	0	0	0	0	0	4	1
Encyonema sp.	1	1	0	0	1	203	170	0	800	210
Gomphonema spp.	0	0	0	0	0	0	5	0	5	66
Navicula spp.	1650	46	1206	140	36	68	0	15	600	45
Pinnularia sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Plagiotropis sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Epithemia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	3	3
Entomoneis sp.	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Campylodiscus clypeus	0	1	1	0	0	1	1	0	8	1
Chaetoceros spp.	0	3	480	0	0	0	0	3800	0	0
Cyclotella spp.	46	0	0	520	63	0	27	80000	119000	28500
Tetraselmis spp.	142000	12	0	0	0	0	0	0	0	0
Dunaliella polymorpha	37100	1140	0	0	0	0	0	0	0	0
Oedogonium sp.	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Korshikoviella sp.	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0
Pseudopediastrum spp.	0	34	5610	5400	840	0	0	0	2	0
Tetraedron spp.	0	6	600	1010	0	0	0	0	0	0
Acutodesmus acuminatus	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
Coelastrum sp.	0	0	0	0	240	226	440	126	440	7
Comasiella arcuata	0	0	0	0	31	240	360	148	520	240
Desmodesmus spp.	0	31	6805	5800	117000	126000	119000	0	280	74
Scenedesmus spp.	0	0	0	0	34	0	0	3	280	13
Tetrastrum sp.	0	0	0	0	800	440	1020	0	0	0
Monoraphidium spp.	62	3120	2800	89800	96000	72000	86000	136000	131000	92000
Raphidocelis sp.	0	0	0	0	0	3	2	0	0	0
Tetrabaena sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	360	160
Chlorophyceae	0	0	0	0	0	210	180	3261000	3318400	3599000
Pseudoscourfieldiales	0	0	0	0	0	0	0	11400	0	0
Chlorella sp.	0	0	0	0	48000	54000	44000	0	15500	4200
Dictyosphaerium sp. 2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Franceia ovalis	0	0	0	0	0	0	0	12	2	56
Lagerheimia sp.	0	0	2600	5760	41000	92000	66000	0	0	0
Oocystis spp.	0	7	0	0	77	0	0	10200	7700	5200
Crucigenia sp.	0	0	0	0	10	80	68	46	200	38
Closterium sp.	0	4	0	12	2	0	0	1	1	0
Cosmarium sp.	3200	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Spirogyra sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Chroococcus turgidus	0	0	0	0	11	8	11	0	0	0
Chroococcus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0

Gomphosphaeria sp1.	0	0	0	0	0	0	0	0	2	186
Aphanocapsa spp.	5800	0	1400	0	91000	84000	122000	540	640	590
Merismopedia spp.	0	0	400	320	101	2360	2800	4200	5200	5080
Microcystis spp.	8	0	0	0	132000	21000	58000	0	0	0
Myxobaktron sp.	0	0	0	0	632000	2254000	2188000	459000	68000	54000
Anabaena sp1.	0	1	0	0	82	120	0	0	0	0
Pseudanabaena spp.	97	0	0	9	340	1640	3400	0	0	0
Spirulina spp.	0	1	200	5	18	0	2	0	0	7
Synechococcus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	206
Cyanophyceae	8334	3	7208	160	125	38	229	58	101	92
Durinskia sp.	13	4	0	23	0	0	0	77	89	80
Parvodinium sp.	1900	353	0	18	0	0	1	2400	2620	267
Peridiniales	0	2	0	0	0	0	0	420	1920	188
Prorocentrum cassubicum	57	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Euglena spp.	4400	39	0	3	0	0	0	16	3	89

ANEXO 6. Matriz de abundancia de la comunidad de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa. Segunda fecha de muestreo (agosto de 2022). Temporada húmeda.

Especie	D-1	D-2	M-1	M-2	R-1	R-2	G-1	G-2	G-3	MAY-1	MAY-2	MAY-3	MAY-4	MAY-5
Cocconeis sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Nitzschia longissima	7127	2280	0	0	55	560	1590	204	520	0	56	0	3	0
Nitzchia spp.	946	303	0	0	355	0	0	0	8	0	4	0	11	0
Encyonema sp.	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0
Gomphonema spp.	0	0	0	0	0	0	1	1	2	0	0	0	0	0
Hannaea arcus	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Frustulia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Halamphora sp.	7	8	0	0	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Navicula spp.	273	19	0	0	325	2024	0	0	0	0	0	0	0	0
Fistulifera sp.	0	0	4193000	5061900	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Epithemia sp.	1	2	0	0	1	0	1	0	0	0	1	0	0	0
Campylodiscus clypeus	0	0	0	0	1	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Melosira sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cyclotella spp.	81	1	0	0	0	0	28152	33554	64121	0	0	0	0	0
Dunaliella polymorpha	68360	22820	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oedogonium sp.	4	0	0	0	0	0	0	0	20	0	0	0	0	0
Pseudopediastrum spp.	1	0	19	83	1	0	0	0	0	2	0	0	0	0
Tetraedron spp.	0	0	0	0	0	0	65	41	105	0	0	0	0	0
Coelastrum sp.	0	0	0	0	1	0	71	0	90	0	0	0	0	0
Comasiella arcuata	0	0	0	0	0	0	1	19	0	0	0	0	0	0
Desmodesmus spp.	2	0	31	1	0	0	792	535	700	1	17	153	0	0
Scenedesmus sp2.	0	0	0	0	0	0	0	0	275	0	0	0	0	0
Tetrastrum sp.	0	0	0	0	0	0	673	2100	1610	0	0	0	0	0
Monoraphidium spp.	725	233	10	17462	8	0	37	329	300	23120	26479	6791	13217	4405
Quadrigula sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Pseudoscourfieldiales	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5419060	5707493	5619433	5678593	6242927
Dictyosphaerium sp.	0	0	0	0	0	0	128	9	135	0	0	0	0	0
Micractinium quadrisetum	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Franceia ovalis	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Oocystis spp.	0	0	0	0	0	0	136	427	387	31	39	1005	830	970
Crucigenia sp.	0	0	0	0	0	0	9	0	2	0	0	0	0	0
Closterium sp.	66	0	0	0	0	0	106	0	3	0	0	0	0	4
Elakatothrix sp. 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17247	21220	22853	4300	4807
Spirogyra sp.	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
Aphanocapsa spp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Merismopedia sp.	0	0	0	0	0	0	1	2	2	5	9	19	9	0
Microcystis spp.	0	0	0	0	231520	3242691	4494288	4856954	0	0	0	0	0	0
Romeria sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anabaena sp1.	0	0	0	0	36	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kamptonema sp.	0	0	33	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Pseudanabaena sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0
Spirulina spp.	0	3	0	0	0	9	0	0	1	1	0	0	0	0
Cyanophyceae	13	177	0	0	60	753	1	0	14	4	1	0	0	0

Durinskia sp.	420	195	0	295	145	0	13	0	65	184	94	243	19	2347
Parvodinium sp.	0	46	0	0	0	0	613	1987	660	24	22	38	24	81
Peridiniales	0	16	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Prorocentrum cassubicum	0	24	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Euglena spp.	8	21	369	224	0	1	0	0	0	0	1	2	0	0
Monomorphina nordstedtii	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Phacus sp.	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

ANEXO 7. Matriz de abundancia de la comunidad de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa. Tercera fecha de muestreo (octubre de 2022). Temporada seca.

Especie	D-1	D-2	M-1	M-2	R-1	R-2	G-1	G-2	G-3	MAY-1	MAY-2	MAY-3	MAY-4	MAY-5
Achnanthes sp.	0	6	0	0	0	0	0	0	8	0	0	0	0	0
Achnanthidium sp.	0	6	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitzschia longissima	6740	1573	0	0	2	2	43	148	0	0	0	0	0	0
Nitzchia spp.	0	652	1	2	0	0	0	2	1345	21	144	46	51	36
Encyonema sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	32	5	0	0
Gomphonema spp.	0	31	0	0	0	0	0	17	500	0	5	0	0	0
Eunotia sp.	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Fragilaria sp.	0	0	0	0	0	0	0	18	3560	0	1	0	0	0
Halamphora sp.	23	7	0	0	0	0	0	0	0	0	2	2	1	0
Diploneis sp.	0	3	0	0	0	0	0	19	87	0	3	0	0	0
Navicula spp.	680	9	0	0	2360	7540	253	560	2013	0	7	17	9	18
Epithemia spp.	0	0	0	0	46	16	0	0	38	2	1	0	0	40
Campylodiscus clypeus	0	0	8	1	0	1	1	2	280	0	0	0	2	0
Aulacoseira sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Terpsinöe musica	0	0	0	0	0	0	0	1	6	0	0	0	0	0
Pleurosira sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0
Cyclotella spp.	0	0	1	4	0	1	39	4340	39	5520	4420	5860	6380	5120
Tetraselmis spp.	1396	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dunaliella polymorpha	2351	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Haematococcus sp.	1825960	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oedogonium sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	31	0	0	0	0	0
Pseudopediastrum spp.	0	0	80	36	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
Tetraedron spp.	0	0	5	0	0	0	1	595	9	0	0	0	0	0
Coelastrum sp.	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Desmodesmus spp.	0	0	4287	4	0	0	727	1470	753	12	9	2	14	0
Tetrastrum sp.	0	0	0	2	0	0	1480	2540	0	0	0	0	0	0
Selenastrum sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Monoraphidium spp.	1740	19	1059	534280	0	0	5277	15319	2740	16120	11860	2340	24060	19480
Raphidocelis sp.	0	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Dangeardinia sp.	0	0	300	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chlorophyceae	15280	0	0	0	0	0	0	0	0	1116960	859860	1024833	922462	1002380
Pseudoscourfieldiales	104240	0	0	0	0	0	0	0	0	1720	0	1020	1110	0
Dictyosphaerium sp.	0	0	0	5	0	0	104	953	520	2020	830	3	1	0
Franceia ovalis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
Oocystis spp.	0	0	0	7	0	0	580	1080	320	13580	8320	11680	9760	10520
Crucigenia sp.	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	0	0	0
Closterium sp.	0	9	0	0	0	0	1	1	1	2	6	1	0	1
Elakatothrix sp1.	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	0	0	0	0
Elakatothrix sp2.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	31360	27140	28920	28280	4
Spirogyra sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chroococcus sp.	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aphanocapsa spp.	15	0	0	1	0	0	1596340	2607040	37	7	3	12	2	0
Merismopedia sp.	0	0	0	0	0	0	2	0	0	46	47	58	64	59

Microcystis spp.	3	0	0	0	6309648	2303234	0	0	0	0	0	0	0	0
Synechocystis sp.	2720	0	0	11	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Myxobaktron sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	20245	25781	22120	18720
Romeria sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anabaena sp. 1	0	0	0	0	41	7	0	0	0	0	0	0	0	0
Anabaena sp. 2	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Kamptonema sp.	0	0	2020	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Planktothrix sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pseudanabaena spp.	14	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
Spirulina spp.	2	0	2	1	0	5	0	0	2	0	0	0	0	0
Cyanophyceae	23	18	0	1	207	603	0	3	595	3	0	9	0	0
Durinskia sp.	102	5	0	1	18	28	0	0	0	8	6	32	17	240
Parvodinium sp.	0	1	0	3	0	0	280	13	18	6600	4380	3360	1260	4420
Peridiniales	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Prorocentrum cassubicum	78	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Euglena spp.	111	24	23	3	0	6	0	1	242	12	22	4	0	15
Monomorphina nordstedtii	0	0	0	0	0	0	0	0	5	3	0	0	0	7
Discoplastis spathirhyncha	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0
Phacus spp.	0	0	0	0	0	0	1	4	13	1	0	0	0	3

ANEXO 8. Matriz de abundancia de la comunidad de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa. Cuarta fecha de muestreo (abril de 2023). Temporada seca.

Especie	D-1	D-2	M-1	M-2	R-1	R-2	G-1	G-2	G-3	MAY-1	MAY-2	MAY-3	MAY-4	MAY-5
Achnanthes sp.	28	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Nitzschia longissima	0	106	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Nitzchia spp.	662	43	0	0	5800	38400	0	0	170	0	0	120	0	0
Anomoeoneis sp.	0	0	0	32	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cymbella sp.	0	0	0	0	0	200	0	0	0	0	0	0	0	0
Encyonema sp.	16	9	0	0	0	0	0	0	5	0	0	0	0	0
Gomphonema spp.	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Halamphora sp.	200	6	0	180	4000	247000	0	0	0	0	0	0	0	0
Diploneis sp.	32	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0
Navicula spp.	169	68	0	27	1800	2600	2	10	18	0	0	0	0	0
Plagiotropis sp.	0	1	0	0	0	0	6	14	0	0	0	1	0	0
Pinnularia sp.	0	0	0	0	0	0	0	7	1	0	0	0	0	0
Epithemia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Campylodiscus clypeus	1	1	0	0	0	0	4	3	0	1	0	3	0	0
Entomoneis alata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Entomoneis sp.	386	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Mallomonas sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Aulacoseira sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0	0
Melosira moniliformis	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chaetoceros spp.	0	1	0	0	56000	33200	0	0	0	0	0	0	0	3
Cyclotella spp.	0	6600	0	0	13	3	10000	15500	3360	12800	39000	125000	89000	150000
Skeletonema sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tetraselmis spp.	260	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Haematococcus sp.	110	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Oedogonium sp.	0	2	0	0	0	78	0	0	0	0	0	0	0	0
Pseudopediastrum spp.	0	0	50	0	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0
Tetraedron spp.	3	0	0	0	0	1	165000	120000	59000	0	5	15	0	0
Golenkinia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	50	0	0	6	0	0
Acutodesmus acuminatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7	0	0	0	0
Ankistrodesmus densus	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coelastrum spp.	1	0	1	0	0	0	180	150	210	30	80	280	160	66
Comasiella arcuata	0	0	0	0	0	0	11	4	69	115	2	400	40	16
Desmodesmus spp.	0	14	13	58	0	0	21000	34000	49300	100	400	440	360	400
Scenedesmus spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	240	840	290	160	240
Tetrastrum sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8	0	0
Schroederia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Monoraphidium spp.	160	0	0	0	0	0	52000	53500	50920	700	1320	3800	600	2360
Treubaria triappendiculata	0	0	0	0	0	0	600	1400	1740	0	0	0	0	0
Dangeardinia sp.	0	0	0	0	0	0	4000	0	0	0	0	0	0	0
Chlorophyceae	0	2	0	1	0	0	1650	1800	13012	4802	341	232601	70	1
Chlorella sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dictyosphaerium sp.	0	0	0	0	0	0	5000	7000	4200	0	200	80	0	0

Micractinium quadrisetum	0	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0
Franceia ovalis	0	0	0	0	0	0	120	600	0	0	0	0	0	0
Oocystis spp.	0	0	0	140	0	2	9600	630	13600	10000	54000	69000	106000	176000
Crucigenia sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	240	70	0	40
Elakatothrix sp. 1	0	0	0	0	0	0	500	600	550	0	420	0	0	0
Elakatothrix sp. 2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1000	1	280	80	440
Spirogyra sp.	0	0	0	0	0	2920	0	0	0	0	0	0	0	0
Mougeotia sp.	0	0	0	0	0	11	0	0	0	0	0	1	0	0
Chroococus turgidus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10	0	0
Chroococcus sp.	60	0	0	0	0	0	0	0	0	1300	200	0	0	200
Gomphosphaeria spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	64000	194000	186000	297000	350800
Aphanocapsa spp.	68800	0	0	0	0	1	37000	24000	30800	15800	9600	81000	82000	84000
Coelomoron sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Merismopedia sp.	115500	0	0	0	0	0	13200	4200	3600	600	1280	4200	440	320
Microcystis spp.	971	0	0	18	0	0	1026000	465060	495000	200	18	240	120	128
Synechocystis sp.	860	1	18	2	0	0	0	0	0	0	0	36	0	0
Romeria sp.	62	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Anabaena sp. 1	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Kamptonema sp.	0	0	12	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Lyngbya sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Planktothrix sp.	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Pseudanabaena spp.	140	0	13600	750	3	90	3	0	1	0	0	43500	0	72000
Spirulina spp.	120	0	9200	224	0	1	0	0	0	0	0	1	0	0
Synechococcus sp.	150	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Cyanophyceae	22	7	28800	240	8	63000	8	0	0	6	7	11	0	0
Durinskia sp.	13	5	0	0	116	0	0	0	0	0	0	3	0	7
Parvodinium sp.	80	0	0	0	168	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Peridiniales	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	4	0	0
Prorocentrum cassubicum	320	1	0	0	0	6	0	0	0	0	0	2	0	0
Euglena spp.	80	16	0	3	3700	3000	20	1	2	0	0	1	0	0
Trachelomonas sp.	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Discoplastis spathirhyncha	0	0	0	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0
Lepocinclis acus	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Phacus spp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0

ANEXO 9. Matriz de abundancia de la comunidad de microalgas y cianobacterias en los Humedales de Villa distribuidos por filo, estación y fecha de muestreo.

Estación *	Bacillariophyta	Chlorophyta	Charophyta	Cyanobacteria	Dinoflagellata	Euglenophyta	Total
D-1	54577	179162	3200	14239	1970	4400	257548
D-2	120	4351	4	5	359	39	4878
M-1	3487	18415	0	9208	0	0	31110
M-2	660	107771	12	494	41	3	108981
G-1	106	304032	2	855677	0	0	1159817
G-2	272	345199	0	2363166	0	0	2708637
G-3	204	317071	0	2374442	1	0	2691718
MAY-1	83815	3418938	1	463798	2897	16	3969465
MAY-2	122361	3474685	2	73945	4629	3	3675625
MAY-3	37628	3700988	0	60161	535	89	3799401
Total	**303230**	**11870612**	**3221**	**6215135**	**10432**	**4550**	**18407180**

Estación **	Bacillariophyta	Chlorophyta	Charophyta	Cyanobacteria	Dinoflagellata	Euglenophyta	Total
D-1	8436	69092	70	14	420	8	78040
D-2	2614	23053	1	180	281	25	26154
M-1	4193000	60	0	33	0	369	4193462
M-2	5061900	17546	0	1	295	224	5079966
R-1	754	10	0	231616	145	11	232536
R-2	2584	0	0	3243453	0	1	3246038
G-1	29746	1912	106	4494290	626	0	4526680
G-2	33763	3462	0	4856957	1987	0	4896169
G-3	64654	3625	3	17	725	0	69024
MAY-1	0	5442214	17247	11	208	0	5459680
MAY-2	61	5734028	21220	15	116	1	5755441
MAY-3	0	5627382	22853	19	281	2	5650537
MAY-4	14	5692640	4301	9	43	0	5697007
MAY-5	0	6248302	4811	0	2428	0	6255541
Total	**9397526**	**28863326**	**70612**	**12826615**	**7555**	**641**	**51166275**

Estación ***	Bacillariophyta	Chlorophyta	Charophyta	Cyanobacteria	Dinoflagellata	Euglenophyta	Total
D-1	7444	1950967	0	2781	180	112	1961484
D-2	2287	19	10	18	6	24	2364
M-1	10	5733	0	2022	0	23	7788
M-2	9	534338	0	14	5	3	534369
R-1	2408	0	0	6309897	18	0	6312323
R-2	7561	0	0	2303849	28	6	2311444
G-1	336	8170	4	1596342	280	1	1605133
G-2	5107	21960	4	2607045	13	5	2634134
G-3	7881	4374	1	635	18	260	13169
MAY-1	5548	1150414	31362	56	6608	17	1194005
MAY-2	4615	880881	27146	20296	4386	22	937346

MAY-3	5930	1039879	28921	25860	3392	5	1103987
MAY-4	6443	957407	28280	22186	1277	0	1015593
MAY-5	5214	1032380	5	18779	4660	25	1061063
Total	**60793**	**7586522**	**115733**	**12909780**	**20871**	**503**	**20694202**

Estación ****	**Bacillariophyta**	**Chlorophyta**	**Charophyta**	**Cyanobacteria**	**Dinoflagellata**	**Euglenophyta**	**Total**
D-1	1494	534	0	186703	413	80	189224
D-2	6839	20	0	8	6	17	6890
M-1	0	64	0	51630	0	0	51694
M-2	239	200	0	1238	4	3	1684
R-1	67614	0	0	11	284	3700	71609
R-2	321404	81	2931	63092	6	3002	390516
G-1	10012	259162	500	1076211	0	22	1345907
G-2	15535	219084	600	493260	0	2	728481
G-3	3561	192105	550	529401	0	3	725620
MAY-1	12813	15994	1000	81908	1	0	111716
MAY-2	39000	57428	421	205105	3	0	301957
MAY-3	125124	306991	281	3144998	9	2	3577405
MAY-4	89000	107390	80	379560	0	0	576030
MAY-5	150003	179123	440	507448	7	0	837021
Total	**842638**	**1338176**	**6803**	**6720573**	**733**	**6831**	**8915754**

Nota: *Primera fecha de muestreo (mayo de 2022); **Segunda fecha de muestreo (agosto de 2022); ***Tercera fecha de muestreo (octubre de 2022); ****Cuarta fecha de muestreo (abril de 2023).

ANEXO 10. Comparaciones post-hoc (Tukey HSD) de distancias al centroide. Análisis por laguna en temporada húmeda.

Comparación	Diferencia	IC_inf	IC_sup	p_ajustado
Genesis - Delicias	-0.122171	-0.469126	0.224785	0.7602
Marvilla- Delicias	-0.058238	-0.438308	0.321833	0.9836
Mayor - Delicias	0.079854	-0.238136	0.397844	0.9098
Refugio - Delicias	0.001144	-0.378926	0.381215	1.0000
Marvilla- Genesis	0.063933	-0.283022	0.410888	0.9682
Mayor - Genesis	0.202025	-0.07554	0.479589	0.1871
Refugio - Genesis	0.123315	-0.22364	0.47027	0.7544
Mayor - Marvilla	0.138092	-0.179898	0.456081	0.6089
Refugio - Marvilla	0.059382	-0.320689	0.439452	0.9824
Refugio - Mayor	-0.07871	-0.3967	0.23928	0.9139

ANEXO 11. Comparaciones post-hoc (Tukey HSD) de distancias al centroide. Análisis por laguna en temporada seca.

Comparación	Diferencia	IC_inf	IC_sup	p_ajustado
Genesis - Delicias	-0.215632	-0.345461	-0.085803	0.0024
Mayor - Delicias	-0.204891	-0.323882	-0.085901	0.0018
Refugio - Delicias	-0.196393	-0.338614	-0.054172	0.0081
Marvilla- Delicias	-0.098348	-0.240569	0.043873	0.2212
Marvilla- Genesis	0.117284	-0.012545	0.247113	0.0804
Mayor - Genesis	0.01074	-0.093123	0.114604	0.9963
Refugio - Genesis	0.019239	-0.11059	0.149068	0.9855
Mayor - Marvilla	-0.106543	-0.225534	0.012447	0.0836
Refugio - Marvilla	-0.098045	-0.240266	0.044176	0.2233
Refugio - Mayor	0.008498	-0.110492	0.127489	0.9991

ANEXO 12. Cargas factoriales (loadings) del PCA – Temporada húmeda.

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8
Temperatura	0.2829629	0.42690238	0.4051946	0.24181888	0.4409583	0.54716849	-0.0451794	-0.13837831
Conductividad	-0.4931248	0.07570265	0.2168242	0.22297878	0.1795272	-0.01703008	0.53419364	0.58007062
pH	0.1343561	-0.44886492	0.5988997	-0.24409328	-0.4633298	0.3554084	0.0851561	0.1181741
Oxigeno	0.3571669	0.24819065	0.4741617	0.2650728	-0.188567	-0.69212368	0.03386024	-0.00103113
TDS	-0.5021678	0.12003742	0.1634385	0.11364904	-0.2326141	0.01819121	0.29249268	-0.74417607
Salinidad	-0.4871456	0.11749205	0.213442	0.21039324	-0.1681748	0.02522949	-0.77415063	0.17559463
N_especies	0.1196226	0.60064143	-0.2875208	0.0032184	-0.6407031	0.26214288	0.13344547	0.21263747
Abundancia	0.16537	-0.39995207	-0.2244026	0.83950414	-0.173785	0.15899675	0.03910291	-0.02360382

ANEXO 13. Coordenadas (scores) del PCA – Temporada húmeda.

Estación	Fecha	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8
D-1	F1	-2.945125	0.730617	-0.220052	-0.649912	-0.454867	0.028344	0.842527	-0.697097
D-2	F1	0.453178	2.067735	0.475698	-0.253237	-0.203485	-1.339836	-0.038692	0.052267
M-1	F1	1.561104	0.011393	1.873552	-1.041638	0.251929	-0.974502	-0.055576	-0.072972
M-2	F1	0.711884	-0.169162	0.392593	-1.566439	0.395793	0.525754	-0.081937	0.02688
G-1	F1	1.513107	1.516613	-0.133358	-0.493212	0.145723	0.089481	0.02499	0.069537
G-2	F1	1.85043	1.242905	0.324726	0.332255	0.714373	0.156275	-0.061134	-0.187758
G-3	F1	1.652472	1.401576	-0.267483	0.191388	0.351725	0.233276	5.6E-05	-0.043094
MAYOR-1	F1	1.078694	1.34794	0.439035	1.158985	0.42818	0.162582	-0.121966	-0.113642
MAYOR-2	F1	1.112623	2.266822	-0.067896	0.972361	-0.900571	0.432518	0.17374	0.212042
MAYOR-3	F1	1.009521	1.943294	-0.042872	1.026951	-0.24377	0.528555	0.05406	0.01996
D-1	F2	-3.309571	0.061858	-0.210732	-1.000872	-0.507417	0.429486	-0.199358	0.162802
D-2	F2	-0.677178	0.411201	-0.603343	-1.17523	0.342745	-0.300579	-0.194587	-0.000982
M-1	F2	1.536393	-2.012206	2.098626	-0.210342	0.105206	1.03223	-0.007295	-0.130244
M-2	F2	1.393512	-2.719086	1.827535	-0.122561	-0.801193	-0.018571	0.101291	0.075191
R-1	F2	-5.452139	1.065131	1.639696	0.612132	-0.245439	0.069635	-0.639792	0.015083
R-2	F2	-2.897161	-0.801491	0.648172	0.794685	1.184463	-0.144467	0.748367	0.569339
G-1	F2	1.00423	-0.851882	-0.845964	-0.13818	-0.795872	-0.084397	0.121609	0.261093
G-2	F2	1.267679	-0.904155	-0.380609	0.214222	-0.582868	-0.465092	0.085513	0.13861
G-3	F2	0.07777	0.385326	-1.883266	-1.828063	0.191506	0.441438	-0.057457	0.229329
MAYOR-1	F2	-0.291032	-1.434926	-1.081009	0.477223	0.176826	-0.170424	-0.159312	-0.11609
MAYOR-2	F2	-0.172741	-1.362202	-1.072434	0.611095	-0.213191	-0.431144	-0.086973	-0.024558
MAYOR-3	F2	-0.045779	-1.63437	-0.525046	0.647474	0.282244	-0.418497	-0.161169	-0.196502
MAYOR-4	F2	-0.252181	-1.394044	-1.197813	0.605181	0.553811	0.105855	-0.205599	-0.215491
MAYOR-5	F2	-0.179691	-1.168887	-1.187755	0.835736	-0.175853	0.112078	-0.081308	-0.033705

ANEXO 14. Cargas factoriales (loadings) del PCA – Temporada seca.

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8
Temperatura	0.03918301	-0.15020918	0.69747929	0.65875117	0.20792695	0.09813821	0.04813029	-0.01703472
Conductividad	-0.53241959	0.00063808	0.06965175	-0.00951361	-0.12175669	-0.04871597	0.43350059	0.71166452
pH	0.10054278	-0.63316222	-0.36791694	0.17411544	-0.1265197	0.60229085	0.21102014	0.00516632
Oxigeno	0.05603019	0.35851181	-0.56365424	0.6892589	0.02574966	-0.22513218	0.15555827	0.00021459
TDS	-0.46283982	0.1665023	-0.0068006	0.21178145	-0.44276634	0.31963705	-0.64415005	-0.00441452
Salinidad	-0.53232837	0.01034533	0.05334811	-0.027376	-0.12801708	-0.03811395	0.44949698	-0.70216482
N_especies	0.20293218	0.64821096	0.11419411	-0.11259338	0.02891577	0.65476687	0.288459	0.01261496
Abundancia	-0.40369564	-0.00204591	-0.19917263	-0.04779404	0.84380382	0.20546702	-0.20210745	-0.00162176

ANEXO 15. Coordenadas (scores) del PCA – Temporada seca.

Estación	Fecha	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8
D-1	F3	-2.29397	0.38868	0.034525	-1.594314	-0.459559	0.429585	0.159064	-0.008146
D-2	F3	0.139843	-0.064063	0.002081	-1.515702	-0.804035	-0.814771	-0.278402	-0.057588
M-1	F3	1.266739	-1.748591	-1.173893	0.874236	-0.448933	-0.241635	0.126662	-0.011968
M-2	F3	1.327062	-0.926782	-0.672663	-0.565992	-0.214042	1.08525	0.262823	0.055914
R-1	F3	-6.760724	-0.671937	-0.723671	0.627669	1.181433	0.094133	0.03644	-0.007596
R-2	F3	-4.951273	-0.350744	-0.011128	0.021155	-1.220153	-0.049041	0.205089	0.025769
G-1	F3	0.974828	-0.240276	-1.776885	-0.385596	0.503372	-0.240073	-0.231819	-0.028498
G-2	F3	0.874669	0.285421	-0.899985	-0.422468	1.331315	0.86064	-0.050803	-0.006532
G-3	F3	1.637419	0.614321	-0.154229	-0.994213	-0.283594	0.490771	0.214432	0.018258
MAYOR-1	F3	0.428243	0.845947	-1.51188	-0.18043	0.018211	0.035429	0.285254	0.014517
MAYOR-2	F3	0.513784	0.816449	-1.234997	-0.518325	-0.148742	0.169371	0.292198	0.011056
MAYOR-3	F3	0.37872	0.42616	-1.148572	-0.425798	-0.030777	-0.037676	0.136317	0.000603
MAYOR-4	F3	0.186967	0.274059	-0.643939	-0.789113	-0.019589	-0.744869	-0.241935	-0.009555
MAYOR-5	F3	0.136465	-0.066829	-1.156453	-0.465701	-0.095121	-0.736731	-0.181073	-0.010505
D-1	F4	-0.258978	2.249076	-0.494815	1.788365	-1.461905	1.311711	-1.060152	0.000875
D-2	F4	0.339476	0.121039	1.637357	-1.272858	-0.488518	0.19922	-0.01672	-0.001522
M-1	F4	1.182628	-2.594224	-0.86948	2.166146	-0.349975	0.199576	0.400249	-0.029538
M-2	F4	1.079286	-2.014137	1.47602	0.301183	-0.166276	0.501736	-0.013927	-0.041719
R-1	F4	-0.366854	-0.964239	1.64609	0.497417	-0.444167	-0.759239	-0.046083	-0.014637
R-2	F4	-0.433783	-0.445062	1.578383	-0.083551	-0.454675	0.392336	0.255859	0.019174
G-1	F4	0.907188	-1.046001	-0.134749	0.256682	0.678695	-0.459938	-0.409697	-0.023268
G-2	F4	0.826968	-1.426186	0.509493	0.15533	0.336316	-0.857913	-0.451528	0.142092
G-3	F4	1.427837	0.167427	0.59539	-0.05565	0.419444	0.576033	0.113806	-0.006297
MAYOR-1	F4	0.519153	-0.099473	1.864477	-0.186477	-0.177869	0.218722	0.082471	-0.020458
MAYOR-2	F4	0.422047	1.711838	0.863588	0.496538	0.047114	-1.023403	0.069048	-0.005014
MAYOR-3	F4	-0.530061	0.047196	1.420579	-0.168031	2.007381	0.613297	-0.441108	-0.012309
MAYOR-4	F4	0.392433	1.850662	0.131077	0.99194	0.18528	-1.204812	0.129384	0.002753
MAYOR-5	F4	0.633886	2.860271	0.848277	1.447558	0.559368	-0.007709	0.65415	0.00414

ANEXO 16. Cargas factoriales (loadings) del PCA global (temporada húmeda y seca).

Variable	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8
Temperatura	0.0658	-0.3733	0.4445	-0.6811	0.4369	0.0533	-0.0286	-0.0184
Conductividad	-0.5617	0.0253	-0.0273	-0.0845	-0.0412	-0.1045	-0.4014	-0.7086
pH	0.1337	0.5412	0.359	-0.2432	-0.3842	0.568	-0.1724	-0.0352
Oxígeno	0.1957	0.2287	-0.5631	-0.6498	-0.2318	-0.3408	0.0052	0.0129
TDS	-0.53	-0.0609	-0.0998	-0.1877	-0.1504	0.2905	0.7503	-0.015
Salinidad	-0.561	0.0059	-0.0502	-0.1078	-0.0267	0.0086	-0.4241	0.7003
N° de especies	0.1611	-0.517	-0.4904	-0.0109	-0.0798	0.6243	-0.2553	-0.0688
Abundancia	-0.0487	0.4937	-0.3206	0.0237	0.7592	0.2705	0.0159	-0.0273

ANEXO 17. Coordenadas (scores) del PCA global.

Estacion	Fecha	Temporada	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5	PC6	PC7	PC8
D-1	F1	Humeda	-2.456709	-0.636239	-0.38531	0.450047	-1.165403	0.433164	0.687533	-0.621069
D-2	F1	Humeda	0.433706	-0.655768	-1.976216	-1.171521	-1.210252	-0.960403	-0.157263	0.080382
M-1	F1	Humeda	1.53402	1.489927	-0.113663	-1.503773	-1.716263	-0.984719	0.036094	0.09112
M-2	F1	Humeda	1.084365	0.507087	0.770329	0.16341	-1.084218	-0.004559	-0.062308	0.036734
G-1	F1	Humeda	1.535731	-0.562891	-1.100222	-0.393348	-0.409117	-0.149826	-0.168524	-0.024505
G-2	F1	Humeda	1.462437	0.128241	-1.07059	-0.785522	0.279969	-0.521264	0.026303	0.005054
G-3	F1	Humeda	1.445324	-0.3086	-1.307734	-0.394875	0.318976	-0.17939	-0.078256	-0.027866
MAYOR-1	F1	Humeda	0.461539	0.286588	-1.546064	-0.980735	0.651747	-0.307308	-0.164649	0.023879
MAYOR-2	F1	Humeda	0.703883	-0.63179	-2.465839	-0.97653	0.257953	0.910709	-0.561267	-0.1061
MAYOR-3	F1	Humeda	0.53842	-0.43659	-1.984436	-0.786212	0.548842	0.476109	-0.347556	-0.05924
D-1	F2	Humeda	-2.701005	-0.277225	0.362623	0.925423	-1.231296	0.576237	-0.350542	0.104073
D-2	F2	Humeda	-0.156332	-0.412711	-0.116566	0.669432	-0.803217	-0.579468	0.056038	0.130255
M-1	F2	Humeda	1.208642	3.373996	1.226763	-0.966884	-0.353263	0.691481	-0.071183	-0.00457
M-2	F2	Humeda	1.261958	4.065825	0.553124	-0.991138	-0.518869	0.697388	-0.07977	0.004411
R-1	F2	Humeda	-5.626901	-0.080722	-0.217613	-0.572641	-1.410998	-0.038884	-0.682808	0.360155
R-2	F2	Humeda	-3.185974	1.387317	0.294829	0.204883	0.171708	-0.971578	-0.382428	-1.362297
G-1	F2	Humeda	1.274405	1.27097	-0.856224	0.452218	0.335814	0.610229	-0.109485	-0.039751
G-2	F2	Humeda	1.32916	1.694376	-1.025244	-0.028063	0.397847	0.17375	0.005074	-0.008426
G-3	F2	Humeda	0.963859	-1.113654	0.093384	1.700793	-0.439077	0.108286	-0.039875	0.010761
MAYOR-1	F2	Humeda	-0.153915	1.551304	-0.377996	0.9685	1.127428	-0.195659	0.287555	0.101646
MAYOR-2	F2	Humeda	-0.044293	1.6318	-0.796029	0.773879	1.057221	-0.071891	0.210895	0.078221
MAYOR-3	F2	Humeda	-0.062368	2.071811	-0.352084	0.516851	1.031013	-0.449485	0.355896	0.107996
MAYOR-4	F2	Humeda	-0.188663	1.443029	-0.198767	1.122744	1.449766	-0.289429	0.366655	0.101155
MAYOR-5	F2	Humeda	-0.145678	1.436472	-0.763675	0.881029	1.380445	0.286183	0.13306	0.049744
D-1	F3	Seca	-2.362536	-0.437548	-0.288287	1.148294	-0.166183	0.519983	-0.179655	0.151458
D-2	F3	Seca	-0.263249	-0.567163	0.411213	1.580453	-0.522601	-0.604968	0.209052	0.18468
M-1	F3	Seca	1.198503	0.74461	1.565266	-0.419529	-0.842384	-0.290411	0.061185	0.048674
M-2	F3	Seca	1.190836	0.007316	0.87951	0.579522	-0.792438	0.961915	-0.276421	-0.100302
R-1	F3	Seca	-5.571068	1.523931	-0.107452	-1.17929	1.423926	0.123198	-0.054183	0.292016
R-2	F3	Seca	-4.938453	0.256383	0.275009	-0.526925	-0.106482	0.051236	0.211766	0.254571

G-1	F3	Seca	1.231442	0.667044	-0.110737	0.908556	-0.547413	-0.212586	0.121119	0.063533
G-2	F3	Seca	1.333775	-0.137272	-0.247321	0.5488	0.245579	0.769174	-0.220101	-0.065614
G-3	F3	Seca	1.304481	-1.128963	-0.022275	1.06147	-0.606903	0.491882	-0.224454	-0.05308
MAYOR-1	F3	Seca	0.493407	-0.092193	-0.80738	0.567643	-0.733935	0.042994	-0.137339	0.031729
MAYOR-2	F3	Seca	0.464746	-0.292598	-0.699399	0.799656	-0.780095	0.182537	-0.172956	0.028885
MAYOR-3	F3	Seca	0.396998	-0.098185	-0.370446	0.712869	-0.596847	-0.00607	-0.074789	0.051946
MAYOR-4	F3	Seca	0.16204	-0.24567	-0.071602	1.059286	-0.249478	-0.597493	0.167308	0.106834
MAYOR-5	F3	Seca	0.172011	0.251885	0.000988	0.851655	-0.498376	-0.619051	0.18208	0.119339
D-1	F4	Seca	-0.727973	-1.727894	-1.062889	-1.463431	-0.900682	1.211536	1.99062	-0.103033
D-2	F4	Seca	-0.132197	-1.854672	0.982909	0.835136	0.27155	0.292354	-0.113137	0.01518
M-1	F4	Seca	1.221373	0.877055	2.480983	-1.804468	-0.578943	0.023238	-0.075447	0.020543
M-2	F4	Seca	0.835606	-0.857779	2.772055	-0.628005	0.431198	0.434567	-0.090825	-0.011986
R-1	F4	Seca	-0.631537	-1.225268	2.026724	-0.730097	0.695178	-0.648743	0.090975	0.095534
R-2	F4	Seca	-0.734236	-1.483225	1.455525	-0.394911	0.438375	0.397597	-0.204671	0.00315
G-1	F4	Seca	1.123643	-0.021793	1.305389	-0.022257	0.427484	-0.423826	0.204819	0.031688
G-2	F4	Seca	0.871918	-0.266089	1.894435	-0.016285	0.543492	-0.772785	0.240826	-0.094243
G-3	F4	Seca	1.357763	-1.333956	0.705564	-0.008992	0.313076	0.523675	-0.206845	-0.075935
MAYOR-1	F4	Seca	0.180813	-1.956759	1.408637	-0.205421	0.65197	0.25037	-0.136113	-0.004759
MAYOR-2	F4	Seca	0.239054	-2.110604	-0.231152	-0.324682	0.584075	-0.86706	0.079041	0.048653
MAYOR-3	F4	Seca	0.08709	-1.236986	0.808352	-0.278805	2.0165	0.588252	-0.082016	-0.059703
MAYOR-4	F4	Seca	0.359098	-1.679029	-0.587953	-0.586758	0.413188	-1.063368	0.111471	0.055028
MAYOR-5	F4	Seca	0.621041	-2.797128	-1.012443	-1.34145	0.800414	-0.017821	-0.330504	-0.066549

ANEXO 18. Coordenadas (scores) de variables biológicas y ambientales (temporada húmeda, seca y global).

Phylum*	CCA1	CCA2
bacillariophyta	-2.364	-0.249
chlorophyta	0.486	-0.461
charophyta	0.489	-0.568
cyanobacteria	0.162	1.117
dinoflagellata	0.28	-0.468
euglenophyta	-0.385	-2.276

Variable*	CCA1	CCA2
temperatura	-0.147	0.124
conductividad	0.191	0.152
pH	-0.971	0.001
oxigeno	-0.336	0.302
tds	0.292	-0.227
salinidad	0.335	-0.305

Phylum**	CCA1	CCA2
bacillariophyta	0.515	1.321
chlorophyta	-1.045	0.007
charophyta	-1.17	-0.101
cyanobacteria	0.46	-0.064
dinoflagellata	-1.096	-0.292
euglenophyta	0.936	0.931

Variable**	CCA1	CCA2
temperatura	0.747	0.648
conductividad	0.418	-0.451
p_h	0.014	-0.744
oxigeno	-0.038	-0.22
tds	0.427	-0.482
salinidad	0.41	-0.462

Phylum***	CCA1	CCA2
bacillariophyta	2.47	0.408
chlorophyta	-0.546	0.368
charophyta	-0.63	0.598
cyanobacteria	0.028	-0.587
dinoflagellata	-0.476	0.305
euglenophyta	0.331	-1.743

Variable***	CCA1	CCA2
temperatura	0.161	-0.772
conductividad	-0.103	-0.641
p_h	0.916	0.366
oxigeno	0.304	0.217
tds	-0.113	-0.559
salinidad	-0.125	-0.523

Nota: *Temporada húmeda; **Temporada seca; ***Global.

ANEXO 19. Diagnóstico de dominancia y transformaciones alternativas.

nMDS	ANOSIM		
Transformación	Stress	R	p-value
log(x+1)	0.196	0.027	0.156
sqrt + Wisconsin	0.236	0.051	0.062
Hellinger	0.201	0.048	0.07

ANEXO 20. Verificación de efecto de especies dominantes. Comparación de resultados antes y después de excluir dominantes.

Análisis	Condición	Valor	p-value
nMDS Stress	Original (log+1)	0.19633	N.A.
	Sin especies dominantes (log+1)	0.185566	N.A.
ANOSIM R	Original (log+1)	0.02717	0.156
	Sin especies dominantes (log+1)	0.0362	0.097
	Abundancias relativas	0.04857	0.056

ANEXO 21. Criterios de interpretación de los índices ecológicos.

H′ (ln)	**Interpretación ecológica**
H′ = 0	Comunidad extremadamente pobre (una especie dominante)
H′ < 1,0	Diversidad muy baja
1,0 ≤ H′ < 2,0	Diversidad baja
2,0 ≤ H′ < 3,0	Diversidad moderada
3,0 ≤ H′ < 4,0	Diversidad alta
H′ ≥ 4,0	Diversidad muy alta

(1 − λ)	**Interpretación ecológica**
< 0,40	Diversidad muy baja
0,40 – < 0,60	Diversidad baja
0,60 – < 0,80	Diversidad moderada
≥ 0,80	Diversidad alta

J′	**Interpretación ecológica**
< 0,40	Equidad muy baja (alta dominancia)
0,40 – < 0,60	Equidad baja
0,60 – < 0,80	Equidad moderada
≥ 0,80	Alta equidad

d	**Interpretación ecológica**
< 1,0	Riqueza muy baja
1,0 – < 3,0	Riqueza baja a moderada
3,0 – < 5,0	Riqueza moderada
≥ 5,0	Riqueza alta

10 REFERECIAS BIBLIOGRÁFICAS

Aguilar-Medrano, R. (2023). Importancia de los humedales costeros de la península de Yucatán como centros de conexión ecológica para peces. *Bioagrociencias*. *16*(1). ISSN: 2007-431X

Aguirre-Soto, L. y Nieto-Juárez, J. (2024). Evaluación de la calidad del agua en el humedal costero pantanos de villa, Chorrillos, Perú. Tecnia, 34(1), 11-25.

Álvarez, C. (2016). *Determinación analítica de detergentes en las aguas de los Pantanos de Villa*. [Tesis de pregrado, Pontificia Universidad Católica del Perú]. Disponible en: http://tesis. pucp.edu.pe/repositorio/handle/20.500.12404/7570

American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation. (2023). Lipps WC, Braun-Howland EB, Baxter TE, eds. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 24th ed*. Washington DC: APHA Press.

Anderson, M. J. (2006). Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, *62*(1), 245–253. https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2005.00440.x

Anton, A. y Duthie, H.C. (1981). Use of cluster analysis in the systematics of the algal genus Cryptomonas. Can. J. Bot. 59: 992-1002.

Aponte, H. (2007). Respuesta de *Schoenoplectus americanus* (Pers.) Vol. ex Sch. y R. Séll. (Cyperaceae) "junco" a diferentes concentraciones de nutrientes. *Tesis para optar al título profesional de Biólogo con mención en Botánica*. Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ciencias Biológicas.

Aponte, H. (2009). El junco. Clasificación, Biología y gestión. *Revista Científica* 6(1), Universidad Científica del Sur. ISSN: 1997-700X.

Aponte, H., y Ramírez, D. W. (2011). Humedales de la costa central del Perú: estructura y amenazas de sus comunidades vegetales. *Ecología Aplicada*. *10*(1). ISSN: 1726-2216

Ávila, H.; García S. y Rosas-Acevedo, J. (2015). Análisis de Componentes Principales, como herramienta para interrelaciones entre variables fisicoquímicas y biológicas en un ecosistema léntico de Guerrero, México. *Revista Iberoamericana de Ciencias*. ISSN 2334-2501.

Battarbee, R. W. (1986). Diatom analysis in: Berglund B.E (ed) Handbook of Holocene. *Paleoecology and Paleohydrology* (London: WilleyySons), pp 527-570.

Battin, T. J., Besemer, K., Bengtsson, M. M., Romani, A. M., & Packmann, A. I. (2016). The ecology and biogeochemistry of stream biofilms. Nature Reviews Microbiology, 14(4), 251–263. https://doi.org/10.1038/nrmicro.2016.15

Beardall, J., Stojkovic, S., y Larsen, S. (2009). Living in a high CO2world: impacts of global climate change on marine phytoplankton. *Plant Ecology y Diversity*, *2*(2), 191–205. doi:10.1080/17550870903271363

Bixby, R. J., Cooper, S. D., Gresswell, R. E., Brown, L. E., Dahm, C. N., y Dwire, K. A. (2015). Fire effects on aquatic ecosystems: An assessment of the current state of the science. *Freshwater Science*, 34(4), 1340–1350.

Borcard, D., Gillet, F., y Legendre, P. (2018*). Numerical ecology with R*. Springer.

Brand, L. E. (1984). The salinity tolerance of forty-six marine phytoplankton isolates. *Estuarine, Coastal and Shelf Science, 18*(5), 543–556. https://doi.org/10.1016/0272-7714(84)90089-1

Brown, J. H. (1984). On the relationship between abundance and distribution of species. *The American Naturalist*, 124(2), 255–279.

Burford, M. A., Carey, C. C., Hamilton, D. P., Huisman, J., Paerl, H. W., Wood, S. A., & Wulff, A. (2020). Perspective: Advancing the research agenda for improving understanding of cyanobacteria in a future of global change. *Harmful Algae*, 91, 101601. https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.04.004

Casas-Ruiz, J. P., Catalán, N., Gómez-Gener, L., von Schiller, D., Obrador, B., & Acuña, V. (2017). A tale of pipes and reactors: Controls on the in-stream dynamics of organic matter in rivers. *Limnology and Oceanography*, 62(S1), S85–S94. https://doi.org/10.1002/lno.10509

Castro, E.; Huamán, O. y Ortega, H. (1996). Ictiofauna de los Pantanos de Villa: Composición, abundancia y aspectos ecológicos. *Los Pantanos de Villa Biología y Conservación*. Lima: Museo de Historia Natural, Serie de Divulgación No 11. 75-84 pp.

Cepeda, C. (2016). Conexión trófica entre las comunidades planctónicas y la avifauna silvestre en Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Tesis para optar al título profesional de Licenciado en Biología*. Universidad Nacional Federico Villareal, Facultad de Ciencias Naturales y Matemática.

Cepeda, C. y Iannacone, J. (2012). Variación estacional de la comunidad planctónica en Pantanos de Villa, Lima, Perú, 2011 y su rol como bioindicador. *The biologist (Lima)*. 10. ISSN: 1994-9073

Cepeda, C., Iannacone, J. A., y Alvariño, L. (2018). Conexión trófica entre las comunidades planctónicas y la avifauna silvestre en Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Biotempo*, 15(2), 175-195. https://doi.org/10.31381/biotempo.v15i2.2057

Chen, C. Y., & Durbin, E. G. (1994). Effects of pH on the growth and carbon uptake of marine phytoplankton. *Marine Ecology Progress Series, 109*, 83–94. https://doi.org/10.3354/meps109083

Clarke, K. R. (1993). Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Australian Journal of Ecology*, 18(1), 117–143.

Clarke, K. R. y Warwick, R. M. (1994). Change in Marine Communities. An Approach to Statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory. Inglaterra.

Clarkson, B.; Sorrell, P.; Reeves, P.; Champion, P.; Partridge, T. R., y Clarkson, B. D. (2003). Handbook for Monitoring Wetland Conditions. Ministry for the Environment Sustainable Management Fund Project (5105).

Cloern, J. E., & Jassby, A. D. (2010). Patterns and scales of phytoplankton variability in estuarine–coastal ecosystems. *Estuaries and Coasts*, 33(2), 230–241. https://doi.org/10.1007/s12237-009-9195-3

Cole, J. J., Prairie, Y. T., Caraco, N. F., et al. (2007). Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems*, 10, 172–185.

Coles, J. F., & Jones, R. C. (2000). Effect of temperature on photosynthesis-light response and growth of four phytoplankton species isolated from a tidal freshwater river. *Journal of Phycology, 36*(1), 7–16. https://doi.org/10.1046/j.1529-8817.2000.98219.x

Confederación Hidrográfica del Ebro. Metodología para el establecimiento del estado ecológico según la directiva marco del agua en la Confederación Hidrográfica del Ebro: Ministerio del Medio Ambiente, España, 2015.

Conover, W. J. (1999). *Practical nonparametric statistics* (3rd ed.). John Wiley y Sons.

Cosme, A. (2023). *Determinación del estado trófico utilizando índices numéricos en la laguna La Pampa, Humedales de Villa, Lima-Perú*. [Tesis de pregrado, Universidad Nacional Federico Villareal, Facultad de Ingenieria Geográfica, Ingeniería Ambiental y Ecoturismo, Escuela Profesional de Ingeniería Ambiental].

De Groot, R., Stuip, M., Finlayson, M., y Davidson, N. (2007). Valoración de humedales: Lineamientos para valorar los beneficios derivados de los servicios de los ecosistemas de humedales. Gland: Secretaría de la Convención de Ramsar.

Dodds, W. K., y Smith, V. H. (2016). Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters*, 6(2), 155–164.

Downing, J. A., Watson, S. B., y McCauley, E. (2001). Predicting cyanobacteria dominance in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 1905–1908.

Duárez, J. (1995). Composición y riqueza de arañas (Arachnida: Araneae) en los Patanos de Villa. *Los Pantanos de Villa Biología y Conservación*. Lima: Museo de Historia Natural, Serie de Divulgación No 11. 105-116 pp

Elliott, J. A. (2012). Is the future blue-green? A review of the current model predictions of how climate change could affect pelagic freshwater cyanobacteria. *Water Research*, *46*(5), 1364–1371. doi:10.1016/j.watres.2011.12.018

Enrique-Ayala E., Gavidia, C., Garriazo, A. y Changanaqui, C. (2021). Evaluación de la calidad del agua en los canales de la Zona de Reglamentación Especial de los Pantanos de Villa (Lima, Perú). *South Sustainability*, 2(2). e036. DOI: 10.21142/SS-0202-2021-e002

Esteves, F. A. (2011). *Fundamentos de limnologia* (3.ª ed.). Interciência.

Falkowski, P. G. (2004). The Evolution of Modern Eukaryotic Phytoplankton. *Science*, 305(5682), 354–360. doi:10.1126/science.1095964

Ferrario, M.; Sar, E. y Sala, S. (1995). Métodos básicos para el estudio de Fitoplancton con especial referencia a las Diatomeas. En: Alvael, K. M. E., Ferrario, Olivera, E. C. y Sar, E. (Eds). Manual de Métodos Ficológicos, Universidad de Concepción. 169-185 pp.

Filstrup, C. T., Hillebrand, H., Heathcote, A. J., Harpole, W. S., & Downing, J. A. (2019). Cyanobacteria dominance influences resource use efficiency and food web structure in lakes. *Ecology Letters*, 22(4), 647–658. https://doi.org/10.1111/ele.13225

Findlay, D.L.; Kasian, S.E.; Turner, T. y Stainton, M.P. (1999). Responses of phytoplankton and epilithon during acidification and early recovery of a lake. *Freshwater Biology.* 42, 159-175.

Flores, N.; Castro, I. y Aponte, H. (2020). Evaluación de las unidades de vegetación en Los Pantanos De Villa (Lima, Perú) mediante sistemas de información geográfica y teledetección. *Arnaldoa*, 27 (1): 303-322. doi: http://doi.org/10.22497/arnaldoa.271.2711

Flowers, T. J., Munns, R., & Colmer, T. D. (2019). Sodium chloride toxicity and the cellular basis of salt tolerance in halophytes. *Annals of Botany*, 124(4), 541–551. https://doi.org/10.1093/aob/mcz088

Foged, N. (1971). Diatoms found in a bottom sediment sample from a small deep lake on the Northern slope, Alaska. *Nova Hedwigia*, 21: 923-1034.

Galliari, J., Santucci, L., Misseri, L., Carol, E. y Alvarez, M. (2021). Processes controlling groundwater salinity in coastal wetlands of the southern edge of South America. *Science of the Total Environment*, 755, 142592.

Geelen, J.F. y Leuven, R.S. (1986). Impact of acidification on phytoplankton and zooplankton communities. *Experientia*, 42.

Ger, K. A., Urrutia-Cordero, P., Frost, P. C., Hansson, L.-A., Sarnelle, O., Wilson, A. E., & Lürling, M. (2016). The interaction between cyanobacteria and zooplankton in a more eutrophic world. *Harmful Algae*, 54, 128–144. https://doi.org/10.1016/j.hal.2015.12.005

Guillen, G. K. (2002). Diversidad protozoológica de los Pantanos de Villa, Chorrillos - Lima - Perú. *Tesis para optar al título profesional de Biólogo con mención en Zoología*. Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ciencias Biológicas.

Guillén, G. K. (2002). *Diversidad protozoológica de los Pantanos de Villa, Chorrillos-Lima-Perú*. [Tesis de pregrado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de de Ciencias Biológicas, Escuela Profesional de Ciencias Biológicas].

Guillén, G.; Morales, E y Severino, R. (2003) Adiciones a la fauna de protozoarios de los Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Rev. peru. biol*. *10*(2): 175 – 182.

Guiry, M.D. y Guiry, G.M. (2025). AlgaeBase. World-wide electronic publication, University of Galway. https://www.algaebase.org

Hammer, U. T. (1986). *Saline lake ecosystems of the world*. Springer.

Hanson, P. C., Carpenter, S. R., Kimura, N., Wu, C., Cornelius, S. P., & Kratz, T. K. (2008). Evaluation of metabolism models for free-water dissolved oxygen methods in lakes. *Limnology and Oceanography: Methods, 6*, 454–465. https://doi.org/10.4319/lom.2008.6.454

Hanson, P. C., Weathers, K. C., y Kratz, T. K. (2015). Networked lake science: How the Global Lake Ecological Observatory Network (GLEON) works to understand, predict, and communicate lake ecosystem response to global change. *Inland Waters*, 5, 543–554.

Hasler, C.T., Butman, D., Jeffrey, J.D. y Suski, C.D. (2016). Freshwater biota and rising pCO2?. *Ecol Lett*, 19: 98-108. https://doi.org/10.1111/ele.12549

Havens, K.E. (2008). Cyanobacterial blooms: Effects on aquatic ecosystems. *Adv. Exp. Med. Biol*. 619, 733–746.

Hem, J. D. (1985). *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water* (3rd ed.). U.S. Geological Survey.

Herbert, E. R., Boon, P., Burgin, A. J., Neubauer, S. C., Franklin, R. B., Ardón, M., Hopfensperger, K. N., Lamers, L. P. M., & Gell, P. (2015). A global perspective on wetland salinization: Ecological consequences of a growing threat. *Ecosphere, 6*(10), 1–43. https://doi.org/10.1890/ES14-00534.1

Hindák, F. (2008). *Colour atlas of cyanophytes*. Veda, Publishing House of the Slovak Academy of Sciences.

Ho, J. C., Michalak, A. M., & Pahlevan, N. (2019). Widespread global increase in intense lake phytoplankton blooms since the 1980s. *Nature*, 574(7780), 667–670. https://doi.org/10.1038/s41586-019-1648-7

Huaman-Vilca, S., Lucen-Espinoza, M., Paredes-Vite, M. y Changanaqui-Alfaro, D. (2020). Evaluación de la calidad del agua de la laguna Marvilla en los Pantanos de Villa (Lima, Perú). *South Sustainability*, 1(2), e019 DOI: 10.21142/SS-0102-2020-019

Huaman-Vilca, S.; Lucen-Espinoza, M.; Paredes-Vite, M. y Changanaqui, D. (2020). Evaluación de la calidad del agua de la laguna Marvilla en los Pantanos de Villa (Lima, Perú). *South Sustainability*. 1(2), doi: 10.21142/SS-0102-2020-019

Huber-Pestalozzi, G. (1955). *Das Phytoplankton des Süsswassers. Systematik und biologie. 4. Teil. Euglenophyceen.* In: Die Binnengewässer Band 16, 4. Teil. (Thienemann, A. Eds), pp. [i]-ix, 1-606. Stuttgart: E.Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller).

Huisman, J., et al. (2018). Cyanobacterial blooms. *Nature Reviews Microbiology*, 16, 471–483.

Iannacone, J. y Alvariño, L. (2007). Diversidad y abundancia de comunidad zooplanctonicas litorales del humedal Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Gayana*. 71(1), 49-65. 10.4067/S0717-65382007000100006.

Iannacone, J.; Atasi, M.; Bocanegra, T.; Camacho, M.; Montes, A.; Santos, S.; Zuñiga, H.y Alayo, M. (2010). Diversidad de aves en el humedal Pantanos de Villa, Lima, Perú: periodo 2004-2007. *Biota Neotropica*, 10(2), 295–304. doi:10.1590/S1676-06032010000200031

INRENA. (1996). Zona Reservada Los Pantanos de Villa. Propuesta para su designación como Sitio Ramsar.

INRENA. (1998). Plan Maestro Pantanos de Villa. Refugio de Vida Silvestre. Ministerio de Agricultura. Lima, 83 pp.

Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico (Ingemmet). (2019). Estudio hidrogeológico del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa (RVSPV). Lima: Ingemmet.

International Association for Plant Taxonomy (ICN). (2025). *International Code of Nomenclature for algae, fungi, and plants (Madrid Code)*. Koeltz Botanical Books.

International Union of Biological Sciences. (1959). *Symposium on the classification of brackish waters, final resolution, the Venice System for the classification of marine waters according to salinity*. Archivio di Oceanografia e Limnologia, 11, 243–245.

Jamoneau, A., Passy, S. I., Soininen, J., Leboucher, T., Tison-Rosebery, J., & Bouchez, A. (2018). Beta diversity of diatom communities in streams increases with spatial scale due to dispersal limitation. *Ecography*, 41(5), 765–774. https://doi.org/10.1111/ecog.02827

Javornicky, P. (2003). Taxonomic notes on some freshwater planktonic Cryptophyceae based on light microscopy. *Hydrobiologia.* 502: 271-283

Jolliffe, I. T. (2002). *Principal component analysis* (2nd ed.). Springer.

Jones, R. I. (2000). Mixotrophy in planktonic protists: An overview. *Freshwater Biology*, 45(2), 219–226. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2000.00672.x

Kalff, J. (2002). *Limnology: Inland water ecosystems*. Prentice Hall.

Kjerfve, B. (1994). *Water, Salt and Heat Balance of Coastal Lagoons. En B. Kjerfve (Ed.), Coastal Lagoon Processes* (pp. 69–101). Elsevier. https://doi.org/10.1016/S0422-9894(08)70009-6

Komárek, J., y Anagnostidis, K. (1999). *Süßwasserflora von Mitteleuropa. Cyanoprokaryota 1*. Teil: Chroococcales. Gustav Fischer.

Komárek, J., y Anagnostidis, K. (2005). *Süßwasserflora von Mitteleuropa. Cyanoprokaryota 2*. Teil / 2nd part: Oscillatoriales. Elsevier/Spektrum Akademischer Verlag.

Komárek, J., y Fott, B. (1983). *Chlorophyceae (Grünalgen), Ordnung: Chlorococcales. In G. Huber-Pestalozzi (Ed.), Das Phytoplankton des Süßwassers* (Vol. 7/1). Schweizerbart.

Kraemer, B. M., Mehner, T., Adrian, R., & Lewandowska, A. M. (2017). Global patterns in lake ecosystem responses to warming based on the temperature dependence of metabolism. *Global Change Biology*, 23(5), 1881–1890. https://doi.org/10.1111/gcb.13459

Krammer, K., y Lange-Bertalot, H. (1986). *Bacillariophyceae. 1. Teil: Naviculaceae*. In H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, y D. Mollenhauer (Eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa (Vol. 2/1). Gustav Fischer Verlag.

Krammer, K., y Lange-Bertalot, H. (1988). *Bacillariophyceae. 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae*. In H. Ettl et al. (Eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa (Vol. 2/2). Gustav Fischer Verlag.

Kratz, T. K., Cook, R. B., Bowser, C. J., y Brezonik, P. L. (1987). Winter and Spring pH Depressions in Northern Wisconsin Lakes Caused by Increases in pCO2. Canadian *Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 44(5), 1082–1088. doi:10.1139/f87-129

Kruk, C., Huszar, V. L. M., Peeters, E. T. H. M., Bonilla, S., Costa, L., Lürling, M., Reynolds, C. S., & Scheffer, M. (2010). A morphological classification capturing functional variation in phytoplankton. *Freshwater Biology, 55*(3), 614–627. https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02298.x

Kruskal, J. B. (1964). Nonmetric multidimensional scaling. *Psychometrika*, *29*(2), 115–129.

Legendre, P., y Legendre, L. (2012). Numerical ecology (3rd English ed.). Elsevier.

Leibold, M. A., Holyoak, M., Mouquet, N., Amarasekare, P., Chase, J. M., Hoopes, M. F., Holt, R. D., Shurin, J. B., Law, R., Tilman, D., Loreau, M., & Gonzalez, A. (2004). The metacommunity concept: A framework for multi-scale community ecology. *Ecology Letters*, 7(7), 601–613. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x

León, B.; Cano, A. y Young, R. (1995). La flora vascular de los Pantanos de Villa, Lima, Perú: adiciones y guía para las especies comunes. Serie B Botánica. *Publ. Mus. Hist. Nat. UNMSM* (B), *38*, 1-39.

Lürling, M. (2003). Effects of microcystin-free and microcystin-containing strains of Microcystis aeruginosa on growth of the green alga Scenedesmus obliquus. *Environmental Toxicology*, 18(3), 202–210. https://doi.org/10.1002/tox.10113

Mackey, K. R. M., Paytan, A., Caldeira, K., Grossman, A. R., Moran, D., McIlvin, M., & Saito, M. A. (2013). Effect of temperature on photosynthesis and growth in marine *Synechococcus* spp. *Plant Physiology, 163*(2), 815–829. https://doi.org/10.1104/pp.113.221937

Magurran, A. E. (2004). *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing.

Mallin, M. A., Williams, K. E., Esham, E. C., y Lowe, R. P. (2000). Effect of human development on bacteriological water quality in coastal watersheds. *Ecological Applications*, 10(4), 1047–1056.

Margalef, R. (1958). *Information theory in ecology*. General Systems, 3, 36–71.

Margalef, R. (1969). *Diversity and stability*: A practical proposal. Brookhaven Symposia in Biology, 22, 25–37.

Mesquita, M. C. B., et al. (2020). Direct effects of temperature on growth of different tropical phytoplankton species. *Microbial Ecology, 79*(1), 1–12. https://doi.org/10.1007/s00248-019-01384-w

Ministerio de Agricultura. (2006). Decreto Supremo N.° 055-2006-AG. Disponen la categorización de la Zona Reservada Los Pantanos de Villa como Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa. Diario Oficial El Peruano. Texto del Decreto Supremo N.° 055-2006-AG

Mitsch, W. J., y Gosselink, J. G. (2015). *Wetlands* (5th ed.). Wiley.

Monteagudo, L.; Moreno, J. L. (2016). Benthic freshwater cyanobacteria as indicators of anthropogenic pressures. *Ecological Indicators*, 67(), 693–702. doi:10.1016/j.ecolind.2016.03.035

Montoya, H. (1984). Algas de la Laguna de Villa (Lima): Cyanophyta, Chlorophyta y Chrysophyta (Xanthophyceae). *Boletín de Lima*. *31*(6), 75-89; *32*(6): 49-62.

Montoya, H. (1998). *La diversidad de las algas y sus roles en el ecosistema. En: Cano, A. y K. Young (eds.)*. Los Pantanos de Villa, Biología y Conservación. Museo de Historia Natural - UNMSM. Serie de Divulgación N° 11: 21-40.

Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir la biodiversidad*. Zaragoza: MyT–Manuales y Tesis SEA, vol. 1.

Nielsen, D. L., Brock, M. A., Rees, G. N., & Baldwin, D. S. (2003). Effects of increasing salinity on freshwater ecosystems in Australia. *Australian Journal of Botany, 51*(6), 655–665. https://doi.org/10.1071/BT02115

Nielsen, D. L., Brock, M. A., Vogel, M., & Petrie, R. (2020). From fresh to saline: A review of ecological responses to increasing salinity in freshwater ecosystems. Freshwater Biology, 65(7), 1231–1246. https://doi.org/10.1111/fwb.13530

Nuñez, D. (2022). *Aplicación de ADN ambiental en áreas protegidas: estimando la biodiversidad acuática en Pantanos de Villa*. [Tesis de pregrado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ciencias Biológicas, Escuela Profesional de Ciencias Biológicas]. Repositorio institucional Cybertesis UNMSM.

Oren, A. (2000). Salts and brines. En B. A. Whitton & M. Potts (Eds.), *The ecology of cyanobacteria* (pp. 281–306). Kluwer Academic Publishers.

Oren, A. (2002). Diversity of halophilic microorganisms: Environments, phylogeny, physiology, and applications. *Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology*, 47(5–6), 365–379. https://doi.org/10.1007/s10295-019-02238-2

Pacheco, V.; Zevallos, A.; Cervantes, K.; Pacheco, J y Salvador, J. (2015). Mamíferos del refugio de vida silvestre Los Pantanos de Villa, Lima-Perú. *Científica*. *12*(1).

Padisák, J., Crossetti, L. O., y Naselli-Flores, L. (2009). Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: A critical review with updates. *Hydrobiologia*, 621, 1–19. https://doi.org/10.1007/s10750-008-9645-0

Paerl, H. W., Hall, N. S., y Calandrino, E. S. (2011). Controlling harmful cyanobacterial blooms in a world experiencing anthropogenic and climatic-induced change. *Science of the Total Environment*, 409(10), 1739–1745. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.02.001

Paerl, H. W., y Otten, T. G. (2013). Harmful cyanobacterial blooms: Causes, consequences, and controls. *Microbial Ecology*, 65(4), 995–1010. https://doi.org/10.1007/s00248-012-0159-y

Pan, Y., Stevenson, R. J., Hill, B. H., Herlihy, A. T., & Collins, G. B. (1996). Using diatoms as indicators of ecological conditions in lotic systems: A regional assessment. *Journal of the North American Benthological Society*, 15(4), 481–495. https://doi.org/10.2307/1467800.

Pellegrini, A. F. A., et al. (2018). Fire frequency drives decadal changes in soil carbon and nitrogen and ecosystem productivity. *Nature*, 553, 194–198.

Peralta, J. y Huamantinco, A. (2014). Diversidad de la entomofauna acuática y su uso como indicadores biológicos en humedales de Villa, Lima, Perú. *Rev. Peru. Entomol*. *49*(2), 109-120.

Pielou, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13, 131–144.

Popovský, J., y Pfiester, L. A. (1990). *Dinophyceae (Dinoflagellida). In H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig, y D. Mollenhauer (Eds.), Süßwasserflora von Mitteleuropa / Freshwater Flora of Central Europe (Vol. 6*). Gustav Fischer Verlag.

Ptacnik, R., Solimini, A. G., Brettum, P. (2018). Diversity predicts stability and resource use efficiency in natural phytoplankton communities. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105(13), 5134–5138. https://doi.org/10.1073/pnas.0708328105

Pulido C., 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*. Lima: Museo de Historia Natural, Serie de Divulgación Nº 11. 147-162 pp.

Pulido, V. y Bermúdez, L. (2018). Estado actual de conservación de los hábitats de los Pantanos de Villa, Lima, Perú. *Arnaldoa. 25* (2): 679-702.

Quintana, J. & Uzuriaga, T. (2023). *Estimación de concentración de clorofila-a en humedales costeros mediante teledetección. Caso: Laguna Mayor de los Pantanos de Villa, Lima – Perú*. [Tesis de pregrado, Universidad Nacional Mayor de San Marcos, Facultad de Ingeniería Geológica, Minera, Metalúrgica y Geográfica, Escuela Profesional de Ingeniería Geográfica]. Repositorio institucional Cybertesis UNMSM.

Quispe, M. y Valenzuela, L. (1995). Determinación de Contaminación de los Pantanos de Villa Mediante Indicadores Biológicos. Museo de Historia Natural. Lima- Perú.

Ramirez, D.W. y Cano, Asunción. (2010). Estado de la diversidad de la flora vascular de los Pantanos de Villa (Lima - Perú): State of vascular flora diversity from Pantanos de Villa (Lima - Peru). *Revista Peruana de Biología*, *17*(1), 111-114.

Ramirez, D.W.; Aponte, H; Lertora, G. y Gil, F. (2018). Incendios en el humedal Ramsar Los Pantanos de Villa (Lima-Perú): Avances en su conocimiento y perspectivas futuras. *Rev. Investig. Altoandin*. 20(2), 347-360. doi: http://dx.doi.org/10.18271/ria.2018.398

Ramirez, D.W.; Lertora, G.; Vargas, R. y Aponte, H. (2022). Efecto de los incendios en la cobertura vegetal, almacenamiento de carbono y biomasa vegetal de un humedal costero. *Revista de Biología Tropical*. 70, 348-362. doi: https://doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v70i1.46084

Ramsar Convention Secretariat. (2019). *Annotated Ramsar List: Peru – Pantanos de Villa*. Ramsar Sites Information Service.

Reynolds, C. S. (2006). *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press.

Riebesell, U., Schulz, K. G., Bellerby, R. G. J., Botros, M., Fritsche, P., Meyerhöfer, M., Neill, C., Nondal, G., Oschlies, A., Wohlers, J., & Zöllner, E. (2010). Enhanced biological carbon consumption in a high CO_2 ocean. *Nature, 450*(7169), 545–548. https://doi.org/10.1038/nature06267

Round, F. E., Crawford, R. M., y Mann, D. G. (1990). *The diatoms: Biology and morphology of the genera*. Cambridge University Press.

Salmaso, N., Morabito, G., Buzzi, F., Garibaldi, L., Simona, M., y Mosello, R. (2006). Phytoplankton as an Indicator of the Water Quality of the Deep Lakes South of the Alps. *Hydrobiologia*, *563*(1), 167–187. doi:10.1007/s10750-005-0003-1

Samanez, I.; Rimarachin-Ching, V., Palma, C., Maestre, J., Ortega, H., Correa, V. y Hidalgo, M. (2014). Metodos de colecta, identificación y análisis de comunidades biologicas:

Plancton. Departamento de Limnologia, departamento de Ictiología-Lima: Ministerio del Ambiente, 2014. 75p.:il.

Sarmiento, L y 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.

Sarmiento, L y 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.

Sarmiento, L y Morales, E. (1998). Protozoarios, Turbelarios y Nematodos de los Pantanos de Villa, Lima, Perú: Su Importancia en el Ecosistema. En: Cano, A.; R. Young (Eds.)1998 Pantanos de Villa. Biología y Conservación. Museo de Historia Natural – UNMSM. 41-54.

SERNANP. (2016). Plan Maestro del Refugio de Vida Silvestre Los Pantanos de Villa. Ministerio del Ambiente. Lima, 70 pp.

Shannon, C. E. y Weaver, W. (1949). *The mathematical theory of communication*. Urbana, University of Illinois Press.

Siegel, S., y Castellan, N. J. (1988). *Nonparametric statistics for the behavioral sciences* (2nd ed.). McGraw-Hill.

Simpson, E. H. (1949). Measurement of diversity. *Nature*, 163, 688.

Smith, V. H., Tilman, G. D., y Nekola, J. C. (1999). Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100, 179–196.

Smol, J. P., y Stoermer, E. F. (2010). *The diatoms: Applications for the environmental and earth sciences* (2nd ed.). Cambridge University Press.

Soeprobowati, T. R. (2021). Digestion diatom using Battarbee and Ruhland methods for Pengilon Lake, Dieng, Wonosobo, Central Java, Indonesia. *Journal of Physics: Conference Series*. 1943, 012053. doi:10.1088/1742-6596/1943/1/012063

Soeprobowati, T. R.; Agung, S. W. y Hadiyanto. (2017). Diatoms and Water Quality of Telaga Warna Dieng, Java Indonesia. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*. 55, 012051. doi:10.1088/1755-1315/55/1/012051

Soininen, J., Jamoneau, A., Rosebery, J., y Passy, S. I. (2016). Global patterns and drivers of species and trait composition in diatoms. *Global Ecology and Biogeography*, 25(8), 940–950. https://doi.org/10.1111/geb.12452

Sommer, U., et al. (2012). Beyond the plankton ecology group model. *Ecology Letters*, 15, 423–435.

Staehr, P. A., Bade, D., Van de Bogert, M. C., Koch, G. R., Williamson, C., Hanson, P., Cole, J. J., & Kratz, T. (2010). Lake metabolism and the diel oxygen technique: State of the science. *Limnology and Oceanography: Methods, 10*(10), 849–861. https://doi.org/10.4319/lom.2012.10.849

Stockwell, J. D., Doubek, J. P., Adrian, R., Anneville, O., Carey, C. C., Carvalho, L., Wilson, H. L. (2020). Storm impacts on phytoplankton community dynamics in lakes. *Global Change Biology*. doi:10.1111/gcb.15033

Tell, G., y Conforti, V. (1986). *Euglenophyta pigmentadas de la Argentina*. Bibliotheca Phycologica, 75. J. Cramer.

Vivar G., R.; Ramírez M., R. y Huamán M., P. (1998). Moluscos de los Pantanos de Villa y su aporte a la conservación. *Los Pantanos de Villa Biología y Conservación*. Lima: Museo de Historia Natural, Serie de Divulgación No 11. 55-74 pp.

Weithoff, G. (2003). The concepts of 'plant functional types' and 'functional diversity' in lake phytoplankton – A new understanding of phytoplankton ecology? *Freshwater Biology*, 48(9), 1669–1675. https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.2003.01116.x

Wetzel, R. G. (2001). *Limnology: Lake and river ecosystems* (3rd ed.). Academic Press.

Whitton, B. A., y Potts, M. (2012). *Ecology of cyanobacteria II: Their diversity in space and time*. Springer. https://doi.org/10.1007/978-94-007-3855-3

Wilken, S., Huisman, J., Naus-Wiezer, S., & Van Donk, E. (2018). Mixotrophic organisms become more heterotrophic with rising temperature. Ecology Letters, 21(2), 273–283. https://doi.org/10.1111/ele.12869

Williams, W. D. (2001). Anthropogenic salinisation of inland waters. *Hydrobiologia, 466*(1–3), 329–337. https://doi.org/10.1023/A:1014598509028

Wołowski, K., Hindák, F., & Hindáková, A. (2011). *Atlas of euglenophytes*. Veda Publishing House.

Yamada, N., Sym, S. D., Kim, S.-Y., Dąbek, P., Witkowski, A., Bolton, J. J. y Trobajo, R. (2023). Prey preference in a kleptoplastic dinoflagellate is linked to photosynthetic performance. *The ISME Journal*, 17, 1578–1588. https://doi.org/10.1038/s41396-023-01464-3

Young, K. R. (1998). El Ecosistema. En: A. Cano y K. Young (Eds.) Los Pantanos de Villa: Biología y Conservación. Serie de Divulgación, Museo de Historia Natural-UNMSM, 11, 3-20.

Zar, J. H. (2010). *Biostatistical analysis* (5th ed.). Pearson.

Zedler, J. B., y Kercher, S. (2005). Wetland resources: Status, trends, ecosystem services, and restorability. *Annual Review of Environment and Resources*, 30, 39–74.