

UCUENCA

Facultad de Ciencias Químicas

Ingeniería Ambiental

“Evaluación de la calidad del agua de la laguna San Martín, parroquia San Gerardo – Girón, utilizando diferentes enfoques cuantitativos.”

Trabajo de titulación previo a la obtención del título de Ingeniero Ambiental.

Autores:

Christopher Napoleón Sigüenza Jetón

CI: 0104877014

Correo electrónico: chrisnap_1998@hotmail.com

Pablo Andrés Loja Suco

CI: 0106532914

Correo electrónico: andresloja17@gmail.com

Director:

Ing. Fausto Fernando García Ávila

CI: 0301454617

Cuenca, Ecuador

21-diciembre-2022

Resumen

La eutrofización es una de las amenazas más importantes para el estado ecológico y los servicios ambientales de los sistemas lacustres; por lo que su evaluación juega un papel clave en la gestión de estos ecosistemas. El presente estudio se llevó a cabo para evaluar y verificar el estado de la calidad del agua y el estado trófico de la laguna “San Martín” empleando diferentes enfoques cuantitativos. Para lo cual, se aplicó el índice de calidad del agua de la National Sanitation Foundation (NSF), el índice de Oregon (OWQI) y el índice del Council of Ministers of the Environment (CCME); adicionalmente se categorizó el estado trófico de la laguna, mediante la aplicación del índice de eutrofización de la Organización de Cooperación Económica y Desarrollo (OCED), el índice de eutrofización de Carlson (IET) y el índice trófico de TRIX. Se realizaron 3 muestreos en la temporada de verano (agosto, septiembre y octubre) y 3 en la temporada de invierno (febrero, marzo y abril), en 6 puntos de muestreo alrededor de la zona accesible de la laguna. Para el cálculo de los índices se determinó la concentración de los siguientes parámetros: fósforo, nitrógeno, transparencia, clorofila-a, oxígeno disuelto, coliformes fecales, pH, DBO, fosfatos, nitratos, nitrógeno total, temperatura y turbiedad.

Los resultados correspondientes a los índices de calidad del agua mostraron que según el índice CCME, la laguna San Martín presentó una calidad de agua regular, en el cual la baja concentración de oxígeno disuelto (OD) influyó considerablemente en su estado. El índice NSF clasificó a la laguna con una calidad media, mientras que el índice de Oregon la clasificó con una calidad muy pobre, siendo este el más exigente al momento de clasificar la calidad de un cuerpo de agua. Por otra parte, los índices tróficos de Carlson y TRIX coincidieron en que la laguna presenta un estado Hipereutrófico, mientras que el OCDE y el estado trófico relacionado al fósforo (IET_{P_i}) permitieron identificar que la concentración de fósforo, la profundidad y la disponibilidad de luz condicionan en el estado trófico de la laguna. La evaluación del estado trófico contribuiría a maximizar la eficacia de las futuras estrategias de gestión, para controlar y minimizar los problemas de eutrofización de la laguna.

Palabras clave: Calidad del agua. Estado trófico. NSF. OWQI. CCME. OCDE. IET. TRIX.

Abstract

Eutrophication is one of the most important threats to the ecological status and ecosystem services of lake systems; therefore, its assessment plays a key role in the management of these ecosystems. The present study was carried out to evaluate and verify the water quality and trophic status of the "San Martín" lagoon using different quantitative approaches. For this purpose, the National Sanitation Foundation (NSF) water quality index, the Oregon Water Quality Index (OWQI) and the Council of Ministers of the Environment (CCME) index were applied; additionally, the trophic status of the lagoon was categorized by applying the Organization for Economic Cooperation and Development (OECD) eutrophication index, the Carlson Eutrophication Index (ETI) and the TRIX trophic index. Three samplings were carried out in the summer season (August, September and October) and three in the winter season (February, March and April), at six sampling points around the accessible zone of the lagoon. To calculate the indices, the concentration of the following parameters was determined: phosphorus, nitrogen, transparency, chlorophyll-a, dissolved oxygen, fecal coliforms, pH, BOD, phosphates, nitrates, total nitrogen, temperature and turbidity.

The results corresponding to the water quality indexes showed that according to the CCME index, the San Martín lagoon presented a regular water quality in which the low concentration of dissolved oxygen (DO) had a considerable influence on its condition. The NSF index classified the lagoon with a medium quality, while the Oregon index classified it with a very poor quality, this being the most demanding when classifying the quality of a body of water. On the other hand, the Carlson and TRIX trophic indices coincided in that the lagoon presents a hypereutrophic state, while the OECD and the trophic state related to phosphorus (IETPt) allowed the identification that the concentration of phosphorus, the depth and the availability of light condition the trophic state of the lagoon.

Key words: water quality, trophic state, NSF, OWQI, CCME, OCED, IET, TRIX.

ÍNDICE

PORTADA	1
RESUMEN	2
ABSTRACT	3
ÍNDICE DE FIGURAS	7
ÍNDICE DE TABLAS	10
ÍNDICE DE ANEXOS	12
1. CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN	17
1.1. Antecedentes	17
1.2. Problemática.....	18
1.3. Justificación.....	18
1.4. Objetivos	19
1.4.1. Objetivo General	19
1.4.2. Objetivos Específicos.....	19
2. CAPÍTULO II: MARCO TEÓRICO	20
2.1. Calidad de agua	20
2.2. Parámetros que definen la calidad del agua	20
2.2.1. Parámetros Químicos	21
2.2.2. Parámetros Físicos	25
2.2.3. Parámetros Microbiológicos	26
2.3. Normativa Ambiental.....	26
2.4. Cuerpos lacustres (Lagos, Lagunas y Humedales).....	27
2.4.1. Lagos.....	28
2.4.2. Lagunas	29
2.4.3. Humedales.....	29
2.4.4. Funciones y servicios ecosistémicos de lagos, lagunas y humedales	30
2.5. Eutrofización en cuerpos lacustres	31
2.5.1. Proceso de eutrofización	32
2.5.2. Causas de la Eutrofización.....	32
2.5.3. Consecuencias de la eutrofización	33
2.5.4. Estados tróficos.....	34

2.6. Calidad de agua en cuerpos lacustres	38
2.6.1. Índices de eutrofización	38
2.6.1.1. Índice OCDE.....	39
2.6.1.2. Índice de Carlson (IET)	39
2.6.1.3. Índice TRIX	41
2.6.2. Índices de calidad del agua (ICAs)	41
2.6.2.1. Índice de la National Sanitation Foundation (ICA-NSF)	
42	
2.6.2.2. Índice CCME-Canadá.....	42
2.6.2.3. Índice de Oregón.....	44
2.7. Estado del Arte	44
2.7.1. Aplicación de Índices de Calidad de Agua.....	44
2.7.2. Aplicación de Índices de Eutrofización	46
3. CAPÍTULO III: METODOLOGÍA	48
3.1. Descripción del ambiente de influencia	48
3.1.1. Ubicación y extensión del área de estudio.....	48
3.1.2. Aspecto Ambientales	49
3.1.2.1. Clima.....	49
3.1.2.2. Biología.....	49
3.1.3. Aspecto Socioeconómicos	50
3.2. Muestreo y análisis de la calidad del agua de la laguna San Martín.....	51
3.2.1. Determinación de puntos de muestreo.....	51
3.2.2. Descripción de los puntos de monitoreo.....	53
3.2.3. Frecuencia de Monitoreo.....	57
3.2.4. Toma y conservación de las muestras	57
3.2.5. Análisis de muestras	61
3.3. Metodología para determinar los índices de calidad (ICA)	62
3.3.1. Cálculo del Índice NSF.....	62
3.3.2. Cálculo del Índice CCME-Canadá.....	66
3.3.3. Cálculo del Índice Oregón (OWQI).....	67
3.4. Metodología para determinar los índices de Eutrofización (IE)	70
3.4.1. Índice de Carlson (IET)	70

3.4.2. Índice OCDE.....	71
3.4.3. Índice TRIX	71
3.5. Análisis estadístico	72
3.5.1. Comprobación de los supuestos de distribución normal.....	72
3.5.2. Análisis de Varianza	72
4. CAPÍTULO 4: RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	74
4.1. Parámetros físicos, químicos y microbiológicos.....	74
4.2. Índices de calidad (ICAs).....	85
4.2.1. Índice de la National Sanitation Foundation (ICA-NSF)	85
4.2.2. Índice de Oregón (OWQI)	89
4.2.3. Índice de Canadá (CCME-WQI)	93
4.2.4. Comparación de los resultados	99
4.3. Índices de eutrofización (IE).....	101
4.3.1. Índice OCDE.....	101
4.3.2. Índice de Carlson IET	114
4.3.3. Índice TRIX	120
4.3.4. Comparación de los resultados	125
5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES.....	128
5.1. Conclusiones	128
5.2. Recomendaciones.....	130
6. BIBLIOGRAFÍA.....	131
7. ANEXOS.....	144

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Ubicación Geográfica de la laguna San Martín.	48
Figura 2. Accesibilidad a la laguna San Martín.....	52
Figura 3. Mapa de puntos de muestreo.....	53
Figura 4. Punto AS01 para la toma de muestras.....	54
Figura 5. Punto 2 para la toma de muestras.....	54
Figura 6. Punto AS03 para la toma de muestras.....	55
Figura 7. Punto AS04 para la toma de muestras.....	56
Figura 8. Punto AS05 para la toma de muestras.....	56
Figura 9. Punto AS06 para la toma de muestras.....	57
Figura 10. Bote para muestreos.	58
Figura 11. Ingreso a la laguna.	58
Figura 12. Recipientes de plásticos.	58
Figura 13. Recipientes de vidrio ámbar.....	58
Figura 14. Recipientes esterilizados.	59
Figura 15. Muestreo Pablo Loja.	59
Figura 16. Muestreo Christopher Sigüenza	59
Figura 17. Preservación de las muestras.....	60
Figura 18. Cadena de custodia.....	60
Figura 19. Disco Secchi.....	60
Figura 20. Medición de la transparencia	60
Figura 21. Porcentaje de OD en la laguna San Martín.	75
Figura 22. Concentración de OD en la laguna San Martín.....	76
Figura 23. Nivel de pH en la laguna San Martín.	78
Figura 24. Concentración de fosfatos en la laguna San Martín.....	79
Figura 25. Concentración de clorofila-a en la laguna San Martín.....	80
Figura 26. Concentración de coliformes fecales en la laguna San Martín.	81
Figura 27. Concentración de DBO en la laguna San Martín.	82
Figura 28. Turbiedad en la laguna San Martín.	83
Figura 29. Concentración de nitratos en la laguna San Martín.	84
Figura 30. Distribución y clasificación del ICA-NSF para verano.	85
Figura 31. Distribución y clasificación del ICA-NSF para invierno.....	86

Figura 32. Mapa del Índice de Calidad ICA – NSF de la laguna San Martín.	89
Figura 33. Distribución y clasificación del OWQI para verano.	90
Figura 34. Distribución y clasificación del OWQI para invierno.	91
Figura 35. Mapa del Índice de Calidad OWQI de la laguna San Martín.	93
Figura 36. Distribución y clasificación del ICA - CCME para verano e invierno.	94
Figura 37. Mapa del Índice de Calidad ICA – CCME de la laguna San Martín.	98
Figura 38. Distribución y clasificación trófica del fósforo según OCDE (1982) para verano.	102
Figura 39. Distribución y clasificación trófica del fósforo según OCDE (1982) para invierno.	103
Figura 40. Mapa de índice trófico del fósforo de la laguna San Martín.	105
Figura 41. Distribución y clasificación trófica de la clorofila-a según OCDE (1982) para verano.	106
Figura 42. Distribución y clasificación trófica de la clorofila-a según OCDE (1982) para invierno.	107
Figura 43. Mapa de índice trófico de la clorofila-a de la laguna San Martín.	109
Figura 44. Distribución y clasificación trófica de la profundidad según OCDE (1982) para verano.	110
Figura 45. Distribución y clasificación trófica de la profundidad según OCDE (1982) para invierno.	111
Figura 46. Mapa de índice trófico de profundidad de la laguna San Martín.	113
Figura 47. Distribución y clasificación del estado trófico IET según Carlson (1977) para verano. Fuente: Autores.	114
Figura 48. Distribución y clasificación del estado trófico IET según Carlson (1977) para invierno.	115
Figura 49. Distribución y clasificación del estado trófico IET _{Ds} según Carlson (1977) para verano e invierno.	116
Figura 50. Distribución y clasificación del estado trófico IET _{Pt} según Carlson (1977) para verano e invierno.	117
Figura 51. Distribución y clasificación del estado trófico IET _{Clorf.a} según Carlson (1977) para verano e invierno.	118
Figura 52. Mapa del índice trófico Carlson IET de la laguna San Martín.	120

Figura 53. Distribución y clasificación del estado trófico TRIX según Vollenweider et al. (1998) para verano.....	121
Figura 54. Distribución y clasificación del estado trófico TRIX según Vollenweider et al. (1998) para invierno.	122
Figura 55. Mapa del índice trófico TRIX de la laguna San Martín.....	124

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Criterios para el estado oligotrófico.	35
Tabla 2. Criterios para el estado mesotrófico.	36
Tabla 3. Criterios para el estado eutrófico.	37
Tabla 4. Criterios para el estado hipereutrófico.	37
Tabla 5. Categorías tróficas según el índice trófico OCDE.	39
Tabla 6. Categorías tróficas según el índice de Carlson (IET).	40
Tabla 7. Criterios de clasificación del índice de estado trófico (IET) de los lagos.	40
Tabla 8. Categorías tróficas según el índice trófico TRIX.	41
Tabla 9. Rangos de clasificación del ICA-NSF.	42
Tabla 10. Rangos de clasificación del Índice CCME-Canadá.	43
Tabla 11. Rangos de clasificación del OWQI.	44
Tabla 12. Demografía de la parroquia San Gerardo.	50
Tabla 13. Puntos de muestreo.	53
Tabla 14. Métodos y técnicas para el análisis de muestras.	61
Tabla 15. Pesos ponderados (W_i).	65
Tabla 16. Nuevos pesos ajustados.	66
Tabla 17. Resultados de los parámetros físicos, químicos y microbiológicos de la Laguna San Martín en las temporadas de verano 2021 e invierno 2002.	74
Tabla 18. Promedio del índice de calidad del agua ICA - NSF.	88
Tabla 19. Promedio del índice de calidad del agua ICA - OWQI.	92
Tabla 20. Nutriente limitante en cada punto de muestreo.	96
Tabla 21. Promedio del índice de calidad del agua ICA - CCME.	97
Tabla 22. Comparación de resultados de los índices de calidad del agua en cada punto de muestreo en la Laguna San Martín.	99
Tabla 23. Comparación de otros estudios sobre los índices de calidad del agua.	101
Tabla 24. Promedio de la concentración de fósforo en la laguna San Martín.	104
Tabla 25. Promedio de la concentración de clorofila-a en la laguna San Martín.	109
Tabla 26. Promedio de la profundidad en la laguna San Martín.	113
Tabla 27. Estados tróficos para cada punto de muestreo según el índice OCDE.	114
Tabla 28. Promedio del índice de eutrofización según Carlson (1977).	119
Tabla 29. Promedio del índice de eutrofización TRIX.	124

Tabla 30. Comparación de resultados de los índices de eutrofización en cada punto de muestreo en la Laguna San Martín.	125
Tabla 31. Comparación de otros estudios sobre los índices de eutrofización.	127
Tabla 32. Prueba Tukey para el ICA - NSF	180
Tabla 33. Prueba Mann-Whitney para el Índice de Oregon.	182
Tabla 34. Prueba Tukey para la concentración de fósforo.	184
Tabla 35. Prueba de Mann-Whitney para la concentración de clorofila-a.	186
Tabla 36. Prueba de Mann-Whitney para la profundidad.	188
Tabla 37. Prueba de Tukey para el índice de estado trófico de Carlson.....	190
Tabla 38. Prueba de Tukey para el índice de estado trófico TRIX.	192

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1. Criterios de calidad de aguas para fines recreativos mediante contacto secundario según la normativa ambiental TULSMA Libro VI Anexo 1.	144
Anexo 2. Resultados del laboratorio para el periodo de verano.	145
Anexo 3. Resultados del laboratorio para el periodo de invierno.	163
Anexo 4. Análisis Estadístico ICA – NSF.....	179
Anexo 5. Análisis Estadístico Índice de Oregon.	181
Anexo 6. Análisis Estadístico concentración de Fósforo.	183
Anexo 7. Análisis Estadístico concentración de Clorofila-a.	185
Anexo 8. Análisis Estadístico Profundidad.	187
Anexo 9. Análisis Estadístico Índice de eutrofización Carlson IET.	189
Anexo 10. Análisis Estadístico Índice de Eutrofización TRIX.	191

Cláusula de licencia y autorización para publicación en el Repositorio Institucional

Pablo Andrés Loja Suco en calidad de autor y titular de los derechos morales y patrimoniales del trabajo de titulación "Evaluación de la calidad del agua de la laguna San Martín, parroquia San Gerardo – Girón, utilizando diferentes enfoques cuantitativos", de conformidad con el Art. 114 del CÓDIGO ORGÁNICO DE LA ECONOMÍA SOCIAL DE LOS CONOCIMIENTOS, CREATIVIDAD E INNOVACIÓN reconozco a favor de la Universidad de Cuenca una licencia gratuita, intransferible y no exclusiva para el uso no comercial de la obra, con fines estrictamente académicos.

Asimismo, autorizo a la Universidad de Cuenca para que realice la publicación de este trabajo de titulación en el repositorio institucional, de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Cuenca, 21 de diciembre del 2022



Pablo Andrés Loja Suco

C.I: 0106532914

Cláusula de Propiedad Intelectual

Pablo Andrés Loja Suco, autor del trabajo de titulación "Evaluación de la calidad del agua de la laguna San Martín, parroquia San Gerardo – Girón, utilizando diferentes enfoques cuantitativos", certifico que todas las ideas, opiniones y contenidos expuestos en la presente investigación son de exclusiva responsabilidad de su autor/a.

Cuenca, 21 de diciembre del 2022



Pablo Andrés Loja Suco

C.I: 0106532914

Cláusula de licencia y autorización para publicación en el Repositorio Institucional

Christopher Napoleón Sigüenza Jetón en calidad de autor/a y titular de los derechos morales y patrimoniales del trabajo de titulación “Evaluación de la calidad del agua de la laguna San Martín, parroquia San Gerardo – Girón, utilizando diferentes enfoques cuantitativos”, de conformidad con el Art. 114 del CÓDIGO ORGÁNICO DE LA ECONOMÍA SOCIAL DE LOS CONOCIMIENTOS, CREATIVIDAD E INNOVACIÓN reconozco a favor de la Universidad de Cuenca una licencia gratuita, intransferible y no exclusiva para el uso no comercial de la obra, con fines estrictamente académicos.

Asimismo, autorizo a la Universidad de Cuenca para que realice la publicación de este trabajo de titulación en el repositorio institucional, de conformidad a lo dispuesto en el Art. 144 de la Ley Orgánica de Educación Superior.

Cuenca, 21 de diciembre de 2022.



Christopher Napoleón Sigüenza Jetón

C.I: 0104877014

Cláusula de Propiedad Intelectual

Christopher Napoleón Sigüenza Jetón, autor/a del trabajo de titulación “Evaluación de la calidad del agua de la laguna San Martín, parroquia San Gerardo – Girón, utilizando diferentes enfoques cuantitativos”, certifico que todas las ideas, opiniones y contenidos expuestos en la presente investigación son de exclusiva responsabilidad de su autor/a.

Cuenca, 21 de diciembre de 2022.



Christopher Napoleón Sigüenza Jetón

C.I: 0104877014

1. CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN

1.1. Antecedentes

Con el afán de velar por la conservación y el manejo integral de los cuerpos lénticos como lagunas, lagos y humedales, el estado ecuatoriano cuenta con una política a favor de la permanencia y conservación de los humedales: “Política y Estrategia Nacional para la conservación y el uso racional de los humedales del Ecuador”.

El Gobierno Provincial de Azuay en cumplimiento de sus competencias establecidas en la normativa ambiental vigente, suscribió el Convenio No. 041-2020 de cooperación entre el Gobierno Autónomo Descentralizado Provincial del Azuay y el Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal del cantón Girón para la primera etapa del proyecto de conservación y restauración ambiental de la laguna San Martín, parroquia San Gerardo, cantón Girón,

Tanto el GAD Municipal de Girón como el Ministerio del Ambiente a través de la Dirección Provincial del Ambiente de Azuay han detectado el deterioro y amenaza de desaparición de la laguna San Martín; sin embargo, no presentan información actualizada del estado y calidad de este cuerpo de agua.

La Laguna de San Martín se ubica en el sector San Martín, parroquia San Gerardo, cantón Girón, provincia del Azuay. Este importante humedal actualmente se encuentra muy afectado por la implementación de actividades agropecuarias, observándose el desarrollo de vegetación y algas que han hecho que el espejo de agua vaya desapareciendo.

Si bien la laguna San Martín no cuenta con ningún estudio detallado de su calidad de agua y estado trófico, anteriormente, en el mes de junio y noviembre del 2020 se han realizado dos monitoreos en 3 puntos de las orillas de la laguna, en donde se determinaron altas concentraciones de metales pesados (Cu, Zn, Pb), un incremento en la DQO y DBO, una baja concentración de oxígeno disuelto y una alta concentración de coliformes fecales.

1.2. Problemática

El sector San Martín se caracteriza por tener como principales actividades económicas la agricultura y ganadería. En los últimos años, en su principal cuerpo de agua, se tiene constancia de que los hacendados que se asentaron en los terrenos cercanos a la zona de la laguna abrieron zanjas de drenaje para secar la laguna y utilizarla para el pastoreo. Además, mediante el ensanchamiento y profundización de la desembocadura de la laguna se pretendía extraer más agua de la regulada naturalmente, acelerando así el proceso de secado de la laguna.

El constante desarrollo de estas actividades ha hecho que los moradores del sector aprovechen de manera desmedida los servicios que brinda la laguna principal, permitiéndose la introducción de ganado vacuno y el vertimiento de aguas con alto contenido orgánico y de excretas. Esto ha acelerado el proceso de eutrofización de este humedal, provocando en consecuencia una disminución de su calidad y un aumento en la vegetación acuática y subacuática, principalmente totora (*Schoenoplectus californicus*), jacintos de agua (*Eichhornia crassipes*) y otras especies de índole invasivo a causa del aporte excesivo de nutrientes.

La eutrofización es un fenómeno natural que influye en la calidad de los cuerpos de agua ocasionado por el aumento excesivo de nutrientes; afectando a la flora, fauna y la biodiversidad. En cuerpos lénticos como lagunas, humedales y lagos, el enriquecimiento de nutrientes se debe principalmente al aporte por parte del desarrollo de actividades humanas en los márgenes de la laguna, mediante descargas en ríos o riachuelos y cuyos efluentes contienen concentraciones que sobrepasan los niveles naturales de los cuerpos de agua condicionando a la laguna a una calidad de agua pobre.

1.3. Justificación

La Laguna San Martín es de interés colectivo por los servicios ambientales que brinda, tanto para la población local que se beneficia de sus aguas, como también por el valor ecológico que esta representa. El importante valor económico, social, cultural y ecológico que simboliza esta laguna para el sector San Martín, hace que sea necesario prestar especial atención y cuidado posible ya que de esta dependerá el

aprovechamiento de su potencial hídrico, ecológico y paisajístico que se encuentra a disposición de los pobladores e instituciones locales.

El desarrollo de actividades antropogénicas, la escasa educación ambiental de la población y la falta de información de la laguna sugiere la necesidad de contribuir con información acerca de la calidad y el estado real de este cuerpo de agua, mediante un estudio detallado del estado trófico y de la calidad del agua de la laguna. Con la finalidad de aportar con información de la situación actual de la laguna de San Martín, este estudio recopiló información y datos in situ de parámetros de calidad del agua y de su estado trófico, los mismos que servirán al Gobierno Autónomo Descentralizado Provincial del Azuay y al Gobierno Autónomo Descentralizado Municipal de Girón para la toma de decisiones respecto a su restauración.

1.4. Objetivos

1.4.1. Objetivo General

- Evaluar la calidad del agua de la laguna “San Martín” utilizando diferentes enfoques cuantitativos.

1.4.2. Objetivos Específicos

- Determinar la concentración de los parámetros: fósforo, nitratos, nitritos, nitrógeno total, clorofila-a, oxígeno disuelto, coliformes fecales, DBO, DQO, turbiedad, pH, transparencia, en seis puntos representativos de la laguna.
- Evaluar la calidad del agua usando los índices de la National Sanitation Foundation (NSF), el índice de Oregón (OWQI) y el índice del Council of Ministers of the Environment (CCME).
- Categorizar el estado trófico de la Laguna San Martín, mediante la aplicación de los índices de eutrofización OCDE, índice de Carlson, índice trófico de TRIX.

2. CAPÍTULO II: MARCO TEÓRICO

2.1. Calidad de agua

Sierra Ramirez (2011) define a la calidad de un medio acuático como una lista de concentraciones, especificaciones y aspectos físicos de sustancias orgánicas e inorgánicas, y la composición y el estado de la biota acuática presente en el cuerpo de agua. En otras palabras, la calidad del agua comprende todas las características físicas, químicas y biológicas que determinan la composición del agua y la hacen apta para cualquier uso o propósito que se le vaya a dar. La caracterización de la calidad de un cuerpo de agua implica la determinación del grado, el nivel o la intensidad de la contaminación que posee, que puede ser de origen físico, químico o biológico, y la capacidad del sistema de restituir de manera natural las propiedades o condiciones que poseía antes de ser afectado (Quiroz Fernandez et al., 2017).

El deterioro de la calidad del agua responde a diferentes factores tanto naturales como humanos. Si bien la variación de la calidad del agua es un proceso natural, las modificaciones antrópicas sobre varios elementos del ambiente con el propósito de satisfacer sus necesidades han hecho que esta variación tienda hacia un deterioro de la calidad del agua. La ganadería y la agricultura representan las principales actividades responsables de la pérdida de la calidad del agua principalmente en ríos y lagunas. El cambio en el uso de la tierra y las temporadas de crecimiento más prolongadas podrían aumentar el uso de fertilizantes con la consiguiente lixiviación a los cursos de agua, ríos y lagos, aumentando el riesgo de eutrofización y pérdida de biodiversidad (Bhateria & Jain, 2016).

2.2. Parámetros que definen la calidad del agua

Los sistemas hídricos son de gran importancia para la población mundial, tanto para actividades agrícolas y agropecuarias como para el consumo humano. Por tal motivo el agua debe presentar excelentes estándares calidad. Para evaluar un sistema hídrico se utiliza una gran cantidad de indicadores tanto físicos, como químicos y

microbiológicos; los indicadores pueden involucrar aspectos como carga de nutrientes, concentración de nutrientes, productividad, cantidad y calidad de fauna y flora.

El aporte excesivo de nutrientes como fósforo, nitrógeno y la interacción de parámetros como clorofila-a, oxígeno disuelto, coliformes fecales, demanda bioquímica de oxígeno, turbiedad y demanda química de oxígeno tienen una influencia en el cambio del ciclo biogeoquímico y el ciclo de nutrientes dentro de una laguna (Wang et al., 2022).

Para determinar la calidad del agua y el estado trófico existen diferentes indicadores o parámetros, los cuales se detallan a continuación:

2.2.1. Parámetros Químicos

- Fósforo (P)

Es un elemento esencial para el crecimiento de plantas acuáticas y organismos biológicos. El fósforo es considerado como un nutriente importante en el proceso de eutrofización, ya que se considera como un factor limitante en el crecimiento de algas, existiendo principal atención para mejorar la calidad del agua (Soares Chao et al., 2011). En la actualidad existe la necesidad de limitar la dosis de fósforo que alcanzan las aguas superficiales desde diferentes medios como aguas residuales domésticas, por escorrentía e industrias; debido a la proliferación incontrolada de algas en las aguas superficiales que afectan a la calidad del recurso hídrico (Sierra Ramirez, 2011).

- Nitrógeno (N)

Es uno de los principales nutrientes que limita la producción de microbios y algas, tanto en ecosistemas terrestres de agua dulce como marinos; por lo tanto, el aumento de este nutriente llega a alterar considerablemente a escala de ecosistemas y escala global (Seitzinger & Kroeze, 1998). Sierra Ramirez (2011), afirma que el nitrógeno es importante para el desarrollo de las plantas y protistas, recibiendo el nombre de bioestimuladores y considerándolo uno de los principales contribuyentes al proceso de eutrofización.

- **Nitrógeno total**

Es una composición de concentraciones de amoníaco, nitrito, nitrato y otros compuestos orgánicos como ácidos nucleicos, péptidos, proteínas y compuestos sintéticos (Zhao et al., 2021).

- **Nitratos**

Los nitratos en el agua se generan a través de la oxidación del amonio, con la ayuda de los microorganismos aeróbicos y están presentes en su mayoría en la capa superior de un cuerpo de agua con una cantidad suficiente de oxígeno; la eliminación de nitratos en las aguas naturales se da por la desnitrificación biológica (Yang et al., 2021). El nitrato está presente tanto en aguas subterráneas y superficiales debido a su alta solubilidad en el agua, por eso es considerado un contaminante ubicuo; la presencia excesiva de los nitratos en los cuerpos de agua representa una amenaza para la salud humana y el agua, contribuyendo al proceso de la eutrofización (Liu et al., 2022).

- **Nitritos**

Es considerado un contaminante tóxico que se encuentra presente en diferentes cuerpos de agua procedente de la descarga de aguas residuales industriales y domésticas. A pesar de que el nitrito es común en el ciclo del nitrógeno en los cuerpos de agua su concentración es baja, en caso de presentar circunstancias extrañas el nitrito puede tener concentraciones altas como resultado de la nitrificación o descarga de aguas contaminadas (Lin et al., 2022).

- **Oxígeno disuelto (OD)**

El oxígeno en solución sirve como un indicador de la calidad del agua. Se usa para realizar un control exhaustivo en los ecosistemas acuáticos, siendo importante que las concentraciones de OD se encuentren en condiciones óptimas, para que diferentes especies de flora y fauna sobrevivan en dichos ecosistemas (Salmasi et al., 2021). Existen niveles bajos de OD cuando hay materia orgánica o material inorgánico en un cuerpo de agua, ya que su presencia requiere de una demanda de oxígeno ya sea para la oxidación o la respiración de los organismos (Posada et al., 2013).

Las tasas de cambio del OD ocurren cuando existe una mayor disponibilidad de nutrientes que estimulan el crecimiento del fitoplancton y de la productividad primaria

de las plantas acuáticas, lo que puede aumentar la concentración de OD a través de la fotosíntesis. El aumento de la producción de materia orgánica va acompañado de un incremento de los heterótrofos, que disminuyen el OD a través de la respiración (Baxa et al., 2021). De modo que, en los sistemas biológicamente activos, las principales fuerzas impulsoras del régimen de oxígeno son la fotosíntesis y la respiración.

- **Demanda Bioquímica de oxígeno (DBO)**

La cantidad de oxígeno que utilizan los microorganismos aerobios para oxidar los materiales orgánicos se le conoce como DBO. Se mide como la cantidad de OD que consumen los microorganismos a lo largo de un periodo de incubación de 5 días a 20 °C (Ryu et al., 2022). Existe una relación inversamente proporcional entre el OD y la DBO ya que un exceso en las concentraciones de DBO tiende a reducir el oxígeno disuelto (Solgi et al., 2017). La DBO indica la cantidad de material orgánico biodegradable y se usa para mostrar el nivel de contaminación de los cuerpos de agua. También evalúa el impacto en la fauna acuática ya que determina que cantidad de oxígeno consumen los microorganismos para descomponer la materia orgánica.

- **Demanda Química de Oxígeno (DQO)**

Es un parámetro químico que representa una medida de todas las sustancias orgánicas e inorgánicas presentes en solución y/o suspensión, que en condiciones ácidas pueden sufrir oxidación química por la acción de agentes oxidantes (Ramírez Burgos et al., 2008). Es usada como una prueba para estimar la concentración de materia orgánica en muestras de agua; cuantifica la cantidad de materiales orgánicos, por lo que, se debe considerar como un factor para la evaluación de la calidad del agua (Li et al., 2022).

- **Potencial de hidrógeno (pH)**

Se utiliza para indicar la intensidad de las concentraciones, ya sea básicas o ácidas de un cuerpo de agua. El pH provoca alteraciones en la flora y fauna acuática y juega un papel importante en el grado de toxicidad de algunos compuestos como metales pesados entre otros (Sierra Ramirez, 2011). Los valores del pH van de 0 a 14 unidades, donde los valores inferiores a 7 corresponden a condiciones ácidas y valores superiores a condiciones básicas. La supervivencia del fitoplancton depende del valor de pH; sin embargo, el pH no se considera como un parámetro que impida el desarrollo del

fitoplancton, ya que las especies pueden sobrevivir a diferentes valores de pH (Cayetano, 2020)

- **Sólidos Suspendidos totales (SST)**

Son considerados componentes básicos del agua eutrófica porque tiene una intensa correlación con la turbidez, siendo un factor importante para identificar el estado ecológico de los ecosistemas acuáticos (Gargallo et al., 2018). Los SST son un indicador de la concentración de sedimentos en los cuerpos de agua que nos brinda una visión general del sistema si está en buenas condiciones o empeorando. El aumento en la concentración de los SST impide la trayectoria de la luz, influyendo en la disminución de la concentración de OD o favoreciendo al desarrollo y la descomposición de las algas (Yunus et al., 2021).

- **Clorofila-a**

Según Guo et al. (2018), la clorofila-a es un estimador importante de la biomasa del fitoplancton, siendo eficaz para medir la proliferación de algas; por lo que, la medición de este parámetro es la mejor manera de evaluar el problema de la eutrofización en los cuerpos de agua. Es responsable de transformar la luz solar en energía química y responsable de la vida superior en la tierra, siendo este un pigmento fotorreceptor (Gomez Jakobsen, 2015).

La clorofila-a aparte de ser un indicador para la eutrofización es un índice del estado fisiológico del fitoplancton (Oña & Tonato, 2017). El fitoplancton cuenta con una gran cantidad de especies incluyendo a los organismos procariotas y eucariotas, los cuales presenta un pigmento fotosintético (clorofila-a) en todas sus especies, haciéndolo un indicador confiable para la determinación de la calidad del agua y la biomasa de cianobacterias o algas (Gregor & Maršálek, 2004). Guo et al. (2018) y Zou et al. (2020) aseguran que tanto la clorofila-a y la turbiedad son indicadores de biomasa de algas por lo que para la restauración de un lago es crucial la reducción de estos parámetros especialmente de la clorofila-a.

2.2.2. Parámetros Físicos

- **Turbiedad**

Es una expresión de las propiedades o efectos ópticos causados por la dispersión e interferencia de los rayos de luz que pasan a través de una muestra de agua, conocida también como turbidez; puede ser causada por material en suspensión de varios tamaños, desde dispersiones coloidales hasta partículas gruesas (Romero Rojas, 2009).

Es un indicador importante en la medición de la calidad de los ecosistemas acuáticos ya que tiene varios impactos nocivos como la alteración de la vida acuática (microfitos) dificultando el proceso de fotosíntesis. Adicionalmente, está relacionada con cinco parámetros básicos de la calidad del agua como fósforo, pH, OD, conductividad eléctrica y nitrógeno (Huang et al., 2021; Soedjono et al., 2021). Sin embargo Sierra Ramirez. (2011), asegura que la turbiedad depende principalmente del material suspendido, ya que este obstaculiza el paso de la luz en un cuerpo de agua.

- **Transparencia**

Se refiere a la cantidad de luz que puede transmitirse en los cuerpos de agua. Los lagos con un estado eutrófico presentan un crecimiento pobre de plantas bentónicas, debido a que se dificulta el paso de la luz, por lo tanto, se mantienen en la oscuridad. En cambio, en los lagos oligotróficos la luz penetra fácilmente, favoreciendo el crecimiento de fauna y flora bentónica representativa de cuerpos de agua bien oxigenados. La transparencia del agua se mide comúnmente con la profundidad del disco Secchi, siendo la profundidad a la que no se puede visualizar el disco Secchi cuando se despliega en el cuerpo de agua (Feng et al., 2019).

- **Temperatura**

La temperatura juega un papel importante dentro del proceso de la eutrofización. Un aumento de la temperatura favorece al crecimiento de las cianobacterias y algas, afectando a la calidad de los cuerpos de agua; simultáneamente al aumentar la temperatura aumenta el pH del cuerpo de agua (Pascual et al., 2022). Los aumentos de temperatura afectan directamente en los ecosistemas acuáticos y ciclos de vida de la fauna. Kim et al. (2022) asegura que los incrementos de la temperatura afectan a la resistencia a enfermedades, al cambio de hábitat, a la diferenciación sexual, entre otros.

2.2.3. Parámetros Microbiológicos

- Coliformes fecales

Son un conjunto de bacterias consideradas como un tipo de indicador fecal que influyen en la calidad del agua. Sirven para medir la magnitud de la contaminación en los ecosistemas acuáticos y pueden usar como un indicador indirecto de otros patógenos (Soueidan et al., 2021). La presencia de niveles altos de coliformes fecales en el agua provoca una degradación de los hábitats acuáticos. Heaney et al. (2015), señala que las principales fuentes de coliformes fecales en las áreas rurales provienen del uso irracional del estiércol en la tierra, descarga de aguas residuales y la lixiviación de las heces del ganado vacuno. Mientras que Zhang et al. (2021), atribuye que la escorrentía de aguas pluviales y desbordamiento de aguas residuales como fuentes de coliformes fecales en áreas urbanizadas.

2.3. Normativa Ambiental

- Texto Unificado de la Legislación Ambiental Secundaria (TULSMA)

La norma de regulación de la Calidad Ambiental y descarga de efluentes busca prevenir y controlar la contaminación ambiental, enfocados en un desarrollo hacia la sustentabilidad junto con el compromiso de la sociedad. Este pilar fundamental está englobado en el Libro VI, Anexo 1 del Texto Unificado de la Legislación Ambiental Secundaria.

El objetivo del Anexo 1 es “proteger la calidad del recurso agua para salvaguardar y preservar la integridad de las personas, de los ecosistemas y sus interrelaciones y del ambiente en general”

La presente norma determina o establece:

- a) Los límites permisibles, disposiciones y prohibiciones para las descargas en cuerpos de aguas o sistemas de alcantarillado.
- b) Los criterios de calidad de las aguas para sus distintos usos.
- c) Métodos y procedimientos para determinar la presencia de contaminantes en el agua.

Considerando que el proyecto de conservación y restauración ambiental de laguna San Martín está enfocado a un uso recreativo, se tiene en cuenta la normativa ambiental

referente a los criterios de calidad establecidos en el Registro Oficial Suplemento 387 de 4 de noviembre de 2015, en donde se entiende por uso del agua para fines recreativos, la utilización en la que existe:

- a) Contacto primario, como en la natación y el buceo, incluidos los baños medicinales y
- b) Contacto secundario como en los deportes náuticos y pesca.

El uso correspondiente que se pretende dar a la laguna San Martín posterior a la ejecución del proyecto de conservación y restauración ambiental, se considera como contacto secundario, por lo que se tendrá en cuenta los criterios de calidad para aguas destinadas a fines recreativos mediante contacto secundario establecidos en la “*Tabla 7: Criterios De Calidad De Aguas Para Fines Recreativos Mediante Contacto Secundario*” del Registro Oficial Suplemento 387 de 4 de noviembre de 2015 (Anexo 1).

2.4. Cuerpos lacustres (Lagos, Lagunas y Humedales)

Los lagos y lagunas son cuerpos de agua naturales que forman parte de los recursos acuáticos lacustres lénticos sin conexión directa con el mar u océano que se caracterizan por presentar velocidades de arrastre muy bajas o nulas, de 0.001 a 0.01 m/s (valores superficiales) y por lo tanto, los tiempos de residencia del agua o de sus elementos que van desde un mes hasta varios cientos de años, a menudo se usan para cuantificar los movimientos masivos de material (Meybeck & Helmer, 1996). Para su formación deben concurrir dos elementos esenciales: una fuente de agua (ríos, riachuelos, escorrentía o infiltración ascendente) y una depresión del terreno capaz de almacenar agua. Pueden ocurrir en cualquier lugar dentro de una cuenca fluvial, aunque su origen se debe a procesos como el vulcanismo, la actividad tectónica o glacial y la acción fluvial, eólica, marina y humana que actúan solos o en combinación con otros, y su importancia difiere entre regiones (Llames & Zagarese, 2009).

Teniendo en cuenta la clasificación de Hutchinson & Edmondson (1957), en el Ecuador estos cuerpos de agua pertenecen a los “*lagos polimícticos fríos*”, los cuales son lagos de regiones ecuatoriales a gran altitud que reciben una elevada radiación lumínica por el día, pero durante la noche las pérdidas de calor nocturnas son suficientes para permitir una mezcla completa. Los lagos y lagunas ubicados en latitudes bajas, pero en altitudes

elevadas (generalmente por encima de los 1000 metros), como es el caso del Ecuador, presentan características específicas que los hacen susceptibles a problemas de eutrofización y contaminación.

Northcote (1991) asegura que los lagos que presentan estas características no solo reciben una radiación solar intensa que reduce la variación estacional, sino que al encontrarse en altitudes moderadas (normalmente por debajo de los 4.000 m) son susceptibles a presentar temperaturas anuales medias elevadas, lo que conlleva un período de actividad biológica más prolongado provocando una producción primaria más fuerte y la presencia de una biomasa de algas más importante. Los lagos y lagunas comparten muchas de sus características principales, no obstante, difieren entre sí, principalmente por su profundidad.

2.4.1. Lagos

Un lago se puede definir como un cuerpo de agua cerrado, con una profundidad mayor a diez metros (Moreno Otero, 1953). Pueden contener agua dulce o salada (en regiones áridas), están totalmente rodeados de tierra y carecen de cualquier intercambio directo con el mar u océano. Un lago puede estar aislado, sin una entrada de agua directa observable y, en ocasiones, sin salida directa; pero también existen los denominados “lagos de cabecera”, los cuales no tienen una sola entrada de río, sino que se mantiene por la entrada de muchos arroyos pequeños, por la lluvia superficial directa y por la infiltración ascendente de agua subterránea. Estos lagos casi siempre tienen una salida de un solo río.

Los lagos acumulan y retienen grandes cantidades de contaminantes gracias al aporte que reciben de los ríos aguas arriba y de las aguas residuales, actuando como "colectores de sedimentos". A medida que un río desemboca en un lago, el área de la sección transversal se amplía, por lo que la velocidad del agua disminuye y las partículas suspendidas en el agua eventualmente se asientan en un ambiente más tranquilo. Las partículas gruesas y pesadas transportadas por el río se asentarán más rápido que las partículas más pequeñas y menos densas.

2.4.2. Lagunas

Las lagunas se definen como depósitos de agua, generalmente dulce, que mantienen variaciones en el nivel de agua. Las lagunas generalmente no tienen grandes ríos que fluyan hacia ellas, sin embargo carecen de estratificación térmica lo que permite que posean circulación continua todo el año (Geraldí et al., 2011). Sus características son similares a las de un lago, pero su profundidad es inferior y son un tanto inestables.

Debido a esta poca profundidad, las lagunas presentan características únicas que las diferencian de los demás cuerpos lénticos. Son muy susceptibles a los cambios en la precipitación, la evaporación y el viento dando como resultado cambios en la salinidad y la temperatura (Miththapala, 2013). Tienen tiempos de residencia del agua relativamente largos, por lo que los aportes de nutrientes pueden reciclarse muchas veces antes de que salgan. Esta característica permite que las lagunas soporten tasas relativamente altas de productividad por unidad de entrada de nutrientes lo que es clave para que estos sistemas sirvan como excelentes viveros de pesca (Kennish & Paerl, 2010). Sin embargo, esta característica también condiciona a que los sistemas lagunares sean muy sensibles al sobre enriquecimiento de nutrientes y a la eutrofización acelerada.

Su baja profundidad, también tiende a provocar una turbiedad que origina una menor transparencia del agua, en comparación con un lago, la cual frecuentemente resulta de color pardo por la presencia de materia orgánica, por el crecimiento de algas y por la presencia de sólidos suspendidos (Cervantes, 2007).

2.4.3. Humedales

Una definición bastante amplia expuesta por la Convención de Ramsar indica que los humedales son extensiones de marismas, pantanos, turberas o aguas, sean naturales o artificiales, permanentes o temporales, estancadas o corrientes, dulces, salobres o saladas, incluidas las extensiones de agua marina cuya profundidad en bajamar no exceda de seis metros (Ramsar Convention on Wetlands, 2018).

Briones (2010) los define como ecosistemas donde el agua y la tierra se juntan con el fin de crear ambientes especiales que presentan características únicas que permiten la existencia de especies de enorme importancia para los ambientes humanos y naturales. Barbier et al. (1997) y Gokce (2018) coinciden en que los humedales son áreas de

transición entre ecosistemas acuáticos y terrestres, ya que evolucionan en el tiempo; pueden empezar siendo aguas abiertas, llenarse gradualmente de sedimentos y poblarse de vegetación hasta convertirse finalmente en tierra firme.

2.4.4. Funciones y servicios ecosistémicos de lagos, lagunas y humedales

La variedad de servicios ecosistémicos que proporcionan los lagos, lagunas y humedales es amplia y mantienen una similitud entre sí. La morfología y el clima, sus cuencas y las actividades que tienen lugar en su cuenca principal afectan las condiciones ecológicas de cada cuerpo de agua y los servicios ecosistémicos que proporcionan (Schallenberg et al., 2013).

Ambientalmente la función más representativa es la regulación. Tienen la capacidad de reciclar y almacenar nutrientes, desechos humanos y residuos orgánicos. Permiten la recarga y descarga de aguas residuales y juegan un papel importante en el control natural de inundaciones, la regulación de caudales, la erosión y la salinidad. Aportan nutrientes a los ciclos geoquímicos, protegen las cuencas hidrográficas, capturan carbono y regulan el clima. Desde un punto de vista ecológico, son ecosistemas con una enorme capacidad biogénica, ya que constituyen hábitats únicos para una flora y fauna características. Son ricos en biodiversidad, lo que contribuye indirectamente al aprovisionamiento, soporte, regulación y servicios culturales de una comunidad y constituyen una fuente para fines de investigación y desarrollo.

En muchas regiones no solo constituyen un componente elemental del sistema natural, sino también del socioeconómico, sobre los que descansa, incluso, una parte del patrimonio popular y son una herramienta de gran valor en la educación ambiental (Borja Barrera et al., 2012). Estos suponen una fuente elemental de servicios ecosistémicos para las poblaciones aledañas, tanto de abastecimiento como de aporte simbólico y cultural. Socialmente, las poblaciones que se ubican cerca o en las orillas pueden aprovechar de los servicios culturales como oportunidades educativas, recreativas y de riqueza paisajística.

La degradación o perturbación de la calidad de sus aguas también los hace económicamente valiosos al afectar el desarrollo de las actividades que conllevan su uso. Steinman et al. (2017) asegura que muchos lagos tienen valores económicos

potencialmente medibles, pero aún no se han cuantificado ni contabilizado en los mercados existentes, en donde incluso si pudiéramos asignar un valor a estos servicios ecosistémicos, agregar esos valores a los mercados actuales todavía subestimaría enormemente su valor, ya que muchos servicios ecosistémicos no se pueden comprar y vender en los mercados existentes, y muchos no se cuantifican fácilmente en dólares.

2.5. Eutrofización en cuerpos lacustres

Girao et al. (2007) define a la eutrofización como un proceso de deterioro de la calidad del agua que se origina por el enriquecimiento de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo, condicionando la utilización de los mismos, este proceso ejerce grandes impactos ecológicos, sanitarios y económicos a escala regional. Este aumento sustancial de elementos biológicos esenciales para las plantas, incrementa la productividad (o la tasa de fotosíntesis) de un ecosistema acuático, que a su vez, conduce a altas poblaciones bacterianas y altas tasas de respiración, provocando hipoxia (disminución de oxígeno disuelto) o anoxia (oxígeno disuelto agotado) en aguas de fondo mal mezcladas y por la noche en aguas superficiales durante condiciones cálidas y tranquilas (Correll, 1998; Qin et al., 2013).

Generalmente, es un proceso lento que puede ser acelerado en gran medida por la intervención humana en el ciclo biogeoquímico natural de nutrientes dentro de una cuenca. Rast & Thornton (1996), definen a esta intervención humana como “*eutrofización cultural*” la cual puede crear condiciones adversas para el uso continuado de la masa de agua con fines económicos impulsados por el hombre.

La eutrofización de los lagos se refiere al enriquecimiento de nutrientes inducido por el hombre, ya sea directamente en los lagos o a través de arroyos y ríos, en concentraciones mucho más altas que los niveles naturales. El incremento de estos nutrientes provoca un inevitable aumento de la biomasa de fitoplancton y una disminución de la transparencia del agua. Gruber & Galloway (2008) aseguran que las tendencias esperadas en la población, la demanda de alimentos, las prácticas agrícolas y el uso de energía, aumentan los flujos de nitrógeno antropogénico, haciendo que los humanos sean responsables de duplicar las tasas de rotación no solo del ciclo del nitrógeno terrestre sino también del ciclo del nitrógeno de toda la Tierra.

La aceleración masiva del ciclo del nitrógeno provocada por la producción industrial y el uso de fertilizantes nitrogenados en todo el mundo ha permitido que los humanos aumenten significativamente la producción de alimentos, pero también ha causado una serie de problemas ambientales, desde la eutrofización de organismos terrestres y acuáticos hasta la acidificación global. Por otra parte, Khan & Ansari (2005) afirman que los detergentes que circulan a través de los sistemas de alcantarillado y drenaje son la principal fuente de entrada de fósforo en los cuerpos de agua y que la escorrentía deriva fertilizantes y otros productos químicos de los campos agrícolas promoviendo el crecimiento excesivo de las plantas.

2.5.1. Proceso de eutrofización

La eutrofización de un cuerpo de agua es un proceso de enriquecimiento gradual que parte de un ecosistema acuático con escasez de nutrientes (oligotrófico) que presenta una baja productividad biológica y una claridad del agua notable. La troficidad de un ecosistema aumenta junto con la entrada de nutrientes en el sistema. A grandes rasgos, el ecosistema pasa de una fase mesotrófica a una fase eutrófica, con un suministro suficiente de nutrientes y finalmente alcanza la fase hipertrófica con abundancia de nutrientes.

Según el modelo conceptual del proceso de eutrofización de Whitall et al. (2007), el proceso inicia con el ingreso externo de nutrientes, principalmente nitrógeno y fósforo que se derivan de aportes externos al lago o del reciclaje interno de la descomposición de la materia orgánica y la disolución de los sedimentos del fondo, provocando síntomas primarios como la disminución de la disponibilidad de luz, cambios en la dominancia del fitoplancton y el incremento en la descomposición de materia orgánica. Posteriormente, aparecen síntomas secundarios como la pérdida de vegetación sumergida, la presencia de especies nocivas y la disminución de oxígeno disuelto (OD), dando paso a diferentes efectos adversos potenciales como la pérdida del hábitat, la proliferación de algas nocivas, la mortalidad acuática y olores desagradables.

2.5.2. Causas de la Eutrofización

Smith & Schindler (2009) afirman que la eutrofización cultural (crecimiento excesivo de plantas como resultado del enriquecimiento de nutrientes por la actividad humana) es

el principal problema que enfrentan la mayoría de las aguas superficiales en la actualidad. Uttormark et al. (1974) considera el flujo de nutrientes a través del paisaje y afirma que no hay fuentes ni sumideros, sino que existe una multitud de vías cíclicas a lo largo de las cuales se transportan los nutrientes y que las "fuentes" son simplemente puntos a lo largo de las rutas de flujo de nutrientes que se designan por conveniencia. Sin embargo, incorpora las definiciones de fuentes fijas y difusas para el concepto de manejo o control potencial en la designación de fuentes de nutrientes, así como para distinguir entre fuentes.

Las fuentes puntuales las define como un lugar en el que los nutrientes se liberan en cantidad y concentración compatibles con los medios prácticos de eliminación de nutrientes, por ejemplo, efluentes de aguas residuales. Por otro parte, define a las fuentes difusas como un área desde la cual se exportan nutrientes de una manera incompatible con los medios prácticos de eliminación de nutrientes, por ejemplo, tierras de cultivo. Además, agrega que los materiales o productos que contienen nutrientes (detergentes, fertilizantes) que se descartan o utilizan de tal manera que los nutrientes contribuyen a fuentes puntuales o difusas son contribuyentes específicos.

Las fuentes de contaminación no puntuales como la descarga de desechos de los campos agrícolas y los nutrientes liberados de los depósitos del suelo se identifican como las dos fuentes principales de nitrógeno y fósforo en el caso de lagos y lagunas. Por lo que, Le et al. (2010) sugiere que todas las medidas de control y rehabilitación de la eutrofización del agua de un lago deben centrarse en estas fuentes de nutrientes.

2.5.3. Consecuencias de la eutrofización

La eutrofización es responsable de la degradación de la calidad del agua y la inexorable restricción en los usos del recurso. Un lago eutrofizado principalmente presentará un aumento de la biomasa del fitoplancton. La eutrofización se ha relacionado con el cambio de transferencia de energía de los enlaces alimentarios bentónicos en lagos poco profundos, con un cambio en la productividad primaria de los sistemas bentónicos a los sistemas pelágicos asociado principalmente con la pérdida de luz, que a su vez, está asociada con el aumento de fitoplancton (Vasconcelos et al., 2019).

El fitoplancton se usa comúnmente para evaluar la calidad del agua debido a que muchos de los problemas asociados con la eutrofización a menudo son causados por la sobreproducción de fitoplancton, como las floraciones de cianobacterias. Las altas densidades de floración de cianobacterias pueden tener muchos efectos negativos, como la disminución de la calidad del agua, una mayor turbidez y un crecimiento perturbado de las plantas acuáticas, que actúan de manera antagónica en la estabilidad del ecosistema lacustre (K. E. Havens et al., 2017). Además, el exceso de materia orgánica que no se puede descomponer completamente por la proliferación de algas puede provocar el agotamiento del oxígeno hipolimnético (oxígeno a bajas temperaturas del agua), lo que aumenta los niveles de toxinas y crea olores y sabores desagradables (Yu et al., 2016).

En condiciones eutróficas, el aumento de nutrientes a través del incremento de la biomasa de algas afecta a la diversidad de plantas y animales. Los efectos de los nutrientes en la diversidad se pueden mostrar como un patrón unimodal, con la diversidad primero aumentando, luego alcanzando un máximo y finalmente comenzando a disminuir con el aumento de los niveles de nutrientes. Cuando el nivel de nutrientes es relativamente bajo, la productividad primaria tanto del plancton como de los bentos aumenta con los niveles de nutrientes; sin embargo, a niveles más altos de nutrientes, el aumento de sus concentraciones puede impedir el paso de luz a los estratos inferiores, aumentando el rendimiento planctónico y reduciendo el rendimiento bentónico (H. Wang et al., 2021).

2.5.4. Estados tróficos.

Los impactos del aumento de las concentraciones de nutrientes en la biodiversidad pueden variar entre diferentes escalas, grupos de organismos y estados tróficos. A continuación, se describen de forma general los diferentes estados tróficos a los que puede estar expuesto un cuerpo de agua.

- Oligotrófico

Se considera un estado improductivo o con una dinámica lenta, es decir, con una baja productividad y cantidad de nutrientes, donde el cuerpo de agua presenta ciertas condiciones como la proliferación de algas reducida, por lo que, la transmisión de la luz en el agua aumenta y con ello la cantidad de oxígeno permitiendo el desarrollo del

fitoplancton y de especies acuáticas, presentando pocas fluctuaciones en el día y la noche (Dodds, 2007; Franco Moreno et al., 2010).

En este tipo de aguas no se observa una cantidad alta de masa de vegetación acuática o microalgas. Las concentraciones altas de oxígeno facilitan la producción de plantas y animales; específicamente de especies de peces característicos de aguas frías y profundas. Por lo general estas condiciones permiten que un cuerpo de agua oligotrófico presente una buena calidad de agua, ya sea para el uso industrial o doméstico.

Los criterios para determinar si un cuerpo de agua presenta un estado oligotrófico pueden presentar diferencias en las concentraciones de los distintos parámetros indicadores de eutrofización, según diferentes autores; sin embargo, las concentraciones no presentan variaciones considerables entre sí. La Tabla 1 presenta una comparación entre las distintas concentraciones para considerar a un cuerpo de agua oligotrófico según algunos autores.

Tabla 1. Criterios para el estado oligotrófico.

Parámetro	Concentración		
	Carlson (1977)	OCDE (1982)	Florida LakeWatch (2010)
Clorofila total ($\mu\text{g/l}$)	< 0.95	1 – 2.5	< 3
Fósforo total ($\mu\text{g/l}$)	< 6	4 - 10	< 15
Transparencia (m)	> 8	6 - 3	> 3.96

Fuente: Autores basado en (Carlson, 1977; Florida LakeWatch, 2010; OCDE, 1982)

- **Mesotrófico:**

Un cuerpo de agua mesotrófico presenta una moderada productividad, ubicándose entre los estados eutrófico y oligotrófico. Los lagos mesotróficos presentan una moderada claridad y una concentración media de nutrientes que favorece al crecimiento de un gran número de organismos (Dodds, 2007; Franco Moreno et al., 2010). El oxígeno disuelto en los cuerpos de agua mesotróficos presenta grandes fluctuaciones en el día y la noche, lo que permite el desarrollo de vegetación y provoca una coloración en el agua.

Los criterios para determinar si un lago o laguna se encuentra en un estado mesotrófico pueden presentar variaciones en las concentraciones de los distintos parámetros

indicadores, según diferentes autores; sin embargo, las concentraciones no presentan variaciones considerables entre sí.

La Tabla 2 presenta una comparación entre las distintas concentraciones para considerar a un cuerpo de agua mesotrófico según algunos autores.

Tabla 2. Criterios para el estado mesotrófico.

Parámetro	Concentración		
	Carlson (1977)	OCDE (1982)	Florida LakeWatch (2010)
Clorofila total (µg/l)	0.95 – 7.3	2.5 – 7.9	3 - 7
Fósforo total (µg/l)	6 – 24	10 – 35	15 - 25
Transparencia (m)	8 – 2	3 – 1.5	2.43 - 4

Fuente: Autores basado en (Carlson, 1977; Florida LakeWatch, 2010; OCDE, 1982).

- Eutrófico

Los cuerpos de agua que presentan un estado eutrófico tienen un ecosistema muy productivo, donde la concentración de nutrientes y de plantas acuáticas (algas) es alta. La claridad es frecuentemente pobre lo que impide el paso de la luz; sin embargo, estas aguas tienen el potencial para tener un gran número de peces y vida silvestre (Dodds, 2007; Franco Moreno et al., 2010).

Estas aguas presentan generalmente una coloración verdosa o amarillenta debido a las altas concentraciones de nutrientes. El oxígeno disuelto presenta concentraciones muy bajas y en algunos casos suele ausentarse durante la estratificación térmica. Estas aguas pueden soportar un gran número de especies de peces, especialmente especies que viven en aguas calientes y en la superficie.

Los criterios para determinar si un cuerpo de agua presenta un estado eutrófico pueden presentar variaciones en las concentraciones de los parámetros indicadores de eutrofización, según diferentes autores; sin embargo, las concentraciones no presentan variaciones considerables entre sí. La Tabla 3 presenta una comparación entre las distintas concentraciones para considerar a un cuerpo de agua eutrófico según algunos autores.

Tabla 3. Criterios para el estado eutrófico.

Parámetro	Concentración		
	Carlson (1977)	OCDE (1982)	Florida LakeWatch (2010)
Clorofila total (µg/l)	7.3 - 56	8 – 25	7 - 40
Fósforo total (µg/l)	24 – 96	35 – 100	25 - 100
Transparencia (m)	2 – 0.5	1.5 – 0.7	0.92 – 2.43

Fuente: Autores basado en (Carlson, 1977; Florida LakeWatch, 2010; OCDE, 1982).

- Hipereutrófico

Es un ecosistema acuático que presenta niveles excesivamente altos de productividad biológica y una dinámica rápida. Contienen una gran cantidad de nutrientes, por lo que, la proliferación de algas y fitoplancton presenta cantidades extremadamente altas, disminuyendo la claridad del agua e impidiendo el paso libre de la luz. Al igual que los cuerpos de agua eutróficos los contenidos de oxígeno disuelto son bajos y tiene un mayor potencial para tener especies de peces y vida silvestre (Franco Moreno et al., 2010)

La disponibilidad de oxígeno disuelto es baja llegando incluso a presentar condiciones de anoxia. Sus aguas presentan una densa vegetación acuática flotante o sumergida y la presencia de animales acuáticos se ve reducida considerablemente. La calidad general del agua para usos domésticos e industriales es la más pobre en relación con los demás estados tróficos.

Los criterios para determinar si un cuerpo de agua presenta un estado hipereutrófico pueden presentar variaciones en las concentraciones de los distintos parámetros, según diferentes autores; sin embargo, las concentraciones no presentan variaciones considerables entre sí. La Tabla 4 presenta una comparación entre las distintas concentraciones de indicadores para considerar a un cuerpo de agua hipereutrófico según algunos autores.

Tabla 4. Criterios para el estado hipereutrófico.

Parámetro	Concentración		
	Carlson (1977)	OCDE (1982)	Florida LakeWatch (2010)
Clorofila total (µg/l)	> 56	> 25	> 42
Fósforo total (µg/l)	> 96	> 100	> 100
Transparencia (m)	< 0.5	< 0,7	< 0.92

Fuente: Autores basado en (Carlson, 1977; Florida LakeWatch, 2010; OCDE, 1982).

2.6. Calidad de agua en cuerpos lacustres

Los lagos y lagunas son cuerpos de agua confinados que carecen de un flujo considerablemente fuerte para la autodepuración de sus aguas, por lo tanto, conducen a la acumulación de contaminantes e impurezas que disminuyen su calidad. La calidad del agua en un lago está íntimamente ligada con su origen y con procesos físicos tales como la existencia de mayor o menor intensidad de mezcla, la estratificación, el tiempo de retención, la forma física del estanque o depósito, afluentes fluviales, el movimiento del agua (*seiches*), los aportes de contaminantes y su riqueza nutricional o eutrofización (Madani et al., 2022; Romero Rojas, 2009).

El aporte de contaminantes juega un papel importante en la calidad del agua de un sistema lacustre, los ríos suministran agua a los lagos y lagunas y son los principales canales de transporte de contaminantes. La aceleración de los cambios constantes sobre los cuerpos lacustres genera una disminución en cuanto a cantidad y calidad del agua, siendo imprescindible realizar un análisis o evaluación de estos cuerpos de agua para verificar su estado actual y sus posibles soluciones. La evaluación de la calidad del agua del lago puede entenderse como un proceso de toma de decisiones de múltiples criterios con parámetros cuantitativos de la calidad del agua como entrada y una evaluación cualitativa como salida (Yao et al., 2019).

2.6.1. Índices de eutrofización

El aporte de nutrientes a los ecosistemas acuáticos ha aumentado desmesuradamente en los últimos años, siendo indispensable desarrollar métodos para determinar el nivel de troficidad de un sistema. Con el paso de los años y la creciente preocupación por tomar medidas restauradoras hacia cuerpos eutrofizados, se han desarrollado una variedad de métodos para identificar y clasificar los cuerpos de agua, en diferentes estados tróficos con el fin de conocer la salud de los mismos.

A continuación, se detallan algunos de los índices de eutrofización más utilizados para conocer el estado trófico de un sistema lacustre.

2.6.1.1. Índice OCDE

En 1982 el Comité de Eutrofización de la Organización de Cooperación Económica y Desarrollo (OCDE) planteó una clasificación de estado trófico de los embalses y lagos. Lo que busca el índice OCDE es un lenguaje común para la medición de los parámetros, la simplificación y seleccionar los parámetros biológicamente relevantes para análisis estadístico. La OCDE realiza el análisis del fósforo, la clorofila-a y la transparencia, brindándonos un esquema cuantitativo para cada una de las categorías del estado trófico (López Martínez & Madroñero Palacios, 2015).

De acuerdo con el índice OCDE, los cuerpos de agua se clasifican en cinco categorías: ultratrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipertrófico. Cada una de estas categorías presentan sus respectivos rangos para su clasificación como se observa en la Tabla 5.

Tabla 5. Categorías tróficas según el índice trófico OCDE.

Categoría Trófica	Transparencia (m)	Fósforo (µg/l)	Clorofila-a (µg/l)
Ultratrófico	> 12	< 4	<1
Oligotrófico	6 - 12	4 - 10	1 – 2.5
Mesotrófico	3 - 6	10 - 35	2.5 – 7.9
Eutrófico	1.5 – 3	35 - 100	8 - 25
Hipereutrófico	< 1.5	> 100	>25

Fuente:(OCDE, 1982).

2.6.1.2. Índice de Carlson (IET)

El índice de Carlson o Índice de estado trófico (IET) fue propuesto en 1977 y fue uno de los primeros índices aplicados a sistemas lacustres. Carlson (1977) clasificó el estado trófico, principalmente de lagos y embalses con base en la biomasa de algas y asumió que los sólidos en suspensión controlan la transparencia y que la fuente principal de este material es la concentración de algas en el agua. Las variables que toma en cuenta son la concentración de fósforo total, la clorofila-a y la profundidad de visión del disco de Secchi.

Al ser un índice muy utilizado, el índice de Carlson ha recibido modificaciones que han permitido que el IET se ajuste a las condiciones climáticas de cada región a la cual ha

sido aplicado. Aizaki et al. (1981) propuso entonces modificar este índice dando coeficientes específicos para cada factor de la ecuación propuesta inicialmente por Carlson y aplicarlo para lagos en Japón; mientras que Toledo, en 1985 lo adaptó a las condiciones climáticas de un reservorio en zonas tropicales de Brasil. El IET presenta valores que varían desde 0 a 100 (Tabla 6) que abarcan desde estados oligotróficos hasta hipertróficos.

Tabla 6. Categorías tróficas según el índice de Carlson (IET).

Estado	Transparencia (m)	Fósforo Total ($\mu\text{g/l}$)	Clorofila-a ($\mu\text{g/l}$)
Oligotrófico	> 8	< 6	< 0.95
Mesotrófico	8 – 2	6 - 24	0.95 – 7.3
Eutrófico	2 – 0.5	24 - 96	7.3 – 56
Hipertrófico	< 0.5	> 96	> 56

Fuente: (Carlson, 1977).

Carlson (1977) también establece criterios para considerar a cada nivel trófico descrito anteriormente según su estado y establece los valores del índice de estado trófico (IET) los cuales se muestra en la Tabla 7.

Tabla 7. Criterios de clasificación del índice de estado trófico (IET) de los lagos.

Estado	IET	Descripción
Oligotrófico	< 30	<ul style="list-style-type: none"> Bajo contenido de nutrientes. Agua clara. Presencia de oxígeno en la capa hipolimnion durante todo el año.
Mesotrófico	30 < IET < 50	<ul style="list-style-type: none"> Agua moderadamente clara. Nivel medio de nutrientes. Probabilidad de que la capa hipolimnion se vuelva anóxica en verano.
Eutrófico	50 < IET < 70	<ul style="list-style-type: none"> Altas floraciones de algas. Alto contenido de nutrientes. Disminución de oxígeno. Disminución de la transparencia. La capa hipolimnion se vuelve anóxica durante en verano Presencia de macrófitos. Presencia de algas y peces de aguas cálidas.
Hipertrófico	IET > 70	<ul style="list-style-type: none"> Mayores floraciones de algas. Mayor contenido de nutrientes. Macrófitos densos.

Fuente: Autores basado en (Carlson, 1977)

2.6.1.3. Índice TRIX

Fue desarrollado por Vollenweider et al. (1998) con el fin de realizar la caracterización de los cuerpos de agua. Este índice combina cuatro parámetros: el fósforo total, la clorofila-a, la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto y el nitrógeno total. El índice de TRIX se puede utilizar para parámetros ambientales que son medidas de forma directa y recogidas de forma rutinaria (Giovanardi & Vollenweider, 2004). Se desarrolló en las aguas costeras de Italia y posteriormente se fue aplicando en diferentes partes del mundo. Incluye la variable biológica (abundancia de nutrientes, clorofila-a y un indicador de biomasa) y perturbaciones ambientales en los cuerpos de agua (oxígeno). Particularmente, ha sido utilizado para analizar la calidad del agua y la eutrofización de cuerpos de agua costeros (Pettine et al., 2007; Robles et al., 2021).

El índice TRIX divide en 4 categorías el estado trófico de los cuerpos de agua (Tabla 8), los rangos de clasificación van desde un valor mínimo de 0 hasta un valor máximo de 10 que representa el estado trófico más alto para un cuerpo de agua.

Tabla 8. Categorías tróficas según el índice trófico TRIX.

Estado	Índice
Oligotrófico	0 – 2.5
Mesotrófico	2.6 - 5
Eutrófico	5.1 – 7.5
Hipereutrófico	7.6 - 10

Fuente: (Vollenweider et al., 1998).

2.6.2. Índices de calidad del agua (ICAs)

El desarrollo de métodos efectivos de evaluación de la calidad del agua y la determinación precisa de las características espaciales y temporales son clave para mejorar de manera integral la salud del agua de los ambientes lacustres y sus alrededores. Los ICAs son una herramienta simple y multidimensional para la evaluación de los recursos hídricos, muestran los cambios temporales y espaciales en la calidad del agua y facilitan la interpretación de los datos.

Pueden identificar tendencias en la calidad del agua en áreas problemáticas al mejorar la comunicación con el público y mejorar la conciencia ambiental; también ayudan en la

definición de prioridades con fines de gestión siendo imprescindible en la toma de decisiones de política pública y actividades productivas.

Alrededor del mundo se han creado diferentes ICAs los cuales se han adaptado a las condiciones de cada zona de estudio; los más usados se describen a continuación.

2.6.2.1. Índice de la National Sanitation Foundation (ICA-NSF)

La Fundación Nacional de Saneamiento de los Estados Unidos apoyaron a MacClelland, Tozer, Deininger y Brow para la elaboración del índice de calidad NSF-WQI en el año de 1970. Este índice se emplea para determinar y conocer la calidad de los cuerpos de agua, para la cual se basa en el análisis de 9 parámetros: fosfato total, DBO, oxígeno disuelto, nitratos, sólidos totales, coliformes fecales, pH, temperatura y turbidez.

La adaptabilidad del índice NSF- WQI es una de sus principales ventajas ya que se puede modificar en base al estudio o a las condiciones del medio en el cual se va implementar el índice (González et al., 2013). Por lo tanto, es uno de los índices más utilizados alrededor del mundo para conocer la calidad de los cuerpos de agua, clasificándolos en 5 categorías que van desde aguas muy limpias hasta aguas fuertemente contaminadas como se presentan en la Tabla 9.

Tabla 9. Rangos de clasificación del ICA-NSF.

CLASE	CALIDAD	ÍNDICE DE CALIDAD	SIGNIFICADO
I	Excelente	91 - 100	Aguas muy limpias
II	Buena	71 - 90	Aguas ligeramente contaminadas
III	Media	51 - 70	Aguas moderadamente contaminadas
IV	Mala	26 - 50	Aguas muy contaminantes
V	Muy mal	0 - 25	Aguas fuertemente contaminadas

Fuente: (Brown et al., 1970).

2.6.2.2. Índice CCME-Canadá

El índice CCME-WQI fue propuesto por el Ministerio del Medio Ambiente de Canadá en 2001, abarca tres factores para su cálculo: el alcance (F_1) que comprende las

variables fallidas, la frecuencia (F_2) que incluye las pruebas fallidas y la amplitud (F_3) que comprende a la cantidad por la cual las pruebas fallidas no cumplen sus objetivos.

Para realizar los cálculos de los tres factores mencionados se recomienda seleccionar un rango de 8 a 20 parámetros que sean representativos y adecuados para una zona de estudio y así obtener resultados eficientes y significativos (Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), 2017).

Yan et al., (2016) menciona que la integración de estos tres factores brinda un único puntaje para presentar el estado y la calidad de los ecosistemas acuáticos, siendo una herramienta flexible y tolerable con la falta de datos para el análisis correspondiente a los embalses, ríos y lagos. Este índice se considera una herramienta adaptable a las condiciones del sitio y al tratamiento que se realice en el cuerpo de agua, por lo tanto, es una forma eficaz de comunicar, monitorear y comprender la calidad de los ecosistemas acuáticos (Hurley et al., 2012).

Gikas et al., (2020) señala que una de las fortalezas del índice CCME-WQI es la capacidad de incluir los contaminantes tóxicos como metales pesados o pesticidas, dentro de la determinación de la calidad de los ecosistemas acuáticos, por ello, se le ha incluido dentro de un grupo de principales índices de calidad del agua.

La categorización del índice CCME-WQI (Tabla 10) proporciona valores entre 0 - 100; existen cinco categorías para la clasificación que van desde una calidad pobre (0 – 44) hasta una categoría excelente (95-100).

Tabla 10. Rangos de clasificación del Índice CCME-Canadá.

Rango	Valor CCME	Descripción
Excelente	95 - 100	La calidad del agua está protegida con una virtual ausencia de amenaza o deterioro.
Bien	80 - 94	La calidad del agua está protegida con solo un grado menor de amenaza o deterioro.
Justa	65 - 79	La calidad del agua suele estar protegida, pero en ocasiones se ve amenazada o deteriorada.
Marginal	45 - 64	La calidad del agua se ve frecuentemente amenazada o deteriorada.
Pobre	0 - 44	La calidad del agua casi siempre se ve amenazada o deteriorada.

Fuente: (A. A. Khan et al., 2005).

2.6.2.3. Índice de Oregón

El índice de Oregón (OWQI) se desarrolló en el año de 1970 y fue mejorado en 1995 por el Departamento de Calidad Ambiental de Oregón. Es un método diseñado de una forma simple y concisa, que pretende expresar la calidad de los cuerpos de agua para uso recreativo. Es una herramienta fácil de utilizar para interpretar los datos y relacionar la variación de la calidad de los cuerpos de agua con otras categorías de deterioro, por lo que, mejora la comprensión de los problemas en los cuerpos de agua permitiendo implementar políticas eficaces para la protección del agua (Castro et al., 2014; Cude, 2001).

El OWQI utiliza ocho parámetros para el análisis y la determinación de la calidad de los cuerpos de agua; los parámetros analizados son la demanda bioquímica de oxígeno, pH, temperatura, sólidos totales, fósforo total, coliformes fecales, oxígeno disuelto y nitrógeno total.

La clasificación del OWQI se presenta en la Tabla 11 y consta de cinco categorías que va desde muy pobre hasta excelente.

Tabla 11. Rangos de clasificación del OWQI.

Rango para el índice	Calificación
90 – 100	Excelente
85 – 89	Buena
80 – 84	Justa
60 – 79	Pobre
< 60	Muy Pobre

Fuente: (Dojlido et al., 1994).

2.7. Estado del Arte

2.7.1. Aplicación de Índices de Calidad de Agua

Alarcón & Ñique (2016), en su estudio “Índice de calidad del agua según NSF del humedal laguna Los Milagros (Tingo María, Perú)” aplicaron el índice National Sanitation Foundation de Estados Unidos (NSF) en el departamento de Huánuco. En esta laguna se analizaron 9 parámetros: demanda bioquímica de oxígeno (DBO), oxígeno disuelto (OD), turbidez, sólidos totales disueltos, nitratos, pH, temperatura,

coliformes fecales y fosfatos totales. En cuanto a los puntos de muestro se ubicaron cuatro estaciones lo largo de la laguna. Una vez procesados los datos obtenidos de los parámetros, se procedió a calcular el ICA-NSF obteniendo un valor de 62 correspondiente a una calidad media del agua. El estudio enfatiza que este bajo nivel de calidad de agua es el resultado de actividades de pastoreo, instalación de letrinas, descarga de aguas contaminadas y uso fertilizantes alrededor de la laguna, afectando a la calidad del ecosistema acuático.

En el estudio denominado “*Determinación del Índice de Calidad de Agua para el sector occidental del humedal Torca – Guaymaral empleando las metodologías UWQI y CWQI*” se evaluó la calidad del agua en cuatro épocas transición seca-lluviosa, altas precipitaciones, seca y transición lluviosa - seca; la toma de muestras se realizó siguiendo el protocolo IDEAM. Los parámetros que se analizaron fueron el oxígeno disuelto, pH, conductividad, sólidos suspendidos totales, DBO, DQO, fósforo, coliformes fecales, grasas y aceites, tensoactivos y nitrógeno. Para ellos designó cuatro puntos de monitoreo y para finalmente realizar un análisis estadístico mediante el método de multivariable. En el cálculo del ICA UWQI – IDEAM se obtuvo valores para el punto uno (0.49), punto dos (0.53), punto 3 (0.52) y para el punto 4 (0.599). Mediante este ICA se determinó una calidad del cuerpo del agua regular en todos los puntos y periodos analizados. Aplicando el ICA CWQI se obtuvo valores de 24.34 en el punto 1, en el punto 2 de 37.44, punto 3 de 30.71 y el punto 4 de 75.77, dándonos a conocer que la calidad del agua en los puntos 1, 2 y 3 son pobres alejándose de las condiciones ideales para su uso y el punto 4 condición justa, por lo tanto, se alejan de mantener los servicios ambientales que presta un humedal (Caho Rodríguez & López Barrera, 2017)

En el estudio “*Desarrollo de un Índice General de Calidad del Agua (OWQI) para aguas superficiales en el contexto indio*” para el cálculo del índice OWQI, se seleccionaron 16 parámetros siendo los siguientes: coliformes totales, color, sólidos disueltos totales, nitratos, pH, color, OD, DBO, profundidad Secchi, dureza total, cloruro, turbiedad, fluoruro, hierro, sulfato, arsénico y fósforo total. Para la aplicación del índice seleccionaron tres áreas de muestreo el río Etawah en Yamuna, el lago Sagar en India y el embalse Tahtali en Turquía. Se estimaron los parámetros primero y finalmente se calculó el OWQI. Se determinó que río Yamuna presenta una calidad buena con un valor de 79, el embalse de Tahtali al igual que el río Yahuma la calidad es

buena con un valor de 92 y el lago Sagar tiene un valor de 54, lo que representa una calidad justa, la cual debe recibir un tratamiento previo antes de su uso.

2.7.2. Aplicación de Índices de Eutrofización

El estudio realizado por Jarosiewicz et al. (2011), denominado “*Parámetros de eutrofización e índices de estado trófico tipo Carlson en lagos seleccionados de Pomerania*” las mediciones se realizaron en la zona más profunda de cada lago y los períodos de muestreo fueron mensuales durante los años 2007 y 2009; se tomó en cuenta un número de 6 – 19 investigaciones dependiendo el lago. Se seleccionaron un total de 8 lagos, donde se aplicó la metodología de IET de Carlson. Analizando las variables de clorofila-a, transparencia y fósforo. Los ocho lagos analizados son variados de acuerdo con el análisis estadístico ANOVA; obteniendo como resultado del TSI (SD) en el lago Jelén de 37 (oligotrófico) y el lago Rybiec con un valor de 65 (oligotrófico), en el caso de la clorofila- a se obtuvo un valor de 47 – 48 para los lagos Jasien, Czarne y Jelén categorizando con un estado eutrófico y el lago Rybiec con un valor de 70 (Hipertrófico). Para el fósforo se obtuvo valores de 64.8 (Eutrófico) y un estado hipertrófico con un valor de 79 en los lagos Rybiec y Chotkowskie. Lo que afectó a esta diferenciación de valores fue la variación estacional, donde algunos lagos pasaron de un estado oligotrófico a eutrófico.

Sánchez Rodríguez & Calvario Martínez (2020), desarrollaron el tema “*Evaluación espacial y estacional del estado trófico en el sistema estuarino Urías, Mazatlán, México*” en donde los muestreos se realizaron mensualmente teniendo en cuenta un periodo anual para las mediciones desde enero a diciembre del 2015. Se midieron los siguientes parámetros: oxígeno disuelto, temperatura, salinidad, nitrógeno y fósforo, y al igual que el primer caso de estudio los análisis se llevaron a cabo de manera in situ y análisis en el laboratorio. Se ubicaron 5 puntos de muestreo alrededor del estuario, para el análisis y determinación del estado trófico se utilizó el índice TRIX. Los resultados anuales obtenidos de la temperatura fueron de 29.81 °C, aunque este valor mostró variación debido a su estacionalidad ya que las mediciones se realizaron en periodos cálidos y fríos; en cuanto a la salinidad presentó un valor de 35.50 UPS (unidades prácticas de salinidad). Finalmente, calculando el índice TRIX se obtuvieron en cada punto valores entre 5 y 8, correspondientes a un estado trófico alto (agua mala) y muy

alto (agua pobre) y de forma general realizando un promedio anual del índice TRIX dio como resultado final un valor de 6.57 caracterizando a todo el cuerpo de agua en un estado trófico pobre.

Diaz Medina & Sotomayor Maguiña (2013) evaluaron el nivel trófico de la laguna Conococha en Perú. Para su análisis determinaron 6 puntos de monitoreo mediante el método de cuadrantes y considerando la ubicación de ingresos y salidas de efluentes, fuentes contaminantes, vertimientos de aguas residuales y botaderos de residuos, áreas donde se desarrollen actividades específicas. Se le aplicó el índice OCDE clasificándola como Hipereutrófica según la concentración de fósforo (130.45 $\mu\text{g/l}$), el nivel de transparencia (0.66 m) y la clorofila-a (46 $\mu\text{g/l}$). La laguna Conococha presenta características socioambientales como actividades ganaderas y poblacionales, presencia de animales en los alrededores de la laguna, escorrentía de heces por la lluvia hacia la laguna que influyeron considerablemente en su estado trófico.

3. CAPÍTULO III: METODOLOGÍA

3.1. Descripción del ambiente de influencia

3.1.1. Ubicación y extensión del área de estudio

La laguna San Martín se encuentra ubicada en el sector San Martín, parroquia San Gerardo, cantón Girón, provincia del Azuay. El Plan de Ordenamiento Territorial del GAD Municipal del cantón Girón, delimita al humedal como un espejo de agua de 28 hectáreas que se encuentra ubicado en las coordenadas UTM 17S, 698823.53 este y 9652915.07 norte; a una altitud que va desde los 2720 m s.n.m. en la margen del humedal hasta los 2800 m s.n.m. en la línea divisoria de aguas.

Su efluente es descargado en la quebrada San Martín, microcuenca del río Rircay, cuenca del río Jubones. En base al catastro de tierras del GAD Municipal de Girón, los principales centros poblados que se asientan alrededor de la laguna son: San Martín Grande, San Martín Chico, Bestión y toda el área que circunda a la laguna está parcelada y distribuida en 49 propiedades colindantes de diferentes superficies.

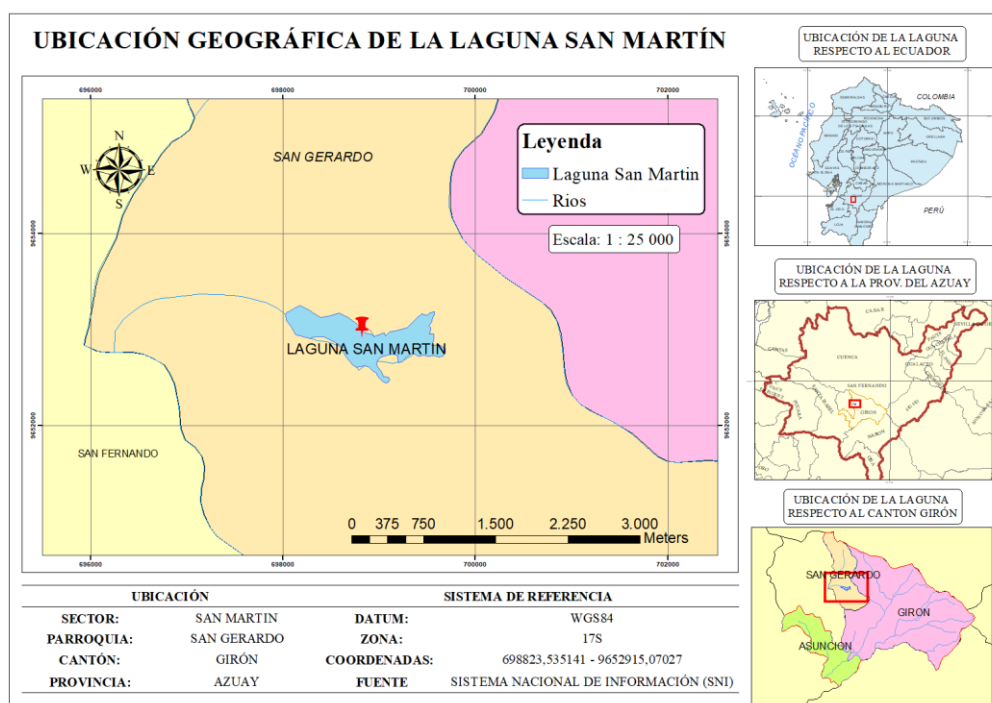


Figura 1. Ubicación Geográfica de la laguna San Martín.

Fuente: Autores basado en el Sistema Nacional de información (SIN).

3.1.2. Aspecto Ambientales

3.1.2.1. Clima

- Temperatura

La laguna San Martín se encuentra en la zona media baja de la parroquia San Gerardo en donde, según el PDOT del cantón Girón, la parroquia presenta dos rangos de temperatura. Un rango de 8 – 10 °C sobre la zona alta y un rango de 14 - 16 °C que cubre las zonas medias y bajas de la parroquia.

- Precipitación

La parroquia San Gerardo agrupa 3 rangos de precipitación. El primero de 500 a 750 mm anuales, que abarca la zona baja; el segundo entre los rangos 750 a 1000 mm anuales, que abarca la zona media-alta, en donde se encuentra nuestra zona de estudio y el tercero comprendido entre los rangos 1000 a 1250 mm anuales localizado en la zona alta.

3.1.2.2. Biología

- Flora

La zona de estudio presenta vegetación lacustre caracterizada principalmente por juncos (*Scirpus sp*), totora (*Juncos rigidus*), lechuguines (*Eichhornia crassipes*), *Cyperus sp*, sigsal (*Cortaderia sp*), entre otros. Presenta también vegetación ribereña correspondiente a las áreas intervenidas e implementadas desde hace muchos años atrás con pasto y cultivos, se observan árboles dispersos y pequeños relictos de chaparro en las partes altas, razón por la cual, no se determina una riqueza alta en especies de flora (Guamán Álvarez, 2015).

- Fauna

La fauna, por otra parte, se caracteriza principalmente por la presencia de aves como patos serranos (*Anas andium*), pájaro brujo (*Pyrocephalus rubinus*), mirlos grandes (*Turdus fuscater*), mirlo chiguanco (*Turdus chiguanco*), chugo (*Pheucticus chrysogaster*), gallinazos negros (*Coragyps atratus*), gavilán variable (*Buteo polyosoma*) y águila pechinegra (*Geranoaetus melanoleucus*). También se registraron 2 familias con 2 especies de anfibios que incluyen la rana marsupial (*Gastrotheca spp.*) y el cutín (*Pristimantis spp.*) según la metodología planteada para la Evaluación Ecológica Rápida (EER) realizada por (Guamán Álvarez, 2015).

3.1.3. Aspecto Socioeconómicos

- Demografía

La parroquia San Gerardo presenta un total aproximado de 1159 habitantes según el PDOT 2014 – 2019 del cantón Girón, los cuales se distribuyen en 7 comunidades de acuerdo con la Tabla 12.

Tabla 12. Demografía de la parroquia San Gerardo.

COMUNIDAD	FAMILIAS	POBLACIÓN
SANTA ANA	19	84
BESTION	28	87
CAUQUIL	71	238
SAN MARTÍN CHICO	14	65
SAN MARTÍN GRANDE	32	120
CRISTAL AGUARONGO	7	62
SAN GERARDO CENTRO	115	503
TOTAL	286	1159

Fuente: INEC CENSO DE POBLACIÓN Y VIVIENDA 2010 PROYECCIÓN 2014.

- Uso de Suelo

De acuerdo con la base de datos del Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE), el uso actual de tierra en la zona de estudio está representado por tres usos principales:

- La primera categoría corresponde a tierras agrícolas con predominio de pastizales, cubriendo toda el área alrededor del humedal y cubriendo una superficie de 152.95 hectáreas.
- La segunda corresponde a pequeños remanentes de vegetación arbustiva y herbácea ubicados en las partes sur y este de la laguna con una superficie de 19.01 hectáreas

- La tercera fue identificada como un cuerpo de agua natural, que corresponde a la laguna San Martín y cubre un área de 16.92 hectáreas.

Adicionalmente, mediante el catastro facilitado por el GAD municipal de Girón, se conoció que todo el entorno de la laguna está parcelado y subdividido en 49 parcelas contiguas con áreas que van desde los 21 m² hasta las 6.22 hectáreas, cuyos propietarios en su mayoría se dedican a la ganadería. Estas parcelas abarcan un área total colindante con la laguna San Martín de 73.24 hectáreas.

3.2. Muestreo y análisis de la calidad del agua de la laguna San Martín

3.2.1. Determinación de puntos de muestreo

La definición de los puntos de muestreo se realizó teniendo en cuenta la metodología de la “Guía de monitoreo participativo de la calidad de agua” publicada por la UICN (2018), en la cual se consideraron los siguientes aspectos para ubicar correctamente los puntos de muestreo:

a) Accesibilidad

Se identificaron los puntos de muestreo de fácil acceso, que permitan obtener las muestras y transportar la carga de los equipos y materiales de muestreo, precautelando siempre la seguridad del personal de monitoreo.

Mediante visitas de campo, imágenes satelitales y ortofotos se pudo determinar que en la laguna San Martín se distinguen dos zonas principales. La primera, un espejo de agua accesible que ha sido recuperado mediante trabajos de limpieza por el GAD municipal de Girón y la segunda, una zona inaccesible en donde se observa la presencia de abundante vegetación acuática que impide el ingreso mediante botes o cualquier embarcación pequeña.

Para la determinación de los puntos de muestreo se tomó en cuenta estos aspectos correspondientes a la accesibilidad y mediante el software ArcGIS se delimitó la laguna San Martín en las dos zonas antes mencionadas.

La Figura 2 muestra un aproximado de cómo se encuentra dividida actualmente la laguna en sus dos zonas principales.

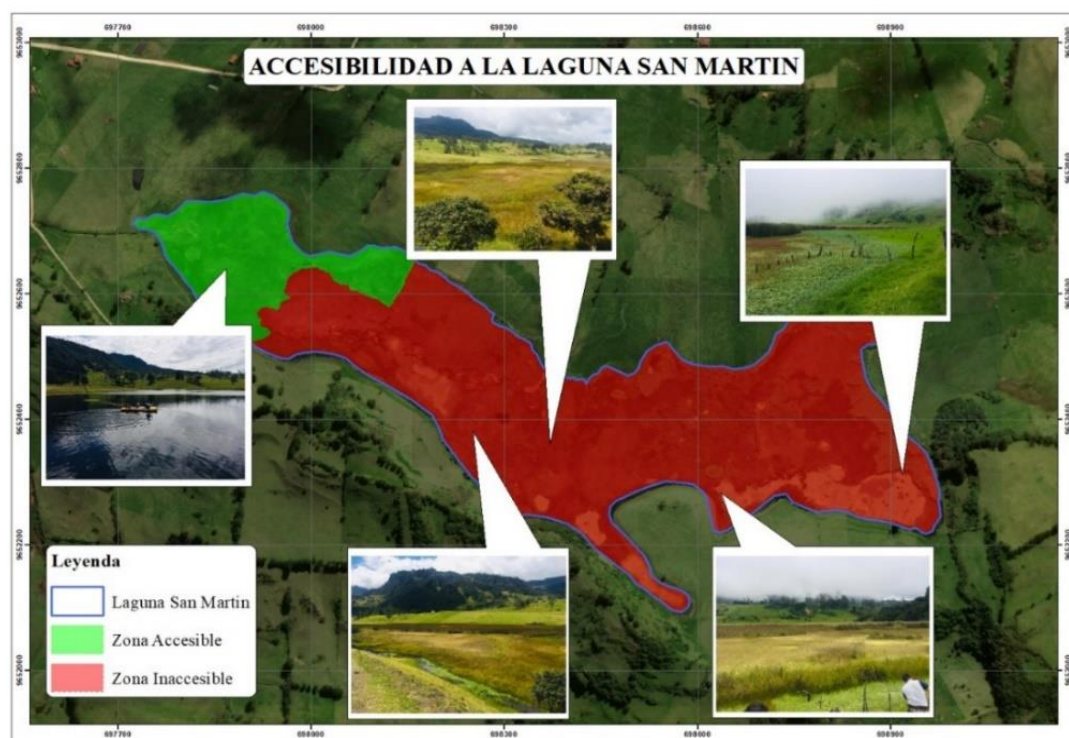


Figura 2. Accesibilidad a la laguna San Martín.

Fuente: Autores basado en el Sistema Nacional de Información (SNI).

b) Representatividad y Seguridad

La zona accesible de la laguna San Martín tiene un área aproximada de 4.5 hectáreas que representa un 16 % de la superficie total del humedal. Para abarcar toda su extensión, se establecieron 6 puntos de muestreo distribuidos de manera que cada punto represente un área importante de la zona de fácil acceso.

Se procuró que los puntos sean lo más representativos posibles y se tomaron en cuenta aspectos como la presencia de algas, zonas con eutrofización, acción del viento (turbulencia) y ubicación de ingresos y salidas de efluentes.

Se consideró también que, los puntos de muestreo, sus alrededores y las condiciones meteorológicas garanticen la seguridad del equipo que tomó las muestras, facilitando el ingreso con bote y minimizando los riesgos de accidentes y lesiones.

La Tabla 13 presenta la ubicación de los 6 puntos de muestreo en coordenadas geográficas y sus códigos de identificación respectivos con los que serán identificados a lo largo de este estudio.

Tabla 13. Puntos de muestreo.

Punto de Muestreo	Código	X	Y
Punto 1	AS01	697890.87	9652561.29
Punto 2	AS02	697910.39	9652632.26
Punto 3	AS03	698030.24	9652640.59
Punto 4	AS04	697915.85	9652724.06
Punto 5	AS05	697841.06	9652724.75
Punto 6	AS06	697722.37	9652716.46

Fuente: Autores.

En la Figura 3 se representa gráficamente como están distribuidos los seis puntos de muestreo a lo largo de la zona accesible de la laguna San Martín.

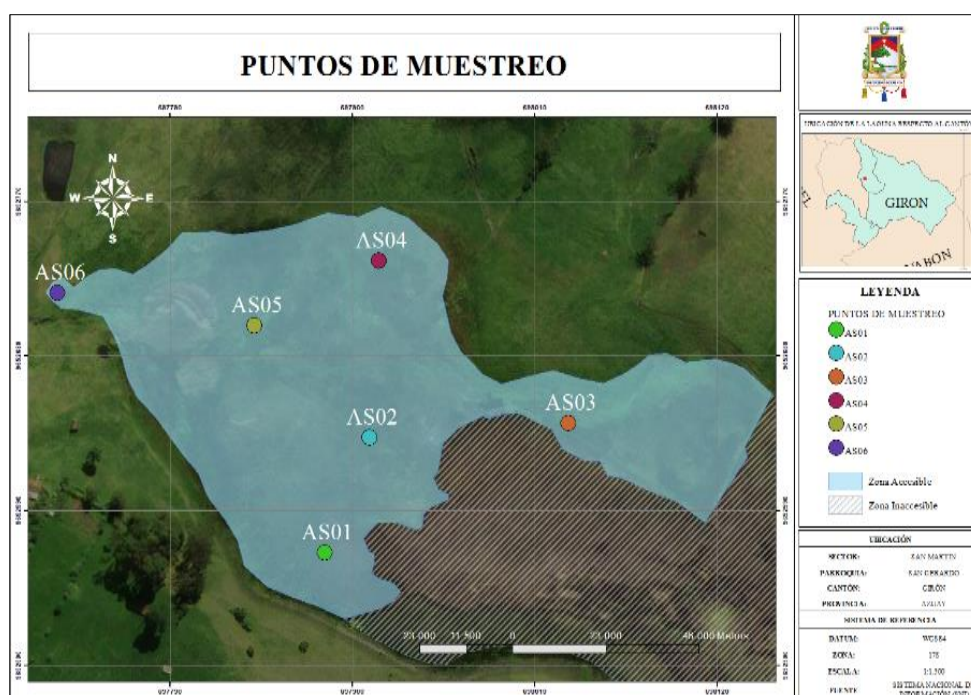


Figura 3. Mapa de puntos de muestreo.

Fuente: Autores.

3.2.2 Descripción de los puntos de monitoreo

- Descripción del punto AS01

El punto 1 (AS01) se encuentra a aproximadamente 35 metros de la orilla. En este punto existe una baja vegetación acuática, principalmente lechuguines y cuenta con una profundidad reducida. Según los residentes de la zona, la razón para que exista una poca

profundidad se debe a que anteriormente era un área de pastoreo para el ganado, pero con el paso del tiempo y la subida del nivel del agua se inundó y ahora forma parte de la laguna. Como se puede observar en la Figura 4, existen restos de postes de madera y alambre de púa, cerca de este punto de muestreo.



Figura 4. Punto AS01 para la toma de muestras.

Fuente: Autores.

- Descripción del punto AS02

El punto AS02 se encuentra aproximadamente al centro de la zona accesible. A diferencia de los demás puntos de muestreo, este se encuentra en un área con alta vegetación acuática (lechuguines y totora) en sus alrededores. Como se aprecia en la Figura 5, en esta área el agua cuenta con una gran cantidad de sedimentos debido a la descomposición de la vegetación acuática y por ende una baja claridad del agua.



Figura 5. Punto 2 para la toma de muestras.

Fuente: Autores.

- Descripción Punto AS03

El punto AS03 se caracteriza por tener en sus alrededores material vegetal, además de que se encuentra cercano a una zona ganadera con pastoreo intensivo a lo largo del año (Figura 6). Según los propietarios de los terrenos colindantes a la laguna, para mantener un buen estado del pasto para el ganado se emplean productos químicos que posteriormente son arrastrados por escorrentía hacia el cuerpo de agua, siendo esta una posible fuente principal de aporte de nutrientes. Adicionalmente, las heces fecales del ganado vacuno podrían influir en la calidad del agua a través del aporte de coliformes fecales. Todo esto favoreciendo al proceso de eutrofización, donde la laguna podría presentar un estado trófico y un posible índice de calidad del agua bajo.

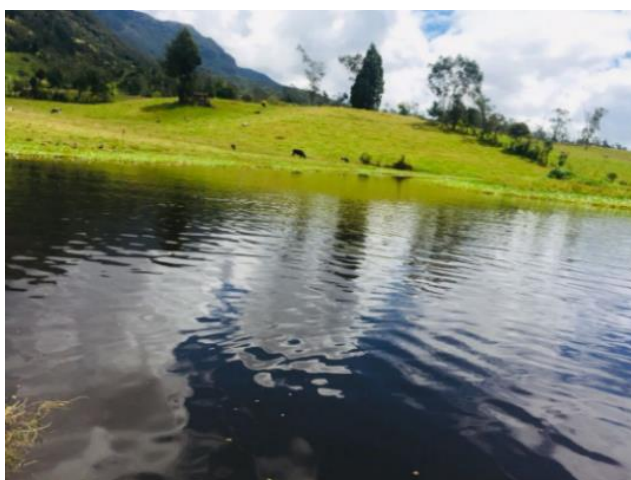


Figura 6. Punto AS03 para la toma de muestras.

Fuente: Autores.

- Descripción del punto AS04

En la Figura 7 se presenta el punto de muestreo AS04, el cual presenta una cantidad de vegetación reducida en comparación del punto AS03, donde la especie predominante son los lechuguines. Un aspecto importante de este punto es que existe un ingreso de agua por una acequia de tamaño reducido que recibe efluentes de una zona ganadera aguas arriba. Por lo que, al igual que el punto AS03, es una zona susceptible para recibir aporte de nutrientes y coliformes fecales.



Figura 7. Punto AS04 para la toma de muestras.

Fuente: Autores.

- Descripción del punto 5

En el punto 5 la vegetación es reducida en relación con los demás puntos. Según información del GAD municipal de Girón, esta zona presentaba una alta densidad de lechuguines que mediante trabajos de limpieza se logró controlar su crecimiento. En la Figura 8 se observa que a pesar de la limpieza todavía existen pequeños montículos de vegetación flotante.



Figura 8. Punto AS05 para la toma de muestras.

Fuente: Autores.

- Descripción del punto 6

El último punto se ubicó aproximadamente a 5 metros adentro de la salida principal de la laguna (Figura 9). Este punto representa la desembocadura del agua hacia el principal efluente de la laguna, que aguas abajo es utilizada por la comunidad para fines

agropecuarios. La salida del agua cuenta con un dique que permite controlar el nivel de agua en la laguna; sin embargo, en épocas de lluvia se apreció que el agua sobrepasó el nivel del dique e incluso inundó parte del área de pastoreo. El punto está en un área de fácil acceso por lo que se evidencia la presencia de residuos sólidos y otras actividades antrópicas.



Figura 9. Punto AS06 para la toma de muestras.

Fuente: Autores.

3.2.3 Frecuencia de Monitoreo

Los periodos de monitoreo en los cuales se efectuó cada uno de los muestreos fueron la temporada de verano entre los meses de agosto, septiembre y octubre de 2021 y la temporada de invierno comprendido entre los meses de febrero, marzo y abril de 2022. Se muestreo la última semana de cada uno de los 6 meses. Estos periodos son muy marcados en la zona de estudio y fueron seleccionados con el fin de obtener muestras representativas para el análisis correcto del proceso de eutrofización y el cálculo del índice de calidad de agua.

3.2.4 Toma y conservación de las muestras

Para llegar a los puntos de muestreo presentados anteriormente y realizar la toma de muestras se utilizó un bote inflable con una capacidad de soportar cuatro personas. Para el respectivo muestre se ingresó 3 ocupantes y una nevera portátil con todos los recipientes para la recolección de las muestras.



Figura 10. Bote para muestreos.

Fuente: Autores.



Figura 11. Ingreso a la laguna.

Fuente: Autores.

La toma de muestras se realizó según la norma técnica ecuatoriana INEN 2176:2013: *Agua. Calidad del agua. Muestreo. Técnicas de muestreo* e INEN 2169:2013: *Agua. Calidad del agua. Muestreo. Manejo y conservación de muestras*, y bajo la responsabilidad y supervisión de la Ing. Magaly Jiménez y la Bqf. Cristina Pugo, técnicas del Gobierno Provincial del Azuay.

Para el análisis de fósforo, nitrógeno total, nitritos, nitratos, DBO, DQO, OD, pH, turbiedad y temperatura se emplearon recipientes de plástico de 1000 ml, 500 ml y 250 ml (Figura 12). Para la clorofila-a, el muestreo se realizó en frascos de vidrio ámbar de 100 ml ya que el uso de recipientes opacos o de vidrio ámbar puede reducir las actividades fotosensitivas considerablemente (Figura 13). Los coliformes fecales fueron muestreados en frascos de plástico pequeños previamente esterilizados y sellados en bolsas para evitar una posible contaminación de la muestra (Figura 14). Todos los frascos se encontraban rotulados con datos del lugar, fecha, hora, muestreador y coordenadas.



Figura 12. Recipientes de plásticos.

Fuente: Autores.



Figura 13. Recipientes de vidrio ámbar.

Fuente: Autores.

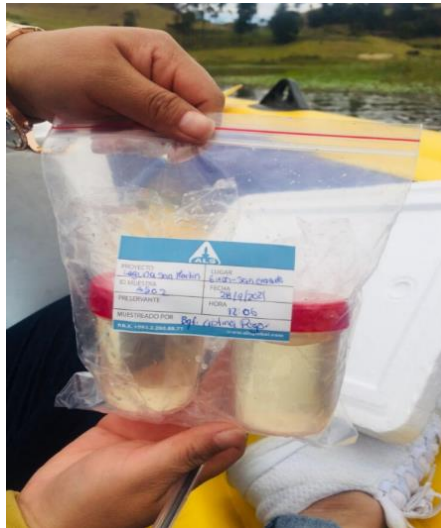


Figura 14. Recipientes esterilizados.

Fuente: Autores.

Para la toma de muestras se realizó el enjuague de los frascos dos veces con el agua de la laguna y en la tercera vez de ingresar el frasco a la laguna se tomaba la respectiva muestra para el análisis, con excepción del recipiente esterilizado que no necesita seguir el procedimiento de enjuague realizado en los frascos anteriores, sino tomar de manera inmediata la primera vez que se introduzca el frasco a la laguna (Figura 15 y 16).



Figura 15. Muestreo Pablo Loja.

Fuente: Autores.



Figura 16. Muestreo Christopher Sigüenza

Fuente: Autores.

Todos los frascos recolectados fueron preservados en la nevera portátil para su envío inmediato, incluyendo la cadena de custodia y siguiendo los requerimientos y procedimientos establecidos por el laboratorio ALS ECUADOR ALSECU S.A. de la ciudad de Quito.



Figura 17. Preservación de las muestras

Fuente: Autores.

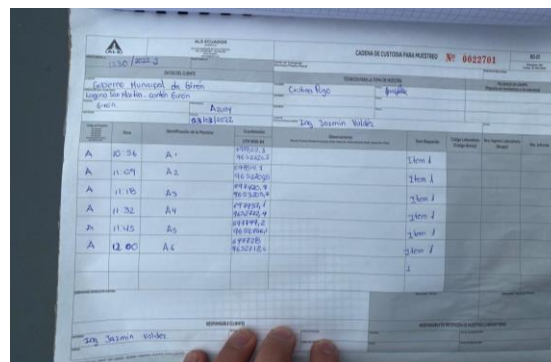


Figura 18. Cadena de custodia.

Fuente: Autores

Para el caso de la transparencia, el análisis se realizó in situ y utilizando la metodología del disco Secchi. El proceso inicia introduciendo el disco Secchi desde el bote en la laguna y se calcula la profundidad a la que ya no es visible como medida de la transparencia de la columna de agua.



Figura 19. Disco Secchi.

Fuente: Autores.



Figura 20. Medición de la transparencia

Fuente: Autores.

3.2.5 Análisis de muestras

Las muestras fueron enviadas al laboratorio ALS ECUADOR ALSECU S.A. en la ciudad de Quito para su respectivo análisis. La Tabla 14 muestra los métodos y técnicas empleadas por el laboratorio para el análisis de los parámetros.

Tabla 14. Métodos y técnicas para el análisis de muestras

	Demanda Química de oxígeno (DBQ)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	Espectrofotometría UV-Vis
Químico	Fósforo	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	Espectrofotometría UV-Vis
	Nitrógeno total	AAA-PE-A027/ SM4500 - NC	Espectrofotometría UV-Vis
	Nitratos	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO3 - E	Espectrofotometría UV-Vis
	Nitritos	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO2- E	Espectrofotometría UV-Vis
	Oxígeno disuelto (OD)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	Volumetría
	Potencial de hidrogeno (pH)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	Electrometría
	Clorofila-a	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	
	Físico	Turbiedad	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B
Transparencia		In Situ	Disco Secchi
Temperatura		Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	Termometría
Microbiológico	Coliformes fecales	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	Filtración por membrana

Fuente: Autores basado en ALS ECUADOR ALSECU S.A.

3.3. Metodología para determinar los índices de calidad (ICA)

Para la aplicación de los índices de calidad del agua (ICA) descritos anteriormente, se realizó una revisión bibliográfica de todos los índices de calidad de agua existentes alrededor del mundo, con el afán de seleccionar los índices más adecuados a la zona de estudio (laguna San Martín). Además, se analizó la aplicación de los mismos en un gran número de investigaciones a nivel nacional e internacional. Se seleccionaron tres índices: Índice NSF, Índice CCME-Canadá y el Índice Oregón.

Se aplicó cada ICA a todos los puntos de muestreo y para cada periodo de monitoreo. Cada uno de los resultados obtenidos fueron representados gráficamente, con la finalidad de diferenciar el cambio que presenta cada uno de los índices de calidad del agua con respecto a los puntos y periodos de monitoreo (verano-invierno). Para realizar cada uno de los cálculos, tanto para las fórmulas generales y subíndices de los tres ICAs se utilizó el software Excel.

3.3.1. Cálculo del Índice NSF

El cálculo del ICA-NSF se realizó mediante el método aditivo que consiste en la suma de los resultados de cada subíndice de los parámetros analizados. Teniendo en cuenta las variables microbiológicas y fisicoquímicas, este índice usa 9 parámetros (Brown et al., 1970), sin embargo en el presente estudio se emplearon 8 parámetros: el fosfato total, DBO, oxígeno disuelto, nitratos, coliformes fecales, pH, temperatura y turbidez (Tabla 16).

Para el cálculo del índice NSF y sus subíndices se utilizaron las siguientes ecuaciones:

$$ICA = \sum_{i=1}^9 I_i * W_i \quad (1)$$

Donde:

- ICA: Índice de Calidad de Agua.
- i: cada uno de los parámetros de calidad.
- I_i : subíndice del parámetro i; (se encuentra entre 0 y 100).
- W_i : pesos ponderados entre 0% y 100%, asignados a cada parámetro (I_i).

A continuación, se presentan las ecuaciones que permiten calcular el subíndice de coliformes fecales, pH, DBO₅, nitratos, fosfatos, temperatura, turbidez, sólidos totales disueltos, oxígeno disuelto.

- **Subíndices**

- **Coliformes fecales (CF)**

$$\text{Si: } 1 \frac{\text{NMP}}{100\text{ml}} \leq \text{CF} \leq 10 \frac{\text{NMP}}{100\text{ml}}$$

$$I_{CF} = -10.12 \ln(\text{CF}) + 95.896 \quad (2)$$

$$\text{Si: } 10 \frac{\text{NMP}}{100\text{ml}} < \text{CF} \leq 100 \frac{\text{NMP}}{100\text{ml}}$$

$$I_{CF} = 111.86\text{CF}^{-0.194} \quad (3)$$

$$\text{Si: } 100 \frac{\text{NMP}}{100\text{ml}} < \text{CF} \leq 1000 \frac{\text{NMP}}{100\text{ml}}$$

$$I_{CF} = -10.34 \ln(\text{CF}) + 92.777 \quad (4)$$

$$\text{Si: } 1000 \frac{\text{NMP}}{100\text{ml}} < \text{CF} \leq 10000 \frac{\text{NMP}}{100\text{ml}}$$

$$I_{CF} = 1 \times 10^{-7} \text{CF}^2 - 0.0024\text{CF} + 23.308 \quad (5)$$

$$\text{Si: } 1000 \frac{\text{NMP}}{100\text{ml}} < \text{CF} \leq 100000 \frac{\text{NMP}}{100\text{ml}}$$

$$I_{CF} = -3.072 \ln(\text{CF}) + 38.331 \quad (6)$$

$$\text{Si: } \text{CF} > 100000 \frac{\text{NMP}}{100\text{ml}}; I_{CF} = 2 \%$$

- **Potencial de hidrógeno (pH)**

$$\text{Si: } \text{pH} \leq 7,5$$

$$I_{pH} = -0.1789\text{pH}^5 + 3.7932\text{pH}^4 - 30.517\text{pH}^3 + 119.75\text{pH}^2 - 224.58\text{pH} + 159.46 \quad (7)$$

$$\text{Si: } \text{pH} > 7.5$$

$$I_{pH} = -1.11429\text{pH}^9 + 44.50952\text{pH}^3 - 656.60000\text{pH}^2 + 4215.344762\text{pH} - 9840.14286 \quad (8)$$

$$\text{Si: } \text{pH} < 2 \text{ ó } \text{pH} > 12; I_{pH} = 0 \%$$

- **Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅)**

$$I_{DBO} = 1.8677E - 04(DBO)^4 - 1.6615E - 02(DBO)^3 + 5.9636E - 01(DBO)^2 - 1.1152E + 1(DBO) + 1.0019E + 02 \quad (9)$$

$$\text{Si: } DBO > 30 \frac{mg}{L}; I_{DBO} = 2 \%$$

- **Nitratos (NO₃)**

$$I_{NITRA} = 3.5603E - 09N^6 - 1.2183E - 06N^5 + 1.6238E - 04N^4 - 1.0693E - 02N^3 + 3.7304E - 1N^2 - 7.5210N + 1.0095E + 02 \quad (10)$$

$$\text{Si: Nitratos } > 100 \frac{mg}{L}; I_N = 1 \%$$

- **Fosfatos (PO₄)**

$$I_P = 4.67320E - 03P^6 - 1.6167E - 01P^5 + 2.20595P^4 - 1.50504E + 01P^3 + 5.38893E + 01P^2 - 9.98933E + 01 + 9.98311E + 01 \quad (11)$$

$$\text{Si: Fosfatos } > 10 \frac{mg}{L}; I_P = 2 \%$$

- **Temperatura**

$$I_{\Delta T} = 1.9619E - 06\Delta T^6 - 1.3964E - 04\Delta T^5 + 2.5908E - 03\Delta T^4 + 1.5398E - 02\Delta T^3 - 6.7952E - 01\Delta T^2 - 6.7204E - 01\Delta T^1 + 9.0392E + 01 \quad (12)$$

$$\text{Si: } \Delta T > 15 \text{ } ^\circ\text{C}; I_{\Delta T} = 5 \%$$

- **Turbidez**

$$I_T = 1.8939E - 06T^4 - 4.9942E - 04T^3 + 4.9181E - 02T^2 - 2.6284T^1 + 9.8098E + 01 \quad (13)$$

$$\text{Si: Turbiedad } > 100 \text{ NTU}; I_T = 5 \%$$

- **Sólidos totales disueltos (STD)**

$$I_{ST} = -4.4289E - 09ST^4 + 4.650E - 06ST^3 - 1.9591E - 03ST^2 + 1.8973E - 01ST^1 + 8.0608E + 01 \quad (14)$$

$$\text{Si: } ST > 500 \frac{mg}{L}; I_{ST} = 20 \%$$

- **Oxígeno disuelto (OD)**

$$I_{OD} = 3.1615E - 08(OD\%)^5 - 1.0304E - 05(OD\%)^4 + 1.0076E - 03(OD\%)^3 - 2.7883E - 02(OD\%)^2 + 8.4068E - 01(OD\%)^1 - 1.6120E - 01 \quad (15)$$

Si: $OD\% > 140; I_{OD} = 50 \%$

• **Pesos ponderados (Wi)**

Los pesos ponderados que se observan en la Tabla 15, presentan factores de ponderación de acuerdo con su importancia en la aplicación de ICA-NSF y se aplican para cada uno de los subíndices mencionados anteriormente. Mediante la aplicación de estos pesos ponderados en cada uno de los subíndices se busca obtener la media ponderada que constituirá el resultado final del ICA. (Fernández Parada & Solano Ortega, 2007).

Tabla 15. Pesos ponderados (Wi)

Parámetro	Factor de ponderación
Oxígeno disuelto	0.17
Coliformes fecales	0.16
pH	0.11
DBO	0.11
Variación de Temperatura	0.10
Fosfatos	0.10
Nitratos	0.10
Turbidez	0.08
Sólidos Totales	0.07

Fuente: (Abbasi & Abbasi, 2012)

A falta de un parámetro en nuestro análisis se procedió a realizar la distribución del factor de ponderación correspondiente a los sólidos totales, entre los demás parámetros para luego realizar su cálculo nuevamente. En este caso, se dividió el factor de ponderación de 0.07 de los sólidos totales para los 8 parámetros, dándonos un resultado de 0.00875 que se sumó a cada uno de los demás factores de ponderación de los parámetros.

Tabla 16. Nuevos pesos ajustados.

Parámetro	Factor de ponderación
Oxígeno Disuelto	0.17875
Coliformes fecales	0.16875
pH	0.11875
DBO	0.11875
Temperatura	0.10875
Fosfatos	0.10875
Nitratos	0.10875
Turbidez	0.08875

Fuente: Autores.

3.3.2. Cálculo del Índice CCME-Canadá

Para el cálculo del índice CCME-Canadá se usó los parámetros DBO, DQO, oxígeno disuelto, coliformes fecales, pH, temperatura, turbidez, fósforo, nitratos, nitritos, nitrógeno total y coliformes fecales. Estos parámetros se analizaron teniendo en cuenta la normativa ambiental correspondiente a los criterios de calidad de aguas para fines recreativos mediante contacto secundario del Registro Oficial Suplemento 387 de 4 de noviembre de 2015 (Anexo 1). El cálculo del Índice CCME - Canadá se realizó en función de las variables mencionadas y se calcularon los factores principales: alcance (F1), frecuencia (F2) y amplitud mediante las ecuaciones propuestas por Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME), (2017).

- Medida de alcance (F1)

$$F1 = \left(\frac{\text{número de variables fallidas}}{\text{Número total de variables}} \right) * 100 \quad (16)$$

- Medida de frecuencia (F2)

$$F2 = \left(\frac{\text{número de pruebas fallidas}}{\text{Número total de pruebas}} \right) * 100 \quad (17)$$

- Cálculo de la amplitud (F3)

$$F3 = \frac{nse}{0.01nse + 0.01} \quad (18)$$

La amplitud (F3) se calcula mediante 3 pasos:

- Cálculo de la excursión

El valor de prueba no debe exceder el objetivo:

$$excursión_i = \left(\frac{Valor\ de\ prueba\ fallida_i}{Objetivo_i} \right) - 1 \quad (19)$$

El valor de prueba no debe caer debajo del objetivo:

$$excursión_i = \left(\frac{Obejtivo_i}{Valor\ de\ prueba\ fallido_i} \right) - 1 \quad (20)$$

- Cálculo de la suma normalizada de excursiones

$$nse = \frac{\sum_{i=1}^n excursión_i}{Número\ de\ prueba} \quad (21)$$

- Cálculo del índice de CMME-Canadá

$$CCME_WQI = 100 - \left(\frac{\sqrt{F1^2 + F2^2 + F3^2}}{1.732} \right) \quad (22)$$

3.3.3. Cálculo del Índice Oregón (OWQI)

El OWQI expresa un número simple sobre la calidad de agua permitiéndonos comparar la calidad del cuerpo de agua en diferentes puntos. Este índice usa 8 parámetros; pH, sólidos totales, fósforo total, coliformes fecales, nitratos, DBO, oxígeno disuelto y temperatura (Dojlido et al., 1994). En el presente estudio se emplearon únicamente 7 parámetros excluyendo a los sólidos totales.

Se usó el método OWQI, cuyas fórmulas propuestas por el Departamento de Calidad Ambiental de Oregón se presentan en las ecuaciones (27) y (28).

$$OWQI = \sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{SI_i^2}}} \quad (23)$$

Donde:

OWQI = Índice de Calidad de Agua

SI_i = Subíndice de parámetro i

n = Número de subíndices

Ecuación con subíndices:

$$OWQI = \sqrt{\frac{8}{\frac{1}{SI_T^2} + \frac{1}{SI_{OD}^2} + \frac{1}{SI_{DBO}^2} + \frac{1}{SI_{pH}^2} + \frac{1}{SI_{ST}^2} + \frac{1}{SI_N^2} + \frac{1}{SI_P^2} + \frac{1}{SI_{CF}^2}}} \quad (24)$$

Subíndices (SI)

- Subíndice de temperatura (SI_T)

$$\text{Si: } T \leq 11^\circ\text{C} : SI_T = 100$$

$$\text{Si: } 11^\circ\text{C} < T \leq 29^\circ\text{C} :$$

$$SI_T = 76.54007 + 4.172431T - 0.1623171T^2 - 2.055666E^{-3}T^3 \quad (25)$$

$$\text{Si: } 29^\circ\text{C} < T : SI_T = 10$$

- Subíndice de oxígeno disuelto (SI_{OD})

$$\text{Si: } DO \text{ saturación } (DO_S) \leq 100 \% ; DO \text{ concentración } (DO_C) \leq 3.3 \frac{\text{mg}}{\text{L}};$$

$$SI_{OD} = 10$$

$$\text{Si: } 3.3 \frac{\text{mg}}{\text{L}} < DO_C < 10.5 \frac{\text{mg}}{\text{L}};$$

$$SI_{OD} = -80.28954 + 31.88294DO_C - 1.400999DO_C^2 \quad (26)$$

$$\text{Si: } 10.5 \frac{\text{mg}}{\text{L}} \leq DO_C ; SI_{OD} = 100$$

$$\text{Si: } 100 \% < DO_S \leq 275 \%$$

$$SI_{OD} = 100^{((DO_S-100)*-1.97429E(-2))} \quad (27)$$

$$\text{Si: } 275 \% < DO_S : SI_{OD} = 10$$

- Subíndice de DBO (SI_{DBO})

$$\text{Si: } DBO \leq 8 \frac{\text{mg}}{\text{L}} :$$

$$SI_{DBO} = 100^{(DBO*-0.199314)} \quad (28)$$

$$\text{Si: } 8 \frac{\text{mg}}{\text{L}} < DBO ; SI_{DBO} = 10$$

- Subíndice de pH (SI_{pH})

$$\text{Si: } pH < 4 ; SI_{pH} = 10$$

$$\text{Si: } 4 \leq pH < 7 :$$

$$SI_{pH} = 2.628419^{(pH*0.520025)} \quad (29)$$

$$\text{Si: } 7 \leq pH = 8 : SI_{pH} = 100$$

$$\text{Si: } 8 < pH = 11 :$$

$$SI_{pH} = 100^{((pH-8)*-0.520025)} \quad (30)$$

$$\text{Si: } 11 < pH : SI_{pH} = 10$$

- Subíndice de nutrientes ($SI_N - SI_P$)

Nitratos:

$$\text{Si: } N \leq 3 \frac{mg}{L} :$$

$$SI_N = 100^{(N*-0.460512)} \quad (31)$$

Fósforo total

$$\text{Si: } N \leq 0.25 \frac{mg}{L} :$$

$$SI_P = 100 - 299.5406P - 0.1384108P^2 \quad (32)$$

$$\text{Si: } 0.25 \frac{mg}{L} < P : SI_P = 10$$

- Subíndice de sólidos totales (SI_{ST})

$$\text{Si: } TS \leq 40 \frac{mg}{L} : SI_{ST} = 100$$

$$\text{Si: } 40 \frac{mg}{L} < TS = 280 \frac{mg}{L} :$$

$$SI_{ST} = 123.43562^{TS*-5.29647*10^{-3}} \quad (33)$$

$$\text{Si: } 280 \frac{mg}{L} < TS : SI_{ts} = 10$$

- Subíndice de Coliformes Fecales (SI_{CF})

$$\text{Si: } FC \leq 50 \frac{NMP}{100mL} : SI_{CF} = 98$$

$$\text{Si: } 50 \frac{NMP}{100mL} \leq FC \leq 1600 \frac{NMP}{100mL} :$$

$$SI_{CF} = 98^{((FC-50)*-9.917754*10^{-4})} \quad (34)$$

$$\text{Si: } 1600 \frac{NMP}{100mL} < FC : SI_{CF} = 10$$

Para este estudio no se incluyó SI_{ST} por tanto, $n=7$, quedando la ecuación (35) propia para nuestro estudio.

$$OWQI = \sqrt{\frac{7}{\frac{1}{SI_T^2} + \frac{1}{SI_{OD}^2} + \frac{1}{SI_{DBO}^2} + \frac{1}{SI_{pH}^2} + \frac{1}{SI_N^2} + \frac{1}{SI_P^2} + \frac{1}{SI_{CF}^2}}} \quad (35)$$

3.4. Metodología para determinar los índices de Eutrofización (IE)

Para la selección de los índices de eutrofización aplicados en la Laguna San Martín, se realizó una revisión bibliográfica de todos los índices existentes y se procedió a seleccionar de acuerdo con la adaptabilidad a la zona de estudio y otros factores como tiempo, costo, etc. Para ello, se seleccionaron tres índices: Índice de Carlson, Índice OCDE y el Índice TRIX. Siendo estos índices los más utilizados a nivel global.

Los índices de Carlson y el índice OCDE han sido ampliamente utilizados en la clasificación de embalses y lagos. En cambio, para índice TRIX, gran parte de su aplicabilidad está enfocada en zonas costeras, existiendo una mínima cantidad de casos de estudio en los lagos; sin embargo, se escogió este índice para corroborar la confiabilidad y aplicabilidad en la laguna San Martín comparando con los resultados que se obtendrán con los dos índices mencionados anteriormente.

Todos los cálculos y análisis se elaboraron para cada uno de los puntos de monitoreo y para cada periodo (verano – invierno). Al igual que los índices de calidad se realizaron representaciones graficas de los resultados, con el objetivo de diferenciar el cambio que presenta cada uno de los puntos de monitoreo.

3.4.1. Índice de Carlson (IET)

La metodología desarrollada por Carlson (1977) fue aplicada para conocer el estado trófico de la laguna San Martín. Este índice se basa en tres parámetros: Profundidad disco Secchi, fósforo total y clorofila-a. En las ecuaciones (36), (37) y (38) se presentan las fórmulas respectivas para el cálculo de dichos parámetros. Por otro lado, la ecuación (39) se emplea para el cálculo final del IET en donde se promedian las 3 variables calculadas. Al igual que los otros índices, este se aplicó a cada uno de los puntos de monitoreo.

Profundidad Disco Secchi (Ds):

$$IET_{Ds} = 60 - 14.41 \ln(Ds) \quad (36)$$

Fósforo total (Pt):

$$IET_{Pt} = 14.42 \ln(Pt) + 4.15 \quad (37)$$

Clorofila-a (Clorf a):

$$IET_{Clorf\ a} = 9.81 \ln(Clorf\ a) + 30.6 \quad (38)$$

Índice (IET):

$$IET = \frac{(IET_{Ds} + IET_{Pt} + IET_{Clorf\ a})}{3} \quad (39)$$

3.4.2. Índice OCDE

Para el cálculo del nivel de eutrofización, se utilizaron los mismos parámetros que el caso anterior: fósforo, clorofila-a y la transparencia. La categorización del estado trófico mediante la aplicación de la metodología OCDE (1982) es muy sencilla, ya que se fundamenta en comparar los datos obtenidos en el análisis de cada punto de monitoreo alrededor de la laguna con los límites propuestos por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico para cada categoría (Tabla 5). Esta comparación se aplicó a cada periodo de monitoreo (verano – invierno).

3.4.3. Índice TRIX

El índice TRIX incluye en su fórmula la desviación de la saturación del oxígeno, el nitrógeno total, fósforo total y la clorofila-a, obtenidos en cada punto de muestreo. Este índice combina logaritmos de las cuatro variables, donde se obtiene un valor final entre 0 – 10, siendo el valor de 10 el mayor en la categorización y resultando un cuerpo de agua hipertrófico. En los cálculos, estas variables mencionadas tienen el mismo peso para determinar el estado trófico de la laguna (Gomez Jakobsen, 2015).

El cálculo del índice TRIX se realiza mediante el análisis de los parámetros antes mencionados y empleando la ecuación (40).

$$TRIX = \frac{\log(Chla * OD * NT * PT) + 1.5}{1.2} \quad (40)$$

Donde:

- Chla: concentración Clorofila-a ($\mu\text{g/l}$).
- OD: valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto ($100 - \%OD$).
- NT: concentración del nitrógeno Total ($\mu\text{g/l}$).
- PT: concentración del fósforo Total ($\mu\text{g/l}$).
- 1.5 y 1.2: valores mínimos de las variables que componen el índice.

3.5. Análisis estadístico

El análisis estadístico se aplicó a cada uno de los índices obtenidos, tanto de calidad como de eutrofización, con el objetivo de, primero conocer si los índices calculados en cada punto de muestreo para cada periodo de monitoreo cumplen los supuestos de distribución normal, homocedasticidad e independencia. Posteriormente se comprobó mediante un análisis de varianza, ANOVA unidireccional en el caso de cumplir los supuestos de distribución normal o Kruskal Wallis en el caso de no cumplir los supuestos de distribución normal, si existe o no diferencias significativas en los índices obtenidos para cada punto de muestreo. El análisis fue realizado con el software RStudio.

3.5.1. Comprobación de los supuestos de distribución normal

El análisis de la distribución normal se realizó aplicando dos metodologías. Primero se obtuvieron las gráficas de distribución correspondientes a cada punto y se comprobó visualmente si existe una curva de distribución normal; es decir, si los valores de los índices calculados tienden a agruparse alrededor de la media.

Adicionalmente, para el análisis de distribución se aplicó la prueba de normalidad de Shapiro-Wilk a cada índice obtenido de los puntos de muestreo durante los periodos de monitoreo, debido a que este test es aplicable a muestras que contienen menos de 50 elementos (Shapiro & Wilk, 1965).

Se comprobó también el supuesto de homogeneidad de varianzas o la homocedasticidad mediante la prueba de Flinger-Killeen.

3.5.2. Análisis de Varianza

- **ANOVA**

Para el análisis de varianza ANOVA se partió de la hipótesis nula (H_0) la cual indica que: las medias de los índices obtenidos para cada punto de muestreo no presentan diferencias significativas o son iguales entre sí.

Es decir:

$$H_{0(ANOVA)}: M_{AS01} = M_{AS02} = M_{AS03} = M_{AS04} = M_{AS05} = M_{AS06}$$

Y de la hipótesis alterna (H_1) indica que: todas las medias de los índices obtenidos para cada punto de muestreo presentan diferencias significativas o no son iguales

$$H_{1(ANOVA)}: M_{AS01} \neq M_{AS02} \neq M_{AS03} \neq M_{AS04} \neq M_{AS05} \neq M_{AS06}$$

- **Kruskal Wallis**

En el caso de no cumplir los supuestos se aplicó Kruskal Wallis, cuya hipótesis nula (H_0) indica que: las medianas de los índices obtenidos para cada punto de muestreo no presentan diferencias estadísticas significativas o son iguales entre sí

Es decir

$$H_{0(Kruskal)}: Me_{AS01} = Me_{AS02} = Me_{AS03} = Me_{AS04} = Me_{AS05} = Me_{AS06}$$

Mientras que, la hipótesis alterna (H_1) indicó que: no todas las medianas de los índices obtenidos para cada punto de muestreo son iguales o que las diferencias entre algunas de las medianas son estadísticamente significativas.

$$H_{1(Kruskal)}: Me_{AS01} \neq Me_{AS02} \neq Me_{AS03} \neq Me_{AS04} \neq Me_{AS05} \neq Me_{AS06}$$

El análisis de varianza se realizó con un 95 % de confianza.

4. CAPÍTULO 4: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Parámetros físicos, químicos y microbiológicos

Los datos presentados corresponden a los resultados obtenidos para cada uno de los puntos de muestreo en la Laguna San Martín (Tabla 17). Los resultados pertenecen a la temporada de verano 2021 e invierno 2022. La temporada de verano está comprendida entre los meses de agosto, septiembre y octubre mientras que la temporada de invierno incluye los meses de febrero, marzo y abril.

Tabla 17. Resultados de los parámetros físicos, químicos y microbiológicos de la Laguna San Martín en las temporadas de verano 2021 e invierno 2002.

PARÁMETROS		OD (%)	Temp. (°C)	Clorof.a (µg/l)	Colif. fecales (NMP/100ml)	pH	DBO (mg/l)	Turbiedad (NTU)	Nitratos (mg/l)	Nitritos (mg/l)	Nitrógeno total (mg/l)	OD (mg/l)	Fósforo (mg/l)	Fosfatos (mg/l)	
VERANO	Agosto	AS01	63.27	10.1	50.43	1.8	6.9	5.61	23.4	1	0.01	5	5.04	0.71	2.16
		AS02	92.64	10.7	1.78	23.0	6.83	15.37	26.2	1.71	0.01	5	7.29	0.40	1.26
		AS03	68.1	10.6	53.40	1.8	6.86	5.75	29.4	1.27	0.01	5	5.37	0.58	1.76
		AS04	55.24	10.1	7.78	1.8	6.84	7.45	24.7	1.15	0.01	5	4.4	0.72	2.2
		AS05	77.43	10.8	13.49	1.8	7.17	11.08	23	1.06	0.01	5	6.08	0.43	1.32
		AS06	56.14	11	6.41	1.8	7.09	19.29	28.4	1	0.01	5	9.16	0.80	2.42
	Septiembre	AS01	84.56	19	30.04	1.8	6.97	8.2	23	3.96	0.01	5	5.52	1	3.06
		AS02	85.46	18.7	29.37	1.8	7	15.41	24.8	2.85	0.01	5	5.62	1	3.06
		AS03	40.7	19.1	63.49	1.8	6.81	7.49	32	3.12	0.01	5	2.65	1	3.06
		AS04	63.42	18.7	6.52	1.8	6.91	6.43	22.3	4.33	0.014	5	4.17	1	3.06
		AS05	89.56	18.9	16.20	1.8	6.86	5.23	22.3	4.07	0.01	5	5.86	1	3.06
		AS06	88.72	18.8	21.36	1.8	6.98	11.67	22.3	2.59	0.01	5	5.82	1	3.06
	Octubre	AS01	48.03	19.2	11.18	1.1	6.85	17.46	32.6	3.76	0.01	5	3.12	1.23	3.76
		AS02	58.19	19.2	20.69	1.1	6.83	20.33	35.2	2.17	0.01	5	3.78	1.23	3.76
		AS03	42.03	19.5	57.51	1.1	6.62	37.12	47.5	3.02	0.01	5	2.71	1.23	3.76
		AS04	51.32	19	21.18	1.1	6.68	20.76	33.8	2.58	0.01	5	3.35	1.23	3.76
		AS05	90.35	19.4	11.21	1.1	7.33	15.91	34.1	3.23	0.01	5	5.84	1.23	3.76
		AS06	57.22	19.6	10.92	1.1	6.94	15.81	33.4	3.82	0.01	5	3.68	1.23	3.76
INVIERNO	Febrero	AS01	36.04	18.6	1.00	2	6.65	0.71	25.6	2.64	0	5	2.35	0.29	0.89
		AS02	40.62	18.6	1.78	1.8	6.69	0.67	21.7	2.7	0	5	2.65	0.40	1.22
		AS03	33.89	19	2.80	1.8	6.65	0.87	27.1	2.26	0	5	5.37	0.40	1.22
		AS04	45.99	19.3	2.40	1.8	6.64	0.84	22	2.1	0	5	3	0.31	0.94
		AS05	40.93	18.9	3.40	1.8	6.66	0.66	18.8	2.29	0	5	2.67	0.59	1.80
		AS06	30.51	18.6	0.80	1.8	6.58	0.8	22	2.64	0	16	1.99	0.23	0.70
	Marzo	AS01	52.26	20.3	2.00	1.8	6.67	4.13	6.9	0.82	0.002	5	5.52	0.66	2.01
		AS02	28.86	20	9.08	33	6.51	3.96	17.3	1.38	0	5	2	0.27	0.82
		AS03	57.57	20.5	10.68	130	6.61	4.81	15.9	1.44	0.003	5	3.79	0.02	0.05
		AS04	42.84	19.9	3.43	79	6.63	6.91	17	1.29	0.022	5	2.82	0.89	2.71
		AS05	76.72	20.2	6.94	7.8	6.64	4.48	13.7	0.94	0.002	5	5.05	0.20	0.62
		AS06	32.66	20	8.01	33	6.53	2.79	9.4	0.82	0.001	5	5.82	0.59	1.80
	Abril	AS01	24.23	19.2	13.02	4	6.59	10.77	26.7	1	0.01	5	2	1	3.06
		AS02	25.76	19.6	9.22	1.8	6.6	10	25.6	1	0.01	5	3.78	1	3.06
		AS03	32.67	19.5	15.46	1.8	6.57	10.01	23.5	1	0.01	5	2.13	1	3.06
		AS04	24.38	19.3	3.81	2	6.56	12.59	26	1	0.01	5	3.35	1	3.06
		AS05	57.2	19.8	8.66	1.8	6.63	11.52	22	1	0.01	5	3.73	1	3.06
		AS06	61.04	19.2	15.58	1.8	6.62	10.14	24.6	1	0.01	5	3.68	1	3.06

Fuente. Autores

La temporada de verano en promedio presentó valores altos de porcentaje de OD (67.35%) en comparación con la temporada de invierno (41.34 %). Los porcentajes de OD mostraron valores altos en el punto AS02 con un valor de 92.64 % y en el punto AS05 de 90.35 % correspondiente a los meses de agosto y octubre respectivamente; mientras que, los valores más bajos se presentaron en los meses de febrero y marzo. (Figura 21)

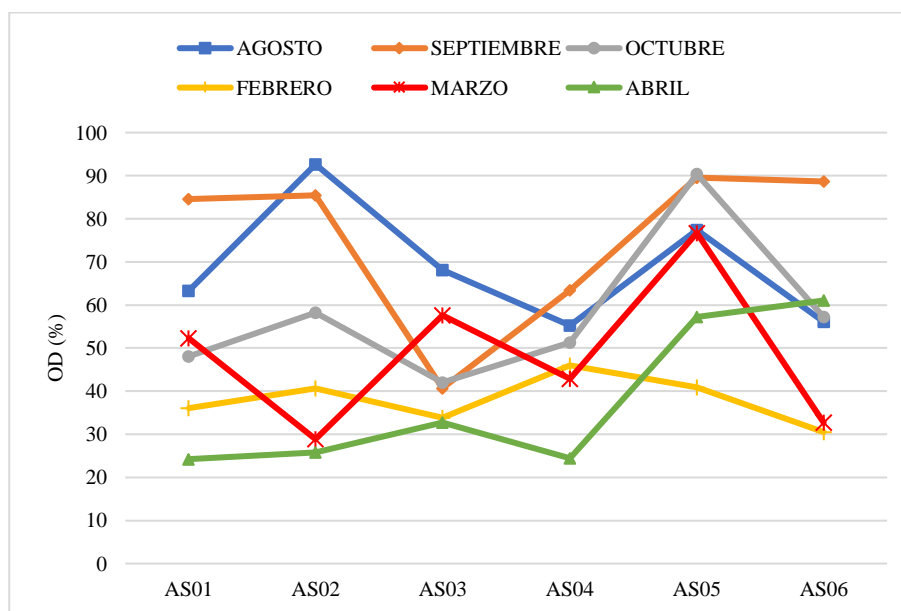


Figura 21. Porcentaje de OD en la laguna San Martín.

Fuente. Autores

En cuanto a la concentración de OD (Figura 22) en la temporada de invierno tuvo un valor promedio de 3.43 mg/l, en comparación a la temporada de verano, esta última tuvo un valor más alto de 4.97 mg/l. Estos niveles bajos y altos de OD variaron también con la temperatura del agua, presentando una relación similar a la que mencionan Muñoz et al. (2015), indicando que hay una relación directamente proporcional entre la temperatura del agua y el oxígeno disuelto. Este fenómeno se lo puede atribuir a que, en algunos días de muestreo la radiación solar fue intensa aumentando la temperatura del agua o también al proceso de fotosíntesis como señala Muñoz et al. (2015). Otra causa para la disminución de la concentración de OD se puede asociar a la presencia de aves en la laguna, las cuales generan desechos que se acumulan generando materia orgánica, la cual requiere una alta demanda de oxígeno para realizar el proceso de oxidación. Esto

fue demostrado también por Posada et al., (2013), asegurando que tal demanda puede agotar o disminuir apreciablemente el OD.

El oxígeno disuelto es uno de los parámetros que tiene un peso ponderado de 0.17 (Tabla 15) por lo que tiene mayor influencia en la determinación de la calidad del agua. La normativa ambiental vigente, TULSMA Libro VI Anexo 1 de Criterios de calidad de aguas para fines recreativos mediante contacto secundario (Anexo 1), indica el límite máximo permisible que debe tener el agua para mencionado uso, donde el % OD no debe ser inferior a 80 %. Por lo tanto, analizando los resultados del laboratorio se puede observar que la mayoría de las estaciones en esta temporada tiene valores por debajo del límite, influyendo en la calidad del agua y en los cálculos de los índices de calidad. Se consideró a la laguna San Martín como un cuerpo de agua con fines recreativos debido a que el GAD Provincial del Azuay y el GAD Municipal de Girón buscan la restauración ambiental de la laguna con el afán de ayudar a la reactivación económica y turística de la zona, como lo menciona la Sra. Rebeca Nieves presidenta de la Junta Parroquial de San Gerardo.

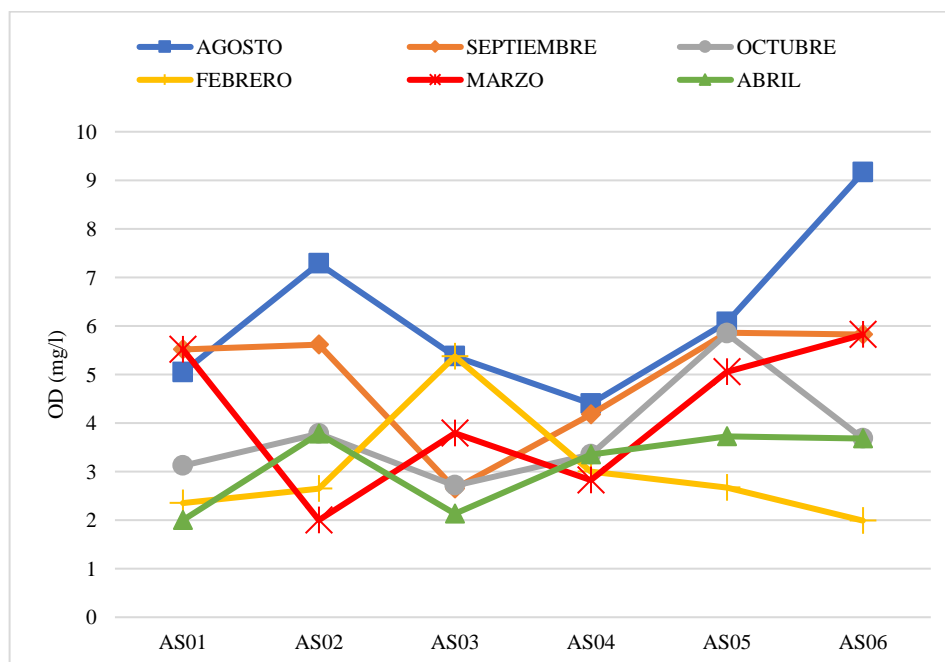


Figura 22. Concentración de OD en la laguna San Martín.

Fuente. Autores

De acuerdo a Salmasi et al. (2021), en los cuerpos de agua la concentración ideal de oxígeno debe estar entre 5 – 9 mg/l. Como se puede observar en la Figura 22, los

resultados del OD oscilaron en un rango de 1.9 – 9.6 mg/l, por lo que se podría decir que en parte la laguna San Martín presenta condiciones ideales para la vida acuática. Los valores cercanos a 1.9 mg/l se presentaron en la temporada invierno, específicamente en el punto AS06 (febrero), AS02 (marzo) y AS01 (abril), por lo que, estos puntos son más propensos a tener condiciones ambientales que ponen en riesgo la supervivencia de las especies acuáticas. Por otro lado, Viessman Jr et al. (2009) establece que concentraciones por debajo de 1 mg/l de oxígeno son letales para la vida en los cuerpos de agua. Por lo que, hay que tener en cuenta que en la laguna San Martín existen concentraciones que están por debajo del rango ideal de Salmasi et al. (2021) y cercanas al valor letal de Viessman Jr et al. (2009), que podrían llegar a disminuir y afectar a la vida acuática.

En cuanto al pH (Figura 23), la temporada de invierno y verano no presentaron diferencias considerables en los resultados. De este modo, se obtuvo un promedio de 6.92 en verano y 6.61 en invierno siendo ligeramente ácido. En comparación con los resultados emitidos por el análisis de agua realizado por la Prefectura del Azuay en el año 2020, se reportó un valor de 7 para el primer muestreo y 6.32 para el segundo, siendo valores que se encuentran dentro del rango de 6 – 7 existentes en el presente estudio. La temperatura es otro factor determinante en el cambio del pH en un cuerpo de agua, ya que estos parámetros tienen una relación directamente proporcional.

Como se puede observar en la Tabla 17, los resultados en la mayoría de las mediciones corroboran la relación directamente proporcional temperatura – pH. Lopez Archilla et al. (2003) aseguran que el incremento del pH se presenta en sistemas hipereutróficos, debido a que la producción primaria es alta en estos cuerpos de agua; también afirma que una alta concentración de pH crea un mecanismo de retroalimentación positiva en los cuerpos de agua, existiendo una mayor cantidad de carbono para el proceso de producción primaria y algunos nutrientes se vuelven más solubles como el fósforo. Teniendo en cuenta lo que menciona López Archilla et al. (2003) la laguna San Martín en teoría no debería presentar niveles hipereutróficos. Sin embargo, existen más factores como la disponibilidad de nutrientes, transparencia, OD y clorofila que deberían ser tomados en cuenta para definir el estado trófico de la laguna.

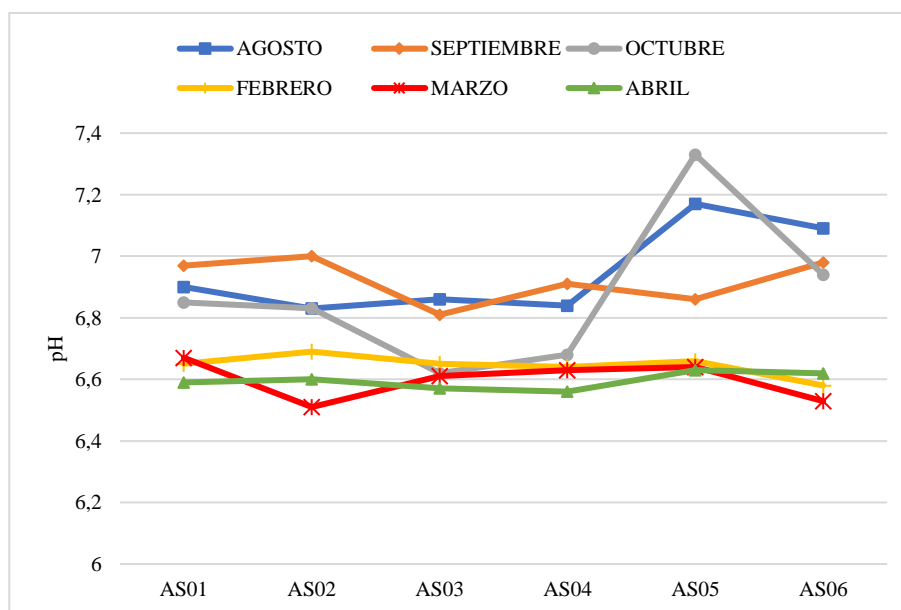


Figura 23. Nivel de pH en la laguna San Martín.

Fuente. Autores

Los resultados obtenidos para el fósforo en la temporada de verano presentaron valores altos en el mes de octubre en los seis puntos de monitoreo con 1.23 mg/l y valores bajos en el mes de agosto con un promedio de 0.60 mg/l. En cuanto a la temporada invernal se presentó un valor promedio de 0.60 mg/l, donde los meses de febrero y marzo presentan valores bajos de 0.29 mg/l en el punto AS01 (febrero) ya que es un punto que está ubicado en una zona donde el aporte de nutrientes es bajo y existe una baja vegetación acuática y cuenta con una profundidad reducida. El punto AS03 (marzo) presentó una concentración de 0.02 mg/l, esta concentración baja de fósforo se puede relacionar a las altas precipitaciones en el zona de estudio ocurridas en este periodo, como menciona Sosnovsky & Quirós (2006) las altas precipitaciones conllevan a un aumento de la profundidad del cuerpo de agua y con ello una mayor dilución de los nutrientes lo que pudo haber ocurrido en la laguna San Martín. Adicionalmente, Alvarez et al. (2006) mencionan que en la temporada de invierno podría existir una mayor concentración de fósforo en un cuerpo de agua debido al lavado del suelo por lluvias de restos de la actividad ganadera y la agricultura; sin embargo, este no es el caso de la laguna San Martín ya que no se registran actividades agrícolas recientes.

Los fosfatos (Figura 24) en los meses de septiembre y octubre variaron entre 3.06 mg/l y 3.76 mg/l respectivamente. En el mes de agosto las concentraciones están entre 4.2 –

2.5 mg/l con un valor promedio en la temporada de verano de 2.89 mg/l. En la temporada de invierno los fosfatos variaron de 0.60 – 3.06 mg/l, mostrando un valor promedio de 1.84 mg/l. Al comparar las concentraciones de fosfatos con los resultados del informe del 2020 con una concentración de 1.33 mg/l, se evidenció que la laguna de San Martín mantiene concentraciones similares a pesar de haber transcurrido dos años. Las concentraciones altas de fosfato en la temporada de verano se deben al aumento de la erosión como consecuencias de las precipitaciones periódicas e intensas que arrastran los fosfatos al cuerpo de agua, como lo mencionan Rodríguez et al. (2016) en su estudio.

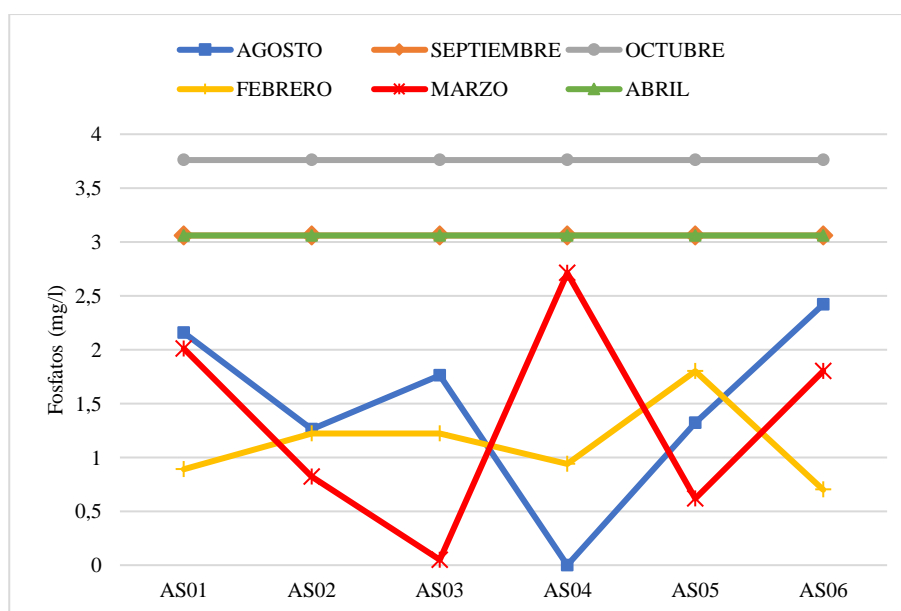


Figura 24. Concentración de fosfatos en la laguna San Martín.

Fuente. Autores

En la Figura 25 se evidencia que en la temporada de verano se presentaron valores altos de clorofila-a en comparación con la temporada de invierno, siendo así que en el punto AS01 (agosto), AS03 (agosto), AS03 (septiembre) y AS03 (octubre) presentó valores de 50.43 $\mu\text{g/l}$, 53.40 $\mu\text{g/l}$, 63.49 $\mu\text{g/l}$ y 57.51 $\mu\text{g/l}$ respectivamente. En la temporada de invierno se obtuvo un valor 6.56 $\mu\text{g/l}$ en promedio de los tres meses. Bonansea et al. (2014) aseguran que la clorofila-a depende de la penetración de la luz, temperatura del agua y de la concentración de nutrientes como N y el P, por ello estos valores altos se pueden atribuir a la concentración de nutrientes que presenta la laguna principalmente de fósforo. Como se observa en la Tabla 17 los valores altos de clorofila-a se presentan

cuando la concentración de fósforo es alta, corroborando la relación mencionada por K. Havens (2000) donde al aumentar la cantidad de fósforo aumenta la clorofila-a siendo una relación directamente proporcional. Toapanta Aimacaña (2017) demostró que el OD y la clorofila-a tiene una relación inversamente proporcional, al disminuir el OD la concentración de la clorofila aumenta. El OD disminuye debido al crecimiento alto de algas que presenta la laguna San Martín, por lo tanto, se corrobora la relación antes mencionada.

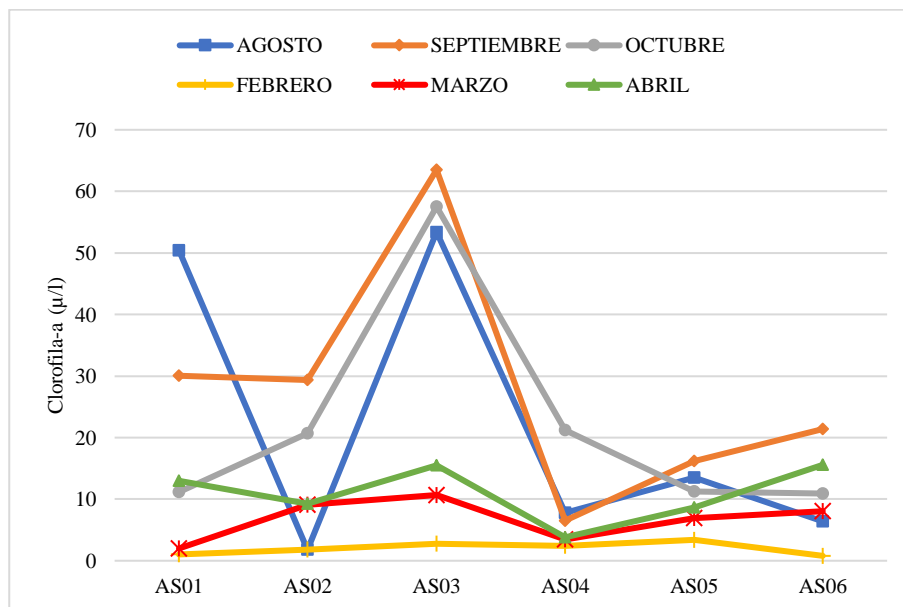


Figura 25. Concentración de clorofila-a en la laguna San Martín.

Fuente. Autores

La cantidad de coliformes fecales en la Laguna San Martín (Figura 26) mostró concentraciones promedio bajas en la temporada de verano (2.7 NMP/100 ml) y en la temporada invernal (17.16 NMP/100 ml). Los resultados emitidos por la prefectura del Azuay en el 2020 (1600 NMP/100 ml) son altos a comparación del presente estudio debido a que la laguna era utilizada como abrevadero de animales y pastoreo; sin embargo, a partir del año 2021 mediante controles del GAD municipal y provincial se han reducido notoriamente dichas actividades. La variación de la concentración de coliformes fecales verano e invierno se debe a que estos son los indicadores de vida más corta en los sedimentos en un cuerpo de agua, por lo tanto, estos se verán influenciados por la adición durante la temporada de invierno tal como indica (Ferguson et al., 1996). Gerba & McLeod (1976) indica que los coliformes fecales tienen mayor supervivencia

en los sedimentos de cuerpos de agua dulces con un alto contenido de materia orgánica en comparación con el agua del mar, esto explica la presencia de coliformes fecales en la laguna. Cabe recalcar también que en la laguna San Martín existen zanjas para el desfogue del agua favoreciendo a su autodepuración disminuyendo la concentración de coliformes fecales.

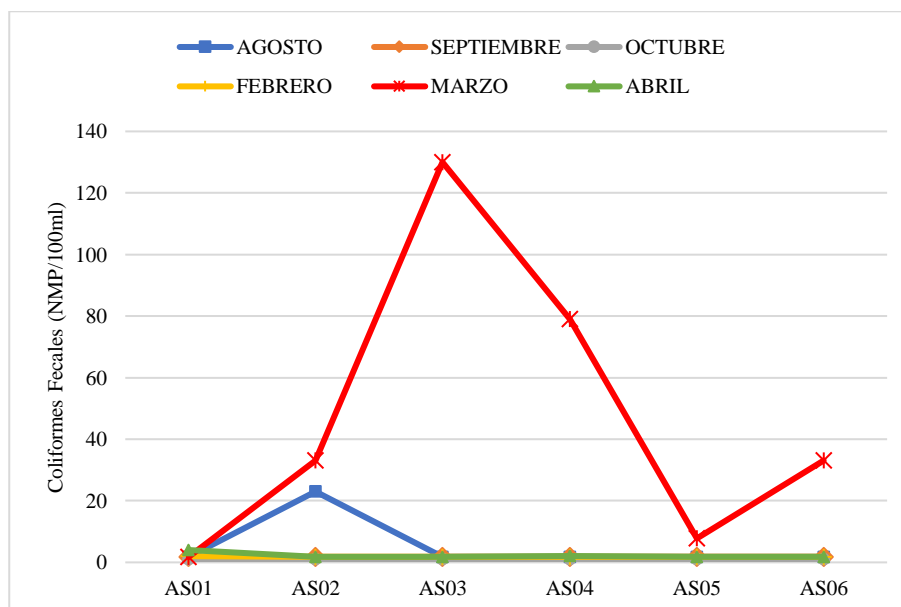


Figura 26. Concentración de coliformes fecales en la laguna San Martín.

Fuente. Autores

La DBO en el punto AS03 (octubre) presentó la concentración más alta (37.12 mg/l) en comparación a los otros puntos en la temporada de verano; mientras que en el punto AS05 (septiembre) mostró el valor más bajo en verano con un valor de 5.23 mg/l. En la temporada invernal el valor más alto fue de 12.59 mg/l en el punto AS04 (abril) y el valor más bajo fue de 0.66 mg/l (AS01, marzo). Las concentraciones elevadas de DBO (Figura 27) corresponden a bajas concentraciones de oxígeno disuelto, como se observa en el punto AS01 (agosto) con una DBO de 5.61 mg/l y OD de 5.04 mg/l en comparación con el punto AS04 (agosto) con una DBO de 7.45 mg/l y OD de 4.4 mg/l, esta disminución de OD se debe a que las bacterias consumen el oxígeno presente en un cuerpo de agua como indica Sardiñas et al., (2006). La temporada de invierno mantiene un promedio de 5.37 mg/l y verano un promedio de 13.69 mg/l; comparando con la DBO del informe de la GAD provincial, en donde se encontraron concentraciones inferiores en junio y noviembre del 2020, con valores de 6.37 mg/l y 5.16 mg/l

respectivamente. Según Bellos & Sawidis (2005) la diferencia de concentraciones entre temporadas se debe a la cantidad de materia orgánica, a la presencia de carbono orgánico, a las altas concentraciones de nutrientes, el pH y la temperatura; lo que tiene relación con el comportamiento de la DBO en la laguna San Martín.

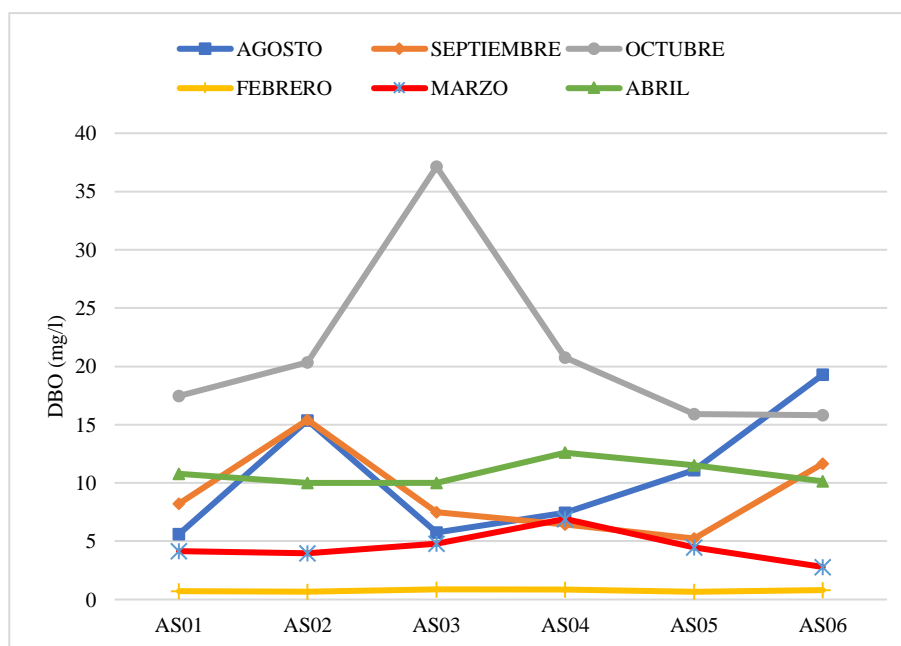


Figura 27. Concentración de DBO en la laguna San Martín.

Fuente. Autores

En cuanto a la turbiedad (Figura 28), en la temporada de invierno y verano, los resultados presentaron valores promedios de 20.32 NTU y 28.80 NTU respectivamente. El valor más alto en los muestreos de verano fue de 35.2 NTU y el más bajo fue de 22.30 NTU, para invierno 6.90 NTU fue el valor más bajo y el valor más alto fue 26.70 NTU. En el 2020 se determinaron valores de 14.3 NTU para ambas temporadas, valores inferiores a los encontrados en este estudio. Parra et al. (2018) señala que la turbiedad es causada por la presencia de partículas suspendidas ya sean orgánicas (algas, microorganismos) e inorgánicas (sedimentos). Observado la Tabla 16, los resultados en verano muestran una turbidez alta que se puede atribuir a que no hubo periodos de lluvia marcados, existiendo altas precipitaciones en la temporada de verano e invierno durante el año de monitoreo; por lo tanto, la cantidad de sedimentos arrastrada por escorrentía y la presencia de algas contribuyeron a una alta turbiedad del cuerpo de agua.

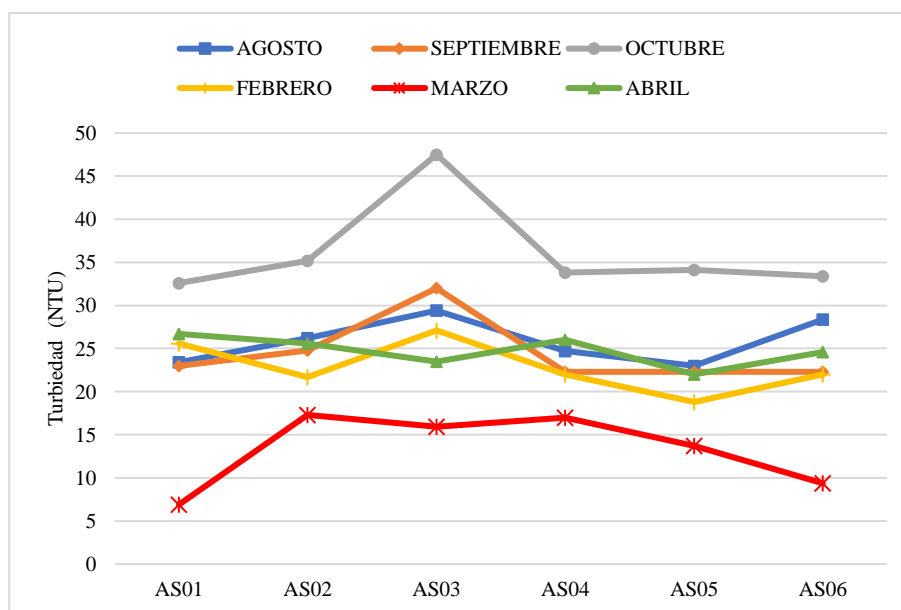


Figura 28. Turbiedad en la laguna San Martín.

Fuente. Autores

Los nitratos (Figura 29) mostraron concentraciones entre 1 – 5 mg/l en la temporada de verano, donde el punto de muestreo AS04 (septiembre) presentó la concentración más alta de 4.33 mg/l; en comparación con la temporada de invierno, las concentraciones de nitratos variaron desde 0.8 hasta 2.7 mg/l. Comparando con los resultados del análisis de agua realizado por la Prefectura del Azuay en el año 2020, las concentraciones fueron de 1.02 mg/l para junio y < 1 en diciembre; por lo que, están por debajo de las obtenidas en el presente estudio. El incremento de la concentración de nitratos en la laguna San Martín puede ser consecuencia de diferentes factores. Por ejemplo, Spalding & Exner (1993) menciona que los nitritos se transforman rápidamente dando paso a los nitratos, donde los nitratos en los cuerpos de agua tienen una rápida movilidad, por lo que, los iones tienden a infiltrarse con mayor facilidad al agua convirtiéndose en un contaminante que predomina en los cuerpos de agua subterránea o superficiales. Otra fuente de ingreso de nutrientes es la fertilización excesiva con nitrógeno hacia los suelos que mediante esorrentía llegan a los cuerpos de agua. En el caso de la laguna San Martín las concentraciones de nitratos se pueden relacionar principalmente al uso de fertilizantes y por pastoreo, ya como se mencionó anteriormente, la laguna presentó ganado vacuno en sus alrededores.

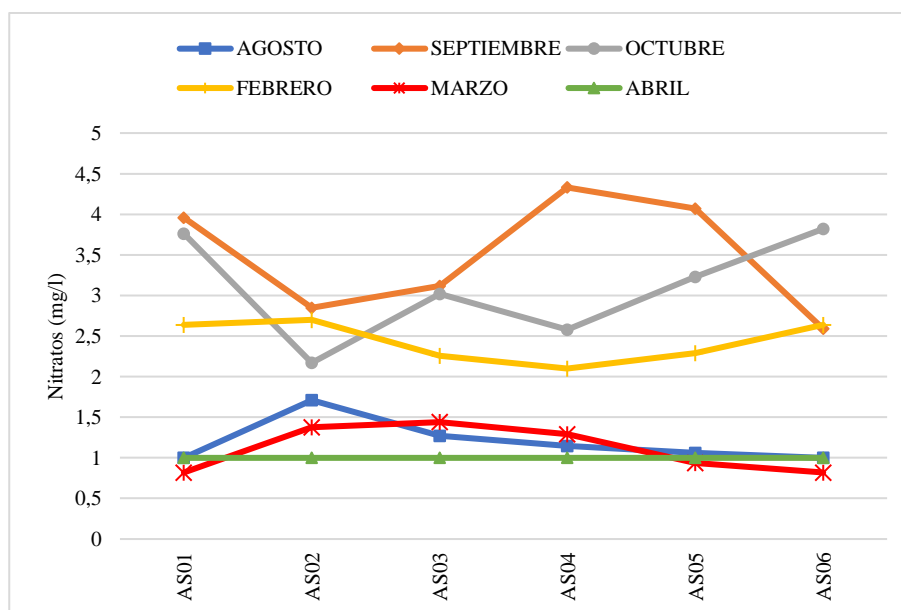


Figura 29. Concentración de nitratos en la laguna San Martín.

Fuente. Autores

En cuanto a los nitritos, el valor reportado por el laboratorio fue de 0.001 mg/l en todos los meses de muestreo. Para la temporada de verano no varió en ningún punto de muestreo; al igual en invierno se presentó valores demasiados bajos en la mayoría de los puntos. Los nitritos son más solubles en el agua, se forma a partir de los nitratos ya sea por reducción bacteriana o por oxidación bacteriana incompleta del nitrógeno; por lo tanto, el ion de nitrito es menos estable que los iones de nitrato, este actúa como un agente reductor y oxidante, siendo así que se encuentra en concentraciones altas cuando hay bajas tasas de oxigenación (Albert, 1997). En la laguna de San Martín las concentraciones de OD en algunos puntos de muestreo no son tan buenas, aun así, ciertos puntos presentan una concentración de OD buena, por lo que, la cantidad de nitritos son muy bajas confirmando lo antes mencionado.

Los valores del nitrógeno total en los meses de agosto, septiembre, octubre, febrero, marzo y abril no varían manteniéndose en 5 mg/l a excepción del punto AS06 (febrero) que aumentó a 16 mg/l; este valor alto de nitrógeno total se atribuye a la cantidad de lluvia que hubo en el mes de febrero arrastrando nutrientes a la laguna. Estos valores se pueden atribuir a una alta concentración de heces de animales o fertilizantes nitrogenados utilizados para abonar los terrenos ya que el exceso del nitrógeno total puede afectar a la vida acuática y favorece al proceso de eutrofización de los cuerpos de

agua, tal como lo demuestra Estrella Hidalgo (2019) en el lago Chinchaycocha con características similares a las de la laguna San Martín.

4.2. Índices de calidad (ICAs)

4.2.1. Índice de la National Sanitation Foundation (ICA-NSF)

Para el cálculo del ICA-NSF en las épocas de verano e invierno se consideraron 8 parámetros y con la ponderación de los pesos para cada parámetro mencionado en la Tabla 16. Para la temporada de verano se obtuvieron los resultados expuestos en la Figura 30.

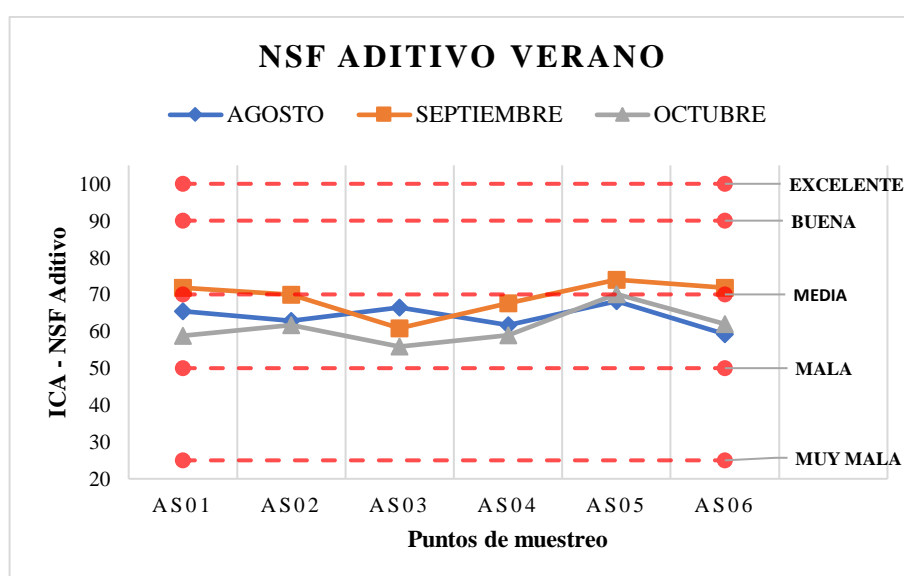


Figura 30. Distribución y clasificación del ICA-NSF para verano.

Fuente: Autores.

Los valores obtenidos para el mes de agosto no varían en la mayoría de los puntos a excepción del punto AS06 con 59.24 lo que indica una calidad media del agua. En el mes de septiembre los valores se mantuvieron en un rango de 60 – 74, el valor más bajo fue de 60.84 categorizando al cuerpo de agua con una calidad media y finalmente en octubre el valor más bajo se presentó en el punto AS03 de 55.85 indicando una calidad media del agua y el valor más alto en AS05 de 70.09 esto indica una calidad media del agua. Comparando los resultados mensuales se puede observar que los valores de los meses de agosto y octubre variaron con una diferencia mínima con el mes septiembre respecto a la temporada de verano. Según la Figura 30 se puede observar que los valores

del ICA-NSF se encuentran sobre la línea de mala calidad, lo cual quiere decir que la calidad es Media del cuerpo de agua.

En la Figura 31, se aprecia que en el mes de abril se presentaron valores más bajos con respecto a los meses de febrero y marzo correspondiente a la época de invierno. En el mes de abril los valores fueron similares a diferencia del punto AS06 con el valor más alto es de 66.23 indicando una calidad media del agua. Los valores de marzo están con valores entre 56 -76, donde el valor más bajo es 56.75 esto indica una calidad media del agua en el punto AS04 mientras que el valor más alto es de 76.03 en el punto AS05 indicando una calidad buena del agua. Finalmente, en el mes de febrero el valor más alto está en el punto AS04 con 71.24 lo que indica una calidad buena del agua; hay que tener en cuenta que, el agua de la laguna es para uso recreativo y no para el consumo humano, por lo tanto, la calidad del agua es aceptable para uso recreativo de acuerdo con la normativa ambiental vigente, TULSMA Libro VI Anexo 1 de Criterios de calidad de aguas para fines recreativos mediante contacto secundario. Como se observa en la Figura 31 los valores están sobre la línea de mala calidad, esto quiere decir que la calidad del agua es **Media**.

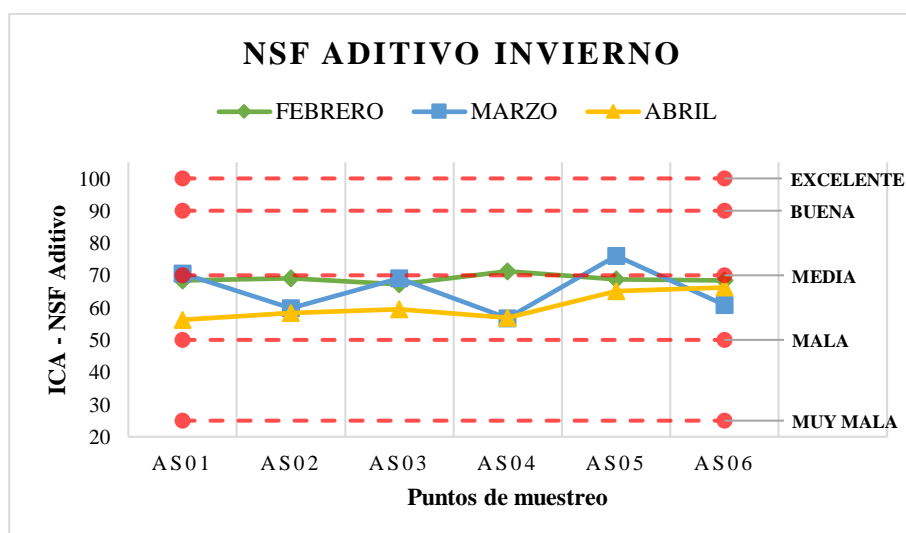


Figura 31. Distribución y clasificación del ICA-NSF para invierno.

Fuente: Autores.

Comparando los resultados de invierno y verano se observa cómo los ICAs en invierno fueron menores en la mayoría de los meses y puntos muestreados, esta variación se puede atribuir a que las temporadas invierno-verano en la zona de estudio no es muy

marcada. Los resultados emitieron un criterio que considera una calidad media del agua, en la mayoría de los puntos, lo que nos quiere decir un agua con una contaminación moderada. Sin embargo, algunos puntos como el AS01 (septiembre), AS05 (septiembre), AS04 (febrero) y AS05 (marzo), presentaron una calidad buena.

La laguna presentó una calidad media del agua con el ICA NSF en la mayoría de los puntos muestreados, tal como se observa en la Figura 31. Este resultado concuerda con el estudio de Cusiche Pérez & Miranda Zambrano (2019), donde el lago de Junín reportó una calidad media en los tres puntos de muestreos (E1, E2 y E3) con valores entre 57 - 61 para la temporada de invierno, mientras que para la temporada de verano se obtuvo valores entre 47 - 50. La semejanza en los resultados en ambas lagunas se debe a que presenta aporte de nutrientes provenientes de actividades ganaderas aportando con materia orgánica a los lagos afectando a la autorregulación, logrando una descompensación ecológica y causando daños a biodiversidad del cuerpo de agua. Otra afección es la reducción del espejo de agua ocasionando la obstrucción del paso de los rayos de luz del agua para la supervivencia de la vida acuática y desplazamiento libre de los organismos. Cabe recalcar que, en el lago Junín los valores del ICA fueron relativamente más bajos que la laguna de San Martín, debido a que existe una contaminación por una empresa minera.

Cabe mencionar que en el presente estudio el valor de ICA – NSF consideró 8 de los 9 parámetros. Al obviar la concentración de los sólidos totales se podría pensar que su ausencia influiría en los resultados, no obstante, Abbasi & Abbasi (2012) y Fernández Parada & Solano Ortega (2007) mencionan un peso ponderado para sólidos totales en un rango de 0.07 – 0.08, por lo que su inexistencia no influyó en la determinación de la calidad del agua de la laguna. Adicionalmente, en el Anexo 1 Libro VI del TULSMA para el uso recreativo no se consideran a los sólidos totales disueltos.

- **Análisis estadístico del ICA NSF**

El análisis estadístico se realizó con el afán de conocer si existen o no diferencias entre los índices calculados con la metodología NSF en cada punto de muestreo. Si bien, gráficamente se podría decir que todos los puntos se mantienen en una calidad de agua media, es necesario conocer estadísticamente si existió diferencia entre cada punto. Primero se comprobó que se cumplen los supuestos tanto de distribución normal como

de homocedasticidad e independencia (Anexo 4). Esto permitió aplicar ANOVA unidireccional con un nivel de significancia de 0.05 y determinar que no existen diferencias significativas entre los ICAs obtenidos en cada punto de muestreo (valor $p > 0.05$), aceptando la hipótesis nula (H_0) de que las diferencias entre las medias de los ICAs calculados para cada punto de muestreo no son estadísticamente significativas (Tabla 32).

Al no tener diferencias significativas los ICAs de cada punto de muestreo, permite asumir un valor medio para cada punto, tanto en invierno como en verano y un valor promedio final que representa la calidad del agua de la laguna San Martín. La Tabla 18 presenta los valores resumidos para la temporada de invierno y verano para el ICA – NSF, utilizados para mostrar el estado general de la Laguna San Martín.

Tabla 18. Promedio del índice de calidad del agua ICA - NSF

PUNTOS DE MUESTREO	ICA - NSF	
	VERANO	INVIERNO
AS01	65.1	63.18
AS02	63.94	59.49
AS03	58.62	58.99
AS04	62.02	57.72
AS05	70.35	67.8
AS06	64.73	61.81
Promedio	63.77	60.56

Fuente: Autores.

La Figura 32 muestra la distribución de la calidad del agua a lo largo de la laguna, donde se puede observar que el punto AS03 presentó una menor calidad debido a que este se caracteriza por presentar alto contenido orgánico y vegetación acuática abundante ya que su ubicación cercana al margen de laguna permite que este punto recibe grandes cantidades de nutrientes lo que favorece a la producción de algas. De igual manera ocurre para los puntos AS02 y AS04. Mientras tanto, los puntos cercanos a la salida de la laguna presentaron una mejor calidad; estos puntos están ubicados en la zona donde se realizó la limpieza por parte del GAD Provincial, por tal razón existe una baja cantidad de vegetación acuática y bajo contenido de material orgánico permitiendo

mejorar la calidad del agua. De manera general, el ICA – NSF de la laguna San Martín abarcó un rango de 58.8 – 69.07 clasificando al cuerpo de agua con calidad **Media**.

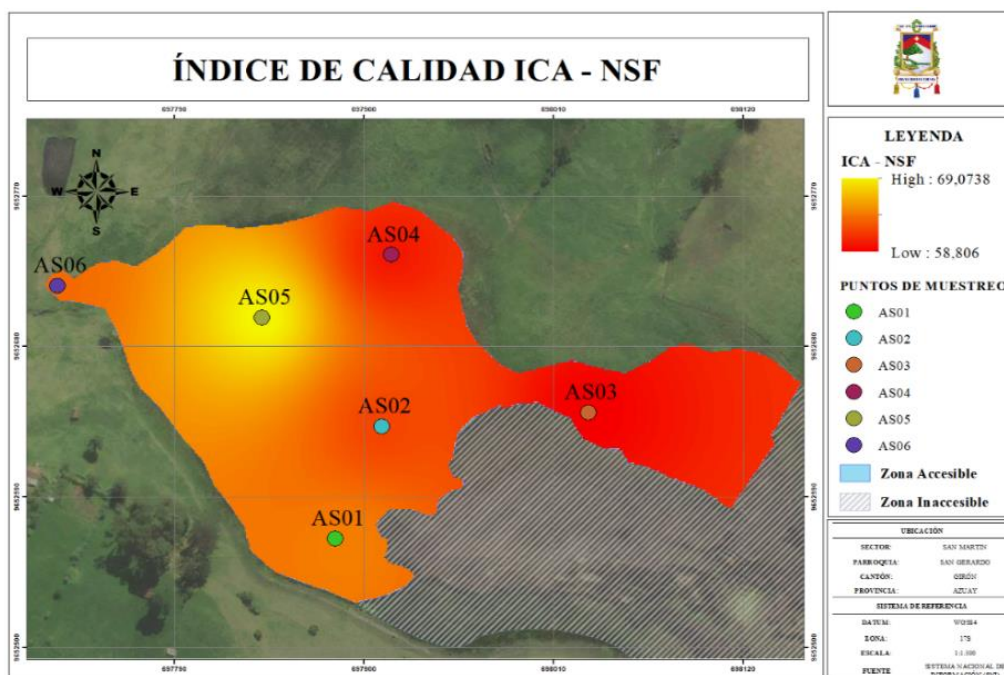


Figura 32. Mapa del Índice de Calidad ICA – NSF de la laguna San Martín.

Fuente: Autores.

4.2.2. Índice de Oregón (OWQI)

El índice de Oregón fue obtenido mediante la utilización de las ecuaciones (23) y (24) obteniendo los resultados para los meses correspondientes a la temporada de verano. El cuerpo de agua muestra una calidad muy pobre en todos sus puntos de muestreo, los valores están en un rango de 18 – 24.5 en los tres meses. La Figura 33 muestra como el mes con valores más bajos es septiembre, mientras agosto y octubre cuentan con algunos valores similares o cercanos evidenciando que la laguna en esta temporada muestra una calidad similar a lo largo del análisis. Si bien el índice de Oregón le da importancia a los coliformes fecales al realizar los cálculos; en el presente estudio la concentración de coliformes fecales es muy baja para que afecte los cálculos y respectivos resultados de la calidad del agua. La calidad muy pobre de la laguna puede estar más relacionada a las concentraciones altas de fósforo, como se mencionó anteriormente las precipitaciones en la temporada de verano contribuyeron al arrastre de nutrientes hacia la laguna. Otro parámetro que está afectando a la calidad del agua es la

DBO en elevadas concentraciones, dichas concentraciones se atribuyen a la cantidad de materia orgánica y nutrientes presentes en la laguna. Fontalvo Julio & Tamaris Turizo (2018) afirman que las concentraciones altas de DBO disminuyen el oxígeno disuelto en los cuerpos de agua, por lo que los niveles bajos de oxígeno disuelto en laguna San Martín son consecuencia de la alta DBO afectando a la calidad del agua y por ende poniendo en riesgo a las especies acuáticas.

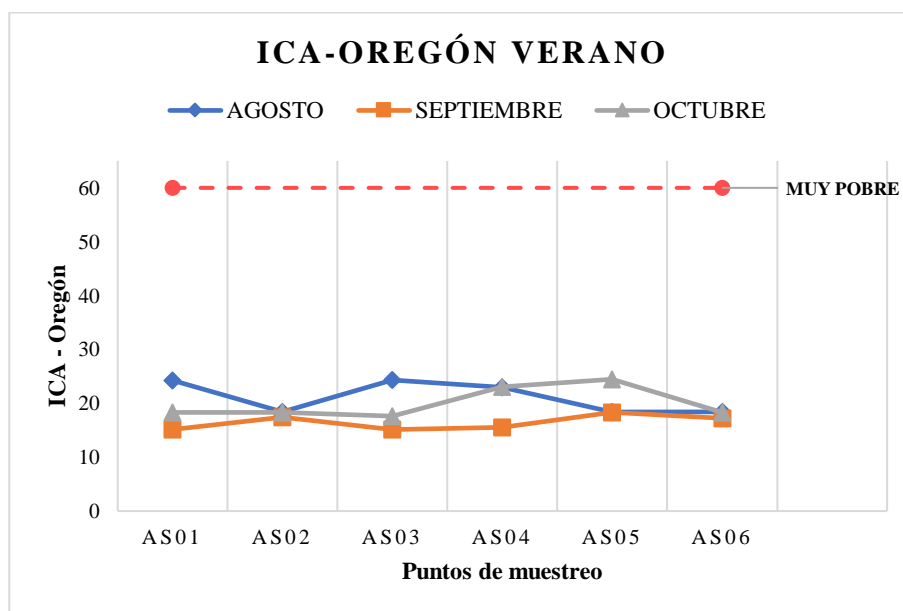


Figura 33. Distribución y clasificación del OWQI para verano.

Fuente: Autores.

Respecto a la temporada de invierno, los seis puntos de muestreo fueron clasificados con una calidad muy pobre (Figura 34). El mes de abril presentó los valores más bajos respecto al mes de febrero y marzo, donde los dos primeros meses presentaron ICAs similares en algunos puntos como el AS02, AS04 Y AS06. El rango de valores en el mes de febrero estuvo entre 18 – 15, para el mes de marzo entre 17.5 – 25 y el mes de abril entre 15 – 17.5. La calidad del agua en el mes de abril es más baja, debido a las altas concentraciones de fósforo y DBO en comparación con los meses de marzo y abril. Al igual que la temporada de verano la DBO y fósforo afectaron a la calidad del agua. De acuerdo a Fontalvo Julio & Tamaris Turizo (2018) en la temporada de invierno la calidad del agua debería ser mejor debido a que el agua actúa como diluyente de los contaminantes; sin embargo, en el presente estudio la temporada de verano presento

valores mas altos de calidad, atribuyendo a que en dicha temporada se presentaron altas precipitaciones contribuyendo a la dilucion de contaminates.

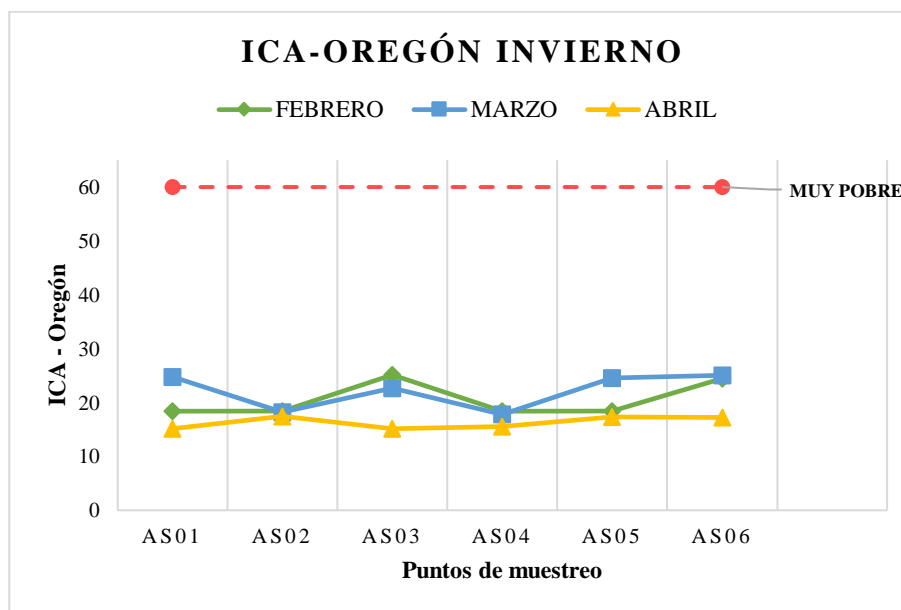


Figura 34. Distribución y clasificación del OWQI para invierno.

Fuente: Autores.

En base a los resultados expuestos en las Figura 33 y Figura 34, se evidencia que la calidad es muy pobre incluso para esta actividad. Corroborando con el estudio realizado por Goher et al. (2018), en donde se obtuvo resultados de ICA - OWQI desde 17.05 hasta 67.4 en cada una de las estaciones de muestreo, sugiriendo que la calidad del agua fue muy pobre y no es recomendable para la pesca. En este estudio también se obviaron los sólidos suspendidos para el cálculo del índice.

El fósforo juega un papel importante en la determinación de los índices de calidad ya que al encontrarse en diferentes fuentes es susceptible a presentarse en los cuerpos de agua; por lo que, es posible probar su efecto en los ICAs especialmente en los que dependen de su peso. En un estudio realizado por Kareem et al. (2021) en un sistema de lagos y embalses ubicado en Shatt Al-Kufa, incluyendo y excluyendo el fósforo, se logró obtener los mismos resultados en ambos casos obteniendo una calidad muy pobre del agua con valores que van desde 0 – 59. En el presente estudio, los resultados del fósforo (Tabla 17) si afectaron en el cálculo del índice y deben ser tomados en cuenta como indicador de la calidad de agua, ya que como mencionan Kareem et al. (2021),

una mayor cantidad de fósforo resulta tóxico para los animales y personas y viceversa, al tener una menor cantidad de fósforo favorece a una mejora en la calidad del agua.

- Análisis estadístico del Índice de Oregon

Al comprobar los supuestos en los índices calculados se determinó que a pesar de que se cumple con la homocedasticidad e independencia, existe una distribución libre de los índices en los puntos de muestreo, incumpliendo con el supuesto de normalidad (Anexo 5). Por tal motivo se procedió a aplicar Kruskal Wallis, igualmente con un nivel de significancia de 0.05.

El análisis mostro que se no existen diferencias significativas entre los índices de calidad calculados en cada punto (valor $p > 0.05$), aceptando la hipótesis nula (H_0) que indica que las medianas de los índices obtenidos para cada punto de muestreo no presentan diferencias estadísticas significativas (Tabla 33).

Aceptando la hipótesis nula (H_0), se puede obtener las medias de los índices calidad para cada punto de muestreo y determinar la calidad promedio de toda la laguna. Los valores de la temporada de invierno y verano se presentan en la Tabla 19, en donde se puede ver que en todos los puntos se mantiene una clasificación muy pobre.

Tabla 19. Promedio del índice de calidad del agua ICA - OWQI

PUNTOS DE MUESTREO	ICA - OREGON	
	VERANO	INVIERNO
AS01	23.42	18.25
AS02	24.40	18.22
AS03	21.16	22.71
AS04	22.72	18.24
AS05	23.95	22.98
AS06	24.27	23.10
Promedio	23.89	20.06

Fuente: Autores.

La Figura 35 muestra gráficamente la calidad del agua de la zona accesible de la laguna San Martín, donde se aprecia un rango de calidad desde 20.48 hasta 23.64, clasificando a la laguna con una calidad **Muy Pobre** según el ICA - OWQI.

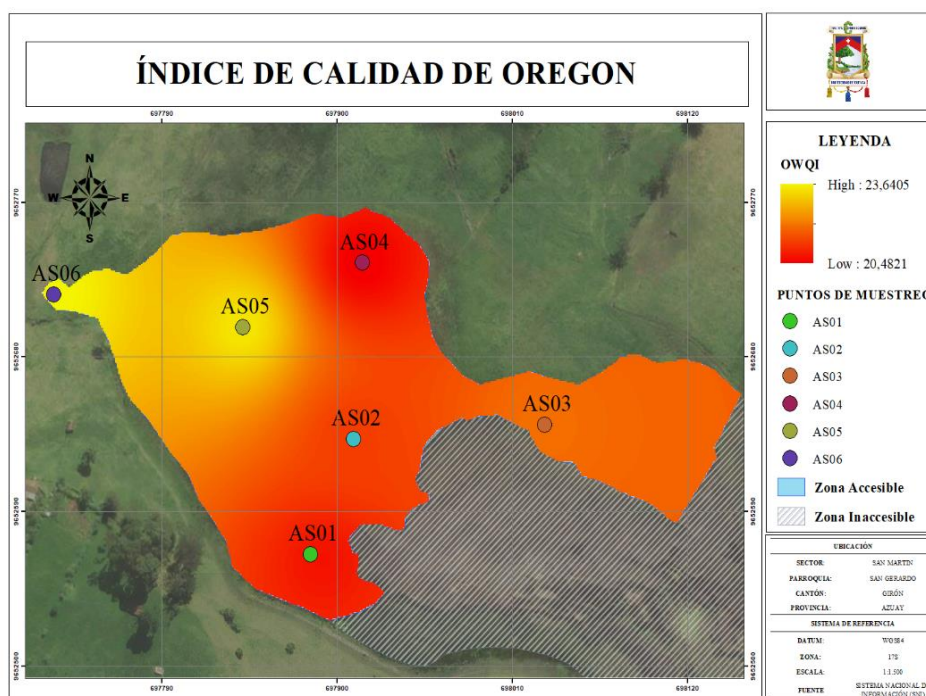


Figura 35. Mapa del Índice de Calidad OWQI de la laguna San Martín.

Fuente: Autores.

4.2.3. Índice de Canadá (CCME-WQI)

A partir de los resultados obtenidos en el laboratorio y presentados en la Tabla 17, se obtuvo el índice ICA - CCME mediante el análisis de tres parámetros (oxígeno disuelto, pH y relación N:P) y se comparó con la normativa TULSMA Libro VI Anexo 1, referente a uso recreativo (Anexo 1). Es así como se obtuvo una calidad del regular del agua en la laguna San Martín, es decir el agua estará amenazado o en constante deterioro.

Como muestra la Figura 36, para la temporada de verano los valores abarcan un rango entre 70 – 76.5 y en la temporada de invierno un rango entre 51 – 72. En verano se muestran valores relativamente más cercanos a una calidad buena en comparación con los valores de invierno que están dentro del rango de una categoría regular e incluso un valor cae dentro de la categoría marginal de la calidad del agua. Boyacioglu (2006) mencionó que una mayor escorrentía en la temporada de verano aumentó los niveles de erosión, provocando una contaminación más alta en los cuerpos de agua, debido a que aumenta la concentración de contaminantes; mientras que en la época invernal la calidad del agua se puede ver afectada considerablemente por los usos agrícolas que a través de la escorrentía depositan los nutrientes en los cuerpos de agua. Por otro lado,

Shrestha & Kazama (2007) hicieron énfasis en que una mayor escorrentía ayudará a diluir los contaminantes existentes teniendo como efecto positivo una mejor calidad del agua.

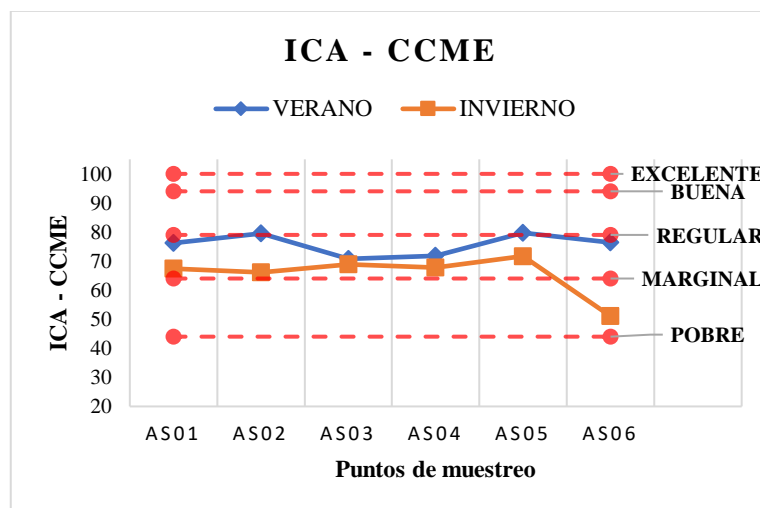


Figura 36. Distribución y clasificación del ICA - CCME para verano e invierno.

Fuente: Autores.

El estudio realizado en Sylhet por Ray et al. (2015) menciona que la calidad del agua para uso recreativo como es la pesca, osciló entre 47.86 – 60.37 clasificando al cuerpo de agua con una calidad marginal y presentó una mayor contaminación en la temporada de verano en comparación a la temporada invernal, debido a la erosión del suelo alrededor del cuerpo de agua. Comparando con los resultados del presente estudio, los valores se ubican en una calidad regular del agua para la pesca, es decir el agua suele estar protegida, pero en ocasiones se ve amenazada o deteriorada.; sin embargo, la calidad menor se presentó en la época de invierno por el ingreso de nutrientes a través de la escorrentía a la laguna.

El desarrollo de actividades agrícolas en las orillas de un cuerpo de agua también juega un papel importante en el cálculo del ICA – CCME. Robledo Hernández (2022) en un estudio reciente sobre el lago Izabal para determinar su calidad del agua, seleccionó 12 puntos de muestreo en el que incluía una desembocadura y determinó que la mayoría de los puntos presentaron una calidad marginal con un valor de 61. Esta calidad la atribuyó directamente a las actividades agrícolas y ganaderas en las partes altas del cuerpo de agua, presentando así un alto aporte de materia orgánica y sedimentos, además concluyó que la descarga de aguas residuales y la mala disposición de los desechos sólidos llevan

a un estado malo del agua de un lago. En este estudio la calidad del agua de la laguna San Martín se ve afectada por algunas actividades que se realizan en el lago Izabal como actividades agrícolas y ganaderas, que conllevan a una calidad regular del agua.

La cantidad de parámetros empleada para el cálculo del índice CCME está relacionada con el uso que se le vaya a dar al cuerpo de agua en cuestión. En el presente estudio, el uso principal para la laguna San Martín se clasificó como recreacional de contacto secundario, por lo que se tuvo en cuenta la normativa ambiental en donde se estipulan los criterios de calidad para %OD > 80, un rango de pH de 6 – 9 y una relación nitrógeno fósforo de 15:1 (Anexo 1). El pH en las dos temporadas de muestreo se encontró dentro de los límites permisibles con un rango de 6.5 – 7. En cuanto al oxígeno disuelto, en la mayoría de los puntos y temporadas de muestreo las concentraciones están por debajo del límite establecido. Por lo tanto, es uno de los parámetros que mayor afección tuvo en el cálculo de dicho índice.

La relación N:P de nuestro estudio está debajo de los criterios de calidad. Zohary & Robarts (1998) afirmaron que el N será el factor que limita tanto la producción y el crecimiento de algas y bacterias en los ecosistemas litorales. En cambio, otros autores mencionan que el fósforo será el nutriente limitante para la producción del fitoplancton en este caso en los embalses y lagos (Myers & Iverson, 1981; Ramírez R et al., 2012). Según Lampert & Sommer (2007) el N y P son nutrientes esenciales para la producción del fitoplancton, ya que al existir esta limitación explica que la concentración de los nutrientes está por debajo de los necesario para que el fitoplancton conserven su tasa de crecimiento.

La determinación de nutriente limitante se realiza mediante la comparación de la concentración de nutrientes de N:P con el cociente de Redfield (1958) cuya relación en peso es de 7.2:1. Si los cuerpos de agua tienen una relación de N:P mayor a dicho cociente existirá una limitación del P, caso contrario si la relación es menor a la del cociente de Redfield el nutriente limitante es el N (Redfield, 1958). Teniendo en cuenta lo que nos menciona la teoría, en la laguna San Martín existe una relación en peso inferior a 7.2, por lo que el nutriente limitante es el N ya que obedece a la segunda premisa, donde el cociente de Redfield es superior (7.2:1) a la relación N:P del presente estudio (Tabla 20). Esto se puede corroborar con lo mencionado por Lewis Jr (1996) y

Talling & Lemoalle (1998) que nos dicen que los lagos y ríos ubicados en zonas como América del sur y Asia, tienen una tendencia a que el nutriente limitante sea el nitrógeno.

Tabla 20. Nutriente limitante en cada punto de muestreo

Mes	Punto de muestreo	Nitrógeno total (mg/l)	Fósforo (mg/l)	Cociente Redfield	Nutriente limitante
Agosto	AS01	5	0.71	7.04	N
	AS02	5	0.40	12.5	P
	AS03	5	0.58	8.62	P
	AS04	5	0.72	6.94	N
	AS05	5	0.43	11.63	P
	AS06	5	0.79	6.33	N
Septiembre	AS01	5	1	5	N
	AS02	5	1	5	N
	AS03	5	1	5	N
	AS04	5	1	5	N
	AS05	5	1	5	N
	AS06	5	1	5	N
Octubre	AS01	5	1.23	4.07	N
	AS02	5	1.23	4.07	N
	AS03	5	1.23	4.07	N
	AS04	5	1.23	4.07	N
	AS05	5	1.23	4.07	N
	AS06	5	1.23	4.07	N
Febrero	AS01	5	0.29	17.24	P
	AS02	5	0.4	12.5	P
	AS03	5	0.4	12.5	P
	AS04	5	0.31	16.13	P
	AS05	5	0.59	8.47	P
	AS06	16	0.23	59.56	P
Marzo	AS01	5	0.66	7.57	P
	AS02	5	0.27	18.51	P
	AS03	5	0.20	25	P
	AS04	5	0.89	5.62	N
	AS05	5	0.20	25	P
	AS06	5	0.59	8.47	P
Abril	AS01	5	1	5	N
	AS02	5	1	5	N
	AS03	5	1	5	N
	AS04	5	1	5	N
	AS05	5	1	5	N
	AS06	5	1	5	N

Fuente: Autores.

Reconociendo al N como nutriente limitante, hay que tener en cuenta que el ingreso excesivo de este nutriente a la laguna puede resultar muy perjudicial para la vida

acuática, afectando a la calidad del agua y maximizando el proceso de eutrofización. Algunas consecuencias que conlleva el enriquecimiento de nitrógeno conllevan a una pérdida del potencial en los usos recreativos como la pesca en los lagos, ríos u otro cuerpo de agua. Autores mencionan que la eliminación del proceso de desnitrificación a través del aporte de nitrógeno extra a los cuerpos de agua podría aumentar la emisión de óxido nitroso (N_2O), siendo este un gas de efecto invernadero que trae consecuencia en el clima, además, el aumento del nitrógeno trae consigo un aumento en la producción de fitoplancton generando un desequilibrio entre la producción y el consumo de algas (Grizzetti et al., 2011). En cambio, hay otros autores que mencionan que el aumento de N en los cuerpos de agua no presenta algún efecto negativo en la biota del agua, incluso en algunos casos, los científicos y pesqueros han utilizado fertilizantes nitrogenados con miras a mejorar la productividad (Binkley et al., 1999).

La metodología ICA – CCME no permite realizar el mismo análisis estadístico que en los índices anteriores, ya que para el cálculo del índice se precisa de comparar los índices obtenidos en cada mes con los límites de la normativa vigente dando como resultado un valor general por temporada para cada punto de muestreo. La Tabla 21 presenta los promedios obtenidos para cada periodo de muestreo y un promedio general para toda la laguna San Martín, se puede observar que para la temporada de invierno la calidad del agua empeora debido a la cantidad de nutrientes que son arrastradas por la lluvia hacia el cuerpo de agua y al OD en invierno que presentó valores que no están dentro de los límites permisibles establecidos por el TULSMA Libro VI Anexo 1.

Tabla 21. Promedio del índice de calidad del agua ICA - CCME

PUNTOS DE MUESTREO	ICA - CCME	
	VERANO	INVIERNO
AS01	76.25	67.41
AS02	79.58	66.07
AS03	70.76	68.86
AS04	71.86	67.69
AS05	79.71	71.70
AS06	76.37	51.05
Promedio	75.75	65.46

Fuente: Autores.

La Figura 37 muestra la distribución del ICA – CCME en la zona accesible de la laguna. El rango oscila entre 63.71 y 75.7 clasificando al cuerpo de agua con una calidad **Regular**.

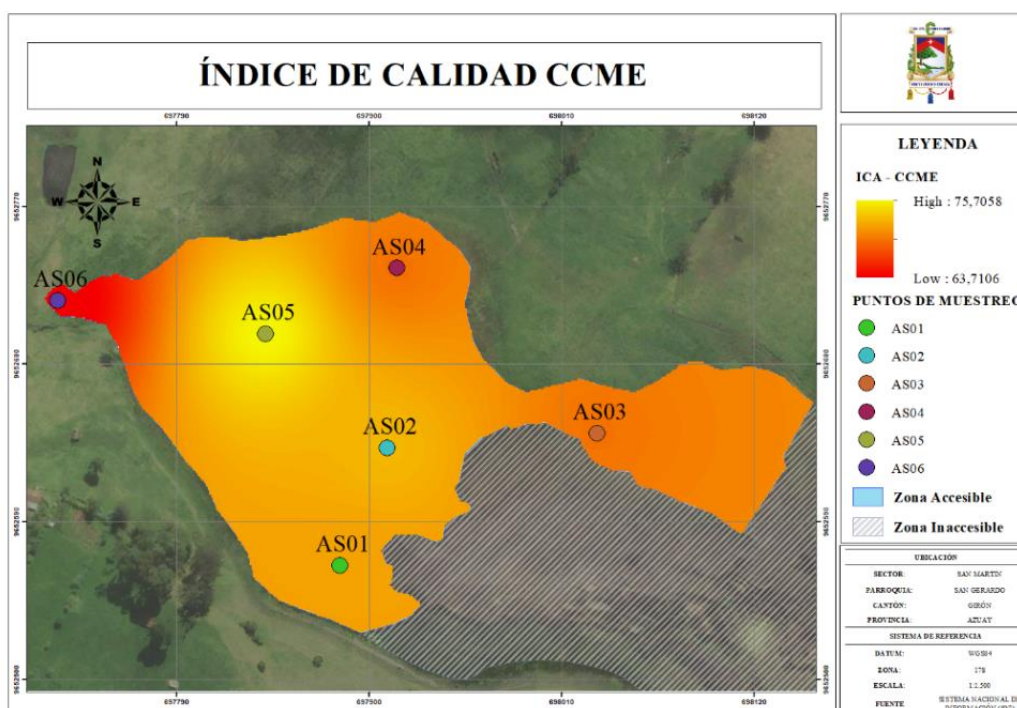


Figura 37. Mapa del Índice de Calidad ICA – CCME de la laguna San Martín.
Fuente: Autores.

La variación estacional tiene una importancia fundamental al realizar las mediciones y en el cambio de la concentración de los nutrientes, afectando al momento de realizar el análisis de parámetros fisicoquímicos. Tian et al. (2019) aseguraron que no se ha llegado a una conclusión clara sobre si la calidad del agua varía en la temporada de invierno o verano. Mientras que, Wunderlin et al. (2001) menciona que la temporada, sea verano o invierno, tiene gran correlación con la variación de temperatura del agua, nitratos, DQO dureza, coliformes fecales, oxígeno disuelto, calcio, cloruro y sólidos en suspensión y volátiles, considerándose los principales parámetros de cambios en la calidad del agua.

Boyacioglu (2006) mencionó que una mayor escorrentía en la temporada de verano aumentó los niveles de erosión, provocando una contaminación más alta en los cuerpos de agua, debido a que aumenta la concentración de contaminantes; mientras que en la época invernal la calidad del agua se puede ver afectada considerablemente por los usos

agrícolas que a través de la escorrentía depositan los nutrientes en los cuerpos de agua. Por otro lado, Shrestha & Kazama (2007) hicieron énfasis en que una mayor escorrentía ayudará a diluir los contaminantes existentes teniendo como efecto positivo una mejor calidad del agua.

4.2.4. Comparación de los resultados

La Tabla 22 presenta la comparación de los tres índices aplicados en la laguna San Martín y en los seis puntos muestreados, donde se puede observar que el índice NSF y CCME – Canadá categorizan a la laguna con una calidad media del agua, mientras que el índice de Oregón clasifica con un estado muy pobre al cuerpo de agua. Por lo que, el índice de Oregón es más sensible con las concentraciones altas de los parámetros analizados.

Tabla 22. Comparación de resultados de los índices de calidad del agua en cada punto de muestreo en la Laguna San Martín.

Puntos de muestreo	Índice de la National Sanitation Foundation (ICA-NSF)		Índice de Oregón (OWQI)		Índice de Canadá (CCME-WQI)	
	Valor	Interpretación	Valor	Interpretación	Valor	Interpretación
AS01	64.14	Media	20.84	Muy Pobre	71.83	Regular
AS02	61.72	Media	21.31	Muy Pobre	72.83	Regular
AS03	58.81	Media	21.94	Muy Pobre	69.81	Regular
AS04	59.87	Media	20.48	Muy Pobre	69.78	Regular
AS05	69.08	Media	23.47	Muy Pobre	75.71	Regular
AS06	63.27	Media	23.69	Muy Pobre	63.71	Marginal

Fuente: Autores.

La Tabla 23 presenta una comparación de los índices de calidad del agua obtenidos en la laguna San Martín en relación con otros estudios aplicados en diferentes partes del mundo, donde se aplicaron metodologías similares. Aplicando la metodología del ICA NSF, la laguna San Martín presentó una calidad media del agua. Los resultados presentados por Alarcón & Ñique (2016) del humedal “Los Milagros” concuerdan con el presente estudio al tener una calidad media del agua aplicando el ICA - NSF. La

similitud en los resultados se debe a que ambos cuerpos de agua presentan actividades como la fertilización de suelos y la descomposición de material orgánico nitrogenados proveniente de actividades ganaderas, posteriormente son arrastradas por escorrentía hacia los cuerpos de agua; esta última contribuye a que los cuerpos de agua presenten altas concentraciones de fosfatos, nitratos y DBO, por lo tanto, estos parámetros afectan en la calidad del agua y contribuyen al proceso de eutrofización en ambos cuerpos de agua.

Caho Rodríguez & López Barrera (2017) aplicaron el índice CCME – Canadá en el humedal “Torca” donde se categorizó con una calidad pobre del agua, es decir este cuerpo de agua está alejados de las condiciones ideales para conservar sus servicios ambientales. La calidad del agua en el humedal “Torca” empeoró debido a las concentraciones de grasas y aceites, OD, DBO y tensoactivos que se alejan de los límites permisibles debido a la descarga de aguas residuales. Comparando con los resultados obtenidos en la laguna San Martín, la calidad del agua no varió en relación con el índice (ICA - NSF). Sin embargo, la laguna San Martín no se vio influenciada por los parámetros antes mencionados como es el caso del humedal “Torca”, con excepción del OD. En este estudio el OD fue el parámetro que afectó al momento de determinar la calidad del agua con el índice CCME - Canadá, ya que el OD estuvo fuera de los límites planteados por la normativa ecuatoriana. Cabe recalcar que, en el presente estudio se utilizó menos parámetros en comparación al humedal “Torca”.

Finalmente, en el caso del índice de Oregón la laguna San Martín se clasificó con una calidad muy pobre del agua en todos los puntos de muestreo, donde los parámetros que mayor influencia tuvieron en la determinación del índice fue la DBO y el fósforo. La calidad del agua obtenida con el índice de Oregón tuvo una gran variación con respecto a los demás índices como el NSF y el CCME - Canadá. Los resultados de la laguna San Martín concuerdan con los resultados reportados por otros estudios donde se aplicó la metodología de Oregón. Como el estudio realizado por Singh et al. (2015), donde determinaron que el lago “Sagar” presentó una calidad regular con tendencia a una calidad muy pobre del agua, atribuyendo al aporte de altas concentraciones de nitratos, fósforo y DBO, debido a la descarga de aguas residuales en ese cuerpo de agua. Sin embargo, el mismo estudio realizado por Singh et al. (2015) el índice de calidad del

agua en el embalse de “Tahtali” y el río “Etawah” se encontró dentro de una calidad buena para ambos cuerpos de agua.

Tabla 23. Comparación de otros estudios sobre los índices de calidad del agua.

Autor	Lugar/Lago	Índice	Calidad del agua
Alarcón & Ñique, (2016)	Tingo María/Perú	Índice de la National Sanitation Foundation (ICA-NSF)	Media
Loja & Sigüenza, (2022)	San Martín/Ecuador	Índice de la National Sanitation Foundation (ICA-NSF)	Media
Singh et al. (2015)	Izmir/India	Índice de Oregon (OWQI)	Justa
Loja & Sigüenza, (2022)	San Martín/Ecuador	Índice de Oregon (OWQI)	Muy pobre
Caho Rodríguez & López Barrera, (2017)	Guaymaral/Colombia	Índice de Canadá (CCME-WQI)	Pobre
Loja & Sigüenza, (2022)	San Martín/Ecuador	Índice de Canadá (CCME-WQI)	Regular

Fuente: Autores.

4.3. Índices de eutrofización (IE)

4.3.1. Índice OCDE

Como se mencionó en el Capítulo II, el índice OCDE evalúa el nivel de eutrofización teniendo en cuenta a cada parámetro por separado. A continuación, se presentan los resultados obtenidos del nivel trófico para cada variable y cada periodo de muestreo.

a) Nivel trófico según el fósforo inorgánico

Al comparar los valores obtenidos en el periodo de verano con la clasificación del estado trófico propuestas por OCDE (1982), los tres meses de muestreo mantuvieron un

estado hipereutrífico en todos los puntos con respecto a la concentración de fósforo inorgánico. Cabe recalcar también que en los meses de septiembre y octubre los resultados del laboratorio reportaron un mismo nivel de concentración de fósforo de <1 mg/l y < 1.23 mg/l respectivamente, pero con valores de incertidumbre de ± 0.17 mg/l (Anexo 2), que, a pesar de ser tomados en cuenta, no influyeron en el nivel de eutrofización.

La Figura 38 muestra como está distribuida la concentración de fósforo en todos los puntos de muestreo para el periodo de verano.

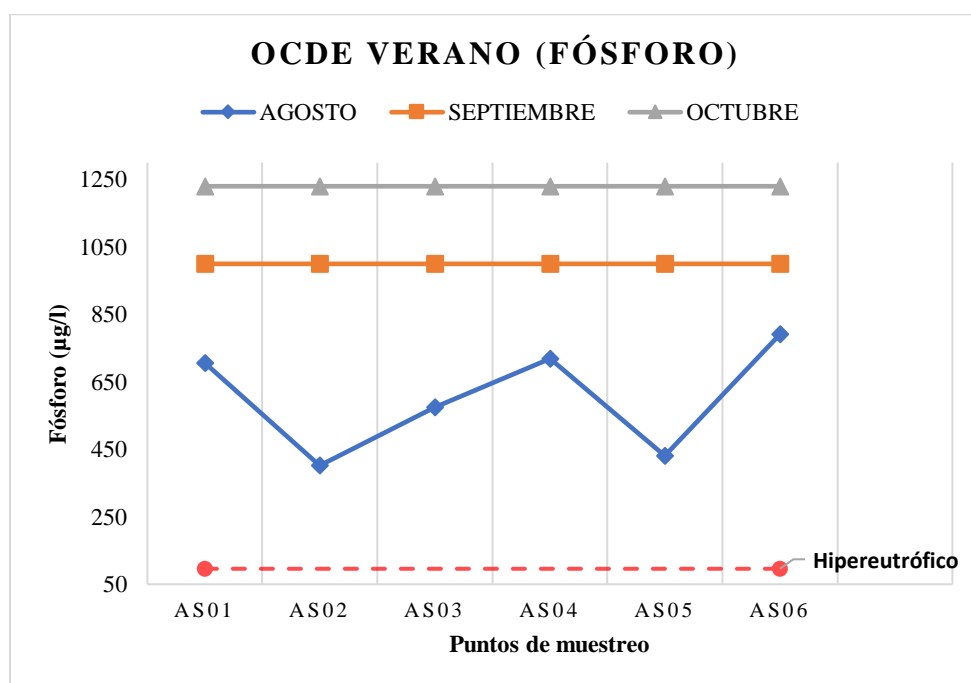


Figura 38. Distribución y clasificación trófica del fósforo según OCDE (1982) para verano.

Fuente: Autores.

Para el periodo invernal los resultados mostraron que en todos los meses existió un nivel hipereutrífico en casi todos los puntos a excepción del punto AS03. Como se observa en la Figura 39 los picos más altos de concentración corresponden al mes de abril (100 µg/l), donde se aprecia una nula variación en la concentración de fósforo ocurriendo el mismo fenómeno que los meses de septiembre y octubre, en los cuales los resultados tuvieron valores de incertidumbre de ± 0.17 mg/l (Anexo 3) que no influyeron en el nivel trófico. Por otro lado, el pico más bajo corresponde al punto AS03 (16 µg/l) en el mes de marzo clasificando a este punto como mesotrófico.

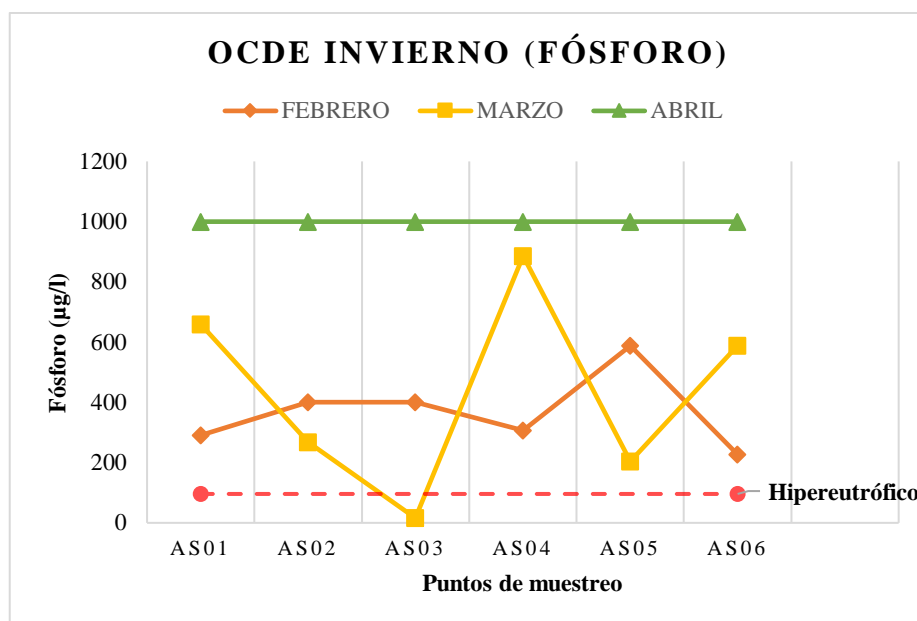


Figura 39. Distribución y clasificación trófica del fósforo según OCDE (1982) para invierno.

Fuente: Autores.

Según Deborde et al. (2007), una variación en la concentración de fósforo se puede atribuir a que en aguas poco profundas los cambios de este nutriente se deben a su rápido tiempo de renovación y la alta reactividad del fósforo con la materia orgánica y los sedimentos suspendidos. Sin embargo, la concentración baja del punto AS03 no se puede atribuir directamente a este fenómeno sino a problemas o errores en la toma de muestras, en el análisis del laboratorio o en el transporte de muestras; pues es un valor que está fuera de la distribución normal de las demás concentraciones obtenidas en los otros puntos.

De manera general todos los puntos presentaron un nivel hipertrófico, para la concentración de fósforo, en todos los puntos de muestreo en ambos periodos de muestreo. Según Paerl (2009), la principal fuente de nutrientes no puntuales a las masas de agua es la aplicación excesiva de fertilizantes o estiércol en las granjas, que provoca la acumulación de fósforo en los suelos y en consecuencia su escorrentía hacia lagos y lagunas. Considerando las condiciones ambientales y socioeconómicas en las que se encuentra nuestra zona de estudio, los aportes excesivos se pueden atribuir a una concentración de fósforo del suelo autóctono y/o al cambio de su estado original debido a actividades antropogénicas que incluyen el uso de fertilizantes fosfatados, el pastoreo en los alrededores de la laguna y el estiércol aplicado al suelo.

Las concentraciones reportadas por el laboratorio de los meses de septiembre, octubre y abril fueron constantes en todos los puntos, lo que nos impidió conocer la concentración real de fósforo en cada punto; no obstante, los resultados sirvieron para determinar el estado trófico en general del cuerpo de agua, que es lo que busca este trabajo de titulación.

- Análisis estadístico

La concentración de P en todos los puntos de muestreo de las dos temporadas cumple con los supuestos de normalidad, homocedasticidad e independencia por lo que se aplicó ANOVA unidireccional y se determinó que se acepta la hipótesis nula (H_0), es decir que las medias de la concentración de fósforo para cada punto de muestreo en todo el estudio no presentan diferencias estadísticamente significativas (Tabla 34).

La Tabla 24 presenta el promedio de concentraciones de fósforo en la laguna San Martín para cada punto y periodo de monitoreo.

Tabla 24. Promedio de la concentración de fósforo en la laguna San Martín.

PUNTOS DE MUESTREO	FÓSFORO ($\mu\text{g/l}$)			
	VERANO	Estado trófico	INVIERNO	Estado trófico
AS01	978.62	Hipereutrófico	649.66	Hipereutrófico
AS02	877.32	Hipereutrófico	555.66	Hipereutrófico
AS03	935.05	Hipereutrófico	472.00	Hipereutrófico
AS04	982.98	Hipereutrófico	730.66	Hipereutrófico
AS05	887.12	Hipereutrófico	597.33	Hipereutrófico
AS06	1006.95	Hipereutrófico	605.00	Hipereutrófico
Promedio	944.68	Hipereutrófico	601.72	Hipereutrófico

Fuente: Autores.

El promedio obtenido para la concentración de fósforo clasifica como **Hipereutrófica** a la laguna San Martín, según la metodología correspondiente al índice OCDE. En la

Figura 40 se muestra gráficamente los puntos en donde aumenta o disminuye la concentración del nutriente.

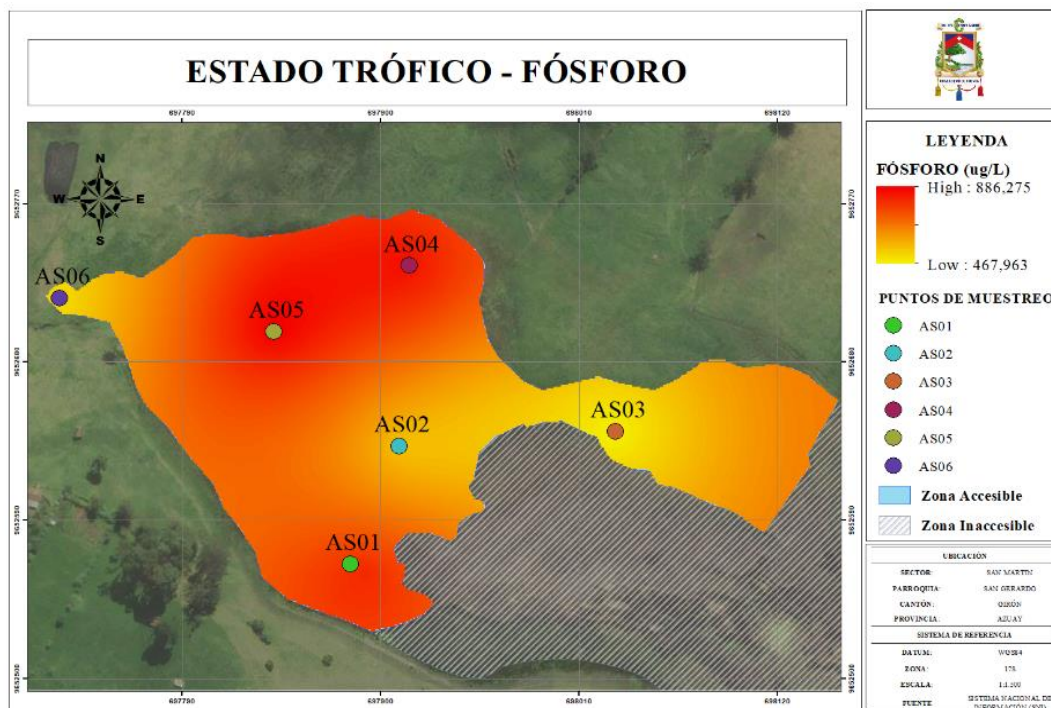


Figura 40. Mapa de índice trófico del fósforo de la laguna San Martín.

Fuente: Autores.

b) Nivel trófico según la Clorofila-a

Los niveles de concentración de clorofila-a en los 6 puntos de muestreo variaron considerablemente en cada periodo de monitoreo. Los resultados de las mediciones de clorofila-a se compararon con la metodología propuestas por OCDE y se obtuvo que el nivel de trófico en la laguna San Martín varía desde oligotrófico hasta hipereutrófico en verano.

En la Figura 41 se aprecia cómo se encuentra distribuida la concentración de clorofila-a para el periodo de verano. Los picos más altos corresponden al punto AS03 en el mes de septiembre (63.48 $\mu\text{g/l}$) y octubre (57.5 $\mu\text{g/l}$) clasificando a este punto como hipereutrófico, mientras que el pico más bajo se encuentra en el punto AS02 (1.78 $\mu\text{g/l}$) clasificándose como oligotrófico según el índice OCDE.

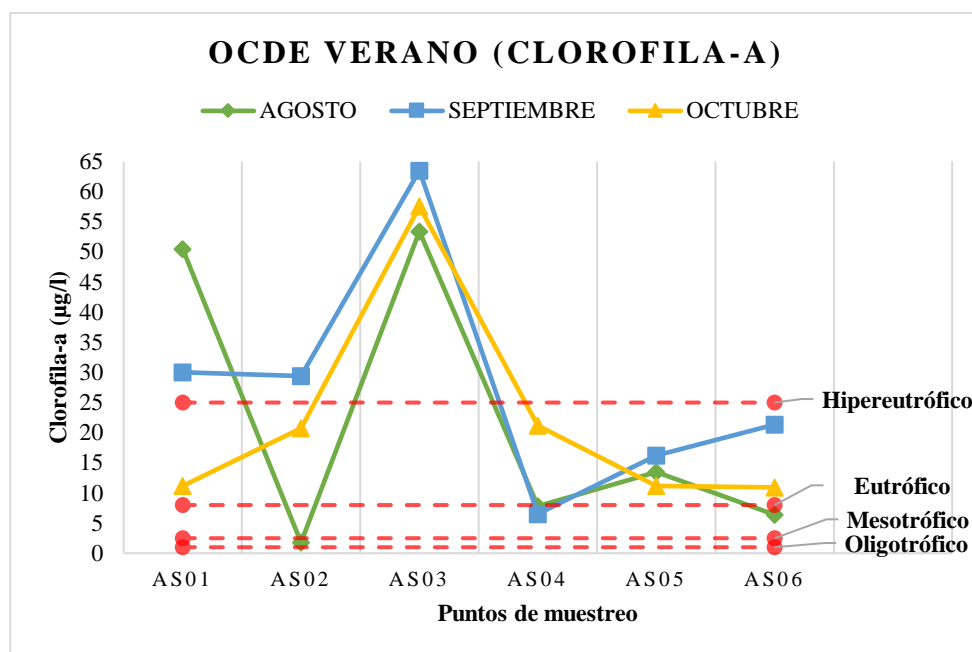


Figura 41. Distribución y clasificación trófica de la clorofila-a según OCDE (1982) para verano.

Fuente: Autores.

Para el periodo de invierno el nivel de concentración de clorofila-a fue aún más bajo en comparación de verano. En este caso, el estado trófico varió desde ultraoligotrófico hasta eutrófico. En la Figura 42 se observa que se mantienen picos altos en el punto AS03 para marzo y abril, mientras que febrero presentó pocas variaciones, pero fue el mes en el que la concentración de clorofila fue mínima en relación con los demás meses.

Los picos principales de clorofila correspondientes al punto AS03 en casi todos los meses, están asociados a la presencia de florecimientos de material vegetal que caracterizan a este punto de muestreo. Si bien el área de estudio corresponde a una zona que previamente fue intervenida por el GAD municipal de Girón para la extracción de material vegetal, el punto AS03 se encuentra cercano a zonas de abundante vegetación acuática que no fue extraída. La extracción previa de material vegetal podría justificar los niveles reducidos de clorofila-a y el aumento del nivel de profundidad impidiendo el desarrollo de fitoplancton y permitiendo el paso de luz. Sin embargo, por su ubicación y características, el punto AS03 queda susceptible a presentar incrementos en la concentración de clorofila.

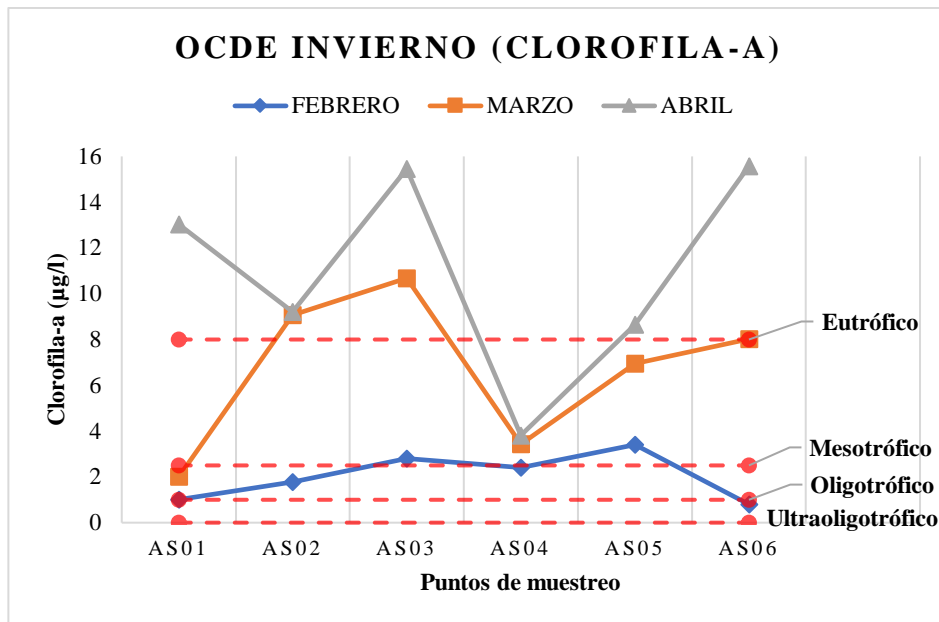


Figura 42. Distribución y clasificación trófica de la clorofila-a según OCDE (1982) para invierno.

Fuente: Autores.

Las Figura 41 y Figura 42 muestran un comportamiento muy variable en la concentración de clorofila en ambos periodos de muestreo. Una variabilidad similar pero en menor rango, se observó en un estudio realizado por Dorador et al. (2003), en el lago polimítico frío, Chungará, donde la clorofila fluctuó entre los 0.34 mg/l y 8.74 mg/l, atribuyendo estas variaciones a un aumento en la temperatura que afecta a especies de fitoplancton menos tolerantes a temperaturas mayores. Si bien, tanto el lago Chungará como la laguna San Martín son lagos polimíticos fríos, la zona de estudio del lago Chungará presenta estaciones bien marcadas con temperatura constantes que juegan un papel importante en la concentración de clorofila-a, a diferencia de las estaciones menos definidas de la zona de estudio de la laguna San Martín.

Esteves (1988) con base en datos generados en Brasil reconoce la disponibilidad de nutrimentos, la radiación solar disponible y la precipitación como factores ambientales de mayor influencia sobre la variación temporal del fitoplancton y clorofila. Naselli Flores (2000), en su estudio aplicado a 21 embalses sicilianos ratificó la importancia del clima lumínico en la estructura de especies del fitoplancton, reconociendo que la variación del fitoplancton responde a las fluctuaciones de la temperatura y a la variable asociada que es la cantidad de radiación solar. Partiendo del hecho de que la clorofila es

un indicador de la biomasa de fitoplancton que depende enteramente de las condiciones ambientales y que las condiciones de luz pueden influir en la biomasa de fitoplancton, el comportamiento muy variable de la clorofila-a en la laguna San Martín puede estar relacionado a factores como disponibilidad de nutrientes y principalmente a la radiación solar.

En un estudio realizado por Xu et al. (2022) aplicado al lago Okeechobee, se demuestra que las concentraciones de clorofila-a bajo limitación de luz son significativamente más bajas que aquellas que se encuentran bajo limitaciones de nitrógeno o fósforo y sugieren que las floraciones de algas ocurren principalmente cuando los nutrientes son limitantes. En este caso, tanto la laguna San Martín como el lago Okeechobee, tienen al nitrógeno como nutriente limitante y mantienen condiciones de luz similares, por lo que el comportamiento de la clorofila bajo estas condiciones es similar y comparable en ambos cuerpos de agua.

Es importante también considerar al caudal en la variación de clorofila. Como se aprecia en la Figura 42, el rango de variaciones disminuye en relación a la temporada de verano (Figura 41), lo que sugiere que el aumento de caudal de salida de la laguna San Martín que se registró en la temporada invernal, pudo influir en la concentración de clorofila-a. Este fenómeno fue también reportado, por Salmaso & Zignin (2009), donde aseguran que un tiempo de retención corto de la laguna puede inhibir significativamente la respuesta de la clorofila-a al aporte de nutrientes. Igualmente, Baines et al. (2000), en su estudio aplicado a lagos del norte de Wisconsin, determinaron la importancia del flujo de agua para la dinámica interanual de la clorofila.

- **Análisis estadístico**

Las concentraciones de clorofila-a no cumple con los supuestos, por lo que se aplicó Kruskal Wallis para el análisis de varianza (Anexo 7). El resultado del análisis estadístico mostró que no existen diferencias estadísticamente significativas entre las medianas de las concentraciones de clorofila-a medidas en cada punto (valor $p > 0.05$) (Tabla 35), por lo que se acepta la hipótesis nula (H_0).

La Tabla 25 presenta las concentraciones medias de clorofila-a en cada punto de muestreo de la temporada de verano e invierno. En promedio, según el índice OCDE la laguna San Martín es **Eutrófica** para la concentración de clorofila-a.

Tabla 25. Promedio de la concentración de clorofila-a en la laguna San Martín.

PUNTOS DE MUESTREO	CLOROFILA-A ($\mu\text{g/l}$)			
	VERANO	Estado trófico	INVIERNO	Estado trófico
AS01	30.54	Hipereutrófico	5.34	Mesotrófico
AS02	17.28	Eutrófico	6.69	Mesotrófico
AS03	58.13	Hipereutrófico	9.64	Eutrófico
AS04	11.82	Eutrófico	3.21	Mesotrófico
AS05	13.63	Eutrófico	6.33	Mesotrófico
AS06	12.89	Eutrófico	8.12	Eutrófico
Promedio	24.05	Eutrófico	6.56	Mesotrófico

Fuente: Autores.

La Figura 43 muestra gráficamente la distribución de la clorofila-a a lo largo del área accesible de la laguna San Martín.

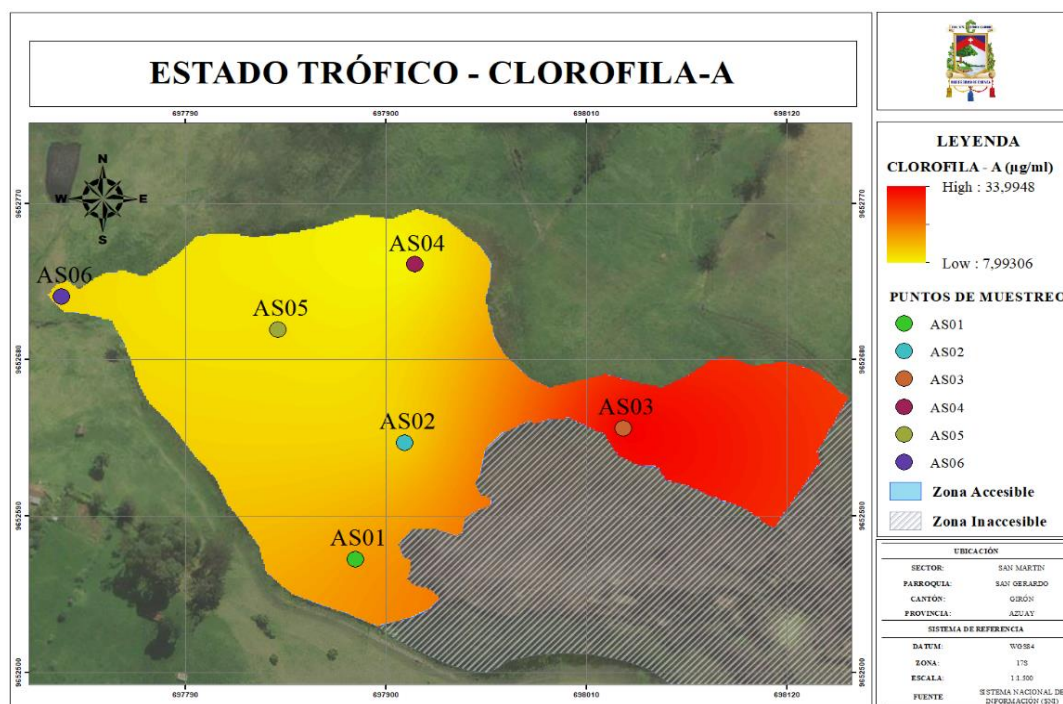


Figura 43. Mapa de índice trófico de la clorofila-a de la laguna San Martín.

Fuente: Autores.

c) Nivel trófico según la Profundidad

La Figura 44 muestra como varía la profundidad en cada punto de muestreo para los meses de verano. En este caso, en ningún punto se sobrepasa el metro de profundidad clasificando a todos los puntos de muestreo como hipereutróficos según la clasificación de la OCDE que considera hipereutrófica la profundidad <1.5 m. El pico más alto de profundidad corresponde al punto AS02 en el mes de agosto cuyo aumento en la profundidad puede ser consecuencia de su ubicación. Como se mencionó anteriormente, los trabajos de limpieza previa de material vegetal influyeron también en la profundidad de la zona de estudio. En este caso, el punto AS02 al estar ubicado al centro del área accesible de la laguna, pudo ser el foco principal para la limpieza del material vegetal haciendo que su profundidad aumente en relación con los demás puntos que mantienen una profundidad casi constante o con mínimas variaciones.

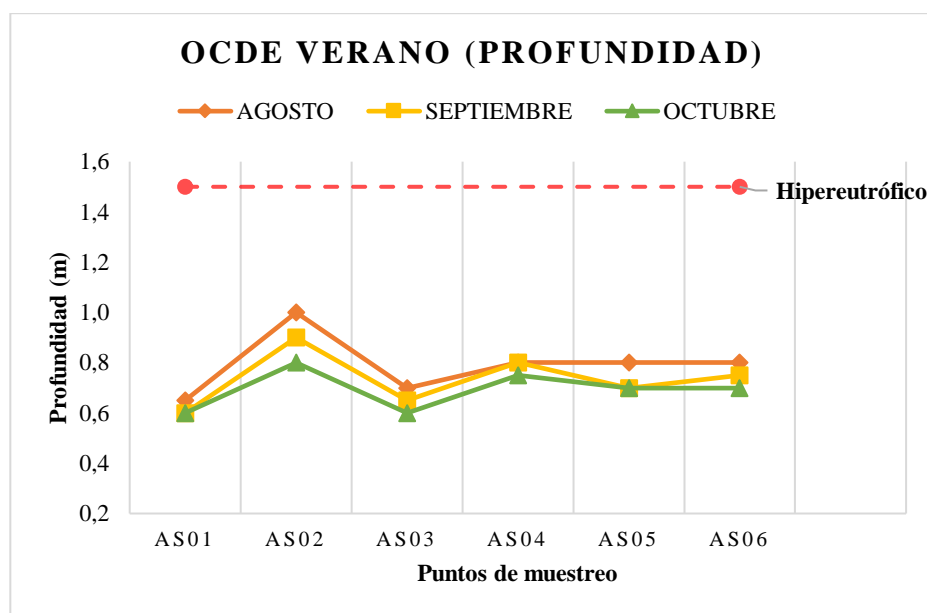


Figura 44. Distribución y clasificación trófica de la profundidad según OCDE (1982) para verano.

Fuente: Autores.

Para el periodo de invierno, el rango de profundidad varió desde 0.47 hasta 1.2 m, clasificando también a todos los puntos de muestreo como hipereutróficos (Figura 45). El pico máximo en este periodo corresponde al punto AS01 del mes de marzo con un valor de 1.2 m de profundidad, que sigue estando debajo del valor establecido por la OCDE para clasificarlo como hipereutrófico. En este periodo, las variaciones en la

profundidad podrían estar relacionadas con el incremento del caudal que sufrió la laguna San Martín como consecuencia de las intensas lluvias de febrero y marzo.

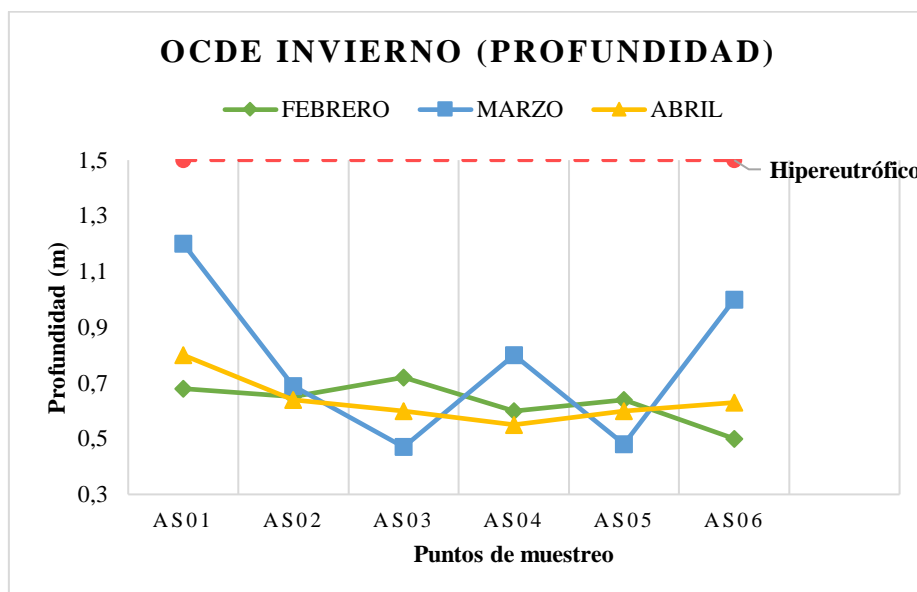


Figura 45. Distribución y clasificación trófica de la profundidad según OCDE (1982) para invierno.

Fuente: Autores.

La baja visibilidad registrada en cada punto de muestreo durante ambos periodos se puede explicar por la existencia de vegetación acuática y la alta concentración del plancton que disminuyen la visibilidad. Según Harvey et al. (2019), una mayor abundancia de fitoplancton aumenta la atenuación de la luz, es decir, la pérdida gradual de luz con la profundidad, ya que se absorbe y se dispersa más luz en las longitudes de onda visibles. Lo antes mencionado por Harvey et al. (2019) efectivamente está ocurriendo en la laguna San Martín, ya que se obtuvo en promedio altos niveles de clorofila-a (Tabla 25), lo cual provoca que se obtenga bajos niveles de transparencia (Tabla 26) ocasionando eutrofización del cuerpo de agua.

El nivel de transparencia de un cuerpo léntico no solo está determinado por la densidad de fitoplancton, sino que también responde a otros factores. Nishijima et al., (2018) considera que las partículas suspendidas, la materia orgánica disuelta y las propiedades del agua contribuyen a la disminución de la profundidad del agua. Considerando lo antes mencionado, la baja visibilidad registrada en la laguna San Martín puede deberse también a la materia orgánica y partículas suspendidas generadas por actividades antropogénicas causadas principalmente por los propietarios de los terrenos colindantes

a la laguna. Si bien este estudio no analiza directamente la concentración de sólidos suspendidos, se puede relacionar el bajo nivel de transparencia y los altos niveles de turbiedad con el alto contenido de sólidos suspendidos como lo demuestra Delgado et al. (2014) en su estudio aplicado en el humedal del Río Cruces.

En lagos de alta montaña, como es el caso de la laguna San Martín, los factores que influyen en la transparencia varían con las características particulares de cada lago. Por ejemplo, Casallas G & Gunkel (2001) en su estudio aplicado en el lago San Pablo en Ecuador, determinaron valores de transparencia que abarcan un rango de 2.1 y 4.2 m, atribuyendo sus valores a la alta intervención antrópica y al fuerte proceso de eutrofización que se da en el lago San Pablo. Estos valores son mucho más altos si se comparan con los de la laguna San Martín, a pesar de que las condiciones ambientales y sociales son similares en los dos lagos, sugiriendo que los niveles de profundidad medidos ya permiten tener una idea del estado trófico general de la laguna San Martín.

Teniendo en cuenta que la transparencia en la laguna San Martín está condicionada por la clorofila y la materia orgánica en suspensión, se recomienda que los esfuerzos para controlar la eutrofización estén enfocados en la reducción de estos aportes a la laguna, tal como sugieren Blomqvist & Larsson (1994) y Chalar & Clemente (2005). Si bien la limpieza de material vegetal ayudo a disminuir la clorofila y aumentar la transparencia en algunos puntos; disminuir los aportes externos de nutrientes y de materia orgánica podrían mejorar el estado trófico considerablemente y ayudar a la restauración de la laguna.

- **Análisis estadístico**

Las profundidades presentaron una distribución libre por lo que no se cumplió con los supuestos y se aplicó Kruskal Wallis con un nivel de significancia de 0.05. El análisis mostró que se no existen diferencias significativas entre las profundidades medidas en cada punto (valor $p > 0.05$) (Tabla 36), aceptando la hipótesis nula (H_0), que indica que las medianas de la profundidad de cada punto de muestreo no presentaron diferencias estadísticas significativas (Anexo 8). Las medias de las profundidades de cada punto de muestreo correspondientes a la temporada de verano e invierno se presentan en la Tabla 26. El promedio general de la profundidad medida en los 6 puntos de muestreo clasifican a la laguna San Martín como **Hipereutrónica** de acuerdo con el índice OCDE.

Tabla 26. Promedio de la profundidad en la laguna San Martín.

PUNTOS DE MUESTREO	PROFUNDIDAD (m)			
	VERANO	Estado trófico	INVIERNO	Estado trófico
AS01	0.62	Hipereutrófico	0.89	Hipereutrófico
AS02	0.90	Hipereutrófico	0.66	Hipereutrófico
AS03	0.65	Hipereutrófico	0.60	Hipereutrófico
AS04	0.78	Hipereutrófico	0.65	Hipereutrófico
AS05	0.73	Hipereutrófico	0.57	Hipereutrófico
AS06	0.75	Hipereutrófico	0.71	Hipereutrófico
Promedio	0.739	Hipereutrófico	0.681	Hipereutrófico

Fuente: Autores.

En la Figura 46 se puede apreciar como varia la profundidad a lo largo de la laguna San Martín.

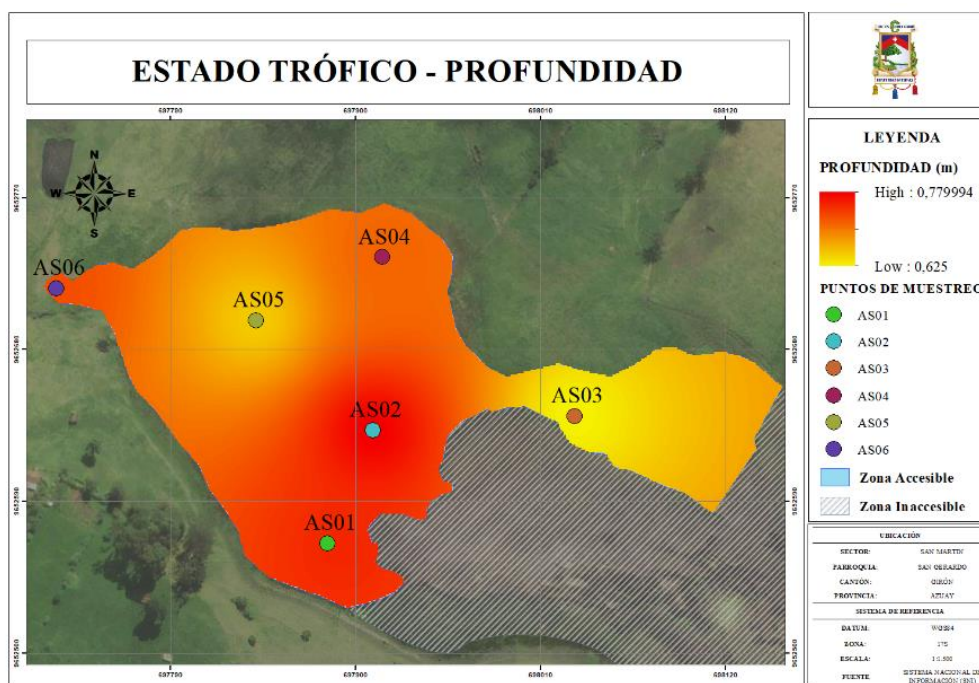


Figura 46. Mapa de índice trófico de profundidad de la laguna San Martín.

Fuente: Autores.

La Tabla 27 muestra una recopilación de los estados tróficos determinados para cada punto de muestreo durante todo el estudio. Se observa una dominancia del estado hipereutrófico en 2 de los 3 parámetros que analiza el OCDE. La clorofila-a varió entre categorías mesotróficas e hipereutróficas lo que dificulta integrar todos los estados

tróficos y definir un estado único para el índice OCDE. Sin embargo, esto permite conocer los parámetros que más influyen en el estado trófico de la laguna.

Tabla 27. Estados tróficos para cada punto de muestreo según el índice OCDE.

PUNTOS DE MUESTREO	OCDE		
	Fósforo	Profundidad	Clorofila-a
AS01	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Eutrófico
AS02	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Eutrófico
AS03	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Hipereutrófico
AS04	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Mesotrófico
AS05	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Eutrófico
AS06	Hipereutrófico	Hipereutrófico	Eutrófico

Fuente: Autores.

4.3.2. Índice de Carlson IET

El valor promedio del índice de Carlson (IET) calculado en el periodo de verano se comparó con la escala establecida por Carlson para determinar el estado trófico de la laguna San Martín y sus resultados se presentan en la Figura 47.

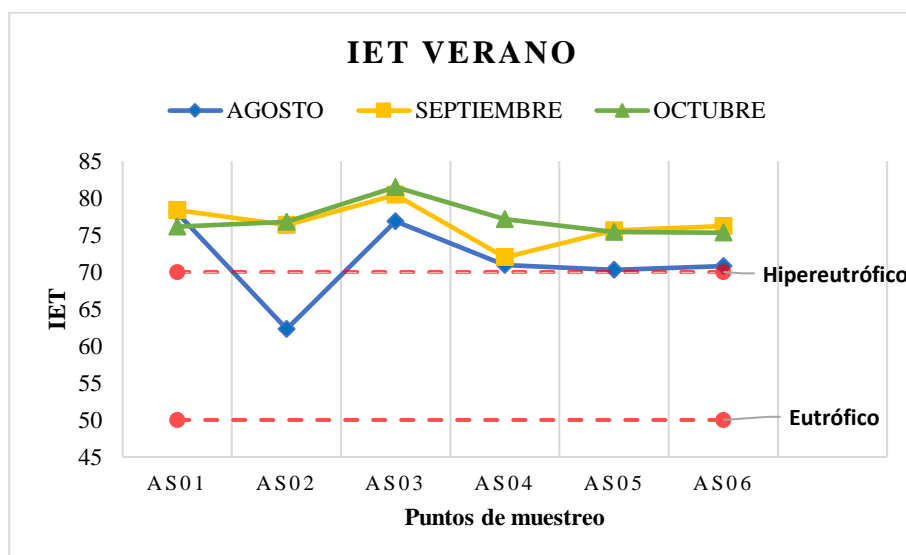


Figura 47. Distribución y clasificación del estado trófico IET según Carlson (1977) para verano.

Fuente: Autores.

Como se aprecia en la Figura 47 casi todos los puntos se encuentran por encima del límite inferior que considera Carlson (1977) como estado hipereutrófico (IET > 70), a

excepción del mes de agosto donde el punto AS02 presentó un estado eutrófico. Esta diferencia del estado trófico del punto AS02 está directamente relacionada a la concentración de clorofila-a ($1.78 \mu\text{g/l}$) reportada anteriormente en la Figura 41, pues como menciona Carlson (1977), la clorofila-a como indicador de biomasa juega un papel importante en el cálculo del índice de eutrofización de Carlson. Adicionalmente la profundidad reportada en el mismo punto (Figura 44) influyó también en el cálculo del índice.

En el caso del periodo invernal, el estado trófico cambió principalmente en los meses de febrero y marzo disminuyendo su nivel de troficidad hasta un estado eutrófico. Este cambio en el estado trófico está relacionado a la disminución de la concentración de fósforo (Figura 39) y de la clorofila-a (Figura 42) que sufrió la laguna en la temporada invernal. Por otra parte, en el mes de abril se presentó variaciones mínimas en el IET, manteniendo un estado hipereutrófico en todos sus puntos; esta variación mínima puede explicarse por la concentración de fósforo constante que reportó el laboratorio para el mes de abril presentado anteriormente en la Figura 39.

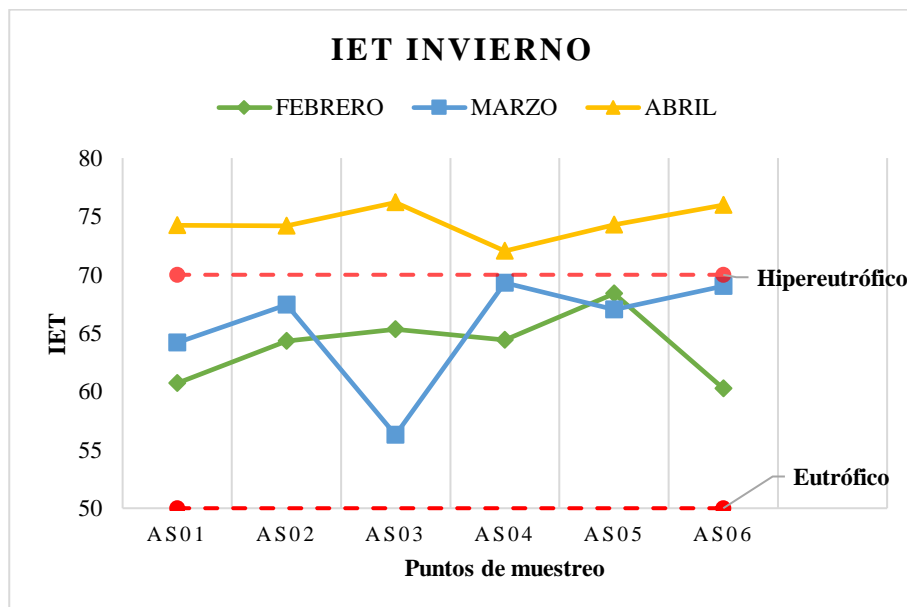


Figura 48. Distribución y clasificación del estado trófico IET según Carlson (1977) para invierno.

Fuente: Autores.

El IET de Carlson permite analizar también a cada variable por separado, es decir, conocer el estado trófico correspondiente a la transparencia (IET_{D_s}), el estado trófico

correspondiente a la concentración de fósforo (IET_{Pt}) y el estado trófico correspondiente a la concentración de clorofila-a ($IET_{Clorf-a}$), aplicando las ecuaciones (36) (37) y (38) respectivamente y clasificando a cada variable de acuerdo a las categorías tróficas presentadas en la Tabla 6.

En la Figura 49 se evidencia que para el IET_{Ds} existieron variaciones menores, pero casi siempre dentro de la extensión de eutrófico ($50 < IET_{Ds} < 70$). En este caso los picos que corresponden al mes de marzo (70.88 para AS03 y 70.57 para AS05) tienen valores ligeramente superiores a 70, que lo clasifica dentro del rango de hipereutrófico.

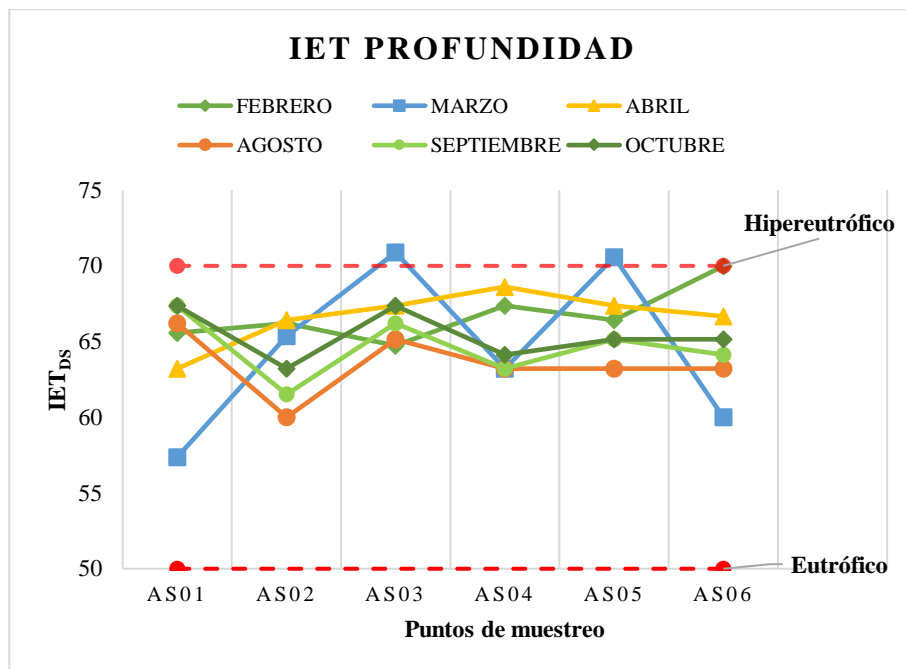


Figura 49. Distribución y clasificación del estado trófico IET_{Ds} según Carlson (1977) para verano e invierno.

Fuente: Autores.

Para índices relacionados con el contenido de nutrientes IET_{Pt} , existieron variaciones mucho mayores, que cubren el rango de mesotrófica a hipertrófica. En la Figura 50 se evidencia que, en el mes de marzo, el punto AS03 presentó un IET_{Pt} mucho más bajo que los demás puntos clasificándose como el único con un estado mesotrófico de la laguna. Este estado trófico en específico está relacionado directamente con la irregularidad en la concentración de fósforo que presentó este punto en la Figura 39, cuya inconsistencia se la atribuía a errores en la toma y transporte de muestras o al análisis del laboratorio; pues este valor se encuentra fuera de la distribución normal de

las demás concentraciones obtenidas en los otros puntos en el mismo mes de monitoreo. Existen también meses como septiembre y abril en los que el IET_{Pt} se mantuvo en 103.76, y octubre que mantuvo un $IET_{Pt} = 106.75$ en todos los puntos de muestreo, debido al valor constante de fósforo reportado por el laboratorio en esos meses (Figura 38 y Figura 39).

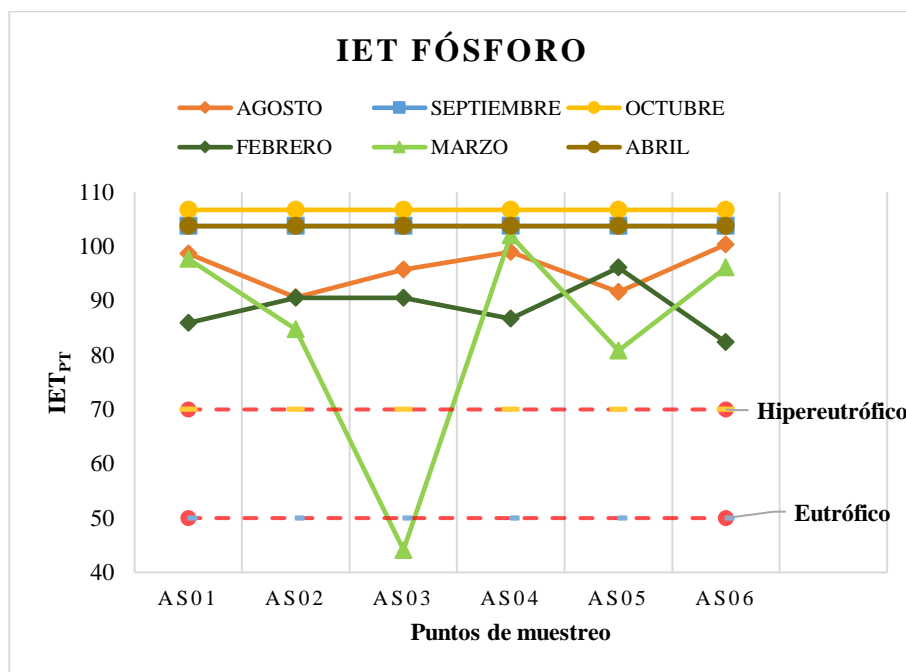


Figura 50. Distribución y clasificación del estado trófico IET_{Pt} según Carlson (1977) para verano e invierno.

Fuente: Autores.

En la Figura 51 se aprecia como el $IET_{Clor-f-a}$ presenta también variaciones que cubren un amplio rango que va desde un estado oligotrófico hasta hipertrófico. Esta variabilidad está relacionada con las concentraciones de clorofila presentadas en la Figura 41 y Figura 42, donde se evidenció que existieron constantes fluctuaciones en el nivel de clorofila, a lo largo de todo el estudio. Dichas fluctuaciones estaban relacionadas a la disponibilidad de nutrientes, las precipitaciones y principalmente a la radiación solar.

Los índices de OCDE como los índices Carlson obtenidos en todos los meses de estudio de la laguna San Martín, indicaron que el estado trófico más alto se asocia con los valores más altos de fósforo en todos los puntos de muestreo.

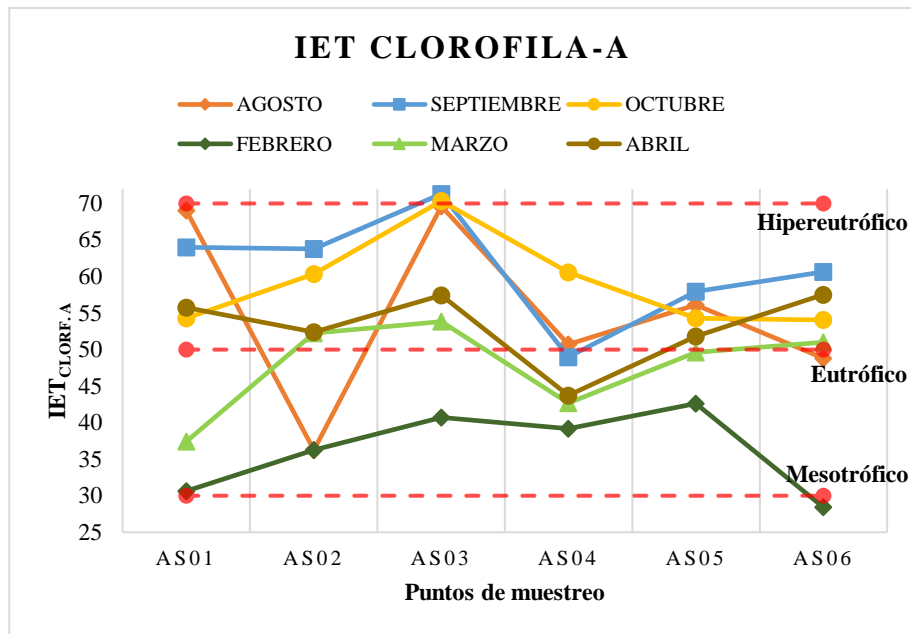


Figura 51. Distribución y clasificación del estado trófico IETClorf.a según Carlson (1977) para verano e invierno.

Fuente: Autores.

Estudios como el de Jarosiewicz et al. (2011) reportaron un comportamiento similar, ya que al analizar el nivel trófico en 8 lagos, encontraron que en todos los casos el índice de estado trófico relacionado al fósforo presentaron valores superiores en relación con las demás variables. Pelechata et al. (2006) estudiaron el estado trófico de 33 lagos naturales y determinaron que, en el análisis de las concentraciones de fósforo, 22 lagos presentaban características de eutrofia y en otros 11 lagos de hipereutrofia, por lo que, los índices de estado trófico de Carlson contabilizados a partir de la concentración de fósforo, revelaron valores más altos de IET_{P_t} en todos los lagos investigados.

Al analizar el estado trófico de cada variable por separado se puede conocer las desviaciones entre los valores de los índices tróficos y de esta manera determinar las causas potenciales de limitación del crecimiento del fitoplancton según el concepto de Carlson modificado por Havens (2000). Cuando $IET_{Clorf.a} \geq IET_{P_t}$, el fósforo generalmente es limitante para el crecimiento de las algas, pero cuando $IET_{Clorf.a} \ll IET_{P_t}$, nos indica que hay menos material de algas presente de lo que se espera. El hecho el valor del índice basado en la concentración de clorofila $IET_{Clorf.a}$ sea inferior al valor del índice relacionado con la concentración de fósforo total IET_{P_t} sugiere que podría haber otro factor que limite la productividad de las algas. Jarosiewicz et al. (2011)

aseguran que estos factores podrían ser otro nutriente o algún parámetro físico. En el caso de la laguna San Martín estos factores son el nitrógeno como nutriente limitante y la disponibilidad de luz, ya que como se mencionó anteriormente la relación en peso N:P de Redfield (1958), es inferior a 7.2 reconociendo al nitrógeno como nutriente limitante y las variaciones en la concentración de clorofila fueron asociadas a la radiación solar disponible. Los resultados muestran una dominancia en el IE_{TP} lo que sugiere que el estado trófico de la laguna San Martín está condicionado por la disponibilidad de luz y los factores que influyen en su atenuación como sustancias orgánicas e inorgánicas disueltas y partículas en suspensión.

- Análisis estadístico

Se determinó que los índices calculados para todos los puntos cumplen con los supuestos, es decir, distribución normal, homocedasticidad e independencia. Por lo que se aplicó ANOVA unidireccional (nivel de significancia 0.05). El análisis mostró que no existen diferencias significativas entre los índices obtenidos en cada punto (valor $p > 0.05$), aceptando la hipótesis nula (H_0) de que, las diferencias entre las medias de los índices calculados para cada punto de muestreo no son estadísticamente significativas (Tabla 37). Al no tener diferencias significativas entre los estados tróficos de cada punto de muestreo se pudo obtener el valor medio, tanto en invierno como en verano y un valor promedio final que represente el estado trófico de cada punto. La Tabla 28 muestra el índice de estado trófico IET promedio para cada periodo de muestreo.

Tabla 28. Promedio del índice de eutrofización según Carlson (1977)

PUNTOS DE MUESTREO	IET CARLSON			
	VERANO	Estado trófico	INVIERNO	Estado trófico
AS01	78.19	Hipereutrófico	68.74	Eutrófico
AS02	73.98	Hipereutrófico	70.17	Hipereutrófico
AS03	79.82	Hipereutrófico	71.07	Hipereutrófico
AS04	73.95	Hipereutrófico	69.17	Eutrófico
AS05	74.24	Hipereutrófico	71.02	Hipereutrófico
AS06	74.56	Hipereutrófico	70.87	Hipereutrófico
Promedio	75.79	Hipereutrófico	70.17	Hipereutrófico

Fuente: Autores.

La Figura 52 indica cómo se encuentra el estado actual de la laguna San Martín en todos los puntos de muestreo de la zona accesible de la laguna. El rango va desde 71.56 hasta 75.44 clasificando al cuerpo de agua como **Hipereutrófico**.

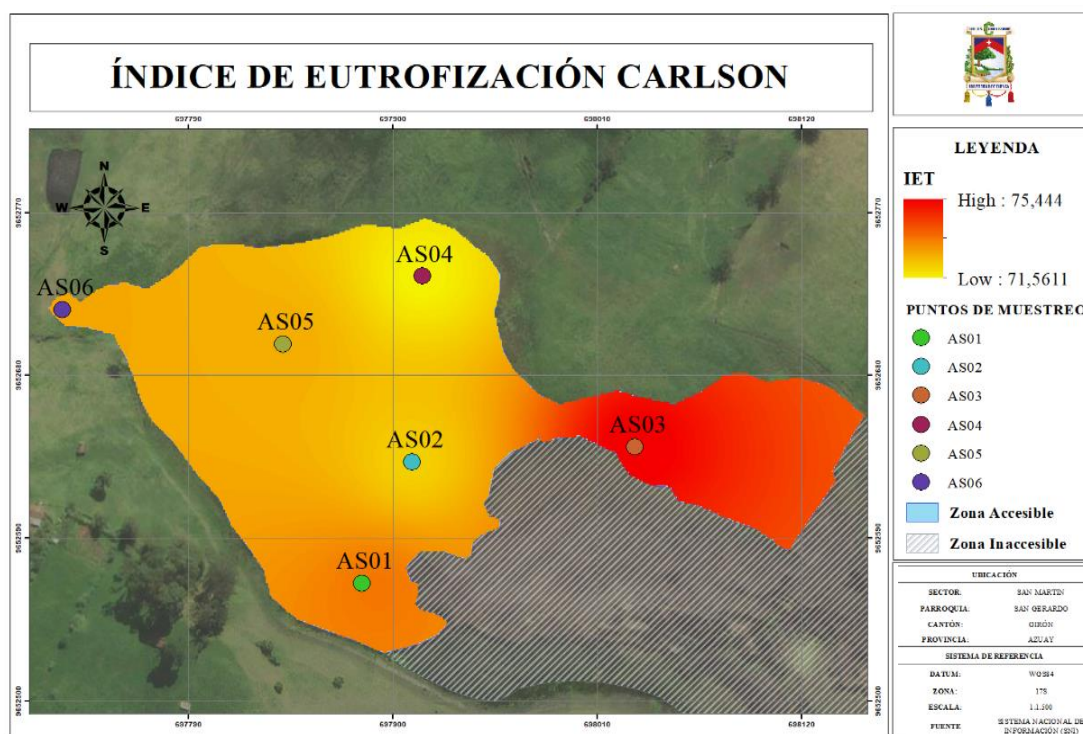


Figura 52. Mapa del índice trófico Carlson IET de la laguna San Martín.

Fuente: Autores.

4.3.3. Índice TRIX

Empleando la metodología TRIX se obtuvo diferentes estados tróficos para la laguna San Martín que van desde un rango eutrófico a hipertrófico en el periodo de verano (Figura 53).

Comparando con los índices de eutrofización de Carlson presentados anteriormente en la Figura 47 para todos los puntos de muestreo, se aprecia que todos los estados tróficos concuerdan, incluso para el punto AS02 que fue el que presentó una variación hacia un estado eutrófico. Esto corrobora el hecho de que la clorofila-a es una variable que influye considerablemente en el cálculo de los índices de Carlson y TRIX, a pesar de que TRIX incluye al oxígeno disuelto en su cálculo.

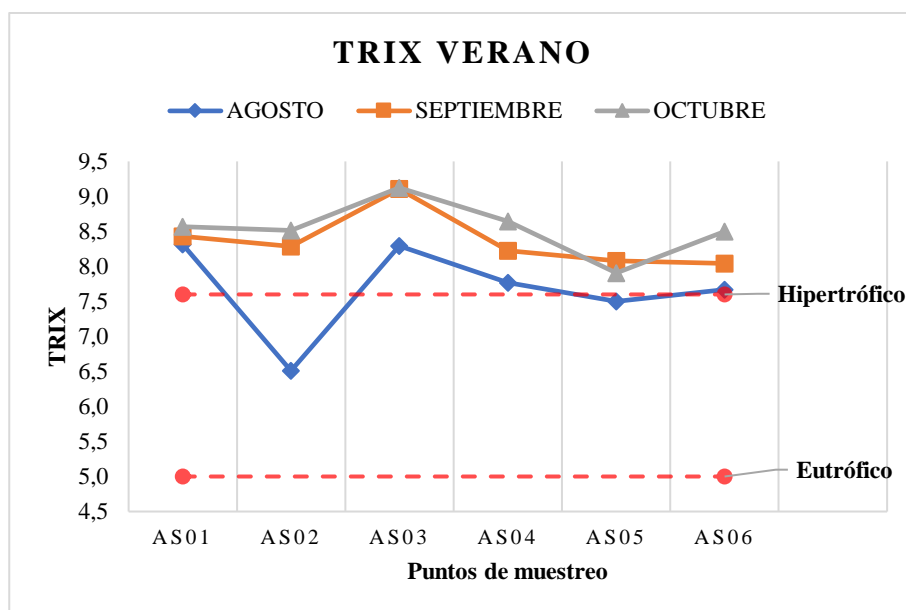


Figura 53. Distribución y clasificación del estado trófico TRIX según Vollenweider et al. (1998) para verano.

Fuente: Autores.

El estado trófico correspondiente al periodo de invierno en los 6 puntos de muestreo se encontró cercano a los límites del estado eutrófico y algunos dentro del rango de hipereutrófico. Si comparamos con el IET de Carlson para la temporada invernal (Figura 48) se aprecia un comportamiento similar en la dispersión de los índices en todos los puntos de muestreo, manteniéndose siempre entre un estado eutrófico e hipereutrófico. Febrero y marzo resultaron ser meses en los que algunos de sus puntos pasaron de un estado eutrófico según el índice de Carlson a un estado hipereutrófico según índice de TRIX. Para febrero el cambio ocurrió en el punto AS05 y para marzo en los puntos AS02, AS04 y AS06.

Esta variación en el estado trófico en estos puntos puede estar relacionada al bajo porcentaje de OD reportado en estos puntos en los meses de febrero y marzo. Como se observó en la Figura 21, el punto AS05 de febrero presentó un porcentaje de OD de 33.89 %, mientras que los puntos AS02, AS04 y AS06 de marzo obtuvieron un porcentaje de OD de 28.86 %, 42.84% y 32.66 % respectivamente, lo que pudo influir en el cambio de estado trófico de la laguna. Por otro lado, el mes de abril mantuvo un estado hipereutrófico en todos sus puntos de muestreo.

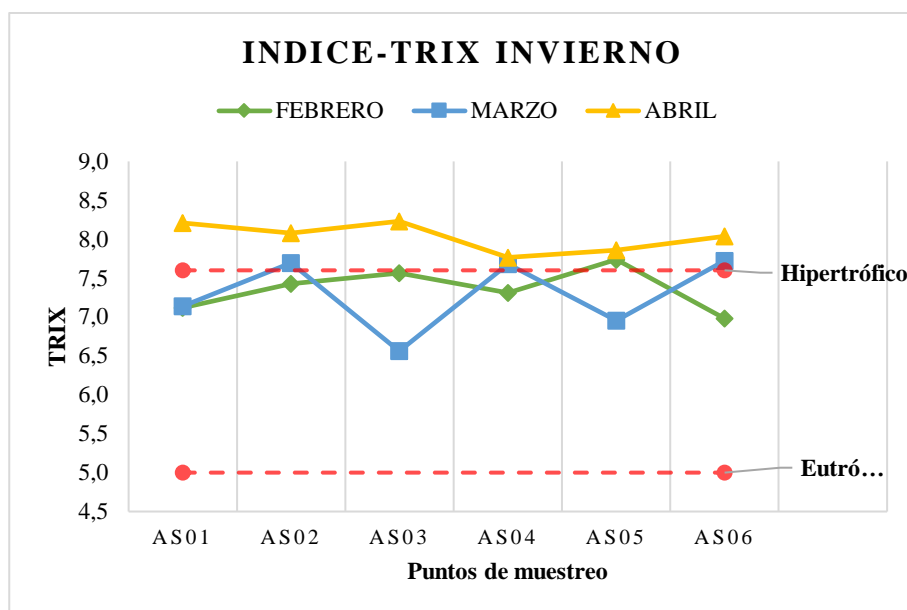


Figura 54. Distribución y clasificación del estado trófico TRIX según Vollenweider et al. (1998) para invierno.

Fuente: Autores.

A diferencia de los demás índices de eutrofización, el índice TRIX toma en cuenta el nitrógeno inorgánico y el porcentaje de oxígeno disuelto, lo que puede influir en el nivel trófico. En cuanto a las diferentes formas de nitrógeno inorgánico disuelto (NID), el nitrito (NO_2^-) fue la forma menos predominante con un valor promedio de 0.010 mg/l en todos los puntos de muestreo. Por el contrario, el nitrato (NO_3^-) fue la forma dominante con un promedio de 2.59 mg/l, mientras que el amonio (NH_4^+) no fue tomado en cuenta en el presente estudio. Zoriatein et al. (2013) tampoco tomaron en cuenta los valores de amonio en el cálculo del TRIX en la zona costera de Arvand, y mostraron un comportamiento similar al de la laguna San Martín, en donde el fósforo y la clorofila condicionaron el estado trófico de los cuerpos de agua. De esta manera se puede asumir que las concentraciones de nitrógeno inorgánico incluidas en el cálculo del índice TRIX no influyeron de manera significativa en el estado trófico de la laguna San Martín. Sin embargo, Zoriatein et al. (2013) también relacionaron los bajos valores obtenidos en el índice TRIX con la ausencia del amonio, por lo que, sugiere que para determinar la calidad del agua no sólo hay que realizar estudios físicos y químicos sino también estudios biológicos que muestren las comunidades de organismos en el medio ambiente y su abundancia.

En la Figura 22 se observó que los valores de OD fluctuaron desde un valor mínimo (2.81 mg/l) en el punto AS02 en invierno hasta un valor máximo (6.22 mg/l) en el punto AS06 en verano. En teoría, la temperatura esta inversamente relacionada con la cantidad de oxígeno disuelto; sin embargo, en los resultados obtenidos ocurrió un comportamiento inusual, puesto que en los meses de verano la temperatura del agua disminuyó mientras que en invierno la temperatura aumentó. Esta variación en la temperatura puede estar relacionada a la hora de muestreo puesto que en la sierra en los meses secos (agosto, septiembre) la temperatura es baja en las mañanas y tardes, mientras que al medio día la temperatura y radiación aumentan. En la temporada invernal también pudieron ocurrir incrementos en la temperatura por radiación principalmente en las mañanas aumentando la temperatura del agua. Todos los muestreos se realizaron antes del mediodía con una radiación considerable lo que puede explicar el aumento de la concentración del oxígeno disuelto.

Esta variación en la disponibilidad de OD hizo que en promedio el índice TRIX presentará valores más altos en verano (8.35) que en invierno (7.81). Cabe recalcar que las mediciones de temperatura, pH y oxígeno disuelto fueron realizadas en el laboratorio, lo que supone una alteración de estos parámetros en el traslado y manipulación de las muestras. Esta relación directamente proporcional entre la temperatura del agua y el oxígeno fue reportada también por Muñoz et al. (2015) en un estudio en México en el que, mediante coeficientes de correlación entre las concentraciones de OD y la temperatura de la corriente de su zona de estudio, determinaron coeficientes significativos negativos antes y durante la temporada de lluvias, pero también determinaron coeficientes positivos después de esta temporada.

- **Análisis estadístico**

El análisis estadístico para el índice TRIX permitió determinar que se cumplen con los supuestos de homocedasticidad, distribución normal, e independencia, por lo que las variaciones entre los índices calculados en cada punto de muestreo se realizaron mediante pruebas estadísticas ANOVA de una vía (nivel de significancia 0.05). El análisis mostró que, al igual que el IET de Carlson, no existen diferencias significativas entre los índices obtenidos en cada punto (valor $p > 0.05$) y se acepta la hipótesis nula (H_0) (Tabla 38).

Debido a que las diferencias entre los índices no fueron significativas, se pudo obtener el valor promedio para cada punto de muestreo para invierno y verano, lo cual permitió determinar el estado trófico general del cuerpo de agua. La Tabla 29 muestra el índice de estado trófico TRIx promedio para verano e invierno.

Tabla 29. Promedio del índice de eutrofización TRIx

PUNTOS DE MUESTREO	ÍNDICE TRIx			
	VERANO	Estado trófico	INVIERNO	Estado trófico
AS01	8.61	Hipereutrófico	7.80	Hipereutrófico
AS02	8.09	Hipereutrófico	7.91	Hipereutrófico
AS03	8.90	Hipereutrófico	7.89	Hipereutrófico
AS04	8.32	Hipereutrófico	7.66	Hipereutrófico
AS05	7.95	Hipereutrófico	7.67	Hipereutrófico
AS06	8.23	Hipereutrófico	7.91	Hipereutrófico
Promedio	8.35	Hipereutrófico	7.81	Hipereutrófico

Fuente: Autores.

El rango trófico en el que se encontró la zona accesible de la laguna San Martín estuvo entre 7.8 y 8.39 clasificándose como **Hipereutrófica** según el índice TRIx. En la Figura 55 se aprecia como se distribuye el estado trófico en la zona de estudio.

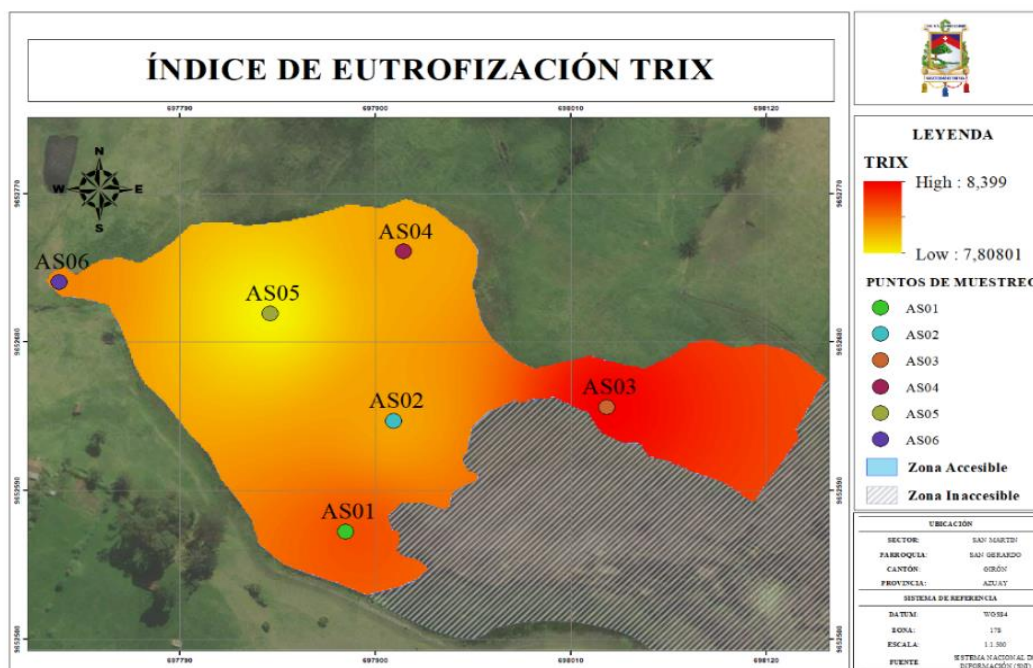


Figura 55. Mapa del índice trófico TRIx de la laguna San Martín.

Fuente: Autores.

4.3.4. Comparación de los resultados

La Tabla 30 presenta una recopilación del estado trófico de todos los puntos de muestreo para cada índice de eutrofización aplicado. En los índices que permiten conocer un valor único relacionado al nivel trófico (IET, TRIX), se determinó un estado hipereutrófico para todos los puntos de muestreo; este valor fue demostrado que tuvo una influencia directa de la alta concentración de fósforo que se registró en la laguna durante ambos periodos de muestreo. Por otro lado, el índice OCDE permitió identificar qué tanto la concentración de fósforo como el nivel profundidad, condicionan el nivel trófico de la laguna San Martín presentando un estado hipertrófico a lo largo del estudio en todos los puntos. Finalmente, las fluctuaciones en la clorofila-a permitieron determinar cómo influye esta variable en el cálculo de los demás índices.

Tabla 30. Comparación de resultados de los índices de eutrofización en cada punto de muestreo en la Laguna San Martín.

Puntos de muestreo	Índice OCDE			Índice Carlson	Índice TRIX
	Fósforo (µg/l)	Clorofila-a (µg/l)	Profundidad (m)	Interpretación	Interpretación
AS01	Hipertrófico	Eutrófico	Hipertrófico	Hipertrófico	Hipertrófico
AS02	Hipertrófico	Eutrófico	Hipertrófico	Hipertrófico	Hipertrófico
AS03	Hipertrófico	Hipertrófico	Hipertrófico	Hipertrófico	Hipertrófico
AS04	Hipertrófico	Mesotrófico	Hipertrófico	Hipertrófico	Hipertrófico
AS05	Hipertrófico	Eutrófico	Hipertrófico	Hipertrófico	Hipertrófico
AS06	Hipertrófico	Eutrófico	Hipertrófico	Hipertrófico	Hipertrófico

Fuente: Autores.

En la Tabla 31 se presenta una comparación del estado trófico general obtenido para la laguna San Martín en relación con otros estudios que aplicaron metodologías similares. Con respecto al índice OCDE, la laguna San Martín presentó un estado eutrófico para la concentración clorofila-a, mientras que para la transparencia y concentración de fósforo el estado fue hipereutrófico. Estos resultados concuerdan con lo reportado para la laguna Conococha en Perú, a la cual se le aplicó el índice OCDE, clasificándola como hipereutrófica según la concentración de fósforo y el nivel de transparencia, pero

también para la clorofila-a, el nivel trófico de la laguna fue hipereutrófico. Esta semejanza en los resultados se debe que ambas lagunas presentan características socioambientales que influyeron considerablemente en los cuerpos de agua como actividades ganaderas y poblacionales, presencia de animales en los alrededores de la laguna, escorrentía de heces por la lluvia hacia las lagunas, entre otros. Si bien la concentración media de clorofila-a para la laguna Conococha fue superior al reportado en la laguna San Martín, es importante señalar que, en la laguna San Martín se realizó una limpieza previa que pudo haber disminuido la concentración de clorofila.

En el caso del índice de Carlson, la laguna San Martín se clasificó como hipereutrófica en todos sus puntos de muestreo, donde el IET aplicado a la concentración de fósforo (IET_{PT}) fue el que determinó el estado trófico general de la laguna. Esta situación fue similar a los resultados de otros estudios que aplicaron la metodología IET. Por ejemplo, Almanza-Marroquín et al. (2016) determinaron que 3 de sus 4 lagos estudiados presentaron un estado hipereutrófico relacionado al aporte de nutrientes (especialmente fósforo) desde la cuenca urbana, asegurando también que este aporte explica la alta concentración de clorofila-a. Jarosiewicz et al. (2011) analizaron el nivel trófico en 8 lagos, de igual forma determinaron que en todos los casos el índice de estado trófico relacionado al fósforo presentaron valores superiores en relación con las demás variables, sin embargo el nivel trófico de estos lagos se encontraron dentro de los estados mesotrófico y eutrófico.

Finalmente, Campos Sousa (2019) aplicó el índice TRIX a estuarios amazónicos en Brasil y obtuvieron un estado Eutrófico para 2 de sus 3 estuarios estudiados. Compararon estos estados tróficos con el índice de O'Boyle con el objetivo de tener información complementaria del estado de los estuarios. A pesar de que, tanto el índice de TRIX y O'Boyle tuvieron similitudes en los niveles de eutrofización calculados, en un estuario se evidenció que el TRIX obtuvo una mayor variación debido a que presenta en su composición nutrientes inorgánicos disueltos (N y P). Si comparamos con los resultados obtenidos en la laguna San Martín, se aprecia que de igual manera el estado trófico calculado empleando el índice TRIX no varió en relación con los niveles de eutrofización reportados por los demás índices (IET, OCDE). Sin embargo, en la laguna San Martín no se registró una influencia directa de la concentración de nitrógeno inorgánico disuelto como si ocurrió en los estuarios de Brasil.

Si bien el índice TRIX está enfocado a zonas costeras, existen estudios que han demostrado su aplicabilidad del índice en otras áreas. Tavares et al. (2014) lo aplicó al estuario del río Potengi en Brasil. Camacho Galaván (2020) lo empleó en el estudio del estado trófico de humedales altoandinos en Perú. Rascón et al. (2021) lo aplicaron al lago Pomacochas localizado en la región de los bosques montanos del norte de Perú. En la laguna San Martín los estados tróficos determinados por el índice TRIX no presentaron diferencias considerables en relación a los demás índices. Por lo que se podría decir que la aplicabilidad del índice TRIX es bastante amplia y replicable en diferentes zonas.

Tabla 31. Comparación de otros estudios sobre los índices de eutrofización.

Autor	Lugar/lago	Índice de Eutrofización	Estado Trófico
Diaz Medina & Sotomayor Maguiña (2013)	Laguna Conococha / Perú	OCDE	- Hipereutrófico para el fósforo, transparencia y clorofila-a
Loja & Sigüenza (2022)	Laguna San Martín / Ecuador	OCDE	- Hipereutrófico para el fósforo y transparencia - Eutrófico para la clorofila-a
Almanza-Marroquín et al. (2016)	Lagos urbanos / Chile	IET	- Hipereutrófico
Jarosiewicz et al. (2011)	Lagos de Pomerania / Polonia	IET	- Hipereutrófico
Loja & Sigüenza (2022)	Laguna San Martín / Ecuador	IET	- Hipereutrófico
Campos Sousa (2019)	Estuarios Amazónicos / Brasil	TRIX	- Eutrófico
Loja & Sigüenza (2022)	Laguna San Martín / Ecuador	TRIX	- Hipereutrófico

Fuente: Autores.

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

- Las concentraciones de los parámetros físicos analizados en la laguna San Martín fueron: la turbiedad que presentó un valor promedio de 24.56 NTU, mientras que el valor promedio que existió para la transparencia fue de 0.71 m. Finalmente, la temperatura mostró un valor promedio de 17.86 °C.
- En cuanto a los parámetros químicos la clorofila-a reportó un concentración promedio de 15.31 µg/l, el pH presentó un valor promedio de 6.76, la concentración promedio de la DBO fue de 9.53 mg/l, el %OD mostró una concentración promedio de 54.35 %, la concentración promedio de nitratos fue de 2.06 mg/l, los nitritos presentó una concentración promedio de 0.008 mg/l, el nitrógeno total mostró una concentración promedio de 5.31 mg/l y la concentración promedio del fósforo fue de 0.77 mg/l. Finalmente, el parámetro microbiológico como los coliformes fecales presentó una concentración promedio de 10 NMP/100 ml.
- La categorización del índice de calidad del agua en la laguna San Martín fue Media y regular de acuerdo con las metodologías expuestas por el ICA – NSF y CCME – Canadá respectivamente. Mientras que, la metodología descrita por el departamento de Calidad Ambiental de Oregón categorizó a la laguna como muy Pobre.
- La concentración de OD influyó considerablemente en el cálculo del índice de calidad del agua CCME – Canadá, debido a que dichas concentraciones estuvieron por debajo del límite estipulado por el TULSMA Libro VI Anexo 1. Clasificando a la laguna San Martín con una calidad del agua regular.
- Existió una diferencia en la categorización de la calidad del agua con el ICA-NSF y el CCME-Canadá en comparación con el OWQI, donde la calidad del agua para los dos primeros índices mencionados fue media, mientras que el OWI presentó una calidad de agua muy pobre, siendo este índice el más exigente al momento de la clasificación de la calidad del agua.
- La relación N:P determinó que el nutriente limitante es el nitrógeno, resultando perjudicial para la vida acuática y maximizando el proceso de eutrofización de la laguna.
- La calidad del agua de la laguna San Martín presentó mejoras en la temporada de verano; sin embargo, la estacionalidad no influyó notoriamente en la calidad del

agua debido a que las estaciones no son muy marcadas en la zona de estudio, sobre todo este último año donde la presencia de lluvias fue frecuente en las temporadas de invierno y verano.

- La aplicación de los índices de eutrofización OCDE, IET y TRIX permitieron identificar que, la concentración de fósforo y la profundidad repercuten en el estado trófico de la laguna San Martín. Las variaciones e inconsistencias en la concentración de clorofila-a impiden considerar a este parámetro como indicador fiable de eutrofización.
- El estado trófico de la laguna San Martín está condicionado por la disponibilidad de luz y los factores que influyen en su atenuación como sustancias orgánicas e inorgánicas disueltas y partículas en suspensión.
- El índice de Carlson clasificó a la laguna como hipertrófica en todos sus puntos de muestreo. El índice de estado trófico relacionado al fósforo IET_{P_t} presentó valores superiores en relación con las demás variables influyendo directamente en el estado trófico de la laguna San Martín.
- La principal fuente de nutrientes corresponde a la aplicación excesiva de fertilizantes o estiércol en los alrededores provocando la acumulación de fósforo en los suelos y en consecuencia su escorrentía hacia la laguna San Martín.
- El índice TRIX resultó ser aplicable a la zona de estudio presentando resultados similares a los obtenidos en los demás índices tróficos.
- El empleo de metodologías combinadas como índices de eutrofización (OCDE, IET, TRIX) e índices de calidad de agua (ICA-NSF, OWQI, CCME) para determinar el estado de un cuerpo de agua es un método recomendado para mejorar la certidumbre de un estudio.
- Los resultados obtenidos de los índices de calidad del agua e índices de eutrofización contribuirán a la toma de decisiones por parte GAD provincial del Azuay y GAD municipal de Girón con respecto a la restauración y conservación de la laguna San Martín.

5.2.Recomendaciones

- Cabe recalcar que este estudio está enfocado en la zona accesible de la laguna, por lo que se recomienda ampliar los estudios de calidad de agua en zonas que sean recuperadas por el GAD provincial a futuro.
- Se recomienda realizar un estudio sobre el tiempo de retención del agua en la laguna, debido a que el cambio del caudal influye en la calidad del agua.
- Realizar estudios de estratificación térmica.
- Aplicar y probar otros índices de eutrofización.
- Realizar estudios sobre gestión de ingeniería de lagos en la laguna San Martín.
- Calcular la carga contaminante de cada contaminante presente en la laguna.
- Realizar una limpieza completa del material vegetal existente en la laguna para mejorar el nivel trófico.
- Controlar el aporte de nutrientes a la laguna mediante la delimitación de los terrenos colindantes usados para actividades ganaderas.
- Realizar en lo posible mediciones en campo de los parámetros: temperatura, pH, oxígeno disuelto y turbiedad con el fin de obtener resultados confiables y apegados a la realidad.
- El tiempo de traslado de muestras no debe exceder las 48 horas hasta su análisis, debido a que podrían ocurrir alteraciones en los parámetros a medir, por lo que se sugiere que los análisis se realicen en laboratorios cercanos a la zona de monitoreo.
- Considerar al nitrógeno como nutriente limitante para la toma de decisiones para la conservación de la laguna San Martín.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Abbasi, T., & Abbasi, S. . (2012). Conventional' Indices for Determining Fitness of Waters for Different Uses. In *Water Quality Indices* (pp. 19–21). Elsevier.
- Aizaki, M., Otsuki, A., Fukushima, T., Hosomi, M., & Muraoka, K. (1981). Application of Carlson's trophic state index to Japanese lakes and relationships between the index and other parameters. *Verh. Internat. Verein. Limnol*, *21*(1), 675–681. <https://doi.org/10.1080/03680770.1980.11897067>
- Alarcón, B., & Ñique, M. (2016). Índice de calidad del agua según NSF del humedal laguna Los Milagros (Tingo María, Perú). *INDES Revista de Investigación Para El Desarrollo Sustentable*, *2*(2), 98–107. <https://doi.org/10.25127/indes.20140>
- Albert, L. A. (1997). Nitratos y Nitritos. In *NITRATOS Y NITRITOS* (pp. 279–296).
- Almanza-Marroquín, V., Figueroa, R., Parra, O., Fernández, X., Baeza, C., Yañez, J., & Urrutia, R. (2016). Bases limnológicas para la gestión de los lagos urbanos de Concepción, Chile. *Latin American Journal of Aquatic Research*, *44*(2), 313–326. <https://doi.org/10.3856/vol44-issue2-fulltext-12>
- Alvarez, A., Rubiños Panta, E., Gavi Reyes, F., Cabañero Alarcón, J. J., Hernández Acosta, E., Ramírez Ayala, C., Mejía Saenz, E., Pedrero Salcedo, F., Nicolas, E., & Salazar Sosa, E. (2006). Índice de calidad del agua en la cuenca del río Amajac , Hidalgo , México : Diagnóstico y Predicción. *Revista Internacional de Botánica Experimental*, *75*, 72–83.
- Baines, S. B., Webster, K. E., Kratz, T. K., Carpenter, S. R., & Magnuson, J. J. (2000). SYNCHRONOUS BEHAVIOR OF TEMPERATURE, CALCIUM, AND CHLOROPHYLL IN LAKES OF NORTHERN WISCONSIN. *Ecology*, *81*, 815–825. [https://doi.org/https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[0815:SBOTCA\]2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[0815:SBOTCA]2.0.CO;2)
- Barbier, E. B., Acreman, M., & Knowler, D. (1997). Valoración económica de humedales. Guia para decisores y planificadores. In *Oficina de la Convención de Ramsar*. <https://doi.org/10.2307/j.ctv14rmp61>
- Baxa, M., Musil, M., Kummel, M., Hanzlík, P., Tesařová, B., & Pechar, L. (2021). Dissolved oxygen deficits in a shallow eutrophic aquatic ecosystem (fishpond) – Sediment oxygen demand and water column respiration alternately drive the oxygen regime. *Science of the Total Environment*, *766*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142647>
- Bellos, D., & Sawidis, T. (2005). Chemical pollution monitoring of the River Pinios (Thessalia - Greece). *Journal of Environmental Management*, *76*(4), 282–292. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2005.01.027>
- Bhateria, R., & Jain, D. (2016). Water quality assessment of lake water: a review. *Sustainable Water Resources Management*, *2*(2), 161–173. <https://doi.org/10.1007/S40899-015-0014-7>
- Binkley, D., Burnham, H., & Lee Allen, H. (1999). Water quality impacts of forest fertilization with nitrogen and phosphorus. *Forest Ecology and Management*,

121(3), 191–213. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00549-0](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00549-0)

- Blomqvist, S., & Larsson, U. (1994). Detrital bedrock elements as tracers of settling resuspended particulate matter in a coastal area of the Baltic Sea. *Limnology and Oceanography*, 39(4), 880–896. <https://doi.org/10.4319/lo.1994.39.4.0880>
- Bonanse, M., Ledesma, C., Rodriguez, C., & Sanchez Delgado, A. R. (2014). Concentración de clorofila-a y límite de zona fótica en el embalse Río Tercero (Argentina) utilizando imágenes del satélite CBERS-2B. *Revista Ambiente e Agua*, 9(3), 445–458. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.847>
- Borja Barrera, C., Camacho Gonzales, A., & Florín Beltrán, M. (2012). Lagos y humedales en la evaluación de los ecosistemas del milenio en España. *Ambienta*, 82–90. <https://core.ac.uk/download/pdf/157761437.pdf>
- Boyacioglu, H. (2006). Surface water quality assessment using factor analysis. *Water SA*, 32(3), 389–393. <https://doi.org/10.4314/wsa.v32i3.5264>
- Briones, E. (2010). Los humedales. *AFESE*, 5(55), 119–123.
- Brown, R., McClelland, N., Deininger, R., & Tozer, R. (1970). A Water Quality Index: Do We Dare??. *Water Sewage Works*, 117(10), 339-343.
- Caho Rodríguez, C. A., & López Barrera, E. A. (2017). Determinación del Índice de Calidad de Agua para el sector occidental del humedal Torca-Guaymaral empleando las metodologías UWQI y CWQI. *Producción + Limpia*, 12(2), 35–49. <https://doi.org/10.22507/pml.v12n2a3>
- Camacho Galaván, J. A. (2020). *Estado Trófico Del Agua En Humedales Altoandinos Evaluados Mediante El Índice Multimétrico Trixy El Modelo Random Forest, Junín-Perú* [UNIVERSIDAD NACIONAL DEL CENTRO DEL PERÚ]. <http://hdl.handle.net/20.500.12894/6760>
- Campos Sousa, P. H. (2019). *APLICAÇÃO DO ÍNDICE DE TRIXE O'BOYLE EM ESTUÁRIOS AMAZÔNICOS*. UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA INSTITUTO.
- Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). (2017). Canadian Water Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life: CCME Water Quality Index 1.0, Technical Report. *Canadian Environmental Quality Guidelines*, 1–23.
- Carlson, R. E. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography*, 22(2), 361–369. <https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>
- Casallas G, J. E., & Gunkel, G. (2001). Algunos aspectos limnológicos de un lago altoandino: El lago San Pablo, Ecuador. *Limnetica*, 20(2), 215–232. <https://doi.org/10.23818/limn.20.21>
- Castro, M., Almeida, J., Ferrer, J., & Diaz, D. (2014). Indicadores de la calidad del agua: evolución y tendencias a nivel global. *Ingeniería Solidaria*, 10(17), 111–124. <https://doi.org/10.16925/in.v9i17.811>
- Cayetano, S. D. E. (2020). *Determinación de microorganismos considerados indicadores biológicos de eutrofización en la laguna Huacracocha Huancayo en el*

período abril a septiembre del año 2019. 111.

- Cervantes, M. (2007). Conceptos fundamentales sobre ecosistemas acuáticos y su estado en México. *Conservation International, México, A.C. (CI)*, 37–67.
- Chalar, G., & Clemente, J. (2005). Tasa de resuspensión de fósforo y sedimentos en un cuerpo de agua muy somero (Laguna de Rocha, Uruguay). *Taller Internacional de Eutrofización y Embalses CYTED VXII B, August*, 89–108.
- Correll, D. L. (1998). The Role of Phosphorus in the Eutrophication of Receiving Waters: A Review. *Journal of Environmental Quality*, 27(2), 261–266.
<https://doi.org/10.2134/JEQ1998.00472425002700020004X>
- Cude, C. G. (2001). OREGON WATER QUALITY INDEX A TOOL FOR EVALUATING WATER QUALITY MANAGEMENT EFFECTIVENESS1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 37(1), 125–137.
<https://doi.org/10.1111/J.1752-1688.2001.TB05480.X>
- Cusiche Pérez, L. F., & Miranda Zambrano, G. A. (2019). Contaminación por aguas residuales e indicadores de calidad en la reserva nacional ‘Lago Junín’, Perú. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas*, 10(6), 1433–1447.
<https://doi.org/10.29312/remexca.v10i6.1870>
- Deborde, J., Anschutz, P., Chaillou, G., Etcheber, H., Commarieu, M. V., Lecroart, P., & Abril, G. (2007). The dynamics of phosphorus in turbid estuarine systems: Example of the Gironde estuary (France). *Limnology and Oceanography*, 52(2), 862–872. <https://doi.org/10.4319/lo.2007.52.2.0862>
- Delgado, L. E., Tironi, A., Vila, I., Verardi, G., Ibáñez, C., Agüero, B., & Marín, V. H. (2014). El humedal del Río Cruces, Valdivia, Chile: Una síntesis ecosistémica. *Latin American Journal of Aquatic Research*, 42(5), 937–949.
<https://doi.org/10.3856/vol42-issue5-fulltext-1>
- Díaz Medina, A. C., & Sotomayor Maguiña, L. F. (2013). *EVALUACIÓN DE LA EUTROFIZACIÓN DE LA LAGUNA CONOCOCHA – ANCASH*. UNIVERSIDAD NACIONAL SANTIAGO ANTÚNEZ DE MAYOLO.
- Dodds, W. K. (2007). Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams. *Trends in Ecology and Evolution*, 22(12), 669–676.
<https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.07.010>
- Dojlido, J., Raniszewski, J., & Woyciechowska, J. (1994). Water quality index – application for rivers in Vistula river basin in Poland. *Water Science and Technology*, 30(10), 57–64. <https://doi.org/10.2166/WST.1994.0511>
- Dorador, C., Pardo, R., & Vila, I. (2003). Variaciones temporales de parámetros físicos, químicos y biológicos de un lago de altura: el caso del lago Chungará. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76, 15–22.
- Esteves, F. D. A. (1988). Fundamentos de Limnología. *Interface*, 2, 226.
- Estrella Hidalgo, E. (2019). *Absorción de plomo y nitrógeno total, empleando humedales de lenteja de agua (Lemma minor) en la afluyente del Delta Upamayo – Lago Chinchaycocha* [UNIVERSIDAD NACIONAL DANIEL ALCIDES

CARRIÓN FACULTAD].

http://repositorio.usanpedro.edu.pe/bitstream/handle/USANPEDRO/6050/Tesis_57389.pdf?sequence=1&isAllowed=y%0Ahttp://cybertesis.unmsm.edu.pe/handle/cybertesis/10302%0Ahttp://repositorio.undac.edu.pe/bitstream/undac/414/1/T026_70261078_T.pdf

- Feng, L., Hou, X., & Zheng, Y. (2019). Monitoring and understanding the water transparency changes of fifty large lakes on the Yangtze Plain based on long-term MODIS observations. *Remote Sensing of Environment*, 221(November 2018), 675–686. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2018.12.007>
- Ferguson, C. M., Coote, B. G., Ashbolt, N. J., & Stevenson, I. M. (1996). Relationships between indicators, pathogens and water quality in an estuarine system. *Water Research*, 30(9), 2045–2054. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(96\)00079-6](https://doi.org/10.1016/0043-1354(96)00079-6)
- Fernandez Parada, N. J., & Solano Ortega, F. (2007). Capítulo III: ÍNDICES DE CALIDAD (ICAs) Y DE CONTAMINACIÓN (ICOs) DEL AGUA DE IMPORTANCIA MUNDIAL. In *Índices de Calidad y de Contaminación del Agua* (pp. 43–116).
- Florida LakeWatch. (2010). *Trophic State: A Waterbody's Ability To Support Plants, Fish, and Wildlife*. <https://lakewatch.ifas.ufl.edu/media/lakewatchifasufledu/extension/pamphlets/TrophicState.pdf>
- Fontalvo Julio, F. A., & Tamaris Turizo, C. E. (2018). Calidad del agua de la parte baja del río Córdoba (Magdalena, Colombia), usando el ICA-NSF. *Intropica*, 13(2), 101–1011. <https://doi.org/10.21676/23897864.2510>
- Franco Moreno, D. P., ctero Manzano, J., & López Cuevas, A. (2010). *Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia*. 25–33.
- Gargallo, S., Solimeno, A., & Martín, M. (2018). Which are the most sensitive parameters for suspended solids modelling in free water surface constructed wetlands? *Environmental Modelling and Software*, 102, 115–119. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2018.01.015>
- Geraldi, A. M., Piccolo, M. C., & Perillo, G. M. (2011). Lagunas bonaerenses en el paisaje. *Ciencia Hoy, ISSN 0327-1218*, 21(123), 16–22.
- Gerba, C. P., & McLeod, J. S. (1976). Effect of Sediments on the Survival of *Escherichia coli* in Marine Waters. *Applied and Environmental Microbiology*, 32(1), 114–120. <https://doi.org/https://doi.org/10.1128/aem.32.1.114-120.1976>
- Gikas, G. D., Sylaios, G. K., Tsihrintzis, V. A., Konstantinou, I. K., Albanis, T., & Boskidis, I. (2020). Comparative evaluation of river chemical status based on WFD methodology and CCME water quality index. *Science of the Total Environment*, 745, 140849. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140849>
- Giovanardi, F., & Vollenweider, R. A. (2004). Trophic conditions of marine coastal waters: Experience in applying the Trophic Index TRIX to two areas of the Adriatic and Tyrrhenian seas. *Journal of Limnology*, 63(2), 199–218. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2004.199>

- Girao, E., Maia, M., de Freitas Rosa, M., Pereira, L., & Meia, A. (2007). Seleção dos indicadores da qualidade de água no Rio Jaibaras pelo emprego da análise da componente principal. *Revista Ciência Agronômica*, 38(1), 807–816. <http://ccarevista.ufc.br/seer/index.php/ccarevista/article/view/144>
- Gokce, D. (2018). Introductory Chapter Wetland Importance and Management. In *IntechOpen*. <https://doi.org/https://doi.org/10.5772/intechopen.82456>
- Gomez Jakobsen, F. J. (2015). *EVALUACION DEL ESTADO DE EUTROFIZACION DEL MAR ALBORAN MEDIANTE EL EMPLEO COMBINADO DE IMAGENES DE SATELUTE Y DE MUESTREO IN SITU*.
- González, V., Caicedo, O., & Aguirre, N. (2013). Aplicación de los índices de calidad de agua NSF, DINIUS y BMWP Application of water quality indices NSF, DINIUS and BMWP. *Revista Gestión y Ambiente*, 16(1), 97–108.
- Gregor, J., & Maršálek, B. (2004). Freshwater phytoplankton quantification by chlorophyll a: A comparative study of in vitro, in vivo and in situ methods. *Water Research*, 38(3), 517–522. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2003.10.033>
- Grizzetti, B., Bouraoui, F., Billen, G., Grinsven, H. van, Cardoso, A. C., Thieu, V., Garnier, J., Curtis, C., Howarth, R., & Johnes, P. (2011). Nitrogen as a threat to European water quality. In *The European Nitrogen Assessment* (pp. 379–404). <https://doi.org/10.1017/cbo9780511976988.020>
- Gruber, N., & Galloway, J. N. (2008). An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. *Nature*, 451, 293–296. <https://doi.org/10.1038/nature06592>
- Guamán Álvarez, O. (2015). *Plan De Manejo Para La Restauración Ambiental Y Mantenimiento De La Laguna San Martín, Parroquia San Gerardo*. 95.
- Guo, J., Zhang, C., Zheng, G., Xue, J., & Zhang, L. (2018). The establishment of season-specific eutrophication assessment standards for a water-supply reservoir located in Northeast China based on chlorophyll-a levels. *Ecological Indicators*, 85(September 2017), 11–20. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.056>
- Harvey, E. T., Walve, J., Andersson, A., Karlson, B., & Kratzer, S. (2019). The effect of optical properties on secchi depth and implications for eutrophication management. *Frontiers in Marine Science*, 5, 1–19. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00496>
- Havens, K. (2000). Using Trophic State Index (TSI) Values to Draw Inferences Regarding Phytoplankton Limiting Factors and Seston Composition from Routine Water Quality Monitoring Data. *Korean J. Limnol.*, 33(3), 187–196.
- Havens, K. E., Ji, G., Beaver, J. R., Fulton, R. S., & Teacher, C. E. (2017). Dynamics of cyanobacteria blooms are linked to the hydrology of shallow Florida lakes and provide insight into possible impacts of climate change. *Hydrobiologia*, 829, 43–59. <https://doi.org/10.1007/S10750-017-3425-7>
- Heaney, C. D., Myers, K., Wing, S., Hall, D., Baron, D., & Stewart, J. R. (2015). Source tracking swine fecal waste in surface water proximal to swine concentrated animal feeding operations. *Science of the Total Environment*, 511, 676–683. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.12.062>

- Huang, J., Qian, R., Gao, J., Bing, H., Huang, Q., Qi, L., Song, S., & Huang, J. (2021). A novel framework to predict water turbidity using Bayesian modeling. *Water Research*, 202(April), 117406. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117406>
- Hurley, T., Sadiq, R., & Mazumder, A. (2012). Adaptation and evaluation of the Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME WQI) for use as an effective tool to characterize drinking source water quality. *Water Research*, 46(11), 3544–3552. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2012.03.061>
- Hutchinson, E., & Edmondson, Y. (1957). *A treatise on limnology* (Vol. 3). John Wiley & Sons Inc; 2nd Printing edición.
- Jarosiewicz, A., Ficek, D., & Zapadka, T. (2011). Eutrophication parameters and Carlson-type trophic state indices in selected Pomeranian lakes. *Limnological Review*, 11(1), 15–23. <https://doi.org/10.2478/v10194-011-0023-3>
- Kareem, S. L., Jaber, W. S., Al-Maliki, L. A., Al-husseiny, R. A., Al-Mamoori, S. K., & Alansari, N. (2021). Water quality assessment and phosphorus effect using water quality indices: Euphrates River- Iraq as a case study. *Groundwater for Sustainable Development*, 14. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2021.100630>
- Kennish, M. J., & Paerl, H. W. (2010). Coastal Lagoons Critical Habitats of Environment Change. In *Taylor and Francis Group, LLC*. <https://doi.org/10.4337/9781785365805.00040>
- Khan, A. A., Tobin, A., Paterson, R., Khan, H., & Warren, R. (2005). Application of CCME procedures for deriving site-specific water quality guidelines for the CCME Water Quality Index. *Water Quality Research Journal of Canada*, 40(4), 448–456. <https://doi.org/10.2166/wqrj.2005.047>
- Khan, F. A., & Ansari, A. A. (2005). Eutrophication: An ecological vision. *Bot. Rev*, 71, 449–482. [https://doi.org/https://doi.org/10.1663/0006-8101\(2005\)071\[0449:EAEV\]2.0.CO;2](https://doi.org/https://doi.org/10.1663/0006-8101(2005)071[0449:EAEV]2.0.CO;2)
- Kim, S. S., Lee, C. J., Yoo, H. K., Choi, J., Byun, S. G., Kim, W. J., Lim, H. J., & Park, J. S. (2022). Effect of water temperature on walleye pollock (*Gadus chalcogrammus*) embryos, larvae and juveniles: Survival, HSP70 expression, and physiological responses. *Aquaculture*, 554(March). <https://doi.org/10.1016/j.aquaculture.2022.738136>
- Lampert, W., & Sommer, U. (2007). Limnoecology. In *Oxford University Press*.
- Le, C., Zha, Y., Li, Y., Sun, D., Lu, H., & Yin, B. (2010). Eutrophication of Lake Waters in China: Cost, Causes, and Control. *Environmental Management* 2010 45:4, 45(4), 662–668. <https://doi.org/10.1007/S00267-010-9440-3>
- Lewis Jr, W. M. (1996). Tropical lakes: how latitude makes a difference. *Perspectives in Tropical Limnology*, 43–64. <http://cires.colorado.edu/limnology/pubs/pdfs/Pub127.pdf>
- Li, Z., Tian, C., & Sheng, Y. (2022). Fluxes of chemical oxygen demand and nutrients in coastal rivers and their influence on water quality evolution in the Bohai Sea. *Regional Studies in Marine Science*, 52, 102322.

<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2022.102322>

- Lin, Z., Cheng, S., Li, H., & Li, L. (2022). A novel, rapidly preparable and easily maintainable biocathode electrochemical biosensor for the continuous and stable detection of nitrite in water. *Science of the Total Environment*, 806, 150945. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150945>
- Liu, Y., Zhang, X., & Wang, J. (2022). A critical review of various adsorbents for selective removal of nitrate from water: Structure, performance and mechanism. *Chemosphere*, 291(P1), 132728. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132728>
- Llames, M. E., & Zagarese, H. E. (2009). Lakes and Reservoirs of South America. *Encyclopedia of Inland Waters*, December, 533–543. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00034-X>
- Lopez Archilla, A. I., Moreira, D., Lopez Garcia, P., & Guerrero, C. (2003). Phytoplankton diversity and cyanobacterial dominance in a hypereutrophic shallow lake with biologically produced alkaline pH. *Extremophiles*, 8, 109–115. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s00792-003-0369-9>
- López Martínez, M. L., & Madroñero Palacios, S. M. (2015). Estado trófico de un lago tropical de alta montaña: Caso Laguna de la Cocha. *Ciencia e Ingeniería Neogranadina*, 25(2), 21. <https://doi.org/10.18359/rcin.1430>
- Madani, M., Seth, R., Valipour, R., Leon, L. F., & Hipsey, M. R. (2022). Modelling of nearshore microbial water quality at confluence of a local tributary in Lake St. Clair. *Journal of Great Lakes Research*, 48(2), 489–501. <https://doi.org/10.1016/J.JGLR.2022.01.019>
- Meybeck, M., & Helmer, R. (1996). Chapter 1 - AN INTRODUCTION TO WATER QUALITY. In *Water Quality Assessments - A Guide to Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring* (pp. 19–39). E&FN Spon, an imprint of Chapman & Hall. https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/41850/0419216006_eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Miththapala, S. (2013). Lagoons and Estuaries. In *Coastal Ecosystems Series* (Vol. 4, Issue Volume 4).
- Moreno Otero, H. (1953). Lago y Laguna. *Boletín de La Sociedad Geografica de Colombia*, XI(2–3). https://sogeocol.edu.co/documentos/011_02_lago_laguna.pdf
- Muñoz, H., Orozco, S., Vera, A., Suárez, J., García, E., Neria, M., & Jiménez, J. (2015). Relación entre oxígeno disuelto, precipitación pluvial y temperatura: río Zahuapan, Tlaxcala, México. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 6(5), 59–74.
- Myers, V. B., & Iverson, R. I. (1981). Phosphorus and Nitrogen Limited Phytoplankton Productivity in northeastern Gulf of Mexico coastal estuaries. *Estuaries and Nutrients*.
- Naselli Flores, L. (2000). Phytoplankton assemblages in twenty-one Sicilian reservoirs: Relationships between species composition and environmental factors.

Hydrobiologia, 424, 1–11. <https://doi.org/10.1023/A:1003907124528>

- Nishijima, W., Umehara, A., Sekito, S., Wang, F., Okuda, T., & Nakai, S. (2018). Determination and distribution of region-specific background Secchi depth based on long-term monitoring data in the Seto Inland Sea, Japan. *Ecological Indicators*, 84, 583–589. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.09.014>
- Northcote, T. C. (1991). Eutrofización y problemas de polución. In *El Lago Titicaca: Síntesis del conocimiento limnológico actual* (pp. 563–572). http://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers08-10/36651.pdf
- OCDE. (1982). *Eutrophisation des eaux: méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte*. Organisation for Economic Co-Operation and Development.
- Oña, J., & Tonato, C. (2017). *Determinación Del Estado Trófico De Las Lagunas De Mojanda a Través De La Cuantificación De Clorofila "a."* 36–56. <http://www.dspace.uce.edu.ec/bitstream/25000/13140/1/T-UCE-0012-38.pdf>
- Paerl, H. W. (2009). Controlling eutrophication along the freshwater-Marine continuum: Dual nutrient (N and P) reductions are essential. *Estuaries and Coasts*, 32(4), 593–601. <https://doi.org/10.1007/s12237-009-9158-8>
- Parra, L., Rocher, J., Escrivá, J., & Lloret, J. (2018). Design and development of low cost smart turbidity sensor for water quality monitoring in fish farms. *Aquacultural Engineering*, 81, 10–18. <https://doi.org/10.1016/J.AQUAENG.2018.01.004>
- Pascual, G., Sano, D., Sakamaki, T., Akiba, M., & Nishimura, O. (2022). The water temperature changes the effect of pH on copper toxicity to the green microalgae *Raphidocelis subcapitata*. *Chemosphere*, 291(P3), 133110. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.133110>
- Pełechata, A., Pełechaty, M., & Pukacz, A. (2006). An attempt to the trophic status assessment of the lakes of Lubuskie Lakeland. *Limnological Review*, 6, 239–246.
- Pettine, M., Casentini, B., Fazi, S., Giovanardi, F., & Pagnotta, R. (2007). A revisitation of TRIX for trophic status assessment in the light of the European Water Framework Directive: Application to Italian coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 54(9), 1413–1426. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2007.05.013>
- Posada, E., Mojica, D., Pino, N., Bustamante, C., & Pineda, A. M. (2013). Establecimiento de índices de calidad ambiental de ríos con bases en el comportamiento del oxígeno disuelto y de la temperatura. aplicación al caso del río Medellín, en el valle de Aburrá en Colombia. *DYNA (Colombia)*, 80(181), 192–200.
- Qin, B. Q., Gao, G., Zhu, G. W., Zhang, Y. L., Song, Y. Z., Tang, X. M., Xu, H., & Deng, J. M. (2013). Lake eutrophication and its ecosystem response. *Chinese Science Bulletin*, 58(9), 961–970. <https://doi.org/10.1007/s11434-012-5560-x>
- Quiroz Fernandez, L., Izquierdo Kulich, E., & Menéndez Guitiérrez, C. (2017). Aplicación del índice de calidad de agua en el río Portoviejo, Ecuador. *INGENIERÍA HIDRÁULICA Y AMBIENTAL*, XXXVIII(3), 41–51.
- Ramírez Burgos, L. I., Durán Dominguez de Bazua, M. C., García Fernandez, J. A.,

- Montuy Hernandez, R., & Oaxaca Gande, M. (2008). *Demanda química de oxígeno de muestras acuosas* (Vol. 1).
<http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/ecu112180.pdf>
- Ramírez R, J. J., González B, R., & Gutiérrez V, F. L. (2012). Establecimiento del nutriente limitante con base en los cambios de la estructura del ensamblaje fitoplanctónico en un embalse tropical colombiano. *Caldasia*, 34(2), 421–441.
- Ramsar Convention on Wetlands. (2018). *Global Wetland Outlook: State of the World's Wetlands and their Services to People*. Ramsar Convention Secretariat.
<https://www.global-wetland-outlook.ramsar.org/outlook>
- Rascón, J., Corroto, F., Leiva-Tafur, D., & Gamarra Torres, O. A. (2021). Variaciones limnológicas espaciotemporales de un lago altoandino tropical al norte de Perú. *Ecología Austral*, 31, 343–356. <https://doi.org/10.25260/ea.21.31.2.0.1200>
- Rast, W., & Thornton, J. . (1996). Trends in eutrophication research and control. *Hidrological Processes*, 10(2), 295–313. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(199602\)10:2%3C295::AID-HYP360%3E3.0.CO;2-F](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(199602)10:2%3C295::AID-HYP360%3E3.0.CO;2-F)
- Ray, S., Bari, S. H., & Shuvro, S. D. (2015). Assessment of Water Quality of Goalichara : A Water Quality Index Based Approach. *ARP Journal of Science and Technology*, 5(7), 336–340.
- Redfield, A. C. (1958). THE BIOLOGICAL CONTROL OF CHEMICAL FACTORS IN THE ENVIRONMENT. *American Scientist*, 46(3), 205–221.
<https://www.jstor.org/stable/27827150>
- Robledo Hernández, J. A. (2022). Índice Canadiense de calidad del agua CCME-WQI, en la zona de incidencia hidrográfica del Río Dulce, Izabal, Guatemala. *Brazilian Journal of Animal and Environmental Research*.
<https://doi.org/10.34188/bjaerv5n3-014>
- Robles, J., Piñón Gimete, A., Sánchez, A., Cervantes Duarte, R., Arreola Lizárraga, J., & Casas Valdez, M. (2021). Environmental assessment of three different sites in shallow environments of La Paz Bay (Gulf of California) using the TRIX index and macroalgae biomass. Part I. *Regional Studies in Marine Science*, 48, 102041.
<https://doi.org/10.1016/j.rsma.2021.102041>
- Rodríguez, S. C., De Asmundis, C. L., & Martínez, G. C. (2016). Variaciones estacionales de las concentraciones de fosfatos y nitratos en distintas fuentes de aguas de pequeños productores hortícolas. *Agrotecnia*, 24, 30–34.
<https://doi.org/10.30972/agr.0241174>
- Romero Rojas, J. A. (2009). *Calidad del Agua* (3° Edición). Escuela Colombiana de Ingeniería. escuelaing.edu.ec
- Ryu, H. D., Park, J. H., & Kim, Y. S. (2022). Novel techniques to determine dilution ratios of raw wastewater and wastewater treatment plant effluent in the 5-day biochemical oxygen demand test. *Chemosphere*, 286(P3), 131923.
<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131923>
- Salmasi, F., Abraham, J., & Salmasi, A. (2021). Effect of stepped spillways on

- increasing dissolved oxygen in water, an experimental study. *Journal of Environmental Management*, 299(April), 113600.
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113600>
- Salmaso, N., & Zignin, A. (2009). At the extreme of physical gradients: phytoplankton in highly flushed, large rivers. *Hydrobiologia* 2009 639:1, 639(1), 21–36.
<https://doi.org/10.1007/S10750-009-0018-0>
- Sánchez Rodríguez, M. Á., & Calvario Martínez, O. (2020). Evaluación espacial y estacional del estado trófico en el sistema estuarino Urías, Mazatlán, México. *Ideas de Ciencias de La Ingeniería*, 1, 9–26.
- Sardiñas, O., Chiroles, S., Fernández, M., Hernández, Y., & Pérez, A. (2006). Evaluación físico-química y microbiológica del agua de la presa El Cacao (Cotorro, Cuba). *Higiene y Sanidad Ambiental*, 6(6), 202–206.
- Schallenberg, M., Winton, M. D., Verburg, P., Kelly, D. J., Hamill, K. D., & Hamilton, D. P. (2013). Ecosystem Services of Lakes. *Ecosystem Services in New Zealand - Conditions and Trends*, 203–225.
https://www.researchgate.net/publication/258423760_Ecosystem_Services_of_Lakes
- Seitzinger, S. P., & Kroeze, C. (1998). Global distribution of nitrous oxide production and n inputs in freshwater and coastal marine ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles*, 12(1), 93–113. <https://doi.org/10.1029/97GB03657>
- Shapiro, A. S. S., & Wilk, M. B. (1965). Biometrika Trust An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). *Biometrika*, 52(3), 591–611.
<https://pdfs.semanticscholar.org/1f1d/9a7151d52c2e26d35690dbc7ae8098beee22.pdf>
- Shrestha, S., & Kazama, F. (2007). Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: A case study of the Fuji river basin, Japan. *Environmental Modelling and Software*, 22(4), 464–475.
<https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.02.001>
- Sierra Ramirez, C. A. (2011). CALIDAD DEL AGUA - Evaluación y diagnóstico. In *Angewandte Chemie International Edition*, 6(11), 951–952. (Primera). Leonardo David López Escobar.
- Singh, S., Ghosh, N. C., Krishan, G., Galkate, R., Thomas, T., & Jaiswal, R. K. (2015). Development of an Overall Water Quality Index (OWQI) for Surface Water in Indian Context. *Current World Environment*, 10(3), 813–822.
<https://doi.org/10.12944/cwe.10.3.12>
- Smith, V. H., & Schindler, D. W. (2009). Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology & Evolution*, 24(4), 201–207.
<https://doi.org/10.1016/J.TREE.2008.11.009>
- Soares Chao, I. R., Yabroudi, S. C., & Morita, D. M. (2011). Remoción de fósforo de efluentes de lagunas de estabilización empleando lodo de estaciones de tratamiento de agua. *Interciencia*, 36(10), 774–778.
<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33921449012>

- Soedjono, E. S., Slamet, A., Fitriani, N., Sumarlan, M. S., Supriyanto, A., Mitha Isnadina, D. R., & Othman, N. B. (2021). Residual seawater from salt production (bittern) as a coagulant to remove lead (Pb²⁺) and turbidity from batik industry wastewater. *Heliyon*, 7(11), e08268. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2021.e08268>
- Solgi, A., Pourhaghi, A., Bahmani, R., & Zarei, H. (2017). Improving SVR and ANFIS performance using wavelet transform and PCA algorithm for modeling and predicting biochemical oxygen demand (BOD). *Ecohydrology and Hydrobiology*, 17(2), 164–175. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2017.02.002>
- Sosnovsky, A., & Quirós, R. (2006). El estado trófico de pequeñas lagunas pampeanas, su relación con la hidrología y el uso de la tierra. *Ecología Austral*, 16(2), 115–124. http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1667-782X2006000200003&lng=es&nrm=iso&tlng=pt
- Soueidan, J., Warren, A., Pearson, M., & Montie, E. W. (2021). A changing estuary: Understanding historical patterns in salinity and fecal coliform levels in the May River, SC. *Marine Pollution Bulletin*, 168(April), 112384. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2021.112384>
- Spalding, R. ., & Exner, M. . (1993). Occurrence of Nitrate in Groundwater—A Review. *Journal of Environmental Quality*, 22, 392–402. <https://doi.org/https://doi.org/10.2134/jeq1993.00472425002200030002x>
- Steinman, A. D., Cardinale, B. J., Munns, W. R., Ogdahl, M. E., Allan, J. D., Angadi, T., Bartlett, S., Brauman, K., Byappanahalli, M., Doss, M., Dupont, D., Johns, A., Kashian, D., Lupi, F., McIntyre, P., Miller, T., Moore, M., Muenich, R. L., Poudel, R., ... Washburn, E. (2017). Ecosystem services in the Great Lakes. *Journal of Great Lakes Research*, 43(3), 161–168. <https://doi.org/10.1016/j.jglr.2017.02.004>
- Talling, J. F., & Lemoalle, J. (1998). Ecological Dynamics of Tropical Inland Waters. In *University of Cambridge*.
- Tavares, J. L., Araújo Calado, A. L., & Fontes Carelli, R. F. (2014). Estudos Iniciais Para Uso Do Índice Trix Para Análise Do Nível De Eutrofização No Estuário Do Rio Potengi-Natal-Rn-Brasil Initial Studies To Use the Index Trix for Analysis of Eutrophication in Estuary Potengi River-Natal-Rn-Brazil. *Revista AIDIS*, 7(3), 297–308.
- Tian, Y., Jiang, Y., Liu, Q., Dong, M., Xu, D., Liu, Y., & Xu, X. (2019). Using a water quality index to assess the water quality of the upper and middle streams of the Luanhe River, northern China. *Science of the Total Environment*, 667, 142–151. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.356>
- Toapanta Aimacaña, M. E. (2017). *DETERMINACIÓN DEL ESTADO TRÓFICO DE LA LAGUNA DE YAMBO A TRAVÉS DE LA CUANTIFICACIÓN DE CLOROFILA "A."* UNIVERSIDAD CENTRAL DEL ECUADOR.
- UICN. (2018). Guía de monitoreo participativo de la calidad del agua. In *Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (UICN)*.
- Uttormark, P. D., Chapin, J. D., & Green, K. M. (1974). *Estimating Nutrient Loadings of Lakes from Non-point Sources* (E. P. A. O. of R. and Monitoring (ed.)). U.S.

Government Printing Office.

- Vasconcelos, F. R., Diehl, S., Rodríguez, P., Hedström, P., Karlsson, J., & Byström, P. (2019). Bottom-up and top-down effects of browning and warming on shallow lake food webs. *Global Change Biology*, 25(2), 504–521. <https://doi.org/10.1111/GCB.14521>
- Viessman Jr, W., Hammer, M. J., Perez, E. M., & Chadik, P. A. (2009). Water supply and pollution control. In *Science* (Pearson Ed, Vol. 145, Issue 3634). <https://doi.org/10.1126/science.145.3634.840>
- Vollenweider, R. A., Giovanardi, F., Montanari, G., & Rinaldi, A. (1998). Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea: proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9(3), 329–357. [https://doi.org/10.1002/\(sici\)1099-095x\(199805/06\)9:3<329::aid-env308>3.3.co;2-0](https://doi.org/10.1002/(sici)1099-095x(199805/06)9:3<329::aid-env308>3.3.co;2-0)
- Wang, H., García Molinos, J., Heino, J., Zhang, H., Zhang, P., & Xu, J. (2021). Eutrophication causes invertebrate biodiversity loss and decreases cross-taxon congruence across anthropogenically-disturbed lakes. *Environment International*, 153, 106494. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2021.106494>
- Wang, Y., Guo, M., Li, X., Liu, G., Hua, Y., Zhao, J., Huguet, A., & Li, S. (2022). Shifts in microbial communities in shallow lakes depending on trophic states: Feasibility as an evaluation index for eutrophication. *Ecological Indicators*, 136, 108691. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.108691>
- Whitall, D., Bricker, S., Ferreira, J., Nobre, A. M., Simas, T., & Silva, M. (2007). Assessment of eutrophication in estuaries: Pressure-state-response and nitrogen source apportionment. *Environmental Management*, 40(4), 678–690. <https://doi.org/10.1007/s00267-005-0344-6>
- Wunderlin, D. A., Díaz, M. D. P., Amé, M. V., Pesce, S. F., Hued, A. C., & Bistoni, M. D. L. Á. (2001). Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality. A Case Study: Suquía River basin (Córdoba-Argentina). *Water Research*, 35(12), 2881–2894. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00592-3](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00592-3)
- Xu, T., Yang, T., Zheng, X., Li, Z., & Qin, Y. (2022). Growth limitation status and its role in interpreting chlorophyll a response in large and shallow lakes: A case study in Lake Okeechobee. *Journal of Environmental Management*, 302(PA), 114071. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.114071>
- Yan, F., Qiao, D., Qian, B., Ma, L., Xing, X., Zhang, Y., & Wang, X. (2016). Improvement of CCME WQI using grey relational method. *Journal of Hydrology*, 543, 316–323. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.10.007>
- Yang, Q. Z., Zhou, B., Liu, J. W., Shen, W. R., Jia, X. Di, He, X. J., & Zhao, H. Z. (2021). Nitrate removal from water via self-flocculation of genetically engineered bacteria. *Chemical Engineering Science*, 242, 116750. <https://doi.org/10.1016/j.ces.2021.116750>

- Yao, J., Wang, G., Xue, B., Wang, P., Hao, F., Xie, G., & Peng, Y. (2019). Assessment of lake eutrophication using a novel multidimensional similarity cloud model. *Journal of Environmental Management*, 248, 109259. <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2019.109259>
- Yu, D., Xie, P., Zeng, C., Xie, L., & Chen, J. (2016). In situ enclosure experiments on the occurrence, development and decline of black bloom and the dynamics of its associated taste and odor compounds. *Ecological Engineering*, 87, 246–253. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2015.11.039>
- Yunus, A. P., Masago, Y., & Hijioka, Y. (2021). Analysis of long-term (2002–2020) trends and peak events in total suspended solids concentrations in the Chesapeake Bay using MODIS imagery. *Journal of Environmental Management*, 299(March), 113550. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113550>
- Zhang, X., Chen, L., & Shen, Z. (2021). Impacts of rapid urbanization on characteristics, sources and variation of fecal coliform at watershed scale. *Journal of Environmental Management*, 286(February), 112195. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.112195>
- Zhao, C., Chen, L., Zhong, G., Wu, Q., Liu, J., & Liu, X. (2021). A portable analytical system for rapid on-site determination of total nitrogen in water. *Water Research*, 202(April), 117410. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2021.117410>
- Zohary, T., & Robarts, R. D. (1998). Experimental study of microbial P limitation in the eastern Mediterranean. *Limnology and Oceanography*, 43(3), 387–395. <https://doi.org/10.4319/lo.1998.43.3.0387>
- Zoriasatein, N., Jalili, S., & Poor, F. (2013). Evaluation of Ecological Quality Status with the Trophic Index (TRIX) Values in Coastal Area of Arvand, Northeastern of Persian Gulf, Iran. *World Journal of Fish and Marine Sciences*, 5(3), 257–262. <https://doi.org/10.5829/idosi.wjfm.2013.05.03.7297>
- Zou, W., Zhu, G., Cai, Y., Vilmi, A., Xu, H., Zhu, M., Gong, Z., Zhang, Y., & Qin, B. (2020). Relationships between nutrient, chlorophyll a and Secchi depth in lakes of the Chinese Eastern Plains ecoregion: Implications for eutrophication management. *Journal of Environmental Management*, 260(January), 109923. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.109923>

7. ANEXOS

Anexo 1. Criterios de calidad de aguas para fines recreativos mediante contacto secundario según la normativa ambiental TULSMA Libro VI Anexo 1.

18 Miércoles 4 de noviembre de 2015 -- Edición Especial N° 387 - Registro Oficial

Los criterios de calidad para aguas destinadas a fines recreativos mediante contacto secundario se presentan en la **TABLA 7.**

TABLA 7: CRITERIOS DE CALIDAD DE AGUAS PARA FINES RECREATIVOS MEDIANTE CONTACTO SECUNDARIO			
PARAMETRO	EXPRESADO COMO	UNIDAD	CRITERIO DE CALIDAD
Parásitos Nemátodos intestinales			Ausencia
Coliformes Totales	NMP	NMP/100 ml	4000
Oxígeno Disuelto	OD	% de saturación	>80
Potencial Hidrógeno		pH	6-9
Tensoactivos	Sustancias activas al azul de metileno	mg/l	0,5
Grasas y aceites	Película visible		Ausencia
Materia Flotante	Visible		Ausencia
Relación Nitrógeno Fósforo Total			15:1

Anexo 2. Resultados del laboratorio para el periodo de verano.

- AGOSTO



ALS Ecuador
De Los Eucaliptos E3-23 y De Los Cipreses
Quito, Ecuador
T: +59 3 2280 8877

PROTOCOLO: 462878/2021-1.0	RU-49
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	Revisión: 13
	Página 2 de 2

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	50214-4	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,90	± 0,11 U pH	6,5 - 9	CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	10,1	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
FOSFATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	2,16	± 0,15 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO ₃ - E	PA - 48.00	mg/l	<1,00	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO ₂ - E	PA - 13.00	mg/l	<0,010	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
OXÍGENO DISUELTO(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽³⁾ 63,27	-	>80	NO CUMPLE
CLOROFILA A(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m3	50,433	-	NO APLICA	NO APLICA
NITRÓGENO TOTAL(*)	AAA-PE-A027/ SM4500 - NC	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,91 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	23,4	± 0,7 NTU	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	5,61	± 0,79 mg/l	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	13,6	± 2,3 mg/l	40	CUMPLE
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	<1,8	± 0,0 NMP/100ml	NO APLICA	NO APLICA

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (5,04 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".



PROTOCOLO: 462874/2021-1.0	RU-49
	Revisión: 13
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	Página 2 de 2

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	50214-1	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,83	± 0,11 U pH	6,5 - 9	CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	10,7	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
FOSFATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	<1,23	± 0,15 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO ₃ - E	PA - 48.00	mg/l	1,71	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO ₂ - E	PA - 13.00	mg/l	<0,010	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
OXÍGENO DISUELTO(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽²⁾ 92,64	-	>80	CUMPLE
CLOROFILA A(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m ³	1,780	-	NO APLICA	NO APLICA
NITRÓGENO TOTAL(*)	AAA-PE-A027/ SM4500 - NC	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,91 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	26,2	± 0,7 NTU	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	15,37	± 0,79 mg/l	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	38,8	± 2,3 mg/l	40	⁽⁴⁾ CUMPLE
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	23,0	± 1,2 NMP/100ml	NO APLICA	NO APLICA

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3), (4) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (7,29 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".

⁽⁴⁾ Probablemente cumple en un 97,7% de confianza.



PROTOCOLO: 462875/2021-1.0	RU-49
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	Revisión: 13
	Página 2 de 2

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	50214-2	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,86	± 0,11 U pH	6,5 - 9	CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	10,6	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
FOSFATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	1,76	± 0,15 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO ₃ - E	PA - 48.00	mg/l	1,27	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO ₂ - E	PA - 13.00	mg/l	<0,010	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
OXÍGENO DISUELTO(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽²⁾ 68,10	-	>80	NO CUMPLE
CLOROFILA A(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m3	53,400	-	NO APLICA	NO APLICA
NITRÓGENO TOTAL(*)	AAA-PE-A027/ SM4500 - NC	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,91 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	29,4	± 0,7 NTU	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	5,75	± 0,79 mg/l	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	14,3	± 2,3 mg/l	40	CUMPLE
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	<1,8	± 0,0 NMP/100ml	NO APLICA	NO APLICA

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (5,37 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".



PROTOCOLO: 462877/2021-1.0	RU-49
	Revisión: 13
	Página 2 de 2
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	50214-3	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LIMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,84	± 0,11 U pH	6,5 - 9	CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	10,1	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
FOSFATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	2,20	± 0,15 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO ₃ E	PA - 48.00	mg/l	1,15	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO ₂ E	PA - 13.00	mg/l	<0,010	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
OXÍGENO DISUELTO(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽²⁾ 55,24	-	>80	NO CUMPLE
CLOROFILA A(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m3	7,767	-	NO APLICA	NO APLICA
NITRÓGENO TOTAL(*)	AAA-PE-A027/ SM4500 - NC	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,91 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	24,7	± 0,7 NTU	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	7,45	± 0,79 mg/l	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	18,4	± 2,3 mg/l	40	CUMPLE
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	<1,8	± 0,0 NMP/100ml	NO APLICA	NO APLICA

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (4,40 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".



PROTOCOLO: 462881/2021-1.0	RU-49
	Revisión: 13
	Página 2 de 2
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	50214-7	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	7,09	± 0,11 U pH	6,5 - 9	CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	11,0	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
FOSFATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	2,42	± 0,15 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO ₃ E	PA - 48.00	mg/l	<1,00	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO ₂ - E	PA - 13.00	mg/l	<0,010	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
OXÍGENO DISUELTTO(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽³⁾ 56,14	-	>80	NO CUMPLE
CLOROFILA A(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m3	6,408	-	NO APLICA	NO APLICA
NITRÓGENO TOTAL(*)	AAA-PE-A027/ SM4500 - NC	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,91 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	28,4	± 0,7 NTU	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	19,29	± 0,79 mg/l	20	⁽⁴⁾ CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	48,5	± 2,3 mg/l	40	NO CUMPLE
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	<1,6	± 0,0 NMP/100ml	NO APLICA	NO APLICA

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3), (4) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (4,39 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".

⁽⁴⁾ Probablemente cumple en un 97,7% de confianza.



PROTOCOLO: 462881/2021-1.0	RU-49
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	Revisión: 13
	Página 2 de 2

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	50214-7	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	7,09	± 0,11 U pH	6,5 - 9	CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	11,0	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
FOSFATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	2,42	± 0,15 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO ₃ - E	PA - 48.00	mg/l	<1,00	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO ₂ - E	PA - 13.00	mg/l	<0,010	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
OXÍGENO DISUELTO ^(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽²⁾ 56,14	-	>80	NO CUMPLE
CLOROFILA A ^(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m3	6,408	-	NO APLICA	NO APLICA
NITRÓGENO TOTAL ^(*)	AAA-PE-A027/ SM4500 - NC	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,91 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	28,4	± 0,7 NTU	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	19,29	± 0,79 mg/l	20	⁽⁴⁾ CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	48,5	± 2,3 mg/l	40	NO CUMPLE
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	<1,8	± 0,0 NMP/100ml	NO APLICA	NO APLICA

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3), (4) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (4,39 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".

⁽⁴⁾ Probablemente cumple en un 97,7% de confianza.



PROTOCOLO: 529624/2021-1.0	RU-49
	Revisión: 14
	Página 2 de 2
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	58010-5	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,97	± 0,11 U pH	6,5 - 9	CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	19,0	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	23,0	± 0,7 NTU	NO APLICA	NO APLICA
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	<1,00	± 0,17 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO ₃ -E	PA - 48.00	mg/l	3,96	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO ₂ -E	PA - 13.00	mg/l	<0,010	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL(*)	Standard Methods, Ed. 23, 2017 4500 - NC	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,91 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
OXÍGENO DISUELTO(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽³⁾ 84,56	-	>80	CUMPLE
CLOROFILA A(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m3	30,038	-	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	8,20	± 0,79 mg/l	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	19,3	± 2,3 mg/l	40	CUMPLE
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	<1,8	± 0,0 NMP/100ml	NO APLICA	NO APLICA

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (5,52 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".



PROTOCOLO: 529615/2021-1.0	RU-49
	Revisión: 14
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	
Página 2 de 2	

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	58010-1	INCERTIDUMBRE (K=2)	LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE ⁽¹⁾	CRITERIO DE RESULTADOS ⁽²⁾
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	7,00	± 0,11 U pH	6,5 - 9	CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	18,7	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	24,8	± 0,7 NTU	NO APLICA	NO APLICA
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	<1,00	± 0,17 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO ₃ -E	PA - 48.00	mg/l	2,85	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO ₂ -E	PA - 13.00	mg/l	<0,010	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL ^(*)	Standard Methods, Ed. 23, 2017 4500 - NC	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,91 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
CLOROFILA A ^(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m3	29,370	-	NO APLICA	NO APLICA
OXÍGENO DISUELT ^(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽²⁾ 85,46	-	>80	CUMPLE
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	15,41	± 0,79 mg/l	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	38,5	± 2,3 mg/l	40	⁽³⁾ CUMPLE
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	<1,8	± 0,0 NMP/100ml	NO APLICA	NO APLICA

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (5,62 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".



PROCOLO: 529620/2021-1.0	RU-49
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	Revisión: 14
	Página 2 de 2

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	58016-3	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,81	± 0,11 U pH	6,5 - 9	CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	19,1	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	32,0	± 0,7 NTU	NO APLICA	NO APLICA
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	<1,00	± 0,17 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO ₃ -E	PA - 48.00	mg/l	3,12	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO ₂ -E	PA - 13.00	mg/l	<0,010	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL(*)	Standard Methods, Ed. 23, 2017 4500 - NC	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,91 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
OXÍGENO DISUELTO(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽³⁾ 40,70	-	>80	NO CUMPLE
CLOROFILA A(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m ³	63,487	-	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	7,49	± 0,79 mg/l	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	17,3	± 2,3 mg/l	40	CUMPLE
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	<1,8	± 0,0 NMP/100ml	NO APLICA	NO APLICA

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (2,65 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".



PROTOCOLO: 529618/2021-1.0	RU-49
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	Revisión: 14
	Página 2 de 2

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	58010-2	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,91	± 0,11 U pH	6,5 - 9	CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	18,7	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	22,3	± 0,7 NTU	NO APLICA	NO APLICA
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	<1,00	± 0,17 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO ₃ E	PA - 48.00	mg/l	4,33	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO ₂ - E	PA - 13.00	mg/l	0,014	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL ^(*)	Standard Methods, Ed. 23, 2017 4500 - NC	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,91 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
OXÍGENO DISUELTO ^(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽³⁾ 63,42	-	>80	NO CUMPLE
CLOROFILA A ^(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m ³	6,520	-	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	6,43	± 0,79 mg/l	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	14,3	± 2,3 mg/l	40	CUMPLE
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	<1,8	± 0,0 NMP/100ml	NO APLICA	NO APLICA

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (4,17 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".



PROTOCOLO: 529623/2021-1.0	RU-49
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	Revisión: 14
	Página 2 de 2

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	58010-4	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽³⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,86	± 0,11 U pH	6,5 - 9	CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	18,9	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	22,3	± 0,7 NTU	NO APLICA	NO APLICA
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	<1,00	± 0,17 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO ₃ E	PA - 48.00	mg/l	4,07	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO ₂ - E	PA - 13.00	mg/l	<0,010	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL(*)	Standard Methods, Ed. 23, 2017 4500 - NC	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,91 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
OXÍGENO DISUELT(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽²⁾ 89,56	-	>80	CUMPLE
CLOROFILA A(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m ³	16,195	-	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	5,23	± 0,79 mg/l	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	14,1	± 2,3 mg/l	40	CUMPLE
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	<1,8	± 0,0 NMP/100ml	NO APLICA	NO APLICA

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (5,86 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".



PROTOCOLO: 529625/2021-1.0	RU-49
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	Revisión: 14
	Página 2 de 2

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	58010-8	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,98	± 0,11 U pH	6,5 - 9	CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	18,8	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	22,3	± 0,7 NTU	NO APLICA	NO APLICA
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	<1,00	± 0,17 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO ₃ E	PA - 48.00	mg/l	2,59	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO ₂ E	PA - 13.00	mg/l	<0,010	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL(*)	Standard Methods, Ed. 23, 2017 4500 - NC	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,91 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
OXÍGENO DISUELTO(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽²⁾ 88,72	-	>80	CUMPLE
CLOROFILA A(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m ³	21,360	-	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	11,67	± 0,79 mg/l	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	27,3	± 2,3 mg/l	40	CUMPLE
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	<1,8	± 0,0 NMP/100ml	NO APLICA	NO APLICA

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (5,82 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".

- OCTUBRE



ALS Ecuador
De Los Eucaliptos E3-23 y De Los Cipreses
Quito, Ecuador
T: +59 3 2280 8877

PROTOCOLO: 587412/2021-1.0	RU-49
	Revisión: 14
	Página 2 de 2
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	64832-4	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	19,2	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	32,6	± 0,7 NTU	100,0	CUMPLE
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,85	± 0,11 U pH	6 - 9	CUMPLE
OXÍGENO DISUELTTO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽³⁾ 48,03	-	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	17,46	± 0,79 mg/l	<2	NO CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	41,7	± 2,3 mg/l	<4	NO CUMPLE
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO3- E	PA - 48.00	mg/l	3,76	± 0,23 mg/l	50,0	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO2- E	PA - 13.00	mg/l	<0,010	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NC	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,91 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
CLOROFILA A(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m3	11,177	-	NO APLICA	NO APLICA
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	<1,1	± 0,0 NMP/100ml	1000	CUMPLE
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	<1,23	± 0,17 mg/l	NO APLICA	NO APLICA

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 1: Criterios de calidad de fuentes de agua para consumo humano y doméstico.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (3,12 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".



PROTOCOLO: 587365/2021-1.0	RU-49
	Revisión: 14
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	64832-1	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	19,2	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	35,2	± 0,7 NTU	100,0	CUMPLE
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,83	± 0,11 U pH	6 - 9	CUMPLE
OXÍGENO DISUELTO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽³⁾ 58,19	-	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	20,33	± 0,79 mg/l	<2	NO CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	45,0	± 2,3 mg/l	<4	NO CUMPLE
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO3- E	PA - 48.00	mg/l	2,17	± 0,23 mg/l	50,0	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO2-E	PA - 42.00	mg/l	<0,010	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL ^(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NC	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,91 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
CLOROFILA A ^(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m3	20,693	-	NO APLICA	NO APLICA
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	<1,1	± 0,0 NMP/100ml	1000	CUMPLE
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	<1,23	± 0,17 mg/l	NO APLICA	NO APLICA

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 1: Criterios de calidad de fuentes de agua para consumo humano y doméstico.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (3,78 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".



PROTOCOLO: 587377/2021-1.0	RU-49
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	Revisión: 14
	Página 2 de 2

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	64832-2	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	19,5	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	47,5	± 0,7 NTU	100,0	CUMPLE
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,62	± 0,11 U pH	6 - 9	CUMPLE
OXÍGENO DISUELT	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽³⁾ 42,03	-	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	37,12	± 2,53 mg/l	<2	NO CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	77,4	± 4,0 mg/l	<4	NO CUMPLE
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO3- E	PA - 48.00	mg/l	3,02	± 0,23 mg/l	50,0	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO2-E	PA - 13.00	mg/l	<0,010	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NC	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,91 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
CLOROFILA A(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m3	57,508	-	NO APLICA	NO APLICA
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	<1,1	± 0,0 NMP/100ml	1000	CUMPLE
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	<1,23	± 0,17 mg/l	NO APLICA	NO APLICA

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 1: Criterios de calidad de fuentes de agua para consumo humano y doméstico.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (2,71 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".



PROTOCOLO: 587404/2021-1.0	RU-49
	Revisión: 14
	Página 2 de 2
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	64832-3	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	19,0	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	33,8	± 0,7 NTU	100,0	CUMPLE
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,68	± 0,11 U pH	6 - 9	CUMPLE
OXÍGENO DISUELTO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽³⁾ 51,32	-	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	20,76	± 2,53 mg/l	<2	NO CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	47,7	± 2,3 mg/l	<4	NO CUMPLE
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO3- E	PA - 48.00	mg/l	2,58	± 0,23 mg/l	50,0	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO2-E	PA - 13.00	mg/l	<0,010	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NC	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,91 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
CLOROFILA A(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m3	21,176	-	NO APLICA	NO APLICA
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	<1,1	± 0,0 NMP/100ml	1000	CUMPLE
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	<1,23	± 0,17 mg/l	NO APLICA	NO APLICA

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 1: Criterios de calidad de fuentes de agua para consumo humano y doméstico.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (3,35 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".



PROTOCOLO: 587420/2021-1.0	RU-49
	Revisión: 14
	Página 2 de 2
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	64832-5	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	19,4	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	34,1	± 0,7 NTU	100,0	CUMPLE
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	7,33	± 0,11 U pH	6 - 9	CUMPLE
OXÍGENO DISUELTO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽³⁾ 90,35	-	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	15,91	± 0,79 mg/l	<2	NO CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	47,0	± 2,3 mg/l	<4	NO CUMPLE
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO3- E	PA - 48.00	mg/l	3,23	± 0,23 mg/l	50,0	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO2-E	PA - 13.00	mg/l	<0,010	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NC	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,91 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
CLOROFILA A(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m3	11,214	-	NO APLICA	NO APLICA
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	<1,1	± 0,0 NMP/100ml	1000	CUMPLE
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	<1,23	± 0,17 mg/l	NO APLICA	NO APLICA

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 1: Criterios de calidad de fuentes de agua para consumo humano y doméstico.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (5,84 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".



PROTOCOLO: 587423/2021-1.0	RU-49
	Revisión: 14
	Página 2 de 2
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	64832-6	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	19,6	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	33,4	± 0,7 NTU	100,0	CUMPLE
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,94	± 0,11 U pH	6 - 9	CUMPLE
OXÍGENO DISUELTTO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽³⁾ 57,22	-	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	15,81	± 0,79 mg/l	<2	NO CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	43,7	± 2,3 mg/l	<4	NO CUMPLE
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO3- E	PA - 48.00	mg/l	3,82	± 0,23 mg/l	50,0	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO2-E	PA - 13.00	mg/l	<0,010	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL ^(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NC	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,91 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
CLOROFILA A ^(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m3	10,923	-	NO APLICA	NO APLICA
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	<1,1	± 0,0 NMP/100ml	1000	CUMPLE
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	<1,23	± 0,17 mg/l	NO APLICA	NO APLICA

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 1: Criterios de calidad de fuentes de agua para consumo humano y doméstico.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (3,68 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".



PROTOCOLO: 112334/2022-1.0	RUJ-49
	Revisión: 14
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	Página 2 de 2

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	14238-2	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LIMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,69	± 0,11 U pH	6,5 - 9	CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	18,6	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	21,7	± 0,7 NTU	NO APLICA	NO APLICA
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	0,40 ⁽³⁾	-	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO3- E	PA - 48.00	mg/l	2,70	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO2- E	PA - 13.00	mg/l	0,000 ⁽³⁾	-	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL ⁽⁴⁾	AAA-PE-A027/ SM4500 - N C.	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,89 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
OXÍGENO DISUELTTO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽⁵⁾ 40,62	-	>80	NO CUMPLE
CLOROFILA A ⁽⁶⁾	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/lm3	1,780	-	NO APLICA	NO APLICA
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	0,0 ⁽⁶⁾	-	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	0,67 ⁽⁶⁾	-	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	1,585 ⁽⁶⁾	-	40	CUMPLE

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (2,65 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".

⁽⁴⁾ Los valores reportados se encuentran fuera del rango de acreditación del SAE para Fósforo de 1 a 160 mg/l, Nitratos 0,01 a 0,11 mg/l, Coliformes Fecales ≥1,8 NMP/100ml, Demanda Bioquímica de Oxígeno de 4,75 a 15000 mg/l, Demanda Química de Oxígeno de 10 a 75000 mg/l.



PROTOCOLO: 112339/2022-1.0	RU-49
	Revisión: 14
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	
Página 2 de 2	

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	14238-3	INCERTIDUMBRE (K=2)	LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE ⁽¹⁾	CRITERIO DE RESULTADOS ⁽²⁾
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,65	± 0,11 U pH	6,5 - 9	CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	19,0	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	27,1	± 0,7 NTU	NO APLICA	NO APLICA
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	0,40 ⁽³⁾	-	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO3- E	PA - 48.00	mg/l	2,26	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO2- E	PA - 13.00	mg/l	0,00 ⁽⁴⁾	-	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL ^(*)	AAA-PE-A027/ SM4500 - N C.	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,89 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
OXÍGENO DISUELTO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽⁵⁾ 33,89	-	>80	NO CUMPLE
CLOROFILA A ^(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m3	2,804	-	NO APLICA	NO APLICA
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	0,0 ⁽⁶⁾	-	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	0,87 ⁽⁶⁾	-	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	1,788 ⁽⁶⁾	-	40	CUMPLE

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (2,21 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".

⁽⁴⁾ Los valores reportados se encuentran fuera del rango de acreditación del SAE para Fósforo de 1 a 160 mg/l, Nitratos 0,01 a 0,11 mg/l, Coliformes Fecales ≥1,8 NMP/100ml, Demanda Bioquímica de Oxígeno de 4,75 a 15000 mg/l, Demanda Química de Oxígeno de 10 a 75000 mg/l.



PROTOCOLO: 112343/2022-1.0 SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	RU-49
	Revisión: 14
Página 2 de 2	

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	14238-4	INCERTIDUMBRE (K=2)	LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE ⁽¹⁾	CRITERIO DE RESULTADOS ⁽²⁾
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,64	± 0,11 U pH	6,5 - 9	CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	19,3	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	22,0	± 0,7 NTU	NO APLICA	NO APLICA
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	0,306 ⁽³⁾	-	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO3- E	PA - 48.00	mg/l	2,10	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO2- E	PA - 13.00	mg/l	0,000 ⁽³⁾	-	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL ⁽⁴⁾	AAA-PE-A027/ SM4500 - N C.	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,89 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
OXÍGENO DISUELTO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽⁵⁾ 45,99	-	>80	NO CUMPLE
CLOROFILA A ⁽⁶⁾	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/lm3	2,403	-	NO APLICA	NO APLICA
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	0,0 ⁽⁶⁾	-	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	0,84 ⁽⁶⁾	-	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	1,047 ⁽⁶⁾	-	40	CUMPLE

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (3,00 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".

⁽⁶⁾ Los valores reportados se encuentran fuera del rango de acreditación del SAE para Fósforo de 1 a 160 mg/l, Nitratos 0,01 a 0,11 mg/l, Coliformes Fecales ≥1,8 NMP/100ml, Demanda Bioquímica de Oxígeno de 4,75 a 15000 mg/l, Demanda Química de Oxígeno de 10 a 75000 mg/l.



PROTOCOLO: 112344/2022-1.0	RIJ-49
	Revisión: 14
	Página 2 de 2
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	14238-5	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,66	± 0,11 U pH	6,5 - 9	CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	18,9	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	18,8	± 0,7 NTU	NO APLICA	NO APLICA
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	0,588 ⁽³⁾	-	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO3- E	PA - 48.00	mg/l	2,29	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO2- E	PA - 13.00	mg/l	0,000 ⁽⁴⁾	-	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL ^(*)	AAA-PE-A027/ SM4500 - N C.	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,89 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
OXÍGENO DISUELTO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽⁵⁾ 40,93	-	>80	NO CUMPLE
CLOROFILA A ^(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m3	3,404	-	NO APLICA	NO APLICA
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	0,0 ⁽⁶⁾	-	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	0,66 ⁽⁷⁾	-	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	1,383 ⁽⁸⁾	-	40	CUMPLE

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (2,67 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".

⁽⁴⁾ Los valores reportados se encuentran fuera del rango de acreditación del SAE para Fósforo de 1 a 160 mg/l, Nitratos 0,01 a 0,11 mg/l, Coliformes Fecales ≥1,8 NMP/100ml, Demanda Bioquímica de Oxígeno de 4,75 a 15000 mg/l, Demanda Química de Oxígeno de 10 a 75000 mg/l.



PROTOCOLO: 112347/2022-1.0	RU-49
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	Revisión: 14
	Página 2 de 2

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	14238-6	INCERTIDUMBRE (K=2)	LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE ⁽¹⁾	CRITERIO DE RESULTADOS ⁽²⁾
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,58	± 0,11 U pH	6,5 - 9	⁽³⁾ CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	18,6	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	22,0	± 0,7 NTU	NO APLICA	NO APLICA
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	0,227 ⁽⁴⁾	-	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO3- E	PA - 48.00	mg/l	2,64	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO2- E	PA - 13.00	mg/l	0,000 ⁽⁴⁾	-	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL ^(*)	AAA-PE-A027/ SM4500 – N C.	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	16	± 2,83 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
OXÍGENO DISUELTO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽⁴⁾ 30,51	-	>80	NO CUMPLE
CLOROFILA A ^(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m3	0,801	-	NO APLICA	NO APLICA
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	0,0 ⁽⁴⁾	-	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	0,80 ⁽⁴⁾	-	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	1,047 ⁽⁴⁾	-	40	CUMPLE

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3), (4) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (1,99⁽⁴⁾ mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".

⁽⁴⁾ Probablemente cumple en un 97,7% de confianza.

^(*) Los valores reportados se encuentran fuera del rango de acreditación del SAE para Fósforo de 1 a 160 mg/l, Nitritos 0,01 a 0,11 mg/l, Oxígeno Disuelto Electrometría de 2,0 a 8,8 mg/l, Coliformes Fecales ≥1,8 NMP/100ml, Demanda Bioquímica de Oxígeno de 4,75 a 15000 mg/l, Demanda Química de Oxígeno de 10 a 75000 mg/l.



PROTOCOLO: 172882/2022-1.0	RU-49
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	Revisión: 14
	Página 2 de 2

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	21928-2	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,51	± 0,11 U pH	6,5 - 9	⁽³⁾ CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	20,0	± 1,0 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	17,3	± 0,8 NTU	NO APLICA	NO APLICA
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	0,267 ⁽⁴⁾	-	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO3- E	PA - 48.00	mg/l	1,38	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO2- E	PA - 13.00	mg/l	0,00 ⁽⁴⁾	-	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL ^(*)	AAA-PE-A027/ SM4500 - N C.	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,89 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
OXÍGENO DISUELTTO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽²⁾ 28,86	-	>80	NO CUMPLE
CLOROFILA A ^(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m3	9,078	-	NO APLICA	NO APLICA
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	33,0	± 1,2 NMP/100ml	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	3,96 ⁽⁴⁾	-	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	11,2	± 2,3 mg/l	40	CUMPLE

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3), (4) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (<2,00 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".

⁽⁴⁾ Probablemente cumple en un 97,7% de confianza.

^(*) Los valores reportados se encuentran fuera del rango de acreditación del SAE para Fósforo de 1 a 160 mg/l, Nitratos 0,01 a 0,11 mg/l, Demanda Bioquímica de Oxígeno de 4,75 a 15000 mg/l.

PROCOLO: 172886/2022-1.0	RU-49
	Revisión: 14
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	Página 2 de 2

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	21928-3	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LIMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,61	± 0,11 U pH	6,5 - 9	CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	20,5	± 1,0 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	15,9	± 0,8 NTU	NO APLICA	NO APLICA
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	0,016 ⁽³⁾	-	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO3- E	PA - 48.00	mg/l	1,44	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO2- E	PA - 13.00	mg/l	0,003 ⁽³⁾	-	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL ^(*)	AAA-PE-A027/ SM4500 - N C.	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,89 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
OXÍGENO DISUELTO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽²⁾ 57,57	-	>80	NO CUMPLE
CLOROFILA A ^(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m3	10,680	-	NO APLICA	NO APLICA
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	130,0	± 1,4 NMP/100ml	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	4,81	± 0,79 mg/l	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	14,0	± 2,3 mg/l	40	CUMPLE

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (3,79 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".

⁽⁴⁾ Los valores reportados se encuentran fuera del rango de acreditación del SAE para Fósforo de 1 a 160 mg/l, Nitratos 0,01 a 0,11 mg/l.

PROTOCOLO: 172890/2022-1.0	RU-49
	Revisión: 14
	Página 2 de 2
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	21928-4	INCERTIDUMBRE (K=2)	LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE ⁽¹⁾	CRITERIO DE RESULTADOS ⁽²⁾
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,63	± 0,11 U pH	6,5 - 9	CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	19,9	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	17,0	± 0,8 NTU	NO APLICA	NO APLICA
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	0,886 ⁽³⁾	-	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO3- E	PA - 48.00	mg/l	1,29	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO2- E	PA - 13.00	mg/l	0,022	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL ^(*)	AAA-PE-A027/ SM4500 - N C.	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,89 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
OXÍGENO DISUELTO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽²⁾ 42,84	-	>80	NO CUMPLE
CLOROFILA A ^(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m ³	3,433	-	NO APLICA	NO APLICA
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	79,0	± 1,2 NMP/100ml	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	6,91	± 0,79 mg/l	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	20,2	± 2,3 mg/l	40	CUMPLE

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (2,82 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".

^(*) Los valores reportados se encuentran fuera del rango de acreditación del SAE para Fósforo de 1 a 160 mg/l.

PROTOCOLO: 172895/2022-1.0	RU-49
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	Revisión: 14
	Página 2 de 2

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	21928-5	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,64	± 0,11 U pH	6,5 - 9	CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	20,2	± 1,0 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	13,7	± 0,8 NTU	NO APLICA	NO APLICA
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	0,204 ⁽³⁾	-	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO3- E	PA - 48.00	mg/l	0,942 ⁽³⁾	-	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO2- E	PA - 13.00	mg/l	0,002 ⁽³⁾	-	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL ^(*)	AAA-PE-A027/ SM4500 - N C.	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,89 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
OXÍGENO DISUELTO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽²⁾ 76,72	-	>80	NO CUMPLE
CLOROFILA A ^(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m3	6,942	-	NO APLICA	NO APLICA
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	7,8	± 0,0 NMP/100ml	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	4,48 ⁽³⁾	-	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	13,3	± 2,3 mg/l	40	CUMPLE

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (5,05 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".

^(*) Los valores reportados se encuentran fuera del rango de acreditación del SAE para Fósforo de 1 a 160 mg/l, Nitratos de 1 a 200 mg/l, Nitritos 0,01 a 0,11 mg/l, Demanda Bioquímica de Oxígeno de 4,75 a 15000 mg/l.

PROTOCOLO: 172898/2022-1.0	RU-49
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	Revisión: 14
	Página 2 de 2

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	21928-6	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,53	± 0,11 U pH	6,5 - 9	⁽³⁾ CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	20,0	± 1,0 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	9,4	± 0,8 NTU	NO APLICA	NO APLICA
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	0,588 ⁽⁴⁾	-	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO3- E	PA - 48.00	mg/l	0,816 ⁽⁴⁾	-	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO2- E	PA - 13.00	mg/l	0,001 ⁽⁴⁾	-	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL(*)	AAA-PE-A027/ SM4500 - N C.	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,89 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
OXÍGENO DISUELTO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽²⁾ 32,66	-	>80	NO CUMPLE
CLOROFILA A(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m3	8,010	-	NO APLICA	NO APLICA
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	33,0	± 1,2 NMP/100ml	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	2,79 ⁽⁴⁾	-	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	6,38 ⁽⁴⁾	-	40	CUMPLE

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3), (4) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (2,15 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".

⁽⁴⁾ Probablemente cumple en un 97,7% de confianza.

⁽⁵⁾ Los valores reportados se encuentran fuera del rango de acreditación del SAE para Fósforo de 1 a 160 mg/l, Nitratos de 1 a 200 mg/l, Nitritos 0,01 a 0,11 mg/l, Demanda Bioquímica de Oxígeno de 4,75 a 15000 mg/l, Demanda Química de Oxígeno de 10 a 75000 mg/l.

- ABRIL

ALS ECUADOR ALSECU S.A.
De Los Eucaliptos E3-23 y De Los Cipreses
Quito - Ecuador
T: +5 932 290 8877



right solutions.
right partner.

PROTOCOLO: 227540/2022-1.0	RU-49
	Revisión: 14
	Página 2 de 2

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	28779-1	INCERTIDUMBRE (K=2)	LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE ⁽¹⁾	CRITERIO DE RESULTADOS ⁽²⁾
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,59	± 0,11 U pH	6,5 - 9	⁽⁴⁾ CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	19,2	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	26,7	± 0,7 NTU	NO APLICA	NO APLICA
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	<1,00	± 0,17 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO3- E	PA - 48.00	mg/l	<1,00	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO2- E	PA - 13.00	mg/l	<0,010	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL ^(*)	AAA-PE-A027/ SM500 - N C.	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,89 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
OXÍGENO DISUELTTO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽³⁾ 24,23	-	>80	NO CUMPLE
CLOROFILA A ^(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m3	13,024	-	NO APLICA	NO APLICA
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	4,0	± 0,0 NMP/100ml	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	10,77	± 0,79 mg/l	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	26,8	± 2,3 mg/l	40	CUMPLE

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3), (4) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (<2,00 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".

⁽⁴⁾ Probablemente cumple en un 97,7% de confianza.



PROTOCOLO: 227553/2022-1.0	RLI-49
	Revisión: 14
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	
Página 2 de 2	

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	25779-2	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,60	± 0,11 U pH	6,5 - 9	⁽⁴⁾ CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	19,6	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	25,6	± 0,7 NTU	NO APLICA	NO APLICA
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	<1,00	± 0,17 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO3- E	PA - 48.00	mg/l	<1,00	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO2- E	PA - 13.00	mg/l	<0,010	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL ^(*)	AAA-PE-A027/ SM4500 - N C.	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,89 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
OXÍGENO DISUELTTO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽³⁾ 25,76	-	>80	NO CUMPLE
CLOROFILA A ^(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m3	9,612	-	NO APLICA	NO APLICA
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	<1,8	± 0,0 NMP/100ml	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	10,00	± 0,79 mg/l	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	23,5	± 2,3 mg/l	40	CUMPLE

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3), (4) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (<2,00 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".

⁽⁴⁾ Probablemente cumple en un 97,7% de confianza.

PROTOCOLO: 227554/2022-1.0	RU-49
	Revisión: 14
	Página 2 de 2
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	28779-3	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,57	± 0,11 U pH	6,5 - 9	⁽⁴⁾ CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	19,5	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	23,5	± 0,7 NTU	NO APLICA	NO APLICA
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	<1,00	± 0,17 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO3- E	PA - 48.00	mg/l	<1,00	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO2- E	PA - 13.00	mg/l	<0,010	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL(*)	AAA-PE-A027/ SM4500 - N C.	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,89 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
OXÍGENO DISUELTO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽³⁾ 32,67	-	>80	NO CUMPLE
CLOROFILA A(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m ³	15,458	-	NO APLICA	NO APLICA
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	<1,8	± 0,0 NMP/100ml	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	10,01	± 0,79 mg/l	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	25,5	± 2,3 mg/l	40	CUMPLE

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3), (4) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (2,13 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".

⁽⁴⁾ Probablemente cumple en un 97,7% de confianza.

PROTOCOLO: 227556/2022-1.0	RUJ-49
	Revisión: 14
	Página 2 de 2
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	28779-4	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,56	± 0,11 U pH	6,5 - 9	⁽⁴⁾ CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	19,3	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	26,0	± 0,7 NTU	NO APLICA	NO APLICA
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	<1,00	± 0,17 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO3- E	PA - 48.00	mg/l	<1,00	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO2- E	PA - 13.00	mg/l	<0,010	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL(*)	AAA-PE-A027/ SM4500 - N C.	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,89 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
OXÍGENO DISUELTTO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽³⁾ 24,38	-	>80	NO CUMPLE
CLOROFILA A(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m3	3,814	-	NO APLICA	NO APLICA
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	2,0	± 0,0 NMP/100ml	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	12,59	± 0,79 mg/l	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	27,5	± 2,3 mg/l	40	CUMPLE

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3), (4) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (<2,00 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".

⁽⁴⁾ Probablemente cumple en un 97,7% de confianza.

PROTOCOLO: 227559/2022-1.0	RUJ-49
	Revisión: 14
	Página 2 de 2
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	28779-5	INCERTIDUMBRE (K=2)	⁽¹⁾ LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE	⁽²⁾ CRITERIO DE RESULTADOS
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,63	± 0,11 U pH	6,5 - 9	CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	19,8	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	22,0	± 0,7 NTU	NO APLICA	NO APLICA
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	<1,00	± 0,17 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO3- E	PA - 48.00	mg/l	<1,00	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO2- E	PA - 13.00	mg/l	<0,010	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL ^(*)	AAA-PE-A027/ SM500 – N C.	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,89 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
OXÍGENO DISUELTO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽²⁾ 57,20	-	>80	NO CUMPLE
CLOROFILA A ^(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m3	8,659	-	NO APLICA	NO APLICA
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	<1,8	± 0,0 NMP/100ml	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	11,52	± 0,79 mg/l	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	26,8	± 2,3 mg/l	40	CUMPLE

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (3,73 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".



PROTOCOLO: 227562/2022-1.0	RU-49
	Revisión: 14
SISTEMA INTEGRADO DE GESTIÓN	
	Página 2 de 2

RESULTADOS OBTENIDOS

PARÁMETROS ANALIZADOS	METODOLOGÍA DE REFERENCIA	MÉTODO INTERNO ALS	UNIDAD	28779-6	INCERTIDUMBRE (K=2)	LÍMITE MÁXIMO PERMISIBLE ⁽¹⁾	CRITERIO DE RESULTADOS ⁽²⁾
				A			
POTENCIAL HIDRÓGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-H+ A y 4500-H+ B	PA - 05.00	U pH	6,62	± 0,11 U pH	6,5 - 9	CUMPLE
TEMPERATURA	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2550 B	PA - 47.00	°C	19,2	± 0,2 °C	NO APLICA	NO APLICA
TURBIDEZ	Standard Methods Ed. 23, 2017, 2130 A y 2130 B	PA - 37.00	NTU	24,6	± 0,7 NTU	NO APLICA	NO APLICA
FÓSFORO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-P B y 4500-P C	PA - 49.00	mg/l	<1,00	± 0,17 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
NITRATOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO3- E	PA - 48.00	mg/l	<1,00	± 0,23 mg/l	13	CUMPLE
NITRITOS	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-NO2- E	PA - 13.00	mg/l	<0,010	± 0,002 mg/l	0,2	CUMPLE
NITRÓGENO TOTAL ^(*)	AAA-PE-A027/ SM4500 - N C.	TERCERIZADO (PARÁMETRO ACREDITADO)	mg/l	<5	± 0,89 mg/l	NO APLICA	NO APLICA
OXÍGENO DISUELTO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 4500-O G	POS - 27.00	% de saturación	⁽³⁾ 61,04	-	>80	NO CUMPLE
CLOROFILA A ^(*)	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	PA - 76.00	mg/m ³	15,575	-	NO APLICA	NO APLICA
COLIFORMES FECALES	Standard Methods Ed. 23, 2017, 9221 B, E y F	PA - 66.00	NMP/100ml	<1,8	± 0,0 NMP/100ml	NO APLICA	NO APLICA
DEMANDA BIOQUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5210 B	PA - 45.00	mg/l	10,14	± 0,79 mg/l	20	CUMPLE
DEMANDA QUÍMICA DE OXÍGENO	Standard Methods Ed. 23, 2017, 5220 D	PA - 01.00	mg/l	25,5	± 2,3 mg/l	40	CUMPLE

REFERENCIAS Y OBSERVACIONES

La información (1), (2), (3) que se indican a continuación, están FUERA del alcance de acreditación del SAE.

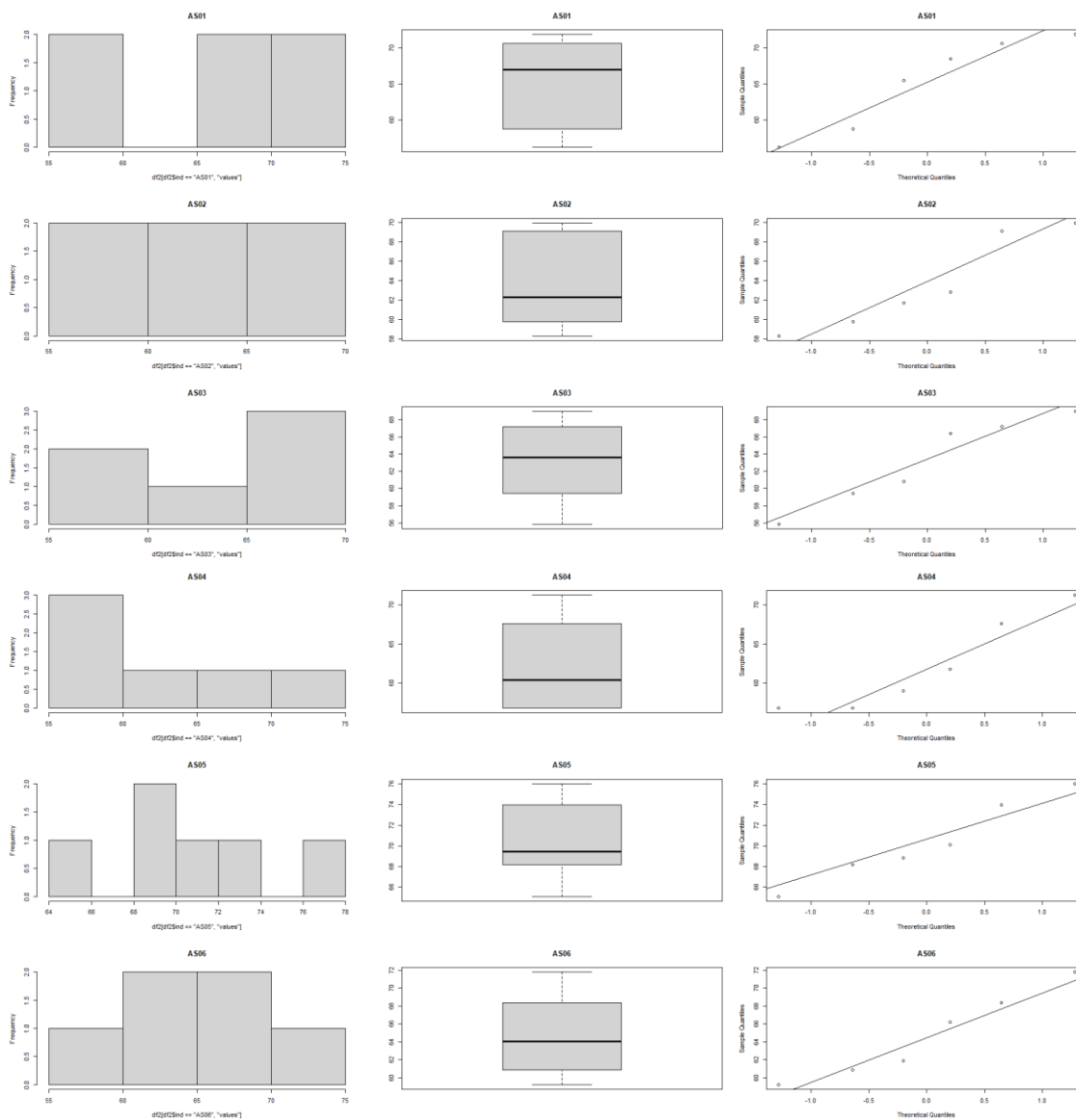
⁽¹⁾ Acuerdo Ministerial N° 097-A, TULSMA, Libro VI, Anexo 1, Norma de calidad ambiental y de descarga de efluentes al recurso agua. Tabla 2: Criterios de calidad admisibles para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuarios. Criterio de Calidad: Agua Dulce.

⁽²⁾ Oxígeno de Saturación calculado a partir del Oxígeno Disuelto (3,98 mg/l).

⁽³⁾ Criterio de Resultados, según EU-24 "Regla de Decisión de Conformidad de Resultados".

Anexo 4. Análisis Estadístico ICA – NSF.

- Normalidad



- Shapiro Test

```
> by(data = df2, INDICES = df2$ind, FUN = function(x){ shapiro.test(x$values)})
```

```
df2$ind: AS01
      Shapiro-wilk normality test
data:  x$values
W = 0.90126, p-value = 0.3814
-----
df2$ind: AS02
      Shapiro-wilk normality test
data:  x$values
W = 0.88561, p-value = 0.2958
-----
df2$ind: AS03
      Shapiro-wilk normality test
data:  x$values
W = 0.92607, p-value = 0.5501
-----
df2$ind: AS04
      Shapiro-wilk normality test
data:  x$values
W = 0.87907, p-value = 0.2648
-----
df2$ind: AS05
      Shapiro-wilk normality test
data:  x$values
W = 0.95968, p-value = 0.8173
-----
df2$ind: AS06
      Shapiro-wilk normality test
data:  x$values
W = 0.94165, p-value = 0.6725
```

- Homocedasticidad

```
> fligner.test(values ~ ind, df) # Fligner-Killeen
```

```
Fligner-Killeen test of homogeneity of variances
data:  values by ind
Fligner-Killeen:med chi-squared = 2.315, df = 5, p-value = 0.8041
```

- ANOVA

```
> anova <- aov(df$values ~ df$ind)
> summary(anova)
          Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
df$ind    5  252.9   50.57   1.816  0.14
Residuals 30  835.6   27.85
```

- Prueba Tukey

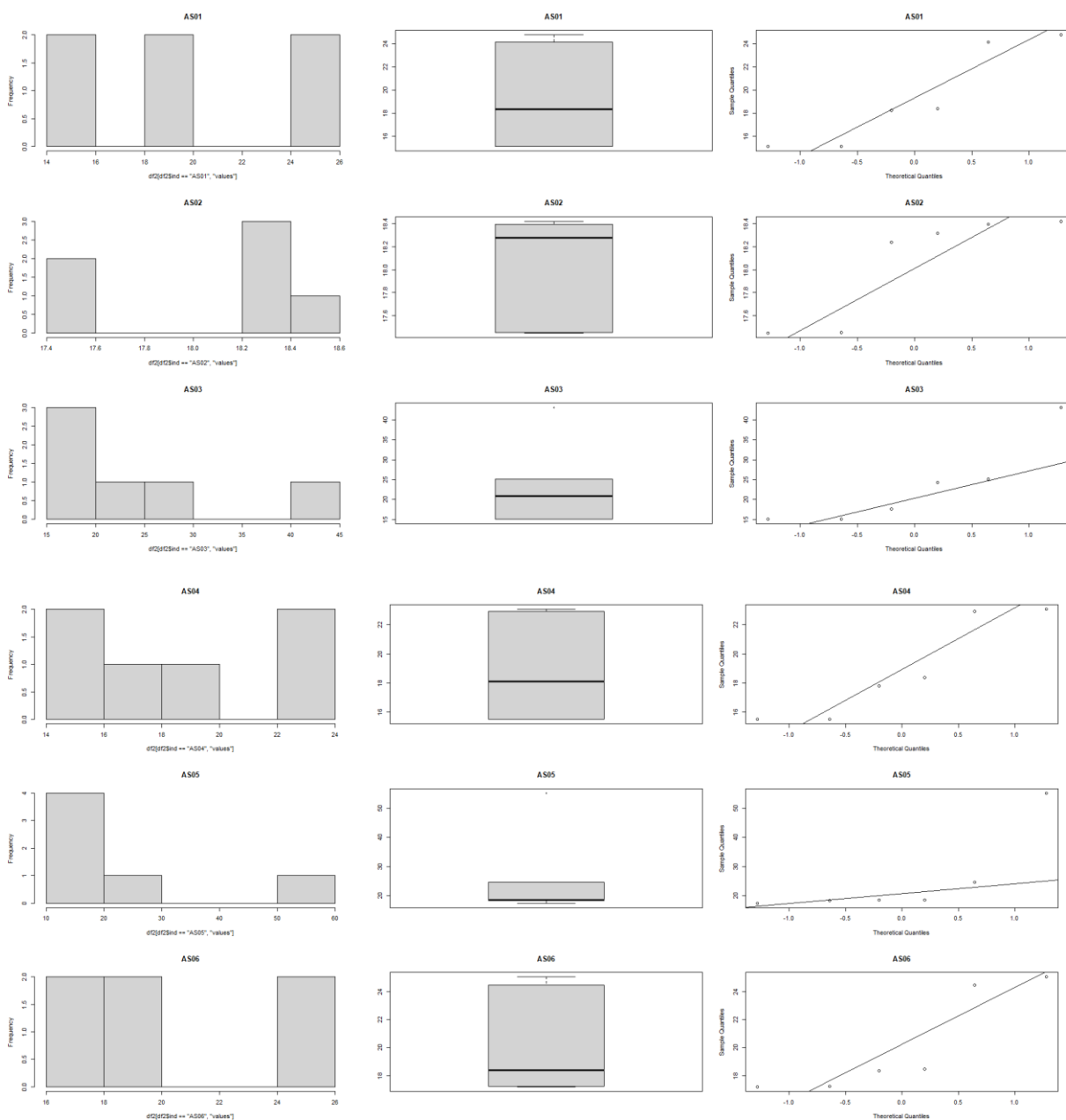
Tabla 32. Prueba Tukey para el ICA - NSF

<i>group 1</i>	<i>group 2</i>	<i>p-value</i>	<i>Interpretación</i>
AS01	AS02	0.99449579	No hay diferencias significativas
AS01	AS03	0.982076049	No hay diferencias significativas
AS01	AS04	0.915382683	No hay diferencias significativas
AS01	AS05	0.550394375	No hay diferencias significativas
AS01	AS06	0.999984784	No hay diferencias significativas
AS02	AS03	0.999985114	No hay diferencias significativas
AS02	AS04	0.996951089	No hay diferencias significativas
AS02	AS05	0.260022436	No hay diferencias significativas
AS02	AS06	0.998973218	No hay diferencias significativas
AS03	AS04	0.999576336	No hay diferencias significativas
AS03	AS05	0.197585891	No hay diferencias significativas
AS03	AS06	0.994529268	No hay diferencias significativas
AS04	AS05	0.108449277	No hay diferencias significativas
AS04	AS06	0.957661103	No hay diferencias significativas
AS05	AS06	0.453896175	No hay diferencias significativas

Fuente: Autores.

Anexo 5. Análisis Estadístico Índice de Oregon.

- Normalidad



- Shapiro Test

```
> by(data = df2,INDICES = df2$ind,FUN = function(x){ shapiro.test(x$values)})
df2$ind: AS01
      Shapiro-wilk normality test
data:  x$values
W = 0.84838, p-value = 0.1527
-----
df2$ind: AS02
      Shapiro-wilk normality test
data:  x$values
W = 0.74272, p-value = 0.01689
-----
df2$ind: AS03
      Shapiro-wilk normality test
data:  x$values
W = 0.81354, p-value = 0.07753
-----
df2$ind: AS04
      Shapiro-wilk normality test
data:  x$values
W = 0.84383, p-value = 0.1402
-----
df2$ind: AS05
      Shapiro-wilk normality test
data:  x$values
W = 0.61616, p-value = 0.0007155
-----
df2$ind: AS06
      Shapiro-wilk normality test
data:  x$values
W = 0.76099, p-value = 0.02546
```

- Homocedasticidad

```
> fligner.test(values ~ ind,df) # Fligner-Killeen
      Fligner-Killeen test of homogeneity of variances
data:  values by ind
Fligner-Killeen:med chi-squared = 7.505, df = 5, p-value = 0.1857
```

- Kruskal Wallis

```
> kruskal
      Kruskal-wallis rank sum test
data:  df$values by df$ind
Kruskal-wallis chi-squared = 1.9094, df = 5, p-value = 0.8615
```

- Prueba de Mann-Whitney

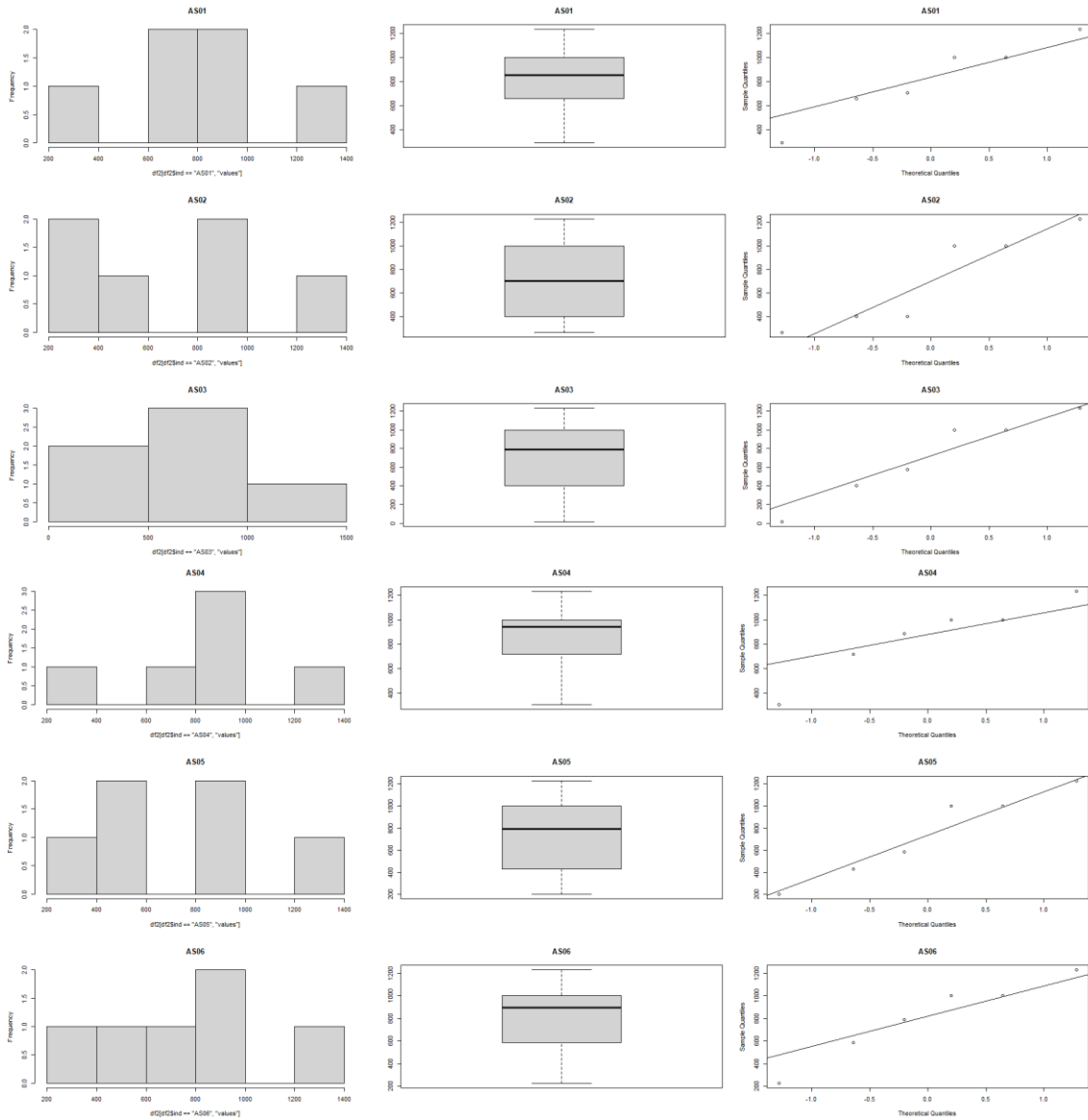
Tabla 33. Prueba Mann-Whitney para el Índice de Oregon.

<i>group 1</i>	<i>group 2</i>	<i>p-value</i>	<i>Interpretación</i>
AS01	AS02	0.93618629	No hay diferencias significativas
AS01	AS03	0.81018124	No hay diferencias significativas
AS01	AS04	1	No hay diferencias significativas
AS01	AS05	0.37847759	No hay diferencias significativas
AS01	AS06	0.57517353	No hay diferencias significativas
AS02	AS03	0.81018124	No hay diferencias significativas
AS02	AS04	0.93618629	No hay diferencias significativas
AS02	AS05	0.29795306	No hay diferencias significativas
AS02	AS06	0.57517353	No hay diferencias significativas
AS03	AS04	0.81018124	No hay diferencias significativas
AS03	AS05	0.68892056	No hay diferencias significativas
AS03	AS06	0.93618629	No hay diferencias significativas
AS04	AS05	0.29795306	No hay diferencias significativas
AS04	AS06	0.47117	No hay diferencias significativas
AS05	AS06	0.81018124	No hay diferencias significativas

Fuente: Autores.

Anexo 6. Análisis Estadístico concentración de Fósforo.

- Normalidad



- Shapiro Test

```
> by(data = df2,INDICES = df2$ind,FUN = function(x){ shapiro.test(x$values)})
df2$ind: AS01
Shapiro-wilk normality test
data: x$values
W = 0.95411, p-value = 0.7734
-----
df2$ind: AS02
Shapiro-wilk normality test
data: x$values
W = 0.85546, p-value = 0.1741
-----
df2$ind: AS03
Shapiro-wilk normality test
data: x$values
W = 0.94092, p-value = 0.6666
-----
df2$ind: AS04
Shapiro-wilk normality test
data: x$values
W = 0.92661, p-value = 0.5542
-----
df2$ind: AS05
Shapiro-wilk normality test
data: x$values
W = 0.93757, p-value = 0.6397
-----
df2$ind: AS06
Shapiro-wilk normality test
data: x$values
W = 0.95113, p-value = 0.7494
```

- Homocedasticidad

```
> fligner.test(values ~ ind,df) # Fligner-Killeen
Fligner-Killeen test of homogeneity of variances
data: values by ind
Fligner-Killeen:med chi-squared = 3.5628, df = 5, p-value = 0.6139
```

- ANOVA

```
> anova <- aov(df$values ~ df$ind)
> summary(anova)
Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
df$ind 5 112640 22528 0.156 0.977
Residuals 30 4334877 144496
```

- Prueba Tukey

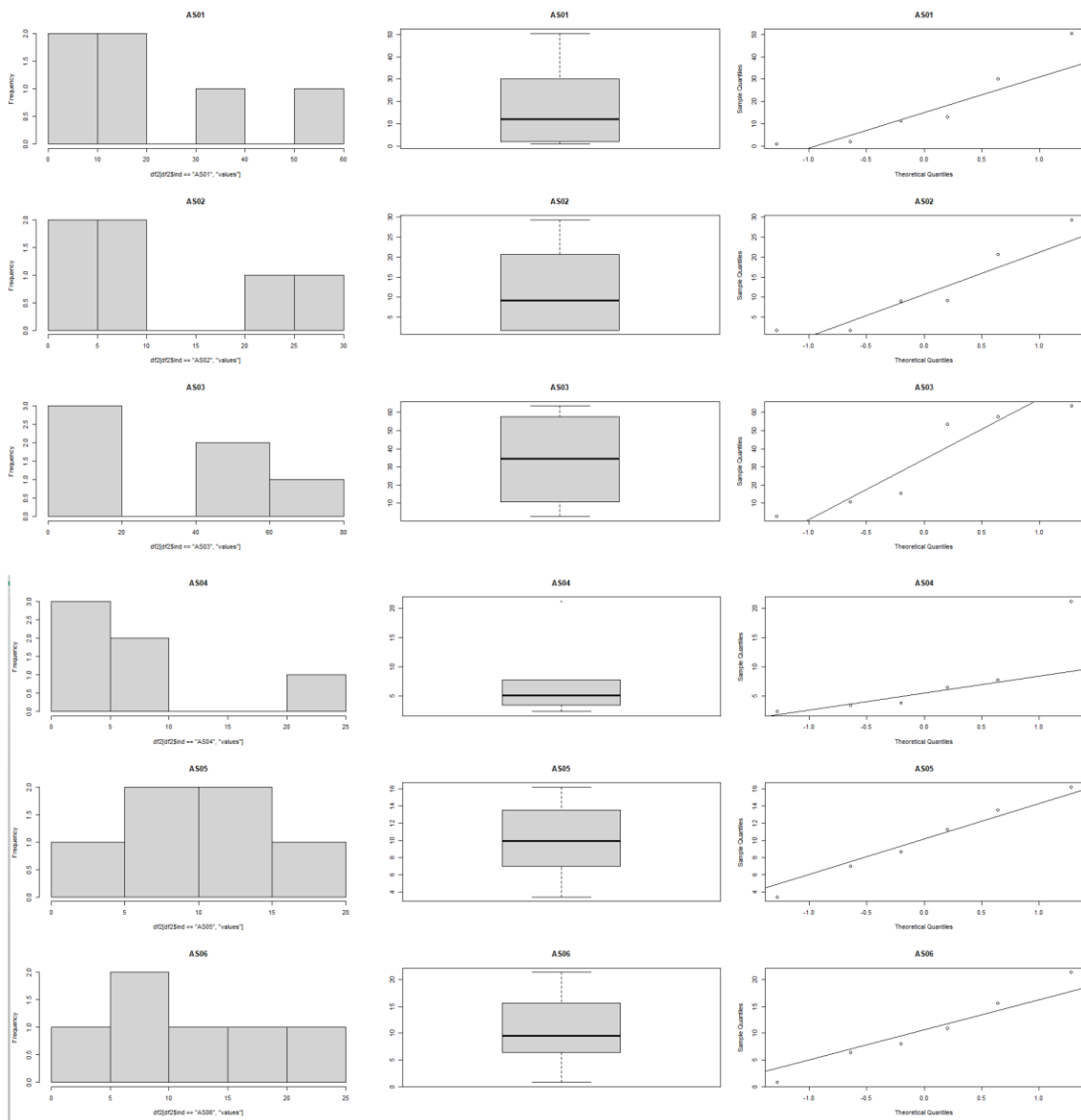
Tabla 34. Prueba Tukey para la concentración de fósforo.

group 1	group 2	p-value	Interpretación
AS01	AS02	0.99757475	No hay diferencias significativas
AS01	AS03	0.99563355	No hay diferencias significativas
AS01	AS04	0.99995716	No hay diferencias significativas
AS01	AS05	0.9994434	No hay diferencias significativas
AS01	AS06	0.99999999	No hay diferencias significativas
AS02	AS03	0.99999989	No hay diferencias significativas
AS02	AS04	0.98697152	No hay diferencias significativas
AS02	AS05	0.99999653	No hay diferencias significativas
AS02	AS06	0.99840138	No hay diferencias significativas
AS03	AS04	0.98069264	No hay diferencias significativas
AS03	AS05	0.99997362	No hay diferencias significativas
AS03	AS06	0.99695644	No hay diferencias significativas
AS04	AS05	0.99485059	No hay diferencias significativas
AS04	AS06	0.9998982	No hay diferencias significativas
AS05	AS06	0.99969093	No hay diferencias significativas

Fuente: Autores.

Anexo 7. Análisis Estadístico concentración de Clorofila-a.

- Normalidad



- Shapiro Test

```
> by(data = df2, INDICES = df2$ind, FUN = function(x){ shapiro.test(x$values)})
```

```
df2$ind: AS01
      shapiro-wilk normality test
data:  x$values
W = 0.87443, p-value = 0.2444

df2$ind: AS02
      shapiro-wilk normality test
data:  x$values
W = 0.88271, p-value = 0.2817

df2$ind: AS03
      shapiro-wilk normality test
data:  x$values
W = 0.84212, p-value = 0.1357

df2$ind: AS04
      shapiro-wilk normality test
data:  x$values
W = 0.74928, p-value = 0.0196

df2$ind: AS05
      shapiro-wilk normality test
data:  x$values
W = 0.99204, p-value = 0.9936

df2$ind: AS06
      shapiro-wilk normality test
data:  x$values
W = 0.98731, p-value = 0.9816
```

- Homocedasticidad

```
> fligner.test(values ~ ind,df) # Fligner-Killeen
```

```
Fligner-Killeen test of homogeneity of variances
data:  values by ind
Fligner-Killeen:med chi-squared = 16.137, df = 5, p-value = 0.006462
```

- Kruskal Wallis

```
> kruskal = kruskal.test(df$values ~ df$ind)
> kruskal
```

```
kruskal-wallis rank sum test
data:  df$values by df$ind
kruskal-wallis chi-squared = 4.7694, df = 5, p-value = 0.4447
```

- Prueba de Mann-Whitney

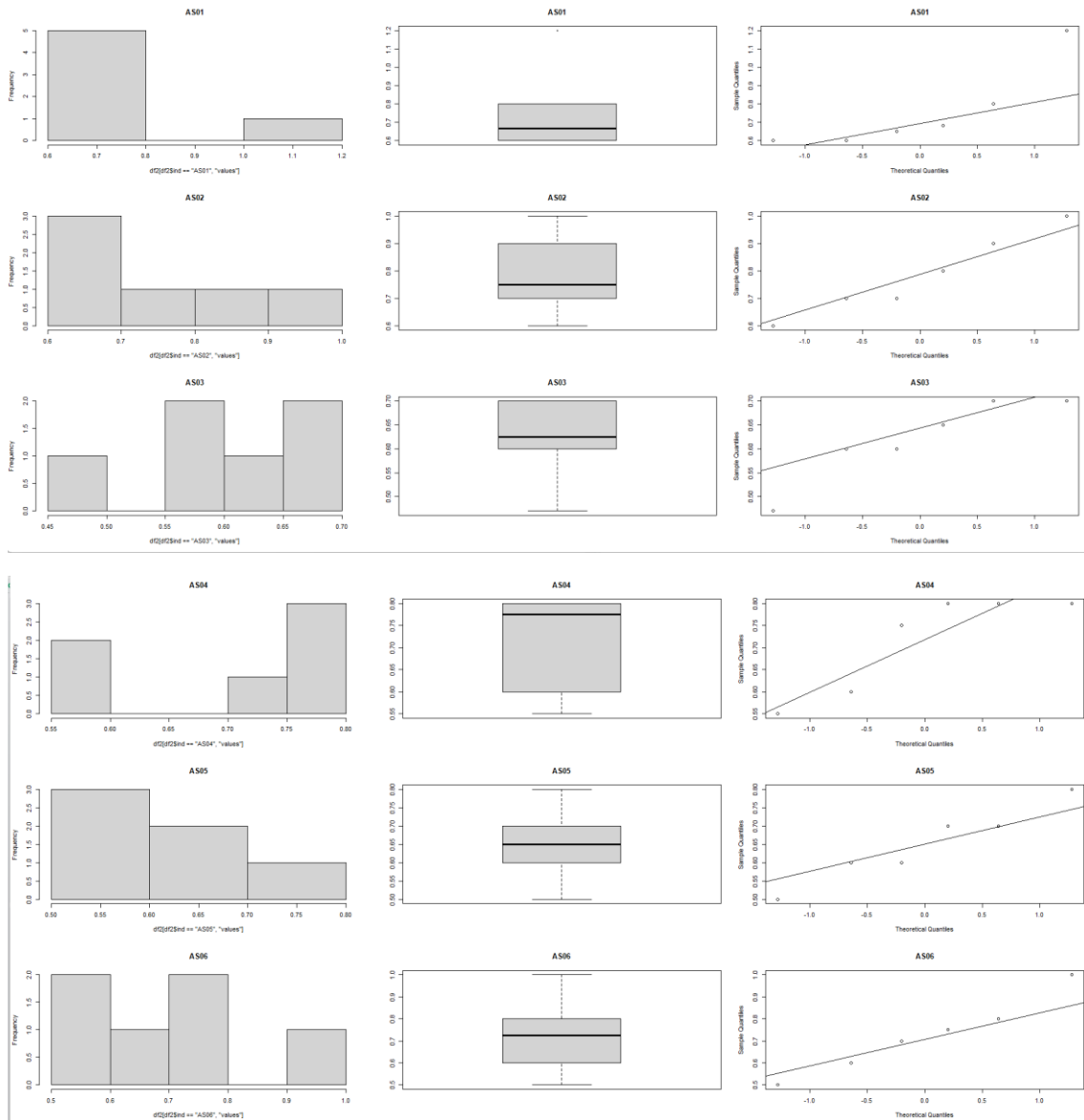
Tabla 35. Prueba de Mann-Whitney para la concentración de clorofila-a.

<i>group 1</i>	<i>group 2</i>	<i>p-value</i>	<i>Interpretación</i>
AS01	AS02	0.57450381	No hay diferencias significativas
AS01	AS03	0.22976627	No hay diferencias significativas
AS01	AS04	0.57517353	No hay diferencias significativas
AS01	AS05	0.93618629	No hay diferencias significativas
AS01	AS06	0.57517353	No hay diferencias significativas
AS02	AS03	0.12753771	No hay diferencias significativas
AS02	AS04	0.68840386	No hay diferencias significativas
AS02	AS05	0.93607468	No hay diferencias significativas
AS02	AS06	0.93607468	No hay diferencias significativas
AS03	AS04	0.0926958	No hay diferencias significativas
AS03	AS05	0.22976627	No hay diferencias significativas
AS03	AS06	0.22976627	No hay diferencias significativas
AS04	AS05	0.29795306	No hay diferencias significativas
AS04	AS06	0.37847759	No hay diferencias significativas
AS05	AS06	0.93618629	No hay diferencias significativas

Fuente: Autores.

Anexo 8. Análisis Estadístico Profundidad.

- Normalidad



- Shapiro Test

```
> by(data = df2,INDICES = df2$ind,FUN = function(x){ shapiro.test(x$values)})
```

```
df2$ind: AS01                                df2$ind: AS04
      Shapiro-wilk normality test                Shapiro-wilk normality test
data:  x$values                                data:  x$values
W = 0.74653, p-value = 0.01842                    W = 0.77325, p-value = 0.03332
-----
df2$ind: AS02                                df2$ind: AS05
      Shapiro-wilk normality test                Shapiro-wilk normality test
data:  x$values                                data:  x$values
W = 0.95801, p-value = 0.8043                      W = 0.96004, p-value = 0.8201
-----
df2$ind: AS03                                df2$ind: AS06
      Shapiro-wilk normality test                Shapiro-wilk normality test
data:  x$values                                data:  x$values
W = 0.87925, p-value = 0.2656                      W = 0.98121, p-value = 0.9574
```

- Homocedasticidad

```
> fligner.test(values ~ ind,df) # Fligner-Killeen
```

```
Fligner-Killeen test of homogeneity of variances
data:  values by ind
Fligner-Killeen:med chi-squared = 2.1925, df = 5, p-value = 0.8219
```

- Kruskal Wallis

```
> kruskal
```

```
kruskal-wallis rank sum test
data:  df$values by df$ind
kruskal-wallis chi-squared = 5.1404, df = 5, p-value = 0.399
```

- Prueba de Mann-Whitney

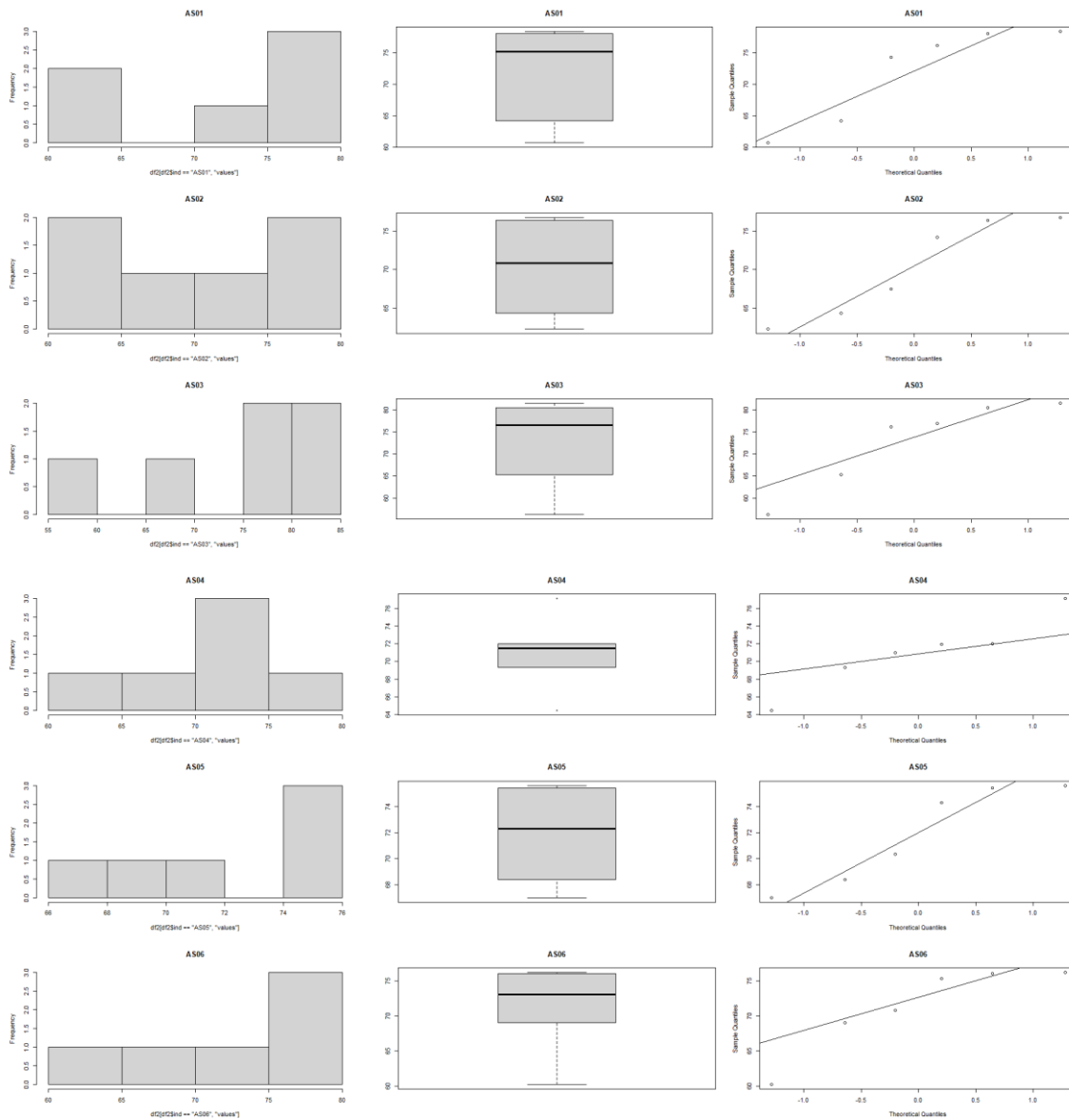
Tabla 36. Prueba de Mann-Whitney para la profundidad.

<i>group 1</i>	<i>group 2</i>	<i>p-value</i>	<i>Interpretación</i>
AS01	AS02	0.4184153	No hay diferencias significativas
AS01	AS03	0.41336565	No hay diferencias significativas
AS01	AS04	1	No hay diferencias significativas
AS01	AS05	0.6235742	No hay diferencias significativas
AS01	AS06	1	No hay diferencias significativas
AS02	AS03	0.05898971	No hay diferencias significativas
AS02	AS04	0.56692258	No hay diferencias significativas
AS02	AS05	0.13873971	No hay diferencias significativas
AS02	AS06	0.62670241	No hay diferencias significativas
AS03	AS04	0.16665747	No hay diferencias significativas
AS03	AS05	0.67807068	No hay diferencias significativas
AS03	AS06	0.2231789	No hay diferencias significativas
AS04	AS05	0.32364245	No hay diferencias significativas
AS04	AS06	0.87004838	No hay diferencias significativas
AS05	AS06	0.46324471	No hay diferencias significativas

Fuente: Autores.

Anexo 9. Análisis Estadístico Índice de eutrofización Carlson IET.

- Normalidad



- Shapiro Test

```
> by(data = df2, INDICES = df2$ind, FUN = function(x){ shapiro.test(x$values)})
df2$ind: AS01
```

```
shapiro-wilk normality test
data: x$values
W = 0.82541, p-value = 0.09824
```

```
df2$ind: AS04
shapiro-wilk normality test
data: x$values
W = 0.94986, p-value = 0.7391
```

```
df2$ind: AS02
shapiro-wilk normality test
data: x$values
W = 0.87482, p-value = 0.2461
```

```
df2$ind: AS05
shapiro-wilk normality test
data: x$values
W = 0.8739, p-value = 0.2422
```

```
df2$ind: AS03
shapiro-wilk normality test
data: x$values
W = 0.85743, p-value = 0.1805
```

```
df2$ind: AS06
shapiro-wilk normality test
data: x$values
W = 0.83746, p-value = 0.1242
```

- Homocedasticidad

```
> fligner.test(values ~ ind, df) # Fligner-Killeen
```

```
Fligner-Killeen test of homogeneity of variances
data: values by ind
Fligner-Killeen:med chi-squared = 3.7411, df = 5, p-value = 0.5873
```

- ANOVA

```
> anova <- aov(df$values ~ df$ind)
> summary(anova)
```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
df\$ind	5	23.1	4.61	0.104	0.99
Residuals	30	1324.8	44.16		

- Prueba Tukey

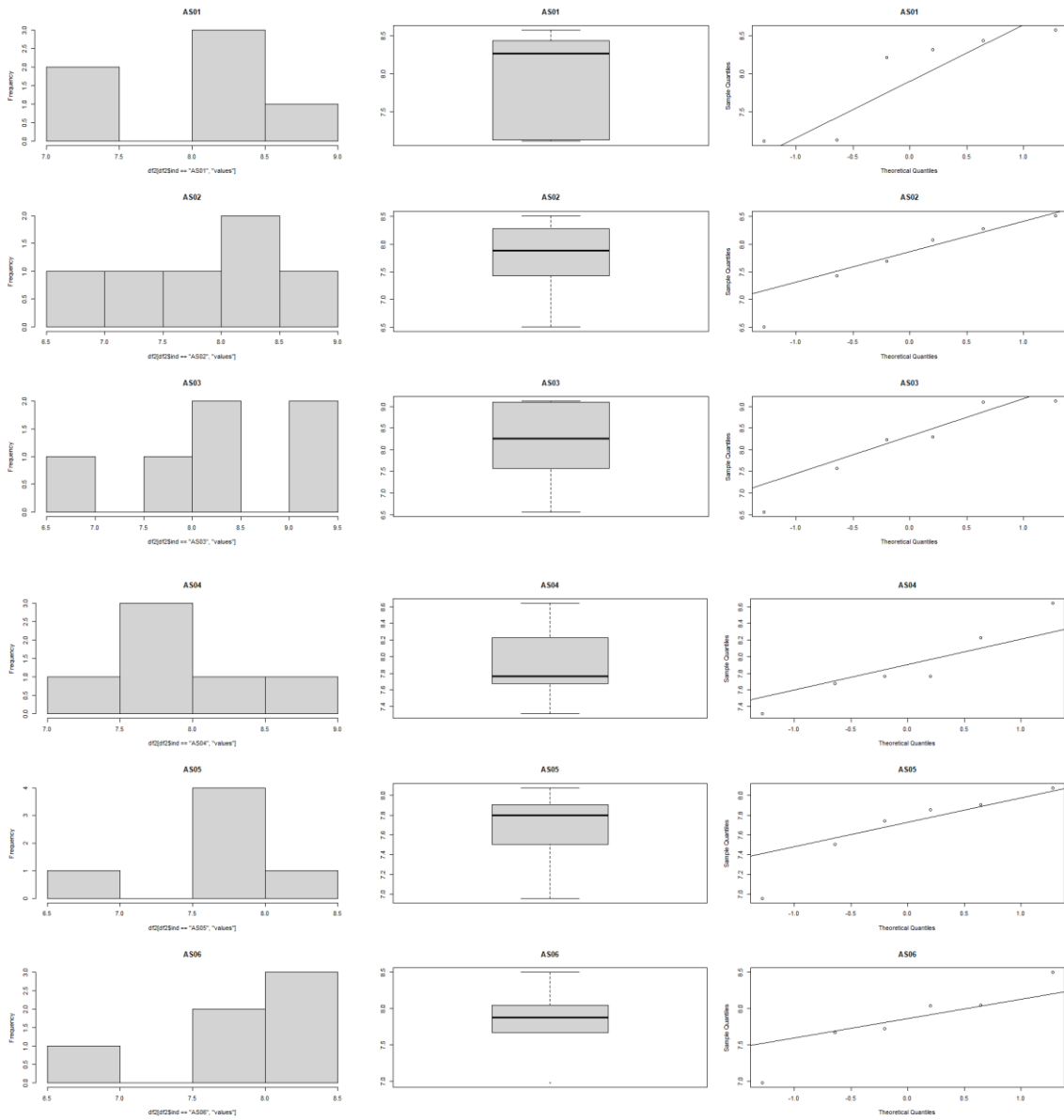
Tabla 37. Prueba de Tukey para el índice de estado trófico de Carlson.

group 1	group 2	p-value	Interpretación
AS01	AS02	0.997558798	No hay diferencias significativas
AS01	AS03	0.999929499	No hay diferencias significativas
AS01	AS04	0.999852957	No hay diferencias significativas
AS01	AS05	0.999999998	No hay diferencias significativas
AS01	AS06	0.999974365	No hay diferencias significativas
AS02	AS03	0.984919232	No hay diferencias significativas
AS02	AS04	0.999955555	No hay diferencias significativas
AS02	AS05	0.998167131	No hay diferencias significativas
AS02	AS06	0.999782955	No hay diferencias significativas
AS03	AS04	0.997019916	No hay diferencias significativas
AS03	AS05	0.999876156	No hay diferencias significativas
AS03	AS06	0.998701975	No hay diferencias significativas
AS04	AS05	0.999914518	No hay diferencias significativas
AS04	AS06	0.999999643	No hay diferencias significativas
AS05	AS06	0.999988456	No hay diferencias significativas

Fuente: Autores.

Anexo 10. Análisis Estadístico Índice de Eutrofización TRIX.

- Normalidad



- Shapiro Test

```
> by(data = df2,INDICES = df2$ind,FUN = function(x){ shapiro.test(x$values)})
```

```
df2$ind: AS01
Shapiro-wilk normality test
data: x$values
W = 0.78682, p-value = 0.05458
-----
df2$ind: AS02
Shapiro-wilk normality test
data: x$values
W = 0.93264, p-value = 0.6007
-----
df2$ind: AS03
Shapiro-wilk normality test
data: x$values
W = 0.91492, p-value = 0.4696
-----
df2$ind: AS04
Shapiro-wilk normality test
data: x$values
W = 0.93568, p-value = 0.6246
-----
df2$ind: AS05
Shapiro-wilk normality test
data: x$values
W = 0.89281, p-value = 0.3331
-----
df2$ind: AS06
Shapiro-wilk normality test
data: x$values
W = 0.94944, p-value = 0.7358
-----
```

- Homocedasticidad

```
> fligner.test(values ~ ind,df) # Fligner-Killeen
```

```
Fligner-killeen test of homogeneity of variances
data: values by ind
Fligner-Killeen:med chi-squared = 3.3187, df = 5, p-value = 0.651
```

- ANOVA

```
> summary(anova)
```

```
      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
df$ind  5  0.845  0.1691  0.399  0.846
Residuals 30 12.722  0.4241
```

- Prueba Tukey

Tabla 38. Prueba de Tukey para el índice de estado trófico TRIX.

group 1	group 2	p-value	Interpretación
AS01	AS02	0.992488053	No hay diferencias significativas
AS01	AS03	0.996356456	No hay diferencias significativas
AS01	AS04	0.999973553	No hay diferencias significativas
AS01	AS05	0.969703043	No hay diferencias significativas
AS01	AS06	0.998995648	No hay diferencias significativas
AS02	AS03	0.896280836	No hay diferencias significativas
AS02	AS04	0.998706779	No hay diferencias significativas
AS02	AS05	0.999939744	No hay diferencias significativas
AS02	AS06	0.999955034	No hay diferencias significativas
AS03	AS04	0.984842521	No hay diferencias significativas
AS03	AS05	0.803740199	No hay diferencias significativas
AS03	AS06	0.954146128	No hay diferencias significativas
AS04	AS05	0.99034564	No hay diferencias significativas
AS04	AS06	0.999957969	No hay diferencias significativas
AS05	AS06	0.998456869	No hay diferencias significativas

Fuente: Autores.