

UCUENCA

Universidad de Cuenca

Facultad de Ciencias Químicas

Carrera de Ingeniería Ambiental

Comparación de la variabilidad temporal de los índices de calidad de agua y eutrofización en la laguna Maylas del cantón Gualaceo

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


Autores:

Amanda Elizabeth Orellana Guayllasaca

Nayo Hilario Sarango Hidalgo

Director:

Fausto Fernando García Ávila

ORCID:  0000-0002-9274-9769

Cuenca, Ecuador

2023-07-21

Resumen

El deterioro de la calidad del agua en cuerpos lénticos es causado por procesos naturales y acciones humanas, especialmente la eutrofización. La laguna de Maylas en Gualaceo es una importante fuente de agua natural para la comunidad, pero su calidad se ha visto afectada por el turismo insostenible y la piscicultura. Se realizó un estudio para evaluar la calidad del agua y el nivel de eutrofización en la laguna utilizando diferentes índices. Se analizaron parámetros fisicoquímicos y microbiológicos como; fósforo, nitratos, clorofila-a, oxígeno disuelto, entre otros, en seis puntos de monitoreo durante tres meses de invierno y tres meses de verano. Los resultados indicaron que la calidad del agua según el índice NSF fue buena, pero el índice de Oregón la calificó como pobre. En cuanto al estado trófico, el índice TRIX y TFI (nitrógeno) señaló un estado oligotrófico, mientras que los índices OCDE y TFI (clorofila-a) coincidieron con el criterio de que la laguna estaba en estado mesotrófico. Sin embargo, el escenario más alarmante fue el índice OCDE (fósforo) que mostró un estado hipereutrófico. Se encontraron diferencias significativas entre los períodos de invierno y verano respecto a los índices NSF, Oregón, OCDE y Carlson. El análisis de componentes principales reveló que el oxígeno disuelto fue la variable más relevante para la calidad del agua, mientras que la transparencia fue clave para el estado trófico. La evaluación adecuada del estado trófico permitirá implementar estrategias efectivas de gestión para controlar y mitigar los problemas de eutrofización en la laguna Maylas.

Palabras clave: calidad de agua, estado trófico, índice, parámetros



El contenido de esta obra corresponde al derecho de expresión de los autores y no compromete el pensamiento institucional de la Universidad de Cuenca ni desata su responsabilidad frente a terceros. Los autores asumen la responsabilidad por la propiedad intelectual y los derechos de autor.

Repositorio Institucional: <https://dspace.ucuenca.edu.ec/>

Abstract

Natural processes and human actions, especially eutrophication, cause the deterioration of water quality in lentic bodies. Unsustainable tourism and fish farming have affected the quality of the Maylas Lagoon in Gualaceo, which is an important source of natural water for the community. A study was conducted to evaluate water quality and the level of eutrophication in the lagoon using different indices. Physicochemical and microbiological parameters such as phosphorus, nitrates, chlorophyll-a, and dissolved oxygen, among others, were analyzed at six monitoring points during three winter months and three summer months. The results indicated that the water quality according to the NSF index was good in additive and multiplicative terms, but the Oregon index rated it as poor. In terms of trophic status, the TRIX and TFI (nitrogen) indices indicated an oligotrophic state, while the OECD and TFI (chlorophyll-a) agreed with the criterion that the lagoon was in a mesotrophic state. However, the most alarming scenario was the OECD index (phosphorus), which showed a hypereutrophic state. Significant differences were found between the winter and summer periods regarding the NSF, Oregon, OECD, and Carlson indices. Principal component analysis revealed that dissolved oxygen was the most relevant variable for water quality, while transparency was key for trophic status. Proper assessment of the trophic state will allow the implementation of effective management strategies to control and mitigate eutrophication problems in the Maylas Lagoon.

Keywords: water quality, trophic state, index, parameters



The content of this work corresponds to the right of expression of the authors and does not compromise the institutional thinking of the University of Cuenca, nor does it release its responsibility before third parties. The authors assume responsibility for the intellectual property and copyrights.

Institutional Repository: <https://dspace.ucuenca.edu.ec/>

Índice de contenido

1. Capítulo I: Introducción	13
1.1. Antecedentes	13
1.2. Problemática	14
1.3. Justificación	14
1.4. Objetivos	15
1.4.1. Objetivo general:	15
1.4.2. Objetivos específicos:	15
2. Capítulo II: Marco teórico	16
2.1. Calidad del Agua	16
2.2. Parámetros que definen la calidad del agua	16
2.2.1. Parámetros químicos	17
2.2.1.1. Potencial de hidrógeno (pH)	17
2.2.1.2. Nitritos	17
2.2.1.3. Nitratos	17
2.2.1.4. Nitrógeno Amoniacal	18
2.2.1.5. Fósforo	18
2.2.1.6. Fosfatos	19
2.2.1.7. Sólidos Totales (ST)	19
2.2.1.8. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)	20
2.2.1.9. Demanda Química de Oxígeno (DQO)	20
2.2.1.10. Oxígeno Disuelto	20
2.2.1.11. Clorofila-a	21
2.2.2. Parámetros físicos	21
2.2.2.1. Temperatura	21
2.2.2.2. Turbiedad	22
2.2.2.3. Transparencia	22
2.2.3. Parámetros microbiológicos	23
2.2.3.1. Coliformes fecales	23
2.3. Normativa Ambiental	23
Texto Unificado de la Legislación Secundaria de Medio Ambiente	23
2.4. Cuerpos lacustres	24

UCUENCA	5
2.4.1. Lagos	25
2.4.2. Lagunas	26
2.4.3. Reservorios	26
2.5. Eutrofización	27
2.5.1. Evolución de la eutrofización	28
2.5.2. Causas de eutrofización	29
2.5.3. Efectos de la eutrofización	29
2.6. Estado trófico de un sistema acuático	30
2.7. Índices de estado trófico	32
2.7.1. Índice OCDE	32
2.7.2. Índice de Carlson.....	33
2.7.3. Índice de TRIX.....	34
2.7.4. Índice de Huella Trófica (TFI).....	35
2.8. Índice de calidad de agua (ICA)	36
2.8.1. ICA-NSF.....	36
2.8.2. Índice de Oregón	37
2.9. Estado del arte	38
2.9.1. Aplicación de Índices de Estado trófico	38
2.9.2. Aplicación de Índices de Calidad de Agua.....	39
3. Capítulo III: Metodología	41
3.1. Descripción del ambiente de influencia	41
3.1.1. Ubicación y extensión del área de estudio.....	41
3.1.2. Aspectos Ambientales	42
3.1.2.1. Clima.....	42
3.1.2.1.1. Temperatura.....	42
3.1.2.1.2. Precipitación.....	42
3.1.2.2. Biología	42
3.1.2.2.1. Flora.....	42
3.1.2.2.2. Fauna.....	42
3.1.3. Aspectos Socioeconómicos	43
3.1.3.1. Demografía	43

3.1.3.2.	Uso de suelo	43
3.2.	Muestreo y análisis de la calidad del agua de la laguna Maylas	44
3.2.1.	Determinación de puntos de muestreo	44
3.2.1.1.	Accesibilidad	44
3.2.1.2.	Representatividad y Seguridad	45
3.2.2.	Descripción de los puntos de monitoreo	46
3.2.2.1.	Descripción del punto ML01	46
3.2.2.2.	Descripción del punto ML02	47
3.2.2.3.	Descripción del punto ML03	47
3.2.2.4.	Descripción del punto ML04	48
3.2.2.5.	Descripción del punto ML05	49
3.2.2.6.	Descripción del punto ML06	50
3.2.3.	Frecuencia de Monitoreo	50
3.2.4.	Toma y conservación de las muestras	50
3.2.5.	Medición del caudal	53
3.2.6.	Análisis de muestras	54
3.3.	Metodología para determinar los índices de calidad (ICA)	54
3.3.1.	Cálculo de índice NSF	55
3.3.1.1.	Subíndices	56
3.3.1.2.	Pesos ponderados	58
3.3.2.	Cálculo de índice Oregón (OWQI)	58
3.3.2.1.	Subíndices (SI)	59
3.4.	Metodología para determinar los índices de eutrofización	60
3.4.1.	Índice OCDE	61
3.4.2.	Índice de Carlson (IET)	61
3.4.3.	Índice TRIX	62
3.4.4.	Índice de huella trófica (TFI)	63
3.5.	Análisis estadístico	64
3.5.1.	Análisis de normalidad	64
3.5.2.	Análisis de Varianza	65
3.5.2.1.	ANOVA	65
3.5.2.2.	Kruskal Wallis	65

3.5.3.	Inferencia sobre variabilidad temporal	65
3.5.3.1.	Prueba t-student para dos muestras dependientes	65
3.5.4.	Análisis de componentes principales.....	66
4.	Capítulo IV: Resultados y discusión.....	67
4.1.	Caudal	67
4.2.	Parámetros físicos, químicos y microbiológicos.....	67
4.2.1.	Análisis de correlación	82
4.3.	Índices de calidad (ICAs)	84
4.3.1.	Índice de la National Sanitation Foundation (ICA-NSF).....	84
4.3.1.1.	NSF Aditivo	84
4.3.1.2.	NSF Multiplicativo	86
4.3.1.3.	Análisis estadístico del índice NSF	88
4.3.1.3.1.	Aditivo	88
4.3.1.3.2.	Multiplicativo.....	90
4.3.1.4.	Variabilidad temporal del ICA NSF	92
4.3.1.4.1.	Aditivo	92
4.3.1.4.2.	Multiplicativo.....	92
4.3.2.	Índice de Oregón	93
4.3.2.1.	Análisis estadístico del Índice de Oregón	95
4.3.2.2.	Variabilidad temporal del Índice de Oregón	97
4.3.3.	Análisis de componentes principales.....	97
4.3.4.	Comparación de resultados	99
4.4.	Índices de estado trófico	100
4.4.1.	Índice OCDE	103
4.4.1.1.	Índice OCDE según el fósforo total	103
4.4.1.1.1.	Análisis estadísticos del índice OCDE según el fósforo total	105
4.4.1.1.2.	Variabilidad temporal del índice OCDE según el fósforo total	107
4.4.1.2.	Índice OCDE según la clorofila-a	107
4.4.1.2.1.	Análisis estadístico del índice OCDE según la clorofila-a.....	109
4.4.1.2.2.	Variabilidad temporal del índice OCDE según la clorofila-a.....	111
4.4.1.3.	Índice OCDE según la transparencia	111
4.4.1.3.1.	Análisis estadístico del índice OCDE según la transparencia.....	114
4.4.1.3.2.	Variabilidad temporal del índice OCDE según la transparencia.....	116

4.4.2. Índice de Carlson.....	116
4.4.2.1. Análisis estadístico del índice de Carlson.....	120
4.4.2.2. Variabilidad temporal del índice de Carlson.....	121
4.4.3. Índice de TRIX.....	122
4.4.3.1. Análisis estadístico del índice de TRIX.....	125
4.4.3.2. Variabilidad temporal del índice de TRIX.....	126
4.4.4. Índice TFI.....	126
4.4.4.1. TFI respecto a la clorofila-a.....	126
4.4.4.1.1. Análisis estadísticos del TFI respecto a la clorofila-a.....	128
4.4.4.1.2. Variabilidad temporal del TFI respecto a la clorofila-a.....	130
4.4.4.2. TFI respecto al nitrógeno.....	130
4.4.4.2.1. Análisis estadísticos del TFI respecto al nitrógeno.....	132
4.4.4.2.2. Variabilidad temporal del TFI respecto al nitrógeno.....	134
4.4.5. Análisis de componentes principales.....	134
4.4.6. Comparación de resultados.....	136
5. Capítulo V: Conclusiones y recomendaciones.....	139
5.1. Conclusiones.....	139
5.2. Recomendaciones.....	142
Referencias.....	143
Anexos.....	161

Índice de figuras

Figura 1. Ubicación Geográfica de la laguna Maylas.	41
Figura 2. Ubicación Geográfica de la laguna Maylas.	45
Figura 3. Puntos de muestreo en la laguna Maylas.	46
Figura 4. Punto ML01 para la toma de muestras.	47
Figura 5. Punto ML02 para la toma de muestras.	47
Figura 6. Punto ML03 para la toma de muestras.	48
Figura 7. Punto ML04 para la toma de muestras.	49
Figura 8. Punto ML05 para la toma de muestras.	49
Figura 9. Punto ML06 para la toma de muestras.	50
Figura 10. Bote para muestreos.	51
Figura 11. Ingreso a la laguna.	51
Figura 12. Recipientes plásticos.	51
Figura 13. Botellas de vidrio ámbar.	51
Figura 14. Toma de muestras superficiales.	52
Figura 15. Preservación de las muestras.	52
Figura 16. Medición de la transparencia.	53
Figura 17. Medición del caudal de la laguna Maylas.	53
Figura 18. Concentración de DBO ₅ en la laguna Maylas.	71
Figura 19. Temperatura en la laguna Maylas.	72
Figura 20. Nivel del pH en la laguna Maylas.	73
Figura 21. Concentración de oxígeno disuelto en la laguna Maylas.	74
Figura 22. Concentración de nitratos en la laguna Maylas.	75
Figura 23. Concentración de nitrógeno amoniacal en la laguna Maylas.	76
Figura 24. Concentración de fosfatos en la laguna Maylas.	77
Figura 25. Concentración de fósforo total en la laguna Maylas.	78
Figura 26. Concentración de sólidos totales en la laguna Maylas.	79
Figura 27. Turbiedad en la laguna Maylas.	80
Figura 28. Concentración de clorofila-a en la laguna Maylas.	81
Figura 29. Concentración de coliformes fecales en la laguna Maylas.	82
Figura 30. Distribución y clasificación del ICA NSF-Aditivo para verano.	84
Figura 31. Distribución y clasificación del ICA NSF-Aditivo para invierno.	85
Figura 32. Distribución y clasificación del ICA NSF-Multiplicativo para verano.	87
Figura 33. Distribución y clasificación del ICA NSF-Multiplicativo para invierno.	88
Figura 34. Mapa del índice NSF-Aditivo de la laguna de Maylas.	90

Figura 35. Mapa del índice NSF-Multiplicativo de la laguna de Maylas.	92
Figura 36. Distribución y clasificación del índice de Oregón para verano.	93
Figura 37. Distribución y clasificación del índice de Oregón para invierno.	94
Figura 38. Mapa del índice de Oregón de la laguna de Maylas.	96
Figura 39. Análisis de los componentes principales para parámetros de calidad de agua.	98
Figura 40. Distribución y clasificación del índice OCDE – Fósforo total para verano.	104
Figura 41. Distribución y clasificación del índice OCDE – Fósforo total para invierno.	104
Figura 42. Mapa del índice del índice OCDE – Fósforo total de la laguna de Maylas.	107
Figura 43. Distribución y clasificación del índice OCDE – Clorofila-a para verano.	108
Figura 44. Distribución y clasificación del índice OCDE – Clorofila-a para invierno.	108
Figura 45. Mapa del índice del índice OCDE – Clorofila-a de la laguna de Maylas.	111
Figura 46. Distribución y clasificación del índice OCDE – Disco Secchi para verano.	112
Figura 47. Distribución y clasificación del índice OCDE – Disco Secchi para invierno.	113
Figura 48. Mapa del índice del índice OCDE – Disco Secchi de la laguna de Maylas.	115
Figura 49. Distribución y clasificación del índice de Carlson para verano.	116
Figura 50. Distribución y clasificación del índice de Carlson para invierno.	117
Figura 51. Distribución y clasificación del índice de Carlson respecto a la transparencia.	118
Figura 52. Distribución y clasificación del índice de Carlson respecto al fósforo.	118
Figura 53. Distribución y clasificación del índice de Carlson respecto a la clorofila-a.	119
Figura 54. Mapa del índice de Carlson de la laguna de Maylas.	121
Figura 55. Distribución y clasificación del índice de TRIX para verano.	122
Figura 56. Distribución y clasificación del índice de TRIX para invierno.	123
Figura 57. Mapa del índice TRIX de la laguna de Maylas.	126
Figura 58. Distribución y clasificación del índice TFI (Chl-a) para verano.	127
Figura 59. Distribución y clasificación del índice TFI (Chl-a) para invierno.	128
Figura 60. Mapa del índice TFI (Chl a) de la laguna de Maylas.	130
Figura 61. Distribución y clasificación del índice TFI (Nitrógeno total) para verano.	131
Figura 62. Distribución y clasificación del índice TFI (Nitrógeno total) para invierno.	131
Figura 63. Mapa del índice TFI (Nitrógeno) de la laguna de Maylas.	134
Figura 64. Análisis de los componentes principales para el estado trófico.	136

Índice de tablas

Tabla 1. Categorías tróficas según la OCDE.	33
Tabla 2. Categorías tróficas según Carlson.	34
Tabla 3. Categorías tróficas según el índice trófico TRIX.	35
Tabla 4. Categorías tróficas según el índice de la huella del estado trófico.	36
Tabla 5. Rangos de clasificación del ICA-NSF.	37
Tabla 6. Rangos de clasificación de OWQI.	38
Tabla 7. Población de las comunidades.	43
Tabla 8. Puntos de muestreo.	46
Tabla 9. Métodos y técnicas para el análisis de las muestras.	54
Tabla 10. Pesos ponderados (W_i)	58
Tabla 11. Caudal para el periodo de muestreo.	67
Tabla 12. Resultados de los parámetros físicos de la laguna Maylas en las temporadas verano 2022 e invierno 2023.	68
Tabla 13. Resultados de los parámetros químicos de la laguna Maylas en las temporadas verano 2022 e invierno 2023.	68
Tabla 14. Resultados de los parámetros microbiológicos de la laguna Maylas en las temporadas verano 2022 e invierno 2023.	70
Tabla 15. Análisis de correlación de parámetros.	83
Tabla 16. Promedio del índice de calidad de agua ICA NFS-Aditivo.	89
Tabla 17. Promedio del índice de calidad de agua ICA NFS-Multiplicativo.	91
Tabla 18. Promedio del índice de calidad de agua de Oregón.	96
Tabla 19. Resultados del PCA para calidad de agua.	97
Tabla 20. Comparación de resultados de índices de calidad del agua en la laguna Maylas.	99
Tabla 21. Comparación con otros estudios sobre los índices de calidad de agua.	100
Tabla 22. Determinación de nutriente limitante.	102
Tabla 23. Promedio del índice OCDE según fósforo total.	106
Tabla 24. Promedio del índice OCDE según la clorofila-a.	110
Tabla 25. Promedio del índice OCDE según la transparencia.	115
Tabla 26. Promedio del índice de Carlson.	120
Tabla 27. Promedio del índice TRIX.	125
Tabla 28. Promedio del índice TFI (Chl-a).	129
Tabla 29. Promedio del índice TFI (Nitrógeno).	133
Tabla 30. Resultados del PCA para el estado trófico.	135

Tabla 31. Comparación de resultados de índices de estado trófico en la laguna Maylas. .	137
Tabla 32. Comparación con otros estudios sobre los índices de estado trófico.	138
Tabla 33. Test de Tukey para el índice NSF-Aditivo.	164
Tabla 34. Test de Tukey para el índice NSF-Multiplicativo.	168
Tabla 35. Test de Tukey para el índice de Oregón.....	172
Tabla 36. Test de Mann - Whitney para el índice de OCDE (fósforo).....	176
Tabla 37. Test de Tukey para el índice de OCDE (clorofila-a).	180
Tabla 38. Test de Tukey para el índice de OCDE (transparencia).	184
Tabla 39. Test de Tukey para el índice de Carlson.	189
Tabla 40. Test de Tukey para el índice de TRIX.	194
Tabla 41. Test de Tukey para el índice de TFI (clorofila-a).....	197
Tabla 42. Test de Tukey para el índice de TFI (nitrógeno).	201

1. Capítulo I: Introducción

1.1. Antecedentes

Durante los últimos años, los cuerpos de agua andinos se han visto deteriorados por varias causas de origen natural y antropogénicas. Es por tal razón, que se ha considerado la necesidad de crear una base legal para la conservación de estos ecosistemas. A nivel local se cuenta con la Política de la Zona de Reserva Hídrica de San Francisco del cantón Gualaceo, que tiene como propósito la protección de páramos, humedales y biotas frágiles, ya que son fundamentales para el aprovisionamiento de agua y preservación de la biodiversidad.

En el año 2020, dentro de una sesión en el cantón Gualaceo, el Gobierno Provincial del Azuay y los representantes de las comunidades, llegaron a un acuerdo sobre la necesidad de la protección de las zonas de recarga hídrica de la microcuenca del San Francisco, dentro de las cuales está incluida la laguna Maylas.

El Gobierno Provincial del Azuay dentro de su jurisdicción cuenta con el presupuesto participativo 2021, parte del cual es destinado para proyectos ambientales de las parroquias de la provincia. En noviembre del 2021, por parte de esta entidad pública se creó el proyecto de Protección y Reforestación de Fuentes Hídricas; Río San Francisco y Río Santa Bárbara del cantón Gualaceo con cargo al Presupuesto Participativo 2021. Dentro del proyecto se tiene como objetivo específico el monitoreo de la calidad del agua de los ecosistemas de agua lénticos y lóticos del área de influencia del proyecto, sin embargo, hasta la actualidad no se cuenta con los datos de este estudio.

La Empresa Municipal de Agua Potable, Alcantarillado y Saneamiento del cantón Gualaceo, en el año 2020 realizó monitoreos de la calidad de agua en un punto específico, que fue a la salida de la laguna Maylas, la misma que alimenta al río Maylas que desemboca en el río San Francisco. Los resultados obtenidos demostraron que existen bajos niveles de turbidez, nitritos, nitratos, sólidos totales y dureza total, así como también una ausencia de metales pesados (As). Sin embargo, no se ha determinado el grado de eutrofización de la laguna, y tampoco se han realizado estudios limnológicos.

La laguna de Maylas está localizada en la comuna de Palmas, en la parroquia Luis Cordero Vega del cantón Gualaceo, provincia del Azuay. Cabe recalcar que en los últimos años ha sido afectada principalmente por actividades de turismo no sostenible, lo que ha provocado el deterioro de la calidad del agua y la proliferación de flora acuática, como las algas en las orillas de la laguna.

1.2. Problemática

La comunidad de Palmas se caracteriza por tener como actividades económicas principales la ganadería, agricultura y el turismo. En particular, la última actividad mencionada, con el paso del tiempo ha causado un deterioro de los servicios ecosistémicos que brinda la laguna de Maylas. De la misma manera, actividades antropogénicas como; la introducción de especies acuáticas, la generación de desechos sólidos por zonas de campamentos o rituales espirituales y la deposición de desechos biológicos humanos sin tratamiento, han generado perturbaciones ecológicas y paisajísticas de este cuerpo léntico.

La laguna de Maylas es un ecosistema andino de alta montaña, considerada como patrimonio natural y atractivo turístico, que recibe una gran cantidad de turistas a lo largo del año. La pesca deportiva es una de las principales actividades que se realiza en la laguna, por lo que, para mantener este entretenimiento, durante varios años se ha llevado a cabo la incorporación de especies acuáticas no endémicas como la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*). Como consecuencia se han ido acelerando los procesos de eutrofización en este cuerpo de agua, así como también se ha reducido su extensión perimetral.

Los procesos de eutrofización en general son fenómenos que afectan la calidad de los cuerpos de agua lénticos y lóticos, esto es más preocupante sobre todo en ecosistemas acuáticos de alta montaña, por la existencia de especies nativas y endémicas. Sin embargo, la eutrofización es un proceso que ocurre de forma natural en lagos, lagunas y humedales, pero este proceso se acelera cuando existe la intervención de actividades humanas.

1.3. Justificación

La laguna de Maylas pertenece al Área de Bosque y Vegetación Protectora Collay, por lo tanto, tiene un importante valor turístico, ecológico y cultural que promueven su conservación y protección de la biodiversidad de especies de flora y fauna presentes en la zona. Este ecosistema andino tiene funciones vitales que benefician a las poblaciones, pues son los reguladores ecológicos, productores de la mayor cantidad de oxígeno, base de los ciclos de nutrientes, reguladores del clima, entre otros servicios ambientales. Además, es una fuente principal de abastecimiento de agua para el cantón Gualaceo, por lo que su preservación debe garantizar una excelente calidad de agua para las actuales y futuras generaciones.

Las actividades antropogénicas como el uso de químicos para la pesca deportiva, poca conciencia y conocimiento de la población sobre los beneficios ecosistémicos, educación ambiental de baja calidad y la escasa información sobre el estado de este ecosistema, crean la necesidad de obtener datos reales y actualizados sobre el estado trófico y la calidad del

agua. Con el objetivo de aportar con información técnica y verídica sobre la situación real de la laguna Maylas, la presente investigación recopiló datos de los parámetros físicos, químicos y microbiológicos para evaluar la calidad del agua y el nivel de eutrofización de la laguna, que será la base para la toma de decisiones, sobre la aplicación de medidas de preservación natural, por parte de los técnicos encargados de la Unidad de Gestión Ambiental del GAD de Gualaceo.

1.4. Objetivos

1.4.1. Objetivo general:

Comparar la variabilidad en temporadas secas y húmedas, los índices de calidad de agua NSF y Oregón, así como el estado trófico por medio de los índices TRIX, OCDE (Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico), Carlson y Huella del estado trófico (TFI) de la laguna Maylas.

1.4.2. Objetivos específicos:

- Determinar la concentración de los parámetros de calidad de agua: nitritos, nitratos, nitrógeno amoniacal, fosfatos, DBO₅, coliformes fecales, pH, oxígeno disuelto, sólidos suspendidos, turbiedad, clorofila-a, transparencia y temperatura.
- Definir el estado trófico de la laguna Maylas, por medio de la aplicación del índice de TRIX, índice de la Organización para la Cooperación y Desarrollo Económica OCDE, índice de Carlson y el índice de Huella del estado trófico (TFI).
- Analizar la calidad del agua de la laguna de Maylas mediante el uso de los índices de la National Sanitation Foundation (NSF) y de Oregón, para conocer su disponibilidad para diferentes usos.

2. Capítulo II: Marco teórico

2.1. Calidad del Agua

La calidad del agua es un conjunto de características tanto físicas, químicas y biológicas, que determinan su aptitud para los diferentes usos. Desde una perspectiva ambiental, también puede considerarse como las condiciones naturales que deben mantenerse en un medio acuático, para que se conserve los ecosistemas y cumpla con los objetivos de la calidad ecológica (MITECO, 2000).

La calidad del agua también es considerada como una variable que describe las características del agua, y permite la toma de decisiones sobre su gestión hidrológica. Los factores que alteran y modifican la calidad del agua, pueden ser de origen natural y antrópico. En el caso que exista una perturbación por parte de factores externos que no forman parte del ciclo hidrológico, se conoce como contaminación (MITECO, 2000).

Existen dos fuentes principales de contaminación del agua; puntual y difusa, con respecto a la primera corresponden todas las actividades que son fáciles de identificar, como las aguas residuales de las industrias y de los hogares (Galperín, 1999). Por otra parte, la contaminación difusa es aquella donde el origen de sus contaminantes no se pueden reconocer de manera simple, dentro de esta categoría estas las actividades como la agricultura y ganadería, que a través de procesos naturales como la lixiviación y la escorrentía, pueden conducir nutrientes como los nitratos y fosfatos hacia los lagos, arroyos y ríos, dando como resultado procesos de eutrofización, que trae como consecuencia la pérdida de fauna acuática (Grijalva et al., 2020).

2.2. Parámetros que definen la calidad del agua

Las fuentes hídricas tienen una importancia vital para el funcionamiento del planeta, pues de ellas depende la supervivencia de todas las especies existentes, incluido el ser humano. Así también, los sectores económicos e industriales necesitan de este recurso para el desarrollo diario de sus actividades (Leal, 2020). Es por esta razón, que el agua debe cumplir diferentes estándares de calidad, según el uso que se le vaya a asignar. Actualmente existen una gran cantidad de parámetros que definen el estado de un cuerpo de agua; principalmente son físicos, químicos y microbiológicos (Sierra Ramírez, 2012).

Las alteraciones y variabilidad de ciertos factores; como el incremento de los sólidos suspendidos, la carga contaminante de N y P, turbidez, DBO y clorofila a, pueden tener una gran influencia en el deterioro de la naturaleza del agua de sistemas lacustres (Sheng & Christian, 2003). Por consiguiente, en la presente investigación se exponen los parámetros

que fueron usados para determinar el estado trófico y calidad de agua de la laguna Maylas del presente estudio.

2.2.1. Parámetros químicos

2.2.1.1. Potencial de hidrógeno (pH)

El pH puede definirse como la concentración de iones de hidrógeno en el agua y su escala puede extenderse desde valores de 0 a 14, que puede dar como resultado tres escenarios; neutralidad, acidez con valores menores a 7 y alcalinidad con valores mayores a 7 (Cisneros & Riveros, 2010).

En los cuerpos lacustres, el pH presenta variaciones espacio-temporales, por lo que conforme aumenta la profundidad, este parámetro disminuye. Aparte, cuando existe una mezcla completa de aguas la variabilidad es muy baja, aproximadamente de 0,1 a 0,15 unidades de pH, en cambio en la estratificación térmica los valores de pH en la superficie son más altos, por la gran actividad metabólica del fitoplancton, y más bajos en aguas profundas por la escasez de oxígeno y la alta concentración de microbios anaeróbicos (Marín, 2019).

2.2.1.2. Nitritos

El nitrito es una forma inorgánica del nitrógeno, que se encuentra presente en el agua por las descargas de efluentes residuales de las industrias y hogares, pues su presencia es un indicador de contaminación fecal. Además, este componente es producto del uso desmedido de fertilizantes agrícolas, que generan preocupantes impactos ambientales en las especies acuáticas y la salud pública (Li et al., 2020).

La concentración de nitritos en el agua es tóxica cuando superan los límites permisibles, lo que resulta como consecuencia la desaparición y afección en el desarrollo de los organismos acuáticos (Li et al., 2020). De la misma forma, la acumulación de este componente en las aguas de los lagos, embalses o lagunas son más altas en comparación con las aguas superficiales, pues son más profundas y su contenido de oxígeno es menor (Marín, 2019).

2.2.1.3. Nitratos

Estos compuestos se forman gracias a la participación de bacterias fijadoras de nitrógeno, que realizan el proceso de oxidación de los desechos orgánicos (Nujic & Habuda, 2017). En el agua los nitratos se generan por la disolución de materiales rocosos, desintegración de materia orgánica tanto vegetal como animal, procesos de lixiviación tierras agronómicas, y

efluentes residuales producidos por actividades antropogénicas, como las industrias (Marín, 2019).

Una elevada concentración de nitratos en el agua puede ser producto del uso de fertilizantes en los campos agrícolas, que al ser lixiviados pueden llegar hacia las aguas superficiales y subterráneas, lo que tienen como consecuencia procesos de eutrofización (Pérez et al., 2019).

El nitrato es considerado un componente esencial para el desarrollo adecuado de las plantas, sin embargo, su concentración en exceso en los cuerpos acuáticos, deterioran su calidad, dando como resultado efectos negativos sobre los ecosistemas y la salud humana (Perdomo et al., 2020).

2.2.1.4. Nitrógeno Amoniacal

El nitrógeno amoniacal es el conjunto de los iones de amonio y el amoníaco, que se encuentran en formas solubles, por lo tanto, pueden ingresar a los diferentes cursos de agua; como las aguas subterráneas, lagos, mares y aguas dulces (Rozic et al., 2000). Además, este compuesto está en función del pH del agua, a valores bajos o ácidos se encuentra en forma de amonio, mientras que a pH básicos la forma dominante es el amoníaco (Ting et al., 2018). Este componente es uno de los principales responsables y contribuyente de los procesos eutróficos y alteraciones en los ecosistemas acuáticos (Zhu et al., 2019).

En concentraciones elevadas en el agua, el nitrógeno amoniacal incentiva el desarrollo de las comunidades de plancton, dando como consecuencia una proliferación excesiva de algas, que demandan una mayor cantidad de oxígeno disuelto, que al ser consumido reducirá su concentración, y dará como resultado condiciones anóxicas. Las aguas eutróficas son tóxicas y dañinas para los peces e invertebrados, ya que pueden afectar durante el crecimiento de sus larvas (Li et al., 2020).

2.2.1.5. Fósforo

El fósforo (P) en el agua es un elemento indispensable para el desarrollo de los organismos, ya que lo utilizan para la transferencia y aporte de energía al crecimiento de estos individuos (Worsfold et al., 2016). El fósforo disuelto puede dividirse tanto en fósforo orgánico como inorgánico, y al mismo tiempo el P inorgánico disuelto dentro de uno de sus componentes esenciales tiene al ortofosfato, que es el más accesible para los microorganismos acuáticos (Bai et al., 2021).

Este elemento tiene su origen de forma natural y antropogénica; por una parte, el ciclo del fósforo proporciona una gran cantidad de este constituyente hacia los sedimentos de los sistemas lacustres, convirtiéndolos en las mayores reservas de este nutriente. Por otro lado, la actividad agrícola es la principal fuente de aporte de fósforo al agua, mediante los procesos de escorrentía superficial y lavado de los suelos (Worsfold et al., 2016).

Generalmente el fósforo es considerado como el nutriente limitante para los productores primarios dentro de los medios acuáticos (Horppila et al., 2017). Sin embargo, cantidades excesivas de este elemento tienen como consecuencia procesos de eutrofización en los cuerpos de agua, que se caracterizan por el incremento excesivo de algas y puede ser medida por la concentración de clorofila-a (Tay et al., 2022).

2.2.1.6. Fosfatos

El fósforo en forma inorgánica da lugar a la formación del ion fosfato, pero también este compuesto puede encontrarse en el agua como partículas en solución, en los cuerpos de las especies acuáticas, y en el agua lluvia que al ser filtrada por los suelos puede transportar cantidades considerables de fosfatos a los sistemas de agua más cercanos (Bolaños et al., 2017).

Sin embargo, la principal fuente antropogénica que origina el fosfato en el agua es el uso desmedido de detergentes que provienen de las aguas residuales industriales y domésticas. De la misma forma, las actividades agrícolas aportan grandes concentraciones de fosfatos al agua, por el empleo de fertilizantes fosfatados (Pérez et al., 2019).

El ion fosfato es considerado un nutriente importante para las algas acuáticas, puesto que su presencia les ayuda a su crecimiento y desarrollo adecuado, lo que provoca que su proliferación sea rápida, y que necesiten de mayor oxígeno para su supervivencia, transformando ecosistemas acuáticos equilibrados a ambientes con problemas de eutrofización (Pérez et al., 2019).

2.2.1.7. Sólidos Totales (ST)

Los sólidos totales (ST) constituyen todas las sustancias sólidas presentes en el agua, y se establecen por la adición entre los Sólidos Disueltos y los Sólidos Suspendidos (Ustaoglu et al., 2020). Generalmente este parámetro abarca a las sales minerales inorgánicas, nutrientes, partículas en suspensión, pero también forman parte las pequeñas partículas de compuestos orgánicos que se disgregan en el agua (Adimalla & Taloor, 2020).

Las principales fuentes antropogénicas que son las responsables de la emisión de ST en los cuerpos de agua, corresponden a las descargas y filtración de aguas residuales, actividades mineras, agricultura y el escurrimiento de aguas negras industriales (Ostad & Shayannejad, 2021).

2.2.1.8. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)

La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) es un parámetro que indica la cantidad de oxígeno disuelto solicitado por los microorganismos para realizar el proceso de oxidación de materia orgánica (Xiao et al., 2020). La mayor parte de las concentraciones de la DBO en el agua proceden de acciones antropogénicas, generalmente de desechos residuales agrícolas, domésticos e industriales, y a esto se añade los desbordamientos o rupturas accidentales de los sistemas de alcantarillado (Vigiak et al., 2019).

Una elevada concentración de DBO en las masas de agua puede conllevar a un incremento de los microorganismos aeróbicos, que demandarán una mayor cantidad de oxígeno disuelto, y a su vez éste será limitado para el ecosistema acuático, lo que provocará la muerte de peces y degradación del aspecto visual y ecológico del agua (Yi et al., 2020).

2.2.1.9. Demanda Química de Oxígeno (DQO)

La Demanda Química de Oxígeno (DQO) es una característica química, que refleja el contenido de materia orgánica e inorgánica en el agua, por lo que el grado de contaminación de un recurso hídrico, puede ser establecido mediante la medición de este parámetro (J. Li et al., 2018).

Este parámetro se puede determinar cuantificando la cantidad de oxígeno disuelto equivalente, que se necesita para la oxidación de compuestos orgánicos, proceso que se lleva a cabo por medio de procesos químicos o con la presencia de agentes oxidantes fuertes (Chen et al., 2018).

2.2.1.10. Oxígeno Disuelto

El contenido de oxígeno disuelto (OD) en las fuentes hídricas es producto del balance entre los procesos que aportan oxígeno al medio, como la fotosíntesis, y aquellos que consumen este componente, tal es el caso de los procesos de nitrificación y respiración aeróbica (Ahmed, 2017). Los parámetros que tienen influencia directa o dependen esta variable son; la temperatura, presión atmosférica, altura del agua, condiciones meteorológicas, salinidad y la cantidad de plantas acuáticas (Salmasi et al., 2021). Por medio de la cuantificación del OD se puede examinar la capacidad autodepuradora de algunas masas de agua, teniendo en

consideración que niveles bajos de este factor, es letal para las especies acuáticas (Xiao et al., 2017).

En cuanto a la disponibilidad de oxígeno disuelto en los lagos, existen cambios espacio-temporales que determinan la concentración de este componente. Según las variaciones estacionales, en los periodos de mezcla completa el oxígeno disuelto se encuentra en los niveles normales (7-8 mg/L) a lo largo de la columna de agua. Por otra parte, en la época de estratificación térmica, las zonas profundas presentan bajas cantidades de oxígeno disuelto (menor a 2 mg/L), mientras que las aguas superficiales tienen elevados valores de O₂ (Marín, 2019).

2.2.1.11. Clorofila-a

La clorofila-a es un indicador de la biomasa total generada por el grupo de fitoplancton, que incluyen las especies procariotas, como las cianobacterias y las eucariotas que abarcan a las algas. Por lo tanto, a medida que aumenta el número de especies de algas, también se incrementa la concentración de clorofila-a. De la misma forma, este parámetro se puede aprovechar como estimador de abundancia de nutrientes en los cuerpos de agua (Papenfus et al., 2020).

La presencia de esta variable influye en las características visibles de las fuentes hídricas, pues incrementa la retrodispersión de la luz, dando como resultado aguas con un aspecto deteriorado (Yadav et al., 2019). Este pigmento fotosintético ayuda a determinar la calidad y salud ecológica del agua, pues un exceso de algas puede ser un síntoma de procesos de eutrofización, y presentar peligros para los ecosistemas acuáticos (Cao et al., 2020).

2.2.2 Parámetros físicos

2.2.2.1. Temperatura

Picquart & Carrasco (2017) afirman que la temperatura es una magnitud física medible, por consiguiente, es la energía cinética de los átomos y las moléculas en movimiento, según lo descrito por el físico austriaco Ludwig Boltzmann.

Los cambios de la temperatura están relacionados con la solubilidad de las sales y los gases en el agua, así como también con otras propiedades químicas y microbiológicas. La irradiación solar es un principal factor que determina la temperatura del agua en los cuerpos lóticos, como lagos, lagunas y embalses, dando como resultado dos procesos naturales cíclicos; uno de mezcla térmica, cuando el agua tiene similar temperatura en la superficie y

el fondo, y otro de estratificación térmica, que ocurre cuando se forman capas con aguas más calientes en la superficie y más frías en el fondo (Marín, 2019).

2.2.2.2. Turbiedad

Este parámetro es el resultado de la cantidad de luz o rayos luminosos que pasan a través del agua en varias direcciones, los mismos que pueden ser remitidos y no transmitidos por los choques y las interferencias que sufren con materiales que se encuentran en suspensión (Romero Rojas, 2009). La turbiedad en el agua es consecuencia de la presencia de diversas partículas en suspensión como las arenas, limos, materia orgánica e inorgánica y microorganismos; estas sustancias pueden tener tamaños variables entre los 10 nm – 0.1 mm (Marín, 2019).

En fuentes de aguas lóxicas existe una alta turbidez a lo largo de la columna de agua durante el invierno y la primavera, por el fenómeno de mezcla de las aguas. Por otra parte, cuando existe estratificación térmica en las épocas de verano y otoño, la turbidez es baja, pero aumenta a medida que se incrementa la profundidad (Marín, 2019).

Esta propiedad se puede determinar con varios métodos, pero actualmente el más usado es el método nefelométrico, por ser uno de los más sensibles y que aporta mejores resultados, los valores obtenidos por este proceso se expresan en unidades de turbidez nefelométrica (NTU) (Romero Rojas, 2009).

2.2.2.3. Transparencia

La transparencia constituye uno de los principales indicadores de la calidad del agua, ya que ayuda a evaluar la cantidad de luz disponible para funciones fotosintéticas de los ecosistemas submarinos y lacustres (Feng et al., 2019). Esta característica física se puede cuantificar utilizando un disco Secchi, se mide la profundidad a la que ya no es visible el disco; es uno de los métodos más fáciles y económicos de monitorear el estado del agua (Liu et al., 2020).

Esta variable representa el estado de sistemas lóxicos, ya que depende de varios elementos; como la concentración de sólidos suspendidos, facultad de la luz para su extinción, inclinación de incidencia de la luz y en menor proporción de los sólidos disueltos (Marín, 2019). De la misma forma, la transparencia también tiene relación con la eutrofización, pues define la concentración de compuestos orgánicos y la biomasa de fitoplancton (Zhou et al., 2019).

2.2.3. Parámetros microbiológicos

2.2.3.1. Coliformes fecales

Son una agrupación de especies bacterianas que están presentes en la materia fecal de los animales y los seres humanos. Existen varias rutas de ingreso de estos microorganismos a los cuerpos acuáticos, como las aguas residuales domésticas, la escorrentía agrícola y las excretas de animales (Jeon et al., 2019).

La existencia de estos gérmenes en el agua indica la presencia de microorganismos patógenos, que son los principales causantes de las enfermedades entéricas (Morillo et al., 2019). Por lo tanto, su cuantificación es de mucha importancia, para disminuir los riesgos de afecciones a la salud pública (Jeon et al., 2019).

Los coliformes fecales pueden multiplicarse con facilidad cuando existen excelentes condiciones ambientales, y su reproducción puede depender de algunas variables del agua, como la temperatura, turbidez, radiación solar, concentración de nutrientes y las precipitaciones (Zhang et al., 2020).

2.3. Normativa Ambiental

Texto Unificado de la Legislación Secundaria de Medio Ambiente

El libro VI, del Anexo I del TULSMA contiene la Norma de calidad ambiental y descarga de efluentes al recurso agua, que tiene como propósito cuidar el componente agua, al mismo tiempo salvaguardar la integridad de los ecosistemas y proteger la salud humana ofreciendo un recurso que cumpla con los estándares de calidad para los distintos usos.

Los lineamientos que contiene la presente norma son:

- a) Los criterios de la calidad del agua, para los distintos usos.
- b) Los límites permisibles, disposiciones y prohibiciones para las descargas en cuerpos de agua.
- c) Los parámetros generales que se deben monitorear de las descargas a los cuerpos de agua.
- d) Procedimientos, métodos y técnicas para la determinación de los parámetros fisicoquímicos y microbiológicos que pueden afectar la calidad del agua.

Considerando la normativa ambiental, el uso del agua de la laguna Maylas al ser un cuerpo de agua dulce andino, está enfocado a la preservación de los ecosistemas acuáticos y vida silvestre, ya que está destinada a la conservación de las áreas protegidas, donde las actividades que se realicen en esta zona no deben causar degradación ni alteraciones en los hábitats naturales.

Por lo tanto, para la presente investigación se consideran; “*Tabla 2: Los criterios de calidad para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces, marinas y de estuario*”, y “*Tabla 2a: Los criterios de calidad del Amoniaco expresado como NH₃ para la preservación de la vida acuática y silvestre en aguas dulces*”, del Registro Oficial Suplemento 387 de 4 de noviembre de 2015.

Aparte de los parámetros indicados dentro de esta norma, también se tendrán en cuenta los siguientes criterios:

- a) Condición natural (Valor de fondo) más 5%, si la turbiedad natural varía entre 0 y 50 UTN.
- b) Condición natural (Valor de fondo) más 10%, si la turbiedad natural varía entre 50 y 100 UTN.
- c) Condición natural (Valor de fondo) más 20%, si la turbiedad natural es mayor que 100 UTN.
- d) Ausencia de componentes antropogénicos que produzcan cambios en color, olor y sabor del agua en el cuerpo receptor, de modo que no perjudiquen a la vida acuática y silvestre y que tampoco impidan el aprovechamiento óptimo del cuerpo receptor. (Ministerio del Ambiente, 2018)

2.4. Cuerpos lacustres

Un cuerpo lacustre es un cuerpo de agua dulce que se encuentra en una cuenca cerrada, es decir, no tiene salida al mar. Hay diferentes tipos de cuerpos lacustres; como lagos, lagunas, pantanos y marismas, pero en general todos comparten ciertas características (Wetzel, 2001).

Desde el punto de vista geológico, estos sistemas se forman por la acción de diferentes procesos, como la erosión, la subsidencia tectónica, la actividad volcánica, entre otros. Estos procesos pueden resultar en la formación de una cuenca lacustre, que puede ser rellenada posteriormente por el agua de lluvia o por fuentes subterráneas (Llames & Zagarese, 2009).

Desde una perspectiva ecológica, los ecosistemas lénticos son importantes porque albergan una gran diversidad de especies de plantas y animales, muchas de las cuales son únicas y endémicas. Además, los cuerpos lacustres actúan como sumideros de carbono y contribuyen a la regulación del clima local y regional (Carvalho et al., 2001).

Desde el criterio humano, las aguas lénticas son importantes porque brindan agua dulce para consumo humano, riego y producción de energía, entre otros usos. Además, muchos de ellos son destinos turísticos populares y contribuyen al desarrollo económico local y regional (Kalff, 2002).

Sin embargo, los cuerpos lacustres también están sujetos a diversos impactos negativos, como la contaminación, la sobrepesca, la introducción de especies invasoras, la urbanización y la expansión agrícola, entre otros. Por lo que, requieren de la implementación de medidas de conservación y gestión sostenible para garantizar su protección y uso sostenible a largo plazo (Tagliapietra et al., 2009).

2.4.1. Lagos

Un lago es un cuerpo de agua dulce en una cuenca cerrada, formado por la acción de diferentes procesos geológicos o por la construcción humana. Los lagos pueden ser grandes o pequeños, profundos o poco profundos, y pueden estar situados en una variedad de ecosistemas, desde las regiones áridas hasta las zonas montañosas (Søndergaard et al., 2020).

Los lagos pueden ser naturales o artificiales. Los que son naturales se forman a partir de diferentes procesos geológicos, como la erosión, la subsidencia tectónica, la actividad volcánica, entre otros. Estos procesos pueden resultar en la formación de una cuenca lacustre, que puede ser rellenada posteriormente por el agua de lluvia o por fuentes subterráneas. Por otro lado, los lagos artificiales, son creados por la acción humana, como la construcción de presas para la generación de energía, la creación de embalses para el riego y el almacenamiento de agua, o la creación de lagos artificiales como parte de proyectos de desarrollo urbano (Kalff, 2002).

Desde la postura ecológica, los lagos son importantes porque albergan una gran diversidad de especies de plantas y animales, muchas de las cuales son únicas y endémicas. Además, los lagos actúan como sumideros de carbono y contribuyen a la regulación del clima local y regional. Desde el punto de vista humano, los lagos son importantes porque brindan agua dulce para consumo humano, riego y producción de energía, entre otros usos. Además,

muchos de ellos son destinos turísticos populares y contribuyen al desarrollo económico local y regional (Tagliapietra et al., 2009).

2.4.2. Lagunas

Una laguna es un cuerpo de agua dulce o salada, dependiendo de su origen y la cantidad de agua dulce y salada que fluye hacia ellas, que se encuentra separado del mar o de un río por una barrera natural o artificial (Tagliapietra et al., 2009).

Las lagunas saladas tienen una concentración más alta de sales que el mar, mientras que las dulces tienen una concentración más baja. Las lagunas son ecosistemas importantes que proporcionan un hábitat para una gran variedad de vida acuática y terrestre, incluyendo peces, aves y plantas. También son una fuente importante de agua dulce para la población y pueden ser utilizadas para fines industriales, como la producción de energía hidroeléctrica y la eliminación de desechos tóxicos (Emery & Stevenson, 1957).

Las lagunas pueden formarse por varios procesos naturales, como la erosión, la sedimentación y la elevación del terreno. Algunas también son resultado de la acción humana, como las lagunas artificiales que se construyen para fines de irrigación, energía hidroeléctrica o recreación. Sin embargo, el desarrollo humano y la contaminación pueden tener un impacto negativo en la calidad del agua y el hábitat de las lagunas (Kalff, 2002).

2.4.3. Reservorios

Un reservorio es una estructura artificial construida para almacenar agua con un propósito específico, como el riego, la generación de energía hidroeléctrica, el abastecimiento de agua potable para la población o la recreación (Kalff, 2002).

Los reservorios pueden ser construidos en varios entornos, incluyendo montañas, llanuras y áreas costeras. Se cimentan mediante la construcción de una presa que impide el flujo natural del agua. La cantidad de agua que puede almacenarse en un reservorio depende de su tamaño y la capacidad de la presa. Además de su uso práctico, los reservorios también pueden ser utilizados para fines recreativos, como la pesca, el baño y la navegación (Echaniz & Vignatti, 2009).

Sin embargo, la construcción de reservorios también puede tener un impacto negativo en el medio ambiente y las comunidades locales. De la misma forma, la edificación de una presa puede alterar el flujo natural del agua y afectar la vida acuática, como peces y plantas

acuáticas. También puede haber una inundación de tierras y la desaparición de comunidades enteras debido a la creación del reservorio (Wetzel, 2001).

Por esta razón, es fundamental considerar cuidadosamente los impactos ambientales y sociales antes de construir un reservorio. Además, es importante implementar medidas para minimizar estos impactos, como la monitorización de la calidad del agua y la protección de los ecosistemas acuáticos (Escobar et al., 2005).

2.5. Eutrofización

La eutrofización es un proceso en el que los nutrientes, especialmente nitrógeno y fósforo, se acumulan en cuerpos de agua, como lagos y embalses, lo que lleva a un aumento en la producción de algas y otros organismos acuáticos. La eutrofización está generalmente asociada con las actividades del ser humano que afectan a estos ecosistemas, pero de igual forma puede encontrarse una eutrofización natural. Este proceso genera un impacto negativo en la salud y la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos, y puede afectar su capacidad para proporcionar servicios ecosistémicos importantes, como la pesca, la recreación y el agua potable (Romero Gil, 2019).

El problema se origina cuando hay un exceso de nutrientes en el agua, lo que resulta en un crecimiento abundante de plantas, en especial algas y otros organismos. Al morir, estos se descomponen y son degradados por bacterias, lo que lleva a un aumento en su población y una mayor demanda de oxígeno disuelto en el agua. Esto puede tener un impacto negativo en la calidad del agua, lo que afecta el desarrollo y la distribución de la biota acuática. Finalmente, esto puede alterar las funciones y los procesos ecológicos normales del ecosistema acuático (Vásquez Zapata et al., 2012).

La eutrofización, además, puede causar problemas en su uso para fines como el suministro de agua potable. Este proceso puede alterar las propiedades organolépticas del agua (olor y sabor), corroer el equipo hidroeléctrico y dificultar los procesos de tratamiento para obtener agua potable. De igual forma, la eutrofización también puede disminuir la cantidad de oxígeno en el agua, aumentar la acumulación de amoníaco y resuspender ciertos metales del sedimento en condiciones anóxicas. Aunque la eutrofización puede tener un origen natural a largo plazo, hoy en día se considera un problema cultural, agravado por la contribución constante de nutrientes de origen humano (Salas & Martino, 1990).

Hay muchas fuentes de nutrientes que pueden llevar a la eutrofización, incluyendo la agricultura, la industria y los desechos humanos. Por ejemplo, los fertilizantes utilizados en la

agricultura pueden filtrarse hacia los cuerpos de agua, aumentando la cantidad de nutrientes en el agua. También puede haber una entrada de nutrientes a los cuerpos de agua a través de la descarga de aguas residuales y los desechos industriales (Ting et al., 2018).

2.5.1. Evolución de la eutrofización

La eutrofización que ocurre de forma natural es un proceso que se desarrolla a lo largo de un período de tiempo prolongado, de millones de años, debido a los nutrientes que llegan al lago a través de su cuenca de drenaje. Por otro lado, la eutrofización causada por la actividad humana, conocida como eutrofización cultural, es un proceso mucho más rápido y es considerado una de las formas más graves de daño ambiental del agua en diferentes partes del mundo (gallego, 2019).

Según Moreno Franco et al. (2010), el proceso de eutrofización de un cuerpo lacustre comienza cuando los nutrientes aumentan en una masa de agua oligotrófica, lo que genera que se produzcan muchos cambios. En primer lugar, este aumento de nutrientes favorece el crecimiento y la reproducción del plancton, lo que resulta en un aumento en la turbidez del agua. La desaparición de la vegetación acuática sumergida también significa la pérdida de alimentos, hábitats y oxígeno disuelto producido por la fotosíntesis.

La pérdida de oxígeno disuelto se ve agravada porque el fitoplancton, que está compuesto de organismos fotosintéticos, como las plantas verdes. Debido a que estos organismos ocupan la superficie, el exceso de oxígeno escapa a la atmósfera. Aunque en días soleados y tranquilos se pueden observar burbujas de oxígeno que quedan atrapadas en las algas filamentosas antes de ser liberadas a la superficie. A causa de esto, la fotosíntesis del fitoplancton no provee oxígeno a las aguas más profundas excepto en ciertos momentos en la primavera y otoño (Moreno Franco et al., 2010).

Además, el fitoplancton tiene una tasa de crecimiento y reproducción muy alta, en condiciones óptimas, su masa puede duplicarse en un día. Cuando alcanza su máxima densidad poblacional, su crecimiento se estabiliza y luego comienza a declinar. El fitoplancton muerto se deposita en el fondo y forma espesos depósitos de detritos. A continuación, la acumulación de detritos lleva a una gran cantidad de descomponedores, mayormente bacterias, cuya rápida proliferación genera una nueva demanda de oxígeno disuelto, que se utiliza en la respiración (Moreno Franco et al., 2010).

Lo anterior resulta en el agotamiento del oxígeno disuelto y la consiguiente asfixia de peces y crustáceos. Sin embargo, las bacterias aerobias estrictas prosperan y aprovechan el

oxígeno disuelto cuando está disponible, manteniendo las aguas sin oxígeno disuelto mientras haya detritos para alimentarlas. Por otro lado, las bacterias anaerobias se encuentran en el fondo y producen gases como amoníaco y sulfuro de hidrógeno. Además, hay oxidación de materia orgánica y otros compuestos, lo que requiere más oxígeno disuelto (Moreno Franco et al., 2010).

2.5.2. Causas de eutrofización

El proceso de eutrofización es una forma en la que el medio ambiente es dañado, tanto por la acción humana como por factores naturales. Se caracteriza por un incremento en la cantidad de nutrientes presentes en los lagos, lo que provoca un aumento descontrolado en la cantidad de algas y plantas acuáticas en el agua (Moreta, 2008).

La eutrofización, causada por un exceso de nutrientes como fósforo y nitrógeno, es un problema ambiental muy común que afecta a múltiples ecosistemas acuáticos, incluyendo cuerpos lénticos y lóticos como lagos, ríos, estuarios y océanos costeros (Smith, 1998). Este problema ha estado creciendo durante décadas y ha sido identificado como una de las principales formas de degradación del agua en el mundo. Tanto el exceso de fósforo como el exceso de nitrógeno contribuyen a la eutrofización en el agua dulce (OCDE, 1982).

La eutrofización también es un problema creciente del mundo desarrollado. En la mayoría de los cuerpos acuáticos, el nitrógeno es el elemento que más limita la producción primaria y es el más responsable de la eutrofización. Sin embargo, es importante tener en cuenta que el fósforo también es un elemento esencial que contribuye a la eutrofización, en algunos ecosistemas es el factor dominante en el control de la producción primaria (Carpenter et al., 1998).

2.5.3. Efectos de la eutrofización

La eutrofización de las aguas superficiales, producida por una carga excesiva de fósforo y nitrógeno, desorganiza el normal funcionamiento de los ecosistemas acuáticos impidiendo que brinden los servicios que la sociedad necesita (Quirós, 2000). La eutrofización puede manifestarse en diferentes formas en el ecosistema, tanto en los elementos biológicos como en los no vivos (Thompson et al., 2002).

La eutrofización tiene un impacto significativo en el medio ambiente, incluyendo un aumento en las partículas en el agua debido al crecimiento excesivo de las macroalgas, disminución en la transparencia del agua y aumento en las precipitaciones. Esto resulta en la destrucción del hábitat acuático debido a la sombra causada por la vegetación sumergida. Además, hay

otros efectos negativos, como la falta de oxígeno en el fondo del cuerpo de agua, la emisión de CO₂ debido a la descomposición de materia orgánica intensa que contribuye a la acidificación del agua y alteraciones en los procesos biogeoquímicos, como la anoxia en los sedimentos, acumulación de sulfuro de hidrógeno perjudicial y alteraciones en el ciclo de nutrientes (Dorgham, 2014).

Los efectos más prominentes de la eutrofización en lagos incluyen un aumento en la masa de fitoplancton, en la que las cianobacterias suelen ser las más abundantes, una disminución en la claridad del agua y una distinción clara entre las capas superficiales con un alto contenido de oxígeno y el hipolimnion sin oxígeno. La hipoxia en el hipolimnion resulta en una liberación de fósforo por parte del sedimento, lo que a su vez exacerba la eutrofización en el sistema (Vinçon-Leite & Casenave, 2019).

Es importante tomar medidas para prevenir y controlar la eutrofización en los cuerpos lacustres, ya que puede tener graves consecuencias para la calidad del agua y la salud de los ecosistemas acuáticos. Esto incluye la implementación de prácticas agrícolas y de manejo de residuos sólidos más sostenibles, así como la reducción de la cantidad de nutrientes que se descargan en los cuerpos de agua (Dorgham, 2014).

2.6. Estado trófico de un sistema acuático

El estado trófico de un cuerpo lacustre se refiere a la cantidad de nutrientes y materia orgánica disponible en el agua, que a su vez influye en la producción primaria y la biodiversidad del ecosistema (García & Miranda, 2018). El estado trófico de un cuerpo lagunar es un factor significativo de la calidad y la utilidad potencial de su agua, el cual se puede evaluar mediante diversas medidas como son: la cantidad de nitrógeno, la cantidad de fósforo, la cantidad de clorofila-a y la turbidez (Olvera Viascán, 1992).

Los cuerpos de agua se clasifican en diferentes estados tróficos dependiendo de su productividad y del equilibrio entre la entrada y la salida de nutrientes (Quintana-Sotomayor et al., 2012).

Los estados tróficos incluyen:

- **Oligotrófico:** Un cuerpo de agua oligotrófico es aquel que tiene una baja concentración de nutrientes y una baja producción primaria. Estos cuerpos de agua suelen tener agua clara, con un valor relativamente alto de los servicios ecosistémicos, y son comúnmente encontrados en regiones montañosas y en las regiones árticas (Carpenter et al., 1999).

- **Mesotrófico:** Un cuerpo de agua mesotrófico tiene una concentración moderada de nutrientes y una producción primaria moderada. Estos cuerpos de agua pueden ser encontrados en regiones templadas y tropicales (Moreno Franco et al., 2010).
- **Eutrófico:** Un cuerpo de agua eutrófico tiene una alta concentración de nutrientes y una alta producción primaria. Estos cuerpos de agua suelen tener una apariencia verde y turbia debido al crecimiento excesivo de algas y otras formas de vida acuática (Moreno Franco et al., 2010).
- **Hipereutrófico:** Un cuerpo de agua hipereutrófico es aquel que tiene una concentración extremadamente alta de nutrientes y una producción primaria muy alta. Estos cuerpos de agua son comúnmente encontrados cerca de fuentes de contaminación humana y pueden tener graves consecuencias ambientales y para la salud humana (Vollenweider et al., 1998).

Además de la concentración de nutrientes y la producción primaria, el estado trófico de un ecosistema lacustre también se puede evaluar en función de la estructura de la comunidad biológica y de la presencia de compuestos tóxicos en el agua. Por ejemplo, un cuerpo de agua oligotrófico suele tener una comunidad biológica limitada, compuesta principalmente por organismos con requerimientos bajos de nutrientes, como peces y crustáceos. Por otro lado, un cuerpo de agua eutrófico suele tener una comunidad biológica muy diversa, con una gran cantidad de algas y plantas acuáticas, lo que a su vez puede atraer a una amplia variedad de animales acuáticos (Vásquez Zapata et al., 2012).

La presencia de compuestos tóxicos en el agua también puede influir en el estado trófico de un cuerpo lacustre. Por ejemplo, la contaminación por metales pesados y otros contaminantes tóxicos puede dañar la salud de los organismos acuáticos y alterar la estructura de la comunidad biológica (Martin, 2004).

El cambio de los procesos tróficos de un sistema lacustre puede tener graves consecuencias para los ecosistemas que dependen de él. Por ejemplo, la eutrofización puede conducir a la formación de cúmulos de algas tóxicas y la degradación del hábitat acuático, lo que puede tener un impacto negativo en la biodiversidad y en la calidad del agua para el uso humano (López Martínez & Madroñero Palacios, 2015).

Es importante monitorear y mantener la eutrofización de los cuerpos lóticos para garantizar su salud y proteger los ecosistemas que dependen de ellos. La prevención de la eutrofización y la restauración de los cuerpos lacustres oligotróficos y mesotróficos pueden ayudar a

garantizar la conservación de la biodiversidad y la calidad del agua para el uso humano y para el medio ambiente (Orquera & Cabrera, 2020).

Por esta razón, es importante tener un control de los factores que contribuyen a la eutrofización, como la contaminación humana y la degradación de los suelos. Las medidas de conservación y restauración de los cuerpos lacustres, como la reducción de la contaminación y la restauración de las cuencas hidrográficas, pueden ayudar a preservar la salud y la biodiversidad de estos ecosistemas valiosos (Tseng et al., 2007).

2.7. Índices de estado trófico

Se emplea para determinar el estado trófico de lagos, lagunas y embalses para obtener un dato relativo con otros sistemas, se emplean índices del estado trófico calculados en base a diferentes indicadores (López Martínez & Madroñero Palacios, 2015). Un tipo de valoración de estos procesos tróficos se centra en comparar los datos obtenidos experimentalmente con unos valores fijos formulados para cada rango. Existen varios índices de eutrofización que se utilizan para evaluar la eutrofización de un cuerpo lacustre. Estos índices se basan en la concentración de nutrientes en el agua, la producción primaria y la estructura de la comunidad biológica (Soncco & Álvarez, 2020).

Los índices son útiles para evaluar la evolución de la eutrofización de sistemas de agua y monitorear su estado a lo largo del tiempo. Sin embargo, es importante tener en cuenta que cada índice tiene sus limitaciones y que la evaluación del estado trófico de un cuerpo lacustre debe realizarse utilizando una combinación de métodos para obtener una visión completa y precisa (Word, 1990).

2.7.1. Índice OCDE

El Índice de Estado Trófico (TSI, por sus siglas en inglés) de la OCDE (Organización para la Cooperación y Desarrollo Económico) es un indicador que mide la calidad y la salud de los ecosistemas acuáticos. Esta clasificación proporciona un esquema cuantitativo probabilístico para las diferentes categorías de estado trófico a partir del análisis de nutrientes (concentración de fósforo), de la capacidad de generar biomasa (clorofila "a") y de la disponibilidad de espectro fotosintético en la vertical de la columna de agua (transparencia de la columna de agua) (López Martínez & Madroñero Palacios, 2015).

El TSI de la OCDE va desde un valor de 0 a 100, donde un valor cercano a 100 indica un ecosistema saludable y un valor cercano a 0 indica un ecosistema altamente degradado. La OCDE utiliza el TSI como una forma de evaluar la calidad ambiental de los ecosistemas

acuáticos y para monitorear las tendencias a largo plazo en la salud de los ecosistemas (Ludovisi, 2006).

El TSI es un indicador importante porque los ecosistemas acuáticos juegan un papel clave en el mantenimiento de la biodiversidad, la regulación del clima y la provisión de servicios ecosistémicos esenciales para la sociedad. Además, los ecosistemas acuáticos también son importantes para la pesca y otros usos económicos (Salas & Martino, 1990).

En la Tabla 1 se presenta la categorización del índice OCDE, para determinar el estado trófico en función de los parámetros requeridos.

Tabla 1. Categorías tróficas según la OCDE.

Categoría Trófica	Transparencia (m)	Fósforo ($\mu\text{g/L}$)	Clorofila-a ($\mu\text{g/L}$)
Ultraoligotrófico	> 6	< 4	<1
Oligotrófico	6 - 3	4 - 10	1 - 2.5
Mesotrófico	3 – 1.5	10 - 35	2.5 - 7.9
Eutrófico	1.5 – 0.7	35 - 100	8 - 25
Hipertrófico	< 0.7	> 100	>25

Fuente: (OCDE, 1982).

2.7.2. Índice de Carlson

El modelo de Carlson de 1977 es uno de los primeros índices diseñados para sistemas lacustres y emplea el Disco de Secchi para determinar la transparencia del agua a través de la columna de agua, usa también la concentración de fósforo total, así como cuantificar la biomasa mediante la medida de clorofila del tipo “a”, de esta forma obtiene el Índice de Estado Trófico (IET) (Orquera & Cabrera, 2020).

El Índice de Estado Trófico de Carlson es una herramienta comúnmente utilizada para evaluar la calidad de los ecosistemas acuáticos. Este índice se basa en la cantidad de materia orgánica presente en un cuerpo de agua y se utiliza para indicar el grado de eutrofización, es decir, el exceso de nutrientes que pueden causar un crecimiento desmedido de algas y una disminución de la calidad del agua. El Índice de Estado Trófico de Carlson va desde 0 a 100, donde un valor cercano a 0 indica una baja concentración de nutrientes y una alta calidad del agua, mientras que un valor cercano a 100 indica una alta concentración de nutrientes y una baja calidad del agua (Tao, 2020).

Este índice es útil porque permite comparar la calidad del agua de diferentes cuerpos de agua y monitorear las tendencias a largo plazo en la calidad del agua. Además, el Índice de Estado Trófico de Carlson también se utiliza como un indicador de la efectividad de las medidas de gestión y control de la contaminación en los ecosistemas acuáticos (Carlson, 1977).

En la Tabla 2 muestra los rangos específicos según Carlson (1977), para clasificar el estado de un cuerpo lagunar en función de los parámetros requeridos.

Tabla 2. Categorías tróficas según Carlson.

Estado	Transparencia (m)	Fósforo Total ($\mu\text{g/L}$)	Clorofila a ($\mu\text{g/L}$)
Oligotrófico (IET < 30)	> 8	< 6	< 0.95
Mesotrófico (30 < IET < 50)	8 – 2	6 - 24	0.95 – 7.3
Eutrófico (50 < IET < 70)	2 – 0.5	24 - 96	7.3 – 56
Hipertrófico (IET > 70)	< 0.5	> 96	> 56

Fuente: (Carlson, 1977).

2.7.3. Índice de TRIX

El Índice de Estado Trófico TRIX (Trophic State Index) es una herramienta utilizada para evaluar la calidad de los ecosistemas acuáticos. Se basa en la relación entre la concentración de clorofila (un pigmento presente en las algas) y la concentración de nutrientes (nitrógeno y fósforo) en un cuerpo de agua (Vollenweider et al., 1998).

El índice de TRIX está claramente relacionado con la productividad y con los nutrientes de un cuerpo lacustre. Tiene como parámetros la clorofila-a, el oxígeno disuelto, nitrógeno total y fósforo orgánico disuelto. De forma que los niveles representan una variedad de situaciones tróficas con una resolución muy fina. Valores cercanos a 10 indican una fuerte eutrofización, mientras que, cuando los valores del índice se aproximan a 0, indican aguas con bajo impacto antropogénico (Escobedo Urías, 2010).

El Índice de Estado Trófico TRIX es útil porque permite evaluar de manera simple y rápida la calidad de los ecosistemas acuáticos y monitorear las tendencias a largo plazo en la salud de los ecosistemas. Además, el Índice de Estado Trófico TRIX se utiliza como un indicador de la efectividad de las medidas de gestión y control de la contaminación en los ecosistemas acuáticos (Vollenweider et al., 1998). En la Tabla 3 se presenta la categorización trófica del índice trófico TRIX.

Tabla 3. Categorías tróficas según el índice trófico TRIX.

ESTADO	ÍNDICE
Oligotrófico	0 – 2.5
Mesotrófico	2.6 - 5
Eutrófico	5.1 – 7.5
Hipertrófico	7.6 - 10

Fuente: (Vollenweider et al., 1998)

2.7.4. Índice de Huella Trófica (TFI)

El Índice de Huella Trófica (TFI, por sus siglas en inglés) es una medida que refleja el impacto humano sobre los ecosistemas acuáticos. Se utiliza un método de análisis de tendencias para juzgar la influencia de las condiciones de fondo cambiantes en la relación entre las variables de estado en el lago. También utiliza datos segmentados para construir una relación de respuesta entre el índice de respuesta (como Chl a) y el índice de causa principal (como TN, TP). Se encuentra basado en el índice de estado nutricional modificado (TSlm) propuesto por el investigador japonés Shohiro Sugasaki, el TFI utiliza el parámetro de la clorofila-a (Chen et al., 2021).

Un TFI alto indica una mayor presión humana sobre los ecosistemas acuáticos y terrestres, mientras que un TFI bajo indica una menor presión humana. También puede ser utilizado para tomar decisiones sobre la gestión de los recursos naturales y para desarrollar políticas ambientales sostenibles (Chen et al., 2021). En la Tabla 4 se muestra la categoría de estado según el TFI.

Además, es importante destacar que el TFI es un indicador relativo y puede variar según la metodología y los datos utilizados para su cálculo. Por lo tanto, es importante utilizar el TFI con precaución y considerar sus limitaciones al interpretar los resultados (Chen et al., 2021).

Tabla 4. Categorías tróficas según el índice de la huella del estado trófico.

ESTADO		ÍNDICE
<i>Oligotrófico</i>		$0 \leq TFI \leq 30$
<i>Mesotrófico</i>		$30 < TFI \leq 50$
<i>Eutrófico</i>	<i>Eutrofización ligera</i>	$50 < TFI \leq 60$
	<i>Eutrofización media</i>	$60 < TFI \leq 70$
	<i>Eutrofización alta</i>	$70 < TFI \leq 100$

Fuente: (Chen et al., 2021).

2.8. Índice de calidad de agua (ICA)

Un índice de calidad de agua (ICA) o WQI (por sus siglas en inglés) es una medida numérica que refleja la salud y la pureza de un cuerpo de agua (Uddin et al., 2021). Este índice se basa en la evaluación de varios parámetros ambientales y físicos, como la temperatura, la conductividad, la concentración de oxígeno disuelto, la cantidad de materia orgánica y la presencia de contaminantes, entre otros (Boyacioglu, 2007).

El proceso de calcular un índice de calidad de agua generalmente involucra la asignación de puntos a los diferentes parámetros, con un mayor peso dado a aquellos que tienen un impacto más significativo en la calidad ambiental y la salud humana. La suma de estos puntos se utiliza para determinar el índice total, que se puede clasificar en una escala de calidad, desde "muy bueno" hasta "muy malo" (Brown et al., 1970).

Es importante destacar que los índices de calidad de agua son herramientas útiles, pero no deben ser la única forma de evaluar la calidad ambiental del agua. También es importante considerar otros factores, como la presencia de microorganismos patógenos y la toxicidad de los contaminantes, que no siempre se reflejan en los índices de calidad de agua. Por lo tanto, es fundamental combinar los índices de calidad de agua con otras evaluaciones y análisis para obtener una visión completa y precisa de la salud de un cuerpo de agua (Uddin et al., 2021)

2.8.1. ICA-NSF

La NSF (National Sanitation Foundation) es una organización sin fines de lucro que se dedica a la evaluación y certificación de productos y sistemas relacionados con la salud y la seguridad del agua. El índice de calidad de agua NSF desarrollado por esta organización se utiliza para clasificar la calidad del agua en diferentes niveles y determinar si cumple con los estándares de calidad aceptables para su consumo humano (Brown et al., 1970).

El índice de calidad de agua NSF se basa en los estándares de calidad del agua establecidos por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA) y otros organismos reguladores. Los productos que cumplen con los estándares del NSF reciben una certificación NSF, lo que indica que han sido probados y se han verificado para cumplir con los estándares de calidad del agua. El método se basa en nueve parámetros de calidad del agua: temperatura, pH, turbidez, coliformes fecales, oxígeno disuelto oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, fosfatos totales nitratos y sólidos totales (Tyagi et al., 2020).

El índice de calidad de agua NSF se utiliza para evaluar una amplia variedad de productos, incluyendo filtros de agua, sistemas de tratamiento de agua, sistemas de potabilización de agua, equipos de filtración, y otros productos relacionados con la calidad del agua. La certificación NSF puede ser un factor importante a la hora de elegir productos relacionados con la calidad del agua, ya que garantiza que cumplen con los estándares de calidad aceptables para el consumo humano (Kumar & Alappat, 2009).

En la Tabla 5 se presenta el rango de clasificación del ICA-NSF, para determinar la calidad del agua.

Tabla 5. 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: (Ewaid, 2017)

2.8.2. Índice de Oregón

El Índice de Calidad del Agua de Oregón (OWQI) es un indicador de la calidad del agua en ríos, lagos y acuíferos subterráneos en el estado de Oregón, Estados Unidos. Se utiliza para evaluar la salud de los ecosistemas acuáticos y para tomar decisiones sobre la gestión del agua y la conservación de la biodiversidad (Lumb et al., 2011).

El OWQI se basa en 8 parámetros que reflejan diferentes aspectos de la calidad del agua, incluyendo temperatura, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), pH, sólidos totales (ST), nitrógeno total (Amonio y nitratos), fósforo total y coliformes fecales. Cada

uno de estos indicadores se califica en una escala numérica y se combinan para producir una puntuación global del OWQI para cada cuerpo de agua (Tyagi et al., 2020).

El OWQI es una herramienta útil para monitorear la calidad del agua a lo largo del tiempo y detectar cambios o tendencias en la salud de los ecosistemas acuáticos. También es útil para identificar áreas problemáticas y para guiar la toma de decisiones en la gestión del agua y la conservación de la biodiversidad (Tyagi et al., 2020).

Sin embargo, es importante destacar que el OWQI no proporciona información detallada sobre las causas subyacentes de la calidad del agua, y puede ser necesario realizar más investigaciones para comprender completamente los problemas ambientales y tomar medidas adecuadas para abordarlos (Cude, 2001).

En general, el OWQI es una herramienta valiosa para monitorear y evaluar la calidad del agua en Oregon, pero debe ser utilizada en conjunto con otras herramientas y datos para obtener una comprensión completa de los ecosistemas acuáticos y tomar decisiones informadas sobre su gestión y conservación (Tyagi et al., 2020). En la Tabla 6 se presenta el rango de clasificación de OWQI.

Tabla 6. Rangos de clasificación de OWQI.

CALIDAD	ÍNDICE DE CALIDAD
Muy pobre	10 – 59
Pobre	60 – 79
Media	80 – 84
Buena	85 – 89
Excelente	90 – 100

Fuente: (Tyagi et al., 2020)

2.9. Estado del arte

2.9.1. Aplicación de Índices de Estado trófico

El estudio realizado por (Maroneze et al., 2014), denominado “Nutrient concentrations and trophic state of three Andean lakes from Junín, Perú” tiene por objetivo evaluar el estado trófico actual y de nutrientes de tres lagos utilizados para la cría de la trucha arco iris durante la época lluviosa (Marzo-Abril) y seca (Junio-Julio) 2018 en diferentes condiciones hidrológicas, en los lagos Pomacocha (4310 msnm), Tranca Grane (4351 msnm) y Tipicocha (4333 msnm). Para ello emplea el índice de estado trófico (IET) propuesto por Carlson, teniendo como resultado: El Índice de Estado Trófico de fósforo total (IET PT) clasificó a los

tres lagos en ambas épocas como mesotróficos ($30 < IET < 60$). Mientras que el Índice de Estado Trófico de clorofila-a (IET Chl a) clasificó a Pomachoca y Tipicocha como eutrófico ($60 < IET < 90$) en ambas épocas mientras que el mismo índice clasificó a Tranca Grande en ambas épocas.

Rascón et al. (2021) en su estudio “Variaciones limnológicas espaciotemporales de un lago altoandino tropical al norte de Perú”, llevado a cabo en el Lago Pomacochas, aplicaron los índices Azaque de estado trófico de Carlson (IETC), modificado de Aizaki et al. (IETA), modificado de Toledo et al. (IETT) y de Vollenweider et al. (TRIX). En 15 estaciones de muestreo se analizaron las variables limnológicas transparencia, clorofila ‘a’, temperatura, pH, conductividad, saturación de oxígeno, turbidez, nitratos, nitritos, amonio y fósforo reactivo soluble. Teniendo de esta forma los siguientes resultados. Los índices IETC e IETA permitieron caracterizar al lago como α -mesotrófico a β -eutrófico, mientras que el IETT como α -mesotrófico a α -eutrófico. El TRIX indicó que el sistema presenta una mala calidad del agua, altamente productiva, y un nivel trófico muy alto. Los resultados obtenidos revelan que el IETA describió mejor el estado trófico del lago, mientras que el IETC fue el que peor lo hizo. Todos estos resultados fueron estadísticamente significativos ($P < 0.05$). Los índices tróficos evidencian que el lago Pomacochas presenta una fuerte tendencia hacia la eutrofia debido a las actividades agropecuarias.

2.9.2. Aplicación de Índices de Calidad de Agua

El estudio denominado “Aplicación del Índice de calidad del agua (WQI-NSF) en lagunas metropolitanas y rurales”, realizó la determinación del Índice de Calidad del Agua de la Fundación Nacional de Sanidad (WQI-NSF) mediante mediciones en seis lagunas en la zona metropolitana de Villahermosa (ZM) y rural (ZR) aledaña durante flujo bajo y alto, en la planicie del Río Grijalva, México. El objetivo fue estimar si la calidad del agua en las lagunas es apropiada para la salud pública. En la ZM, las dos lagunas registraron calidad media del agua en ambas condiciones de flujo (valores de 59-67). En la ZR, la calidad del agua en las cuatro lagunas varió de buena a mala (valores de 44 a 78), y mantuvieron mejor calidad del agua durante el flujo alto que en el bajo (Salcedo et al., 2018).

Kumari & Sharma (2019), en su estudio “Assessment of water quality index and multivariate analysis of high altitude sacred Lake Prashar, Himachal Pradesh, India”, llevado a cabo en el Lago Sagrado Prashar del Distrito de Mandi, Estado de Himachal Pradesh, tiene como objetivo analizar en qué medida el agua del lago Prashar es apta para el consumo humano y averiguar los factores que degradan su calidad durante noviembre 2015 – octubre 2016. El ICA obtenido, osciló entre 23 y 50 en diferentes estaciones

(invierno>primavera>otoño>verano>monzón). Para ello emplean el método del índice aritmético ponderado (weighted arithmetic index method). Los estándares en el cálculo del índice de calidad de agua usados son de Bureau of Indian Standards (BIS) y de World Health Organization (WHO). Se analizaron 16 parámetros: temperatura del agua, conductividad eléctrica, turbidez, sólidos disueltos totales, pH, oxígeno disuelto, DBO, alcalinidad, dureza, cloruros, nitratos, fosfatos, calcio, magnesio, sodio y potasio. El ICA obtenido, osciló entre 23 y 50 en diferentes estaciones (invierno>primavera>otoño>verano>monzón). El análisis de similitud por conglomerados indicó que la intensidad de la relación entre las estaciones fue del 77-100% durante el periodo de estudio. El PCA (análisis de componentes principales) identificó que la temperatura del agua, la conductividad, la turbidez, la DBO, el TDS, la dureza, el calcio, el fosfato, el sodio y el potasio eran los principales parámetros que reducían la calidad del agua durante las estaciones de verano y monzón.

El estudio denominado "Pollution evaluation in streams using water quality indices: A case study from Turkey's Sapanca Lake Basin", llevado a cabo por Akkoyunlu & Akiner (2012), tiene como objetivo principal examinar la situación actual de contaminación de los arroyos que son afluentes de la cuenca del lago Sapanca. Y también busca comparar los tres principales índices internacionales de calidad del agua utilizando datos nacionales. Además de desarrollar un índice de calidad del agua modificado que incorpora el impacto de la temperatura, el pH, la conductividad eléctrica, el oxígeno disuelto, el total de sólidos disueltos, el total de sólidos en suspensión, el calcio (Ca), el magnesio (Mg), el cloruro (Cl), el sulfato (SO_4), el ortofosfato-fósforo ($\text{o-PO}_4\text{-P}$), el nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$), el nitrito ($\text{NO}_2\text{-N}$), la demanda biológica de oxígeno de 5 días (DBO_5) y la formación de demanda química de oxígeno (DQO). Aplicando los índices Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Index (CCME – WQI), Oregon Water Quality Index (OWQI) y National Sanitation Foundation Water Quality Index (NSF–WQI). Teniendo como resultado que para el índice NSF-WQI la mitad de las vertientes poseen una calidad media (52-70) y la otra mitad una calidad buena (74-78). Por otra parte, para el índice OWQI, 5 de las 8 vertientes poseen una calidad muy pobre (13-26) y los 3 restantes una calidad pobre (60).

3. Capítulo III: Metodología

3.1. Descripción del ambiente de influencia

3.1.1. Ubicación y extensión del área de estudio

La laguna de Maylas está localizada en la comunidad de Palmas correspondiente al Área de Bosque y Vegetación Protectora Collay, específicamente en el kilómetro 20 de la vía Gualaceo - Limón y forma parte de la parroquia Luis Cordero Vega, cantón Gualaceo, provincia del Azuay como se puede visualizar en la Figura 1. El Plan de Ordenamiento Territorial del cantón Gualaceo de la Administración 2019 - 2023, define a este cuerpo lacustre como un paisaje andino de origen glacial que tiene un área aproximada de 35 000 m² y se ubica en las coordenadas UTM Zona 17S; 9669978.76 norte, 758573.60 este, a una altura de 3314 m.s.n.m.

El efluente de la laguna alimenta al río Maylas, que a su vez desemboca en la microcuenca del río San Francisco, cuenca del río Santa Bárbara. El centro poblado más cercano es la comunidad de Palmas, sin embargo, no existen asentamientos humanos alrededor de la laguna.

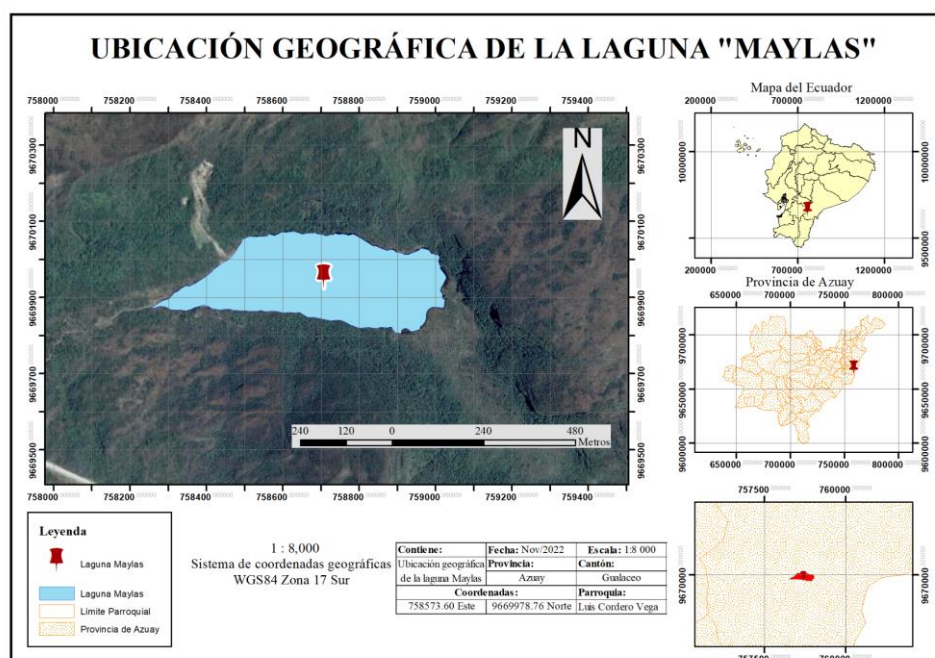


Figura 1. Ubicación Geográfica de la laguna Maylas.

Fuente: Autores.

3.1.2. Aspectos Ambientales

3.1.2.1. Clima

3.1.2.1.1. Temperatura

Según El Plan de Ordenamiento Territorial del cantón Gualaceo de la Administración 2019 - 2023, la laguna de Maylas está localizada en un piso zoogeográfico Altoandino, por lo que presenta un clima frío de páramo, con una temperatura media anual que oscila entre los 9 y 11 °C.

3.1.2.1.2. Precipitación

En la laguna Maylas las lluvias son muy irregulares con una nubosidad frecuente y abundante, especialmente en las épocas de invierno. La precipitación media anual está en intervalos de 600 a 1800 mm y la humedad media está entre 60 y 85%.

3.1.2.2. Biología

3.1.2.2.1. Flora

La flora está compuesta gran cantidad de especies endémicas ribereñas tales como; árbol de papel (*Cochlospermum tetraporum*), aguarongos (*Puya hamata*), helecho culantrillo (*Adiantum capillus*), llashipa (*Pteridium arachnoideum*), warmi shadán (*Baccharis emarginata*), Chimblas (*Vaccinium floribundum*), Maywa (*Odontoglossum aff*), Ugsha (*Calamagrostis intermedia*), clavel del aire (*Tillandsia sp.*). Así también, la laguna de Maylas posee especies como hierbas acuáticas y semi-acuáticas; como los berros acuáticos (*Ranunculus flagelliformis*), espigas de agua (*Potamogeton paramoanus*) y la vinagrilla (*Myriophyllum quitense*) (GAD Gualaceo, 2021).

3.1.2.2.2. Fauna

La laguna de Maylas posee una alta variedad de fauna nativa y endémica, algunas especies características de mamíferos de esta zona son; venado de cola blanca (*Odocoileus peruvianus*), tapir de montaña (*Tapirus pinchaque*), oso andino (*Tremarctos ornatus*), puma de montaña (*Puma concolor*), zorro andino (*Lycalopex culpaeus*), Puercoespín Andino (*Coendou quichua*), lobo de páramo (*Pseudalopex culpaeus*) entre otros. Entre las aves están el picaflor azulado (*Diglossopsis caerulescens*), pava andina (*Penelope montagnii*), golondrina azul y blanca (*Pygochelidon cyanoleuca*), gorrión (*Zonotrichia capensis*), tórtola (*Zenaida auriculata*) que generalmente son los más conocidos. Finalmente, con respecto a los peces tenemos a la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*) que es una especie introducida (GAD Gualaceo, 2021).

3.1.3. Aspectos Socioeconómicos

3.1.3.1. Demografía

Según el Plan de Ordenamiento Territorial 2019 - 2023, la parroquia de Luis Cordero Vega tiene una población aproximada de 2236 habitantes, los mismos que reparten en 12 comunidades que se detallan en la siguiente Tabla 7.

Tabla 7. Población de las comunidades.

Comunidad	Población
Cancay	82
Capzha	525
Chaguarloma	246
Laguán (Centro parroquial)	173
Palmas	627
Pizgaray	19
Rosaloma	101
San Franciso Alto	73
San Franciso Bajo	186
San Jacinto	117
San Cruz	40
Uchucay	47

Fuente: (GAD Gualaceo, 2021)

3.1.3.2. Uso de suelo

En base a la cartografía sobre la cobertura y el uso del suelo, realizada por el Instituto Geográfico Militar (IGM) en conjunto con el Ministerio del Ambiente, Agua y Transición Ecológica (MAATE); Sistema Nacional de Información (SNI) y el Ministerio de Agricultura, Ganadería, Acuacultura y Pesca (MAGAP); el área de estudio se encuentra conformada por los siguientes usos de Tierra:

- La primera categoría es el bosque nativo, que corresponde a la comunidad vegetal que está dominado por árboles de distintas especies nativas, edades y altitudes variadas. Este uso de suelo cubre casi la totalidad del área alrededor de la laguna, con una extensión aproximada de 60346.09 m^2 .
- La siguiente categoría es el páramo, definido como la vegetación que se localiza sobre el límite superior del bosque, en los pisos montano alto superior y subnival. Esta clase

está presente al este de la laguna, específicamente alrededor del río Maylas que desemboca de la misma, y cubre una superficie aproximada de 48961.80 m^2 .

- La tercera categoría corresponde a una parcela de vegetación arbustiva, que comprende especies leñosas nativas no arbóreas incluyendo áreas degradadas en transición. Este terreno está ubicado al oeste del humedal con un área aproximada de 12398.91 m^2 .
- La cuarta categoría se clasifica como un cuerpo de agua natural, que compete a la laguna Maylas con un área aproximada de $35\ 000 \text{ m}^2$.

3.2. Muestreo y análisis de la calidad del agua de la laguna Maylas

3.2.1. Determinación de puntos de muestreo

La selección de los puntos para el muestreo en la laguna se realizó tomando en consideración la siguiente literatura; La NTE INEN 2179:2013 *Agua. Calidad del agua. Muestreo. Técnicas de muestreo* y la “Guía de monitoreo participativo de la calidad de agua” publicada por la UICN (2018). Estos escritos toman en cuenta los siguientes criterios para la ubicación de los puntos de estudio.

3.2.1.1. Accesibilidad

Los puntos de monitoreo fueron seleccionados según la facilidad de acceso a la laguna, tanto para la toma de muestras como para el ingreso del equipo necesario para el muestreo. Estos puntos se encontraban a una distancia prudente de las orillas con el objetivo de evitar los roces con material geológico, que pudieran causar daños al material o al personal del monitoreo.

Previo a la selección de sitios de muestreo, se realizaron visitas técnicas al área de estudio para definir cuál sería la zona de mejor accesibilidad para realizar el monitoreo. Logrando así determinar dos zonas fundamentales en la laguna; la primera corresponde a una zona de acceso adecuada y segura, que permite el ingreso de los turistas y los pescadores. Por otra parte, existe una zona inasequible para todo público, puesto que únicamente es destinada a actividades de senderismo extremo, debido a la presencia de bosque nativo exuberante y una gran cantidad de humedales, que impide el traslado e ingreso de medios de transporte acuáticos, como botes inflables (GAD Parroquial Luis Cordero Vega, 2015).

Tomando en cuenta todas las consideraciones mencionadas, se demarcaron dos zonas principales de la laguna; la de color verde representa la zona apropiada para el ingreso del equipo de investigación y la roja es la zona inasequible, sin embargo, cabe recalcar que el

muestreo se llevó a cabo en toda la laguna. Para ilustrar lo enunciado, se realizó un mapa interactivo utilizando el software ArcGIS donde se pueden observar los resultados en la Figura 2.

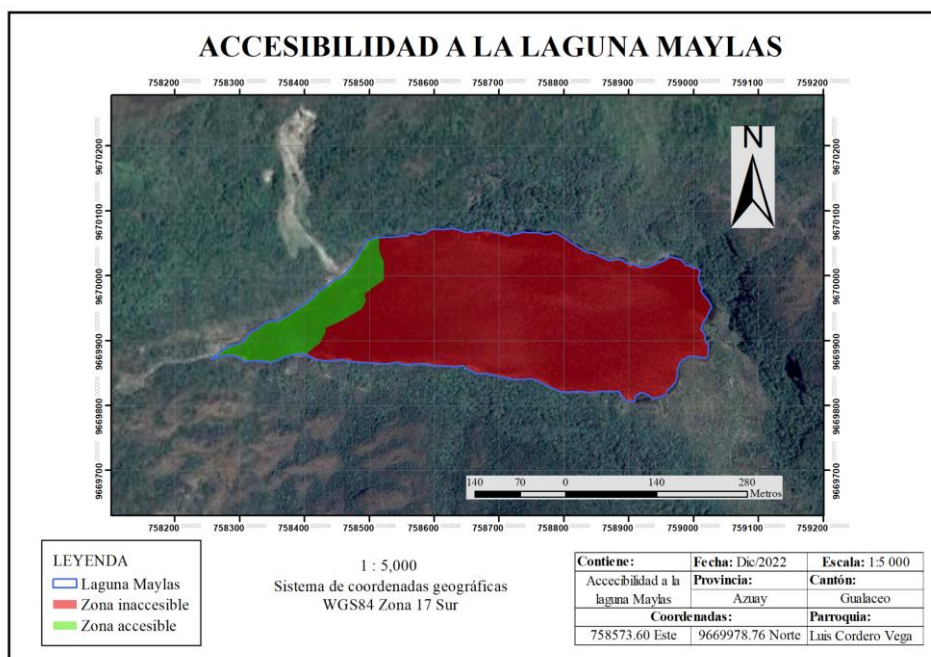


Figura 2. Ubicación Geográfica de la laguna Maylas.

Fuente: Autores.

3.2.1.2. Representatividad y Seguridad

Para la evaluación de la laguna, se fijaron 6 puntos de muestreo que cubren la extensión del área de estudio y al mismo tiempo que sean representativos para la investigación. Por lo tanto, para la selección de los sitios de monitoreo, se tomaron en consideración los efluentes de entrada y salida, el centro de la laguna, zonas con gran cantidad de plantas acuáticas, áreas de erosión y sectores donde se realizan actividades antrópicas.

De la misma manera, se examinó que la ubicación de los puntos seleccionados permita un nivel de seguridad adecuado, en cuanto al ingreso y transporte del equipamiento para la toma de muestras, así como del personal encargado, para prevenir accidentes.

En la Tabla 8 se detallan los puntos de muestreo, con sus respectivos códigos de identificación y coordenadas geográficas.

Tabla 8. Puntos de muestreo.

Punto de muestreo	Código	X	Y
Punto 1	ML01	758711.47	9669957.22
Punto 2	ML02	758990.65	9669980.90
Punto 3	ML03	758983.65	9669919.14
Punto 4	ML04	758494.12	9669989.37
Punto 5	ML05	758616.77	9669877.19
Punto 6	ML06	758347.09	9669893.46

Fuente: Autores.

En la Figura 3 se puede observar gráficamente la ubicación y distribución de los 6 puntos de muestreo en la laguna Maylas.

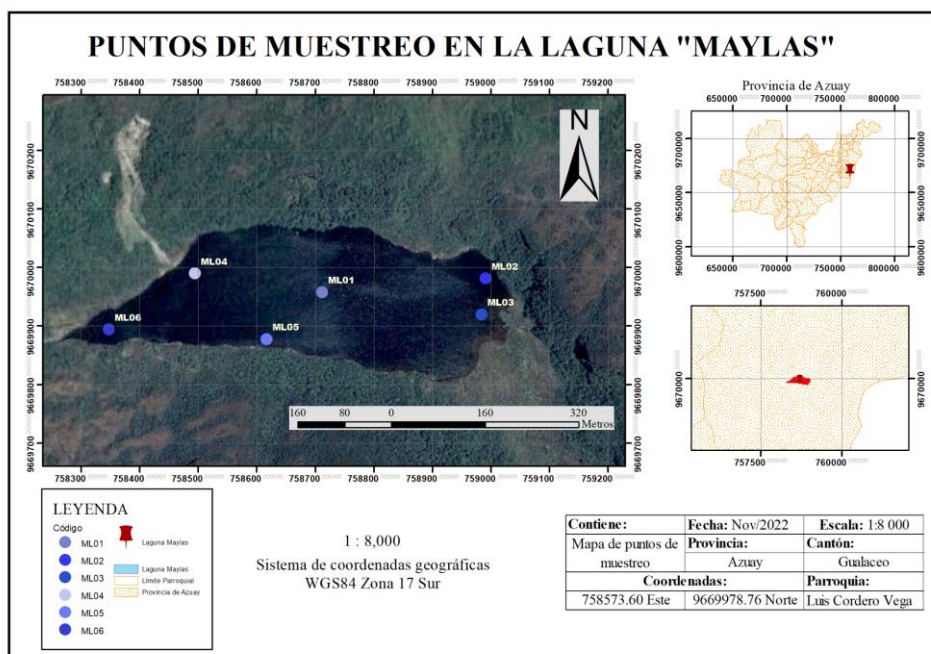


Figura 3. Puntos de muestreo en la laguna Maylas.

Fuente: Autores.

3.2.2. Descripción de los puntos de monitoreo

3.2.2.1. Descripción del punto ML01

Este punto se localiza en el centro de la laguna, sin embargo, no es el sitio con mayor profundidad de la laguna Maylas. A simple vista, no existe la presencia de especies de flora acuática superficiales ni subsuperficiales, aunque el aumento de sedimentos ha sido considerable durante los últimos años (Peralta & Vásconez, 2020). En la Figura 4 se puede observar la ubicación de este punto de muestreo.

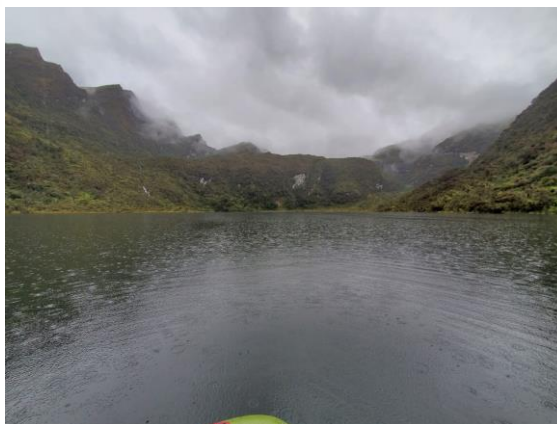


Figura 4. Punto ML01 para la toma de muestras.

Fuente: Autores.

3.2.2.2. Descripción del punto ML02

Este sitio de muestreo es el primer afluente que alimenta a la laguna Maylas, está localizado aproximadamente a 10 metros de la orilla. En la Figura 5 se puede observar que existe la presencia de pequeñas plantas acuáticas superficiales en las orillas cercanas a este punto. Así mismo, se presenció que el afluente es una quebrada rocosa, por lo tanto, se puede considerar que existe un arrastre de fósforo hacia la laguna, por los procesos de meteorización que sufren las rocas por la acción del agua.



Figura 5. Punto ML02 para la toma de muestras.

Fuente: Autores.

3.2.2.3. Descripción del punto ML03

El punto de monitoreo ML03 es el segundo afluente que desemboca en la laguna Maylas y está ubicado aproximadamente a 15 metros del margen. Como se puede contemplar en la

Figura 6, es el sitio con mayor cantidad de especies de flora acuática superficiales y subsuperficiales, así como también existe una gran acumulación de sedimentos. Este arroyo tiene su origen en la laguna Kari Maylas, que se encuentra a una distancia de 3 kilómetros del cuerpo lacustre en estudio. Al igual que el anterior tributario, en su parte más alta está compuesto por una gran cantidad de rocas que pueden ser la causa del arrastre de fósforo.



Figura 6. Punto ML03 para la toma de muestras.

Fuente: Autores.

3.2.2.4. Descripción del punto ML04

En la Figura 7 se muestra el cuarto punto de muestreo que está localizado a aproximadamente 10 metros de una zona que presenta procesos de erosión. A primera vista, en este sitio no se observa la existencia de plantas acuáticas de ningún tipo, debido a que es el segundo lugar con mayor profundidad de la laguna, luego del punto ML01. Durante el invierno, las altas precipitaciones forman un pequeño arroyo en la ladera erosionada, que arrastra todo tipo de sedimentos y material geológico hacia este punto de estudio, lo que podría considerarse como una de las causas de la acumulación de fósforo.



Figura 7. Punto ML04 para la toma de muestras.

Fuente: Autores.

3.2.2.5. Descripción del punto ML05

Este punto de muestreo está cercano al área donde se realizan campamentos, actividades de pesca, caminatas, entre otros. En la Figura 8 se puede apreciar, que en las orillas próximas a este sitio existe presencia de algunas especies de plantas acuáticas subsuperficiales y sumergidas. La zona de campamento, al ser un lugar muy recurrente se ha convertido en un depósito de residuos sólidos plásticos, así como de heces fecales humanas y de animales de la zona, que por la acción de la escorrentía superficial son llevados hasta este espacio. De igual forma que en otros puntos, estas situaciones han generado una gran acumulación de sedimentos, que fue lo que se logró observar en este punto.



Figura 8. Punto ML05 para la toma de muestras.

Fuente: Autores.

3.2.2.6. Descripción del punto ML06

El último punto corresponde a la salida de la laguna (Figura 9), es una zona poco profunda, donde se puede visualizar una alta existencia de algas acuáticas sumergidas. Aproximadamente a 10 metros de este punto está el efluente de la laguna, que da paso a la formación del río Maylas, que aguas abajo es utilizado para fines agrícolas, agropecuarios, pero principalmente para el abastecimiento de agua potable para el cantón Gualaceo. En esta desembocadura, se cuenta con un vertedero rectangular, donde se puede observar la variación de los niveles del agua durante las diferentes estaciones del año



Figura 9. Punto ML06 para la toma de muestras.

Fuente: Autores.

3.2.3. Frecuencia de Monitoreo

Los muestreos fueron llevados a cabo en dos periodos; el primero fue en la temporada de verano en los meses de octubre, noviembre y diciembre del 2022. El segundo fue en época de invierno durante los meses de febrero, marzo y abril del 2023. Las campañas de monitoreo se realizaron en la última semana del mes, a excepción de febrero que se ejecutó en la primera semana. El propósito de monitorear en estas épocas fue obtener datos que sean representativos y que describan la variabilidad temporal de la laguna.

3.2.4. Toma y conservación de las muestras

Para la toma de muestras de agua en los puntos de monitoreo seleccionados, el medio de transporte que se utilizó fue un bote inflable con una capacidad de trasladar 3 personas (Figura 10). Cada campaña de muestreo fue llevada a cabo por las 2 personas encargadas

de la investigación y adicionalmente se llevaron dos neveras portátiles con los recipientes de plástico necesarios para recoger las muestras, como se puede observar en la Figura 11.



Figura 10. Bote para muestreos.

Fuente: Autores.



Figura 11. Ingreso a la laguna.

Fuente: Autores.

La recolección de las muestras se fundamenta en los métodos dados en la normativa técnica ecuatoriana; NTE INEN 2169:2013 *Agua. Calidad del agua. Muestreo. Manejo y conservación de muestras* y NTE INEN 2 169:98 *Agua. Calidad del agua. Muestreo. Manejo y conservación de muestras*.

Con respecto a la toma de muestras para los siguientes parámetros; nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos, OD, pH, turbiedad, temperatura, sólidos totales, fosfatos y fósforo total, se utilizaron botellas de plástico de 1.2 litros. Por otra parte, para la DBO₅ se emplearon botellas de plástico de 300 ml teniendo en consideración que la muestra no debe ser tomada con burbujas de aire, para impedir la interacción con la fase gaseosa y airear la muestra (Figura 12). Las muestras para la clorofila-a fueron recolectadas en botellas de color ámbar de 700 ml y cubiertas con fundas negras, con el propósito de evitar que la luz cambie las condiciones del analito (Figura 13).

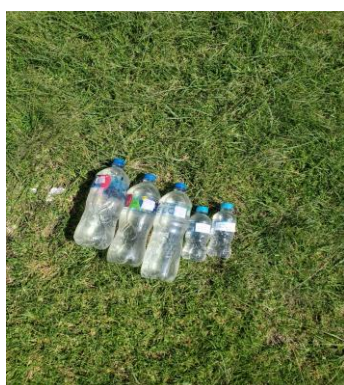


Figura 12. Recipientes plásticos.

Fuente: Autores.



Figura 13. Botellas de vidrio ámbar.

Fuente: Autores.

Previamente a la toma de muestras de agua, en cada punto de monitoreo los recipientes se enjuagaron dos veces con agua de la laguna, y a la tercera vez se introdujo las botellas a una profundidad aproximada de 10 a 15 cm de la superficie y se recolectaba la muestra, ya que a esa profundidad las condiciones del agua son más estables (Figura 14).



Figura 14. Toma de muestras superficiales.

Fuente: Autores.

Todos los recipientes utilizados para las campañas de monitoreo fueron etiquetados con toda la información necesaria; fecha, hora, persona encargada del muestreo, código del punto de muestreo y coordenadas. Posteriormente fueron transportadas en hieleras portátiles hasta el Laboratorio de Análisis de Agua de la Universidad de Cuenca (Figura 15).



Figura 15. Preservación de las muestras.

Fuente: Autores.

El parámetro de la transparencia, se midió in situ en todos los puntos de muestreo utilizando la técnica del disco Secchi (Figura 16). El disco se introdujo en el agua atado de una cuerda, teniendo en consideración que se mantenga en contra de la luz solar. Posteriormente se hizo

descender el disco hasta que ya no sea visible, en ese instante se señaló la cuerda y con un flexómetro se midió esa longitud de la cuerda que corresponde a la profundidad en metros.



Figura 16. Medición de la transparencia.

Fuente: Autores.

3.2.5. Medición del caudal

La medición del caudal de la laguna Maylas, se llevó a cabo siguiendo los lineamientos del “Manual de medición de caudales” propuesto por el Instituto Privado de Investigación sobre Cambio Climático (2017). Se determinó el flujo corriente de agua en el efluente de la salida de la laguna, mediante el vertedero que se encuentra en la laguna. Utilizando un flexómetro se midió el ancho del vertedero, así como la altura de la columna de agua, y se aseguró de que cumpla con las especificaciones requeridas. A continuación, se aplicó la ecuación de James B. Francis (1852), para vertederos con contracciones (Ecuación 1).

$$Q = 1.84 * (L - 0.2 * H) * H^{1.5} \quad \text{Ecuación 1}$$

Q= Caudal del agua en m³/s.

L= Longitud de la cresta del vertedero (m).

H= Altura sobre el vertedero (m).



Figura 17. Medición del caudal de la laguna Maylas.

Fuente: Autores.

3.2.6. Análisis de muestras

Los análisis químicos, físicos y microbiológicos de las muestras fueron realizados en el Laboratorio de Análisis de Agua de la Universidad de Cuenca. En la Tabla 9 se detallan todos los parámetros medidos, así como la técnica analítica utilizada.

Tabla 9. Métodos y técnicas para el análisis de las muestras.

	Parámetro	Método de ensayo	Técnica analítica
Químico	Oxígeno disuelto	<i>In situ</i> (Water quality 850081)	Volumetría
	DBO ₅	Método de dilución; Ed. 1979, 8043	Botellas Winkler
	Nitratos	Método de reducción de cadmio; Ed. 1979, 8039	Espectrofotometría UV-Vis
	Nitritos	Método de diazotización; Ed. 1979, 8507	Espectrofotometría UV-Vis
	Nitrógeno Amoniacal	Método Nessler; Ed. 1979, 8038	Espectrofotometría UV-Vis
	Fósforo total	Método de PhosVer 3; digestión con persulfato ácido; Ed. 1979, 8190	Espectrofotometría UV-Vis
	Fosfatos	Método de aminoácido; Ed. 1979, 8178	Espectrofotometría UV-Vis
	pH	<i>In situ</i> (Water quality 850081)	Electrometría
	Clorofila-a	Standard Methods Ed. 23, 2017, 10200 H	Espectrofotometría UV-Vis
Físico	Temperatura	<i>In situ</i> (Water quality 850081)	Termometría
	Turbiedad	2100P Turbidimeter HACH	Nefelometría
	Transparencia	In situ	Disco Secchi
Microbiológico	Coliformes fecales	Método con caldos laurilo triptosa y bilis verde brillante; Ed. 1979, 8074	Número más probable

Fuente: Laboratorio de Análisis de Agua de la Universidad de Cuenca.

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

Con el propósito de aplicar los índices de calidad del agua (ICA) descritos en el capítulo anterior, se llevó a cabo una meticulosa revisión bibliográfica con el objetivo de seleccionar los índices de calidad del agua más adecuados para evaluar la laguna Maylas. Esta revisión abarcó exhaustivamente todos los índices de calidad del agua disponibles a nivel global y se

tuvieron en cuenta diversos factores, como la adaptabilidad a la zona de estudio y la evidencia de su aplicación en investigaciones nacionales e internacionales.

Después de un análisis minucioso, se optó por utilizar tres índices específicos: el Índice NSF-aditivo, el Índice NSF-multiplicativo y el Índice Oregón. Estos índices fueron aplicados en todos los puntos de muestreo y en cada periodo de monitoreo. Para realizar los cálculos correspondientes, se empleó el software Excel, tanto para las fórmulas generales como para los subíndices asociados a cada índice de calidad del agua.

Los resultados obtenidos fueron representados gráficamente con el propósito de visualizar claramente las variaciones y cambios observados en cada índice de calidad del agua en relación con los diferentes puntos de muestreo y periodos de monitoreo (época seca y lluviosa). Esta representación gráfica permitió identificar de manera precisa y comprensible las fluctuaciones en la calidad del agua a lo largo del tiempo y en distintas ubicaciones dentro de la laguna Maylas.

3.3.1. Cálculo de índice NSF

La National Sanitation Foundation presentó el índice de calidad de agua nombrado ICA-NSF cuyo fin es estimar un valor, el cual tiene un rango que va de 1 a 100, en el que el valor de 100 significa que el agua tiene una excelente calidad, por otro lado, el valor de 0 indica una calidad mala debido a la contaminación (Brown et al., 1970). Pondera los siguientes parámetros: % Saturación de oxígeno, coliformes fecales, pH, demanda bioquímica de oxígeno, nitratos, fosfatos, temperatura, turbiedad, sólidos totales (Jiménez & Vélez, 2006).

Para el cálculo del índice NSF se emplearon los dos métodos, tanto el aditivo que consiste en la adición del resultado de los subíndices de cada uno de los parámetros. Mientras que el multiplicativo, se basa en la multiplicación de cada uno de los subíndices elevados a una ponderación.

Para el cálculo de los índices NSF-aditivo y NSF-multiplicativo se utilizan las siguientes ecuaciones 2 y 3 respectivamente.

$$WQI = \sum_{i=1}^n I_i W_i \quad \text{Ecuación 2}$$

$$WQI = \prod_{i=1}^n I_i^{W_i} \quad \text{Ecuación 3}$$

Donde:

WQI: Índice de Calidad de Agua.

n = número de subíndices.

i: cada uno de los parámetros de calidad.

li: subíndice del parámetro i; (se encuentra entre 0 y 100).

Wi: pesos ponderados entre 0% y 100%, asignados a cada parámetro (li).

3.3.1.1. Subíndices

Seguidamente se presentan las ecuaciones para calcular los subíndices de los parámetros oxígeno disuelto, coliformes fecales, pH, DBO₅, temperatura, fosfatos, nitratos, turbidez y sólidos totales,

- Oxígeno disuelto**

$$\begin{aligned}
 I_{\%OD} = & 3.1615 * 10^{-8} \%OD^5 - 1.0304 * 10^{-4} \%OD^4 \\
 & + 1.0076 * 10^{-3} \%OD^3 - 2.7883 * 10^{-2} \%OD^2 \\
 & + 8.4068 * 10^{-1} \%OD - 1.6120 * 10^{-1}
 \end{aligned}$$

Ecuación 4

$$\text{Si } \%OD > 140 \therefore I_{\%OD} = 50\%$$

- Coliformes fecales**

$$\text{Si } 1 \leq CF \leq 10 \therefore I_{CF} = -10.12 \ln(CF) + 95.86$$

Ecuación 5

$$\text{Si } 10 < CF \leq 100 \therefore I_{CF} = 111.86 CF^{-0.194}$$

Ecuación 6

$$\text{Si } 100 < CF \leq 1000 \therefore I_{CF} = -10.34 \ln(CF) + 92.77$$

Ecuación 7

$$\text{Si } 1000 < CF \leq 10000 \therefore$$

$$I_{CF} = 1 * 10^{-7} CF^2 - 0.0024 CF + 23.308$$

Ecuación 8

$$\text{Si } 10000 < CF \leq 100000 \therefore I_{CF} = -3.072 \ln(CF) + 38.331$$

Ecuación 9

$$\text{Si } CF > 100000 \therefore I_{CF} = 2\%$$

- pH**

$$\text{Si } pH \leq 7.5 \therefore$$

$$\begin{aligned}
 I_{pH} = & -0.1789 pH^5 + 3.7932 pH^4 - 30.517 pH^3 + 119.75 pH^2 \\
 & - 224.58 pH + 159.46
 \end{aligned}$$

Ecuación 10

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

$$\begin{aligned}
 I_{pH} = & -1.11429 pH^4 + 44.50952 pH^3 - 656.60 pH^2 \\
 & + 4215.34762 pH - 9840.14286
 \end{aligned}$$

Ecuación 11

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

- **Demanda bioquímica de oxígeno en 5 días**

$$I_{DBO_5} = 1.8677 * 10^{-4} DBO_5^4 - 1.6615 * 10^{-2} DBO_5^3 + 5.9636 * 10^{-1} DBO_5^2 - 1.1152 * 10^1 DBO_5 + 1.0019 * 10^2$$

Ecuación 12

$$Si DBO_5 > 30 \text{ mg/L} \therefore I_{DBO_5} = 2\%$$

- **Temperatura**

$$I_{\Delta T} = 1.9619 * 10^{-6} \Delta T^6 - 1.3964 * 10^{-4} \Delta T^5 + 2.5908 * 10^{-3} \Delta T^4 + 1.5398 * 10^{-2} \Delta T^3 - 6.7952 * 10^{-1} \Delta T^2 - 6.7204 * 10^{-1} \Delta T + 9.0392 * 10^1$$

Ecuación 13

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

- **Fosfato**

$$I_P = 4.6732 * 10^{-3} P^6 - 1.6167 * 10^{-1} P^5 + 2.2059 P^4 - 1.50504 * 10^1 P^3 + 5.3889 * 10^1 P^2 - 9.98933 * 10^1 P + 9.98311 * 10^1$$

Ecuación 14

$$Si Fosfatos > 10 \text{ mg/L} \therefore I_P = 2\%$$

- **Nitrato**

$$I_{Nitrato} = 3.5603 * 10^{-9} N^6 - 1.2183 * 10^{-6} N^5 + 1.6238 * 10^{-4} N^4 - 1.0693 * 10^{-2} N^3 + 3.7304 * 10^{-1} N^2 - 7.5210 N + 1.0095 * 10^2$$

Ecuación 15

$$Si Nitratos > 100 \text{ mg/L} \therefore I_N = 1\%$$

- **Turbiedad**

$$I_T = 1.8939 * 10^{-6} T^4 - 4.9942 * 10^{-4} T^3 + 4.9181 * 10^{-2} T^2 - 2.6284 T + 9.8098 * 10^1$$

Ecuación 16

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

- **Sólidos totales**

$$I_{ST} = -4.4289 * 10^{-9} ST^4 + 4.970 * 10^{-6} ST^3 - 1.9591 * 10^{-3} ST^2 + 1.8973 * 10^{-1} ST + 8.0608 * 10^1$$

Ecuación 17

$$Si ST > 500 \text{ mg/L} \therefore I_{SDT} = 20\%$$

3.3.1.2. Pesos ponderados

En la Tabla 10 se observan los pesos ponderados para cada uno de los parámetros de acuerdo con su importancia para la aplicación del índice NSF y se aplican a los subíndices nombrados anteriormente. Con el objetivo de determinar el índice, se aplican pesos ponderados a cada uno de los subíndices. Estos pesos buscan obtener una media ponderada que refleje el resultado final del ICA de manera más precisa y representativa (Javid et al., 2014).

Tabla 10. Pesos ponderados (W_i)

Parámetro	Pesos
Coliformes fecales (CF)	0.15
Potencial de hidrógeno (pH)	0.12
Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO_5)	0.10
Nitratos (NO_3)	0.10
Fosfatos (PO_4)	0.10
Temperatura	0.10
Turbidez	0.08
Sólidos totales (ST)	0.08
Oxígeno disuelto (OD)	0.17

Fuente: (Fernández et al., 2017)

3.3.2. Cálculo de índice Oregón (OWQI)

El OWQI genera una puntuación para evaluar la calidad general del agua, que combina ocho variables de calidad del agua en un solo número: temperatura, oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno, pH, nitrógeno amoniacal y nítrico, fósforo total, sólidos totales y coliformes fecales (Dunnette, 1979). Expresa el estado y las tendencias de la calidad del agua para la evaluación del estado de la calidad del agua exigida por la legislación. El índice está libre del arbitraje en la ponderación de los parámetros y emplea el concepto de promedio armónico (Tyagi et al., 2020).

La expresión matemática empleada para este método WQI según el Departamento de Calidad Ambiental de Oregón se encuentra en las siguientes ecuaciones:

$$OWQI = \sqrt{\frac{n}{\sum_{i=1}^n \frac{1}{SI_i^2}}} \quad \text{Ecuación 18}$$

Donde,

n = número de subíndices.

SI = subíndice del i-ésimo parámetro.

La ecuación con los respectivos subíndices:

$$OWQI = \sqrt{\frac{8}{\frac{1}{SI_T} + \frac{1}{SI_{OD}} + \frac{1}{SI_{DBO_5}} + \frac{1}{SI_{pH}} + \frac{1}{SI_{ST}} + \frac{1}{SI_N} + \frac{1}{SI_P} + \frac{1}{SI_{CF}}}} \quad \text{Ecuación 19}$$

3.3.2.1. Subíndices (SI)

- **Temperatura (SI_T)**

$$\text{Si } T < 11 \text{ }^\circ\text{C} \therefore SI_T = 100$$

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

$$SI_T = 76.54 + 4.172 * T - 0.1623 * T^2 - 2.0557 * 10^{-3} T^3 \quad \text{Ecuación 20}$$

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

- **Oxígeno disuelto (SI_{OD})**

Si OD saturación \leq 100%:

$$\text{Si } OD \leq 3.3 \text{ mg/L} \therefore SI_{OD} = 10$$

$$\text{Si } 3.3 \text{ mg/L} < OD \leq 10.5 \text{ mg/L} \therefore S$$

$$SI_{OD} = -80.29 + 31.88 OD - 1.401 OD^2 \quad \text{Ecuación 21}$$

$$\text{Si } 10.5 \text{ mg/L} \leq OD \therefore SI_{OD} = 100$$

Si 100% < OD saturación \leq 275%:

$$SI_{OD} = 100e^{(OD_{saturación} - 100) * -1.197 * 10^{-2}} \quad \text{Ecuación 22}$$

Si 275% < OD saturación:

$$SI_{OD} = 10$$

- **Demanda bioquímica de oxígeno en 5 días (SI_{DBO_5})**

$$\text{Si } DBO_5 \leq 8 \text{ mg/L} \therefore SI_{DBO_5} = 100 * e^{DBO_5 * -0.1993} \quad \text{Ecuación 23}$$

$$\text{Si } 8 \text{ mg/L} < DBO_5 \therefore SI_{DBO_5} = 10$$

- **pH (SI_{pH})**

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

$$\text{Si } 4 \leq pH < 7 \therefore SI_{pH} = 2.628e^{pH*0.5200} \quad \text{Ecuación 24}$$

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

$$\text{Si } 8 < pH \leq 11 \therefore SI_{pH} = 100e^{(pH-8)*-0.5188} \quad \text{Ecuación 25}$$

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

- **Sólidos totales (SI_{ST})**

$$\text{Si } ST \leq 40 \text{ mg/L} \therefore SI_{ST} = 100$$

$$\text{Si } 40 \text{ mg/L} < ST \leq 220 \text{ mg/L} \therefore$$

$$SI_{ST} = 142.6 e^{ST*-8.862*10^{-3}} \quad \text{Ecuación 26}$$

$$\text{Si } 220 \text{ mg/L} < ST \therefore SI_{ST} = 10$$

- **N- (Amonio y nitratos) (SI_N)**

$$\text{Si } N \leq 3 \text{ mg/L} \therefore SI_N = 100 e^{N*-0.4605} \quad \text{Ecuación 27}$$

$$\text{Si } 3 \text{ mg/L} < N \therefore SI_N = 10$$

- **Fósforo total (SI_P)**

$$\text{Si } P \leq 0.25 \text{ mg/L} \therefore SI_P = 100 - 299.5 P - 0.1384 P^2 \quad \text{Ecuación 28}$$

$$\text{Si } 0.25 \text{ mg/L} < P \therefore SI_P = 10$$

- **Coliformes fecales (SI_{CF})**

$$\text{Si } CF \leq 50 \text{ NMP/100 ml} \therefore SI_{CF} = 98$$

$$\text{Si } 50 \text{ NMP/100 ml} < CF \leq 1600 \text{ NMP/100 ml} \therefore$$

$$SI_{CF} = 98 e^{(CF-50)*-9.9178*10^{-4}} \quad \text{Ecuación 29}$$

$$\text{Si } 1600 \text{ NMP/ml} < CF \therefore SI_{CF} = 10$$

3.4. Metodología para determinar los índices de eutrofización

Para determinar los índices de eutrofización más adecuados para la laguna Maylas, se realizó una meticulosa revisión bibliográfica que abarcó todas las opciones disponibles. En este proceso, se tuvieron en cuenta varios factores clave, como la idoneidad para la zona de estudio, consideraciones temporales y criterios económicos, así como otros factores.

Después de un análisis exhaustivo, se seleccionaron cuatro índices principales para su aplicación en la laguna Maylas: el Índice de Carlson, el Índice OCDE, el Índice TRIX y el Índice de Huella Trófica. Estos índices son ampliamente reconocidos y utilizados a nivel mundial en la evaluación del estado trófico de cuerpos de agua tanto lénticos como lóticos. Mientras que los índices de Carlson y OCDE han demostrado su eficacia en la clasificación de embalses y lagos (Carlson, 1977; OCDE, 1982), el índice TRIX ha sido más aplicado en áreas costeras (Vollenweider et al., 1998), aunque con un número limitado de estudios en lagos, y el índice de Huella Trófica a pesar de ser usado en lago, tiene relativamente pocos estudios de su aplicación (Chen et al., 2021). Sin embargo, pese a esta diferencia, se consideró relevante evaluar la confiabilidad y aplicabilidad del índice TRIX y de Huella Trófica en la laguna Maylas, en comparación con los resultados obtenidos mediante los otros dos índices previamente mencionados.

Se procedió a realizar todos los cálculos y análisis correspondientes a cada punto de monitoreo y para dos períodos estacionales, tanto en época seca como en época de lluvias. Además, se crearon representaciones gráficas claras y precisas de los resultados obtenidos. Estas representaciones visuales fueron fundamentales para distinguir y comprender los cambios y variaciones presentes en cada punto de monitoreo, brindando una perspectiva clara de la evolución del estado trófico de la laguna Maylas a lo largo del tiempo.

3.4.1. Índice OCDE

La Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico (1982) proporciona un esquema cuantitativo probabilístico para las diferentes categorías de estado trófico, se basa en el análisis de nutrientes como la concentración de fósforo, la disponibilidad de espectro fotosintético de la columna de agua y la clorofila-a. Las concentraciones de los tres parámetros se obtienen cuantitativamente, para determinar el estado trófico y con el objetivo de definir la calidad y salud de los ecosistemas acuáticos (López Martínez & Madroño Palacios, 2015).

Por lo que, para determinar la categorización del estado trófico según la metodología, consiste en comparar los datos que se han obtenido a partir del análisis de cada punto de monitoreo en la laguna con los límites propuestos por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico para cada categoría (Tabla 1). Este proceso de comparación se llevó a cabo para cada periodo de monitoreo, tanto en época seca como en época de lluvia.

3.4.2. Índice de Carlson (IET)

Carlson (1977) clasifica el estado trófico principalmente de lagos y reservorios empleando la biomasa de algas como base. Tomándose en cuenta tres variables: la concentración de

fósforo total, clorofila-a y la profundidad de visión del disco de Secchi. Se proporcionan las fórmulas correspondientes en las ecuaciones (30), (31) y (32) para realizar el cálculo de los parámetros mencionados. Además, la ecuación (33) se utiliza para determinar el cálculo final del Índice de Estado Trófico de Carlson (IET), el cual se obtiene al promediar los valores calculados de las 3 variables mencionadas. Este proceso se aplicó a cada punto de monitoreo, de manera análoga a la aplicación de los demás índices.

$$TSI (TP) = 10 \left(6 - \frac{\ln \frac{48}{TP}}{\ln 2} \right) \quad \text{Ecuación 30}$$

Donde,

TSI (TP) = Índice de estado trófico de Carlson fósforo total.

TP = Medición de fósforo total en µg/L

$$TSI (Chl "a") = 10 \left(6 - \frac{2.04 - 0.68 \ln Chl "a"}{\ln 2} \right) \quad \text{Ecuación 31}$$

Donde,

TSI (Chl "a") = Índice de estado trófico de Carlson clorofila-a.

Chl "a" = Medición de la clorofila-a en µg/L.

$$TSI (SD) = 10 \left(6 - \frac{\ln SD}{\ln 2} \right) \quad \text{Ecuación 32}$$

Donde,

TSI (SD) = Índice de estado trófico de Carlson disco Secchi.

SD = Promedio de la Profundidad Secchi, en metros.

$$TSI = \frac{TSI(SD) + TSI(TP) + TSI(Chl "a")}{3} \quad \text{Ecuación 33}$$

Donde,

TSI = Índice de estado trófico de Carlson.

3.4.3. Índice TRIX

El índice trófico TRIX incorpora distintas variables, la clorofila-a y la biomasa del plancton, relacionados a la productividad, el nitrógeno, fósforo mineral y total como variables de presión, y el oxígeno disuelto como respuesta a los procesos de eutrofización (Ruiz Ruiz, 2017;

Vollenweider et al., 1998). El cálculo del índice TRIX se lleva a cabo al analizar los parámetros mencionados anteriormente y al utilizar la ecuación (34).

$$TRIX = \frac{[\text{Log} (\text{Chl}_a * |\%O_d| * \text{NID} * \text{PRS}) - K]}{m} \quad \text{Ecuación 34}$$

Donde,

Chl_a = Concentración de clorofila a en µg/L.

|%O_d|= Valor absoluto de la desviación del porcentaje de saturación de oxígeno disuelto, es decir, [100-%O_d].

NID = Nitrógeno inorgánico disuelto, en µg/L.

PRS = Fósforo reactivo soluble en µg/L.

K y m: Constantes de escala siendo K=1.5 y m=1.2.

Reemplazando las constantes resulta la ecuación (35)

$$TRIX = \frac{[\text{Log} (\text{Chl}_a * |\%O_d| * \text{NID} * \text{PRS}) - 1.5]}{1.2} \quad \text{Ecuación 35}$$

3.4.4. Índice de huella trófica (TFI)

El índice de huella trófica (TFI) es un método desarrollado para evaluar el estado trófico de las masas de agua. Se encuentra basado en el índice de estado nutricional modificado (TSM) propuesto por el investigador japonés Shohiro Sugasaki (1981), el TFI utiliza el parámetro de la clorofila-a y del nutriente limitante del respectivo para el cuerpo lagunar y clasifica el estado trófico según la Tabla 4. (Chen et al., 2021). Para ello, emplea la ecuación (36), (37) y (38).

$$TSM (\text{Chl } a) = 10a + (\ln (\text{Chl}a) / \ln(b)) \quad \text{Ecuación 36}$$

$$b^{-a} = \text{Chl } a_{\min} \quad \text{Ecuación 37}$$

$$b^{10-a} = \text{Chl } a_{\max} \quad \text{Ecuación 38}$$

Donde,

Chl a= Es Concentración de clorofila-a en µg/L.

b = Es la tasa de multiplicación de Chl a.

b^{-a} = Es el valor de Chl a cuando el índice nutricional es 0.

b^{10-a} = Es el valor de Chl a cuando el índice nutricional es 100.

Bajo el supuesto que demarca Aizaki et al. (1981) y Wang et al. (2002), se seleccionó la Chl_a con un valor de 10 µg/L como umbral crítico de eutrofización y TFI_c = 50 es el índice crítico de eutrofización, de forma que se obtiene la ecuación (39).

$$TFI(Chla) = TFIc + 10\ln(Chla/Chlac) \quad \text{Ecuación 39}$$

Y resolviendo las anteriores ecuaciones, se obtiene la ecuación (40). El mismo proceso se realizó para el nutriente limitante (ecuación 41)

$$TFI(Chla) = 50 + 10\ln\left(\frac{Chla}{10}\right) \quad \text{Ecuación 40}$$

$$TFI(TN) = 50 + 10\ln\left(\frac{TN}{10}\right) \quad \text{Ecuación 41}$$

3.5. Análisis estadístico

Se realizó una correlación entre los parámetros de los índices para poder observar su relación entre ellos aplicando un test de correlación de Pearson.

Igualmente, realizó una prueba análisis de varianza ANOVA unidireccional, para comprobar si existen diferencias significativas en cada punto entre las medias de cada índice, tanto de calidad del agua como de eutrofización. Para aplicar esta prueba fue necesario demostrar que los índices calculados en cada punto y para cada periodo de monitoreo cumplen con los supuestos de distribución normal, homocedasticidad e independencia, para lo cual se aplicó un test de normalidad Shapiro-Wilk, considerando que su aplicabilidad es para un conjunto de datos menor a 50. En el caso de que no se cumplía con el requisito de distribución normal, se debía aplicar una prueba no paramétrica como Kruskal Wallis.

Para evaluar la variabilidad temporal entre las estaciones de verano e invierno se aplicó una prueba t-student para dos muestras dependientes para determinar si la calidad del agua varía significativamente entre estas dos temporadas. Para realizar esta prueba estadística se deben cumplir tres requisitos; los datos muestrales de cada punto de monitoreo deben ser dependientes, los pares relacionados necesitan ser aleatorios y que los pares apareados deben provenir de una distribución aproximadamente normal, aunque este último requisito es poco robusto. Para realizar todos los análisis estadísticos se utilizó Microsoft Excel 2016 y el software R-Studio 4.1.3.

3.5.1. Análisis de normalidad

Para examinar la distribución normal, se utilizaron dos métodos. Para empezar, se construyeron diagramas de caja para cada punto de datos con el fin de examinar visualmente si se observaba un patrón de distribución normal, caracterizado por valores de índice agrupados en torno a la media. Además, se utilizó la prueba de Shapiro-Wilk, adecuada para muestras con menos de 50 componentes (Shapiro & Wilk, 1965), para evaluar la normalidad de los índices producidos a partir de los puntos de muestreo durante los periodos de seguimiento.

También se utilizó la prueba de Fligner-Killeen para evaluar el supuesto de homogeneidad u homocedasticidad de las varianzas.

3.5.2. Análisis de Varianza

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

3.5.2.1. ANOVA

En el caso del análisis de ANOVA, se planteó la hipótesis nula (H_0) de que las medias de los índices obtenidos para cada punto de muestreo no presentaban diferencias significativas o eran iguales entre sí.

$$H_0: M_{ML01} = M_{ML02} = M_{ML03} = M_{ML04} = M_{ML05} = M_{ML06}$$

Por otro lado, la hipótesis alternativa (H_1) afirmaba que al menos una de las medias era diferente de las demás.

$$H_1: M_{ML01} \neq M_{ML02} \neq M_{ML03} \neq M_{ML04} \neq M_{ML05} \neq M_{ML06}$$

3.5.2.2. Kruskal Wallis

En el caso de que no se llegaba a cumplir los supuestos necesarios para el análisis ANOVA, se aplicó el test de Kruskal-Wallis. La hipótesis nula (H_0) para este test establece que las medianas de los índices obtenidos para cada punto de muestreo no presentaban diferencias estadísticamente significativas o eran iguales entre sí. En otras palabras, todas las medianas son iguales.

$$H_0: Me_{ML01} = Me_{ML02} = Me_{ML03} = Me_{ML04} = Me_{ML05} = Me_{ML06}$$

Por otro lado, la hipótesis alternativa (H_1) sugería que al menos una de las medianas era diferente de las demás.

$$H_1: Me_{ML01} \neq Me_{ML02} \neq Me_{ML03} \neq Me_{ML04} \neq Me_{ML05} \neq Me_{ML06}$$

3.5.3. Inferencia sobre variabilidad temporal

3.5.3.1. Prueba t-student para dos muestras dependientes

Para esta prueba se tiene la hipótesis nula (H_0) de que el valor medio de la diferencia individual entre los dos valores en un solo par relacionado o dato pareado es igual a cero.

$$H_0: \mu_d = 0$$

En contraste la hipótesis alternativa (H_1) explica que valor medio de la diferencia individual entre los dos valores en un solo par relacionado o dato pareado es no igual a cero, por lo que sí existen diferencias significativas.

$$H_1: \mu_d \neq 0$$

3.5.4. Análisis de componentes principales

El análisis de componentes principales (PCA), se utilizó para convertir el conjunto de variables físicas, químicas y microbiológicas del agua de la laguna Maylas, en una menor cantidad de variables hipotéticas, conocidas como componentes principales (PC). Los PC no tienen correlación alguna y se explican de forma independiente, además generan información sobre los parámetros que tienen un mayor peso o son más significativos para un conjunto de datos.

Estos componentes no están correlacionados entre sí, y por lo tanto se interpretan de forma independiente, puesto que cada componente principal incluye una fracción de la variabilidad de la matriz de datos. Para este análisis se estandarizaron las variables, y por medio de la rotación de ejes de los parámetros originales hacía unos nuevos ejes ortogonales, con el objetivo que estos representen la máxima variabilidad de los datos.

4. Capítulo IV: Resultados y discusión

4.1. Caudal

En la Tabla 11, se aprecia los valores de caudal obtenidos con el uso de la fórmula de James B. Francis (1852) (Ecuación 1) y el área transversal de salida de la laguna Maylas. De forma general, se observa cómo en promedio en la época de verano el caudal posee un valor de 0.56 m³/s, mientras que durante el invierno el caudal es mayor con un valor promedio de 0.75 m³/s.

Tabla 11. Caudal para el periodo de muestreo.

Época	Mes	Caudal (m ³ /s)	Época	Mes	Caudal (m ³ /s)
Verano	Octubre	0.46	Invierno	Febrero	0.42
	Noviembre	0.63		Marzo	0.87
	Diciembre	0.59		Abril	0.97
Promedio		0.56	Promedio		0.75

Fuente: Autores.

4.2. Parámetros físicos, químicos y microbiológicos

Los valores obtenidos de los parámetros físicos, químicos y microbiológicos, para cada punto de monitoreo de la laguna Maylas, se presentan en la Tabla 12, Tabla 13 y Tabla 14 respectivamente. Los resultados corresponden a las 6 campañas de muestreo realizadas durante una temporada de verano del año 2022 y otra de invierno en el 2023.

Tabla 12. Resultados de los parámetros físicos de la laguna Maylas en las temporadas verano 2022 e invierno 2023.

Parámetros		Puntos	Temperatura (°C)	Turbiedad (NTU)	Transparencia (m)	Parámetros		Puntos	Temperatura (°C)	Turbiedad (NTU)	Transparencia (m)
ÉPOCA SECA	Octubre	ML01	16.35	1.00	6.40	ÉPOCA DE LLUVIA	Febrero	ML01	13.90	1.51	6.93
		ML02	15.00	1.00	2.80			ML02	14.10	1.43	3.90
		ML03	15.20	1.21	1.90			ML03	14.70	1.37	2.30
		ML04	16.70	1.03	4.00			ML04	14.60	1.69	4.20
		ML05	15.15	1.24	5.00			ML05	14.90	1.36	5.30
		ML06	14.85	1.43	0.80			ML06	15.10	1.42	1.15
	Noviembre	ML01	14.40	1.75	6.90		Marzo	ML01	12.40	1.04	7.03
		ML02	13.90	1.52	3.80			ML02	12.80	1.33	3.98
		ML03	14.20	1.42	2.00			ML03	13.10	1.41	2.38
		ML04	15.10	1.25	4.10			ML04	12.20	1.50	4.25
		ML05	15.20	1.20	5.10			ML05	12.80	1.80	5.39
		ML06	14.90	1.35	1.00			ML06	12.30	1.90	1.23
	Diciembre	ML01	13.70	1.51	6.87		Abril	ML01	12.75	1.82	7.05
		ML02	13.90	1.55	3.85			ML02	12.80	2.11	4.01
		ML03	13.90	1.40	2.15			ML03	12.40	1.67	2.40
		ML04	15.00	1.44	4.17			ML04	12.55	1.52	4.30
		ML05	15.20	1.52	5.12			ML05	12.35	1.37	5.42
		ML06	15.10	1.620	1.09			ML06	12.70	1.34	1.30

Fuente: Autores.

Tabla 13. Resultados de los parámetros químicos de la laguna Maylas en las temporadas verano 2022 e invierno 2023.

Parámetros	Puntos	DBO ₅ (mg/L)	pH	OD (mg/L)	OD (%)	Nitritos (mg/L N-NO ₂)	Nitratos (mg/L N-NO ₃)	Nitrógeno Amoniacal (mg/L N-NH ₃)	Fosfatos (mg/L PO ₄)	Fósforo total (mg/L (PO ₄) ³⁻)	STD (ppm)	Clorofil a-a (µg/L)	
ÉPOCA SECA	Octubre	ML01	4.22	6.39	6.20	65.07	0.0015	0.15	0.010	0.13	0.18	25.70	8.50
		ML02	0.49	6.37	6.30	64.33	0.0000	0.40	0.020	0.03	0.41	8.85	5.34
		ML03	4.54	6.20	6.10	62.54	0.0065	0.70	0.015	0.03	0.20	8.55	7.48
		ML04	2.69	5.49	6.20	65.52	0.0085	0.60	0.020	0.03	0.35	8.55	5.93
		ML05	0.63	6.82	6.30	64.53	0.0010	0.50	0.015	0.06	0.20	9.00	3.76

Continua ...

Prosigue ...

ÉPOCA DE LLUVIA	Noviembre	ML06	4.67	6.31	6.50	66.16	0.0055	0.45	0.010	0.05	0.23	20.65	6.41
		ML01	1.31	6.10	6.52	65.75	0.0010	0.30	0.010	0.03	0.45	13.60	4.95
		ML02	4.83	6.08	6.76	67.49	0.0040	0.50	0.010	0.03	0.25	13.50	7.01
		ML03	6.18	6.14	7.02	70.46	0.0060	0.60	0.010	0.07	0.55	15.00	5.18
		ML04	0.63	6.11	6.80	69.61	0.0030	1.00	0.020	0.02	0.20	26.40	4.44
		ML05	2.24	6.09	6.68	68.52	0.0020	0.70	0.020	0.07	0.60	22.80	4.01
	Diciembre	ML06	2.46	6.40	6.91	70.38	0.0040	0.40	0.020	0.04	0.35	35.00	4.95
		ML01	2.76	6.73	6.70	66.58	0.0020	0.90	0.040	0.09	0.12	10.50	7.07
		ML02	5.38	6.15	6.30	62.87	0.0030	1.20	0.020	0.40	0.37	9.90	5.89
		ML03	1.71	6.46	6.00	59.87	0.0010	0.50	0.010	0.11	0.15	9.50	4.97
		ML04	0.39	6.71	6.10	62.28	0.0050	0.30	0.040	0.10	0.13	10.20	5.07
		ML05	5.45	6.48	6.50	66.64	0.0060	0.70	0.020	0.08	0.17	10.60	4.31
	Febrero	ML06	2.56	6.38	6.20	63.44	0.0030	0.70	0.010	0.10	0.19	19.20	5.80
		ML01	0.50	6.15	6.05	60.37	0.0030	0.20	0.010	1.21	0.32	11.10	7.57
		ML02	3.70	6.23	5.65	56.62	0.0010	0.40	0.020	0.52	0.50	11.30	6.23
		ML03	3.01	6.25	5.55	56.32	0.0020	1.10	0.220	0.09	0.31	11.50	8.01
		ML04	0.17	6.54	5.40	54.68	0.0040	0.50	0.010	0.08	0.59	11.70	5.61
		ML05	4.17	6.45	5.40	55.02	0.0020	0.30	0.010	0.09	0.69	15.10	8.68
	Marzo	ML06	2.81	6.87	5.95	60.88	0.0010	0.40	0.010	1.27	0.36	10.70	7.57
		ML01	5.21	6.78	8.54	82.52	0.0020	0.70	0.010	0.06	0.29	10.10	4.67
		ML02	3.24	6.25	8.95	87.24	0.0040	1.00	0.010	0.07	0.21	10.00	5.34
		ML03	3.89	6.34	8.64	84.76	0.0075	0.70	0.015	0.22	0.28	11.90	7.09
		ML04	6.50	6.45	8.46	81.39	0.0035	1.00	0.025	0.06	0.16	12.10	6.68
		ML05	1.61	6.65	8.56	83.44	0.0060	0.90	0.035	0.13	0.31	9.20	3.38
Abril	ML06	2.87	6.48	8.68	83.69	0.0070	0.80	0.020	0.09	0.30	10.50	6.40	
	ML01	0.57	8.07	7.75	75.46	0.0015	0.55	0.010	1.24	0.37	12.00	8.50	
	ML02	2.68	8.00	8.00	77.98	0.0020	0.35	0.015	0.70	0.30	10.35	5.75	
	ML03	1.46	7.65	6.90	66.68	0.0015	0.40	0.015	1.51	0.34	10.45	7.16	
	ML04	0.42	7.64	7.50	72.71	0.0025	0.75	0.025	1.21	0.52	11.95	6.49	
	ML05	0.78	7.75	7.60	73.36	0.0035	0.60	0.025	0.16	0.55	10.75	3.24	
ML06	1.08	7.82	8.10	78.78	0.0080	0.35	0.030	1.43	0.34	10.70	4.30		

Fuente: Autores.

Tabla 14. Resultados de los parámetros microbiológicos de la laguna Maylas en las temporadas verano 2022 e invierno 2023.

Parámetros		Puntos	Colif. Fecal (NMP/100 mL)	Parámetros		Puntos	Colif. Fecal (NMP/100 mL)
ÉPOCA SECA	Octubre	ML01	Negativo	ÉPOCA DE LLUVIA	Febrero	ML01	4
		ML02	Negativo			ML02	20
		ML03	Negativo			ML03	Negativo
		ML04	Negativo			ML04	Negativo
		ML05	Negativo			ML05	Negativo
		ML06	Negativo			ML06	Negativo
	Noviembre	ML01	Negativo		Marzo	ML01	21
		ML02	Negativo			ML02	Negativo
		ML03	Negativo			ML03	Negativo
		ML04	Negativo			ML04	23
		ML05	Negativo			ML05	9
		ML06	Negativo			ML06	7
	Diciembre	ML01	Negativo		Abril	ML01	Negativo
		ML02	Negativo			ML02	Negativo
		ML03	Negativo			ML03	9
		ML04	Negativo			ML04	150
		ML05	Negativo			ML05	1100
		ML06	Negativo			ML06	210

Fuente: Autores.

En lo que se refiere a los resultados de la DBO₅ (Figura 18), en la época seca se presentó la concentración más elevada en el punto ML03 en el mes de noviembre con un valor de 6.18 mg/L a comparación del resto de puntos durante esta época; mientras que, el punto ML04 del mes de diciembre mostró el mínimo valor de DBO₅ que fue de 0.39 mg/L. Por otro lado, para la época de lluvias el punto ML04 en el mes de marzo presentó el valor más alto de DBO₅ de 6.50 mg/L y el valor más bajo fue de igual forma el punto ML04, pero del mes de febrero con un valor de 0.17 mg/L.

Durante la época de lluvias se mantuvo una media de DBO₅ de 2.48 mg/L y durante la estación seca una media de 2.95 mg/L. El resultado está acorde a lo expuesto por Roşca et al. (2020), quienes en su estudio explican que, la cantidad de oxígeno requerida por las bacterias heterótrofas para descomponer la materia orgánica estaba directamente

relacionada con el nivel de DBO de la materia orgánica que se descomponía en el transcurso de los cinco días siguientes. Y las mayores cargas orgánicas y de nutrientes se dan especialmente durante las estaciones cálidas, que representan una importante amenaza para los ecosistemas acuáticos de los lagos de montaña al reducir o incluso agotar la cantidad de oxígeno de sus sistemas acuáticos.

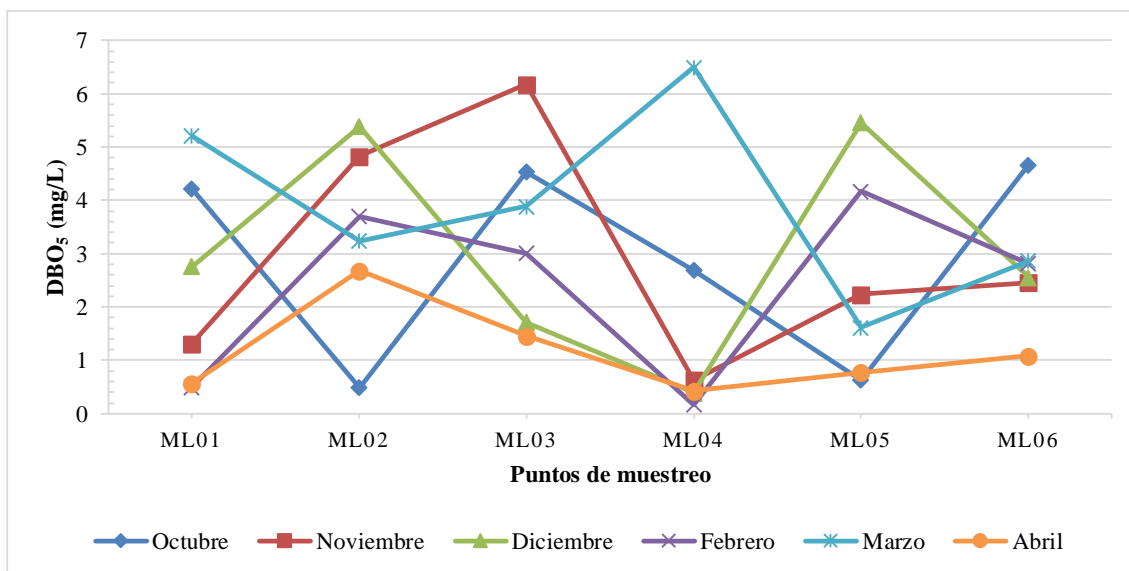


Figura 18. Concentración de DBO₅ en la laguna Maylas.

Fuente: Autores.

La temperatura promedio de los 6 meses de monitoreo en la laguna Maylas es de 14.06 °C, presentando valores más altos durante la época de verano. La temperatura más alta se registró en el punto ML04 del mes de octubre con 16.7 °C. Sin embargo, como se puede observar en la Figura 19 durante el mes de febrero también se presentaron valores de temperatura altos, considerando que este mes fue seleccionado para la estación invernal, pero la época de estiaje aún continuaba en este período. La temperatura promedio durante el invierno fue de 13.24 °C, pertenecientes a los meses de marzo y abril, donde se presentaron una mayor cantidad de precipitaciones.

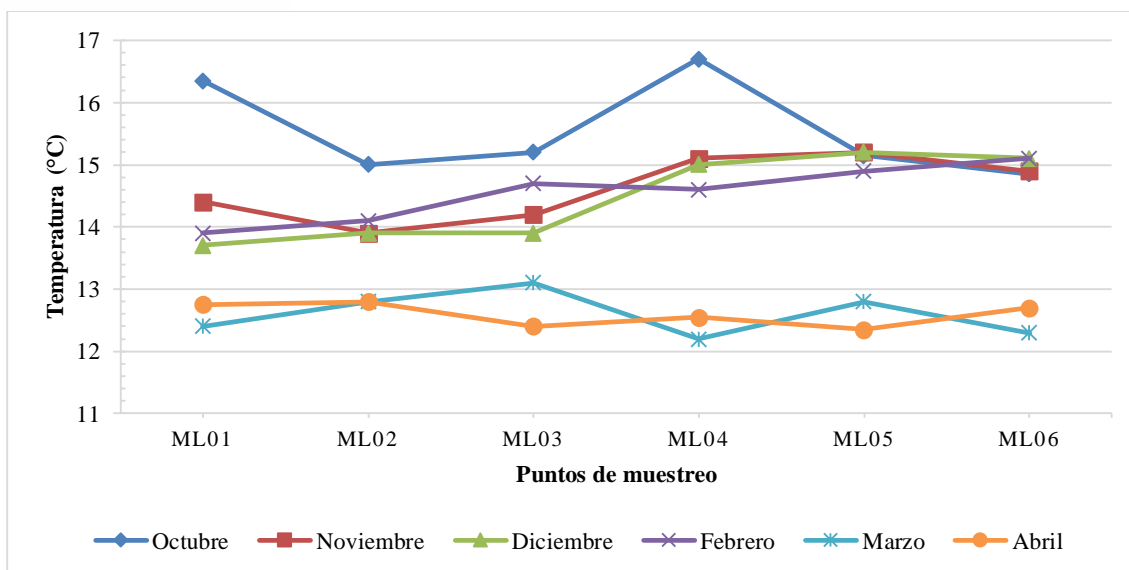


Figura 19. Temperatura en la laguna Maylas.

Fuente: Autores.

En cuanto se refiere al pH (Figura 20), este parámetro tuvo un comportamiento relativamente uniforme en la laguna durante los periodos de muestreo, con excepción del mes de abril que presentó valores superiores. En promedio se tuvo un valor de 6.60, mientras que para la época seca y húmeda tuvo un valor promedio de 6.30 y 6.91, respectivamente. Lo que indica que las aguas de la laguna fueron ligeramente más ácidas durante la época seca que en comparación con la época de lluvia. Según Marchetto et al. (1995) la variación estacional del pH puede ser afectada debido a la geología, la hidrología y las deposiciones atmosféricas. Boyd (2018) explica que, en casi todos los cuerpos de agua, se observa el fenómeno de fluctuación del pH en mayor o menor medida, y esta variación es causada principalmente por procesos biológicos. Estos procesos biológicos pueden incluir la respiración de organismos acuáticos, la descomposición de materia orgánica y la actividad de microorganismos, los cuales generan cambios en la concentración de compuestos químicos y gases, influyendo así en el pH del agua. Referente al mes de abril se presentó los valores más altos, siendo en punto ML01 con un valor de 8.07. Mientras que, el mínimo que se obtuvo durante el monitoreo fue en el mes de octubre en el punto ML04 con un valor de 5.49.

Según Zufiaurre et al. (2022), para lagos o lagunas de alta montaña se aprecia una notable constancia en los valores de pH. Estos cuerpos de agua exhibieron un pH mayoritariamente estable y neutro, manteniéndose en torno a 6.5. Además, en general, se considera que el pH del agua de un lago saludable varía entre 6.5 y 8.5. Si el pH de un lago aumenta por encima de este rango, puede ser un indicador de problemas ambientales como la eutrofización o la acidificación del agua (Kubitza, 2017).

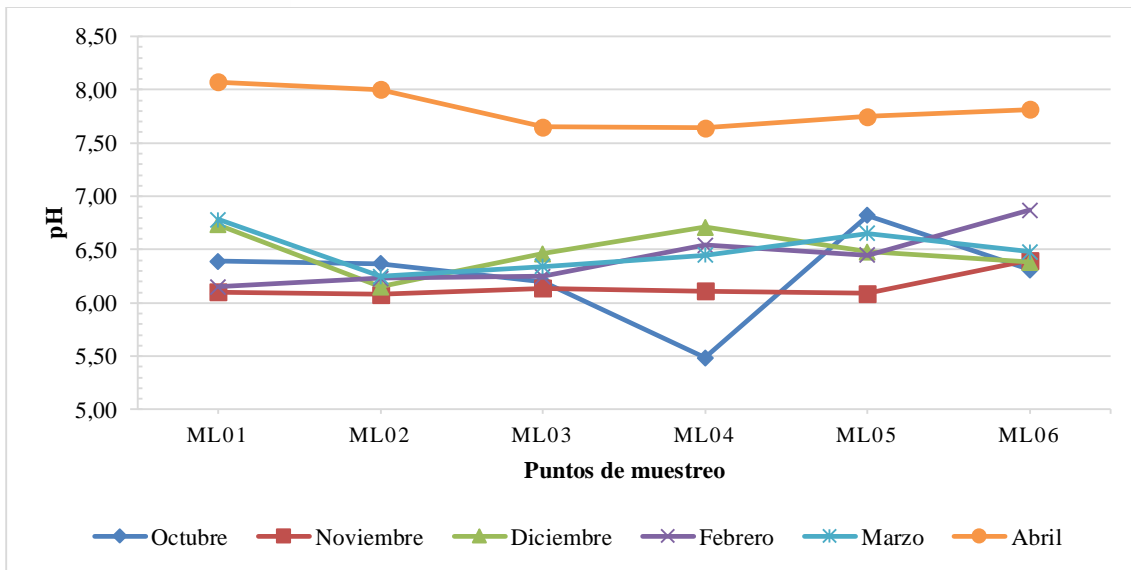


Figura 20. Nivel del pH en la laguna Maylas.

Fuente: Autores.

El oxígeno disuelto es uno de los parámetros que mejor describe la calidad de agua de cuerpos lóticos, los valores más altos de la concentración de oxígeno disuelto se presentaron en los meses de marzo y abril, perteneciente al periodo invernal con datos que oscilaron entre 6.90 - 8.95 mg/L. Por otra parte, el promedio de la concentración de oxígeno disuelto en la época de verano fue de 6.45 mg/L, registrándose los valores más bajos en el mes de diciembre. Sin embargo, las concentraciones más bajas de oxígeno disuelto, en todo el estudio, se mostraron en el mes de febrero, siendo la mínima de 5.40 mg/L como se puede observar en la Figura 21.

Los bajos niveles de oxígeno disuelto también están relacionados con la variable temperatura, pues según Li et al. (2023), estos dos parámetros tienen una relación indirectamente proporcional. Esta relación también se puede observar durante el muestreo de la estación invernal, a excepción del mes de febrero. Las altas precipitaciones que se presentaron durante la toma de muestras en los meses de invierno tienen una influencia directa sobre la concentración de oxígeno disuelto en el agua, conforme a lo descrito por Guo et al. (2023), ya que estas dos variables tienen una correlación positiva.

Marín (2019) menciona que un lago con buenas condiciones de oxigenación durante la estratificación presenta valores superficiales de 7-8 mg/L de O₂, y como se puede analizar en la Tabla 13, la mayoría de campañas de monitoreo registran valores menores, con un promedio general para todos los meses de 6.88 mg/L. De igual forma, el Libro VI, Anexo 1 del Texto Unificado de Legislación Secundaria indica que el límite de oxígeno disuelto en %

de saturación para la preservación de vida acuática en aguas dulces debe ser mayor al 80 %, sin embargo, este estudio presente un promedio general de 66.67 %.

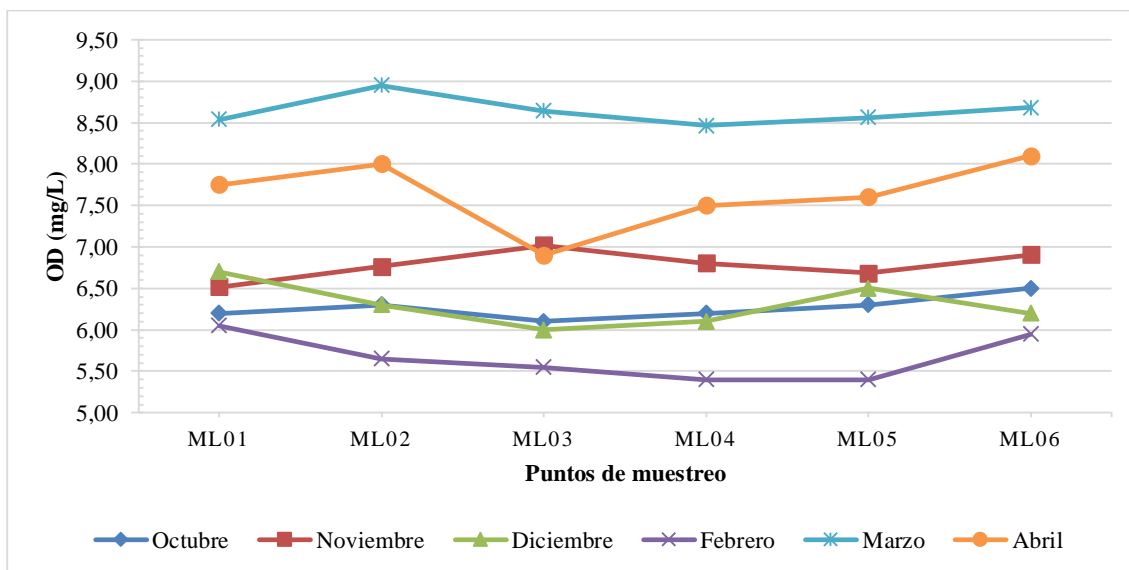


Figura 21. Concentración de oxígeno disuelto en la laguna Maylas.

Fuente: Autores.

Los valores alcanzados para los nitratos se muestran en la Figura 22, donde las concentraciones promedio para las estaciones fueron similares; en verano fue de 0.59 mg/L N-NO₃, con datos que variaban entre 0.47 - 0.72 mg/L N-NO₃; para el invierno la media trimestral fue de 0.62 mg/L N-NO₃, con concentraciones que oscilaban entre 0.48 a 0.85 mg/L N-NO₃. Sin embargo, estas variaciones para ambas estaciones estuvieron dentro del rango para la preservación de vida acuática y silvestre en aguas naturales dulces (límite máximo de 13 mg/L N-NO₃) dado por la normativa ambiental ecuatoriana (Ministerio del Ambiente, 2018).

El menor peso de nitratos que se presentó en verano puede ser resultado de varias causas; entre una de ellas es que la concentración de nitratos es muy variable a lo largo de ciclos estacionales en lagos de alta montaña, sin embargo, es más alta en periodos de mezcla completa y decrece al llegar el verano, así lo afirma Quirós (2003).

El pico máximo fue en ML04 (febrero) con una concentración de 1.3 mg/L N-NO₃, este punto corresponde a una de las entradas que alimentan la laguna Maylas. Por otro lado, la concentración más baja fue en ML01 (octubre) con un valor de 0.15 mg/L N-NO₃. Según Custodio et al. (2018) los aportes de nitratos están relacionados con actividades antrópicas, como la lixiviación de nitratos por agricultura intensiva y la ganadería. Sin embargo, en la laguna Maylas no se ha dado paso a estas actividades, por lo que el arrastre de nitratos puede ser consecuencia del transporte de sedimentos ricos en este nutriente y la contribución de aguas subterráneas (Sosnovsky et al., 2020).

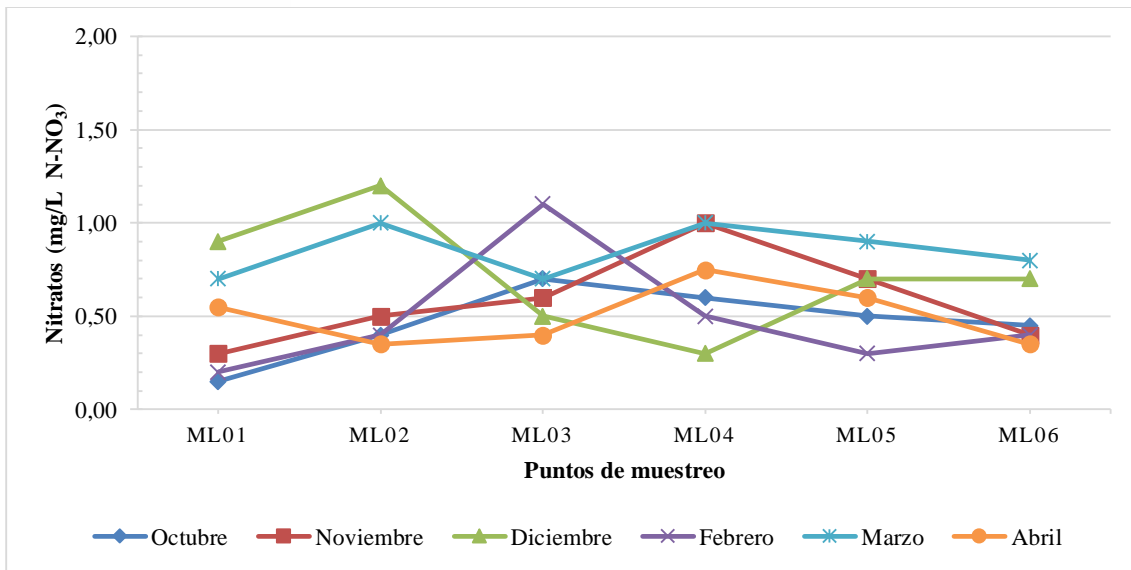


Figura 22. Concentración de nitratos en la laguna Maylas.

Fuente: Autores.

Con respecto al nitrógeno amoniacal (N-NH_3) las concentraciones más altas se encontraron en los meses de febrero, marzo y abril con $0.047 \text{ mg/L N-NH}_3$, $0.019 \text{ mg/L N-NH}_3$ y $0.020 \text{ mg/L N-NH}_3$ respectivamente; la época de verano presentó datos que oscilan entre 0.015 a $0.023 \text{ mg/L N-NH}_3$ (Figura 23). Sin embargo, en ninguna de estas épocas se sobrepasaron los límites máximos permisibles para la protección de vida acuática (29 mg/L N-NH_3) dados por el Texto Unificado de Legislación Secundaria, donde se relacionan el pH y la temperatura con la concentración de N-NH_3 (Ministerio del Ambiente, 2018).

De la misma forma que los nitratos, el valor más bajo se registró en el punto ML01, con una media general de $0.015 \text{ mg/L N-NH}_3$. Vincent et al. (1985) mencionan que las concentraciones de N-NH_3 suelen ser bajas en lagunas oligotróficas o mesotróficas que poseen aguas con buenos niveles de oxígeno disuelto, puesto que este nutriente es utilizado por las plantas de la zona fótica. En este mismo contexto, el punto más alto se exhibió en el segundo afluente de la laguna (ML03) con una concentración semestral de $0.048 \text{ mg/L N-NH}_3$. La laguna Maylas posee como fauna acuática introducida la trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*), las excretas de esta especie pueden ser una de las causas del aumento de N-NH_3 en el agua, así lo afirma Sosnovsky et al. (2020).

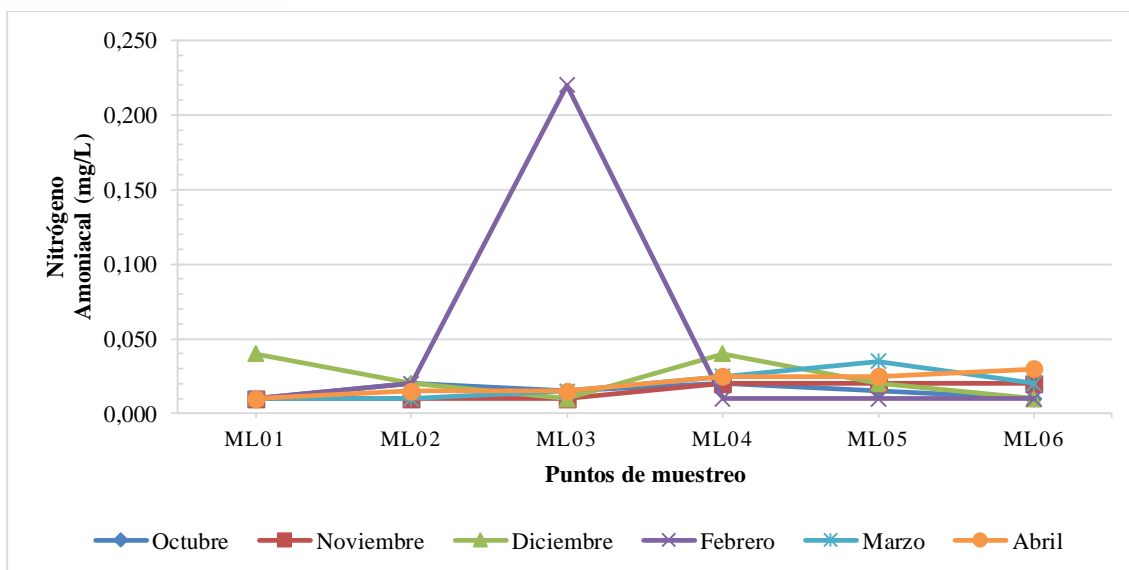


Figura 23. Concentración de nitrógeno amoniacal en la laguna Maylas.

Fuente: Autores.

Los resultados obtenidos para los fosfatos se pueden observar en la Figura 24, el mes que presentó mayores concentraciones fue abril con un promedio de 1.04 mg/L, siendo el punto ML03 el que mostró el pico máximo con 1.51 mg/L. Durante el verano los valores medios oscilaron entre 0.053 mg/L a 0.14 mg/L sobresaliendo con el valor más alto el mes de diciembre, en cuanto al invierno los promedios varían entre 0.10 mg/L a 1.04 mg/L.

Del mismo modo, en este periodo se presentaron mayores valores debido a que las altas precipitaciones y al aumento de caudales en marzo y abril como se observa en la Tabla 11, arrastran fosfatos (PO_4^-) hacia la laguna por la meteorización de las rocas, como lo asegura Olayemi (2021). De forma similar, los puntos ML02 y ML03 aportan concentraciones promedio de fosfatos de 0.34 mg/L y 0.31 mg/L respectivamente, estos puntos corresponden a las entradas de la laguna, las mismas que son origen glacial; por lo tanto, el transporte de fosfatos es mayor, lo que provoca un crecimiento acelerado de algas (Chanamé & Poma, 2022).

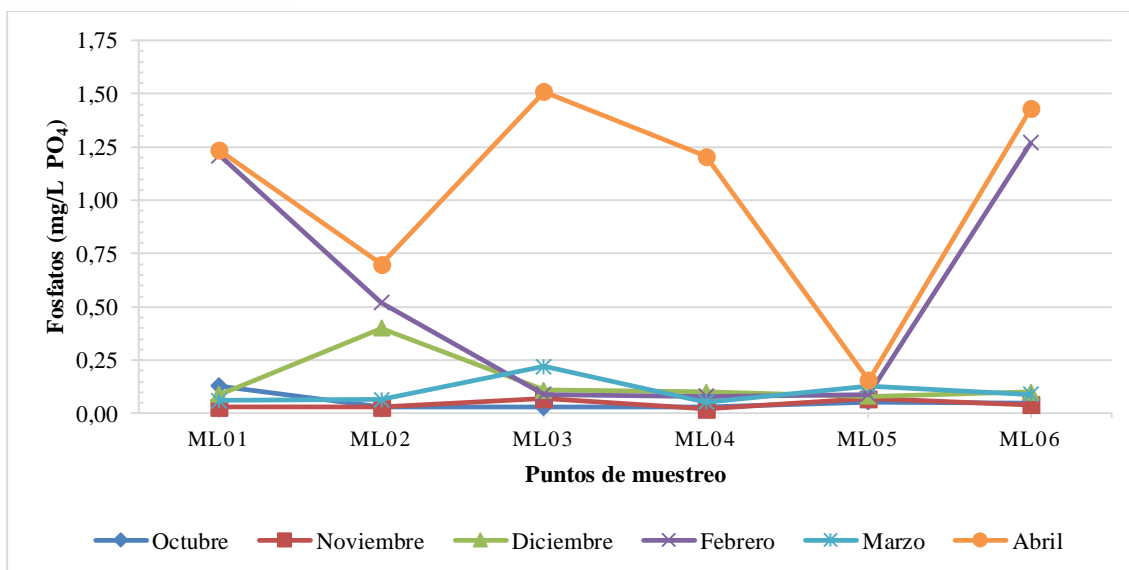


Figura 24. Concentración de fosfatos en la laguna Maylas.

Fuente: Autores.

El fósforo es uno de los principales elementos causantes de la eutrofización en cuerpos lacustres (Yepes et al., 2022). En la laguna Maylas este nutriente presentó valores altos en la temporada de invierno, con una media de 0.37 mg/L, contrario a la época de verano que registró un promedio más bajo de 0.28 mg/L. Esta tendencia ocurrió de manera similar en cuanto a los fosfatos; por lo tanto, en la Tabla 13 se puede evidenciar que la concentración de los fosfatos (PO_4) se incrementa junto a la del fósforo total (PO_4)³⁻, presentando una relación positiva, tal como lo afirman Hudson et al. (2000), con un coeficiente de determinación de 0.31.

En la Figura 25 se puede observar que las concentraciones más altas fueron en los meses de febrero, abril y noviembre, además el pico más alto fue en febrero en el punto ML05, que corresponde a la zona de campamento con una media general para este sitio de 0.42 mg/L. Estos resultados se pueden relacionar con las actividades recreativas que se llevan a cabo en este punto, pues es uno de los lugares más recorridos por los turistas, convirtiéndolo en una fuente puntual emisora de fósforo disuelto por las descargas de aguas residuales no tratadas, así lo corrobora Smil (2000). Con respecto al punto de concentración más bajo, se lo atribuyó al sitio ML01 que pertenece al centro de la laguna con un promedio general de 0.29 mg/L. Callieri et al. (2007) aseveran que las concentraciones más bajas de fósforo total en lagunas andinas están en las zonas más profundas y con menor luz.

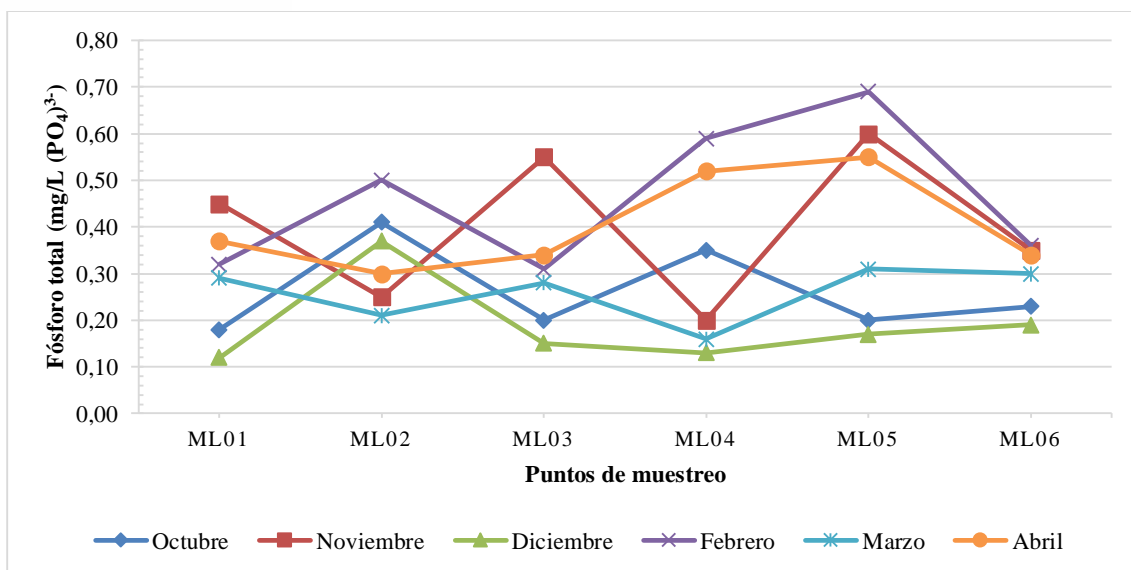


Figura 25. Concentración de fósforo total en la laguna Maylas.

Fuente: Autores.

Las concentraciones de sólidos totales (ST) se muestran en la Figura 26, con un promedio para los meses de verano de 15.41 ppm, y por otra parte para la estación de invierno fue de 11.19 ppm. Los valores mayores durante el verano se deben a que existe una mayor temperatura del agua, por consiguiente, la evaporación es mayor, causando la concentración de aniones y cationes en estos cuerpos lóticos, así lo señala Scordo et al. (2020).

Las mayores concentraciones se presentaron en el mes de noviembre en el punto ML06 con un valor de 35 ppm, seguido del punto ML04 con 26.4 ppm. La media de todos los meses para el sitio ML06 fue de 17.79 ppm, considerando la más alta de todo el muestreo. Por consiguiente, en la Tabla 13 se puede evidenciar que existe mayores concentraciones de ST cuando la transparencia del agua es menor, así también lo manifiestan Norambuena et al. (2022).

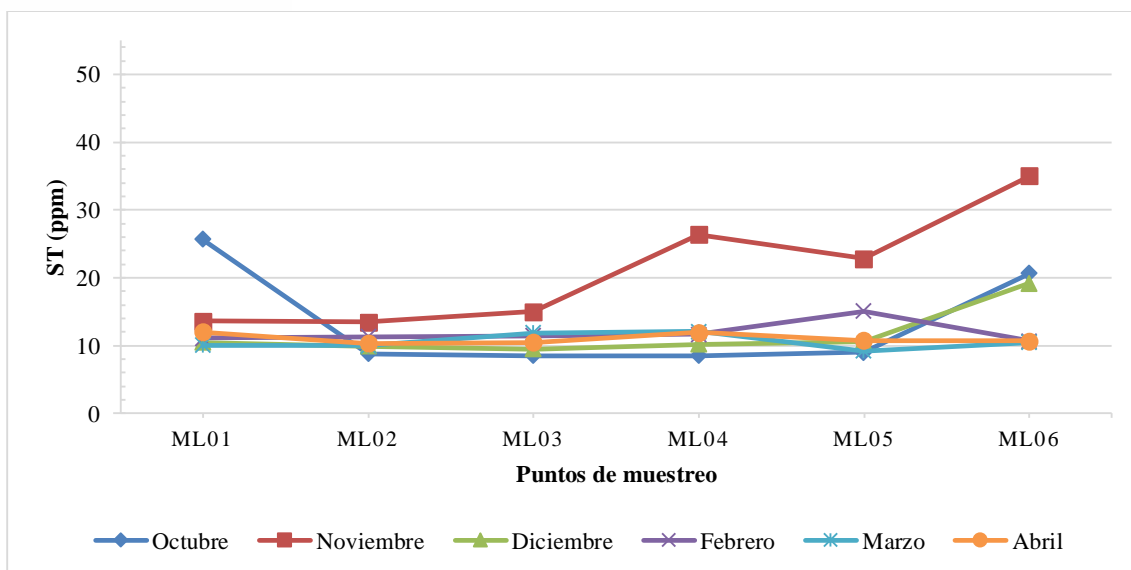


Figura 26. Concentración de sólidos totales en la laguna Maylas.

Fuente: Autores.

Respecto a la turbiedad (Figura 27), los resultados demostraron que durante la estación de estiaje el valor promedio fue de 1.36 NTU, y por otro lado en la estación invernal se presentó un valor promedio más alto de 1.51 NTU. El valor de turbiedad más alto fue registrado en el mes de abril en el punto ML02 con un valor de 2.11 NTU y el más bajo en el mes de octubre en los puntos ML02 y ML04 con un valor de 1 NTU.

Marín (2019) afirma que la turbidez en aguas naturales es consecuencia de las precipitaciones que ocasionan escorrentía superficial y arrastran materias en suspensión. Sin embargo, el punto ML04 que es la zona de erosión y más susceptible al arrastre de partículas, presentó un el valor más alto de 1.69 NTU en el mes de febrero, donde aún continuaba el periodo de verano. El promedio general de turbiedad para todos los meses fue de 1.45 NTU, que es un valor adecuado, considerando que Mosquera et al. (2022) menciona que valores menores a 3 NTU son comunes en este tipo de lagunas andinas.

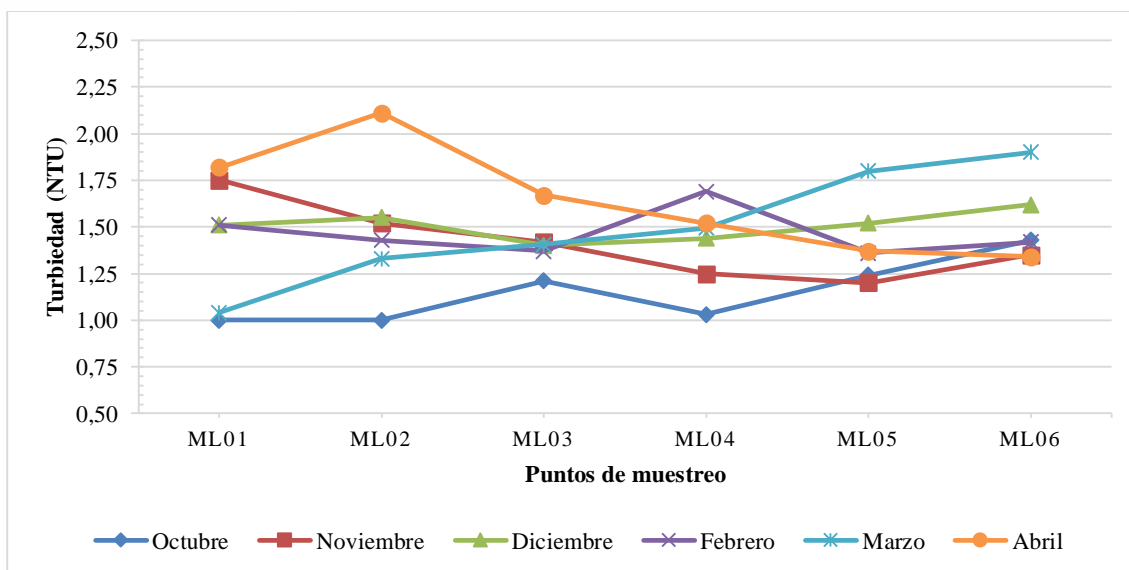


Figura 27. Turbiedad en la laguna Maylas.

Fuente: Autores.

En la Figura 28 se puede evidenciar las concentraciones de clorofila-a en la laguna Maylas. Los valores durante todo el muestreo fueron similares, sin embargo, durante la época de verano se tiene un promedio de 6.26 $\mu\text{g/L}$, en cambio en invierno fue de 5.7 $\mu\text{g/L}$. A pesar de eso, el valor más alto se presentó durante el mes de febrero en el punto ML05 que corresponde a la zona de campamento con un valor de 8.68 $\mu\text{g/L}$, puesto que durante este mes aún permanecía el estiaje.

Bastidas et al. (2018) aseguran que existe una relación inversa entre la turbiedad y la clorofila-a, por tal razón, durante los meses de verano donde hubo una menor turbiedad, los valores de clorofila-a fueron más altos. Van Colen et al. (2017) afirman que hay una correlación positiva entre la concentración fósforo y clorofila-a; por lo tanto, en la Tabla 13 se puede evidenciar este supuesto.

Con respecto al punto ML01 que corresponde al centro de la laguna, tiene un promedio general semestral de 7.12 $\mu\text{g/L}$, siendo el valor más alto con respecto a los demás puntos. Por lo descrito, Holm & Hewes (2004) mencionan que zonas con mayor transparencia permite una mayor actividad fotosintética, aumentando los niveles de clorofila-a.

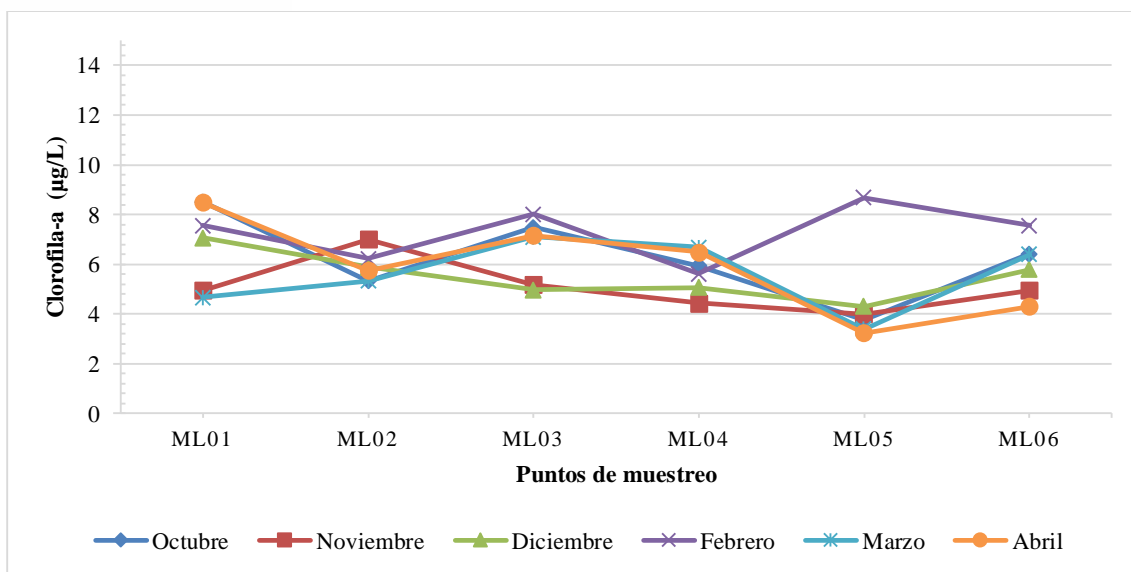


Figura 28. Concentración de clorofila-a en la laguna Maylas.

Fuente: Autores.

La concentración de coliformes fecales en la laguna Maylas (Figura 29) se presentó mayoritariamente baja durante todo el periodo de monitoreo, con la excepción del mes de abril donde obtiene su pico máximo con un valor de 1100 NMP/100 mL en el punto ML05. Es decir, que durante la época de lluvias es donde se presentaron mayores concentraciones de coliformes fecales, contrario a la época seca en donde se obtuvo nula concentración de coliformes.

Tal como señala Ferguson et al. (1996), la variación en la concentración de coliformes fecales durante la época seca y húmeda se debe a que estos microorganismos son indicadores de vida de corta duración en los sedimentos de los cuerpos de agua. Por lo tanto, su presencia se ve influenciada por los aportes durante la temporada de lluvias. Además, Reitter et al. (2021), señala que factores como el oxígeno disuelto y la temperatura explican las variaciones de la presencia de los coliformes en estos tipos de cuerpos de agua, dado que durante los períodos invernales se presenta una disolución de los sedimentos y por lo tanto un aporte de nutrientes para los microorganismos.

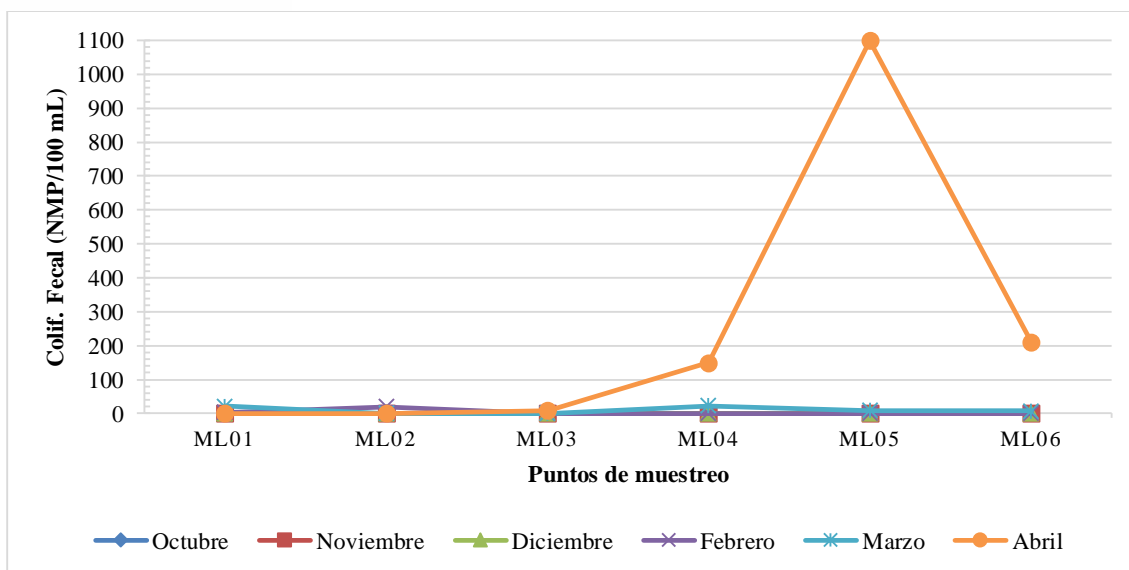


Figura 29. Concentración de coliformes fecales en la laguna Maylas.

Fuente: Autores.

4.2.1. Análisis de correlación

Al realizar un análisis de correlación de Pearson es concebible encontrar casos en los que algunas variables tengan un valor p significativo. El valor p llega a denotar la probabilidad la probabilidad de que la hipótesis nula sea cierta, en este caso, que no hay correlación entre las variables en la población

En este contexto, al obtener un valor p significativo para los parámetros, indica que hay pruebas para rechazar la hipótesis nula e inferir que existe una asociación estadísticamente significativa entre esa variable y las demás. El nivel de significación, tomado para la correlación es de 0.05. Con lo cual al analizar el valor p obtenido a partir de los datos promedio de los parámetros para cada punto de muestreo se determina la correlación entre las variables.

La Tabla 15 muestra la correlación obtenida entre los pares de variables, pero únicamente se consideran significativas aquellas con un valor p inferior a 0.05, lo que implica, que poseen una correlación. Los pares de parámetros significativos encontrados fueron: clorofila a - coliformes fecales, fósforo total - coliformes fecales, fósforo total - fosfatos, turbiedad - oxígeno disuelto, clorofila a - fósforo total. Por el contrario, el resto de pares de variables no son significativas, es decir, no presentan una correlación entre ellas.

La clorofila- a con coliformes fecales con un valor de correlación de -0.89, así mismo la clorofila- a también presenta una correlación de -0.9 con fósforo total, implicando así que existe una fuerte correlación negativa en ambos casos. Otra correlación que se presenta es

entre la turbiedad y el oxígeno disuelto, con un valor de 0.9. Por otro lado, también presenta un valor de correlación de -0.91 entre fósforo total y fosfatos.

Tabla 15. Análisis de correlación de parámetros.

	DBO ₅	Colif_F	Temp	pH	OD	NO ₂	NO ₃	NH ₃	PO ₄ ⁻	FT	ST	Turb	Chl_a	Transp
DBO ₅	1													
Colif_F	-0.28	1												
Temp	-0.8	0.57	1											
pH	-0.22	0.47	0.19	1										
OD	0.13	-0.1	-0.31	0.57	1									
NO ₂	-0.18	0.13	0.65	-0.15	-0.32	1								
NO ₃	0.094	0.093	0.18	-0.83*	-0.72	0.37	1							
NH ₃	0.41	-0.15	-0.077	-0.5	-0.78	0.4	0.53	1						
PO ₄ ⁻	0.17	-0.72	-0.37	0.23	0.52	-0.015	-0.67	-0.12	1					
FT	-0.11	0.9*	0.35	0.13	-0.2	-0.045	0.38	-0.11	-0.91*	1				
ST	-0.44	0.08	0.49	0.64	0.5	0.45	-0.61	-0.42	0.53	-0.31	1			
Turb	0.38	-0.27	-0.39	0.28	0.9*	-0.054	-0.46	-0.52	0.56	-0.3	0.43	1		
Chl_a	0.31	- 0.89*	-0.61	-0.2	0.049	-0.27	-0.33	0.26	0.77	-0.9*	-0.063	0.1	1	
Transp	-0.44	0.21	-0.019	0.25	-0.042	-0.75	-0.26	-0.39	-0.28	0.26	-0.28	-0.44	-0.026	1

Nota. *, p < 0.05.

Fuente: Autores.

De igual forma en el estudio llevado a cabo por Brandini et al. (2016), presenta el comportamiento de la clorofila-a en una tendencia opuesta en comparación con los nutrientes (a excepción de NO₂ y NO₃), lo cual posiblemente se relaciona con incrementos en la producción primaria, especialmente. Y a su vez Castañeda-Ruelas et al. (2023), remarca que, en los cuerpos de agua, la variación de los nutrientes y de la materia orgánica, así como las algas, impactan con una respuesta biológica dentro del ecosistema al llevarse a cabo los desequilibrios por la abundancia de nutrientes o la falta de ellos.

4.3. Índices de calidad (ICAs)

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

El índice propuesto por la National Sanitation Foundation (ICA-NSF) se calculó para las dos épocas (seca y lluviosa) mediante las ecuaciones 2 y 3, considerando los 9 parámetros que propone su metodología y las ponderaciones de los pesos para cada parámetro que se mencionó en la Tabla 10.

4.3.1.1. NSF Aditivo

En general los valores obtenidos para el ICA-NSF aditivo no varían mucho a lo largo de los meses para la época de verano. En el mes de octubre los valores no fueron variando en gran medida y presentando su menor valor en el punto ML05 con un valor de 85.49 lo que indica una calidad de agua buena. Del mismo modo, para el mes de noviembre los valores de calidad de agua no varían significativamente ya que están en un rango de 80.24 a 84.14 indicando de esta forma una calidad de agua buena. Finalmente, para el mes de diciembre sus valores del mismo modo no presentaron grandes variaciones y siendo su valor más bajo de 75.96 que indica una calidad de agua buena.

Al analizar los resultados mensuales, se evidencia que los valores correspondientes a los meses de estudio apenas difieren ligeramente entre ellos, en relación con la época seca. La Figura 30 confirma que los valores del índice ICA-NSF aditivo se sitúan por encima de la línea que indica media calidad, lo que implica que, en cada punto durante el periodo de verano, se tiene una calidad de agua buena. Por lo cual, implica que las aguas del cuerpo de agua se consideran ligeramente contaminadas.

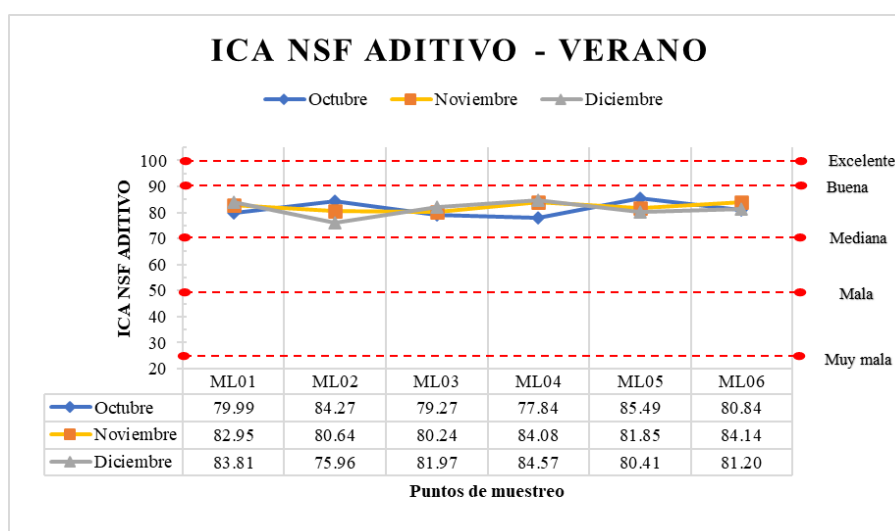


Figura 30. Distribución y clasificación del ICA NSF-Aditivo para verano.

Fuente: Autores.

Por otro lado, la Figura 31 muestra los resultados obtenidos para la época de invierno del índice NSF-aditivo. En la cual se presentan para el mes de febrero los valores más bajos de 70.60 en el punto ML02, de forma que tiene una calidad de agua mediana. En cambio, en el mes de marzo existe una ligera variación respecto a los puntos ya que en todos sus puntos supera la línea de calidad de agua mediana, lo que implica que es una calidad de agua buena, teniendo un valor máximo en el punto ML02 con un valor de 86.21, siendo el valor más alto durante el periodo de invierno. Por otro lado, el mes de abril se mantuvo con valores relativamente similares, con todos sus valores superando la línea de calidad mediana ya que sus valores se encontraban en un rango de 75.17 a 83.63.

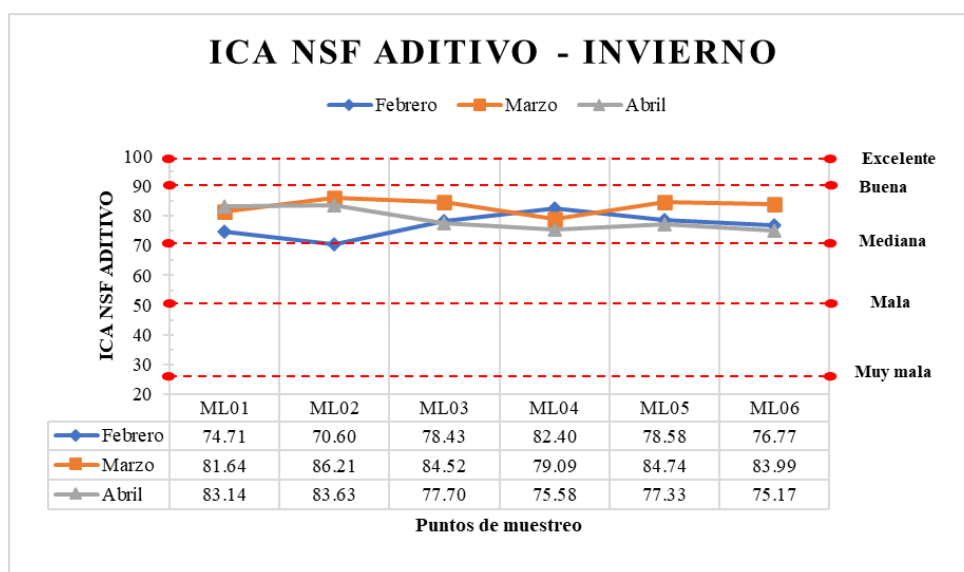


Figura 31. Distribución y clasificación del ICA NSF-Aditivo para invierno.

Fuente: Autores.

El enfoque ICA INSF que se utiliza para generar el Índice de Calidad del Agua (ICA), está avalado y certificado por la Fundación Nacional de Saneamiento de Estados Unidos (INSF), lo que lo convierte en el índice más utilizado a nivel mundial para medir la calidad de las aguas superficiales autorizadas. Es crucial destacar que este índice es adaptable y puede actualizarse en función de las condiciones actuales de cada sistema acuático (Ruiz et al., 2007). Esta característica demuestra su fiabilidad al ajustarse perfectamente a los rasgos e idiosincrasia de cada medio acuático, lo que se traduce en una evaluación más precisa y relevante de la calidad del agua.

Al comparar los resultados obtenidos entre invierno y verano para el índice NSF-aditivo, se puede apreciar que existe una disminución del valor en general en los meses de invierno, ya que poseen un resultado menor a comparación con los resultados de los meses de verano, pero aun manteniendo una calidad buena, aunque con un punto que muestra calidad mala

en la época de invierno. Posiblemente esta variación podría deberse a que las estaciones de invierno y verano en la zona de estudio no presentan diferencias muy marcadas. Este resultado varío con el estudio realizado por Pérez et al. (2019), quienes reportaron una calidad de agua moderada en el lago Junín. Y durante la época de invierno, los valores de calidad del agua oscilaron entre 57 y 61, mientras que, durante la época de verano, oscilaron entre 47 y 50, en cuyo caso la época invernal presenta una mejor calidad de agua a comparación con la época de verano. Cabe destacar que los valores que reporta de ICA en el lago Junín fueron inferiores a los obtenidos para la laguna Mayals, debido principalmente a la contaminación resultante de las actividades de una empresa minera.

Los valores obtenidos se encuentran mejores que el rango que presentan Salcedo et al. (2018), en su estudio de calidad de agua que poseen las lagunas que se encuentran en zonas rurales, ya que en su investigación que llevó a cabo un análisis de la calidad del agua en cuatro lagunas distinta, revela que la calidad del agua en estas lagunas varió en un rango que iba desde buena hasta mala, con valores que oscilaron entre 44 y 78. Estos valores representan mediciones que indican el nivel de pureza y las características físico-químicas del agua en cada laguna.

4.3.1.2. NSF Multiplicativo

Por otro lado, cuando se aplicó el ICA-NSF multiplicativo, los valores obtenidos para la época de verano (Figura 32), tuvieron rangos que varían desde los 74.49 a 884.62. Para el mes de octubre se obtuvo el mínimo valor en el punto ML04 con un valor de 75.05 y un valor máximo de 84.62 en el punto ML05, lo que implica que se encuentran por encima de la línea de muy mediana calidad del agua. Del mismo modo, el mes de noviembre presentó un rango de valores de 78.60 a 83.42 con no mucha variación entre los puntos, pero asimismo superaron la línea de mediana calidad de agua. Finalmente, el mes de diciembre, de modo similar no posee una gran diferencia entre los puntos, ya que tiene como mayor valor 83.20 en el punto ML01 y como mínimo en ML02 con un valor de 74.49, de forma análoga supera el valor de 70 que es límite de mediana calidad de agua.

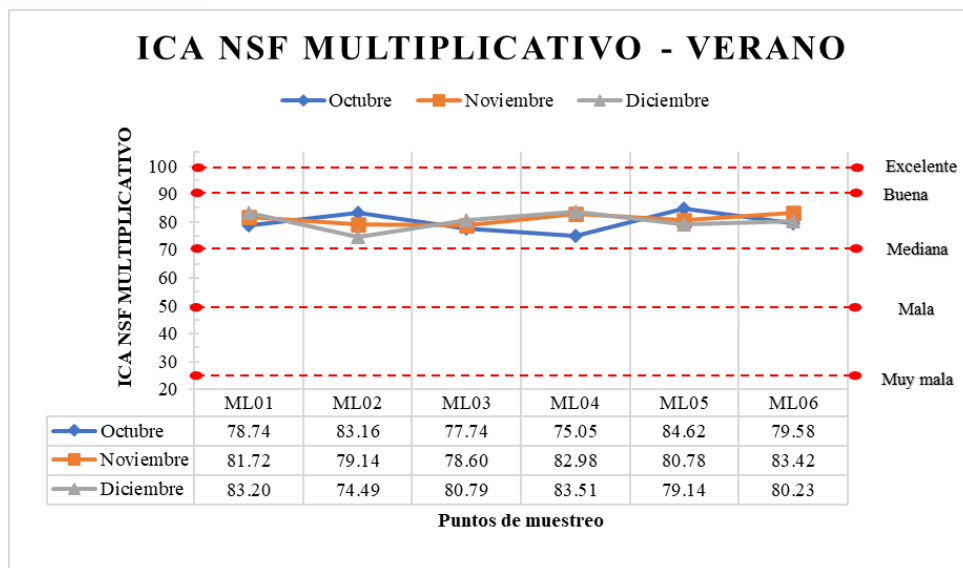


Figura 32. Distribución y clasificación del ICA NSF-Multiplicativo para verano.

Fuente: Autores.

Durante la temporada invernal, el índice ICA-NSF multiplicativo tuvo una leve variación en sus valores entre diferentes puntos (Figura 33). Para el caso del mes de febrero tuvo un valor máximo de 80.60 en el punto ML04 indicando así que la calidad de agua es buena, y por otro lado como un valor mínimo tiene un valor de 71.82 en el punto ML01 que indica nuevamente una calidad buena del agua. De forma similar el mes de marzo presentó un rango no muy variado desde los 77.44 a 84.47, siendo el mínimo de 77.44 para el punto ML04 que posee la característica de una buena calidad de agua, por otra parte, su valor máximo se sitúa en los 84.47, en el punto ML05, de modo que es una calidad buena del agua. Finalmente, para el mes de abril, presentó un patrón similar con rangos levemente variables, siendo su mínimo en el punto ML06 con valor de 70.09 indicando una mediana calidad, y cuyo valor máximo se encuentra en el punto ML02 con un valor de 82.47, presentando de este modo una buena calidad de agua.

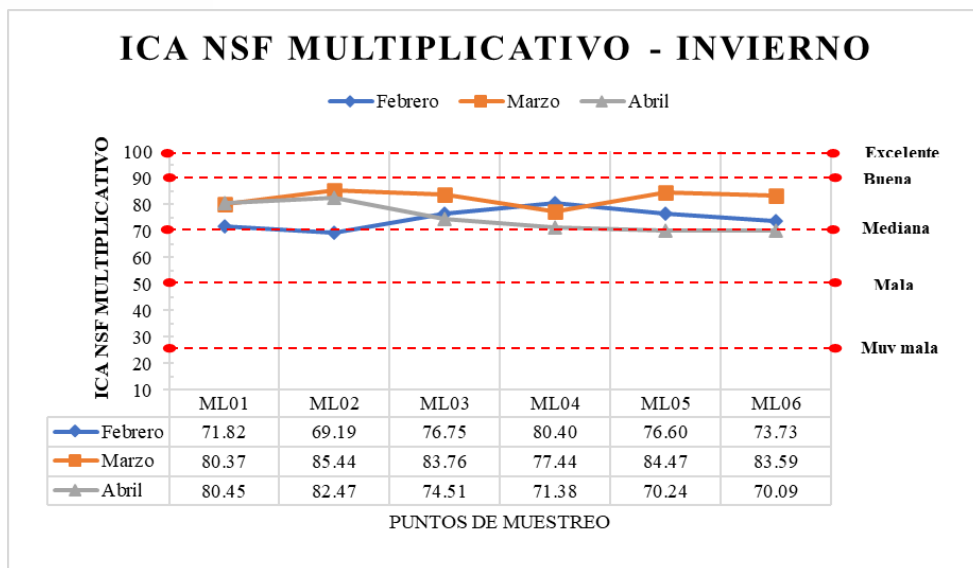


Figura 33. Distribución y clasificación del ICA NSF-Multiplicativo para invierno.

Fuente: Autores.

Según Torres et al. (2018) en los cálculos del ICA-NSF multiplicativo se utiliza el enfoque del producto ponderado, también conocido como ecuación multiplicativa. La NSF sugiere utilizar ecuaciones multiplicativas porque son más sensibles a los valores altos de los subíndices "li", que suelen estar relacionados con fluctuaciones considerables de la calidad del agua. La técnica multiplicativa evita el eclipsamiento, lo que da lugar a un valor deseable para el índice general a pesar de que uno o más subíndices indican malas circunstancias. La ecuación multiplicativa proporciona una evaluación más precisa y rigurosa de la calidad del agua, ya que tiene en cuenta la influencia de cambios graves que podrían afectar considerablemente a los resultados del índice. Esta opción permite una detección y evaluación más precisas de cualquier cambio significativo en la calidad del agua, garantizando un examen exhaustivo de las múltiples causas implicadas.

4.3.1.3. Análisis estadístico del índice NSF

4.3.1.3.1. Aditivo

La prueba de normalidad de Shapiro-Wilk determinó que todos los puntos de la muestra siguen una distribución normal. En consecuencia, se mantiene el supuesto de normalidad de los datos. Además, se cumplieron los dos criterios adicionales: homocedasticidad (igual varianza) entre tratamientos y aleatorización (ver el Anexo A).

En consecuencia, se utilizó la prueba paramétrica de ANOVA con un umbral de significación del 5%. Los resultados revelaron un valor p de 0.994, que supera el nivel de significación. En consecuencia, no hay pruebas suficientes para rechazar la hipótesis nula de esta prueba, que

afirma que no hay variaciones estadísticamente significativas en los índices derivados para la media de cada punto de la muestra.

A partir de estos resultados, se determinaron las medias de los índices para invierno y verano para la laguna de Maylas. En la Tabla 16 se puede observar una mejor calidad del agua en el verano según el índice NSF aditivo.

Tabla 16. Promedio del índice de calidad de agua ICA NFS-Aditivo.

ICA - NSF Aditivo		
Puntos de muestreo	Verano	Invierno
ML01	82.25	79.83
ML02	80.29	80.15
ML03	80.50	80.22
ML04	82.16	79.02
ML05	82.58	80.21
ML06	82.06	78.64
Promedio	81.64	79.68

Fuente: Autores.

En la Figura 34 se presenta una representación gráfica de la calidad del agua en la laguna Maylas, estimada mediante interpolación ponderada de distancias del promedio del índice para cada punto. Los valores oscilan entre 80.22 y 81.40 mostrándose con un color verde las zonas con valores más altos del índice, mientras que con un color rojizo los valores más bajos, y con un tono amarillo los valores intermedios que tienen a valores más altos, y por su contraparte los colores anaranjados tienden a valores más bajos. Estos valores indican una calidad buena del agua, debido a los resultados de los parámetros que componen al índice.

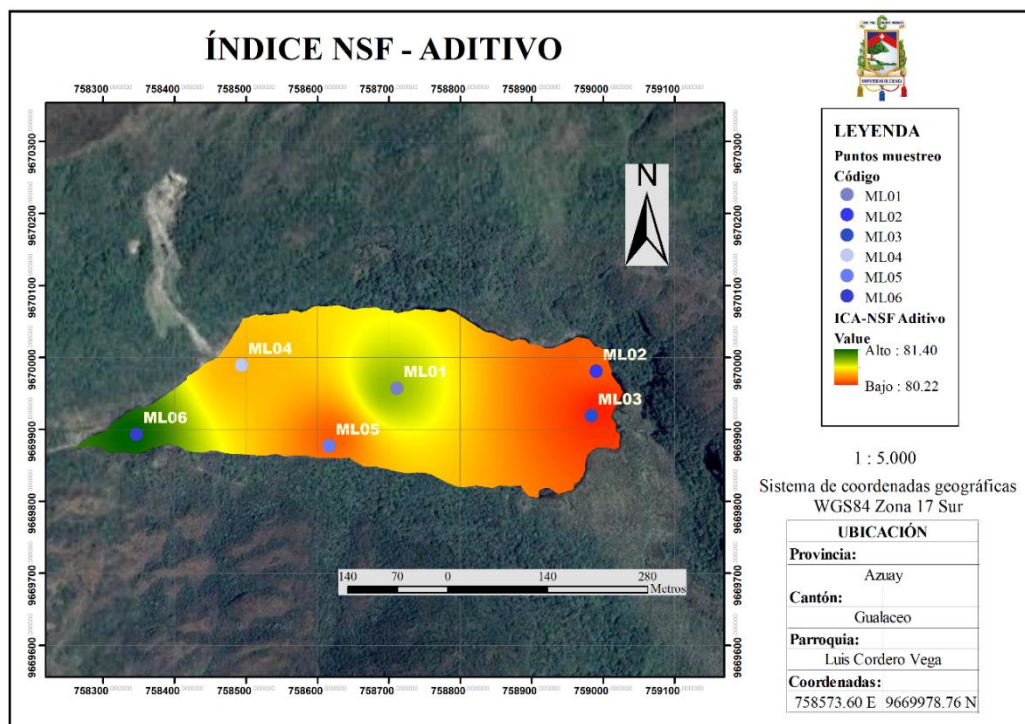


Figura 34. Mapa del índice NSF-Aditivo de la laguna de Maylas.

Fuente: Autores.

4.3.1.3.2. Multiplicativo

La prueba de normalidad de Shapiro-Wilk determinó que todos los puntos de la muestra siguen una distribución normal, lo que valida el supuesto de normalidad de los datos. Además, al aplicar los test para el resto de los supuestos, se cumplieron los criterios de homocedasticidad adicional (igual varianza) y aleatoriedad (véase el Anexo B).

Por consiguiente, se utilizó la prueba paramétrica ANOVA con un umbral de significación del 5%. Los resultados indicaron un valor p de 0.999, superior al nivel de significación. En consecuencia, no hay pruebas suficientes para rechazar la hipótesis nula de esta prueba, lo que sugiere que no existen diferencias estadísticamente significativas en los índices calculados para la mediana de cada punto de muestreo.

En base a estos datos, se determinaron las medias de invierno y verano de los índices para la laguna de Maylas (Tabla 17). Según el índice multiplicativo de la NSF, la calidad del agua parece mejorar a lo largo del verano.

Tabla 17. Promedio del índice de calidad de agua ICA NFS-Multiplicativo.

ICA - NSF Multiplicativo		
Puntos de muestreo	Verano	Invierno
ML01	81.22	77.54
ML02	78.93	79.04
ML03	79.04	78.34
ML04	80.51	76.41
ML05	81.51	77.11
ML06	81.08	75.80
Promedio	80.38	77.37

Fuente: Autores.

La calidad del agua en la laguna Maylas se visualiza en la Figura 35 mediante una representación gráfica. Se empleó la técnica de interpolación ponderada de distancias para estimar la calidad en cada punto de la laguna a partir del promedio de los puntos. Los valores de calidad oscilan entre 78.44 a 79.38, y se representan mediante colores en el gráfico: las zonas con valores más altos se muestran en tonos verdes, mientras que las zonas con valores más bajos se destacan en tonos rojizos. Los valores intermedios se visualizan en tonos amarillos tendiendo hacia valores más altos, y los tonos anaranjados tendiendo a valores más bajos. Estos resultados indican que el agua en la laguna Maylas posee una buena calidad, según los parámetros considerados en el cálculo del índice.

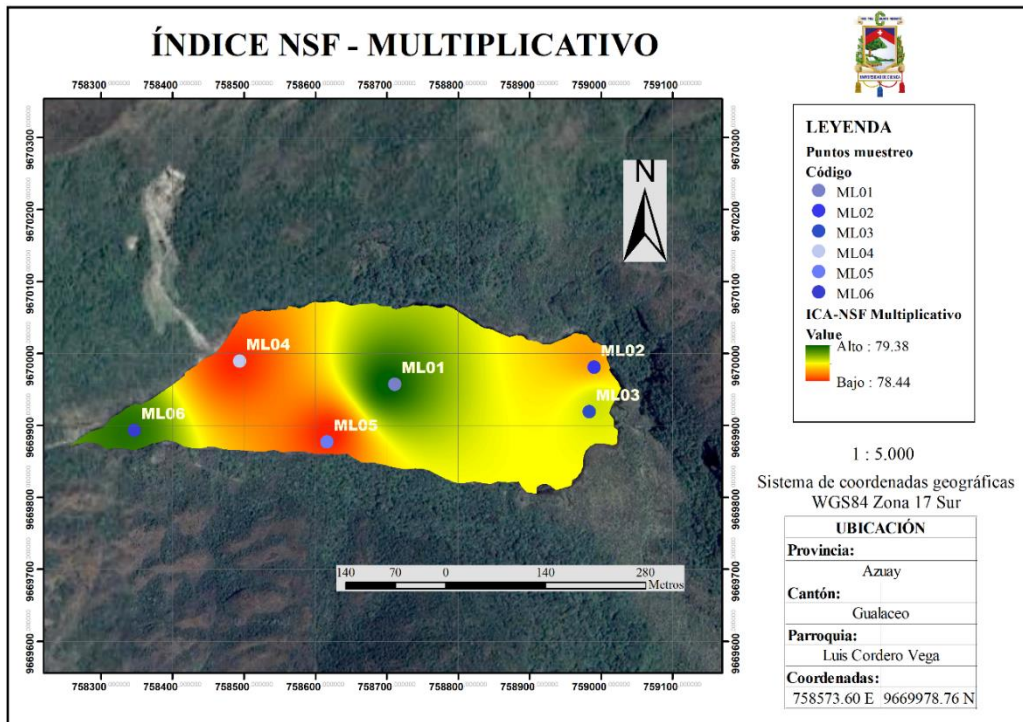


Figura 35. Mapa del índice NSF-Multiplicativo de la laguna de Maylas.

Fuente: Autores.

4.3.1.4. Variabilidad temporal del ICA NSF

4.3.1.4.1. Aditivo

Se utilizó una prueba t emparejada con un nivel de confianza del 95% para evaluar el comportamiento de la laguna de Maylas durante las estaciones de verano e invierno en relación con los resultados del índice NSF-aditivo. El análisis estadístico arrojó un valor p de 0.01947 (véase el Anexo A), inferior al nivel de significación establecido. Como resultado, se rechaza la hipótesis nula de que la diferencia de medias en el conjunto de datos emparejados es igual a 0. En otras palabras, existe una diferencia estadística entre la época de verano e invierno, siendo de este modo la época de verano la que presentó una mejor calidad de agua a comparación del invierno, aunque ambos valores se encuentren en el rango de calidad buena de agua.

4.3.1.4.2. Multiplicativo

Se empleó un análisis de prueba t pareado con un nivel de confianza del 95% para examinar el comportamiento de la laguna de Maylas durante las estaciones de verano e invierno en relación con los resultados del índice NSF-multiplicativo. El análisis estadístico reveló un valor p de 0.01965 (véase el Anexo B), el cual se encontró por debajo del nivel de significancia

establecido. Por consiguiente, se rechaza la hipótesis nula que sostiene que la diferencia promedio en el conjunto de datos emparejados es igual a cero. Es decir, que entre la época de verano e invierno existe una diferencia significativa entre sus medias, de esta manera la época de verano mostró un mejor valor de calidad de agua a diferencia del invierno, sin embargo, ambos valores se hallan en el rango de calidad buena de agua.

4.3.2. Índice de Oregón

El índice de Oregón aplica el uso de 8 variables y realizando un promedio aritmético de las mismas, como se pueden observar en las ecuaciones (18) y (19) de la presente investigación. En la Figura 36 se observan los resultados obtenidos del índice para la temporada de verano, los valores están entre categorías de una calidad de agua buena hasta una de bajas condiciones. En general, los datos se encuentran entre rangos de 61.16 - 89.39 y el promedio de la calidad de agua por mes fue similar en todos los casos, con cifras de 76.48, 76.76 y 76.56 respectivamente, lo que califica a esta época como un agua de calidad pobre.

La variable que tuvo una mayor influencia en estos resultados fue la DBO₅ que como se mencionó anteriormente, tenía mayores concentraciones durante el verano. Otro parámetro que también tuvo incidencia fue el fósforo total especialmente en el punto ML02 que corresponde a una de las entradas de la laguna Maylas. Con respecto a las coliformes fecales, fue el factor que permaneció constante, pues no hubo presencia de estos microorganismos en estos meses. De la misma manera ocurrió con los sólidos totales (ST), en todos los meses tuvo una valoración de 100, puesto que se encontraban por debajo de 40 mg/L.

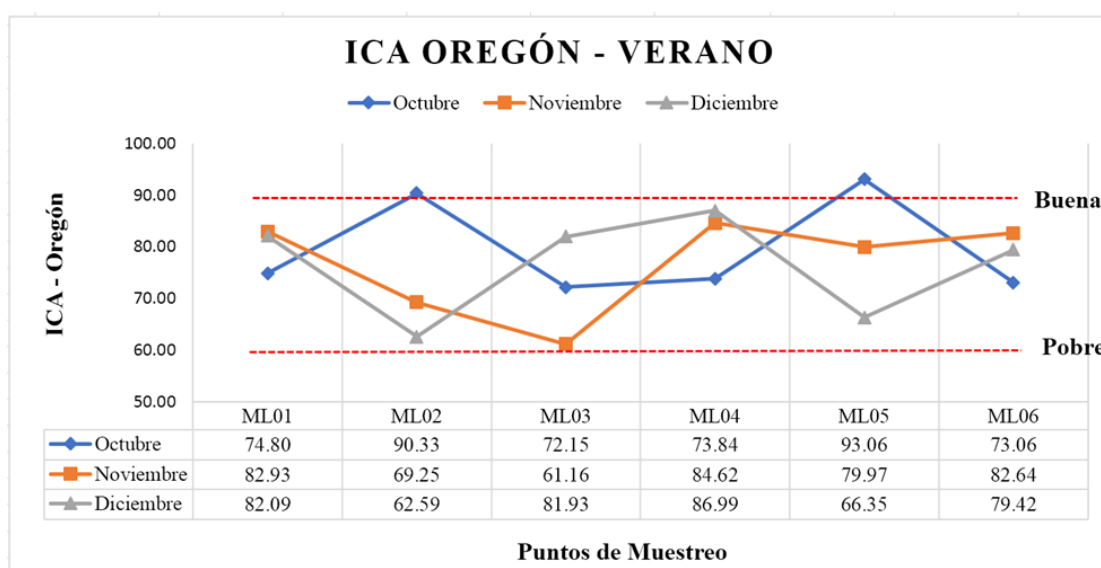


Figura 36. Distribución y clasificación del índice de Oregón para verano.

Fuente: Autores.

Con relación a la calidad del agua de la laguna Maylas en los meses de invierno, en la Figura 37 se analiza que el mes de marzo se encuentra entre los límites de buena y pobre calidad, con valores que oscilan entre 69.02 - 88.64, registrándose la mejor calidad en el punto ML05. Del mismo modo, en el mes de febrero se presentaron buenas condiciones de calidad de agua en sitio ML04, correspondiente a la zona de erosión.

Respecto al mes de febrero, se presentó que los puntos ML01 y ML06 están por debajo de la categoría de calidad muy pobre con ICAs de 26.91 y 26.82 correspondientemente. Así mismo, para el mes de abril se obtuvieron datos muy pobres de calidad en los puntos ML01, ML03, ML04 y ML06. Dentro de este contexto, el fósforo total fue el causante de estas bajas clasificaciones, pues en todos los casos se registró un subíndice con una valoración de únicamente de 10, por sobrepasar los límites de 0.25 mg/L de P total dados por el índice de Oregón.

En cuanto a las coliformes fecales, que sí estuvieron presentes en este periodo de invierno, tuvieron una influencia significativa en el mes de abril, específicamente en el punto ML05, ya que el subíndice con relación a este parámetro fue de 34.59, asignándole dentro de la categoría de calidad de agua pobre.

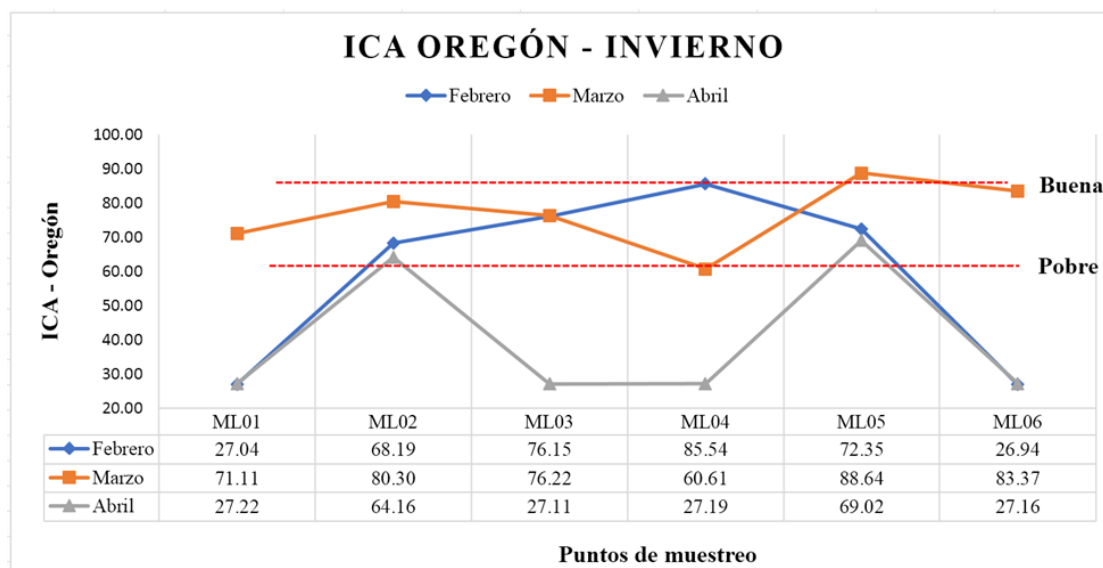


Figura 37. Distribución y clasificación del índice de Oregón para invierno.

Fuente: Autores.

Al evaluar la Figura 36 y Figura 37 que corresponden a las dos estaciones de monitoreo, se deduce que según el ICA de Oregón (OWQI), la calidad de agua presenta mejores condiciones en la temporada de verano. Sin embargo, estos valores siguen siendo bajos, considerando que la laguna Maylas es un cuerpo acuático altoandino y que sus aguas son utilizadas para consumo humano y preservación ambiental. Estos resultados están acordes

a los obtenidos por Javadinejad et al. (2021), ya que en su estudio demostró que la mejor calidad de agua obtuvo en el mes de noviembre con 48.18 a causa de la dilución de la concentración de contaminantes y la peor fue en mayo con 38.12 debido a que la concentración de coliformes fecales y fosfatos eran altas en comparación con las demás estaciones. Goher et al. (2018) en su investigación obtuvo ICAs de 17.05 a 67.4 para el análisis del lago Qarun, similares a las obtenidas en algunos puntos de la laguna Maylas, por lo que este autor concluyó que estas no son las condiciones óptimas para el desarrollo de actividades recreativas, como la pesca deportiva.

Por otro lado, la aplicación del índice de Oregón (OWQI) para evaluar la calidad de agua de cuerpos lacustres tiene algunas desventajas; puesto que este índice se caracteriza por la evaluación de aguas que no poseen un uso específico (Pascual et al., 2019). Además, fue desarrollado por Cude (2001) que tenía el propósito de valorizar la calidad de agua de ríos, esto puede crear problemas de ambigüedad, por lo que su uso para distintos cuerpos de agua debe abordarse con precaución.

4.3.2.1. Análisis estadístico del Índice de Oregón

El test de Shapiro Wilk para el análisis de la normalidad, determinó que todos los puntos de muestreo siguen una distribución normal, a excepción de los puntos ML01 y ML06, sin embargo, no se alejan demasiado de este supuesto y al ser una condición poco estricta se puede asumir que las cifras si son normales. De forma adicional, los valores cumplieron con otros dos requisitos; igual varianza en los tratamientos (homocedasticidad) y la aleatorización (Anexo C).

Por consiguiente, se aplicó la prueba ANOVA unidireccional, donde los resultados mostraron un valor p de 0.75 que es mayor al nivel de significancia, por lo que no existen evidencias suficientes para rechazar la hipótesis nula de este test, que establece que las medias de los índices obtenidos para cada punto de muestreo no presentaban diferencias estadísticamente significativas.

Con estos resultados se calculó el promedio de los índices para invierno y verano para la laguna Maylas. En la Tabla 18 se puede observar que se presentó una mejor calidad del agua en el verano según el índice de Oregón.

Tabla 18. Promedio del índice de calidad de agua de Oregón.

OWQI				
Puntos de muestreo	Verano	Categoría	Invierno	Categoría
ML01	79.11	Limpia	41.75	Muy pobre
ML02	72.63	Pobre	70.25	Pobre
ML03	71.00	Pobre	58.95	Muy pobre
ML04	81.02	Limpia	56.56	Muy pobre
ML05	78.24	Pobre	75.92	Pobre
ML06	77.60	Pobre	45.78	Muy pobre
Promedio	76.60	Pobre	58.20	Muy pobre

Fuente: Autores.

En la Figura 38 se visualiza gráficamente la calidad de agua de la laguna Maylas, estimada por la interpolación de la distancia ponderada (IDW), que se aplicó a los promedios de invierno de verano de cada punto de muestreo. El color verde representa un agua de mejor calidad en los puntos ML02 y ML05, y el color rojo indica los sitios donde se encuentra un agua de calidad pobre. Por otra parte, los lugares tonos anaranjados y amarillentos que se presentan en los sitios cercanos a los puntos de medición, fueron estimados por el IDW con valores intermedios entre 77.07 y 60.42.

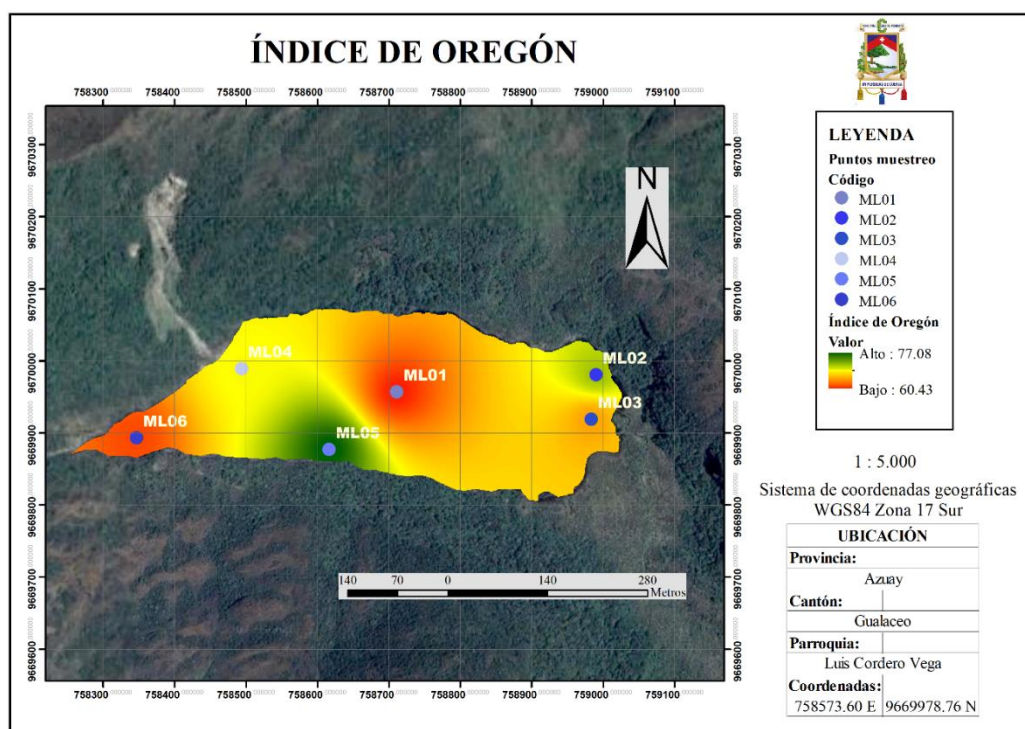


Figura 38. Mapa del índice de Oregón de la laguna de Maylas.

Fuente: Autores.

4.3.2.2. Variabilidad temporal del Índice de Oregón

Para determinar el comportamiento de la laguna Maylas, a lo largo de los periodos de verano e invierno con respecto a los resultados del índice de Oregón, se aplicó la prueba t student para datos pareados, con un nivel de confianza del 95 %. El test determinó un valor p de 0.03, que es menor al nivel de significancia de la prueba, por lo que se rechaza la hipótesis nula de que el valor medio de las diferencias de un conjunto de datos pareados sea igual a 0, es decir existen diferencias significativas entre estas dos temporadas (Anexo C).

4.3.3. Análisis de componentes principales

El primer componente principal (PC1) contiene la mayor cantidad de variabilidad de los datos de la calidad de agua de la laguna Maylas, pues representa un 44.5 % de esta varianza (Figura 39). Como se observa en el Tabla 19, la variable que tiene un mayor peso y que más aporte tiene sobre el PC1 es el oxígeno disuelto, estos resultados concuerdan con los estudios de Fernández et al. (2017), que para el cálculo del ICA NSF le asigna una mayor ponderación a este parámetro físico. De la misma forma, este componente expuso cargas positivas con los sólidos totales disueltos y la turbiedad, que son por la contribución de las escorrentías que transportan una gran cantidad de iones, y sedimentos hacia la laguna.

El PC2 explicó un 39.8 % de la varianza del conjunto de datos, donde la variable que tuvo una mayor aportación es la temperatura, y en contraste presentó una carga negativa con la DBO₅. Por último, el tercer componente (PC3) está ligado fuertemente al pH, en general este parámetro presentó buenos resultados para el cálculo de los ICAs, y es un buen indicador de los procesos biológicos que se dan en la laguna Maylas.

Tabla 19. Resultados del PCA para calidad de agua.

Parámetros	PC1	PC2	PC3
DBO ₅	-0.0106	-0.5898	0.1602
Temperatura	-0.0284	0.6101	-0.2351
pH	0.4530	0.2103	0.8115
Oxígeno disuelto	0.5672	-0.1717	-0.0689
STD	0.4676	0.3455	-0.2258
Turbiedad	0.5035	-0.2947	-0.4527

Fuente: Autores.

En la Figura 39, se analizó la relación que existió entre las variables que definieron la calidad de agua de la laguna Maylas. Por un parte, se obtuvo que los parámetros que estuvieron correlacionadas positivamente fueron; pH, oxígeno disuelto, sólidos totales y turbiedad. Sin

embargo, la temperatura presentó independencia estadística con respecto al vector del oxígeno disuelto, es decir, estos dos factores no estuvieron relacionados. Este resultado no está acorde con el principio dado por Li et al. (2023), quienes afirmaron que la temperatura y el oxígeno disuelto tienen una relación indirectamente proporcional.

En este mismo sentido, el punto ML02 se caracterizó por presentar mayores concentraciones de DBO_5 , pese a que se obtuvo incongruencias con respecto a la relación entre la temperatura y la DBO_5 , ya que demostraron una correlación negativa. Sin embargo, autores como Rivera et al. (2013) y Rico et al. (2014) en sus investigaciones desarrolladas en el humedal de Jaboque y la laguna de Tecocomulco respectivamente, obtuvieron en los análisis de PCA que los vectores de la temperatura y la DBO_5 tenían una relación positiva. No obstante, también afirmaron que los valores más altos de la DBO_5 se presentan luego de periodos con altas precipitaciones, ya que mediante la escorrentía superficial se transporta una gran cantidad de material alóctono de las cuencas hacia el agua.

Una de la causa de estos resultados, puede ser la pérdida de variabilidad de datos del análisis estadístico, ya que los dos componentes principales explican el 84.3 % de la varianza. Además, Groth et al. (2008) afirmó que el análisis de PCA no está diseñado para detectar estructuras definidas para un conjunto de variables, y que, al escalar datos con valores demasiado altos con otros bajos, pueden tener diferente impacto en el PCA.

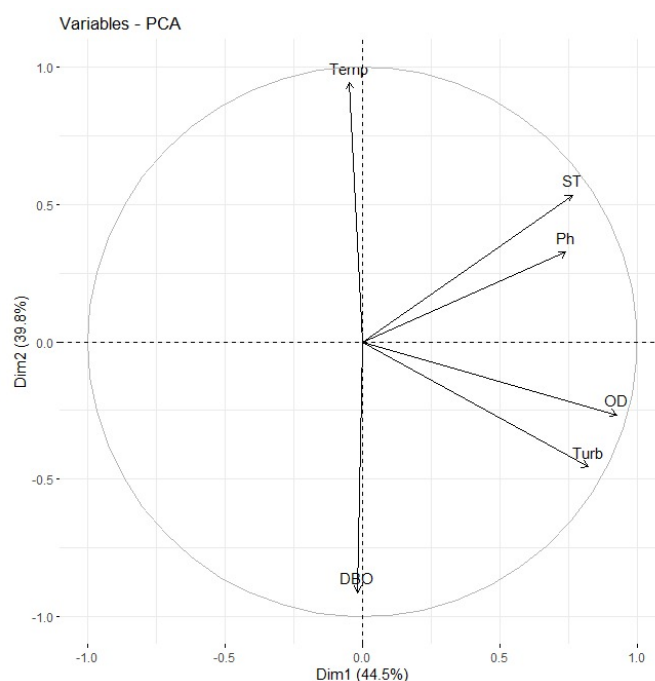


Figura 39. Análisis de los componentes principales para parámetros de calidad de agua.

Fuente: Autores.

4.3.4. Comparación de resultados

Los resultados de los índices que evalúan la calidad de agua de la laguna Maylas en seis puntos de muestreo se presentan en la Tabla 20, donde se puede observar la diferente categorización de cada tipo de índice. Para el caso del índice NSF-aditivo clasifica todos los puntos como un estado de buena calidad del agua. Del mismo modo, al determinar la calidad del agua por el índice NSF-multiplicativo se determinó que en todos los puntos muestreados el estado del agua posee una calidad buena. Por otro lado, el tercer índice obtenido, el de Oregón, clasifica a todos sus puntos con una calidad de agua pobre. Por tanto, se puede afirmar que el índice de Oregón muestra una mayor sensibilidad ante las concentraciones elevadas de los parámetros que fueron analizados.

Tabla 20. Comparación de resultados de índices de calidad del agua en la laguna Maylas.

Puntos de muestreo	Índice de la National Sanitation Foundation (ICA NSF-aditivo)		Índice de la National Sanitation Foundation (ICA NSF-multiplicativo)		Índice de Oregón (OWQI)	
	Valor	Interpretación	Valor	Interpretación	Valor	Interpretación
ML01	81.04	Buena	79.38	Buena	60.43	Pobre
ML02	80.22	Buena	78.98	Buena	71.44	Pobre
ML03	80.36	Buena	78.69	Buena	64.98	Pobre
ML04	80.59	Buena	78.46	Buena	68.79	Pobre
ML05	81.40	Buena	79.31	Buena	77.08	Pobre
ML06	80.35	Buena	78.44	Buena	61.69	Pobre

Fuente: Autores.

La Tabla 21 ofrece una comparación de los índices de calidad del agua obtenidos en la laguna Maylas en relación con otros estudios realizados en diversas partes del mundo, utilizando metodologías similares. Al aplicar el índice de calidad del agua de la Fundación Nacional de Sanidad (ICA NSF aditivo), se determinó que la laguna Maylas exhibe una calidad del agua de nivel buena.

Estos resultados presentan similitud con los obtenidos por Aguirre et al. (2016), en su investigación acerca de la aplicación del Índice de Calidad de Agua (ICA) en el lago Izabal, donde los resultados de su estudio revelaron de manera concluyente que la calidad del agua en el lago Izabal se considera buena tanto en época seca como en época lluviosa. Estos hallazgos son significativos, ya que demuestran que el lago Izabal mantiene una calidad de agua favorable en diferentes condiciones climáticas.

Además, también en el estudio llevado a cabo por Pérez & Zambrano (2019), quienes reportaron que la calidad del agua en el lago Junín presenta una clasificación como moderada. Esto dado que, durante la temporada de invierno, los valores del índice fluctúan

entre 57 y 61, mientras que, durante la temporada de verano, variaron entre 47 y 50, agregando además que estos valores se vieron afectados debido principalmente a la contaminación resultante de las actividades mineras cercanas.

Por otro lado, para el caso del índice de Oregón, se determinó que la calidad del agua en la laguna Maylas es considerada como pobre en todos los puntos de muestreo, donde las variables de DBO₅ y fósforo total tuvieron incidencia sobre el resultado de este índice. Los resultados se encuentran acordes a los obtenidos en otros estudios que aplicaron la metodología de este índice.

Así, Javadinejad et al. (2021), en su estudio demostró que la mejor calidad de agua en la cuenca del Borkhar, donde presentó valores con un rango de 38.12 a 48.18, implicando una clasificación de muy pobre, donde implicó que los peores resultados se debieron a la presencia de altas concentraciones de coliformes fecales y fosfatos.

Así mismo, Goher et al. (2018), en su investigación en el lago Qarun, obtuvo valores del índice de 17.05 a 67.4 clasificando de igual forma la calidad del agua como muy pobre a pobre, concluyendo que estas no son las condiciones óptimas para el desarrollo de actividades recreativas, como la pesca deportiva.

Tabla 21. Comparación con otros estudios sobre los índices de calidad de agua.

Autor	Cuerpo acuático	Índice aplicado	Calidad de agua
(Aguirre et al., 2016)	Lago Izabal / Guatemala	NSF - Aditivo	Buena
(Pérez & Zambrano, 2019)	Lago Junín / Perú	NSF - Aditivo	Media
(Javadinejad et al., 2021)	Cuenca de Borkhar / Irán	Índice de Oregón	Muy pobre
(Goher et al., 2018)	Lago Qarun / Egipto	Índice de Oregón	Pobre

Fuente: Autores.

4.4. Índices de estado trófico

La relación entre el nitrógeno y el fósforo (N:P) es uno de los factores más importantes para determinar el grado de eutrofización de los cuerpos de agua, ya que la producción de biomasa de fitoplancton puede verse limitada por esta relación (Van Colen et al., 2017). Kiersch et al. (2004) menciona que, para lagos tropicales, el fósforo es considerado como el nutriente limitante para la producción primaria, por lo que tiene una relación estrecha positiva con la clorofila-a.

Para el cálculo de la relación N:P en la laguna Maylas, se utilizaron los criterios de 3 autores que propusieron relaciones diferentes, según los resultados obtenidos en sus investigaciones.

Por una parte, Vollenweider (1983) propuso que el cociente estequiométrico N/P tendría una relación de 9:1, por lo tanto, las aguas que posean valores superiores a 9, estaban limitadas por fósforo, caso contrario, si eran inferiores, el nutriente limitante sería el nitrógeno. En otro contexto, Kahlert (1998) sugirió que el cociente eficiente de N:P para las algas bentónicas de sistemas de agua dulce es de 18:1, y que además este cociente métrico puede ayudar a evaluar los impactos de los cambios de uso de suelo, que pueden presentar las cuencas de los lagos. Así también, Balseiro et al. (1997) propusieron el cociente N:P de 2.5:1, relación que obtuvieron luego de evaluar la relación positiva que presentaba con la biomasa de pulgas de agua (*Bosmina*) en lagos andinos sudamericanos.

En la Tabla 22 se pueden observar los resultados obtenidos, en cuanto a la determinación del nutriente limitante para la laguna Maylas según autores diferentes. Siguiendo los criterios de Vollenweider (1983) y Kahlert (1998), el nutriente limitante para la laguna Maylas es el nitrógeno; por otra parte, bajo el supuesto de Balseiro et al. (1997), algunos cocientes demostraron que el fósforo era el limitante, pero sólo para algunos puntos, sin embargo, de igual manera seguía prevaleciendo que el nitrógeno como nutriente limitante.

Estos hallazgos afirman lo mencionado por Diaz et al. (2007) quienes enfatizan que la deficiencia de nitrógeno en lagos andinos es consecuencia de la falta de procesos de lixiviación en las cuencas de origen glacial de estos cuerpos lagunares, ya que la vegetación exuberante de páramo tiene la capacidad de secuestrar el nitrógeno, dejándolo en un ciclo cerrado y poco disponible para el drenaje hacia el agua. Además, en lagunas de alta montaña debido a las bajas temperaturas del aire, el metabolismo del nitrógeno es deficiente (Gunkel & Casallas, 2002)

Tabla 22. Determinación de nutriente limitante.

Meses	Puntos	Nitrógeno total (mg/L)	Fósforo total (mg/L) (PO_4^{3-})	Relación N:P	Vollenweider (1983) N:P = 9:1	Kahlert (1998) N:P = 18:1	Balseiro et al (1997) N:P = 2.5:1
Octubre	ML01	0.16	0.18	0.9	N	N	N
	ML02	0.42	0.41	1.02	N	N	N
	ML03	0.72	0.2	3.61	N	N	P
	ML04	0.63	0.35	1.8	N	N	N
	ML05	0.52	0.2	2.58	N	N	P
	ML06	0.47	0.23	2.02	N	N	N
Noviembre	ML01	0.31	0.45	0.69	N	N	N
	ML02	0.51	0.25	2.06	N	N	N
	ML03	0.62	0.55	1.12	N	N	N
	ML04	01.02	0.2	5.12	N	N	P
	ML05	0.72	0.6	1.2	N	N	N
	ML06	0.42	0.35	1.21	N	N	N
Diciembre	ML01	0.94	0.12	7.85	N	N	P
	ML02	1.22	0.37	3.31	N	N	P
	ML03	0.51	0.15	3.41	N	N	P
	ML04	0.35	0.13	2.65	N	N	P
	ML05	0.73	0.17	4.27	N	N	P
	ML06	0.71	0.19	3.75	N	N	P
Febrero	ML01	0.21	0.32	0.67	N	N	N
	ML02	0.42	0.5	0.84	N	N	N
	ML03	1.32	0.31	4.26	N	N	P
	ML04	0.51	0.59	0.87	N	N	N
	ML05	0.31	0.69	0.45	N	N	N
	ML06	0.41	0.36	1.14	N	N	N

Continua ...

Marzo	ML01	0.71	0.29	2.46	N	N	N
	ML02	01.01	0.21	4.83	N	N	P
	ML03	0.72	0.28	2.58	N	N	P
	ML04	01.03	0.16	6.43	N	N	P
	ML05	0.94	0.31	3.04	N	N	P
	ML06	0.83	0.3	2.76	N	N	P
Abril	ML01	0.56	0.37	1.52	N	N	N
	ML02	0.37	0.3	1.22	N	N	N
	ML03	0.42	0.34	1.23	N	N	N
	ML04	0.78	0.52	1.5	N	N	N
	ML05	0.63	0.55	1.14	N	N	N
	ML06	0.39	0.34	1.14	N	N	N

Fuente: Autores.

4.4.1. Índice OCDE

En el *Capítulo II* se aludió que el índice OCDE analiza un esquema cuantitativo probabilístico por separado, para las diferentes categorías de estado trófico a partir de la concentración de fósforo, clorofila-a y transparencia de la columna de agua, por lo tanto, se realizaron comparaciones con los valores de referencia dados por la OCDE (Tabla 1) y los resultados de esta exploración se observan en la Figura 40, Figura 41, Figura 42, Figura 43, Figura 44, y Figura 45.

4.4.1.1. Índice OCDE según el fósforo total

Para la temporada de verano (Figura 40), los valores se encontraron distribuidos entre 3 estados; mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico. El mes de diciembre presentó un promedio de 100 unidades y una de las posibles causas de este resultado, es la presencia de una gran cantidad de sedimentos ricos en fósforo que fueron arrastrados hacia la laguna por ambos afluentes. Además, 4 de sus puntos de monitoreo se clasificaron dentro de la categoría hipereutrófica. Del mismo modo, octubre registró el pico más alto en el punto ML01 con un valor de 130, pero los demás puntos se mantuvieron dentro de estado eutrófico y mesotrófico. Con respecto a noviembre, se obtuvo el índice OCDE más bajo en el punto ML04 con una valorización de 20, que lo cataloga dentro del estado mesotrófico.

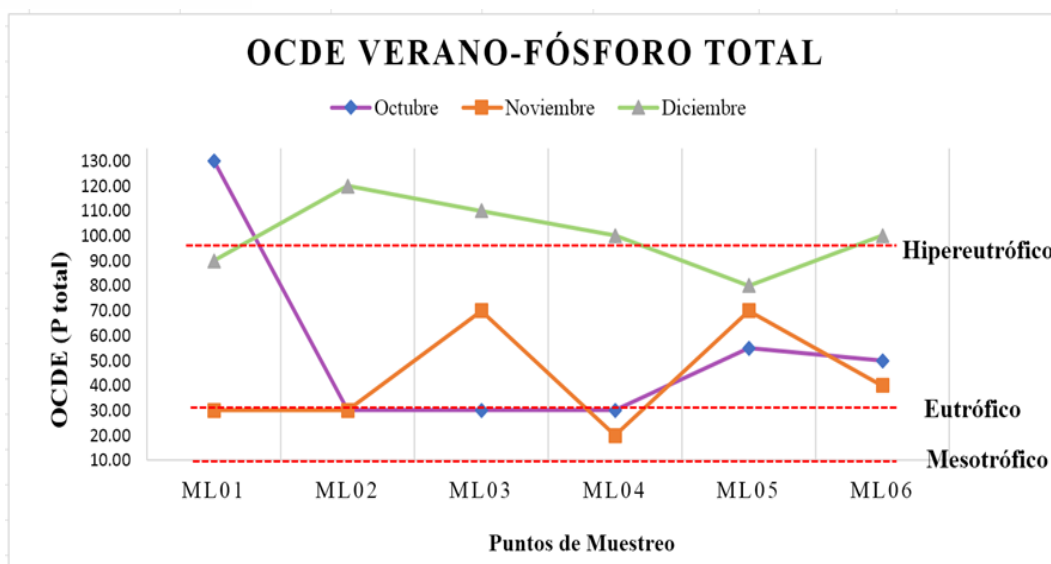


Figura 40. Distribución y clasificación del índice OCDE – Fósforo total para verano.

Fuente: Autores.

Contrario a la temporada de verano, en el invierno (Figura 41) se obtuvieron índices considerablemente altos, especialmente en los meses de febrero y marzo, con índices que oscilan entre los 130 – 1510, clasificándose en el estado hipereutrófico. Sin embargo, en el mes de marzo, 4 de sus puntos de muestreo se encontraron dentro de la categoría eutrófica, ya que presentaron concentraciones de fósforo < 0.06 mg/L. La media general para esta campaña de muestreo trimestral es de 561.94, esto es consecuencia de alta concentración de fósforo diluido por las altas precipitaciones.

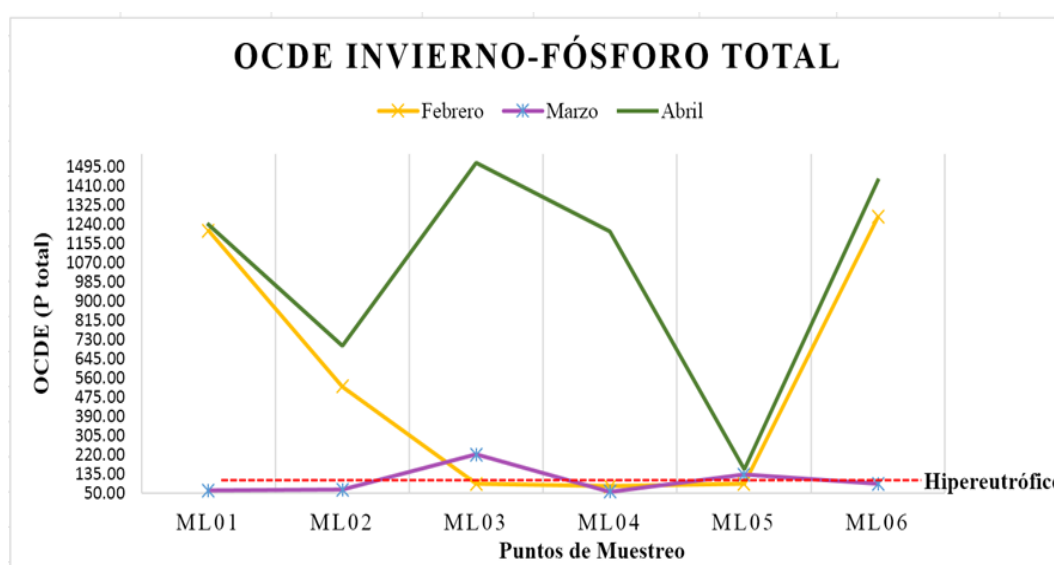


Figura 41. Distribución y clasificación del índice OCDE – Fósforo total para invierno.

Fuente: Autores.

La concentración de fósforo total para ambas campañas de monitoreo en la laguna Maylas fueron altas, considerando que es cuerpo de agua andino de alta montaña; sin embargo, Diaz et al. (2007) afirman que este tipo de sistemas generalmente oligotróficos no son necesariamente deficientes en fósforo, ya que también puede influir la limitación de nitrógeno. A pesar de ello, este índice se encuentra dentro de rangos altos como hipereutróficos y eutróficos que al comparar con los índices OCDE respecto a la clorofila-a y la transparencia no se comparte los mismos resultados.

Ivanković & Hafner (2012) obtuvieron resultados similares en su estudio, realizado en lago Blidinje, un medio lacustre de alta montaña. En esa investigación se aplicó el índice OCDE al lago y se demostró que para el fósforo se tuvo una clasificación eutrófica; mientras que, para la clorofila-a el estado fue oligotrófico por presentar valores de concentraciones bajas (<1.39 µg/L).

La laguna Maylas durante los últimos años ha presentado una gran acumulación de sedimentos, los mismos que se pueden observar en la salida, entradas y en las orillas. Los sedimentos constituyen una gran reserva acumuladora de fósforo total, por lo que Ivanković et al. (2011) mencionan que el cálculo del índice OCDE en función de este parámetro no es la mejor opción para clasificar el estado trófico de estos ecosistemas acuáticos, debido a que las interacciones entre el sedimento y agua son más intensas lo que puede aumentar la concentración de fósforo reactivo disuelto.

Siguiendo esta temática, otra de las causas de la acumulación de fósforo en la laguna de Maylas es la presencia de especies acuáticas como trucha arcoíris (*Oncorhynchus mykiss*); pues así, Mariano et al. (2011) explican en su investigación en la laguna andina Junín en Perú que, la existencia de peces puede causar impactos negativos en los ecosistemas lagunares, por la acumulación de materia orgánica rica en nutrientes en el fondo de la laguna, procedente de las excretas de estos animales.

4.4.1.1.1. Análisis estadísticos del índice OCDE según el fósforo total

Al aplicar el test de Shapiro Wilk para analizar el supuesto de normalidad de los datos, se estableció el incumplimiento de la hipótesis nula para esta prueba, dado que los puntos ML01, ML02, ML03, ML04 y ML06 no se ajustan a una distribución normal. De la misma forma, no se cumple el requisito de la aleatoriedad, pues se obtuvo un valor $p < 0.05$ (véase el Anexo D). La única condición que se cumplió fue la varianza constante, pero no es suficiente para aplicar la prueba de ANOVA.

En consecuencia, se utilizó la prueba de Kruskal Wallis que arrojó un valor p de 0.85, aceptando la hipótesis nula de que no existen diferencias significativas entre las medianas de los tratamientos. Una vez confirmado este supuesto se procedió a calcular los promedios generales para el índice OCDE de invierno y verano, donde ambos demostraron estado de eutrofización alta (Tabla 23).

Tabla 23. Promedio del índice OCDE según fósforo total.

FÓSFORO (µg/L)				
Puntos de muestreo	Verano	Estado trófico	Invierno	Estado trófico
ML01	83.33	Eutrófico	835.00	Hipereutrófico
ML02	60.00	Eutrófico	428.33	Hipereutrófico
ML03	70.00	Eutrófico	606.67	Hipereutrófico
ML04	50.00	Eutrófico	446.67	Hipereutrófico
ML05	68.33	Eutrófico	125.00	Hipereutrófico
ML06	63.33	Eutrófico	930.00	Hipereutrófico
Promedio	65.83	Eutrófico	561.94	Hipereutrófico

Fuente: Autores.

En la Figura 42, se puede visualizar todos los valores estimados del índice OCDE - fósforo para toda la laguna Maylas, a partir de los promedios de invierno y verano de cada punto. El color verde que se presentó en el punto ML05 representa los índices más bajos (96.68), mientras que la coloración roja se mostró en los puntos ML01 y ML06, donde la concentración de fósforo fue mayor. Por otra parte, las tonalidades naranjas simbolizan valores intermedios de la distribución y concentración del fósforo, de los sitios que no se realizaron mediciones.

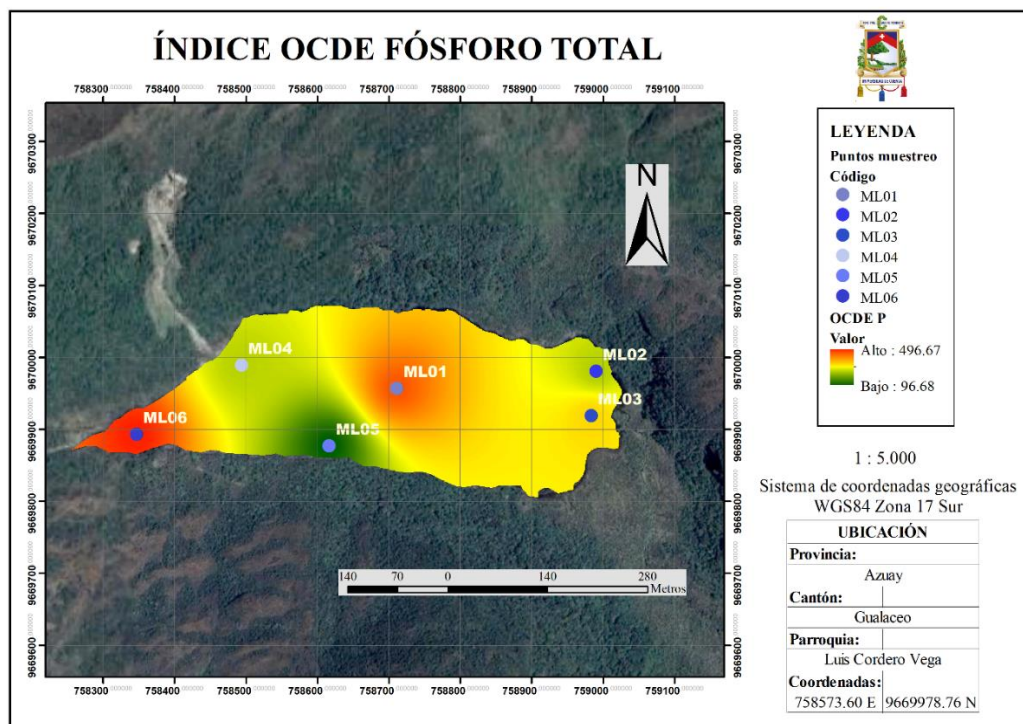


Figura 42. Mapa del índice del índice OCDE – Fósforo total de la laguna de Maylas.

Fuente: Autores.

4.4.1.1.2. Variabilidad temporal del índice OCDE según el fósforo total

Al comparar los resultados del índice OCDE con respecto al fósforo para la temporada de invierno y verano, la prueba t-student para datos pareados, determinó un valor p de 0.008 (Anexo D), que es menor al nivel de significancia del 5 %. Con estos resultados se acepta la hipótesis alternativa; es decir, el valor medio de las diferencias para los pares de datos relacionados es diferente a 0. Por lo tanto, si existen diferencias significativas en las concentraciones de fósforo total durante el invierno y el verano, que en este caso fueron mayores en la época invernal.

4.4.1.2. Índice OCDE según la clorofila-a

En la Figura 43 se puede analizar que las concentraciones de clorofila-a para el verano en la laguna Maylas, no presentaron variaciones considerables; por el contrario, la mayoría de los valores están dentro del rango mesotrófico según los estándares propuestos por la OCDE. El pico de concentración máxima se registró en el mes de octubre en el punto ML01 (8.50 µg/L) y es el único que se clasifica dentro del estado eutrófico, ya que según la OCDE comprenden las concentraciones que oscilaron entre 8 - 25 µg/L.

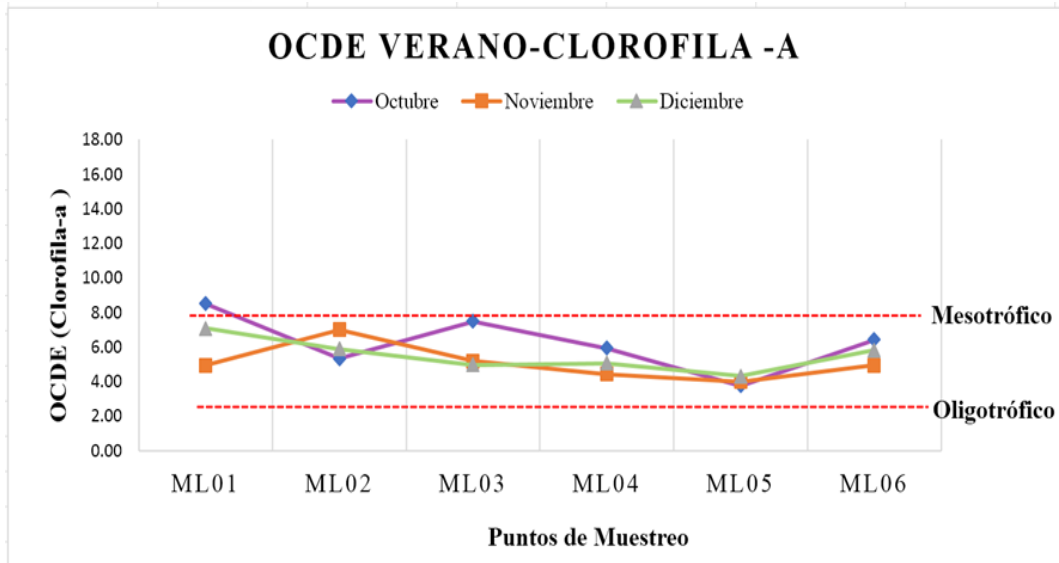


Figura 43. Distribución y clasificación del índice OCDE – Clorofila-a para verano.

Fuente: Autores.

Durante el invierno (Figura 44) se sigue el mismo patrón que el verano, pues igualmente la mayor parte de las concentraciones están en el estado mesotrófico, con ciertas excepciones. En el mes de febrero el punto ML03 y ML05 superaron los límites máximos del estado mesotrófico dados por la OCDE, pues presentaron concentraciones de 8.01 $\mu\text{g/L}$ y 8.68 $\mu\text{g/L}$ respectivamente. De igual forma sucedió en el mes de abril en el centro de la laguna (ML01) con una cifra de 8.49 $\mu\text{g/L}$. Sin embargo, estos valores no superaron excesivamente los valores límites de la OCDE, por lo que se podría asumir que según el análisis de la clorofila-a, se reporta un estado mesotrófico para la laguna Maylas.

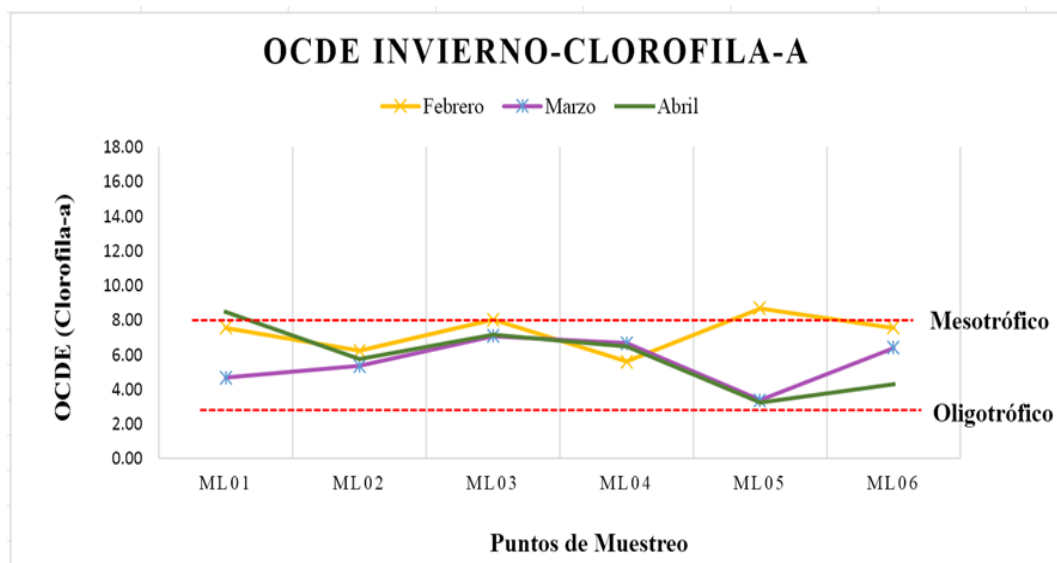


Figura 44. Distribución y clasificación del índice OCDE – Clorofila-a para invierno.

Fuente: Autores.

Las concentraciones de clorofila-a reportadas para todo el periodo de estudio, siguieron similares tendencias y sus valores no fueron considerablemente altos ($< 8.5 \mu\text{g/L}$). Sin embargo, Van Colen et al. (2017) encontraron en su indagación realizada en 31 lagunas del Parque Nacional del Cajas, las cuales tienen características similares a la laguna Maylas, que, la concentración de clorofila-a estaba por debajo de $1 \mu\text{g/L}$, clasificándolas como oligotróficas. Sin embargo, se debe tomar en cuenta que las lagunas del Cajas están localizadas a una mayor altura (3886 m.s.n.m) que la laguna de Maylas, por lo que las condiciones ambientales favorables como una temperatura más alta, permite un mejor desarrollo del fitoplancton (Tolotti et al., 2006).

Diaz et al. (2007) en su estudio, demostró que la clorofila-a no depende exclusivamente de la concentración de fósforo, ya que, al examinar los lagos andinos patagónicos determinó que las concentraciones de clorofila-a eran bajas con respecto a las del fósforo que se supone que está aprovechable para el fitoplancton. Por lo tanto, el nitrógeno juega un papel importante en este tipo de lagunas, como ocurre en la laguna Maylas, ya que al tener como nutriente limitante al nitrógeno, este se convierte en el elemento que regula la biomasa planctónica.

Fuertes (2016) analizó las características fisicoquímicas y planctónicas de 4 embalses andinos, destinados al abastecimiento de agua potable para el Distrito Metropolitano de Quito. El embalse Mogotes obtuvo concentraciones de clorofila-a similares a la laguna Maylas, catalogando a este sistema como oligotrófico con una tendencia de 43 % de probabilidad a mesotrófico. Aparte de eso, este estudio también afirma que las variaciones en los valores de clorofila-a y nutrientes es alta debido a la introducción de las truchas, situación equivalente a la de la laguna Maylas.

Finalmente, se debe tener en cuenta que los lagos de páramo son extremadamente oligotróficos, incluso pequeños aumentos en los aportes de nutrientes podrían tener un impacto en las concentraciones de clorofila-a en los lagos (Van Colen et al., 2017).

4.4.1.2.1. Análisis estadístico del índice OCDE según la clorofila-a

El análisis de la normalidad, mediante el test de Shapiro Wilk demostró que los datos se ajustan a una distribución normal, a excepción del punto ML05 que obtuvo un valor p de 0.003 (< 0.05). Por otra parte, si se cumplieron con los requisitos de aleatoriedad y homocedasticidad.

Sin embargo, la normalidad no es un supuesto robusto para la aplicación de la prueba ANOVA, por lo que se utilizó esta prueba, dando como resultado un valor p de 0.8 (Anexo E),

lo que indica que no existen suficientes evidencias para rechazar la hipótesis nula. En este contexto, se puede afirmar que las muestras provienen de poblaciones con la misma media y no existen diferencias estadísticamente significativas.

Con respecto a este parámetro se obtuvo un estado mesotrófico, para ambas estaciones de muestreo, aparte representaron valores de índices más altos en comparación con los resultados obtenidos por el fósforo, tal como se observa en la Tabla 24.

Tabla 24. Promedio del índice OCDE según la clorofila-a.

Puntos de muestreo	CLOROFILA-A ($\mu\text{g/L}$)			
	Verano	Estado trófico	Invierno	Estado trófico
ML01	6.84	Mesotrófico	6.91	Mesotrófico
ML02	6.08	Mesotrófico	5.77	Mesotrófico
ML03	5.87	Mesotrófico	7.42	Mesotrófico
ML04	5.14	Mesotrófico	6.26	Mesotrófico
ML05	4.02	Mesotrófico	5.10	Mesotrófico
ML06	5.72	Mesotrófico	6.09	Mesotrófico
Promedio	5.61	Mesotrófico	6.26	Mesotrófico

Fuente: Autores.

Gráficamente se puede observar la valoración de este índice en los diferentes puntos en la Figura 45, donde se puede corroborar que los valores más altos (color rojo) se presentaron en el centro de la laguna y en sus afluentes, por la mayor presencia de biomasa fitoplactónica. En cambio, el color verde se evidenció en el punto ML05, donde la clorofila-a no mostró concentraciones altas. Finalmente, los tonos naranjas y amarillos presentaron concentraciones intermedias de clorofila-a entre 6.87 - 4.56, que fueron evidentes en los puntos ML04 y ML06. Sin embargo, según este índice toda la laguna se clasificó como mesotrófica, al no tener variaciones considerables de este parámetro.

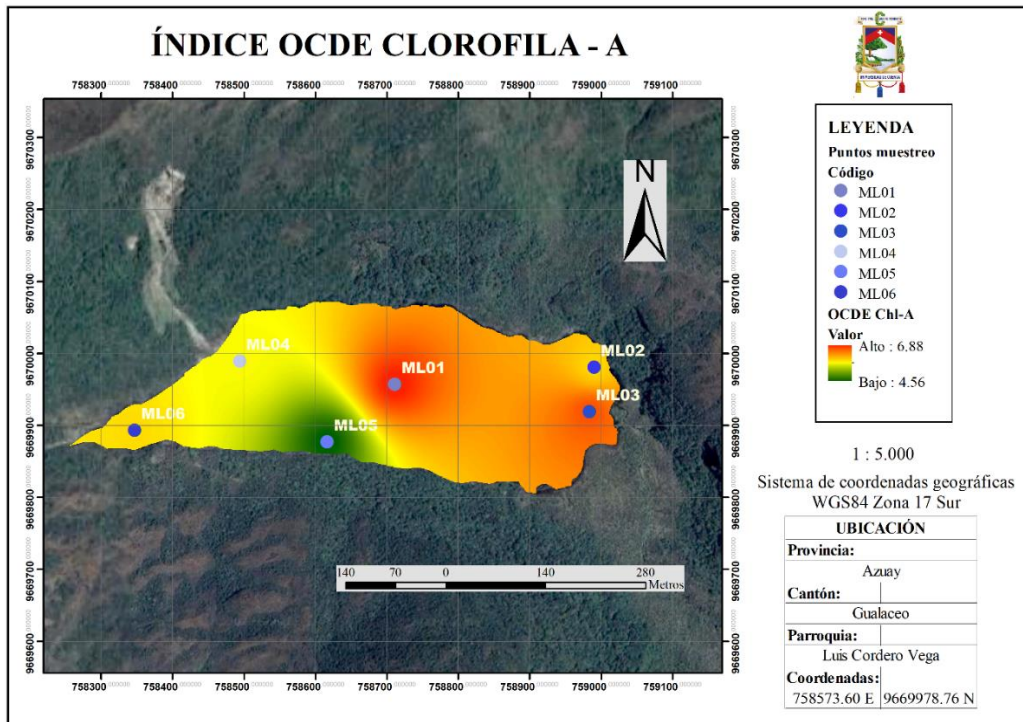


Figura 45. Mapa del índice del índice OCDE – Clorofila-a de la laguna de Maylas.

Fuente: Autores.

4.4.1.2.2. Variabilidad temporal del índice OCDE según la clorofila-a

Al aplicar la prueba t-student sobre diferencias de datos relacionados, para los resultados del índice OCDE con respecto a la clorofila-a, en las épocas de invierno y verano, el test calculó un valor p de 0.07 (Anexo E), que es mayor al nivel de umbral del 5 %. Con estos resultados, no existen evidencias suficientes para rechazar la hipótesis nula, por lo que el valor medio de las diferencias para los pares de invierno y verano, son iguales a 0. En consecuencia, no existen diferencias significativas en las concentraciones de clorofila-a durante el periodo de muestreo.

4.4.1.3. Índice OCDE según la transparencia

La Figura 46, muestra los resultados del índice OCDE con respecto a la transparencia medida por el disco Secchi para la temporada de verano. Al comparar con los valores límites dados por la OCDE, se observa que los puntos se distribuyen en todos los estados tróficos, desde oligotrófico hasta hipereutrófico. El punto que tuvo el pico más alto para todos los meses fue el ML01 que corresponde al centro de la laguna Maylas, con una media de 6.72 m, por lo que es asignado a la categoría oligotrófica. Por otro lado, el punto referente a la salida de la laguna (ML06) es el único que presentó un estado eutrófico por presentar transparencias <1.5

m, y también cabe mencionar que esto es consecuencia de la gran cantidad de sedimentos que se observan en ese punto.

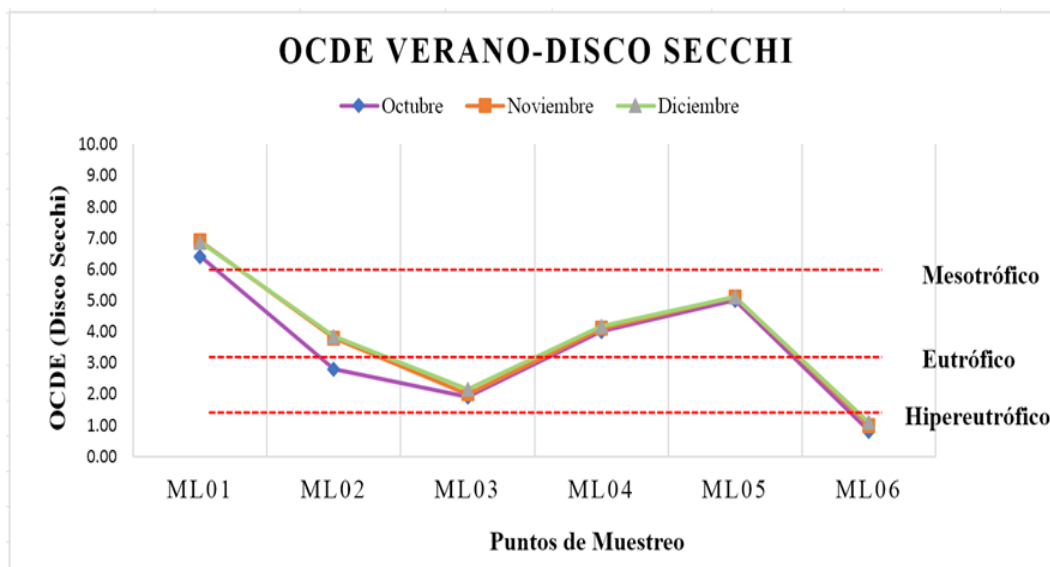


Figura 46. Distribución y clasificación del índice OCDE – Disco Secchi para verano.

Fuente: Autores.

En los meses de invierno (Figura 47), se registraron profundidades similares a las de invierno, por lo que, los valores nuevamente estuvieron dentro del rango oligotrófico - eutrófico. Sin embargo, durante esta temporada sí se registraron altas precipitaciones y caudales durante los meses de marzo y abril (Tabla 11), lo que incrementó ligeramente la transparencia en algunos puntos. Para este caso, el punto ML01 tuvo un promedio de 6.83 m, que no es un valor muy alejado del obtenido en el verano. No obstante, en el mes de febrero se presentaron transparencias menores al mes de diciembre, esto como consecuencia de que la temporada de estiaje se aplazó hasta este periodo.

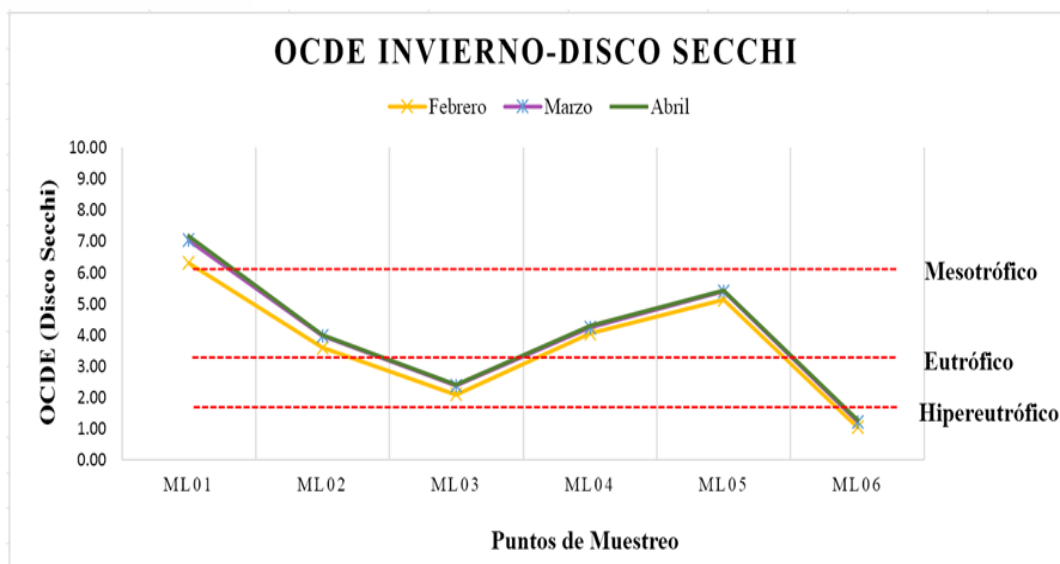


Figura 47. Distribución y clasificación del índice OCDE – Disco Secchi para invierno.

Fuente: Autores.

Los resultados de transparencia de la columna de agua demostraron que, para ambas épocas los valores variaron entre las categorías oligotróficas a eutróficas. No obstante, se debe tener en consideración que el índice OCDE tiene un carácter multidimensional, por lo que, se puede tener diferentes estados tróficos analizando las variables por separado, como ocurre en la laguna Maylas. Además, López & Madroñero (2015) no recomiendan el uso de este índice para el análisis de lagunas de alta montaña, ya que inicialmente fue desarrollado para definir el estado trófico de cuerpos lénticos de zonas templadas.

La baja transparencia en algunos puntos de muestreo de la laguna Maylas, no es consecuencia de actividades antrópicas, como la ganadería o agricultura, sino de procesos naturales. Van Colen et al. (2017) afirman que, para lagos andinos la baja transparencia se atribuye a las altas concentraciones de carbono orgánico disuelto (COD) en el agua, que está relacionado con la cobertura vegetal de la cuenca de las lagunas. La concentración de COD es mayor en presencia vegetación productiva y bien desarrollada como los pastizales de páramo, siguiendo esta analogía, la laguna Maylas tienen como uno de los principales usos del suelo al páramo, que cubre una superficie aproximada de 48961.80 m², por tanto, las concentraciones de COD en la laguna son producto de la materia orgánica producida por esas especies de flora.

López & Madroñero (2015) informaron valores de transparencia máximos de 8 m en laguna andina de La Cocha, que son similares a los obtenidos en el punto ML01 de la laguna Maylas. Así también, mencionan que las condiciones particulares de cada laguna son determinantes para las lecturas de la transparencia, siendo las más influyentes la carencia de sistemas de

tratamiento de aguas servidas. La laguna Maylas es un sitio turístico, que diariamente recibe una gran cantidad de personas; por lo que, el turismo no sostenible también es una de las causas que alteran las variables limnológicas de la laguna.

En los cuerpos lacustres andinos, la biomasa de fitoplancton no siempre es la variable influyente en la transparencia de la columna de agua. Barta et al. (2018) obtuvieron una relación negativa entre la concentración de fitoplancton y la profundidad media, al analizar 5 lagos glaciares andinos ecuatorianos. Así también, encontraron que los lagos de páramo no presentan una estratificación estable lo que reduce la transparencia. Esta aseveración efectivamente está ocurriendo en la laguna Maylas, ya que al ser un sistema polimíctico, sus aguas se mezclan de forma vertical y constantemente varias veces al año.

4.4.1.3.1. Análisis estadístico del índice OCDE según la transparencia

El test de Shapiro Wilk para el análisis de normalidad, demostró que las cifras se ajustan a una distribución normal gaussiana, exceptuando el punto ML02 que tiene un *p-value* de 0.03, pero no es suficiente para rechazar la normalidad de los datos. De la misma manera, se cumplen los requisitos de la homocedasticidad e independencia, es decir la varianza es aproximadamente similar en todos los grupos y las observaciones son aleatorias.

Por lo tanto, al cumplirse los supuestos se procedió al cálculo de la prueba ANOVA, donde los resultados del valor *p* rechazaron la hipótesis nula y se aceptó la hipótesis alternativa, de que una o varias de las medias del índice OCDE en función de la transparencia, son diferentes entre sí. Con estos resultados se procedió a realizar un análisis post hoc para encontrar las medias distintas, por medio de la prueba de Tukey (véase Anexo F), se demostró con un 95 % de confianza que todas las medias eran diferentes, esto es debido a que cada punto presentó una profundidad diferente, según su punto de muestreo.

En la Tabla 25 se visualiza las medias de la transparencia para cada punto durante el verano y el invierno, así como la categoría de eutrofización asignada en cada caso.

Tabla 25. Promedio del índice OCDE según la transparencia.

TRANSPARENCIA (m)				
Puntos de muestreo	Verano	Estado trófico	Invierno	Estado trófico
ML01	6.72	Oligotrófico	6.83	Oligotrófico
ML02	3.48	Mesotrófico	3.86	Mesotrófico
ML03	2.02	Eutrófico	2.29	Eutrófico
ML04	4.09	Mesotrófico	4.20	Mesotrófico
ML05	5.07	Mesotrófico	5.31	Mesotrófico
ML06	0.96	Hipereutrófico	1.19	Hipereutrófico

Fuente: Autores.

En la Figura 48 se puede examinar los diferentes valores del índice OCDE, donde los valores más altos de transparencia se representan por el color rojo y se encontraron cerca del centro de la laguna (ML01), que al ser el punto con mayor profundidad se clasificó como oligotrófico. Por otra parte, las entradas y salida de la laguna presentaron una coloración verde, pues su transparencia no fue alta y además se vio influenciada por la presencia de especies de flora acuática. Las coloraciones naranjas indican las transparencias estimadas por la IDW, para los sitios donde no se realizaron mediciones, que son más intensas cuando estaban más cerca del centro de la laguna Maylas.

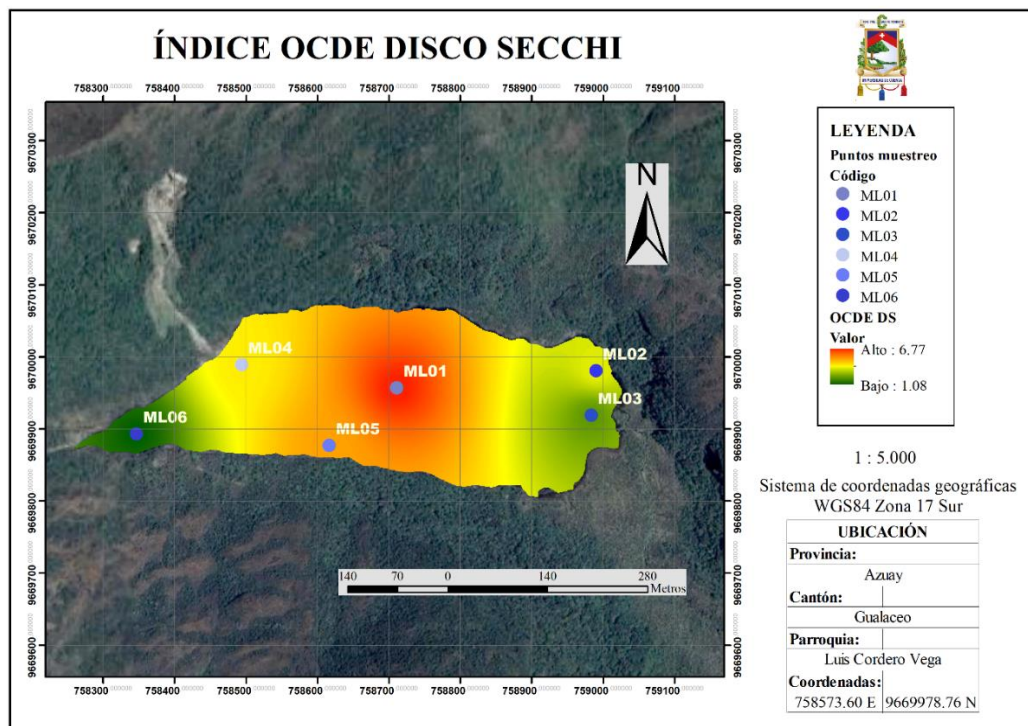


Figura 48. Mapa del índice del índice OCDE – Disco Secchi de la laguna de Maylas.

Fuente: Autores.

4.4.1.3.2. Variabilidad temporal del índice OCDE según la transparencia

La prueba t-student para dos las muestras independientes de verano e invierno con respecto al índice OCDE de la transparencia, encontró un valor p de 0.003, que es menor al nivel de significancia del 0.05 (Anexo F). Por lo tanto, se acepta la hipótesis alternativa de que el valor medio de las diferencias para los valores de la transparencia en la laguna Maylas son diferentes a 0. Esto es consecuencia de que este cuerpo lacustre no es uniforme y presenta diferentes profundidades en todos los puntos, por lo que, si existen variaciones en las mediciones de invierno y verano, siendo mayor durante la temporada de invierno.

4.4.2. Índice de Carlson

El estado trófico de la laguna Maylas basado en los criterios del índice de Carlson se muestra en la Figura 49, donde se puede examinar que un grupo de puntos se encuentran por debajo de los límites del estado mesotrófico.

El punto que presentó una mayor valoración fue el ML02 en el mes de diciembre con 59.70 correspondiente al primer afluente de la laguna, donde el parámetro que tuvo un mayor peso en la ecuación (33) fue el fósforo total con una puntuación de 90.59. Por otra parte, el punto ML01 referente al centro de la laguna, fue el que obtuvo la menor calificación con 43.87 en el mes de noviembre, por lo que fue asignado a un estado oligotrófico. En general, para la estación de verano se presentó una media de 51.39, valor que pertenece a un IET eutrófico.

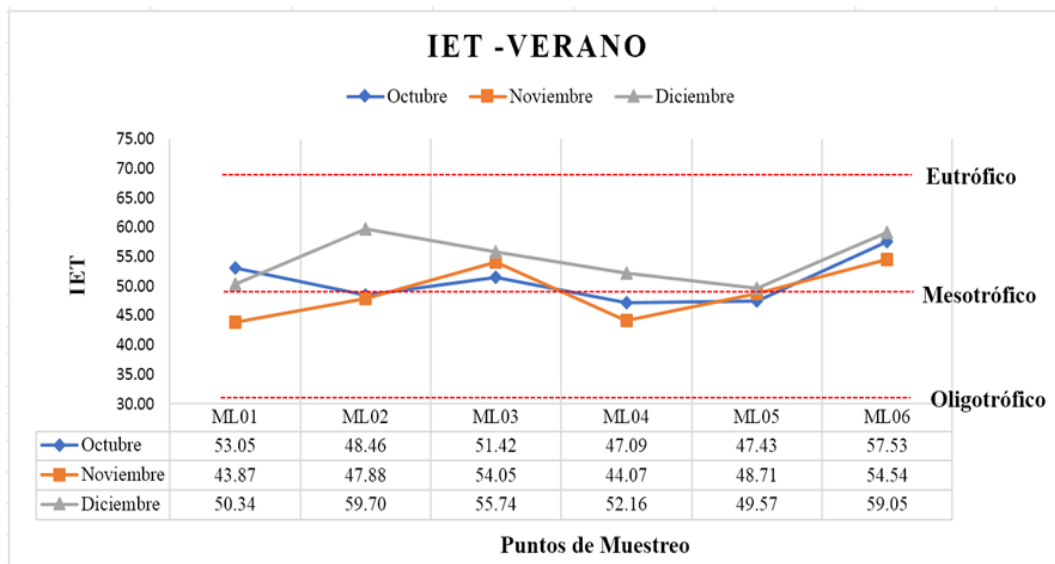


Figura 49. Distribución y clasificación del índice de Carlson para verano.

Fuente: Autores.

Referente a la temporada del invierno que se observa en la Figura 50, que el promedio general fue de 58.49, por lo que se encuentra dentro de la categoría de estado eutrófico. Estos

resultados, son consecuencia de las altas valoraciones presentadas en el mes de abril en los en la mayoría de sus puntos, en este sentido, la variable que presentó una mayor influencia fue en fósforo total con IET_{PT} que sobrepasan las 100 unidades, a excepción del punto ML05 que tuvo el nivel trófico más bajo de 51.54 (estado mesotrófico).

En todos los meses el punto ML06 que corresponde a la salida de la laguna, fue el que obtuvo mayores niveles de eutrofización con un valor de 66.73, además en este sitio hubo una incidencia de la transparencia del agua, pues aquí se presentó transparencias menores a 1.3 metros.

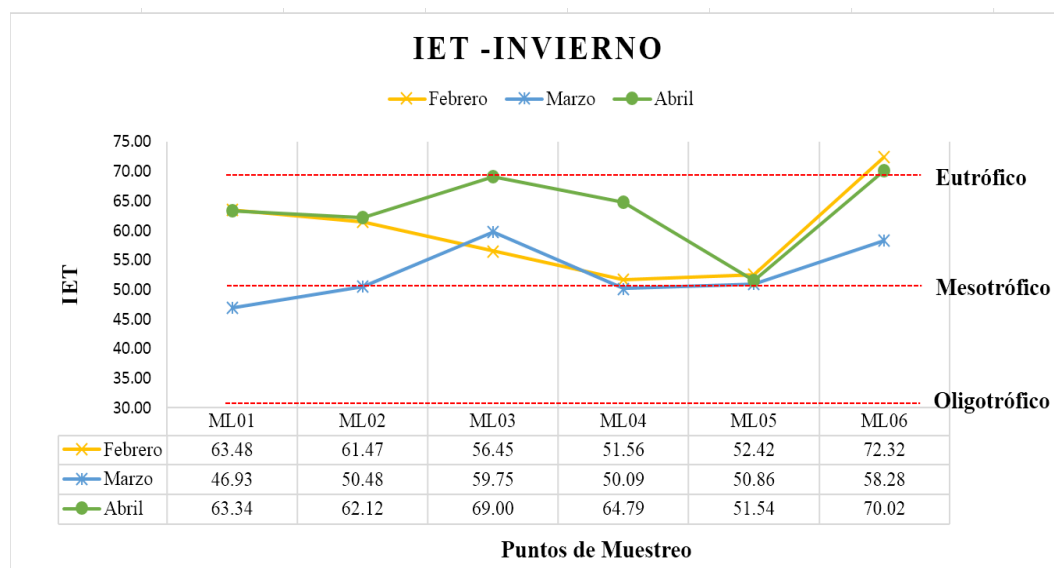


Figura 50. Distribución y clasificación del índice de Carlson para invierno.

Fuente: Autores.

El índice de estado trófico de Carlson con respecto a la transparencia (IET_{DS}) se expone en la Figura 51, la mayoría de las valoraciones se encuentran dentro del rango de mesotrófico y oligotrófico, a excepción del punto ML06 que en todos los casos se ubicó en un nivel de eutrofización con promedio de 58.90 unidades. Este punto corresponde a la salida de la laguna, donde la transparencia presentaba las menores cifras, por la gran cantidad de sedimentos que se observaron. Por lo que se refiere al punto ML01, fue el que mostró una menor categorización con una media de 32.41 y corresponde al centro de la laguna, donde el disco Secchi alcanzó profundidades mayores a 6.3 metros.

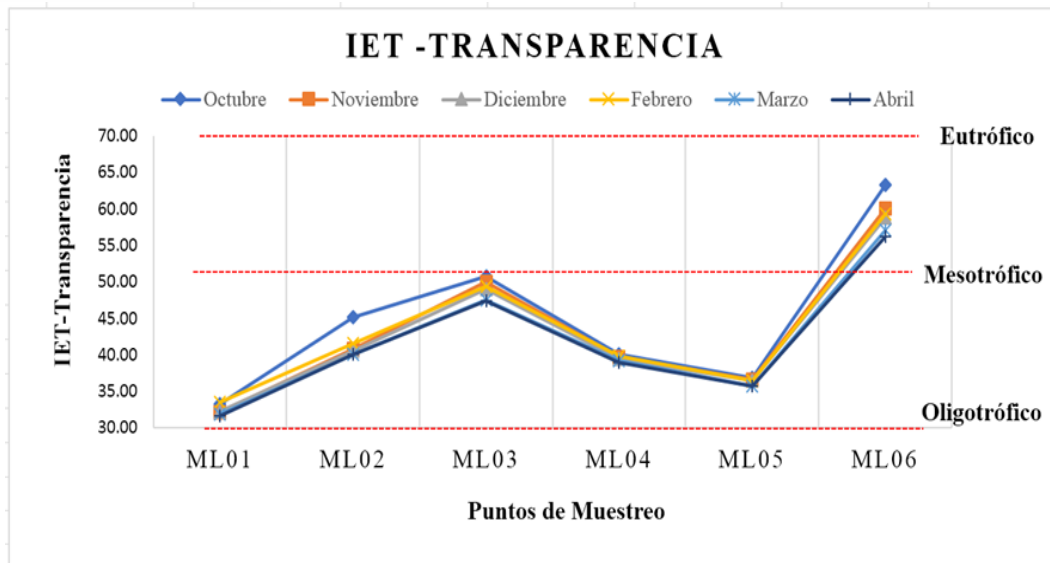


Figura 51. Distribución y clasificación del índice de Carlson respecto a la transparencia.

Fuente: Autores.

En la Figura 52 se indica el índice de estado trófico de Carlson con respecto al fósforo total (IET_{PT}), que como se mencionó anteriormente, fue el parámetro que mayor influencia tuvo para el cálculo del IET promedio. La mayor puntuación se tuvo en el mes de abril en los puntos ML01, ML03, ML04 y ML06 con cifras de 106.85, 109.75, 106.50, y 108.97 respectivamente, lo que ocasionó que se posicionen en el estado hipertrófico. Por otro lado, la mayor cantidad de valores se ubicaron en el rango de estado eutrófico - mesotrófico, especialmente en el mes de octubre y noviembre.

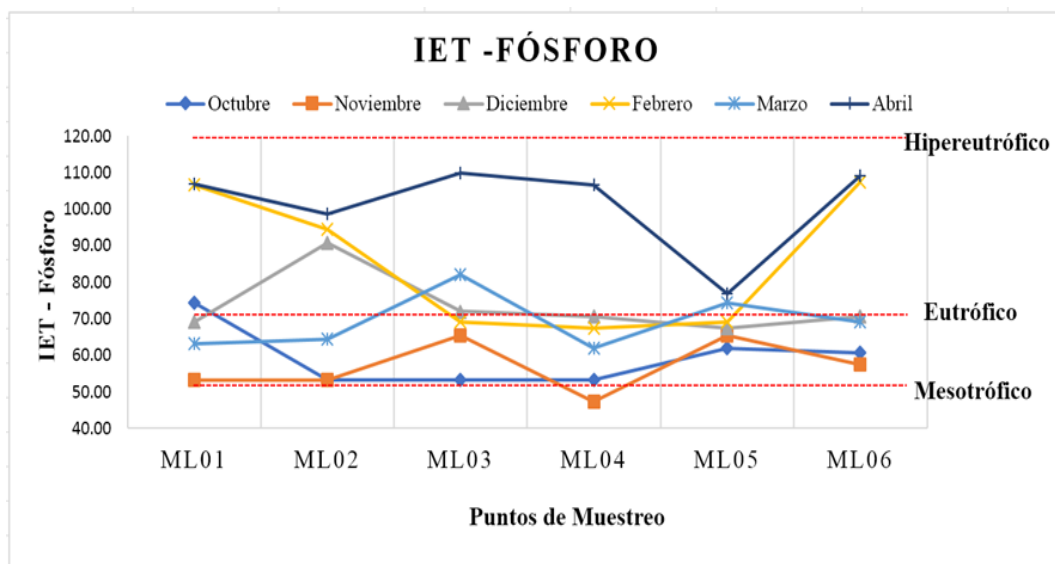


Figura 52. Distribución y clasificación del índice de Carlson respecto al fósforo.

Fuente: Autores.

Con respecto a la clorofila-a, se analiza en la Figura 53 que la mayoría de puntos se encuentran bajo los niveles del estado mesotrófico ($IET_{\text{Clorof-a}} < 50$), a excepción de los puntos ML03, ML04 y ML06 del mes de febrero, y el sitio ML01 de los meses de octubre y marzo, que sobrepasaron ligeramente el rango y se posicionaron en una categoría eutrófica.

Las variaciones de clorofila-a en la laguna Maylas no fueron muy cambiantes a lo largo de la investigación, por lo que, sus concentraciones fueron similares en casi todos los puntos y se afirmó que esto era consecuencia de la baja turbiedad poseen sus aguas que permiten el paso de la luz solar para la actividad fotosintética.

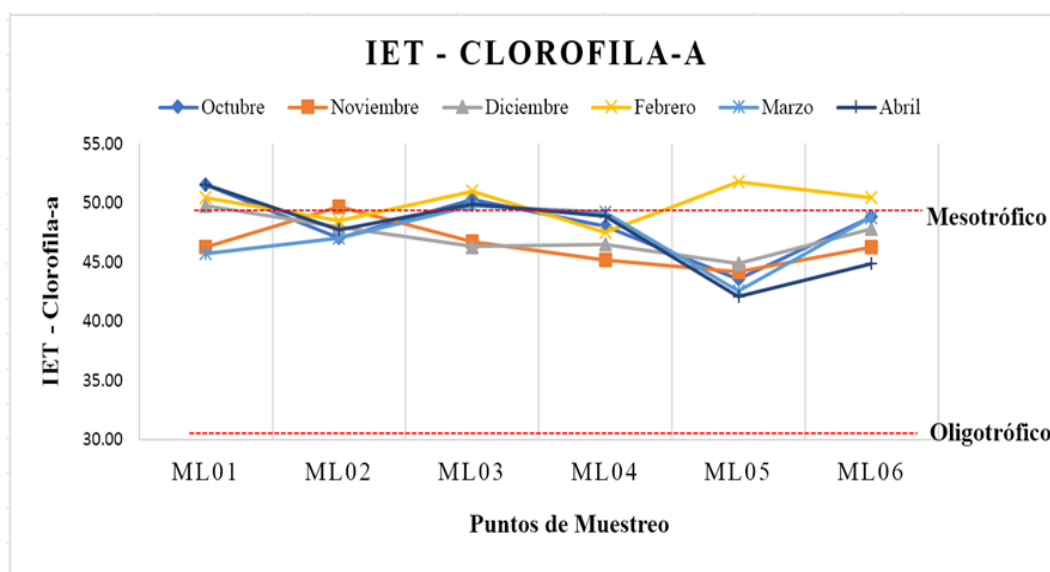


Figura 53. Distribución y clasificación del índice de Carlson respecto a la clorofila-a.

Fuente: Autores.

Aranguren et al. (2018) estudiaron la variación temporal y espacial del estado trófico del lago de Tota, un cuerpo de agua andino de alta montaña, donde se dedujo que el aporte de nutrientes contribuyó a que los niveles de clorofila-a y fósforo se posicionaron en el rango mesotrófico a eutrófico similares a los de laguna Maylas, estos resultados fueron alarmantes puesto que se considera que lagos andinos generalmente son oligotróficos. De la misma manera, Chanamé et al. (2020) analizó el estado trófico de 3 lagos andinos peruanos y determinó que todos ellos se clasificaron como mesotróficos ($30 < TSI \leq 50$), tanto para la temporada seca como la húmeda, pero aquellos que presentaron valores más altos eran consecuencia de que su uso era destinado para la pesca deportiva.

Al examinar los $IET_{\text{Clorof-a}}$, IET_{DS} y IE_{TP} se puede determinar que el índice que presentó mayores niveles de eutrofización y peso, fue el índice de Carlson con respecto al fósforo, sin embargo Rascón et al. (2021) afirmó en su investigación, que se debería dar una mayor importancia al índice de Carlson de la clorofila-a, debido a que el IET fue inicialmente desarrollado para

lagos tropicales, donde la transparencia es influenciada por la turbidez inorgánica, procesos que no ocurren en lagunas de alta montaña como la de Maylas, ya que al encontrarse en zonas muy bajas existe un alto ingreso de sedimentos.

4.4.2.1. Análisis estadístico del índice de Carlson

Al efectuar la prueba de Shapiro-Wilk para analizar la suposición de normalidad de los datos, se encontró que todos los puntos se ajustaban a una distribución normal, lo que refuerza la hipótesis nula de esta prueba. Además, se obtuvo un valor $p > 0.05$ en la prueba de aleatoriedad (ver Anexo G), lo que implica que los datos son aleatorios. Igualmente, al aplicar la prueba de homocedasticidad, se cumplió el requisito de varianza constante, lo que es suficiente para aplicar la prueba de ANOVA.

En consecuencia, la prueba ANOVA arrojó un valor p de 0.04, lo que llevó a no aceptar la hipótesis nula; por tanto, no existen diferencias significativas entre las medianas de los tratamientos. Esto implica que al menos una de las medias de los puntos es estadísticamente diferente. Debido a esto, se procedió a un análisis post hoc, que se emplea cuando se obtiene un resultado significativo en el análisis de la varianza (ANOVA). Se utilizaron contrastes post hoc para descubrir diferencias particulares entre las medias de tres o más grupos.

Una vez confirmada esta suposición, se procedió a calcular los promedios generales del índice de Carlson para los períodos de invierno y verano, revelando que en el caso de verano hay estados mesotróficos y eutróficos, mientras que para invierno todos sus puntos señalan un estado mesotrófico, a excepción del punto ML03 (ver Tabla 26). El sitio ML03 tiene un nivel eutrófico debido fuerte peso que tuvo el fósforo en el IET, ya que, al ser el principal afluente de la laguna, la acumulación de este nutriente es mayor.

Tabla 26. Promedio del índice de Carlson.

IET CARLSON				
Puntos de muestreo	Verano	Estado	Invierno	Estado
ML01	49.09	Mesotrófico	49.22	Mesotrófico
ML02	52.01	Eutrófico	47.75	Mesotrófico
ML03	53.74	Eutrófico	50.22	Eutrófico
ML04	47.77	Mesotrófico	48.53	Mesotrófico
ML05	48.57	Mesotrófico	45.46	Mesotrófico
ML06	57.04	Eutrófico	48.02	Mesotrófico
PROMEDIO	51.37	Eutrófico	48.20	Mesotrófico

Fuente: Autores.

En la Figura 54 se muestra la representación gráfica de los valores estimados del índice de Carlson para toda la laguna Maylas, observándose valores más bajos están cerca de los puntos ML05, ML04 y ML01. En el gráfico, se emplean colores para representar los valores de calidad que varían de 50.09 a 61.96. Las áreas con valores más altos se muestran en tonos verdes, mientras que las áreas con valores más bajos se resaltan en tonos rojos. Los valores intermedios se representan con tonos amarillos y anaranjados. Estos resultados indican que, de acuerdo con los parámetros considerados en el cálculo del índice de estado trófico de Carlson, la laguna Maylas posee un estado eutrófico.

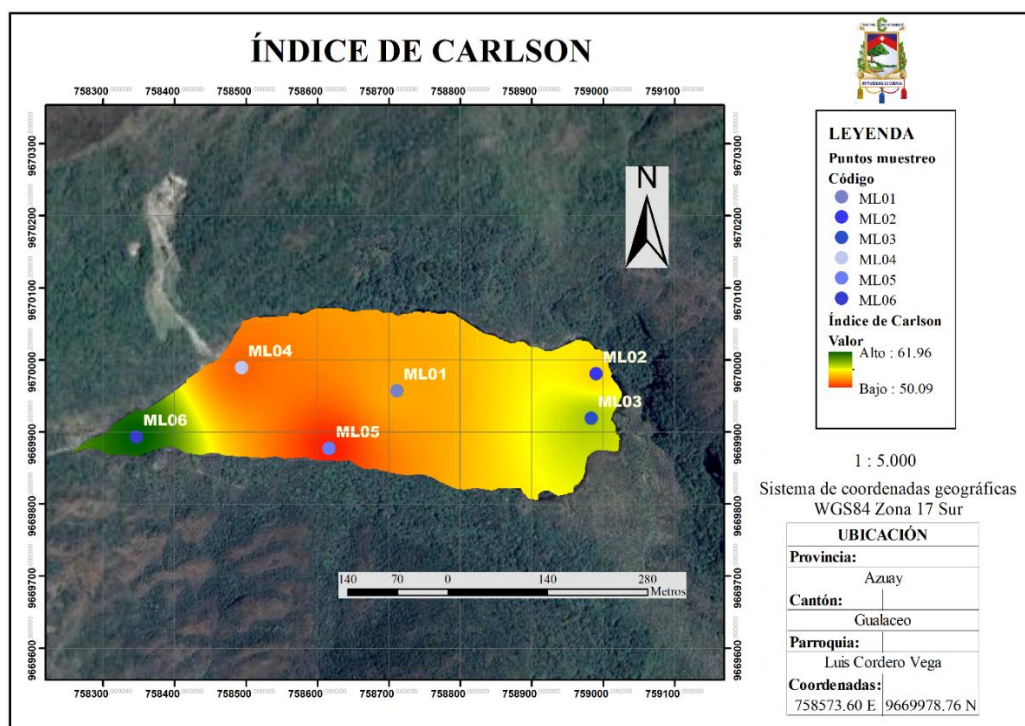


Figura 54. Mapa del índice de Carlson de la laguna de Maylas.

Fuente: Autores.

4.4.2.2. Variabilidad temporal del índice de Carlson

El análisis de la prueba t de Student para dos muestras independientes de las estaciones de verano e invierno, en relación al índice de Carlson reveló un valor p de 0.0007378 (véase el Anexo G), que se encuentra por debajo del nivel de significancia de 0.05. Por lo tanto, se confirma la hipótesis alternativa de que la diferencia media en los valores de transparencia en la laguna Maylas es distinta de cero. Es decir, existen diferencias significativas en las épocas de verano e invierno, y en este caso se tuvieron menores niveles de eutrofización en la temporada invernal.

4.4.3. Índice de TRIX

Los resultados del contenido de nutrientes, clorofila-a y oxígeno disuelto de la laguna Maylas a lo largo de la estación verano y la estación invernal, utilizando el enfoque TRIX proporcionó información útil sobre su estado trófico. Los resultados revelaron una variedad de niveles tróficos, siendo oligotróficos y mesotróficos. Esto sugiere que el entorno del lago presenta diferentes cantidades de disponibilidad de nutrientes y producción biológica.

Para la época de verano (Figura 55), los valores que se presentaron en cada uno de los puntos fueron similares con excepción de algunos puntos. En el caso del mes de octubre los valores obtenidos rondan los 1.4 a 2.1, lo que indica que su estado trófico es oligotrófico; ya que, según TRIX poseen un valor menor a 2.50 el estado trófico del cuerpo de agua será clasificado como oligotrófico. Por otro lado, para el mes de noviembre, varían ligeramente entre cada uno de los puntos, siendo su valor máximo de 2.20 y mínimo de 1.90, clasificándolo como un estado oligotrófico. En cambio, el mes de diciembre, si presentó una variación ligeramente notable entre sus puntos, pero su rango se encontró de 1.59 a 2.40, que de igual forma se encuentra como característica de estado oligotrófico.

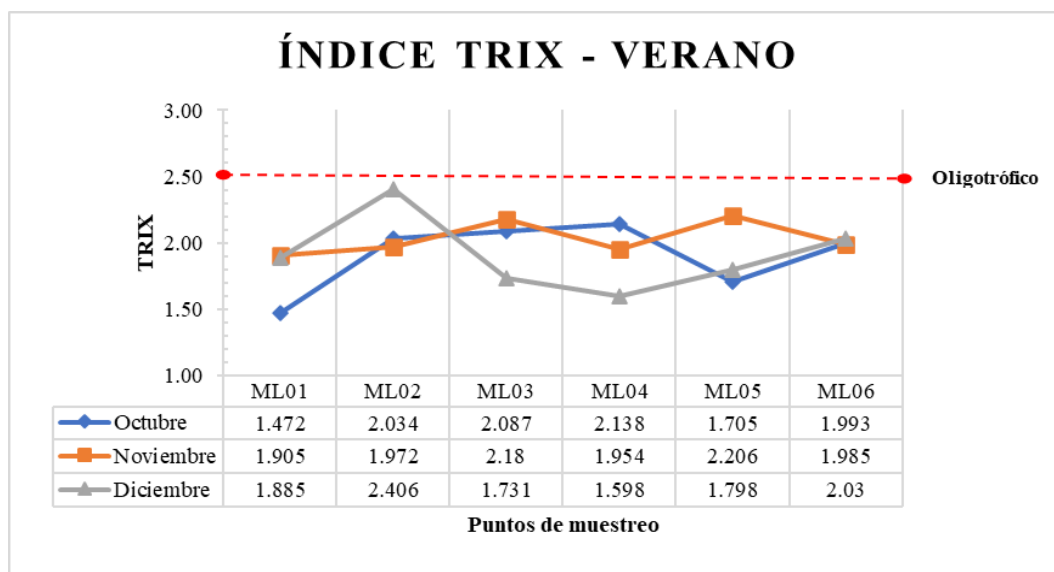


Figura 55. Distribución y clasificación del índice de TRIX para verano.

Fuente: Autores.

Por otro lado, en lo que respecta a la época invernal (Figura 56), los valores se encontraron marcando un estado oligotrófico en la laguna, pero con la excepción de que en el punto ML03 del mes de febrero. En lo que respecta al mes de febrero, sus valores estuvieron en su mayoría en el estado oligotrófico, a excepción del punto antes mencionado, esto es debido a que contiene valores tanto de clorofila-a como de nitrógeno más alto que el resto de y de meses, lo que influye de forma directa en el resultado del índice, de forma que lo clasifica

como mesotrófico, un estado donde se tiene una moderada productividad en el agua. Por otro lado, el mes de abril presentó valores que oscilan entre 1.48 y 2.31, implicando un estado oligotrófico y que cuyo punto de menor valor ML05, presentó el mejor estado de la calidad de agua ya que tuvo una pobre productividad, siendo un nivel trófico más bajo en el periodo invernal.

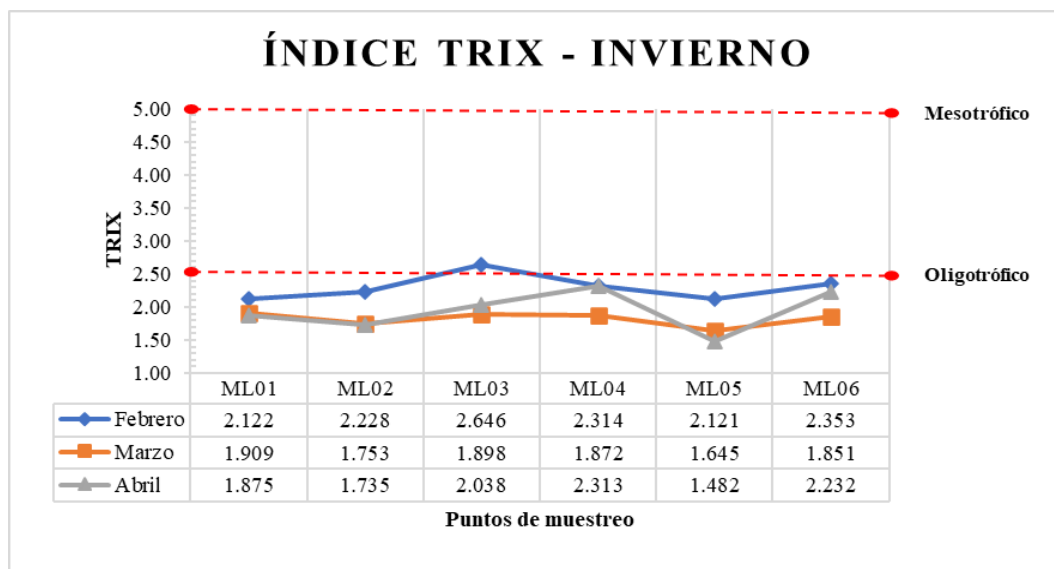


Figura 56. Distribución y clasificación del índice de TRIX para invierno.

Fuente: Autores.

En general, los resultados previstos del índice TRIX para los lagos de alta montaña reflejan condiciones oligotróficas o mesotróficas. Estos lagos tienen bajas concentraciones de nutrientes, que inhiben el crecimiento de algas y otras criaturas acuáticas. En consecuencia, es probable que la clorofila-a y otros índices de producción biológica sean bastante bajos.

Los lagos de alta montaña suelen recibir agua de fuentes glaciares con una carga mínima de nutrientes. Además, la elevada altitud y las bajas temperaturas limitan la disponibilidad de nutrientes y la actividad biológica. Estas condiciones ayudan a mantener el agua clara y limitan el desarrollo de algas. Y en el caso de la laguna Maylas según el GAD Gualaceo (2021) tiene un origen glaciar dadas las características limnológicas de la misma. Por ello, se llega a cumplir la afirmación de un crecimiento limitado de algas.

En contraste con otros índices de eutrofización, el índice TRIX se distingue por tener en cuenta factores críticos como el nitrógeno inorgánico y el porcentaje de oxígeno disuelto, ambos importantes para determinar el nivel trófico de una masa de agua.

Los resultados del estudio sobre el nitrógeno inorgánico disuelto (NID) revelaron tendencias notables. El nitrito (NO_2^-) con una concentración media de 0.003 mg/L en todas las estaciones

de medición presentó la prevalencia más baja entre los cuatro tipos de NID. Por otro lado, el nitrógeno amoniacal, mostró un contenido medio de 0.023 mg/L, siendo participe para el aporte de NID. Mientras que el nitrato (NO_3^-) apareció como el principal tipo, con un contenido medio de 0.600 mg/L.

Estos resultados proporcionan luz sobre la dinámica del nitrógeno en laguna Maylas, destacando la importancia del nitrato como contribuyente clave a las condiciones tróficas observadas. Además, esto hecho se refuerza debido a que Diaz et al. (2007), remarca en su estudio, que pretende mejorar la comprensión de los ecosistemas acuáticos, de lagos y embalses, de la zona patagónica de Argentina. Específicamente presenta evidencia persuasiva de que la alta oligotrofia encontrada en múltiples lagos y embalses de la zona se debe predominantemente al déficit de nitrógeno y no a la escasez de fósforo accesible.

Estudios como el de Martínez & Palacios (2015), revelan que las truchas que habitan en la laguna contribuyen a este aumento a través de la excreción de fósforo y nitrógeno. Además, algunas partículas de alimento no consumidas por las truchas quedan en el agua, lo que también puede contribuir al incremento de nutrientes. Este exceso de nutrientes estimula el crecimiento del fitoplancton y resulta en una mayor concentración de clorofila "a".

Por consiguiente, las truchas, al habitar en la laguna Maylas, contribuyen al aumento del contenido de fósforo y nitrógeno en el ecosistema acuático. Estos aportes de nutrientes provenientes de las truchas pueden estimular el crecimiento de organismos productores, como el fitoplancton, que utilizan el fósforo y el nitrógeno como nutrientes para su desarrollo. El aumento del fitoplancton a su vez puede llevar a una mayor concentración de clorofila "a" en la laguna.

Los valores resultantes del índice TRIX difirieron del estudio realizado por Rascón et al. (2021) en el lago altoandino Pomacochas donde revelan que el nivel trófico ha experimentado un aumento significativo hacia un estado altamente eutrófico, donde se mostró un valor mínimo medio de 6.37 en época seca y 8.74 en periodo lluvioso. Estos resultados se debieron a la dinámica del lago, la combinación de varios factores, como la prolongada retención del agua, la deforestación y la entrada de nutrientes provenientes de la agricultura, contribuyen de manera conjunta a esta situación.

En cambio, Muciño Márquez et al. (2017) muestra valores semejantes a los obtenidos en la laguna Maylas, ya que mediante la utilización del índice TRIX en los sistemas fluvio-lagunares de Pom-Atasta y Palizada del Este, determinó que ambos se clasifican inicialmente como oligotróficos con tendencia a mesotróficos (valores de 0 a 3.9). Estos resultados se deben a

influencia significativa de los nutrientes en el sistema, principalmente fósforo, lo que sugiere un posible impacto en la calidad del agua y el equilibrio ecológico de estos sistemas.

4.4.3.1. Análisis estadístico del índice de TRIX

La prueba de normalidad de Shapiro-Wilk reveló que todos los puntos del muestreo tienen una distribución normal. En consecuencia, se mantiene el supuesto de normalidad de los datos. Además, de igual forma se cumplían otros dos requisitos: homocedasticidad (igual varianza) entre tratamientos y aleatoriedad (véase el Anexo H).

Por consiguiente, se utilizó una prueba paramétrica ANOVA con un umbral de significación del 5%. Los resultados indicaron un valor p de 0.36, que supera el nivel de significación. En consecuencia, no hay pruebas suficientes para rechazar la hipótesis nula de esta prueba, que afirma que los índices calculados para la media de cada punto de datos no muestran diferencias estadísticamente significativas.

A partir de estos datos, se calcularon las medias de los índices para invierno y verano para la laguna de Maylas. La Tabla 27 ilustra que el estado trófico se mantiene con características oligotróficas.

Tabla 27. Promedio del índice TRIX.

Puntos de muestreo	Índice TRIX			
	Verano	Estado trófico	Invierno	Estado trófico
ML01	1.75	Oligotrófico	1.97	Oligotrófico
ML02	2.14	Oligotrófico	1.91	Oligotrófico
ML03	2.00	Oligotrófico	2.19	Oligotrófico
ML04	1.90	Oligotrófico	2.17	Oligotrófico
ML05	1.90	Oligotrófico	1.75	Oligotrófico
ML06	2.00	Oligotrófico	2.15	Oligotrófico
Promedio	1.95	Oligotrófico	2.02	Oligotrófico

Fuente: Autores.

La Figura 57 presenta una representación gráfica del estado trófico de la laguna de Maylas, estimada mediante interpolación de distancia ponderada. Los tonos verdes indican las áreas con valores más bajos y por ende un estado trófico con menos nutrientes, mientras que los tonos rojos resaltan las áreas con valores más altos, y por consiguiente un estado trófico con más nutrientes. Los tonos amarillos y anaranjados muestran los valores intermedios. Los valores oscilan entre 1.83 y 2.10, lo que indica un nivel trófico predominantemente oligotrófico según los parámetros considerados en el cálculo del índice.

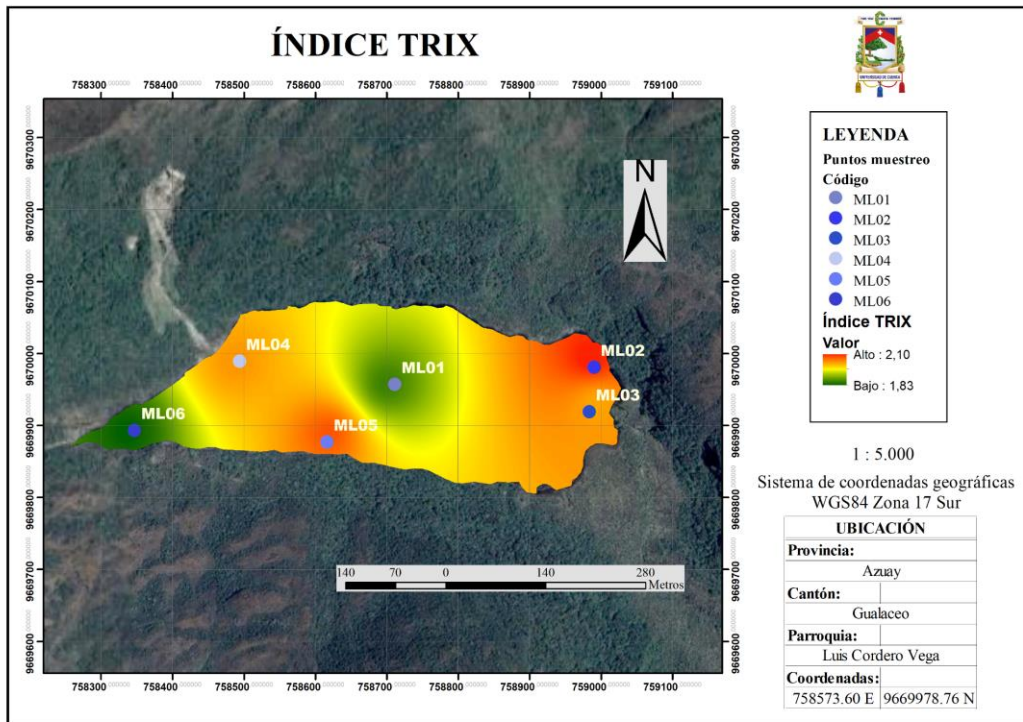


Figura 57. Mapa del índice TRIX de la laguna de Maylas.

Fuente: Autores.

4.4.3.2. Variabilidad temporal del índice de TRIX

Se utilizó un análisis de prueba t pareada con un nivel de confianza del 95% para investigar cómo se comporta la laguna de Maylas durante las estaciones de verano e invierno en relación con los resultados del índice TRIX. El análisis estadístico arrojó un valor p de 0.4376 (referirse al Anexo H), el cual se encontró superando el nivel de significancia preestablecido. Como resultado, no hay evidencia suficiente para rechazar la hipótesis nula que afirma que la diferencia promedio en el conjunto de datos emparejados es igual a cero. Es decir, se evidencia que no existe una diferencia significativa entre las medias de las estaciones de verano e invierno.

4.4.4. Índice TFI

4.4.4.1. TFI respecto a la clorofila-a

El índice de la huella trófica (TFI) para la clorofila-a se muestra en la Figura 58, que pertenece a la época de verano, donde todos los valores están dentro del rango de mesotrófico ($30 < TFI \leq 50$) con un promedio general de 43.99 y su pico máximo se presentó en el mes de octubre con 48.38 unidades. Por otra parte, el punto que obtuvo una menor puntuación fue el ML05 que corresponde a la zona de campamento con una media de 40.88, esto puede ser

consecuencia de que al ser uno de los sitios más turísticos, el agua presenta mayor turbiedad y no permita el paso de la luz solar para el desarrollo del fitoplancton.

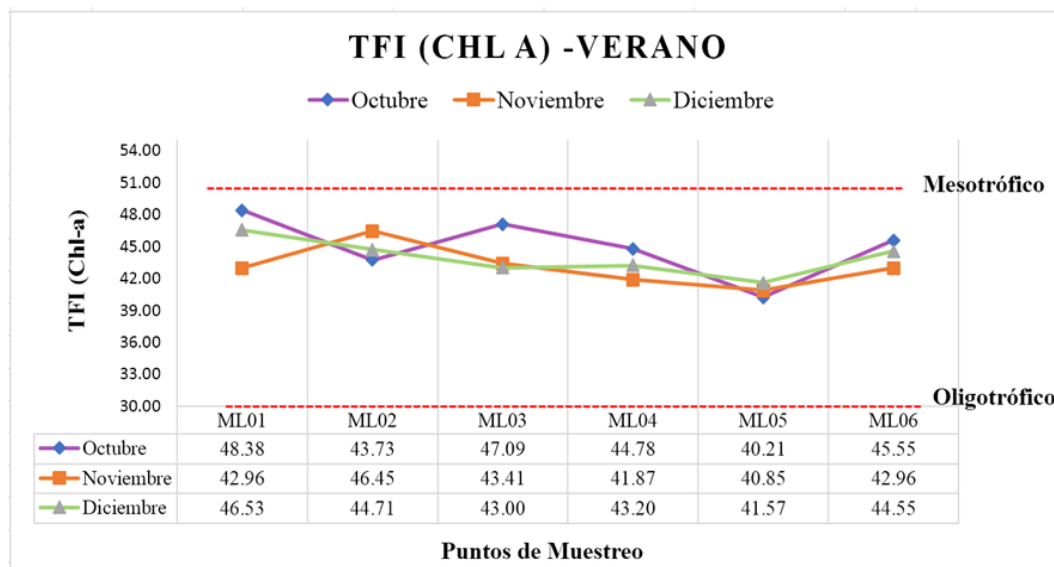


Figura 58. Distribución y clasificación del índice TFI (Chl-a) para verano.

Fuente: Autores.

Con respecto a la época de invierno (Figura 59), se obtuvieron resultados similares a la temporada de estiaje, ya que de la misma forma todos los valores se encontraron en la categoría mesotrófica. Durante el mes de febrero aún continuó la sequía, es por tal motivo que la mayoría de sus puntos tuvieron valores altos de clorofila-a, con un TFI promedio para este mes de 46.71. Así también el punto ML05 siguió el mismo patrón que en verano en los meses de marzo y abril, adicionalmente las altas precipitaciones que se presentaron en este periodo aumentaron la turbiedad del agua, lo que disminuye las concentraciones de clorofila-a.

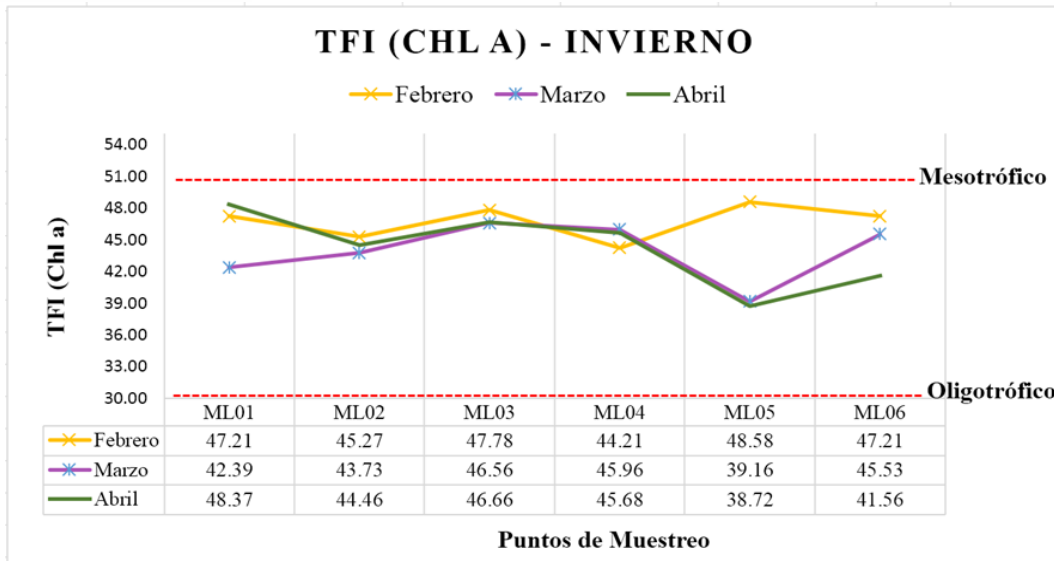


Figura 59. Distribución y clasificación del índice TFI (Chl-a) para invierno.

Fuente: Autores.

El estudio de la clorofila-a para determinar el estado trófico de sistemas acuáticos, ha tomado gran relevancia en los últimos años, ya que esta variable está relacionada con el incremento de nutrientes, que provocan al deterioro de la calidad del agua (Villabona et al., 2020).

Por lo tanto, se han creado índices la función de este parámetro, como es el caso de Barbe et al. (1990) que sugirieron el índice trófico planctónico (ITP) para evaluar la abundancia relativa de los conjuntos de taxones del fitoplancton, así como las concentraciones de clorofila-a.

Este índice fue aplicado por Marchetto et al. (2009) en 35 reservorios mediterráneos profundos ubicados a aproximadamente 800 m.s.n.m., donde los resultados determinaron que esos cuerpos de agua estaban en el rango eutrófico a hipereutrófico, debido a la gran cantidad de algas y a las buenas condiciones de temperatura. Sin embargo, para el caso laguna Maylas no se obtuvieron esos niveles de eutrofización, ya que el TFI (clorofila-a) categorizó a toda la laguna como mesotrófica por las bajas concentraciones de clorofila-a, que además fueron similares para todo el periodo de estudio.

4.4.4.1.1. Análisis estadísticos del TFI respecto a la clorofila-a

El test Shapiro-Wilk para analizar la normalidad de los datos, demostró que todos los datos del índice TFI (Chl-a) se ajustaban a una distribución normal, pero únicamente el sitio ML05 estaba ligeramente alejado ya que presentó un valor p de 0.027. Además, se obtuvo un valor $p > 0.05$ tanto para la prueba de independencia como para la homocedasticidad. El cumplimiento de estos requisitos es suficiente para aplicar la prueba de ANOVA de una vía.

Por consiguiente, la prueba ANOVA arrojó un valor p de 0.03, lo que llevó al rechazo de la hipótesis nula, indicando que no existen diferencias significativas entre las medias de los tratamientos y se aceptó la hipótesis alternativa. Por lo tanto, este valor implica que al menos una de las medias es estadísticamente diferente, por lo que se procedió a realizar un análisis post (Test de Tukey) para identificar estas diferencias. Como se puede observar en el Anexo I, el test de Tukey demostró que la media que presenta diferencias es el punto ML05.

Se calculó los promedios del TFI (clorofila-a) para la estación de verano e invernal (Tabla 28), donde en ambos casos se establece un estado mesotrófico para la laguna Maylas.

Tabla 28. Promedio del índice TFI (Chl-a).

TFI (CLOROFILA-A) ($\mu\text{g/L}$)				
Puntos de muestreo	Verano	Estado trófico	Invierno	Estado trófico
ML01	45.96	Mesotrófico	45.99	Mesotrófico
ML02	44.96	Mesotrófico	44.49	Mesotrófico
ML03	44.50	Mesotrófico	47.00	Mesotrófico
ML04	43.28	Mesotrófico	45.28	Mesotrófico
ML05	40.88	Mesotrófico	42.15	Mesotrófico
ML05	44.35	Mesotrófico	44.77	Mesotrófico
Promedio	43.99	Mesotrófico	44.95	Mesotrófico

Fuente: Autores.

En la Figura 60 se puede observar gráficamente la distribución espacial del índice TFI (Chl-a) para toda la laguna Maylas, que se obtuvo por los promedios generales de cada punto de muestreo. Los valores más bajos se presentaron alrededor del punto ML05 (color verde), donde la clorofila-a no tuvo concentraciones altas. Por otra parte, los índices más altos estuvieron en el centro y sus alrededores (color rojo), ya que tenían mayor concentración de biomasa fitoplactónica. Por último, el color naranja y amarillo representaron índices intermedios entre 45.95 - 40.88, por lo que toda la laguna Maylas se categorizó en un estado mesotrófico.

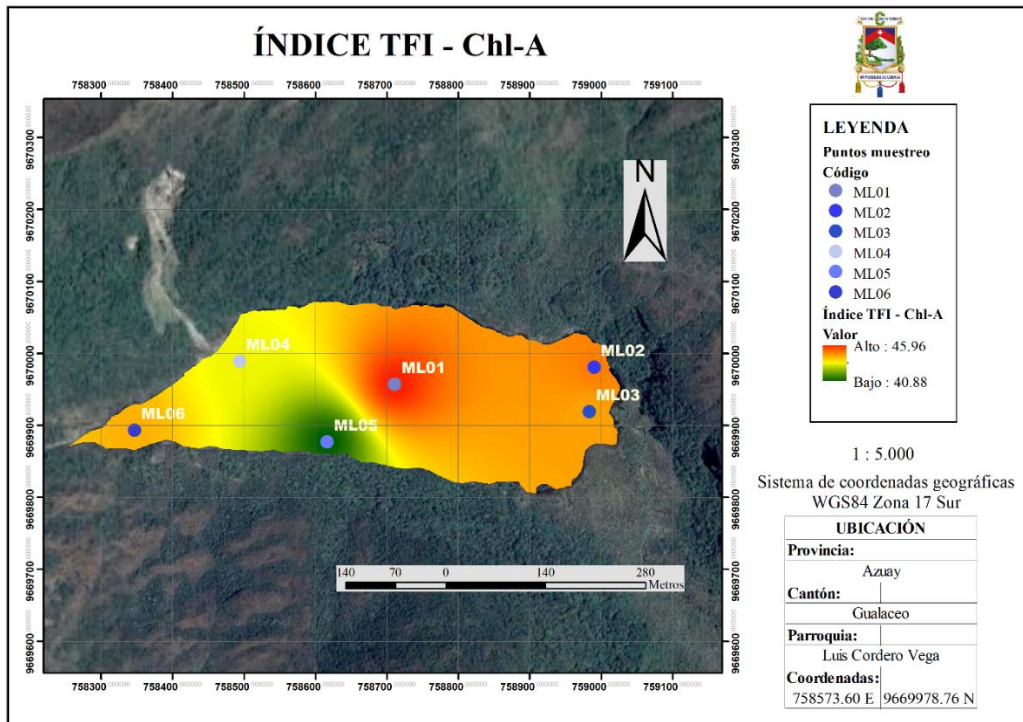


Figura 60. Mapa del Índice TFI (Chl a) de la laguna de Maylas.

Fuente: Autores.

4.4.4.1.2. Variabilidad temporal del TFI respecto a la clorofila-a

Se realizó un análisis de prueba t pareada con un nivel de significancia del 5% para indagar el comportamiento de la laguna de Maylas durante las temporadas de verano e invierno en relación con los valores del índice TFI (Chl-a). Los resultados de los análisis estadísticos registraron un valor p de 0.09 (véase Anexo I), el cual está superando el nivel de significancia preestablecido. Por lo tanto, se puede deducir que no hay evidencias suficientes para rechazar la hipótesis nula que asevera que la diferencia promedio en el conjunto de datos pareados es igual a cero. En otros términos, se afirma que no existe una diferencia significativa entre las medias de las épocas de verano e invierno.

4.4.4.2. TFI respecto al nitrógeno

El nutriente limitante de la laguna Maylas es el nitrógeno, por lo que el índice de la huella trófica (TFI) para este elemento demostró valores bajos, como se observa en la Figura 61. Todos los índices se encuentran en la categoría oligotrófica, pues $TFI (TP) < 30$, el pico máximo se registró en diciembre en el punto ML02 con 28.99, por otra parte, el valor más bajo fue en octubre en el centro de la laguna Maylas (ML01) con 8.74. El promedio general para esta temporada fue de 21.06, que no tiene una variación considerable con la época invernal.

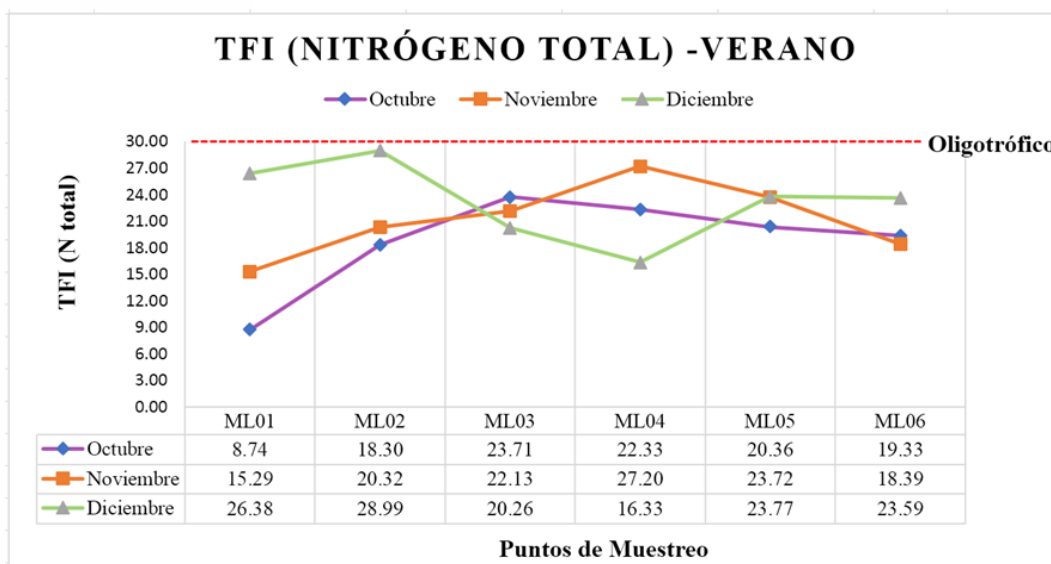


Figura 61. Distribución y clasificación del índice TFI (Nitrógeno total) para verano.

Fuente: Autores.

De la misma forma, en el invierno se obtuvieron resultados similares al verano, ya que todos los valores presentaron el mismo estado oligotrófico (Figura 62). La media general para este periodo fue de 21.51, con un valor máximo presentando en el punto ML03 en febrero. Los meses de marzo y abril registraron menor cantidad de fluctuaciones con relación a los puntos del muestreo, mientras que en febrero existió una mayor variación con valores de índices máximos y mínimos.

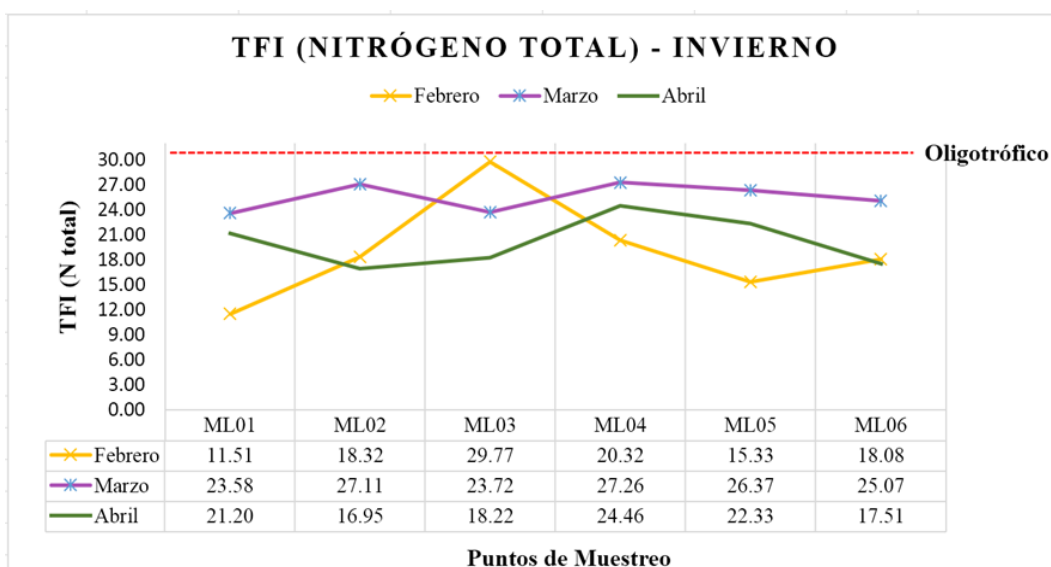


Figura 62. Distribución y clasificación del índice TFI (Nitrógeno total) para invierno.

Fuente: Autores.

La aplicación de índices de estado trófico para cuerpos lacustres de alta montaña, siempre ha generado controversia, ya que los métodos comunes, como el de Carlson no se ajustan a

las condiciones climáticas de esos sistemas, por lo que establecer procedimientos específicos para evaluar cada lago es imprescindible (Chen et al., 2021).

Por su parte, Terneus et al. (2020) crearon el índice de estado trófico para sistemas lénticos a partir de la diversidad de plantas acuáticas del Ecuador (IMAE), y evaluaron 10 lagos y lagunas de la región Sierra. Investigaron la tolerancia que tienen las macrófitas a las concentraciones de nitrógeno y fósforo para la creación de su índice, a lo que sus resultados reportaron que las lagunas de las zonas de páramo, se ubicaron en las clases Q1 y Q2 que representa a los sistemas oligotróficos, por el bajo aporte de nutrientes que tienen estos ecosistemas. Los mismos resultados se obtuvieron en la laguna Maylas, al evaluar el TFI en función del nitrógeno como nutriente limitante, por lo que la aplicación de este índice puede dar resultados confiables.

4.4.4.2.1. Análisis estadísticos del TFI respecto al nitrógeno

Según el test de Shapiro Wilk, todos los puntos se ajustan a una distribución normal, pues los valores p fueron mayores al nivel de significancia del 5%, sin ninguna excepción (Anexo J). De la misma forma, la varianza dentro de los grupos fue similar; por lo que, se cumple el requisito de homocedasticidad. Sin embargo, el supuesto de independencia presentó un valor p de 0.042, lo que rechaza la hipótesis nula que indica que los datos son independientes y aleatorios unos de otros. La aleatoriedad se puede ver afectada únicamente por el punto ML01 que presentó los valores más bajos de TFI, no obstante, se puede asumir que los datos son aleatorios y que provienen de la misma población.

Asumiendo los criterios mencionados, se aplicó la prueba de ANOVA para una vía con un umbral de significancia del 0.05. Por lo tanto, el valor p que arrojó el test es de 0.4 lo que acepta la hipótesis nula, es decir, no existen diferencias significativas entre las medias del índice TFI con respecto al nitrógeno.

Con base a estos resultados, se calculó los promedios del TFI (nitrógeno) para la estación de verano e invernal (Tabla 29), donde en ambos casos se establece un estado oligotrófico para la laguna Maylas.

Tabla 29. Promedio del Índice TFI (Nitrógeno).

TFI (NITRÓGENO) ($\mu\text{g/L}$)				
Puntos de muestreo	Verano	Estado trófico	Invierno	Estado trófico
ML01	16.80	Oligotrófico	18.76	Oligotrófico
ML02	22.54	Oligotrófico	20.80	Oligotrófico
ML03	22.03	Oligotrófico	23.90	Oligotrófico
ML04	21.95	Oligotrófico	24.01	Oligotrófico
ML05	22.62	Oligotrófico	21.34	Oligotrófico
ML05	20.44	Oligotrófico	20.22	Oligotrófico
Promedio	21.06	Oligotrófico	21.51	Oligotrófico

Fuente: Autores.

En la Figura 63 se puede visualizar la distribución espacial del índice TFI con respecto al nitrógeno, que se elaboró en función de los promedios generales de cada punto. La variación de este índice va desde 17.78 hasta 22.98, lo que mantuvo un estado oligotrófico en toda la laguna. Los índices más bajos se presentaron en el centro de la laguna y sus alrededores (color verde), ya que las concentraciones de nitrógeno no fueron altas en ese punto, sino por el contrario se acumularon en los puntos cercanos a las orillas de la laguna (color rojo), por los procesos de lixiviación de este nutriente. El color amarillo que se presentó en la salida de la laguna, indica que la concentración de nitrógeno es intermedia, en comparación con el resto de la laguna.

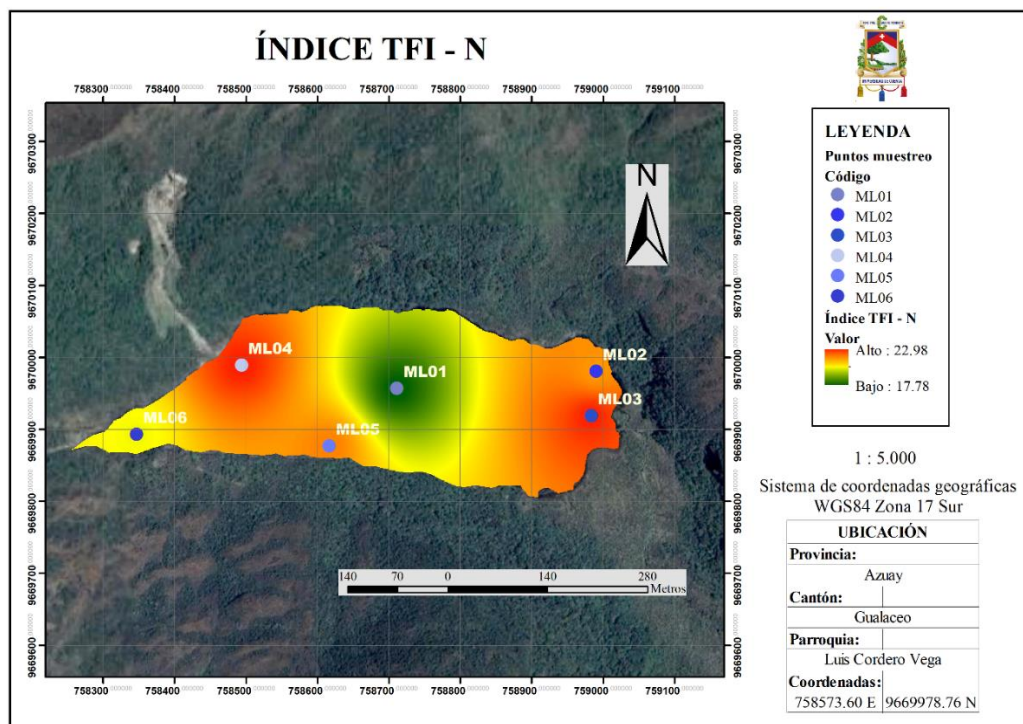


Figura 63. Mapa del índice TFI (Nitrógeno) de la laguna de Maylas.

Fuente: Autores.

4.4.4.2.2. Variabilidad temporal del TFI respecto al nitrógeno

Se empleó la prueba t-student para datos pareados, correspondiente a nivel de confianza del 95 %, con el fin de evaluar la variabilidad temporal de la laguna de Maylas durante las estaciones de verano e invierno conforme al del índice TFI (Nitrógeno). Los resultados de la prueba determinaron un valor p de 0.56 (véase Anexo J), valor que excede el nivel de significancia preseleccionado. Por lo que, se puede deducir que no existe las evidencias necesarias para rechazar la hipótesis nula que apoya que la diferencia promedio en el conjunto de datos de invierno y verano es igual a cero. En consecuencia, se afirma que no existe una diferencia estadística entre las medias del índice de las temporadas de verano e invierno.

4.4.5. Análisis de componentes principales

El primer componente (PC1) representa el 38.6 % de la variabilidad de los datos del estado trófico de la laguna Maylas (Figura 64). El parámetro que tiene un mayor peso sobre el PC1 es la transparencia, ya que esta variable no es uniforme en los puntos de medición y tiene la mayor variabilidad, como se observa en la Tabla 30. Así también, este componente mostró cargas negativas con el nutriente limitante, en forma de nitritos y el nitrógeno total, ya que gran parte de estos compuestos son consumidos por el fitoplancton. El PC2 registró cargas

positivas con el fósforo y los nitratos, además explicó un 35.1 % de la varianza del conjunto de datos, que es el resultado del aporte de los afluentes de la laguna, que arrastran una gran cantidad de fósforo. Finalmente, el tercer componente (PC3) está ligado fuertemente al nitrógeno total, esto puede ser consecuencia de la presencia de aportes de este elemento por la fauna acuática de la zona y actividades antropogénicas relacionadas con el turismo no sostenible.

Tabla 30. Resultados del PCA para el estado trófico.

Parámetros	PC1	PC2	PC3
Fósforo	0.3536	0.5621	0.0155
Clorofila-a	-0.2540	-0.5841	0.3487
Nitrógeno	-0.4580	0.1639	0.5644
Nitritos	-0.5128	0.1795	-0.4717
Nitratos	-0.1831	0.5089	0.4723
Transparencia	0.5515	-0.1574	0.3377

Fuente: Autores.

En la Figura 64, se puede observar que el punto ML04 se caracterizó por presentar una mayor relación con la concentración de nitratos, y que al mismo tiempo este parámetro estuvo vinculado con los vectores de nitritos y nitrógeno amoniacal. Por otra parte, el punto ML05 demostró que tiene una mayor cantidad de fósforo, pero que sus concentraciones de clorofila-a son menores, esto como consecuencia de que el fósforo no es el que limita el desarrollo de la biomasa fitoplanctónica, sino el nitrógeno como en el caso de laguna Maylas.

Los vectores que tuvieron una mayor relación son los nitritos y el nitrógeno amoniacal, y a la vez estos presentaron una correlación negativa con la transparencia, dado que mayor concentración de nitrógeno promueve el desarrollo de algas y fitoplancton, que afectan la transparencia del agua. Diaz et al. (2007) obtuvieron los mismos resultados, cuando aplicaron un análisis PCA para analizar 39 lagos patagónicos andinos, además recalcaron que el nitrógeno es el regulador de la carga de biomasa de fitoplancton, y que de su presencia depende el comportamiento de otros factores limnológicos.

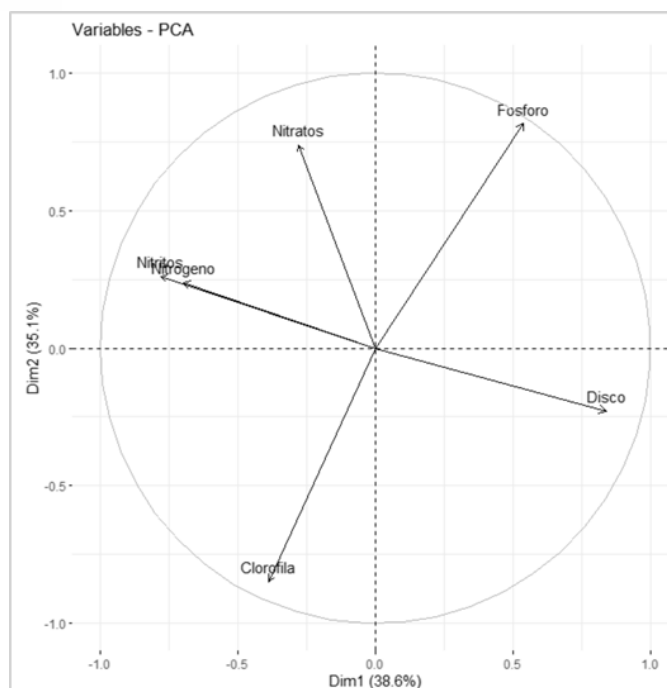


Figura 64. Análisis de los componentes principales para el estado trófico.

Fuente: Autores.

4.4.6. Comparación de resultados

Los resultados de los índices de estado trófico aplicados para la laguna Maylas, se pueden observar en la Tabla 31. Se obtuvieron estados oligotróficos tanto para el índice de TRIX, como para el TFI (nitrógeno) en todos los puntos de muestreo, ya que estos indicadores tomaron en consideración el nitrógeno (nutriente limitante) para su cálculo. De la misma forma, se determinó un estado mesotrófico para el índice OCDE (clorofila-a) y TFI (clorofila-a), por lo que se puede deducir que este parámetro tuvo la misma influencia en ambos índices.

Por otra parte, el peor estado trófico se registró en el índice OCDE (fósforo), debido a las altas concentraciones que presentó este elemento en todos los puntos de monitoreo, clasificando a la laguna Maylas en una categoría hipereutrónica. Sin embargo, ninguno de los otros índices presentó resultados similares, por lo que este indicador puede estar sobrestimando el nivel trófico de la laguna.

Tabla 31. Comparación de resultados de índices de estado trófico en la laguna Maylas.

Puntos	Índice OCDE			Índice de Carlson	Índice de TRIX	Índice de la Huella trófica	
	Fósforo	Clorofila-a	Transparencia			Clorofila-a	Nitrógeno
ML01	Hipereutrófico	Mesotrófico	Ultraoligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
ML02	Hipereutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Eutrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
ML03	Hipereutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
ML04	Hipereutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
ML05	Hipereutrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico
ML06	Hipereutrófico	Mesotrófico	Mesotrófico	Eutrófico	Oligotrófico	Mesotrófico	Oligotrófico

Fuente: Autores.

Los resultados obtenidos por este estudio fueron comparados con investigaciones realizadas en cuerpos lénticos de similares características (Tabla 32). Con relación al índice de Carlson, la laguna Maylas registró un estado mesotrófico a eutrófico, similares condiciones se presentaron en el lago altoandino Pomacochas en Perú, donde se aplicó el IET y el índice de TRIX. Respecto al IET, Rascón et al. (2021) identificó que el lago Pomacochas tenía una variación desde un estado mesotrófico a uno eutrófico, debido las altas concentraciones de fósforo reactivo soluble y los bajos niveles de transparencia.

Por otro lado, para evaluar este tipo de sistemas lacustres, el IET da una mayor relevancia a la clorofila-a (Coelho et al. 2007), para el caso de la laguna Maylas las concentraciones fueron menores que las del lago Pomacochas, esto debido a que en la laguna no existe la influencia de actividades antropogénicas agrícolas y ganaderas.

En cuanto al índice de TRIX, el lago Pomacochas se catalogó con un nivel de estado trófico muy alto con una calidad de agua baja, contradictorio a lo obtenido en la laguna Maylas, debido a que este índice considera el nitrógeno inorgánico disuelto para su cálculo y las concentraciones de este compuesto fueron menores en comparación con el lago.

Respecto al índice OCDE, el nivel trófico de la laguna Maylas se categoriza en diferentes clases, lo que conlleva a la incertidumbre al momento de definir un estado trófico conclusivo para la laguna. Problemas similares se reportaron en la laguna andina de La Cocha en Colombia (López & Madroño, 2015), ya que según la transparencia el índice OCDE clasificó a este cuerpo de agua como oligotrófica, mesotrófica y eutrófica, debido a que cada punto de monitoreo presentó características limnológicas particulares de cada zona.

En el Lago San Pablo en Ecuador se tuvo discrepancias al momento de definir su estado trófico, ya que según el índice OCDE (Chl-a) se indicó un estado mesotrófico y al mismo tiempo las altas concentraciones de fósforo señalaron un nivel altamente eutrófico (Casallas

& Gunkel, 2001). Los mismos resultados se manifestaron en la laguna Maylas, a pesar de que en este sistema acuático no existe actividades de agricultura, ni asentamientos humanos cercanos, por lo que se puede atribuir a las actividades intensivas de turismo.

Finalmente, el índice de la Huella Trófica (TFI), fue propuesto por Chen et al. (2021) para evaluar el estado trófico del lago Dianchi, un cuerpo de agua dulce ubicado a 1887 m.s.n.m, este método está enfocado en analizar el nutriente limitante (fósforo o nitrógeno) y la clorofila. Para ambos parámetros, el estudio obtuvo un nivel de eutrofización moderado, teniendo en consideración que su nutriente limitante fue el fósforo, caso contrario con la laguna Maylas. Si bien este índice fue creado por sus autores para indagar la huella histórica de eutrofización, también demostró buenos resultados al aplicarlo laguna Maylas, ya aportó con estados tróficos similares al índice de TRIX y consideran las variables más importantes.

Tabla 32. Comparación con otros estudios sobre los índices de estado trófico.

Autor	Cuerpo acuático	Índice aplicado	Estado de eutrofización
(Rascón et al., 2021)	Lago Pomacochas /Perú	IET - TRIX	Mesotrófico a eutrófico Mala
(Martínez & Palacios, 2015)	Laguna La Cocha/Colombia	OCDE	Oligotrófico, mesotrófico y eutrófico
(Casallas & Gunkel, 2001)	Lago San Pablo / Ecuador	OCDE	Mesotrófico y eutrófico
(Chen et al., 2021)	Lago Dianchi / China	TFI	Eutrofización moderada

Fuente: Autores.

5. Capítulo V: Conclusiones y recomendaciones

5.1. Conclusiones

- La concentración para los parámetros químicos de la laguna Maylas fueron: en cuanto a la DBO₅ un promedio de 2.72 mg/L, mientras que para el oxígeno disuelto presentó un valor promedio de 6.883 mg/L, la concentración de nitritos exhibió un valor promedio de 0.003 mg/L, en cambio los nitratos mostraron un valor promedio de 0.60 mg/L, por otro lado la concentración promedio del nitrógeno amoniacal fue 0.023 mg/L, el fósforo total muestra una concentración promedio de 0.33 mg/L, los fosfatos a su vez exhibió un valor promedio de 0.32 mg/L, por su parte el valor promedio del pH fue 6.60, finalmente la clorofila-a presentó una concentración promedio de 5.93 µg/L
- A cerca de los parámetros físicos se obtuvieron: para la temperatura se obtuvo un valor promedio de 14.06 °C, por otro lado, la turbiedad presentó un valor promedio de 1.44 NTU, por último, la transparencia exhibió un valor promedio de 3.87 m
- En cuanto al parámetro microbiológico de coliformes fecales, se obtuvo un valor promedio de 155.3 NMP/100 mL
- La DBO₅ presentó una variación de su concentración en las campañas, en los diversos puntos de muestreo, de este modo se determinó que en la época invernal se presentó los mayores valores a diferencia del periodo de verano. La temperatura tiene una influencia sobre los niveles de oxígeno disuelto, debido a que presenta una relación inversa entre estas variables, es decir, durante la época de invierno donde las temperaturas son más frías, los valores de oxígeno disuelto son mayores, de forma inversa para la época de verano, en la que con el aumento de la temperatura disminuye el oxígeno disuelto.
- Con respecto al pH, este parámetro se mantuvo relativamente constante durante los muestreos, aunque con algunas variaciones entre los puntos de muestreo. Esto se debe a que los cuerpos lacustres, tienden de forma natural a presentar fluctuaciones en el pH, ya sea por procesos biológicos, o por factores como la geología, tipo de suelo, deposición atmosférica y la hidrología.

- Con relación al nitrógeno en forma de nitratos, se evidenció que no existe gran variación de la concentración entre los periodos estacionales, siendo que en invierno presenta un valor levemente mayor que en verano. La fluctuación entre estaciones puede deberse al transporte de sedimentos que contienen este nutriente conjuntamente con contribuciones de aguas subterráneas. Asimismo, con respecto al nitrógeno amoniacal, existen leves diferencias entre periodos estacionales a excepción del punto ML03 donde existe un valor sumamente elevado. La concentración y aportes del nitrógeno amoniacal pueden deberse a la presencia de la trucha arco iris en la laguna, que mediante las excretas aumentan el contenido de $N-NH_3$.
- Referente al contenido de fósforo en forma de fosfatos, este al igual que con el nitrógeno presenta una mayor concentración en la época de invierno, debido a que durante la época de invierno se presentan altas precipitaciones y por ende un aumento en el caudal que resulta en un arrastre de fosfatos hacia la laguna debido a la meteorización de las rocas.
- Acerca de la turbiedad, en general al igual que varios otros parámetros, existe un mayor valor durante las épocas de invierno que de verano, dado a consecuencia de las precipitaciones, causando una escorrentía superficial que arrastra materias en suspensión, aumentando de esta forma el valor a diferencia de lo que ocurre en la época de verano.
- La transferencia medida a partir del disco Secchi presenta variaciones entre los puntos de muestreo, debido a que la laguna Maylas no presenta uniformidad en lo que respecta a su profundidad.
- La concentración de clorofila-a fue constante y similar durante todo el periodo de muestreo, sin embargo, los valores eran ligeramente superiores a los que registraron cuerpos lagunares de similares características. Esto como consecuencia, de que en la laguna Maylas posee mejores condiciones para el desarrollo de fitoplancton, especialmente en los meses de verano.
- La fuente natural que aporta una mayor cantidad de nutrientes a la laguna Maylas (fósforo), son los procesos de meteorización de las rocas. Por otra parte, las

fuentes artificiales se relacionan con la gran afluencia turística, así como la introducción de especies acuáticas.

- En cuanto al contenido de nutriente limitante en la laguna Maylas, se determinó con los criterios de Vollenweider (1983) y Kahlert (1998), estableciendo que el nutriente limitante es el nitrógeno, por otro lado, mediante el criterio de Balseiro et al (1997) algunos puntos mostraban al fósforo como limitante.
- Se determinó la calidad del agua de la laguna Maylas, mediante los índices NSF-aditivo y de Oregón, se infiere que la calidad del agua está entre los rangos de mediana - buena, por lo que el uso de este cuerpo de agua puede ser destinado a actividades de conservación ecosistémica y para consumo humano. Con respecto a este último aprovechamiento hídrico, se debe contar con un sistema convencional de tratamiento, para que sea óptimo.
- Los índices eutróficos OCDE y Carlson fueron los que presentaron mayores discrepancias al momento de interpretar sus resultados. Además, categorizaron a la laguna Maylas en un nivel de eutrofización muy alto, esto puede ser consecuencia de que no toman en cuenta al nitrógeno dentro de su metodología.
- Los índices de TRIX y TFI, aportaron con niveles tróficos similares para la laguna Maylas, y que están acordes con la mayoría de las investigaciones realizadas en estos tipos de sistemas acuáticos. Adicionalmente, toman en consideración el nutriente limitante, en el caso del TFI tiene una metodología de aplicación sencilla, ya que no necesita de una gran cantidad de datos, evaluando de forma eficiente la sensibilidad del desarrollo de floraciones de algas a la concentración de los nutrientes.
- Los resultados alcanzados por esta investigación, en cuanto a la calidad del agua y estado trófico de la laguna Maylas son una base confiable para la toma de decisiones por parte de las entidades encargadas de este cuerpo hídrico. Se concluye que el GAD de Gualaceo debe implementar medidas preventivas para la protección de fuentes hídricas, así como el control turístico hacia la laguna, enfocándose en preservar este ecosistema para las actuales y futuras generaciones.

5.2. Recomendaciones

- Buscar el sitio más adecuado para el ingreso del equipo de trabajo y los medios de transporte a la laguna Maylas, para así evitar accidentes y roturas en las embarcaciones.
- Realizar más investigaciones, ya que existe la necesidad de ampliar conocimientos para crear un índice y modelos propios que pueda analizar el estado trófico de las lagunas altoandinas.
- Efectuar trabajos de limpieza de sedimentos en la laguna Maylas, ya que los mismos pueden afectar algunos parámetros limnológicos.
- Generar planes estratégicos, para que se desarrolle un turismo sostenible en la laguna Maylas.
- Tomar en consideración un número mayor de muestreos para obtener mejores datos y de esta forma conseguir un análisis más robusto.
- Tener en consideración el tiempo de traslado de las muestras hasta el laboratorio para sus análisis.

Referencias

- Adimalla, N., & Taloor, A. K. (2020). Hydrogeochemical investigation of groundwater quality in the hard rock terrain of South India using Geographic Information System (GIS) and groundwater quality index (GWQI) techniques. *Groundwater for Sustainable Development*, 10 (126), 100288. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100288>
- Aguirre, M., Vanegas, E., & García, N. (2016). Aplicación del Índice de Calidad del Agua (ICA). Caso de estudio: Lago de Izabal, Guatemala. *Revista Ciencias Técnicas Agropecuarias*, 25 (2), 39–43. <http://scielo.sld.cu/pdf/rcta/v25n2/rcta06216.pdf>
- Ahmed, A. A. M. (2017). Prediction of dissolved oxygen in Surma River by biochemical oxygen demand and chemical oxygen demand using the artificial neural networks (ANNs). *Journal of King Saud University - Engineering Sciences*, 29 (2), 151–158. <https://doi.org/10.1016/j.jksues.2014.05.001>
- 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. *SIL Proceedings, 1922-2010*, 21(1), 675–681. <https://doi.org/10.1080/03680770.1980.11897067>
- Akkoyunlu, A., & Akiner, M. E. (2012). Pollution evaluation in streams using water quality indices: A case study from Turkey's Sapanca Lake Basin. *Ecological Indicators*, 18, 501 –511. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.018>
- Bai, X., Zhou, Y., Ye, W., Zhao, H., Wang, J., & Li, W. (2021). Response of organic phosphorus in lake water to environmental factors: A simulative study. *Science of the Total Environment*, 785, 147275. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147275>
- Bastidas, M., Martyniuk, N., Balseiro, E., & Modenutti, B. (2018). Effect of glacial lake outburst floods on the light climate in an Andean Patagonian lake: implications for planktonic phototrophs. *Hydrobiologia*, 816(1), 39–48. <https://doi.org/10.1007/s10750-016-3080-4>
- Barbe, J., Lavergne E., Rofes G., Lascombe M., Rivas J., (1990). Diagnose rapide des plans d'eau. Informations Techniques du CEMA- GREF. <https://pascal-francis.inist.fr/vibad/index.php?action=getRecordDetail&idt=19259301>

- Bolaños, J. D., Cordero, G., & Segura, G. (2017). Determinación de nitritos, nitratos, sulfatos y fosfatos en agua potable como indicadores de contaminación ocasionada por el hombre, en dos cantones de Alajuela (Costa Rica). *Revista Tecnología En Marcha*, 30 (4), 15. <https://doi.org/10.18845/tm.v30i4.3408>
- Boyacioglu, H. (2007). Development of a water quality index based on a European classification scheme. *Water SA*, 33 (1), 101–106. <https://doi.org/10.4314/wsa.v33i1.47882>
- Boyd, C. (2018). Cambio constante de pH inevitable, completamente normal. *Global Aquaculture*, August 2018, 1–5. <https://www.aquaculturealliance.org/advocate/cambio-constante-de-ph-inevitable-completamente-normal/>
- Brandini, N., Rodrigues, A. P. de C., Abreu, I. M., Cotovicz Junior, L. C., Knoppers, B. A., & Machado, W. (2016). Nutrient behavior in a highly-eutrophicated tropical estuarine system. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 28 (0). <https://doi.org/10.1590/s2179-975x3416>
- Brown, R. M., McClelland, N. I., Deining, R. A., & Tozer, R. G. (1970). A Water Quality Index: Do we dare? In *Water Sewage Works* (Vol. 10, Issue 117, pp. 339–343). <https://idoc.pub/documents/a-water-quality-index-do-we-dare-brown-rm-1970-6ng25k6e91lv>
- Callieri, C., Modenutti, B., Queimaliños, C., Bertoni, R., & Balseiro, E. (2007). Production and biomass of picophytoplankton and larger autotrophs in Andean ultraoligotrophic lakes: Differences in light harvesting efficiency in deep layers. *Aquatic Ecology*, 41(4), 511–523. <https://doi.org/10.1007/s10452-007-9125-z>
- Cao, Z., Ma, R., Duan, H., Pahlevan, N., Melack, J., Shen, M., & Xue, K. (2020). A machine learning approach to estimate chlorophyll-a from Landsat-8 measurements in inland lakes. *Remote Sensing of Environment*, 248 (July), 111974. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2020.111974>
- 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>
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen.

- Ecological Applications*, 8(3), 559–568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)
- Carpenter, S. R., Ludwig, D., & Brock, W. A. (1999). Management of eutrophication for lakes subject to potentially irreversible change. *Ecological Applications*, 9(3), 751–771. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[0751:MOEFLS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[0751:MOEFLS]2.0.CO;2)
- Carvalho, P., Bini, L., Thomaz, S., Oliveira, L., Robertson, B., Tavechio, W., & Darwisch, A. J. (2001). Comparative limnology of South American floodplain lakes and lagoons. *Acta Scientiarum*, 23, 265–273. <http://repositorio.uem.br:8080/jspui/bitstream/1/5181/1/372.pdf>
- Castañeda-Ruelas, G. M., Arce-Navarro, K. S., Llanes-Ocaña, J. G., & Jiménez-Edeza, M. (2023). Calidad y uso potencial de la red hidrográfica del centro-norte de Sinaloa, México. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 14 (2), 337–375. <https://doi.org/10.24850/jtyca-14-02-09>
- Chanamé, F., & Poma, C. (2022). Parámetros limnológicos y productividad piscícola para la piscicultura de trucha arco iris en lagunas altoandinas - Junín, Perú. *Prospectiva Universitaria*, 17(1), 159–165. <https://doi.org/10.26490/uncp.prospectivauniversitaria.2020.17.1400>
- Chen, J., Liu, S., Qi, X., Yan, S., & Guo, Q. (2018). Study and design on chemical oxygen demand measurement based on ultraviolet absorption. *Sensors and Actuators, B: Chemical*, 254, 778–784. <https://doi.org/10.1016/j.snb.2017.04.070>
- Chen, Q., Zhao, J., Gao, Q., Liu, H. X., & Han, X. M. (2021). Trophic state footprint index model and its application to Dianchi Lake, China. *Ecological Indicators*, 132 (October), 108317. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108317>
- Cisneros, E., & Riveros, E. (2010). *Calidad del Agua: Un enfoque multidisciplinario*. <http://bibliotecavirtual.clacso.org.ar/Mexico/iiec-unam/20110804014021/Calidagua.pdf>
- Cude, C. G. (2001). OREGON WATER QUALITY INDEX A TOOL FOR EVALUATING WATER QUALITY MANAGEMENT EFFECTIVENESS. 37 (1), 125–137. <https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2001.tb05480.x>
- Custodio, M., Chanamé, F., Pizarro, S., & Cruz, D. (2018). Quality of the aquatic environment and diversity of benthic macroinvertebrates of high Andean wetlands of

- the Junín region, Peru. *Egyptian Journal of Aquatic Research*, 44(3), 195–202. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2018.08.004>
- Diaz, M., Pedrozo, F., Reynolds, C., & Temporetti, P. (2007). Chemical composition and the nitrogen-regulated trophic state of Patagonian lakes. *Limnologica*, 37 (1), 17–27. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2006.08.006>
- Dorgham, M. M. (2014). Effects of Eutrophication. *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*, 2, 1 –262. <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7814-6>
- Dunnette, D. A. (1979). A geographically water quality used variable index in Oregon. *Water Pollution Control Federation*, 51 (1), 53–61. <https://www.jstor.org/stable/25040240?origin=JSTOR-pdf>
- Echaniz, S., & Vignatti, A. (2009). Determinación Del Estado Trófico Y De La Capacidad De Carga Del Embalse Casa De Piedra. *BioScriba*, 2 (1), 41–51. <https://www.researchgate.net/publication/242398337>
- Ewaid, S. H. (2017). Water quality evaluation of Al-Gharraf river by two water quality indices. *Applied Water Science*, 7 (7), 3759–3765. <https://doi.org/10.1007/s13201-016-0523-z>
- Emery, K. O., & Stevenson, R. E. (1957). Estuaries and Lagoons. *Geological Society of America*, 1 (1), 673–750. <https://doi.org/10.1130/mem67v1-p673>
- Escobar, J., Restrepo, J. C., & Martínez, J. I. (2005). La paleolimnología como herramienta para el estudio y manejo de embalses. *Investigación*. <https://www.redalyc.org/pdf/1694/169421174004.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 (December 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)

- Fernández, L. S. Q., Kulich, E. I., & Guitiérrez, C. M. (2017). Aplicación del índice de calidad de agua en el río Portoviejo, Ecuador. *Revista de Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 38(3), 41-51 p. <http://scielo.sld.cu/pdf/riha/v38n3/riha04317.pdf>
- GAD Gualaceo. (2021). *Actualización del Plan de Desarrollo y Ordenamiento Territorial del cantón Gualaceo*. <https://www.gualaceo.gob.ec/pdot-gualaceo-2021/>
- GAD Parroquial Luis Cordero Vega. (2015). *Plan de desarrollo y ordenamiento territorial*. https://gpluiscorderovega.gob.ec/azuay/wp-content/uploads/2017/11/DIAGNOSTICO_LUIS_CORDERO_VEGA.pdf
- Gallego, L. T. (2019). APLICACIÓN DE METODOLOGÍAS PARA LA ESTIMACIÓN DE LA EUTROFIZACIÓN EN EMBALSES TROPICALES Y SELECCIÓN DEL ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO MÁS ADECUADO PARA EL EMBALSE PEÑOL - GUATAPÉ, COLOMBIA [Universidad de Antioquía]. In *Universidad de Antioquía* (Vol. 8, Issue 5). https://bibliotecadigital.udea.edu.co/bitstream/10495/12104/1/ToroLorena_2019_AplicacionMetodologiasEmbalses.pdf
- Galperín, C. (1999). Economía y Medio Ambiente en países en desarrollo: Instrumentos no tradicionales de política ambiental para la contaminación de aguas superficiales. *En Anales de La XXXIII Reunión de La Asociación Argentina de Economía Política, Noviembre 1998, July*, 11. https://www.researchgate.net/profile/Carlos-Galperin-2/publication/267771709_ECONOMIA_Y_MEDIO_AMBIENTE_EN_PAISES_EN_DESARROLLO_INSTRUMENTOS_NO_TRADICIONALES_DE_POLITICA_AMBIENTAL_PARA_LA_CONTAMINACION_DE_AGUAS_SUPERFICIALES/links/55bb15f108ae9289a0928245/ECONOMIA-Y-MEDIO-AMBIENTE-EN-PAISES-EN-DESARROLLO-INSTRUMENTOS-NO-TRADICIONALES-DE-POLITICA-AMBIENTAL-PARA-LA-CONTAMINACION-DE-AGUAS-SUPERFICIALES.pdf
- García, F., & Miranda, V. (2018). Eutrofización, una amenaza para el recurso hídrico. *Volumen II de La Colección: Agenda pública para el desarrollo Regional, La Metropolitización y La Sostenibilidad*, 35–367. http://ru.iiec.unam.mx/4269/1/2-Vol2_Parte1_Eje3_Cap5-177-García-Miranda.pdf
- Goher, M. E., El-Rouby, W. M. A., El-Dek, S. I., El-Sayed, S. M., & Noaemy, S. G. (2018). Water quality assessment of Qarun Lake and heavy metals decontamination from its drains using nanocomposites. *IOP Conference Series: Materials Science and Engineering*, 464 (1). <https://doi.org/10.1088/1757-899X/464/1/012003>

- Gregor, J., & Marsálek, 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>
- Grijalva, A. de las M., Jiménez, M. E., & Ponce, H. X. (2020). Contaminación del agua y aire por agentes químicos. *Recimundo*, 4 (4), 79–93. [https://doi.org/10.26820/recimundo/4.\(4\).octubre.2020.79-93](https://doi.org/10.26820/recimundo/4.(4).octubre.2020.79-93)
- Groth, D., Hartmann, S., Klie, S., & Selbig, J. (2008). Principal Components Analysis. In *Alternatives to laboratory animals: ATLA* (Vol. 27, Issue 1, pp. 258–284). <https://doi.org/10.1007/978-1-62703-059-5>
- Guo, H., Zhu, X., Jeanne Huang, J., Zhang, Z., Tian, S., & Chen, Y. (2023). An enhanced deep learning approach to assessing inland lake water quality and its response to climate and anthropogenic factors. *Journal of Hydrology*, 620(PA), 129466. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2023.129466>
- Horppila, J., Holmroos, H., Niemistö, J., Massa, I., Nygrén, N., Schönach, P., Tapio, P., & Tammearg, O. (2017). Variations of internal phosphorus loading and water quality in a hypertrophic lake during 40 years of different management efforts. *Ecological Engineering*, 103, 264–274. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.04.018>
- Hudson, J. J., Taylor, W. D., & Schindler, D. W. (2000). Phosphate concentrations in lakes Phosphate is an important nutrient that restricts microbial production in many freshwater. *Nature Communications*, 406(July), 54–56. <https://www.nature.com/articles/35017531>
- Instituto Privado de Investigación sobre Cambio Climático. (2017). Manual de Medición de Caudales. *Instituto Privado de Investigación Sobre Cambio Climático*, 24. <https://icc.org.gt/wp-content/uploads/2018/02/Manual-de-medicion-de-caudales-ICC.pdf>
- Islam, S., Rasul, T., Alam, J. Bin, & Haque, M. A. (2010). Evaluation of Water Quality of the Titas River Using NSF Water Quality Index. *Journal of Scientific Research*, 3 (1), 151. <https://doi.org/10.3329/jsr.v3i1.6170>
- James B. Francis. (1852). *Lowell Hydraulic Experiments: Being a Selection from Experiments on ... D. Van Nostrand*. <http://archive.org/details/lowellhydraulic00frangoog>

- Javadinejad, S., Dara, R., Hamed, M. H., Saeed, M. A. H., & Jafary, F. (2021). Investigation of water quality in wet and dry seasons under climate change. *Resources Environment and Information Engineering*, 3 (1), 111–123. <https://doi.org/10.25082/reie.2021.01.002>
- Javid, A., Yaghmaeian, K., Abbasi, E., & Roudbari, A. (2014). An evaluation of water quality from Mojen River, by NSFQI index. *Journal of Ecological Engineering*, 15 (4), 1–6. <https://doi.org/10.12911/22998993.1125451>
- Jeon, D. J., Ligaray, M., Kim, M., Kim, G., Lee, G., Pachepsky, Y. A., Cha, D. H., & Cho, K. H. (2019). Evaluating the influence of climate change on the fate and transport of fecal coliform bacteria using the modified SWAT model. *Science of the Total Environment*, 658, 753–762. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.213>
- Kalff, J. (2002). Limnology. In *Journal of the North American Benthological Society* (Vol. 21, Issue 2). <https://doi.org/10.2307/1468422>
- Kubitza, F. (2017). El parámetro de calidad del agua a menudo ignorado: pH. *Global Aquaculture Advocate*, 1–8. <https://www.globalseafood.org/advocate/el-parametro-de-calidad-del-agua-a-menudo-ignorado-ph/>
- Kumar, D., & Alappat, B. J. (2009). NSF-water quality index: Does it represent the experts' opinion? *Practice Periodical of Hazardous, Toxic, and Radioactive Waste Management*, 13 (1), 75–79. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1090-025X\(2009\)13:1\(75\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1090-025X(2009)13:1(75))
- Kumari, R., & Sharma, R. C. (2019). Assessment of water quality index and multivariate analysis of high altitude sacred Lake Prashar, Himachal Pradesh, India. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 16 (10), 6125–6134. <https://doi.org/10.1007/s13762-018-2007-1>
- Leal, Y. (2020). *La importancia de la preservación de los ecosistemas de páramo como fuentes de agua y vida en Colombia*. 52, 111–126. <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=8614325>
- Llames, M. E., & Zagarese, H. E. (2009). Lakes and Reservoirs of South America. *Encyclopedia of Inland Waters, May 2018*, 533–543. <https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00034-X>

- Li, D., Wang, T., Li, Z., Xu, X., Wang, C., & Duan, Y. (2020). Application of graphene-based materials for detection of nitrate and nitrite in water—a review. *Sensors (Switzerland)*, *20* (1), 1–35. <https://doi.org/10.3390/s20010054>
- Li, D., Xu, X., Li, Z., Wang, T., & Wang, C. (2020). Detection methods of ammonia nitrogen in water: A review. *TrAC - Trends in Analytical Chemistry*, *127*, 115890. <https://doi.org/10.1016/j.trac.2020.115890>
- Li, J., Luo, G., He, L. J., Xu, J., & Lyu, J. (2018). Analytical Approaches for Determining Chemical Oxygen Demand in Water Bodies: A Review. *Critical Reviews in Analytical Chemistry*, *48* (1), 47–65. <https://doi.org/10.1080/10408347.2017.1370670>
- Li, Y., Liu, Y., Wang, H., Zuo, Z., Yan, Z., Wang, L., Wang, D., Liu, C., & Yu, D. (2023). In situ remediation mechanism of internal nitrogen and phosphorus regeneration and release in shallow eutrophic lakes by combining multiple remediation techniques. *Water Research*, *229*(September 2022), 119394. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2022.119394>
- Liu, D., Duan, H., Loisel, S., Hu, C., Zhang, G., Li, J., Yang, H., Thompson, J. R., Cao, Z., Shen, M., Ma, R., Zhang, M., & Han, W. (2020). Observations of water transparency in China's lakes from space. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *92* (July), 102187. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2020.102187>
- Loyola, J. (2019). Guía de Flora: Bosque Protector Aguarongo. In *Angewandte Chemie International Edition*, *6*(11), 951–952. <https://dspace.ups.edu.ec/handle/123456789/19042>
- 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>
- Ludovisi, A. (2006). Use of thermodynamic indices as ecological indicators of the development state of lake ecosystems: Specific dissipation. *Ecological Indicators*, *6* (1), 30–42. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.08.004>
- Lumb, A., Sharma, T. C., & Bibeault, J.-F. (2011). A Review of Genesis and Evolution of Water Quality Index (WQI) and Some Future Directions. *Water Quality, Exposure and Health*, *3* (1), 11–24. <https://doi.org/10.1007/s12403-011-0040-0>

- Marchetto, A., Mosello, R., Psenner, R., Bendetta, G., Boggero, A., Tait, D., & Tartari, G. A. (1995). Factors affecting water chemistry of alpine lakes. *Aquatic Sciences*, 57 (1), 81–89. <https://doi.org/10.1007/BF00878028>
- Marchetto, A., Padedda, B. M., Mariani, M. A., Lugliè, A., & Sechi, N. (2009). A numerical index for evaluating phytoplankton response to changes in nutrient levels in deep mediterranean reservoirs. *Journal of Limnology*, 68(1), 106–121. <https://doi.org/10.4081/jlimnol.2009.106>
- Marín, R. (2019). *Fisicoquímica y microbiología de los medios acuáticos: Tratamientos y control de calidad de aguas*. https://books.google.es/books?hl=es&lr=&id=jmzWDwAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR13&dq=libros+de++calidad+del+agua+&ots=r7Q5dqU8bY&sig=i_yjhI9R_mpUuyzpdmK LcTLjtK0#v=onepage&q=libros de calidad del agua&f=false
- Maroneze, M. M., Zepka, L. Q., Vieira, J. G., Queiroz, M. I., & Jacob-Lopes, E. (2014). A tecnologia de remoção de fósforo: Gerenciamento do elemento em resíduos industriais. *Revista Ambiente e Agua*, 9 (3), 445–458. <https://doi.org/10.4136/1980-993X>
- Martin, S. (2004). The cost of restoration as a way of defining resilience: A viability approach applied to a model of lake eutrophication. *Ecology and Society*, 9 (2). <https://doi.org/10.5751/ES-00659-090208>
- Martínez, M. L. L., & Palacios, S. M. 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>
- Ministerio del Ambiente. (2018). TULSMA Reforma 097-A. *Registro Oficial Órgano Del Gobierno Del Ecuador*, 14. http://extwprlegs1.fao.org/docs/pdf/ecu112183.pdf%0Ahttp://www.quitoambiente.gob.ec/ambiente/images/Secretaria_Ambiente/red_monitoreo/informacion/norma_ecuato_calidad.pdf
- MITECO. (2000). Libro blanco del agua en España. In *Centro de Publicaciones, Secretaría General Técnica, Ministerio de Medio Ambiente*. http://www.cedex.es/CEDEX/LANG_CASTELLANO/ORGANISMO/CENTYLAB/CEH/Documentos_Descargas/LB_LibroBlancoAgua.htm

- Moreno Franco, D. P., Quintero Manzano, J., & López Cuevas, A. (2010). Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *Rbrh*, 22 (0), 25–33. <https://doi.org/10.1590/2318-0331.011716072>
- Moreta, J. C. (2008). La Eutrofización de los Lagos y sus consecuencias. [Universidad Técnica del Norte]. In *Universidad Técnica del Norte* (Vol. 52, Issue 4). http://repositorio.uisek.edu.ec/bitstream/123456789/2377/2/ResumenEjecutivo.pdf%0Ahttps://www.academia.edu/1439928/La_eutrofización_de_los_lagos_y_sus_consecuencias._Ibarra_2008%0Ahttp://repositorio.uisek.edu.ec/bitstream/123456789/2637/1/TESIS.pdf
- Morillo, L. D., Naranjo, D. A., Pérez, J., Villacis, W. E., Vargas, P., & Muñoz, F. (2019). Remoción de tensoactivos y coliformes en aguas residuales domésticas mediante procesos Fenton. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 35 (4), 931–943. <https://doi.org/10.20937/RICA.2019.35.04.12>
- Mosquera, P. V., Hampel, H., Vázquez, R. F., & Catalan, J. (2022). Water chemistry variation in tropical high-mountain lakes on old volcanic bedrocks. *Limnology and Oceanography*, 67(7), 1522–1536. <https://doi.org/10.1002/lno.12099>
- Muciño Márquez, R. E., Aguirre León, A., & Figueroa Torres, M. G. (2017). Evaluación del estado trófico en los sistemas Pom-Atasta y Palizada del Este, Campeche, México. *Hidrobiológica*, 27(3), 281–291. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0188-88972017000300281
- Norambuena, J. A., Poblete-Grant, P., Beltrán, J. F., De Los Ríos-Escalante, P., & Farías, J. G. (2022). Evidence of the Anthropic Impact on a Crustacean Zooplankton Community in Two North Patagonian Lakes. *Sustainability (Switzerland)*, 14(10). <https://doi.org/10.3390/su14106052>
- Nujic, M., & Habuda, M. (2017). Nitrates and nitrites, metabolism and toxicity. *Food in Health and Disease, Scientific-Professional Journal of Nutrition and Dietetics*, 13 (1), 63–70. <http://www.ptfos.hr/images/knjiznica/hrana-u-zdravlju-i-bolesti/casopis-hrana-u-zdravlju-i-bolesti--vol-6-broj-2.pdf#page=22>
- OCDE (Organization for Economic Cooperation and Development). (1982). Eutrophication of waters: monitoring, assessment and control. *Organisation for Economic and Cooperative Development*, Paris, France. <https://doi.org/10.1002/iroh.19840690206>

- Olvera Viascán, V. (1992). Estudio de eutroficación de la presa Valle de Bravo, México. *Ingeniería Hidráulica En México*, 148–161. <http://revistatyca.org.mx/ojs/index.php/tyca/article/view/687>
- Orquera, E., & Cabrera, M. (2020). Caracterización Del Estado Trófico de la laguna de Yambo mediante análisis de fósforo. *InfoANALÍTICA*, 8(1), 99–111. <https://doi.org/10.26807/ia.v8i1.119>
- Olayemi, E. (2021). Study on the Balance of Phosphate and Nitrate Concentrations in the Lagos Lagoon'S Water System. *African Journal of Environment and Natural Science Research*, 4(1), 14. <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1365-2427.1985.tb00694.x>
- Ostad, K., & Shayannejad, M. (2021). Quantity and quality modelling of groundwater to manage water resources in Isfahan-Borkhar Aquifer. *Environment, Development and Sustainability*, 23 (11), 15943–15959. <https://doi.org/10.1007/s10668-021-01323-1>
- Papenfus, M., Schaeffer, B., Pollard, A. I., & Loftin, K. (2020). Exploring the potential value of satellite remote sensing to monitor chlorophyll-a for US lakes and reservoirs. *Environmental Monitoring and Assessment*, 192 (12). <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08631-5>
- Perdomo, S., Ruiz, M. S., Walhmann, A., Ainchil, J. E., & Kruse, E. E. (2020). Problemática de nitratos en el agua subterránea de zonas urbanas: caso de estudio Pergamino-Argentina. *Revista Latino-Americana de Hidrogeología, número esp*, 44–52. http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/90731/Documento_completo.pdf-PDFA.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Pérez, J. P., Ortega, H. M., Ramírez, C., Flores, H., Sánchez, E. I., Can, Á., & Mancilla, O. R. (2019). Concentración de nitrato, fosfato, boro y cloruro en el agua del río Lerma. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 6 (16), 175–182. <https://doi.org/10.19136/era.a6n16.1829>
- Pérez, L. F. C., & Zambrano, G. A. M. (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>

- Picquart, M., & Carrasco, I. (2017). De la temperatura y su medición. *Latin-American Journal of Physics Education*, 11 (1), 10. http://www.lajpe.org/mar17/1310_Picquart_2017.pdf
- Quintana-Sotomayor, C., Lillo-Saavedra, M., Gonzalo-Martín, C., & Barrera-Berrocal, J. A. (2012). Metodología para estimación de la turbidez de un lago mediante la clasificación orientada a objetos de imágenes multiespectrales. *Tecnología y Ciencias Del Agua*, 3 (4), 143–150. <https://www.scielo.org.mx/pdf/tca/v3n4/v3n4a9.pdf>
- Quirós, R. (2000). La eutrofización de las aguas continentales de Argentina. *El Agua En Iberoamérica: Acuíferos Lagos y Embalses. CYTED. Subprograma XVII. Aprovechamientos y Gestión de Recursos Hídricos*, 12. <http://www.agro.uba.ar/users/quiros/Eutrofizacion/EutroArgentina.pdf>
- Quirós, R. (2003). The relationship between nitrate and ammonia concentrations in the pelagic zone of lakes. *Limnetica*, 22(1–2), 37–50. <https://doi.org/10.23818/limn.22.03>
- 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(2), 343–356. <https://doi.org/10.25260/ea.21.31.2.0.1200>
- Reitter, C., Petzoldt, H., Korth, A., Schwab, F., Stange, C., Hamsch, B., Tiehm, A., Lagkouvardos, I., Gescher, J., & Hügler, M. (2021). Seasonal dynamics in the number and composition of coliform bacteria in drinking water reservoirs. *Science of the Total Environment*, 787. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147539>
- Rico, A. E., Rodríguez, A. J., López, E., & Sedeño, J. E. (2014). Patrones de variación espacial y temporal de los macroinvertebrados acuáticos en la Laguna de Tecocomulco, Hidalgo (México). *Revista de Biología Tropical*, 62(April), 81. <https://doi.org/10.15517/rbt.v62i0.15780>
- Rivera, J. J., Pinilla, G. A., & Rangel, J. O. (2013). Assemblage of aquatic macroinvertebrates and its relationship with physical and chemical variables in the wetland Jaboque-Colombia. *Caldasia*, 35(2), 389–408. <http://www.scielo.org.co/pdf/cal/v35n2/v35n2a13.pdf>
- Romero Gil, I. (2019). Eutrofización. Carga crítica de fósforo. *Universidad Politécnica de Valencia*, 10. chrome-extension://oemmnadbldboiebnladdacbfmadadm/<https://riunet.upv.es/bitstream/ha>

ndle/10251/116293/Romero - Eutrofización. Carga crítica de fósforo..pdf?sequence=1&isAllowed=y

Romero Rojas, J. (2009). *Calidad del Agua* (Vol. 21, Issue 1). <http://journal.um-surabaya.ac.id/index.php/JKM/article/view/2203>

Roșca, O. M., Dippong, T., Marian, M., Mihali, C., Mihaiescu, L., Hoaghia, M. A., & Jelea, M. (2020). Impact of anthropogenic activities on water quality parameters of glacial lakes from Rodnei mountains, Romania. *Environmental Research*, 182(September 2019). <https://doi.org/10.1016/j.envres.2020.109136>

Rozic, M., Cerjan, S., Kurajica, S., Vancina, V., & Hodzic, E. (2000). Removal of Ammonical Nitrogen by Electrocoagulation Method. *Water Research*, 34 (14), 3675–3681. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0043135400001135>

Ruiz, S., Eugenia, N., Escobar, C., Yesid Escobar, & Carlos, J. (2007). A review of physical-chemical parameters as water quality and contamination indicators. *Ingeniería e Investigación*, 27 (3), 172–181. <https://doi.org/10.15446/ing.investig.v27n3.14858>

Salcedo, M. Á., Sánchez, A. J., Cruz-Ramirez, A. K., & Álvarez-Pliego, N. (2018). Aplicación del Índice de calidad de agua (WQI-NSF) en lagunas metropolitanas y rurales. *AGRO Productividad*, 11(August), 81–86. https://www.researchgate.net/publication/327120403_Aplicacion_del_Indice_de_calidad_del_agua_WQI-NSF_en_lagunas_metropolitanas_y_rurales

Salas, H. J., & Martino, P. (1990). Metodologías simplificadas para la evaluación de eutrofizaciónn en lagos calidos tropicales. *Chemistry & Biodiversity*, 1(11), 1829–1841. <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/cbdv.200490137/abstract%5Cnhttp://bases.bireme.br/cgi-bin/wxislind.exe/iah/online/?IscScript=iah/iah.xis&src=google&base=REPIDISCA&lang=p&nextAction=lnk&exprSearch=79965&indexSearch=ID>

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 (August), 113600. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113600>

- Scordo, F., Spetter, C. V., Seitz, C., Piccolo, M. C., & Perillo, G. M. E. (2020). Spatial and seasonal dynamics of water physical–chemical parameters in rivers and lakes of an Argentinian Patagonia basin. *Environmental Earth Sciences*, 79(13), 1–19. <https://doi.org/10.1007/s12665-020-09063-7>
- Shapiro, A. S. S., & Wilk, M. B. (1965). An Analysis of Variance Test for Normality (Complete Samples). *Biometrika*, 52(3), 591–611. <https://doi.org/https://doi.org/10.2307/2333709>
- Sheng, P., & Christian, D. (2003). Relative influence of various water quality parameters on light attenuation in Indian River Lagoon. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 57(5–6), 961–971. [https://doi.org/10.1016/S0272-7714\(03\)00002-7](https://doi.org/10.1016/S0272-7714(03)00002-7)
- Sierra Ramirez, C. A. (2012). Calidad del agua: Evaluación y diagnóstico. In *Universidad de Medellín - colombia*. https://www.academia.edu/9511155/Calidad_del_agua_evaluación_y_diagnóstico
- Smil, V. (2000). Phosphorus in the environment: Natural flows and human interferences. *Annual Review of Energy and the Environment*, 25, 53–88. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.25.1.53>
- Smith, V. H. (1998). Cultural Eutrophication of Inland, Estuarine, and Coastal Waters. *Successes, Limitations, and Frontiers in Ecosystem Science*, 7–49. https://doi.org/10.1007/978-1-4612-1724-4_2
- Soncco, R. H., & Alvarez, D. J. (2020). *Estado del arte sobre los índices que determinan el nivel de eutrofización en lagunas altoandinas*. Universidad Peruana Unión. 1–94. <http://hdl.handle.net/20.500.12840/3326>
- Søndergaard, M., Johansson, L. S., E. Levi, E., Lauridsen, T. L., & Jeppesen, E. (2020). Lake types and their definition: a case study from Denmark. *Inland Waters*, 10(2), 227–240. <https://doi.org/10.1080/20442041.2020.1752081>
- Sosnovsky, A., Lallement, M. E., Rechencq, M., & Valeria, M. (2020). *Nutrient Export and Periphyton Biomass in a Stream-Lake Basin from Nutrient Export and Periphyton Biomass in a Stream-Lake Basin from*. 423374(452), 1–13. <https://www.biorxiv.org/content/10.1101/2020.09.07.284893v3.full>

- Tagliapietra, D., Sigovini, M., & Ghirardini, A. V. (2009). A review of terms and definitions to categorise estuaries, lagoons and associated environments. *Marine and Freshwater Research*, 60 (6), 497–509. <https://doi.org/10.1071/MF08088>
- Tay, C. J., Koh, H. L., Mohd, M. H., & Teh, S. Y. (2022). Assessing the role of internal phosphorus recycling on eutrophication in four lakes in China and Malaysia. *Ecological Informatics*, 72 (May), 101830. <https://doi.org/10.1016/j.ecoinf.2022.101830>
- Terneus, E., Vallejo, B., Gómez, M., & Larenas, C. (2020). Trophic status index of lentic systems from the diversity of aquatic plants from continental Ecuador (IMAE). *Caldasia*, 42 (1), 115–128. <https://doi.org/10.15446/caldasia.v42n1.77638>
- Thompson, R. C., Crowe, T. P., & Hawkins, S. J. (2002). Rocky intertidal communities: Past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. *Environmental Conservation*, 29(2), 168–191. <https://doi.org/10.1017/S0376892902000115>
- Ting, W. H. T., Tan, I. A. W., Salleh, S. F., & Wahab, N. A. (2018). Application of water hyacinth (*Eichhornia crassipes*) for phytoremediation of ammoniacal nitrogen: A review. *Journal of Water Process Engineering*, 22, 239–249. <https://doi.org/10.1016/J.JWPE.2018.02.011>
- Torres, P., Cruz, C. H., & Patiño, P. J. (2018). Índices de calidad de agua en fuentes superficiales utilizadas en la producción de agua para consumo humano. Una revisión crítica. *RSC Theoretical and Computational Chemistry Series, 2018-Janua* (13), 386–423. <https://doi.org/10.1039/9781788012669-00386>
- Tseng, T., Shantora, V., & Smith, I. R. (2007). Estudio de caso: control y prevención de la contaminación de los Grandes Lagos de Canadá. In *ENCICLOPEDIA DE SALUD Y SEGURIDAD EN EL TRABAJO* (Vol. 25, Issue 8, pp. 508–512). <https://doi.org/10.1157/13109987>
- Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P., & Dobhal, R. (2020). Water Quality Assessment in Terms of Water Quality Index. *American Journal of Water Resources*, 1 (3), 34–38. <https://doi.org/10.12691/ajwr-1-3-3>
- Uddin, M. G., Nash, S., & Olbert, A. I. (2021). A review of water quality index models and their use for assessing surface water quality. *Ecological Indicators*, 122, 107218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107218>

- Ustaoglu, F., Tepe, Y., & Taş, B. (2020). Assessment of stream quality and health risk in a subtropical Turkey river system: A combined approach using statistical analysis and water quality index. *Ecological Indicators*, 113 (October 2019). <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105815>
- Van Colen, W. R., Mosquera, P., Vanderstukken, M., Goiris, K., Carrasco, M. C., Decaestecker, E., Alonso, M., León-Tamariz, F., & Muylaert, K. (2017). Limnology and trophic status of glacial lakes in the tropical Andes (Cajas National Park, Ecuador). *Freshwater Biology*, 62(3), 458–473. <https://doi.org/10.1111/fwb.12878>
- Vásquez Zapata, G. L., Herrera Orozco, L., Cantera Kintz, J. R., Galvis Castaño, A., Cardona Zea, D. A., & Hurtado Sánchez, I. C. (2012). METODOLOGÍA PARA DETERMINAR NIVELES DE EUTROFIZACIÓN EN ECOSISTEMAS ACUÁTICOS. *Rev. Asoc. Col. Cienc.(Col.)*, 24, 112–128. <chrome-extension://oemmdcbldboiebnladdacbdm/adadm/https://riunet.upv.es/bitstream/handle/10251/116293/Romero - Eutrofización. Carga crítica de fósforo..pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Vigiak, O., Grizzetti, B., Udias-Moinelo, A., Zanni, M., Dorati, C., Bouraoui, F., & Pistocchi, A. (2019). Predicting biochemical oxygen demand in European freshwater bodies. *Science of the Total Environment*, 666, 1089–1105. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.02.252>
- Vinçon-Leite, B., & Casenave, C. (2019). Modelling eutrophication in lake ecosystems: A review. *Science of the Total Environment*, 651, 2985–3001. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.320>
- Villabona, S. L., Benjumea, C. A., Gutiérrez, J., López, M., & González, E. (2020). Variables fisicoquímicas y biológicas de mayor influencia en el estado trófico de cinco embalses andinos colombianos, 44 (171), 344–359. <http://www.scielo.org.co/pdf/racefn/v44n171/0370-3908-racefn-44-171-344.pdf>
- Villabona, S. L., Benjumea, C. A., Gutiérrez, J., López, M., & González, E. (2020). Variables fisicoquímicas y biológicas de mayor influencia en el estado trófico de cinco embalses andinos colombianos, 44 (171), 344–359. <http://www.scielo.org.co/pdf/racefn/v44n171/0370-3908-racefn-44-171-344.pdf>
- Vincent, W. F., Vincent, C. L., Downes, M. T., & Richerson, P. J. (1985). Nitrate cycling in Lake Titicaca (Peru-Bolivia): the effects of high-altitude and tropicality. *Freshwater Biology*, 15(1), 31–42. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.1985.tb00694.x>

- 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, M. C., Liu, X. Q., & Zhang, J. H. (2002). Evaluate method and classification standard on lake eutrophication. *Environmental Monitoring in China*, 18(5), 47–49. <https://doi.org/10.1007/s11769-002-0041-9>
- Wetzel, R. G. (2001). Limnology Lake and River Ecosystems. In *Low Temperature Physics* (3rd ed, Issue California). Academic Press. <https://www.elsevier.com/books/limnology/wetzel/978-0-08-057439-4>
- Word, J. Q. (1990). The infaunal trophic index, a functional approach to benthic community analyses. *Ecological Applications*, 297. <https://ftp.sccwrp.org/pub/download/DOCUMENTS/AnnualReports/1978AnnualReport/ar01.pdf>
- Worsfold, P., McKelvie, I., & Monbet, P. (2016). Determination of phosphorus in natural waters: A historical review. *Analytica Chimica Acta*, 918, 8–20. <https://doi.org/10.1016/j.aca.2016.02.047>
- Xiao, N., Wu, R., Huang, J. J., & Selvaganapathy, P. R. (2020). Development of a xurographically fabricated miniaturized low-cost, high-performance microbial fuel cell and its application for sensing biological oxygen demand. *Sensors and Actuators, B: Chemical*, 304 (July 2019), 127432. <https://doi.org/10.1016/j.snb.2019.127432>
- Xiao, Z., Peng, L., Chen, Y., Liu, H., Wang, J., & Nie, Y. (2017). The dissolved oxygen prediction method based on neural network. *Complexity*, 2017. <https://doi.org/10.1155/2017/4967870>
- Yadav, S., Yamashiki, Y., Susaki, J., Yamashita, Y., & Ishikawa, K. (2019). Chlorophyll estimation of lake water and coastal water using Landsat-8 and Sentinel-2A satellite. *International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences - ISPRS Archives*, 42 (3/W7), 77–82. <https://doi.org/10.5194/isprs-archives-XLII-3-W7-77-2019>
- Yepes, G. Y. F., Santamaría, A. R., Céspedes, V. H., Granobles, J. C., & Hoyos, F. E. (2022). Status index of optimal water variables for biodiversity conservation in the

Lagoon of Sonso in Colombia. *International Journal of Electrical and Computer Engineering*, 12(1), 552–559. <https://doi.org/10.11591/ijece.v12i1.pp552-559>

Yi, Y., Zhao, T., Xie, B., Zang, Y., & Liu, H. (2020). Dual detection of biochemical oxygen demand and nitrate in water based on bidirectional *Shewanella loihica* electron transfer. *Bioresource Technology*, 309 (April), 123402. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2020.123402>

Zhang, X., Zhi, X., Chen, L., & Shen, Z. (2020). Spatiotemporal variability and key influencing factors of river fecal coliform within a typical complex watershed. *Water Research*, 178, 115835. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115835>

Zhou, Q., Wang, W., Huang, L., Zhang, Y., Qin, J., Li, K., & Chen, L. (2019). Spatial and temporal variability in water transparency in Yunnan Plateau lakes, China. *Aquatic Sciences*, 81 (2), 1–14. <https://doi.org/10.1007/s00027-019-0632-5>

Zhu, Y., Tang, W., Jin, X., & Shan, B. (2019). Using biochar capping to reduce nitrogen release from sediments in eutrophic lakes. *Science of the Total Environment*, 646, 93–104. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.07.277>

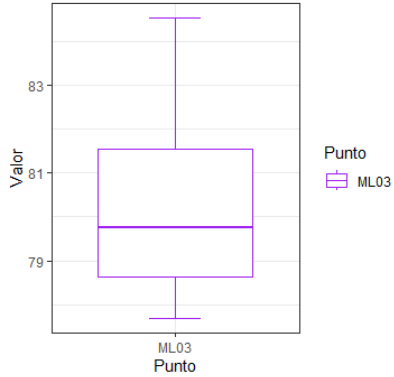
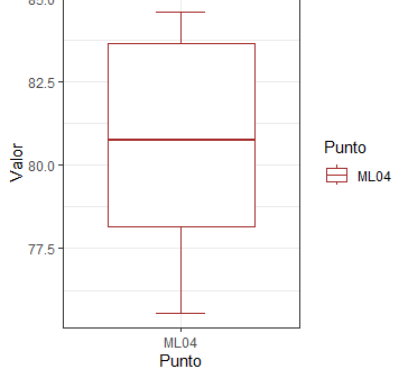
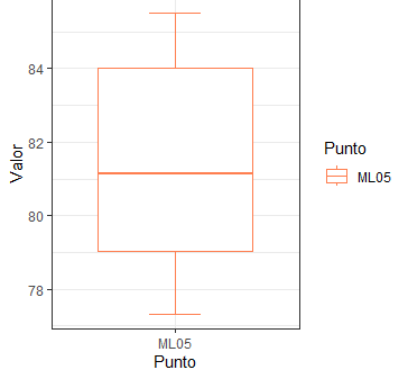
Zufiaurre, A., Felip, M., Camarero, L., Sala-Faig, M., Juhanson, J., Bonilla-Rosso, G., Hallin, S., & Catalan, J. (2022). Bacterioplankton seasonality in deep high-mountain lakes. *Frontiers in Microbiology*, 13 (September), 1–14. <https://doi.org/10.3389/fmicb.2022.935378>

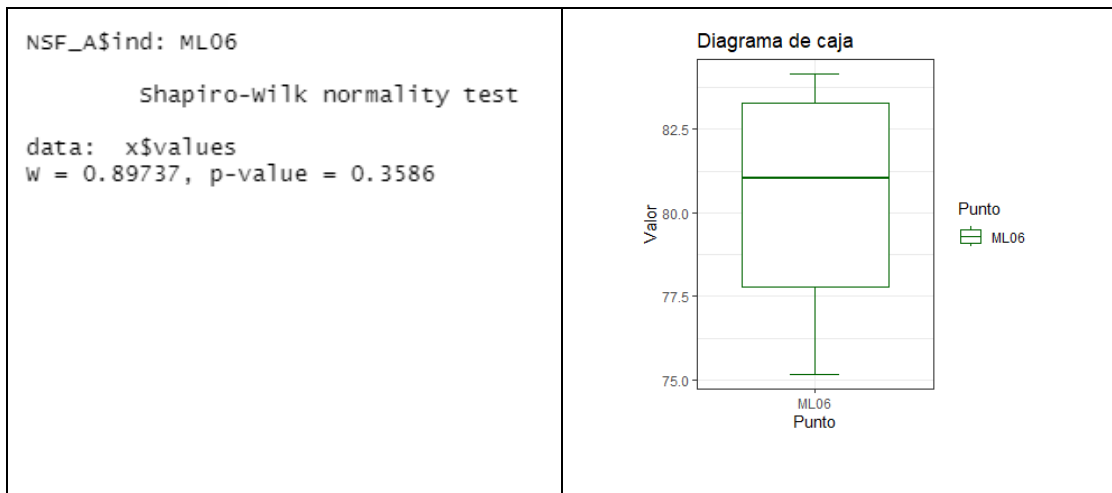
Anexos

Anexo A. Análisis estadísticos del índice NSF - Aditivo.

- Índice NSF-Aditivo
 - Normalidad

Punto ML01	
<pre>NSF_A\$ind: ML01 shapiro-wilk normality test data: x\$values w = 0.82016, p-value = 0.08854</pre>	<p style="text-align: center;">Diagrama de caja</p> <p style="text-align: right;">Punto ML01</p>
Punto ML02	
<pre>NSF_A\$ind: ML02 shapiro-wilk normality test data: x\$values w = 0.91326, p-value = 0.4582</pre>	<p style="text-align: center;">Diagrama de caja</p> <p style="text-align: right;">Punto ML02</p>
Punto ML03	

<p>NSF_A\$ind: ML03</p> <p>shapiro-wilk normality test</p> <p>data: x\$values</p> <p>w = 0.93646, p-value = 0.6308</p>	<p>Diagrama de caja</p> 
<p>Punto ML04</p>	
<p>NSF_A\$ind: ML04</p> <p>shapiro-wilk normality test</p> <p>data: x\$values</p> <p>w = 0.9249, p-value = 0.5414</p>	<p>Diagrama de caja</p> 
<p>Punto ML05</p>	
<p>NSF_A\$ind: ML05</p> <p>shapiro-wilk normality test</p> <p>data: x\$values</p> <p>w = 0.94155, p-value = 0.6717</p>	<p>Diagrama de caja</p> 
<p>Punto ML06</p>	



- **Homocedasticidad**

```
> fligner.test(values ~ ind,NSF_A)

      Fligner-Killeen test of homogeneity of variances

data:  values by ind
Fligner-Killeen:med chi-squared = 3.659, df = 5, p-value = 0.5995
```

- **Aleatoriedad**

```
> runs.test(ANOVA_NSF_A$residuals, plot = T)

      Runs Test - Two sided

data:  ANOVA_NSF_A$residuals
Standardized Runs Statistic = 0.6764, p-value = 0.4988
```

- **ANOVA**

```
> summary(ANOVA_NSF_A)

      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
NSF_A$ind    5    6.5   1.292   0.086  0.994
Residuals   30  452.2  15.073
```

- **Test de Tukey**

Tabla 33. Test de Tukey para el índice NSF-Aditivo.

Puntos	diff	p adj	Interpretación
ML02-ML01	-0.81921321	0.9990555	No hay diferencias significativas
ML03-ML01	-0.68232294	0.9996114	No hay diferencias significativas
ML04-ML01	-0.445903347	0.9999521	No hay diferencias significativas
ML05-ML01	0.36093061	0.9999832	No hay diferencias significativas
ML06-ML01	-0.687631457	0.9995964	No hay diferencias significativas
ML03-ML02	0.13689027	0.9999999	No hay diferencias significativas
ML04-ML02	0.373309863	0.9999801	No hay diferencias significativas
ML05-ML02	1.18014382	0.9946484	No hay diferencias significativas
ML06-ML02	0.131581753	0.9999999	No hay diferencias significativas
ML04-ML03	0.236419593	0.999998	No hay diferencias significativas
ML05-ML03	1.04325355	0.9969987	No hay diferencias significativas
ML06-ML03	-0.005308517	1	No hay diferencias significativas
ML05-ML04	0.806833957	0.9991225	No hay diferencias significativas
ML06-ML04	-0.24172811	0.9999977	No hay diferencias significativas
ML06-ML05	-1.048562067	0.9969259	No hay diferencias significativas

- **Prueba t-student para datos pareados**

```

Paired t-test

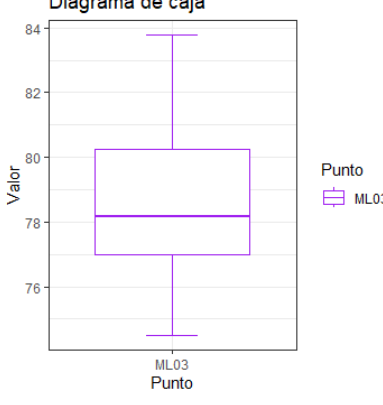
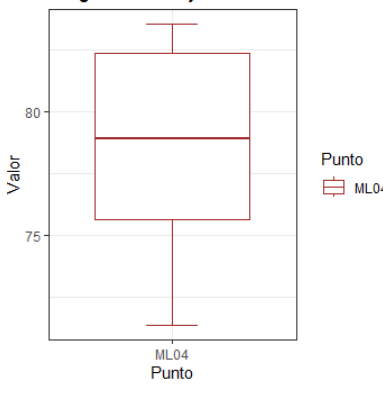
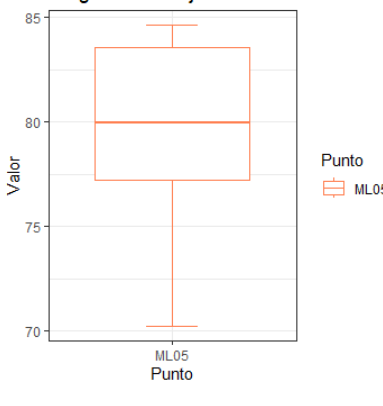
data: t_NSF_A$verano and t_NSF_A$Invierno
t = 3.3897, df = 5, p-value = 0.01947
alternative hypothesis: true mean difference is not equal to 0
0 percent confidence interval:
 1.960366 1.960366
sample estimates:
mean difference
 1.960366
    
```

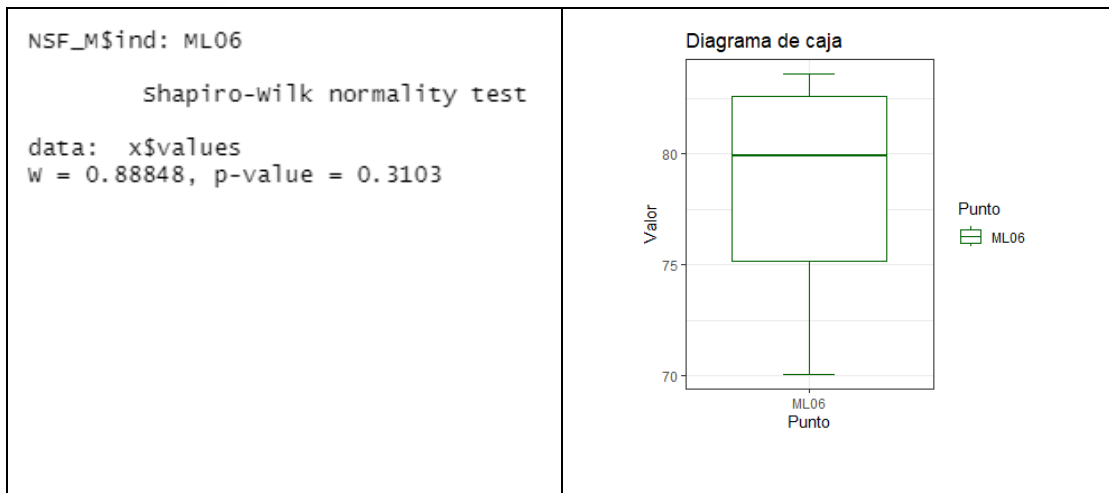

Anexo B. Análisis estadísticos del índice NSF - Multiplicativo.

- **Índice NSF-Multiplicativo**

- **Normalidad**

Punto ML01	
<pre>NSF_M\$ind: ML01 shapiro-wilk normality test data: x\$values w = 0.83461, p-value = 0.1175</pre>	<p style="text-align: center;">Diagrama de caja</p> <p>The box plot for ML01 displays the distribution of values. The y-axis is labeled 'Valor' and ranges from 72 to 81. The x-axis is labeled 'Punto' with 'ML01' below it. The box represents the interquartile range from approximately 79 to 81, with a median line at 80. Whiskers extend from 78 to 82. A single outlier is plotted at the value 72.</p>
Punto ML02	
<pre>NSF_M\$ind: ML02 shapiro-wilk normality test data: x\$values w = 0.92627, p-value = 0.5516</pre>	<p style="text-align: center;">Diagrama de caja</p> <p>The box plot for ML02 displays the distribution of values. The y-axis is labeled 'Valor' and ranges from 70 to 85. The x-axis is labeled 'Punto' with 'ML02' below it. The box represents the interquartile range from approximately 76 to 83, with a median line at 81. Whiskers extend from 70 to 85. There are no outliers.</p>
Punto ML03	

<pre>NSF_M\$ind: ML03 shapiro-wilk normality test data: x\$values w = 0.9801, p-value = 0.9521</pre>	<p>Diagrama de caja</p>  <p>Valor</p> <p>Punto ML03</p> <p>ML03 Punto</p>
<p>Punto ML04</p>	
<pre>NSF_M\$ind: ML04 shapiro-wilk normality test data: x\$values w = 0.94088, p-value = 0.6663</pre>	<p>Diagrama de caja</p>  <p>Valor</p> <p>Punto ML04</p> <p>ML04 Punto</p>
<p>Punto ML05</p>	
<pre>NSF_M\$ind: ML05 shapiro-wilk normality test data: x\$values w = 0.91786, p-value = 0.4901</pre>	<p>Diagrama de caja</p>  <p>Valor</p> <p>Punto ML05</p> <p>ML05 Punto</p>
<p>Punto ML06</p>	



- **Homocedasticidad**

```
> fligner.test(values ~ ind,NSF_M)

      Fligner-Killeen test of homogeneity of variances

data:  values by ind
Fligner-Killeen:med chi-squared = 3.9056, df = 5, p-value = 0.5631
```

- **Aleatoriedad**

```
> runs.test(ANOVA_NSF_M$residuals, plot = T)

      Runs Test - Two sided

data:  ANOVA_NSF_M$residuals
Standardized Runs Statistic = 0.6764, p-value = 0.4988
```

- **ANOVA**

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
NSF_M\$ind	5	5.1	1.022	0.042	0.999
Residuals	30	726.3	24.209		

- **Test de Tukey**

Tabla 34. Test de Tukey para el índice NSF-Multiplicativo.

Puntos	diff	p adj	Interpretación
ML02-ML01	-0.40008211	0.9999914	No hay diferencias significativas
ML03-ML01	-0.69025774	0.9998713	No hay diferencias significativas
ML04-ML01	-0.92208994	0.9994685	No hay diferencias significativas
ML05-ML01	-0.07370984	1.0000000	No hay diferencias significativas
ML06-ML01	-0.94251121	0.9994088	No hay diferencias significativas
ML03-ML02	-0.29017563	0.9999983	No hay diferencias significativas
ML04-ML02	-0.52200783	0.9999676	No hay diferencias significativas
ML05-ML02	0.32637227	0.9999969	No hay diferencias significativas
ML06-ML02	-0.5424291	0.9999609	No hay diferencias significativas
ML04-ML03	-0.2318322	0.9999994	No hay diferencias significativas
ML05-ML03	0.6165479	0.9999263	No hay diferencias significativas
ML06-ML03	-0.25225347	0.9999991	No hay diferencias significativas
ML05-ML04	0.84838011	0.999646	No hay diferencias significativas
ML06-ML04	-0.02042126	1.000000	No hay diferencias significativas
ML06-ML05	-0.86880137	0.9996023	No hay diferencias significativas

- **Prueba t-student para datos pareados**

```

Paired t-test

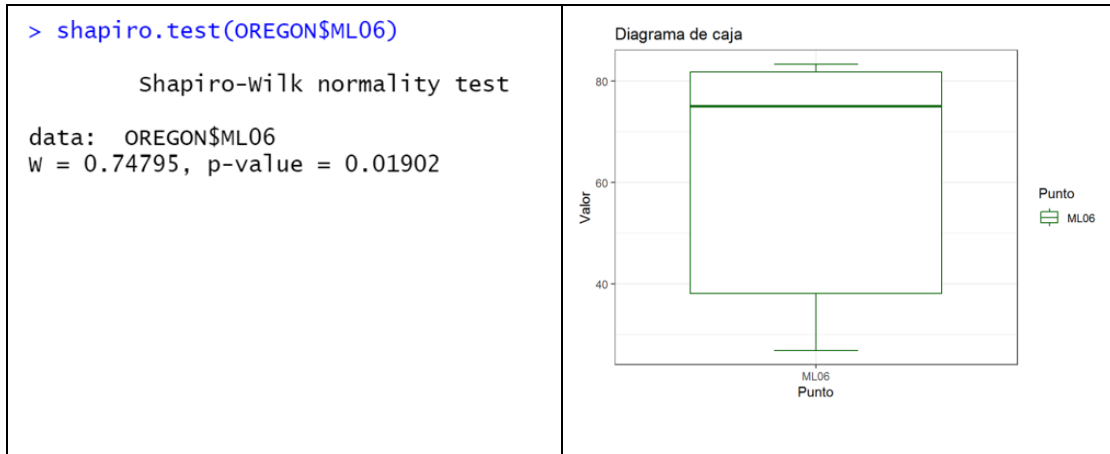
data:  t_NSF_M$Verano and t_NSF_M$Invierno
t = 3.3813, df = 5, p-value = 0.01965
alternative hypothesis: true mean difference is not equal to 0
0 percent confidence interval:
 3.009774 3.009774
sample estimates:
mean difference
 3.009774
    
```

Anexo C. Análisis estadísticos del índice de Oregon.

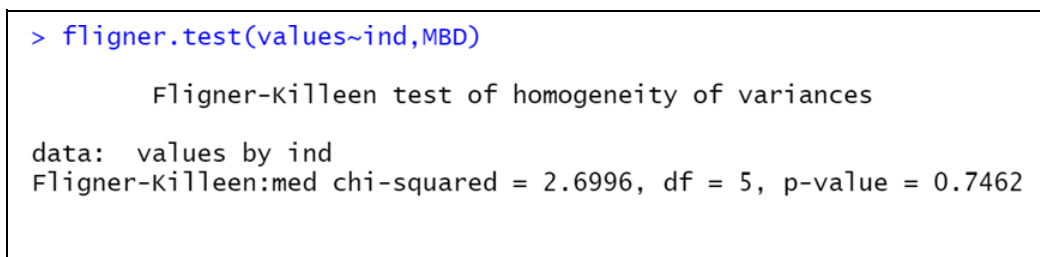
- Índice de Oregon
 - Normalidad

Punto ML01	
<pre style="font-family: monospace; font-size: 0.9em;"> > shapiro.test(OREGON\$ML01) Shapiro-Wilk normality test data: OREGON\$ML01 W = 0.76794, p-value = 0.02968 </pre>	
Punto ML02	
<pre style="font-family: monospace; font-size: 0.9em;"> > shapiro.test(OREGON\$ML02) Shapiro-Wilk normality test data: OREGON\$ML02 W = 0.86885, p-value = 0.2217 </pre>	
Punto ML03	

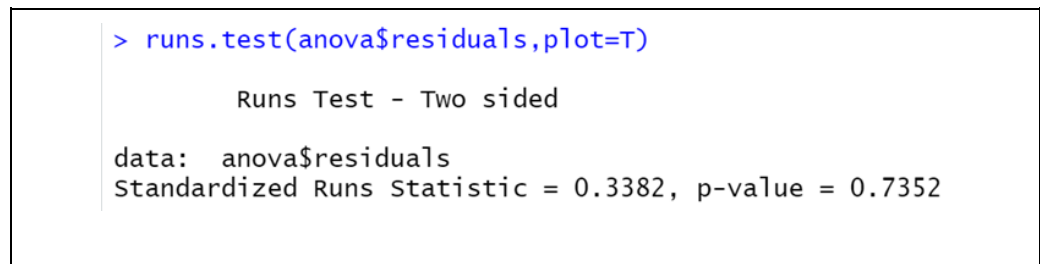
<pre>> shapiro.test(OREGON\$ML03) Shapiro-wilk normality test data: OREGON\$ML03 W = 0.80812, p-value = 0.06946</pre>	<p>Diagrama de caja</p> <p>Valor</p> <p>Punto ML03</p>
<p>Punto ML04</p>	
<pre>> shapiro.test(OREGON\$ML04) Shapiro-wilk normality test data: OREGON\$ML04 W = 0.83126, p-value = 0.1102</pre>	<p>Diagrama de caja</p> <p>Valor</p> <p>Punto ML04</p>
<p>Punto ML05</p>	
<pre>> shapiro.test(OREGON\$ML05) Shapiro-wilk normality test data: OREGON\$ML05 W = 0.85404, p-value = 0.1696</pre>	<p>Diagrama de caja</p> <p>Valor</p> <p>Punto ML05</p>
<p>Punto ML06</p>	



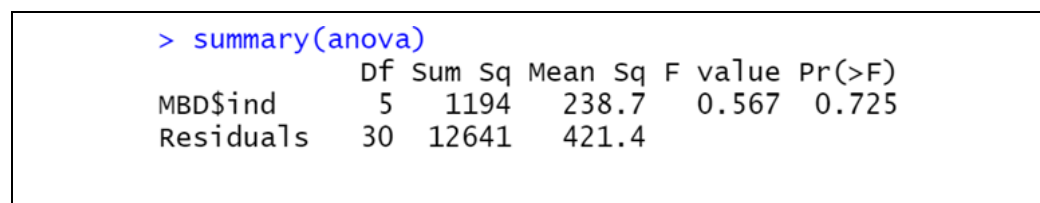
- **Homocedasticidad**



- **Aleatoriedad**



- **Prueba de ANOVA**



- **Test de Tukey**

Tabla 35. Test de Tukey para el índice de Oregón.

Puntos	diff	p adj	Interpretación
ML02-ML01	11.0124	0.9357	No hay diferencias significativas
ML03-ML01	4.54845	0.9988	No hay diferencias significativas
ML04-ML01	8.35916	0.9798	No hay diferencias significativas
ML05-ML01	16.64760	0.7239	No hay diferencias significativas
ML06-ML01	1.26328	1.0000	No hay diferencias significativas
ML03-ML02	-6.46399	0.9937	No hay diferencias significativas
ML04-ML02	-2.65328	0.9999	No hay diferencias significativas
ML05-ML02	5.63516	0.9967	No hay diferencias significativas
ML06-ML02	-9.74916	0.9610	No hay diferencias significativas
ML04-ML03	3.81070	0.9995	No hay diferencias significativas
ML05-ML03	12.0991	0.9072	No hay diferencias significativas
ML06-ML03	-3.28517	0.9998	No hay diferencias significativas
ML05-ML04	8.28844	0.9806	No hay diferencias significativas
ML06-ML04	-7.09588	0.9903	No hay diferencias significativas
ML06-ML05	-15.38432	0.7837	No hay diferencias significativas

- **Prueba t-student para datos pareados**

```

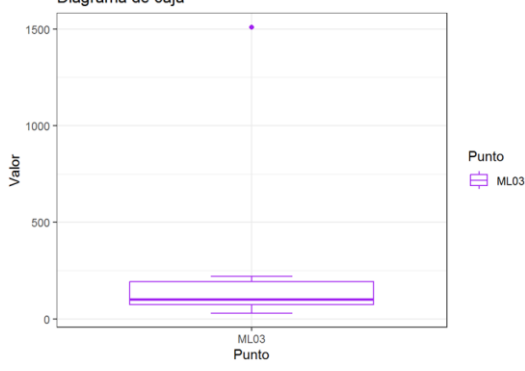
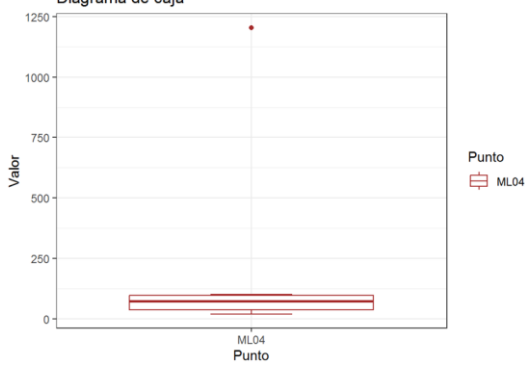
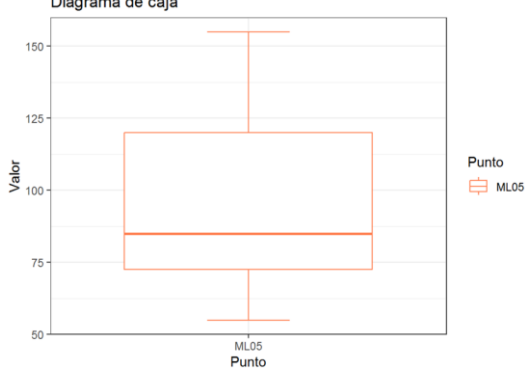
Paired t-test

data: T_OREGON$Verano and T_OREGON$Invierno
t = 2.9954, df = 5, p-value = 0.03026
alternative hypothesis: true difference in means is not equal to 0
0 percent confidence interval:
 18.39729 18.39729
sample estimates:
mean of the differences
          18.39729
    
```

Anexo D. Análisis estadísticos del índice OCDE (fósforo).

- Índice de OCDE (Fósforo)
 - Normalidad

Punto ML01	
<pre>> shapiro.test(OCDE_P\$ML01) Shapiro-wilk normality test data: OCDE_P\$ML01 W = 0.69134, p-value = 0.005004</pre>	<p style="text-align: center;">Diagrama de caja</p> <p style="text-align: right;">Punto ML01</p>
Punto ML02	
<pre>> shapiro.test(OCDE_P\$ML02) Shapiro-wilk normality test data: OCDE_P\$ML02 W = 0.63265, p-value = 0.001115</pre>	<p style="text-align: center;">Diagrama de caja</p> <p style="text-align: right;">Punto ML02</p>
Punto ML03	

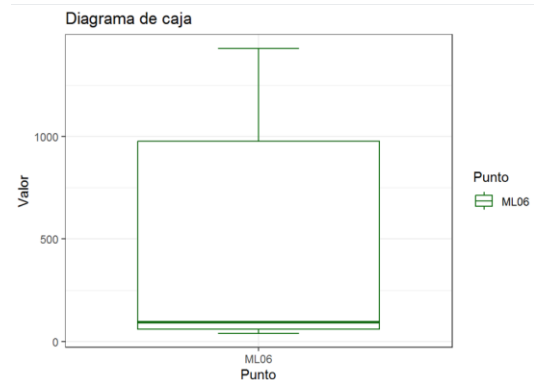
<pre>> shapiro.test(OCDE_P\$ML03) Shapiro-wilk normality test data: OCDE_P\$ML03 W = 0.59421, p-value = 0.0003904</pre>	<p>Diagrama de caja</p>  <p>Valor</p> <p>Punto ML03</p>
<h3>Punto ML04</h3>	
<pre>> shapiro.test(OCDE_P\$ML04) Shapiro-wilk normality test data: OCDE_P\$ML04 W = 0.56, p-value = 0.0001464</pre>	<p>Diagrama de caja</p>  <p>Valor</p> <p>Punto ML04</p>
<h3>Punto ML05</h3>	
<pre>> shapiro.test(OCDE_P\$ML05) Shapiro-wilk normality test data: OCDE_P\$ML05 W = 0.92371, p-value = 0.5325</pre>	<p>Diagrama de caja</p>  <p>Valor</p> <p>Punto ML05</p>

Punto ML06

```
> shapiro.test(OCDE_P$ML06)

      Shapiro-wilk normality test

data:  OCDE_P$ML06
W = 0.69564, p-value = 0.00556
```



- Homocedasticidad

```
> fligner.test(values~ind,MBD)

      Fligner-Killeen test of homogeneity of variances

data:  values by ind
Fligner-Killeen:med chi-squared = 3.0342, df = 5, p-value = 0.6947
```

- Aleatoriedad

```
> runs.test(anova$residuals,plot=T)

      Runs Test - Two sided

data:  anova$residuals
Standardized Runs Statistic = -2.3561, p-value = 0.01847
```

- Test de Kruskal Wallis

```
> kruskal.test(values~ind,data = MBD)

      Kruskal-wallis rank sum test

data:  values by ind
Kruskal-wallis chi-squared = 1.986, df = 5, p-value = 0.8511
```

- Test de Mann-Whitney

Tabla 36. Test de Mann - Whitney para el índice de OCDE (fósforo).

Puntos	p-value	Interpretación
ML02-ML01	1.0000	No hay diferencias significativas
ML03-ML01	1.0000	No hay diferencias significativas
ML04-ML01	1.0000	No hay diferencias significativas
ML05-ML01	1.0000	No hay diferencias significativas
ML06-ML01	1.0000	No hay diferencias significativas
ML03-ML02	1.0000	No hay diferencias significativas
ML04-ML02	1.0000	No hay diferencias significativas
ML05-ML02	1.0000	No hay diferencias significativas
ML06-ML02	1.0000	No hay diferencias significativas
ML04-ML03	1.0000	No hay diferencias significativas
ML05-ML03	1.0000	No hay diferencias significativas
ML06-ML03	1.0000	No hay diferencias significativas
ML05-ML04	1.0000	No hay diferencias significativas
ML06-ML04	1.0000	No hay diferencias significativas
ML06-ML05	1.0000	No hay diferencias significativas

- **Prueba t-student para datos pareados**

Paired t-test

```

data: OCDE$Verano and OCDE$Invierno
t = -4.1751, df = 5, p-value = 0.008696
alternative hypothesis: true difference in means is not equal to 0
0 percent confidence interval:
 -496.1111 -496.1111
sample estimates:
mean of the differences
      -496.1111

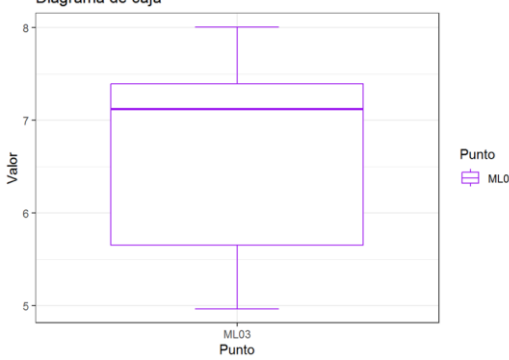
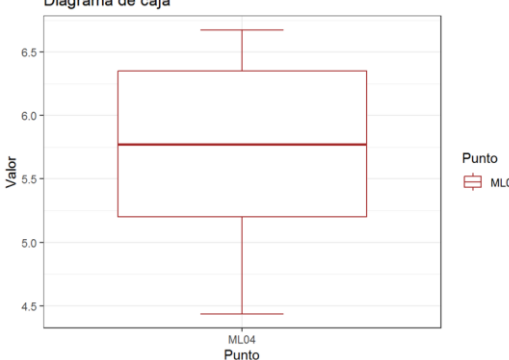
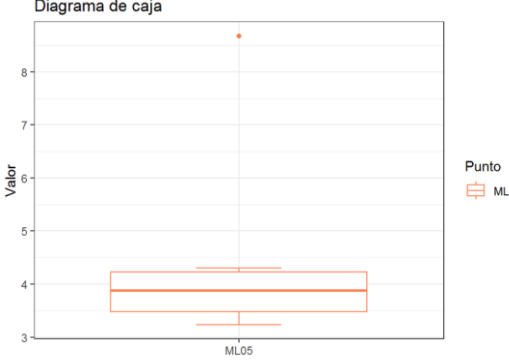
```

Anexo E. Análisis estadísticos del Índice OCDE (clorofila-a).

- Índice de OCDE (Clorofila-a)

- Normalidad

Punto ML01	
<pre>> shapiro.test(OCDE_CHLA\$ML01) Shapiro-wilk normality test data: OCDE_CHLA\$ML01 W = 0.85482, p-value = 0.1721</pre>	<p>Diagrama de caja</p> <p>Valor</p> <p>Punto ML01</p>
Punto ML02	
<pre>> shapiro.test(OCDE_CHLA\$ML02) Shapiro-wilk normality test data: OCDE_CHLA\$ML02 W = 0.89844, p-value = 0.3648</pre>	<p>Diagrama de caja</p> <p>Valor</p> <p>Punto ML02</p>
Punto ML03	

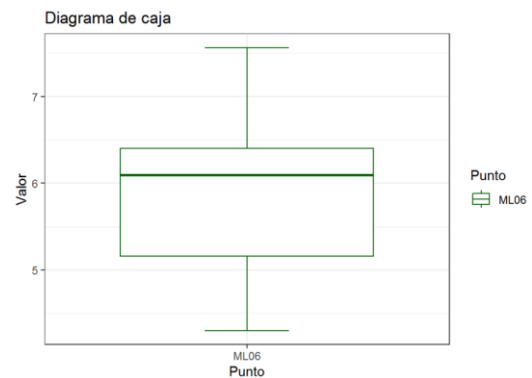
<pre>> shapiro.test(OCDE_CHLA\$ML03) Shapiro-wilk normality test data: OCDE_CHLA\$ML03 W = 0.85099, p-value = 0.1603</pre>	<p>Diagrama de caja</p>  <p>Punto ML03</p>
<p>Punto ML04</p>	
<pre>> shapiro.test(OCDE_CHLA\$ML04) Shapiro-wilk normality test data: OCDE_CHLA\$ML04 W = 0.95947, p-value = 0.8156</pre>	<p>Diagrama de caja</p>  <p>Punto ML04</p>
<p>Punto ML05</p>	
<pre>> shapiro.test(OCDE_CHLA\$ML05) Shapiro-wilk normality test data: OCDE_CHLA\$ML05 W = 0.67668, p-value = 0.003478</pre>	<p>Diagrama de caja</p>  <p>Punto ML05</p>

Punto ML06

```
> shapiro.test(OCDE_CHLA$ML06)

Shapiro-wilk normality test

data:  OCDE_CHLA$ML06
W = 0.97205, p-value = 0.9059
```



- Homocedasticidad

```
> fligner.test(values~ind,MBD)

Fligner-Killeen test of homogeneity of variances

data:  values by ind
Fligner-Killeen:med chi-squared = 2.9859, df = 5, p-value = 0.7022
```

- Aleatoriedad

```
> runs.test(anova$residuals,plot=T)

Runs Test - Two sided

data:  anova$residuals
Standardized Runs Statistic = 0.3382, p-value = 0.7352
```

- Prueba de ANOVA

```
> summary(anova)

      Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
MBD$ind   5  20.02   4.003   2.151 0.0864
Residuals 30  55.84   1.861
```

- Test de Tukey

Tabla 37. Test de Tukey para el índice de OCDE (clorofila-a).

Puntos	diff	p adj	Interpretación
ML02-ML01	-0.949337	0.8308	No hay diferencias significativas
ML03-ML01	-0.2283	0.9997	No hay diferencias significativas
ML04-ML01	-1.17433	0.6724	No hay diferencias significativas
ML05-ML01	-2.31473	0.0629	No hay diferencias significativas
ML06-ML01	-0.973286	0.8160	No hay diferencias significativas
ML03-ML02	0.721037	0.9395	No hay diferencias significativas
ML04-ML02	-0.225	0.9997	No hay diferencias significativas
ML05-ML02	-136.539	0.5216	No hay diferencias significativas
ML06-ML02	-0.02394	1.000	No hay diferencias significativas
ML04-ML03	-0.94603	0.8328	No hay diferencias significativas
ML05-ML03	-208.643	0.1164	No hay diferencias significativas
ML06-ML03	-0.74498	0.9310	No hay diferencias significativas
ML05-ML04	-1.140392	0.6984	No hay diferencias significativas
ML06-ML04	0.201051	0.9998	No hay diferencias significativas
ML06-ML05	1.3414	0.5404	No hay diferencias significativas

- Prueba t-student para datos pareados

```

Paired t-test

data: OCDE_c$Verano and OCDE_c$Invierno
t = -2.2207, df = 5, p-value = 0.07706
alternative hypothesis: true difference in means is not equal to 0
0 percent confidence interval:
-0.645069 -0.645069
sample estimates:
mean of the differences
-0.645069

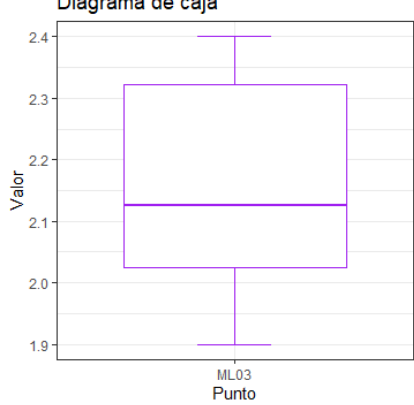
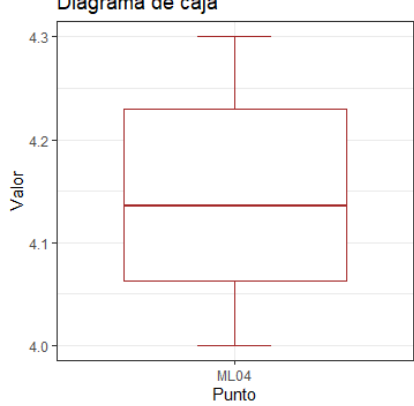
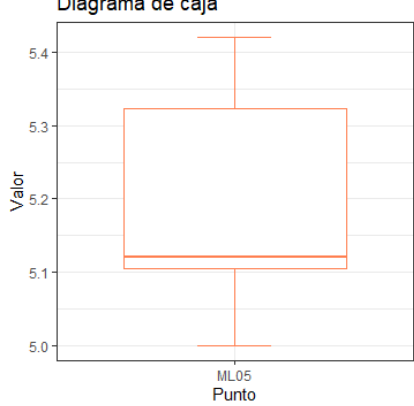
```

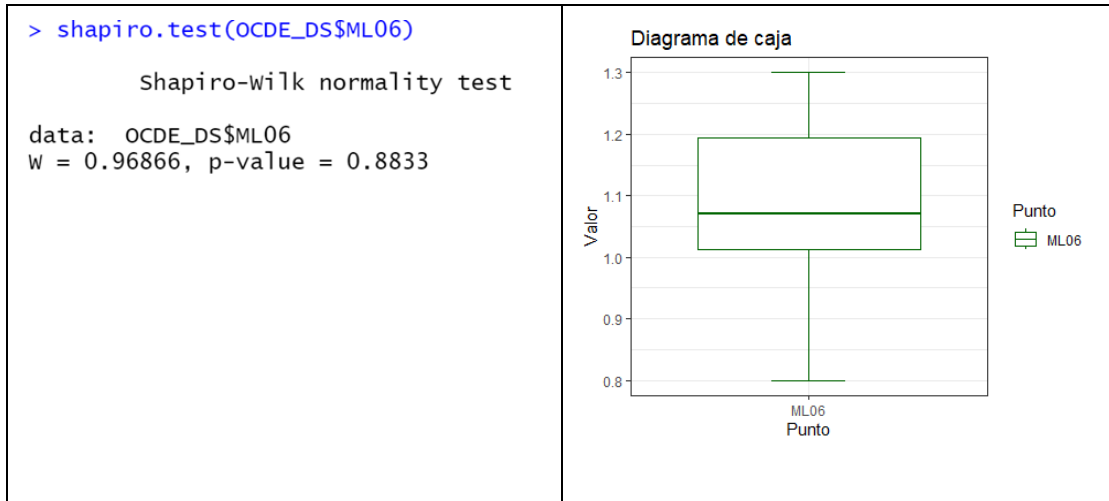
Anexo F. Análisis estadísticos del índice OCDE (transparencia).

- **Índice de OCDE (Transparencia)**

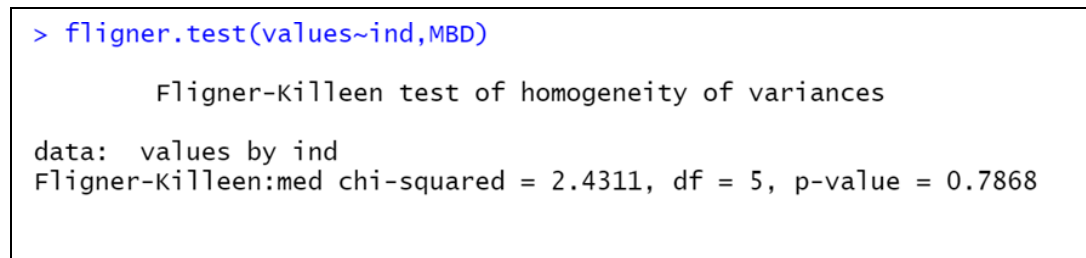
- **Normalidad**

Punto ML01	
<pre>> shapiro.test(OCDE_DS\$ML01) Shapiro-wilk normality test data: OCDE_DS\$ML01 W = 0.88359, p-value = 0.286</pre>	<p style="text-align: center;">Diagrama de caja</p>
Punto ML02	
<pre>> shapiro.test(OCDE_DS\$ML02) Shapiro-wilk normality test data: OCDE_DS\$ML02 W = 0.77289, p-value = 0.03306</pre>	<p style="text-align: center;">Diagrama de caja</p>
Punto ML03	

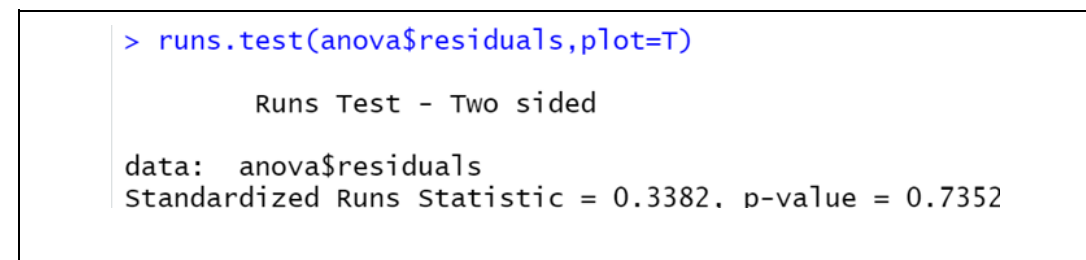
<pre>> shapiro.test(OCDE_DS\$ML03) Shapiro-wilk normality test data: OCDE_DS\$ML03 W = 0.92289, p-value = 0.5264</pre>	<p>Diagrama de caja</p>  <p>Punto ML03</p>
<p>Punto ML04</p>	
<pre>> shapiro.test(OCDE_DS\$ML04) Shapiro-wilk normality test data: OCDE_DS\$ML04 W = 0.96137, p-value = 0.8302</pre>	<p>Diagrama de caja</p>  <p>Punto ML04</p>
<p>Punto ML05</p>	
<pre>> shapiro.test(OCDE_DS\$ML05) Shapiro-wilk normality test data: OCDE_DS\$ML05 W = 0.84094, p-value = 0.1327</pre>	<p>Diagrama de caja</p>  <p>Punto ML05</p>
<p>Punto ML06</p>	



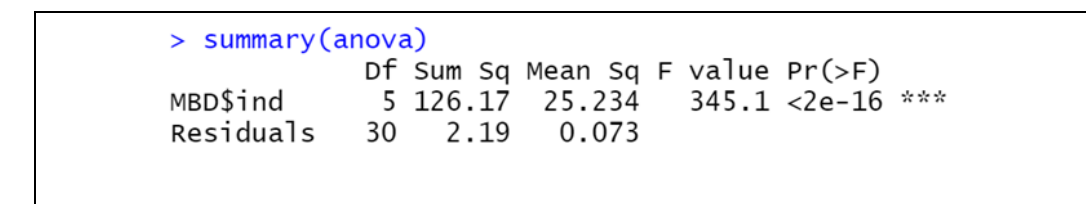
- **Homocedasticidad**



- **Aleatoriedad**



- **Prueba ANOVA**

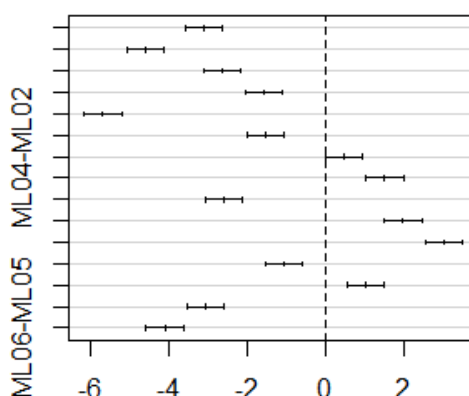


- **Test Tukey**

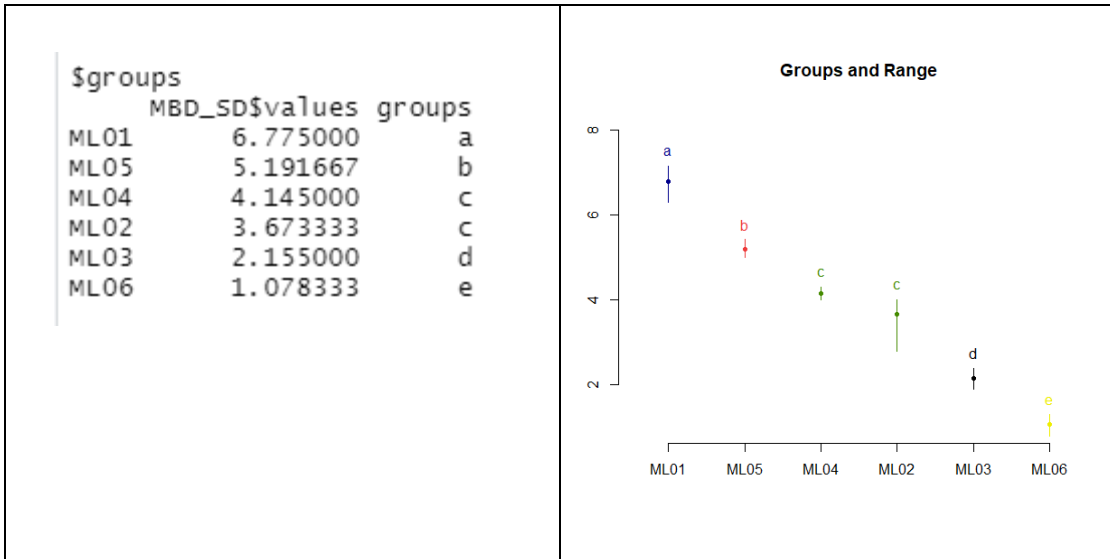
Tabla 38. Test de Tukey para el índice de OCDE (transparencia).

Puntos	diff	p adj	Interpretación
ML02-ML01	-3.10166	0.0000	Si hay diferencias significativas
ML03-ML01	-4.62000	0.0000	Si hay diferencias significativas
ML04-ML01	-2.63000	0.0000	Si hay diferencias significativas
ML05-ML01	-1.58333	0.0000	Si hay diferencias significativas
ML06-ML01	-5.69666	0.0000	Si hay diferencias significativas
ML03-ML02	-1.51833	0.0000	Si hay diferencias significativas
ML04-ML02	0.47166	0.0523	No hay diferencias significativas
ML05-ML02	1.51833	0.0000	Si hay diferencias significativas
ML06-ML02	-2.59500	0.0000	Si hay diferencias significativas
ML04-ML03	1.99000	0.0000	Si hay diferencias significativas
ML05-ML03	3.03666	0.0000	Si hay diferencias significativas
ML06-ML03	-1.07666	0.0000	No hay diferencias significativas
ML05-ML04	1.04666	0.0000	No hay diferencias significativas
ML06-ML04	-3.06666	0.0000	Si hay diferencias significativas
ML06-ML05	-4.11333	0.0000	Si hay diferencias significativas

95% family-wise confidence level



Differences in mean levels of MBD_SD\$ind



- **Prueba t-student para datos pareados**

```

Paired t-test

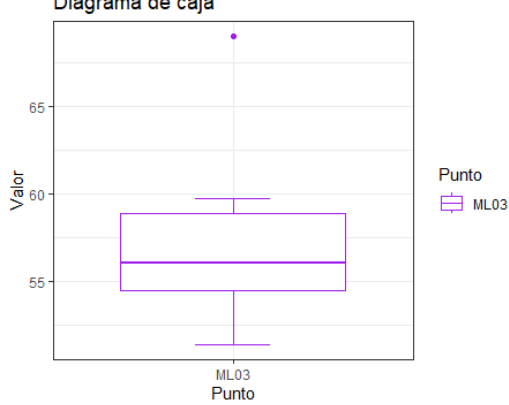
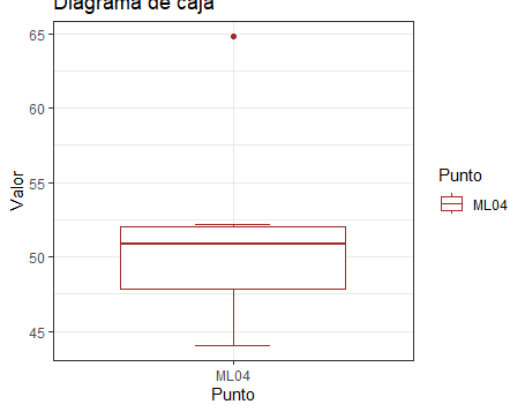
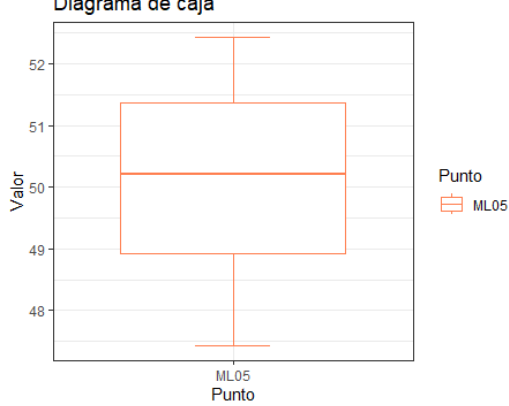
data: OCDE_t$Verano and OCDE_t$Invierno
t = -5.2099, df = 5, p-value = 0.003439
alternative hypothesis: true difference in means is not equal to 0
0 percent confidence interval:
 -0.2227778 -0.2227778
sample estimates:
mean of the differences
      -0.2227778
    
```

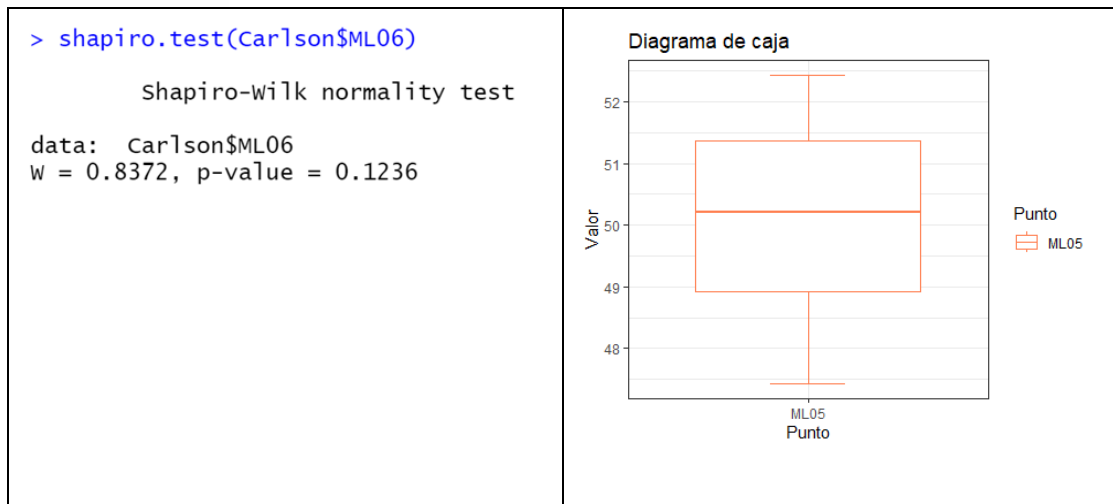

Anexo G. Análisis estadísticos del índice Carlson.

- **Índice de Carlson**

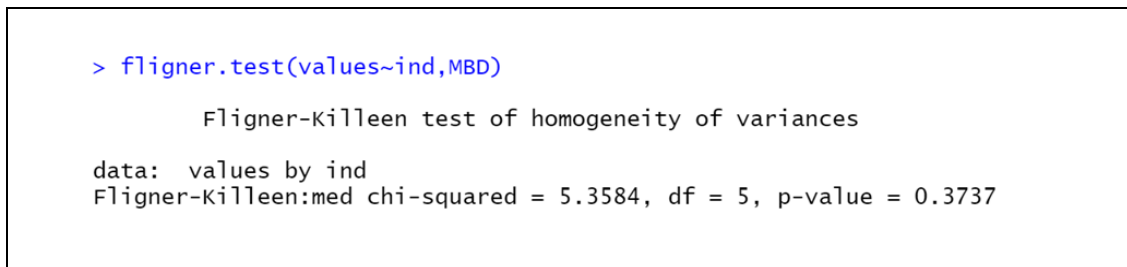
- **Normalidad**

Punto ML01	
<pre>> shapiro.test(Carlson\$ML01) Shapiro-Wilk normality test data: Carlson\$ML01 W = 0.88933, p-value = 0.3147</pre>	<p style="text-align: center;">Diagrama de caja</p> <p style="text-align: center;">ML01 Punto</p>
Punto ML02	
<pre>> shapiro.test(Carlson\$ML02) Shapiro-Wilk normality test data: Carlson\$ML02 W = 0.81189, p-value = 0.07498</pre>	<p style="text-align: center;">Diagrama de caja</p> <p style="text-align: center;">ML02 Punto</p>
Punto ML03	

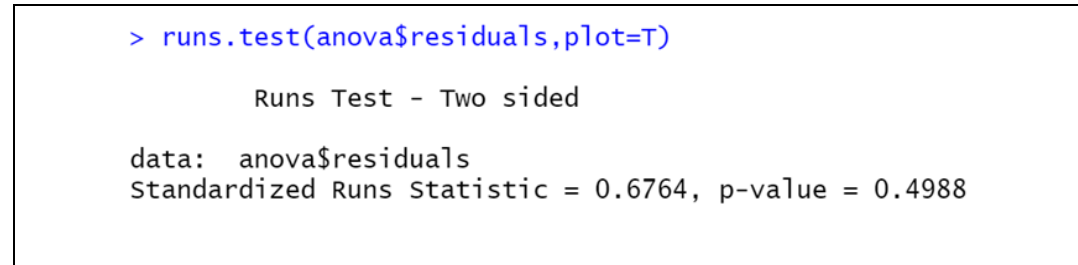
<pre>> shapiro.test(Carlson\$ML03) Shapiro-wilk normality test data: Carlson\$ML03 W = 0.88446, p-value = 0.2902</pre>	<p>Diagrama de caja</p>  <p>Valor</p> <p>Punto ML03</p> <p>ML03 Punto</p>
<p>Punto ML04</p>	
<pre>> shapiro.test(Carlson\$ML04) Shapiro-wilk normality test data: Carlson\$ML04 W = 0.87251, p-value = 0.2364</pre>	<p>Diagrama de caja</p>  <p>Valor</p> <p>Punto ML04</p> <p>ML04 Punto</p>
<p>Punto ML05</p>	
<pre>> shapiro.test(Carlson\$ML05) Shapiro-wilk normality test data: Carlson\$ML05 W = 0.97523, p-value = 0.9255</pre>	<p>Diagrama de caja</p>  <p>Valor</p> <p>Punto ML05</p> <p>ML05 Punto</p>
<p>Punto ML06</p>	



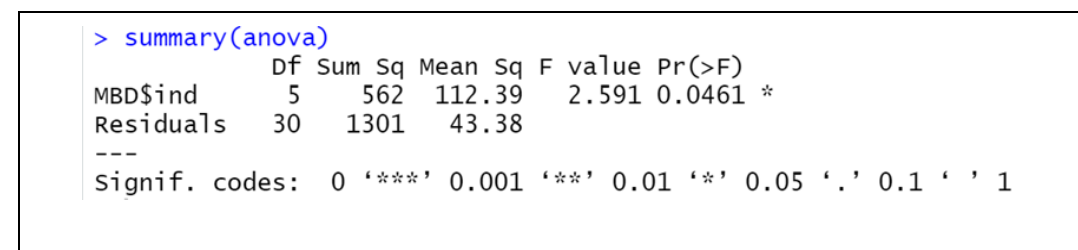
- Homocedasticidad



- Aleatoriedad



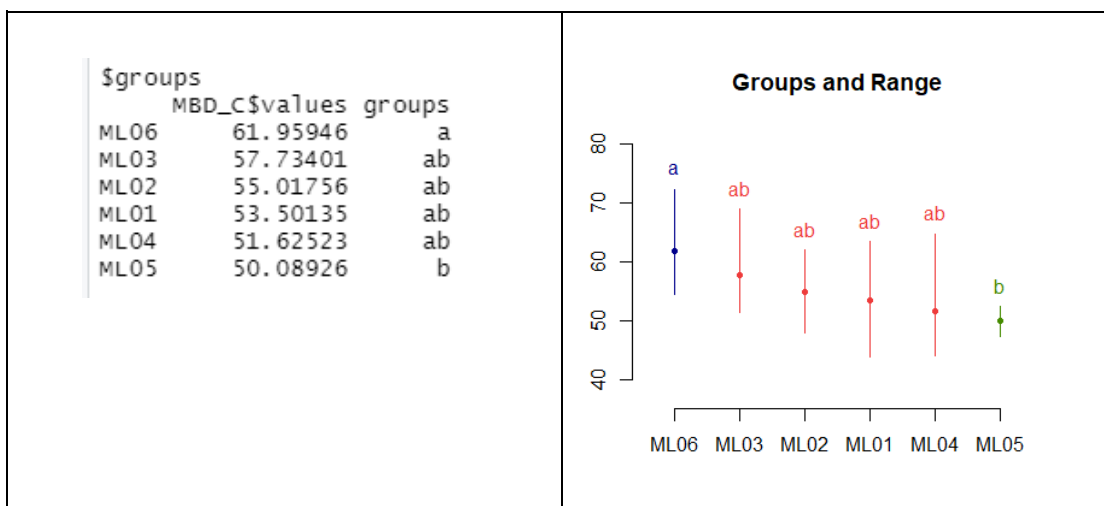
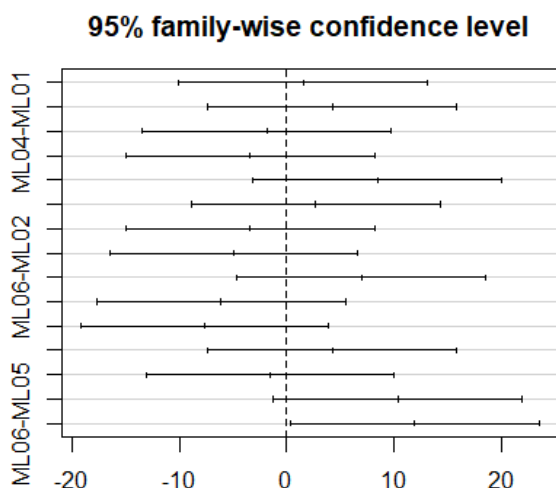
- ANOVA



- Test de Tukey

Tabla 39. Test de Tukey para el índice de Carlson.

Puntos	diff	p adj	Interpretación
ML02-ML01	1.516.213	0.9985635	No hay diferencias significativas
ML03-ML01	4.232.656	0.8721138	No hay diferencias significativas
ML04-ML01	-1.876.120	0.9960499	No hay diferencias significativas
ML05-ML01	-3.412.095	0.944158	No hay diferencias significativas
ML06-ML01	8.458.107	0.2567561	No hay diferencias significativas
ML03-ML02	2.716.443	0.9786925	No hay diferencias significativas
ML04-ML02	-3.392.333	0.9454588	No hay diferencias significativas
ML05-ML02	-4.928.308	0.7848011	No hay diferencias significativas
ML06-ML02	6.941.894	0.4654407	No hay diferencias significativas
ML04-ML03	-6.108.776	0.6008169	No hay diferencias significativas
ML05-ML03	-7.644.751	0.3603293	No hay diferencias significativas
ML06-ML03	4.225.451	0.8728992	No hay diferencias significativas
ML05-ML04	-1.535.975	0.9984715	No hay diferencias significativas
ML06-ML04	10.334.227	0.1011259	No hay diferencias significativas
ML06-ML05	11.870.202	0.0416307	Si hay diferencias significativas



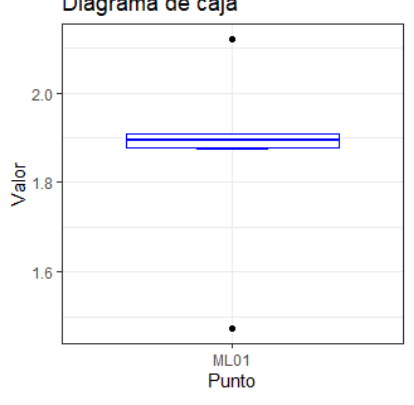
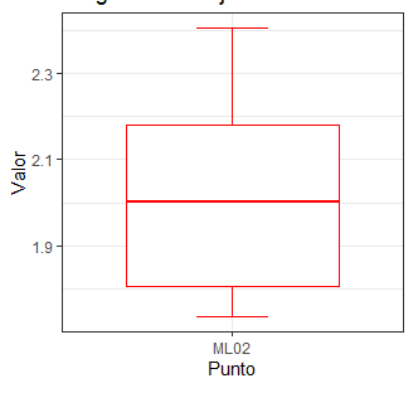
- Prueba t-student para datos pareados

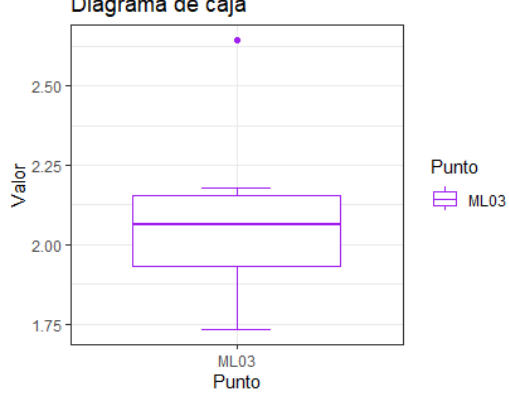
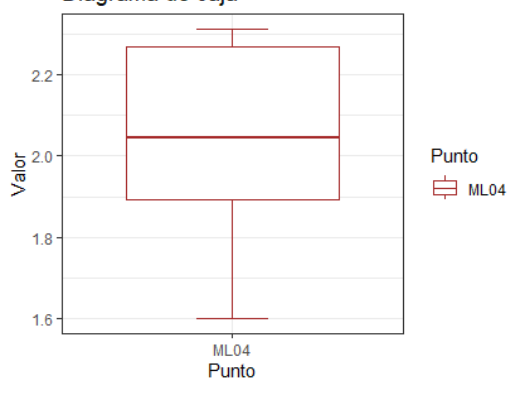
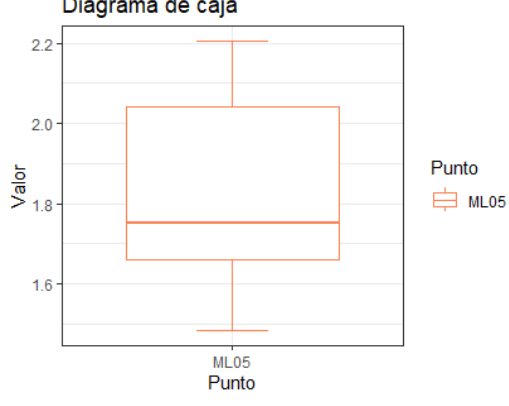
```
Paired t-test

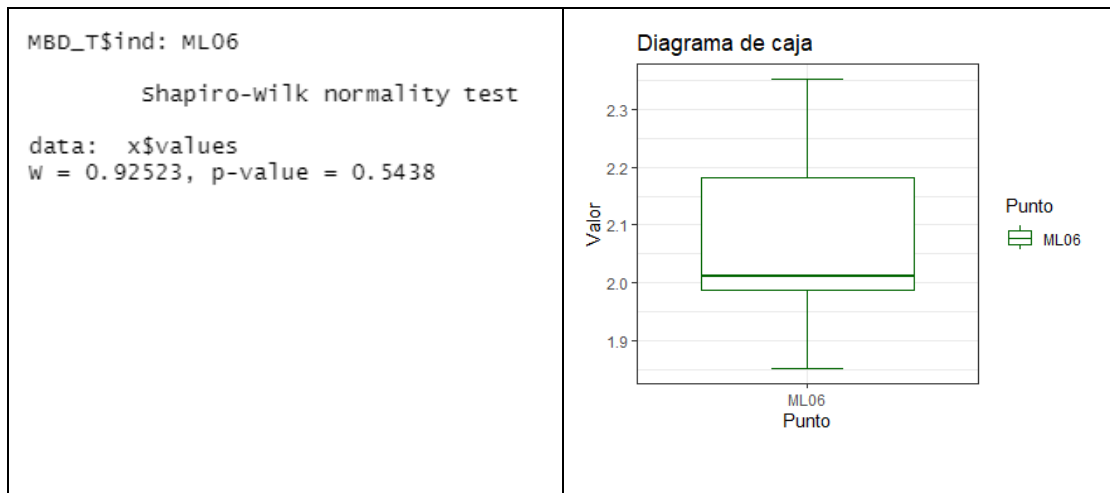
data: t_Carlson$verano and t_Carlson$Invierno
t = -7.3371, df = 5, p-value = 0.0007378
alternative hypothesis: true mean difference is not equal to 0
0 percent confidence interval:
 -7.237217 -7.237217
sample estimates:
mean difference
 -7.237217
```

Anexo H. Análisis estadísticos del índice TRIX.

- **Índice de TRIX**
 - **Normalidad**

Punto ML01	
<pre> MBD_T\$ind: ML01 shapiro-wilk normality test data: x\$values w = 0.82087, p-value = 0.0898 </pre>	<p style="text-align: center;">Diagrama de caja</p>  <p style="text-align: center;">Valor</p> <p style="text-align: center;">ML01 Punto</p> <p style="text-align: right;">Punto ML01</p>
Punto ML02	
<pre> MBD_T\$ind: ML02 shapiro-wilk normality test data: x\$values w = 0.9364, p-value = 0.6304 </pre>	<p style="text-align: center;">Diagrama de caja</p>  <p style="text-align: center;">Valor</p> <p style="text-align: center;">ML02 Punto</p> <p style="text-align: right;">Punto ML02</p>
Punto ML03	

<p>MBD_T\$ind: ML03</p> <p>shapiro-wilk normality test</p> <p>data: x\$values w = 0.92974, p-value = 0.5781</p>	<p>Diagrama de caja</p>  <p>Valor</p> <p>2.50</p> <p>2.25</p> <p>2.00</p> <p>1.75</p> <p>ML03</p> <p>Punto</p> <p>Punto ML03</p>
<p>Punto ML04</p>	
<p>MBD_T\$ind: ML04</p> <p>shapiro-wilk normality test</p> <p>data: x\$values w = 0.92488, p-value = 0.5412</p>	<p>Diagrama de caja</p>  <p>Valor</p> <p>2.2</p> <p>2.0</p> <p>1.8</p> <p>1.6</p> <p>ML04</p> <p>Punto</p> <p>Punto ML04</p>
<p>Punto ML05</p>	
<p>MBD_T\$ind: ML05</p> <p>shapiro-wilk normality test</p> <p>data: x\$values w = 0.92691, p-value = 0.5564</p>	<p>Diagrama de caja</p>  <p>Valor</p> <p>2.2</p> <p>2.0</p> <p>1.8</p> <p>1.6</p> <p>ML05</p> <p>Punto</p> <p>Punto ML05</p>
<p>Punto ML06</p>	



- **Homocedasticidad**

```

> fligner.test(values~ ind, MBD_T) #Fligner-killen

      Fligner-killeen test of homogeneity of variances

data:  values by ind
Fligner-killeen:med chi-squared = 4.1372, df = 5, p-value = 0.5298

```

- **Aleatoriedad**

```

> runs.test(ANOVA_T$residuals, plot = T)

      Runs Test - Two sided

data:  ANOVA_T$residuals
Standardized Runs Statistic = 1.0146, p-value = 0.3103

```

- **ANOVA**

```

> summary(ANOVA_T)

```

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
MBD_T\$ind	5	0.3864	0.07727	1.151	0.356
Residuals	30	2.0138	0.06713		

- **Test de Tukey**

Tabla 40. Test de Tukey para el índice de TRIX.

Puntos	diff	p adj	Interpretación
ML02-ML01	0.1600000	0.8894644	No hay diferencias significativas
ML03-ML01	0.2353333	0.6215713	No hay diferencias significativas
ML04-ML01	0.1701667	0.8617245	No hay diferencias significativas
ML05-ML01	-0.0351667	0.9998906	No hay diferencias significativas
ML06-ML01	0.2126667	0.7139631	No hay diferencias significativas
ML03-ML02	0.0753333	0.9956507	No hay diferencias significativas
ML04-ML02	0.0101667	0.9999998	No hay diferencias significativas
ML05-ML02	-0.1951667	0.7801461	No hay diferencias significativas
ML06-ML02	0.0526667	0.9992115	No hay diferencias significativas
ML04-ML03	-0.0651667	0.9978067	No hay diferencias significativas
ML05-ML03	-0.2705000	0.4757968	No hay diferencias significativas
ML06-ML03	-0.0226667	0.9999876	No hay diferencias significativas
ML05-ML04	-0.2053333	0.7424237	No hay diferencias significativas
ML06-ML04	0.0425000	0.9997226	No hay diferencias significativas
ML06-ML05	0.2478333	0.5693105	No hay diferencias significativas

- **Prueba t-student para datos pareados**

```

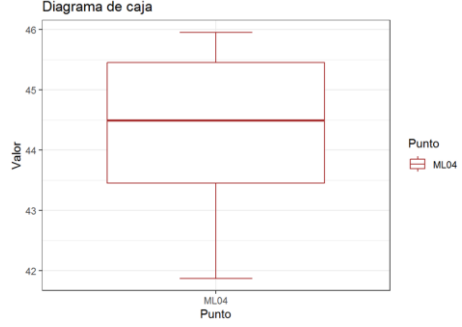
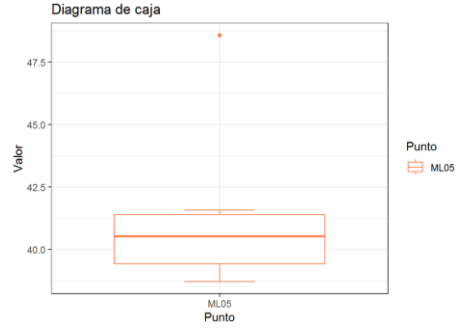
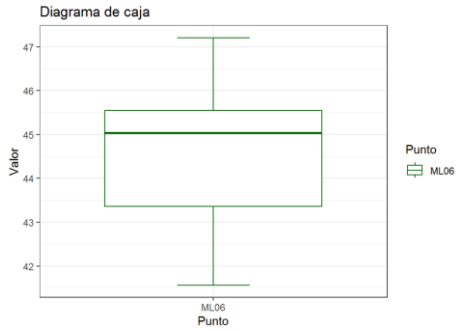
Paired t-test

data: t_TRIX$verano and t_TRIX$Invierno
t = -0.8432, df = 5, p-value = 0.4376
alternative hypothesis: true mean difference is not equal to 0
0 percent confidence interval:
 -0.07266667 -0.07266667
sample estimates:
mean difference
 -0.07266667
    
```

Anexo I. Análisis estadísticos del índice TFI (clorofila-a).

- Índice TFI (Clorofila-a)
 - Normalidad

Punto ML01	
<p style="text-align: center;">Shapiro-wilk normality test</p> <p>data: TFI_CLO\$ML01 W = 0.83557, p-value = 0.1198</p>	
Punto ML02	
<p style="text-align: center;">Shapiro-wilk normality test</p> <p>data: TFI_CLO\$ML02 W = 0.91211, p-value = 0.4504</p>	
Punto ML03	
<p style="text-align: center;">Shapiro-wilk normality test</p> <p>data: TFI_CLO\$ML03 W = 0.82843, p-value = 0.1042</p>	
Punto ML04	

<p>Shapiro-wilk normality test</p> <p>data: TFI_CLO\$ML04 w = 0.94887, p-value = 0.7311</p>	<p>Diagrama de caja</p> 
<p>Punto ML05</p>	
<p>Shapiro-wilk normality test</p> <p>data: TFI_CLO\$ML05 w = 0.76488, p-value = 0.02775</p>	<p>Diagrama de caja</p> 
<p>Punto ML06</p>	
<p>Shapiro-wilk normality test</p> <p>data: TFI_CLO\$ML06 w = 0.96451, p-value = 0.8537</p>	<p>Diagrama de caja</p> 

- **Homocedasticidad**

<p>Fligner-Killeen test of homogeneity of variances</p> <p>data: values by ind Fligner-Killeen:med chi-squared = 3.3656, df = 5, p-value = 0.6438</p>
--

- **Aleatoriedad**

Runs Test - Two sided

data: anova\$residuals
 Standardized Runs Statistic = 1.0146, p-value = 0.3103

- **Prueba de ANOVA**

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
MBD\$ind	5	76.44	15.289	2.886	0.0304 *
Residuals	30	158.91	5.297		

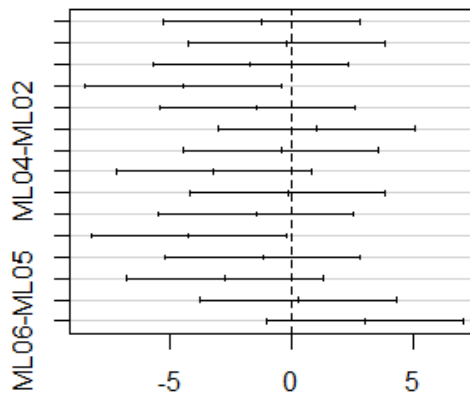
 Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

- **Test de Tukey**

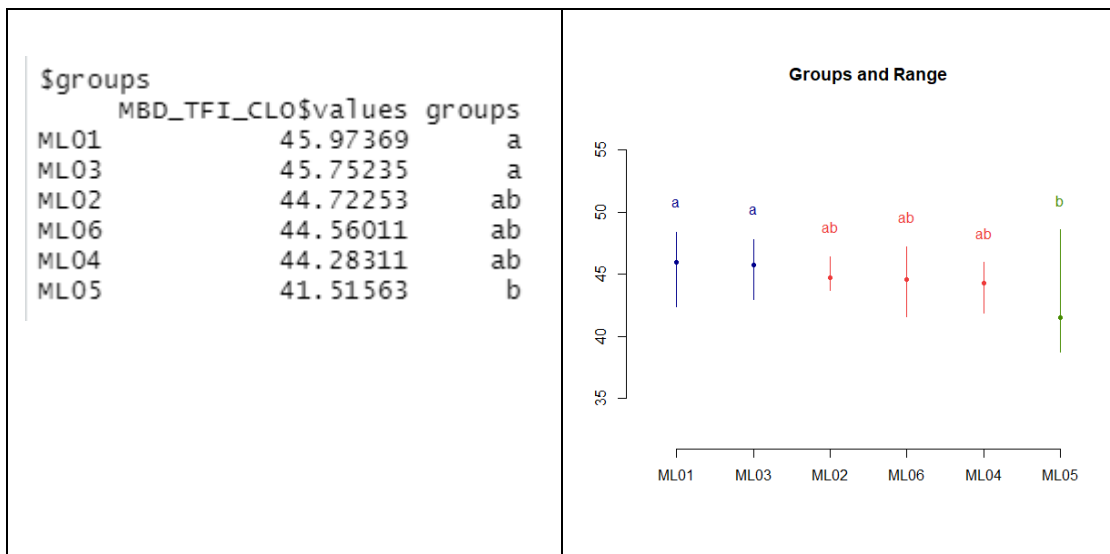
Tabla 41. Test de Tukey para el índice de TFI (clorofila-a).

PUNTOS	diff	p adj	Interpretación
ML02-ML01	-1.25116	0.9323	No hay diferencias significativas
ML03-ML01	-0.22134	1.0000	No hay diferencias significativas
ML04-ML01	-1.69058	0.7973	No hay diferencias significativas
ML05-ML01	-4.45806	0.0240	Si hay diferencias significativas
ML06-ML01	-1.41358	0.8917	No hay diferencias significativas
ML03-ML02	1.02981	0.9697	No hay diferencias significativas
ML04-ML02	-0.43942	0.9994	No hay diferencias significativas
ML05-ML02	-3.20690	0.1838	No hay diferencias significativas
ML06-ML02	-0.16242	1.0000	No hay diferencias significativas
ML04-ML03	-1.46924	0.8752	No hay diferencias significativas
ML05-ML03	-4.23672	0.0356	Si hay diferencias significativas
ML06-ML03	-1.19224	0.9442	No hay diferencias significativas
ML05-ML04	-2.76748	0.3229	No hay diferencias significativas
ML06-ML04	0.27700	0.9999	No hay diferencias significativas
ML06-ML05	3.04448	0.2289	No hay diferencias significativas

95% family-wise confidence level



Differences in mean levels of MBD_TFI_CLO\$in



- Prueba t-student para datos pareados

```

Paired t-test

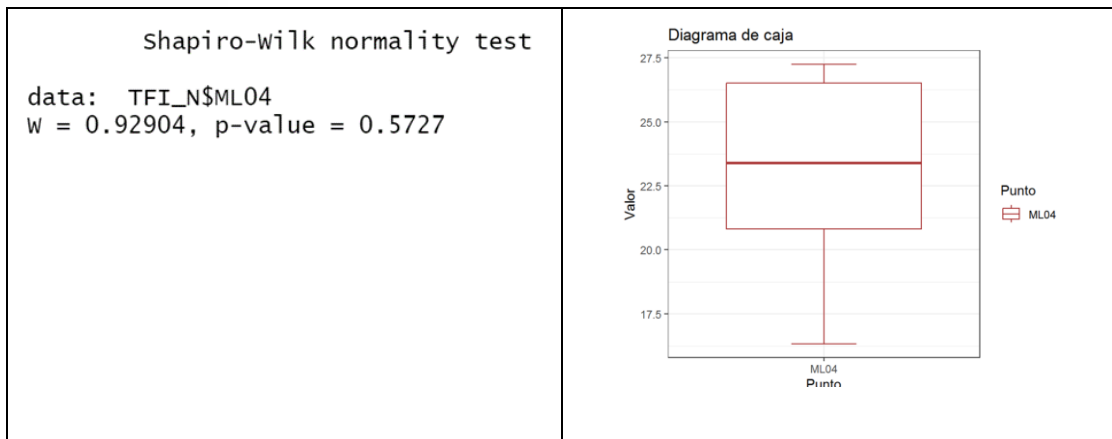
data: TFI_T$Verano and TFI_T$Invierno
t = -2.017, df = 5, p-value = 0.09975
alternative hypothesis: true difference in means is not equal to 0
0 percent confidence interval:
 -0.9577711 -0.9577711
sample estimates:
mean of the differences
 -0.9577711
    
```

Anexo J. Análisis estadísticos del índice TFI (nitrógeno).

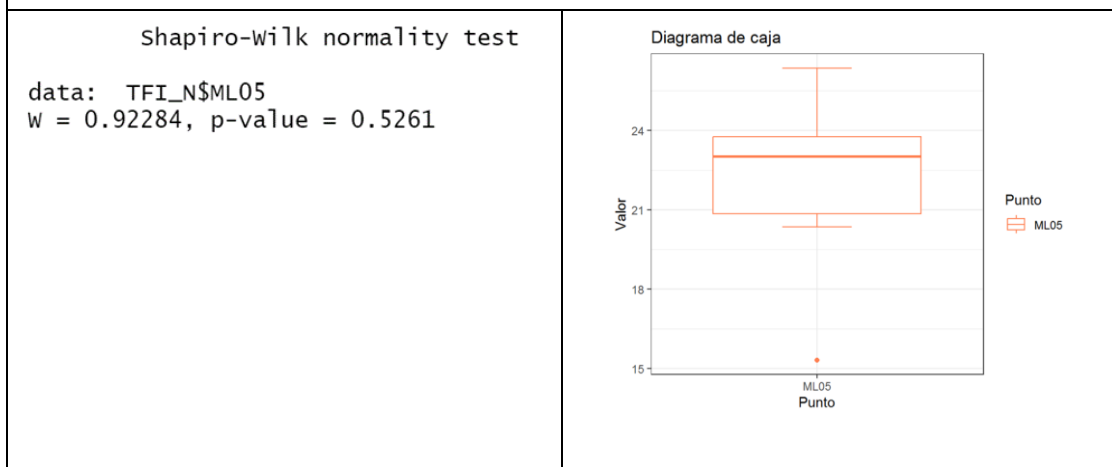
- **Índice TFI (Nitrógeno)**

- **Normalidad**

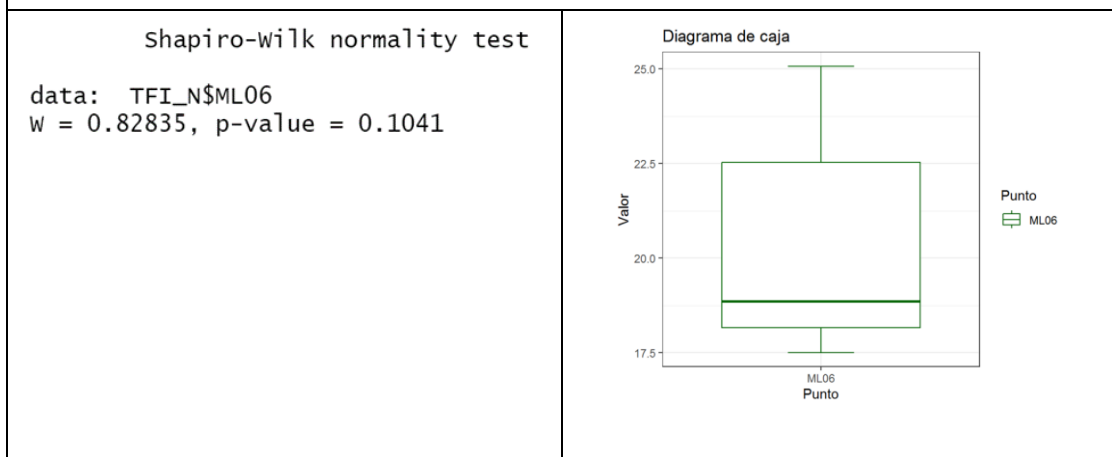
Punto ML01	
<p style="text-align: center;">Shapiro-wilk normality test</p> <pre>data: TFI_N\$ML01 W = 0.94351, p-value = 0.6876</pre>	<p style="text-align: center;">Diagrama de caja</p>
Punto ML02	
<p style="text-align: center;">Shapiro-wilk normality test</p> <pre>data: TFI_N\$ML02 W = 0.83141, p-value = 0.1105</pre>	<p style="text-align: center;">Diagrama de caja</p>
Punto ML03	
<p style="text-align: center;">Shapiro-wilk normality test</p> <pre>data: TFI_N\$ML03 W = 0.9352, p-value = 0.6208</pre>	<p style="text-align: center;">Diagrama de caja</p>
Punto ML04	



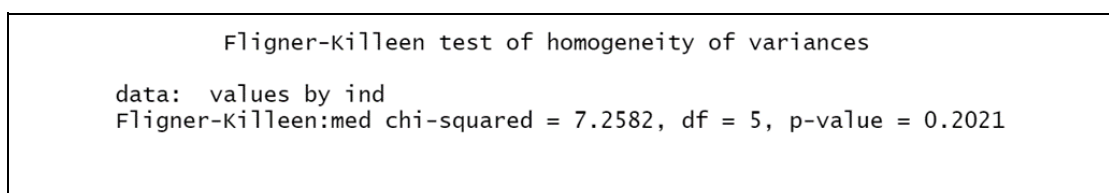
Punto ML05



Punto ML06



- Homocedasticidad



- **Aleatoriedad**

```

Runs Test - Two sided

data: anova$residuals
Standardized Runs Statistic = 2.0292, p-value = 0.04244
    
```

- **Prueba de ANOVA**

```

> summary(anova)
              Df Sum Sq Mean Sq F value Pr(>F)
MBD$ind       5  117.1   23.41   1.052  0.406
Residuals    30  667.6   22.25
    
```

- **Test de Tukey**

Tabla 42. Test de Tukey para el índice de TFI (nitrógeno).

Puntos	diff	p adj	Interpretación
ML02-ML01	3.881513	0.71193	No hay diferencias significativas
ML03-ML01	5.183614	0.41979	No hay diferencias significativas
ML04-ML01	5.198756	0.41660	No hay diferencias significativas
ML05-ML01	4.194465	0.64219	No hay diferencias significativas
ML06-ML01	2.545741	0.93420	No hay diferencias significativas
ML03-ML02	1.302101	0.99659	No hay diferencias significativas
ML04-ML02	1.317243	0.99640	No hay diferencias significativas
ML05-ML02	0.312952	1.00000	No hay diferencias significativas
ML06-ML02	-1.335771	0.99616	No hay diferencias significativas
ML04-ML03	0.015141	1.00000	No hay diferencias significativas
ML05-ML03	-0.989149	0.99908	No hay diferencias significativas
ML06-ML03	-2.637872	0.92429	No hay diferencias significativas
ML05-ML04	-1.004290	0.99901	No hay diferencias significativas
ML06-ML04	-2.653014	0.92258	No hay diferencias significativas
ML06-ML05	-1.648723	0.98983	No hay diferencias significativas

- **Prueba t-student para datos pareados**

Paired t-test

```
data: TFI_NI$Verano and TFI_NI$Invierno
t = -0.62357, df = 5, p-value = 0.5602
alternative hypothesis: true difference in means is not equal to 0
0 percent confidence interval:
 -0.442118 -0.442118
sample estimates:
mean of the differences
      -0.442118
```