

UNIVERSIDAD CATÓLICA SEDES SAPIENTIAE

FACULTAD DE INGENIERÍA AGRARIA

PROGRAMA DE ESTUDIO DE INGENIERÍA AMBIENTAL



TESIS DE INVESTIGACIÓN

**“EVALUACIÓN DE LOS ESTADOS TRÓFICOS DE LA LAGUNA
PRINCIPAL DEL ÁREA DE CONSERVACIÓN REGIONAL
ALBUFERA DE MEDIO MUNDO, HUAURA-LIMA”**

EJECUTOR:

Bach. RHOYDI LUVICK QUIROZ SANTOS

ASESOR:

Mg. WILFREDO MENDOZA CABALLERO

CO-ASESOR:

Ing. MIRTON ENRIQUE CRISÓLOGO RODRÍGUEZ

HUAURA - PERÚ

2019

ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

ACTA N° 005- 2019/UCSS/FIA

Siendo las 09:00 am, del día 04 de julio de 2019, en el auditorio de la Universidad Católica Sedes Sapientiae de la Filial Huaura, Végueta, el Jurado de Tesis, integrado por:

- | | |
|--|-----------------|
| 1. Dr. José Luis Rodríguez Núñez | Presidente |
| 2. Geóg. Maximiliana Irene Castro Medina | Primer Miembro |
| 3. Lic. Luis José Santisteban Portal | Segundo Miembro |
| 4. M. Sc. Wilfredo Mendoza Caballero | Asesor |

Se reunieron para la sustentación de la tesis titulada: "EVALUACIÓN DE LOS ESTADOS TRÓFICOS DE LA LAGUNA PRINCIPAL DEL ÁREA DE CONSERVACIÓN REGIONAL ALBUFERA DE MEDIO MUNDO, HUAURA-LIMA", que presenta el bachiller en Ciencias Ambientales, el Sr. **Rhoydi Luvick Quiroz Santos** cumpliendo así con los requerimientos exigidos por el reglamento para la modalidad de titulación; la presentación y sustentación de un trabajo de investigación original, para obtener el Título Profesional de **Ingeniero Ambiental**.

Terminada la sustentación, el Jurado luego de deliberar acuerda:

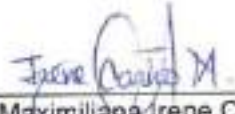
APROBAR

DESAPROBAR


La tesis, con el calificativo de *Sobresaliente* y eleva la presente Acta al Decanato de la Facultad de Ingeniería Agraria, a fin de que se declare EXPEDITA para conferirle el TÍTULO de INGENIERO AMBIENTAL.

Firmado en Huaura, 04 de julio de 2019.


Dr. José Luis Rodríguez Núñez
PRESIDENTE


Geóg. Maximiliana Irene Castro Medina
1° MIEMBRO


Lic. Luis José Santisteban Portal
2° MIEMBRO


M. Sc. Wilfredo Mendoza Caballero
ASESOR

DEDICATORIA

A mis PADRES, Ermelinda Santos Murga y Pedro Quiroz Herrera, con todo mi amor y cariño por darme la vida y formarme bajo principios éticos. Asimismo, por apostar en mi educación a pesar de los obstáculos y las limitaciones económicas.

A mis asesores, Mg. Wilfredo Mendoza Caballero e Ing. Mirton Crisólogo Rodríguez, quienes fueron parte fundamental en el desarrollo de esta investigación; al mismo tiempo, los motivadores, guías, portadores de buena fe y voluntad de trabajo.

A toda la juventud pujante y estudiosa de la “Promoción 2018” - UCSS Filial Huaura: Végueta.

AGRADECIMIENTOS

- A Dios, por su bendición en mi vida y en los momentos de desafíos que implica la investigación académica. Asimismo, por rodearme de personas muy superiores a mí, en muchos aspectos de la cotidianidad, de quienes he aprendido en demasía sobre las vicisitudes de la vida y lo seguiré haciendo.
- A mis padres, por brindarme una formación basada en liderazgo, proactividad y valores que son el eje fundamental en mi desarrollo profesional. Asimismo, por ser los motivos de orgullo por la calidad de personalidad que han desarrollado en su vida. De mi madre, aprendí creer en la educación como una necesidad; y de mi padre, la capacidad de decisión y consolidar un espíritu emprendedor.
- A mis asesores, por su apoyo moral y soporte técnico-científico en el desarrollo de la presente investigación. Al Mg. Wilfredo Mendoza, por confiar en mi capacidad y motivarme, en todo momento, para buscar la practicidad y excelencia en la investigación. Al Ing. Mirton Crisólogo, por creer en mí y hacerme sentir capaz de todo.
- Al Programa Nacional de Becas y Crédito Educativo [PRONABEC] de la modalidad ordinaria de Beca-18, por haberme otorgado el impulso necesario en mi formación profesional y estudiar en una Universidad de Calidad, con una visión diferente.
- A toda la comunidad universitaria de la UCSS Filial Huaura: Végueta, por hacerme sentir en casa durante los 5 años de mis estudios de pregrado y corregirme en los momentos oportunos con críticas constructivas.
- Al Blgo. Armando Chiclla Salazar, por su colaboración durante la primera campaña de muestreo del presente estudio.
- A los miembros de mi familia, Quiroz y Santos; en especial al Lic. Giraldo Santos Murga, Lic. Yuli Ewes Blas y Mg. Elsa Quiroz Herrera por todo el apoyo logístico y emocional en mi vida.
- A mis compañeros de la Universidad; en especial a Rosangélica Obregón Olórtegui, Yover Juarez Valverde y Fredy Pajuelo Montañez por su apoyo en los trabajos de la fase de campo.

ÍNDICE GENERAL

CARÁTULA	I
DEDICATORIA	II
AGRADECIMIENTOS	III
ÍNDICE DE FIGURAS	IX
ÍNDICE DE APÉNDICES	X
RESUMEN	XI
ABSTRACT	XII
INTRODUCCIÓN	XIII
OBJETIVOS	XV
CAPÍTULO I: MARCO TEÓRICO	1
1.1. ANTECEDENTES	1
1.2. BASES TEÓRICAS ESPECIALIZADAS	5
1.2.1. La eutrofización en los sistemas acuáticos	5
1.2.2. Parámetros físico-químicos como indicadores de la eutrofización	8
1.2.3. Índices de estado trófico	15
1.2.4. Dinámica de las variables limnológicas en sistemas acuáticos	22
1.2.5. Teledetección aplicada en la evaluación de la eutrofización	24
CAPÍTULO II: MATERIALES Y MÉTODOS	27
2.1. DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN	27
2.2. LUGAR Y FECHA	27
2.2.1. Características Generales del ACRAMM	28
2.3. POBLACIÓN Y MUESTRA	30
2.4. DESCRIPCIÓN DE LA INVESTIGACIÓN	30
2.4.1. Fase Preliminar	30
2.4.2. Fase de Campo	31
2.4.3. Fase de Laboratorio	32
2.4.4. Fase de Gabinete	33
2.5. IDENTIFICACIÓN DE VARIABLES Y SU MENSURACIÓN	36
2.6. ANÁLISIS DE DATOS	37
2.7. REDACCIÓN DE LA TESIS	37
CAPÍTULO III: RESULTADOS	38

3.1.	CARACTERIZACIÓN DE LA COLUMNA DE AGUA	38
3.2.	IDENTIFICACIÓN DE LAS FUENTES ASOCIADAS A LA EUTROFIZACIÓN EN EL ACRAMM	45
3.3.	DETERMINACIÓN DE LOS ESTADOS TRÓFICOS DEL ACRAMM	46
3.4.	FORMULACIÓN DE MODELOS MATEMÁTICOS-I	49
3.4.1.	Modelo para oxígeno disuelto (OD)	50
3.4.2.	Modelo para temperatura	52
3.4.3.	Modelo para conductividad eléctrica	53
3.4.4.	Modelo para potencial de hidrógeno (pH)	56
3.4.5.	Modelo para fosfatos	58
3.4.6.	Modelo para nitrógeno total (Nt)	60
3.4.7.	Modelo para transparencia del Disco de Secchi (TDS)	61
3.5.	FORMULACIÓN DE MODELOS MATEMÁTICOS-II	63
3.5.1.	Modelo para Clorofila-a	63
3.5.2.	Modelo para Fósforo Total	63
3.6.	VERIFICACIÓN DE LOS SUPUESTOS DE LOS MODELOS SIGNIFICATIVOS	66
3.7.	VALIDACIÓN DE LOS MODELOS SIGNIFICATIVOS	70
3.8.	VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE PARÁMETROS AMBIENTALES EN EL ACRAMM	72
3.8.1.	Variación espacio-temporal del estado trófico	72
3.8.2.	Variación espacio-temporal de los parámetros físicos	74
CAPÍTULO IV: DISCUSIONES		78
4.1.	CARACTERIZACIÓN DE LA COLUMNA DE AGUA	78
4.2.	FUENTES ASOCIADAS A LA EUTROFIZACIÓN DEL ACRAMM	80
4.3.	ESTADO TRÓFICO DEL ACRAMM	83
4.4.	FORMULACIÓN DE MODELOS MATEMÁTICOS	85
4.5.	VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DEL ESTADO TRÓFICO DEL ACRAMM	87
4.6.	VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LOS PARÁMETROS FÍSICOS EN EL ACRAMM	89
CAPÍTULO V: CONCLUSIONES		91
CAPÍTULO VI: RECOMENDACIONES		93
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS		95

TERMINOLOGÍA

103

APÉNDICES

105

ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. <i>Concentraciones de N y P totales, referidas a materia seca, y relaciones N/P de diversos abonos y enmiendas orgánicas</i>	11
Tabla 2. <i>Escala de valores del estado trófico en los cuerpos de agua de Carlson</i>	17
Tabla 3. <i>Valor del índice de clasificación trófica de Toledo</i>	19
Tabla 4. <i>Valores de las variables de clasificación del estado trófico según OCDE</i>	19
Tabla 5. <i>Rango de clasificación trófica del Índice de Karydis</i>	20
Tabla 6. <i>Resoluciones espaciales y espectrales de las imágenes Sentinel-2</i>	26
Tabla 7. <i>Variables en estudio, unidades de medida y método de análisis de los parámetros del agua en ACRAMM</i>	37
Tabla 8. <i>Resumen estadístico del oxígeno disuelto (mg.L^{-1}) en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo</i>	39
Tabla 9. <i>Resumen estadístico de la temperatura ($^{\circ}\text{C}$) en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo</i>	40
Tabla 10. <i>Resumen estadístico de la conductividad eléctrica ($\mu\text{S.cm}^{-1}$) en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo</i>	41
Tabla 11. <i>Resumen estadístico del potencial de hidrógeno en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo</i>	42
Tabla 12. <i>Resumen estadístico de la transparencia del Disco de Secchi (m)</i>	43
Tabla 13. <i>Resumen estadístico de fosfatos (mg.L^{-1}) en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo</i>	44
Tabla 14. <i>Resumen estadístico de nitrógeno total (mg.L^{-1}) en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo</i>	45
Tabla 15. <i>Fuentes de alimentación – contaminación en el ACRAMM</i>	46
Tabla 16. <i>Estado trófico del ACRAMM mediante transparencia del Disco de Secchi (m)</i>	48
Tabla 17. <i>Estado trófico del ACRAMM mediante Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)</i>	48
Tabla 18. <i>Estados tróficos del ACRAMM mediante Fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)</i>	49
Tabla 19. <i>Relación entre las reflectancias de las bandas y oxígeno disuelto</i>	50
Tabla 20. <i>Análisis de varianza del modelo de regresión de Ln (OD a 0 cm)</i>	51

Tabla 21. <i>Coefficientes del modelo resultante del Ln (OD a 0 cm)</i>	51
Tabla 22. <i>Relación entre las reflectancias de las bandas y temperatura del agua</i>	53
Tabla 23. <i>Relación entre las reflectancias de las bandas y la conductividad</i>	54
Tabla 24. <i>P-valor de los estadísticos de los modelos para conductividad a 0 cm</i>	55
Tabla 25. <i>Análisis de varianza del modelo de regresión de la conductividad a 30 cm</i> <i>($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)</i>	55
Tabla 26. <i>Coefficientes del modelo de la conductividad a 30 cm ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)</i>	56
Tabla 27. <i>Relación entre las reflectancias de las bandas y el pH</i>	57
Tabla 28. <i>Análisis de varianza del modelo de regresión del pH a 30 cm</i>	58
Tabla 29. <i>Coefficientes del modelo del pH a 30 cm</i>	58
Tabla 30. <i>Relación entre las reflectancias de las bandas y fosfatos</i>	59
Tabla 31. <i>Relación entre las reflectancias de las bandas y nitrógeno total</i>	60
Tabla 32. <i>Relación entre las reflectancias de las bandas y TDS (m)</i>	61
Tabla 33. <i>Análisis de varianza del modelo de regresión de la TDS (m)</i>	62
Tabla 34. <i>Coefficientes del modelo del TDS (m)</i>	62
Tabla 35. <i>Relación entre las reflectancias de las bandas y clorofila-a ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)</i>	63
Tabla 36. <i>Relación entre las reflectancias de las bandas y fósforo total</i>	64
Tabla 37. <i>Análisis de varianza del modelo de regresión del Ln (Pt)</i>	65
Tabla 38. <i>Coefficientes del modelo del Ln (Pt)</i>	65
Tabla 39. <i>Prueba de Shapiro-Wilk del residual estandarizado de los modelos</i> <i>significativos</i>	68
Tabla 40. <i>Prueba de rachas del residuo estandarizado de los modelos significativos</i>	68
Tabla 41. <i>Estadísticos de muestras relacionadas: datos in situ y datos pronosticados</i>	72

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Estructura químicas de las toxinas relacionadas al proceso de eutrofización	8
Figura 2. Estructura química de la clorofila-a	9
Figura 3. Etapas de asimilación de compuestos nitrogenados en las plantas	13
Figura 4. Clasificación trófica según CEPIS.	21
Figura 5. Distribución de probabilidad de nivel trófico según el modelo del CEPIS	22
Figura 6. Diagrama de interrelaciones básicas de un modelo de eutrofización	23
Figura 7. Curva de relación del OD y DBO	24
Figura 8. Registro fotográfico de los muestreos	32
Figura 9. Registro fotográfico de los trabajos en Laboratorio	33
Figura 10. Imágenes Sentinel-2 seleccionadas para la formulación de modelos matemáticos	34
Figura 11. Metodología para la evaluación de los estados tróficos mediante el método de teledetección	36
Figura 12. Oxígeno disuelto en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo	38
Figura 13. Temperatura en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo	39
Figura 14. Conductividad eléctrica en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo	40
Figura 15. Potencial de hidrógeno en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo	41
Figura 16. Transparencia del Disco de Secchi	42
Figura 17. Fosfatos en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo	43
Figura 18. Nitrógeno total en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo	44
Figura 19. Gráficas Q-Q normal del residuo estandarizado de los modelos significativos	67
Figura 20. Gráficas de dispersión de los modelos significativos	70
Figura 21. IET en serie temporal del fósforo total en ACRAMM	73
Figura 22. IET en serie temporal de la TDS en ACRAMM	74
Figura 23. Oxígeno disuelto a 0 cm en serie temporal en ACRAMM	75
Figura 24. Potencial de hidrógeno a 30 cm en serie temporal en ACRAMM	76
Figura 25. Conductividad eléctrica a 30 cm en serie temporal en ACRAMM	77

ÍNDICE DE APÉNDICES

	Pág.
Apéndice 1. Mapa de ubicación política del ACRAMM	105
Apéndice 2. Listado de puntos (Datum WGS 84) límite del ACRAMM	106
Apéndice 3. Mapa de puntos de muestreo – I campaña	107
Apéndice 4. Mapa de puntos de muestreo – II campaña	108
Apéndice 5. Protocolos de laboratorio: fosfatos y nitrógeno total	109
Apéndice 6. Mapa de distribución espacial de la temperatura del agua (°C)	110
Apéndice 7. Mapa de distribución espacial de fosfatos (mg.L ⁻¹)	111
Apéndice 8. Mapa de distribución espacial de nitrógeno total (mg.L ⁻¹)	112
Apéndice 9. Mapa de distribución espacial de clorofila-a (µg.L ⁻¹)	113
Apéndice 10. Mapa de ubicación de fuentes de alimentación-contaminación	114
Apéndice 11. Mapa de estaciones de bombeo	115
Apéndice 12. Resultados de los parámetros físico-químicos del agua: I campaña	116
Apéndice 13. Resultados de los parámetros físico-químicos del agua: II campaña	121
Apéndice 14. Informe de Laboratorio: Fósforo total	122

RESUMEN

La eutrofización es el proceso de enriquecimiento de nutrientes, que afecta la continuidad y productividad de los sistemas acuáticos; este proceso ha sido clasificado en estados (oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico) en los diversos índices. En ese sentido, la finalidad de la presente investigación fue evaluar los estados tróficos de la laguna principal del Área de Conservación Regional Albufera de Medio Mundo (ACRAMM). Para ello, la metodología consistió en el análisis de los parámetros físico-químicos del agua en dos campañas de muestreo (12-13 de diciembre de 2018 y 15 de enero de 2019) y en la formulación de modelos matemáticos, basados en estructuras de regresión lineal simple y múltiple; donde las variables independientes fueron representadas por los datos obtenidos de los parámetros físico-químicos y las dependientes, por los valores de las reflectancias de las bandas de *Sentinel-2*. Entre los resultados se muestra que la variabilidad de las características físico-químicas de la columna de agua, en la primera campaña, fue muy similar en los 3 niveles de muestreo. Asimismo, el ACRAMM se ha clasificado en estado eutrófico en las 6 fechas evaluadas mediante el modelo obtenido para la transparencia del Disco de Secchi ($IETM_{TDS} > 76.04$); mientras que, según el modelo para el fósforo total, las 5 primeras fechas evaluadas fueron clasificadas en estado eutrófico ($IETM_{PT} > 65.56$) y la última desde oligotrófico a eutrófico con tendencia de incremento de sur a norte ($IETM_{PT} = 38.29-56.99$). Estos resultados permiten concluir que el estado trófico del ACRAMM se encuentra en la clasificación más alta del índice, principalmente por las siguientes fuentes contaminantes: desagüe agrícola, vertimiento de aguas residuales industriales al igual que la poza de oxidación del Centro Poblado de Medio Mundo están contaminando por infiltración. Asimismo, están afectando las actividades de pastoreo, instalaciones turísticas y las estaciones de bombeo de agua que utiliza la empresa avícola instalada en áreas adyacentes al ACRAMM.

Palabras claves: Humedal, eutrofización, estado trófico, modelos matemáticos, predicción, columna de agua, imagen satelital.

ABSTRACT

Eutrophication is the nutrient enrichment process, which affects the continuity and productivity of aquatic systems; this process has been classified into states (oligotrophic, mesotrophic, eutrophic and hypereutrophic) in the various indices. In this sense, the purpose of the present investigation was to evaluate the trophic states of Medio Mundo's main lagoon of the Albufera Regional Conservation Area (ACRAMM). For this, the methodology consisted in the analysis of the physical-chemical parameters of the water in two sampling campaigns (December 12-13, 2018 and January 15, 2019) and in the formulation of mathematical models, based on regression structures simple and multiple linear; where the independent variables were represented by the data obtained from the physical-chemical parameters and the dependent ones, by the values of the reflectances of the Sentinel-2 bands. Among the results, it is shown that the variability of the physicochemical characteristics of the water column, in the first campaign, was very similar in the 3 sampling levels. Likewise, the ACRAMM has been classified in the eutrophic state in the 6 dates evaluated using the model obtained for the Secchi Disc transparency ($IETM_{TDS} > 76.04$); while, according to the model for total phosphorus, the first 5 dates evaluated were classified in the eutrophic state ($IETM_{PT} > 65.56$) and the last from oligotrophic to eutrophic with tendency to increase from south to north ($IETM_{PT} = 38.29-56.99$). These results permit us to conclude that the ACRAMM's trophic state is in the highest classification of the index, mainly by the following polluting sources: agricultural drainage, industrial wastewater discharge like the oxidation pond of the Medio Mundo town are contaminating by infiltration. Likewise, they are affecting the pastoral activities, tourist facilities and water pumping stations used by the poultry company installed in areas adjacent to the ACRAMM.

Keywords: Wetland, eutrophication, trophic status, mathematical models, prediction, water column, satellite image.

INTRODUCCIÓN

Los humedales son considerados como uno de los ecosistemas más importantes del planeta, dado que pertenecen a una red de corredores biológicos y brindan diversos servicios ecosistémicos (Clarkson et al., 2004). Estos servicios garantizan la calidad de vida de los pobladores de las áreas vecinas; sin embargo, esta provisión depende del mantenimiento de la integridad ecológica (Kandus, Morandeira y Schivo, 2010) y de las condiciones de fragilidad de estos ecosistemas, tal como se cataloga en el artículo 99.2 de la Ley N° 28611 (Ley General del Ambiente N° 28611, 2005). Por otro lado, estos sufren diferentes impactos ambientales, tales como: contaminación por vertimiento de aguas residuales domésticas e industriales, destrucción de hábitats, extracción de totorales de manera irracional, entre otros (Pulido, Castro, Ríos, Suárez de Freitas y Ugaz, 1998). Ante ello, los humedales de la costa central del Perú, no son la excepción (Aponte y Ramírez, 2014).

El Plan Maestro preparado para la gestión del 2015-2019 del ACRAMM indica que los problemas ambientales que afectan a este humedal son: la poza de oxidación del Centro Poblado de Medio Mundo que contamina por infiltración, los efluentes de las granjas avícolas ubicadas en las zonas norte y sur como subproducto de sus procesos, actividades de pastoreo de ganado vacuno y ovino en la zona sur que erosionan el acantilado y, el desagüe agrícola de la Comisión de Regantes de San Felipe en esta misma zona (Gobierno Regional de Lima, 2015). Además, se ha observado especies introducidas como la “tilapia”, acumulación de escombros y desmontes. Todos estos factores contaminantes están provocando la eutrofización en el ACRAMM por la incorporación excesiva de nutrientes (nitrógeno y fósforo, principalmente), cuyos valores exceden los Estándares Nacionales de Calidad Ambiental para el agua (La Chira, 2016).

El proceso de la eutrofización es uno de los problemas ambientales más graves, acelerado por las actividades humanas, que amenaza la continuidad, productividad y sostenibilidad de los humedales; cuya restauración no es fácil ni barata, es más costosa la recuperación de uno en estado hipereutrófico que en mesotrófico (Quirós et al., 2006). Así que la identificación y control de las variables determinantes de este proceso resulta necesaria en la gestión de

recuperación y restauración de estos ecosistemas. El seguimiento de las características físico-químicas se puede realizar mediante *softwares* de modelamiento, métodos de teledetección e indicadores matemáticos.

Hoy en día se cuenta con *softwares* de libre acceso para el modelamiento de la calidad de agua a nivel hidrológico e hidrodinámico, tales como: WASP, EFDC, AQUATOX y QUAL2K de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (EPA, por sus siglas en inglés). Del mismo modo, existen una serie de índices que permiten la determinación de los estados tróficos de manera sencilla y rápida; sin embargo, se debe tener en cuenta bajo qué tipo de clima son aplicables estos. Por ejemplo, el índice de estado trófico de Carlson [IET] es aplicable en sistemas acuáticos de climas templados, a diferencia del índice propuesto por el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales [CEPIS] que es aplicable en climas cálidos tropicales. Por otro lado, la teledetección es una herramienta muy útil y de bajo costo económico para la evaluación de la calidad del agua en diferentes escalas espaciales y temporales.

Por las razones expuestas, la finalidad de la presente investigación fue evaluar los estados tróficos del ACRAMM y analizar las fuentes contaminantes asociadas al proceso de eutrofización. Para ello, se utilizó el índice de estado trófico de Carlson modificado por Toledo y métodos de teledetección para la formulación de modelos matemáticos, basados en regresión lineal simple y múltiple, correlacionando las reflectancias de las bandas obtenidas de las imágenes *Sentinel-2* con los parámetros físico-químicos. De esta manera, se pudo y se podrá predecir la concentración de estos parámetros del ACRAMM de manera indirecta.

OBJETIVOS

Objetivo General

- Evaluar los estados tróficos de la laguna principal del Área de Conservación Regional Albufera de Medio Mundo.

Objetivos Específicos

- Caracterizar la columna de agua en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo de la laguna principal del Área de Conservación Regional Albufera de Medio Mundo.
- Identificar las fuentes asociadas a la eutrofización en la laguna principal del Área de Conservación Regional Albufera de Medio Mundo.
- Formular modelos matemáticos de predicción para los parámetros físico-químicos de la laguna principal del Área de Conservación Regional Albufera de Medio Mundo.
- Evaluar el estado trófico de la laguna principal del Área de Conservación Regional Albufera de Medio Mundo en series temporales basados en métodos de teledetección.

CAPÍTULO I: MARCO TEÓRICO

1.1. ANTECEDENTES

Ramos (2018) evaluó el riesgo de eutrofización del embalse El Quimbo-Huila en Colombia, mediante la aplicación del modelo matemático simplificado para la evaluación de los estados tróficos y el manejo de macronutrientes en lagos/embalses cálidos tropicales [LACAT], que fue desarrollado por el CEPIS en 2011. Para ello, determinó las concentraciones de fósforo total en aguas residuales, residuos sólidos y estiércol de animales. Entre los resultados indicó, que durante la fase de operación se observó un cambio en el estado trófico del embalse a partir del año 20 del horizonte del proyecto, de mesotrófico a eutrófico, debido a la acumulación del fósforo. Además, mostró que las concentraciones de la clorofila-a estaban comprendidas desde $64 \mu\text{g.L}^{-1}$ hasta $138 \mu\text{g.L}^{-1}$ que evidenciaron el estado eutrófico. Entre las conclusiones destacó la necesidad de evitar la acumulación del fósforo en el embalse, mediante la implementación de planta de tratamiento de aguas residuales que eliminase el fósforo; además recomendó un sistema de gestión para el manejo adecuado de los residuos sólidos y efluentes líquidos de las actividades agropecuarias que pudieran afectar al embalse.

Morillo, Aldana, Pineda y Royero (2018) correlacionaron el índice de vegetación de diferencia normalizada [NDVI] y el índice de vegetación cociente normalizado [NRVI] obtenidas de las imágenes *Terra/Aqua* y *Landsat-8* con las concentraciones de la clorofila-a en el periodo 2011-2016 en el lago de Maracaibo-Venezuela. Entre los resultados mostraron que *Landsat-8* permitió una evaluación más precisa de los niveles de productividad primaria ($r^2 = 0.88$ entre el NDVI y las concentraciones de la clorofila-a) frente a *Aqua/Terra* ($r^2 = 0.47$ entre el NDVI y clorofila-a), probablemente debido a las diferencias entre los tamaños de los píxeles e interferencias radiométricas de las imágenes. Concluyendo que la cartografía [teledetección] permite realizar un monitoreo rápido y eficiente de la dinámica del crecimiento y transporte de productores primarios: según los índices de correlación, es

factible establecer ecuaciones lineales que predigan la concentración de clorofila-a, a partir del valor del NDVI calculado a partir de imágenes *Landsat-8*, con una certeza del 94 %.

Gómez (2018) determinó el estado trófico de la laguna Cube ubicada dentro de la Reserva Ecológica Mache Chindul [REMACH] en Ecuador. Con este fin, determinó las concentraciones de los parámetros químicos (fosfatos, nitratos y clorofila-a) y medidas de la transparencia del agua durante dos campañas de muestreo (22 de enero y 22 de febrero de 2018), en 8 puntos por campaña. Asimismo, utilizó el índice de *Karydis* [IE] y el índice de estado trófico de Carlson [IET] modificado por Aizaki. Entre los resultados indicó que tanto los nitratos y fosfatos (con $I_E = 0.08$ y 1.06 , respectivamente) clasificaron a la laguna en un estado oligotrófico; mientras que la transparencia y la clorofila-a, en eutrófico ($IET_{TDS} = 60.5$ y $IET_{clorf-a} = 61$). Concluyendo que el análisis de la correlación entre nitratos y fosfatos establece una relación inversamente proporcional, lo cual indica que, si disminuye los nitratos aumentan los fosfatos. Mientras que la correlación entre nitratos, fosfatos y la transparencia del agua establecen una relación directamente proporcional, es decir, si aumentan los nitratos y fosfatos en el agua, la transparencia también aumenta.

Zambrano (2018) evaluó el estado trófico de la laguna natural El Carmen-Ecuador y su situación con las épocas del año. Para ello, realizó la determinación de los parámetros físico-químicos en dos campañas de muestreo (una en estación seca y la otra en lluviosa) en 3 puntos por campaña. Los parámetros analizados fueron: pH, temperatura, oxígeno disuelto, fósforo total, transparencia y clorofila-a. Asimismo, para la determinación del estado trófico utilizó el índice de Carlson [IET] modificado por Toledo. Entre los resultados mostró que en la estación seca, la laguna, se clasificó en estado oligotrófico ($IET_{Total} = 42.71$); mientras que en la estación lluviosa, en eutrófico ($IET_{Total} = 58.75$). Concluyó que la disminución de la temperatura afectó la disminución del oxígeno disuelto. Además, los parámetros físico-químicos determinados durante las 2 épocas de muestreo fueron constantes y no registraron mayor variación.

Pulido y Pinilla (2017) determinaron el estado trófico a partir de las concentraciones de nutrientes y clorofila-a del humedal El Salitre en Bogotá-Colombia. En este estudio

calcularon el índice de *Nygaard* para el fitoplancton, el índice trófico plantónico de Barbe [ITP] y el índice de estado trófico de Carlson [IET] para los dos periodos climáticos en estudio: estación seca y lluviosa. Entre los resultados mostraron que el índice de *Nygaard*, clasificó al humedal en estado mesotrófico para ambos periodos climáticos. Asimismo, el ITP en mesotrófico en la época seca y en oligotrófico en la temporada lluviosa (ITP = 37.00 y 7.00, respectivamente). Mientras que el IET en mesotrófico durante la época seca y en eutrófico en la temporada lluviosa ($IET_{\text{promedio}} = 53.82$ y 68.06 , respectivamente). Concluyeron que el humedal podría servir como un modelo de referencia en comparación con otros humedales, en estudios de estados tróficos, ya que presentó un estado oligotrófico a mesotrófico. Asimismo, el nutriente limitante fue el nitrógeno.

Álvarez (2016) estudió la concentración de detergentes en el Humedal Los Pantanos de Villa, Lima-Perú; con el fin de evidenciar la presencia de contaminación antrópica aledaña. Para ello, determinó las concentraciones de nitrógeno total, fósforo disuelto y fósforo total durante el verano (12 de diciembre de 2013) e invierno (21 de julio de 2014). Asimismo, determinó el estado trófico mediante la clasificación realizada por Roldán y Pérez (2008), con las concentraciones de amoníaco y por Reedy y Delaunde (2008), utilizando el fósforo total como indicador. Entre los resultados mostró que las concentraciones de detergentes variaron de 0.0163 mg.L^{-1} a 6.3471 mg.L^{-1} ; el nitrógeno total de 2.20 mg.L^{-1} a 57.70 mg.L^{-1} y el fósforo total de 0.287 mg.L^{-1} a 32.644 mg.L^{-1} , clasificando al humedal en estado hipereutrófico. Concluyó que los resultados obtenidos constataron la contaminación por detergentes (causadas por las actividades de lavado en los canales de abastecimiento de agua del humedal), cuyas concentraciones fueron elevadas. Del mismo modo, recomendó analizar los sedimentos, ya que con estos se podría estimar la concentración de nutrientes que se precipita en el fondo del humedal.

Benites, Calderón, Cotos y Salvador (2013) evaluaron la influencia de factores abióticos sobre la eutrofización estacional de la laguna La Encantada en el distrito de Santa María, Huaura-Lima. Para ello, establecieron 4 puntos de muestreo donde evaluaron los siguientes parámetros: temperatura del agua, transparencia, potencial de hidrógeno, oxígeno disuelto, anhídrido carbónico, nitritos, amoníaco y muestras de plancton; durante las cuatro estaciones del año (03 de marzo, 13 de mayo, 9 de julio y 26 de octubre de 2013). Entre los resultados

mostraron que la temperatura mínima se presentó en la estación de invierno ($T^{\circ} = 17.50^{\circ}\text{C}$) y la máxima en verano ($T^{\circ} = 28.5^{\circ}\text{C}$), la transparencia del agua varió entre 0.20 m y 0.40 m, el pH desde 7.5 hasta 8.5, el oxígeno disuelto desde 0.475 mg.L^{-1} hasta 1.900 mg.L^{-1} , el anhídrido carbónico desde 7.2 mg.L^{-1} hasta 67.0 mg.L^{-1} , los nitritos oscilaron entre 0.001 mg.L^{-1} y 0.002 mg.L^{-1} y amoníaco tuvo una variación desde 0.20 mg.L^{-1} hasta 1.00 mg.L^{-1} . Asimismo, el género *Copepodo* sp. fue el más abundante (de 10 a 15 individuos por campo) durante los muestreos realizados. Por otro lado, mostraron que existía una relación directa entre la temperatura y el oxígeno disuelto; sin embargo, la relación entre el oxígeno disuelto y la presencia de compuestos nitrogenados y fosforados fue inversa. Concluyeron que la laguna se encontraba en proceso de eutrofización, ocasionadas principalmente por las siguientes causas: excretas y excedentes de la alimentación suplementada no captadas por la crianza de peces, descarga de desagües agrícolas, presencia de animales alrededor de la laguna y por contaminación de las actividades turísticas.

Tovar (1977) estudió campos de vida y nexos biocenóticos en la laguna de Medio Mundo, Huaura-Perú. Entre los resultados para el agua reportó los siguientes valores: temperatura media mínima de 17°C entre los meses de junio, julio y agosto con media máxima de 22°C en marzo de 1970; el oxígeno disuelto varió de 7.00 mg.L^{-1} a 9.00 mg.L^{-1} , potencial de hidrógeno de 8.70 a 9.00 en mayo de 1971, la conductividad de $3\ 700 \mu\text{S.cm}^{-1}$ a $11\ 100 \mu\text{S.cm}^{-1}$, la transparencia del agua fue de 2.00 m en promedio medido mediante el Disco Secchi y la variación de dureza total fue de $11\ 600 \text{ mg.L}^{-1}$ a $17\ 500 \text{ mg.L}^{-1}$. Entre las conclusiones mencionó que la Albufera por sus características limnológicas es mixohalina, de abolengo marino. Asimismo, indicó que se estaba iniciando la contaminación por diversos factores, tales como: pastoreo de ganado, residuos agrícolas, restos de combustible y lubricantes de embarcaciones y pesca clandestina con sustancias tóxicas. Por esta razón, recomendó una protección oportuna y adecuada ya que la Albufera podría servir como un centro de estudios científicos y experimentales por sus cualidades biocenóticas típicas y accesibilidad.

1.2. BASES TEÓRICAS ESPECIALIZADAS

1.2.1. La eutrofización en los sistemas acuáticos

a. Generalidades sobre la eutrofización

Desde el punto de vista etimológico, el término *eutrofización* proviene del griego que significa *bien nutrido*. De manera general, está referida al aumento de nutrientes en exceso, principalmente de nitrógeno y fósforo, que produce un aumento de la biomasa y un empobrecimiento de la diversidad de un sistema acuático (Nixon, 1995; Ministerio del Ambiente [MINAM], 2012). Asimismo, este proceso consiste en una serie de etapas independientes unas de las otras, es decir, puede estar sucediendo dos o más etapas al mismo tiempo (dependiendo de los factores limitantes y/o favorables) en los sistemas acuáticos. Según Chapa y Guerrero (2010) estas etapas, explicadas como una secuencia, son:

- Primero : Oxidación de la materia orgánica por bacterias aeróbicas en nutrientes para el desarrollo e incremento de microalgas, algas y plantas.
- Segundo : Reducción del oxígeno disuelto al igual que el pH y la transparencia debido a la respiración de los heterótrofos.
- Tercero : Muerte de los organismos aeróbicos provocada por la eliminación del oxígeno disuelto.
- Cuarto : Desprendimiento de gases olorosos como el amonio, sulfuros y metano por la actividad de las bacterias anaeróbicas.
- Quinto : Acidificación del medio por la reacción de los sulfuros con el agua para formar ácido sulfhídrico [H₂S], que significa una afectación a nivel estructural de las poblaciones del humedal.

Por otro lado, en numerosas investigaciones la eutrofización ha sido clasificada en niveles, grados y condiciones tróficas. Sin embargo, los investigadores pioneros (Carlson en el 77, por ejemplo) y las organizaciones técnico-científicas dedicadas al estudio de este proceso han clasificado en estados tróficos en los diferentes índices propuestos. Por esta razón, el término que debería consignarse es *estado* (oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico) mas no otra clasificación.

El estado oligotrófico es cuando la concentración de materias nutritivas es baja y la oxigenación es buena en toda su profundidad al igual que la transparencia del agua. En cambio, el mesotrófico es una fase intermedia donde las materias nutritivas son de concentración media y los organismos acuáticos son más numerosos. Por otro lado, el eutrófico es cuando el medio es rico en materias nutritivas; mientras que el hipereutrófico es cuando ocurre el enriquecimiento de materias nutritivas en exceso y la concentración del oxígeno disuelto es muy baja (Zouiten, 2012).

b. Causas de la eutrofización

La eutrofización ocurre de manera natural, dependiendo de los comportamientos hidrodinámicos (lénticos y lóticos) de los ecosistemas; de manera que los lénticos son los más susceptibles al proceso de eutrofización en comparación a los lóticos: presentan baja renovación hidrodinámica (Sierra, 2011). Sin embargo, este proceso natural es acelerado por las actividades humanas.

Se denomina “eutrofización cultural” cuando el proceso depende, en mayor medida, de los factores contaminantes incorporados por las actividades humanas. Algunas de estas actividades son: la descarga de aguas residuales domésticas e industriales, aporte de nitrógeno y fósforo por el uso excesivo de fertilizantes, deforestación, erosión de la capa fértil de suelos agrícolas y la presencia de gases ambientales como los óxidos de nitrógeno $[\text{NO}_x]$ y óxidos de azufre $[\text{SO}_x]$ que al reaccionar con el agua atmosférica forman iones nitrato $[\text{NO}_3^-]$ y sulfato $[\text{SO}_4^{2-}]$, respectivamente (Moreno, Quintero y López, 2010).

Las causas de la eutrofización se atribuyen a las fuentes contaminantes. Por eso, en la identificación de estas es importante diferenciar las fuentes difusas de las puntuales (Sierra, 2011; Zoutein, 2012). Se denominan fuentes difusas o “no puntuales” cuando no se conoce el punto de origen de la contaminación (proceso de infiltración-percolación de las escorrentías agrícolas y lixiviación, por ejemplo). En cambio, las puntuales son cuando se conoce el punto de origen en términos de cantidad y calidad (Silva, Álvarez y Montero, 2017); por ejemplo, los puntos de vertimientos de las aguas residuales a un sistema acuático.

c. Consecuencias de la eutrofización

La eutrofización es uno de los problemas ambientales más graves que amenaza la continuidad, productividad y sostenibilidad de los sistemas acuáticos. Algunas de las consecuencias son: incremento de las tasas de producción primaria y materia orgánica, proliferación de algas, reducción de los índices de biodiversidad o pérdida de vegetación acuática sumergida, muerte de peces por el agotamiento de oxígeno, olores desagradables, la reducción de la transparencia del agua y la presencia de algas nocivas (Ruiz, 2017); que afectan el uso social, comercial y recreativo de estos sistemas (Tammelin y Kauppila, 2018). Por otro lado, los efectos en la salud pública se explica de la siguiente manera (Sierra, 2011):

- “Las toxinas de las algas y plantas acuáticas pueden causar dermatitis, conjuntivitis, enteritis, catarros y asma.
- Las toxinas de las algas azul-verdosas (cianofíceas) pueden ser letales para el ganado, peces, animales silvestres y posiblemente para el hombre.
- Existe correlación entre enfermedades gastrointestinales y la presencia de algas (especialmente las azul-verdosas)”.

Según Esqueda et al. (2016) entre las especies potencialmente tóxicas se encuentran: *Raphidiopsis curvata* que produce la toxina cilindrospermopsina, la cual daña el hígado de los mamíferos al igual que la microcistina producida por *Anabaenopsis elenkinii*, *Cylindrospermopsis philippinensis* y *Merismopedia tenuissima*. Asimismo, *Dolichospermum flosaquae* también produce microcistina y anatoxina (una neurotoxina). La Figura 1 muestra las estructuras químicas de estas toxinas.

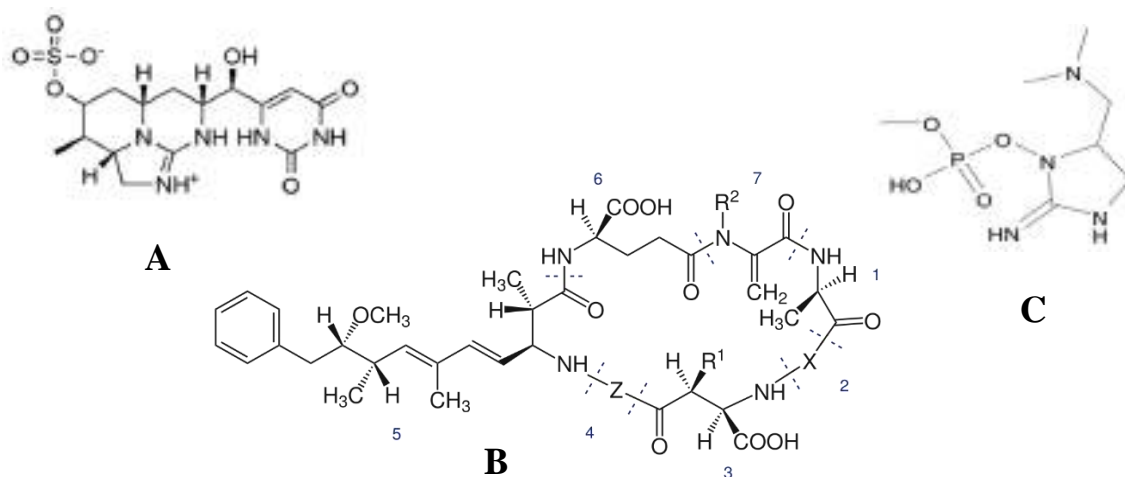


Figura 1. Estructuras químicas de las toxinas relacionadas al proceso de eutrofización. A: Cilindrospermopsina. B: Microcistina. Fuente: Díaz, 2016. C: Anatoxina. Fuente: Dörr et al., 2010.

En términos económicos, la restauración de humedales eutrofizados no es fácil ni barata, es más costosa la recuperación de un humedal en estado hipereutrófico en comparación de uno en mesotrófico u oligotrófico (Quirós et al., 2006), es decir, mientras mayor tiempo de la nulidad de las acciones, el problema tiene mayor costo económico, ambiental y social.

1.2.2. Parámetros físico-químicos como indicadores de la eutrofización

En el diseño de *softwares* de modelamiento y en formulación de modelos matemáticos, para la evaluación de la eutrofización, se toman en cuenta una serie de parámetros físico-químicos del agua; que varían de acuerdo al tipo de sistema acuático para el cual es diseñado y del grado de precisión. Sin embargo, todos estos coinciden que la clorofila-a, fósforo total, nitrógeno total y la transparencia del agua son los más influyentes en la eutrofización e indicadores más reales para la evaluación de este proceso. Por ello, se describen estos parámetros:

a. Clorofila-a

El fitoplancton proviene del griego *phyton* y *planktos* que significan planta y errante, respectivamente (Romero, 2018). De manera que es definido como el conjunto de organismos microscópicos fotosintetizadores presentes en los sistemas acuáticos que cumplen una función muy importante en el ciclaje de nutrientes y son indicadores de la calidad del agua. Asimismo, están constituidas en divisiones o filos. Algunos de estos son:

Bacillariophyta, Chlorophyta, Cyanobacteria, Cryptophyta, Dinophyta, Euglenophyta, Haptophyta, Heterokontophyta, Katablepharidophyta, Streptophyta, entre otros.

El método más utilizado para medir el fitoplancton es la concentración de clorofila-a [$C_{55}H_{72}MgN_4O_5$], expresada como los pigmentos fotosintéticos por unidad de volumen (Montoya y Aguirre, 2010; Bonansea, Ledesma, Rodríguez y Sánchez, 2012). Dado que esta es una indicadora de la productividad primaria, cuya concentración depende fundamentalmente de la disponibilidad de luz y nutrientes (nitrógeno y fósforo, en especial) (Salgado, 2014). Además, esta es la estructura más abundante e importante de la familia (clorofila a, b y c) que corresponde aproximadamente el 75 % de los pigmentos verdes encontrados en la naturaleza (Streit, Ramírez, Queiroz, Jacob y Queiroz, 2015). Asimismo, representa aproximadamente del 1 al 2 % de todo el peso seco de las algas del plancton (Autoridad Nacional del Agua [ANA], 2018). La Figura 2 muestra la estructura química de la clorofila-a.

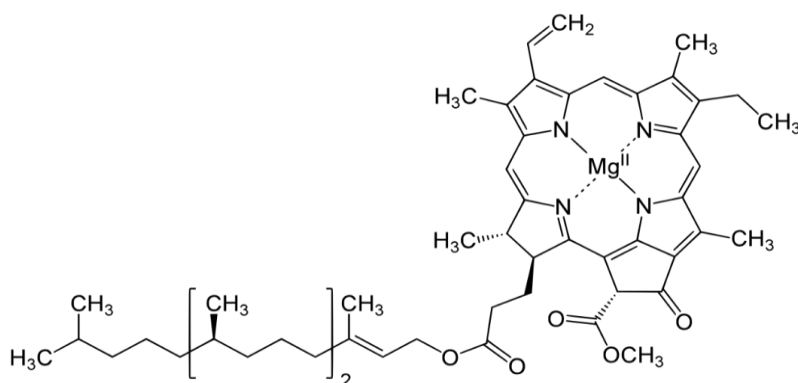


Figura 2. Estructura química de la clorofila-a. Fuente: Manrique, 2003.

Según Estruch (2010, p. 52) los puntos de absorción de la clorofila se encuentran en el espectro visible:

“... uno en el entorno de la luz azul (400-500 nm de longitud de onda), y otro en el rojo (600-700 nm); sin embargo, reflejan la parte media del espectro que corresponde al color verde (500-600 nm). Esta es la razón por la que las clorofilas tienen color verde”.

b. Fósforo total

El fósforo es el segundo principal nutriente causante de la eutrofización (ANA, 2018). En la restauración y recuperación de los sistemas acuáticos, resulta más sencillo y eficiente controlar el fósforo que el nitrógeno u otro elemento: su ciclo biogeoquímico es más simple, no abarca espacios atmosféricos y es un factor limitante en la mayoría de los sistemas de agua dulce (Zouiten, 2012). Según Romero (2005, p. 172) “la descarga de 1 g de fósforo en un lago puede producir la formación de más de 100 g de biomasa (materia orgánica), la cual puede representar una demanda bioquímica de oxígeno [DBO] de 150 g de oxígeno para su oxidación aeróbica completa”.

El fósforo se encuentra por lo general en forma de fosfatos, los cuales se clasifican en: ortofosfatos, fosfatos condensados (piro-, meta-, y otros poli fosfatos) y fosfatos inorgánicos (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales [IDEAM], 2004). Desde el punto de vista limnológico, la forma más importante es el ortofosfato pues es la más soluble y es asimilada con mayor facilidad por los microorganismos y plantas (Roldán y Ramírez, 2008; Álvarez, 2016). La fórmula general de los ortofosfatos es $H_nPO_4^{n-3}$ (Romero, 2005). Algunos de los ortofosfatos son: fosfatos mono, di y trisódicos (NaH_2PO_4 , Na_2HPO_4 y Na_3PO_4 , respectivamente), ácido fosfórico [H_3PO_4], fosfatos ácidos y diácidos [HPO_4^- y $H_2PO_4^-$], ion fosfato [PO_4^{3-}], entre otros. Según Roldán y Ramírez (2008) la disponibilidad de los fosfatos en el agua como PO_4^{3-} aumenta en pH básico y disminuye en pH ácido.

Los fosfatos, en los humedales, provienen de diversas fuentes naturales y antrópicas. Según Glynn y Heinke (1999, cap. 9, p. 318) “el fósforo está presente en los suelos y rocas como fosfato de calcio [$Ca_3(PO_4)_2$] y como hidroxiapatita [$Ca_5(PO_4)_3(OH)$]. Puesto que la roca fosfórica es ligeramente soluble, por lixiviación se disuelven cantidades pequeñas, lo cual origina concentraciones tan bajas como $0.001 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ”. Asimismo, los sedimentos de los sistemas acuáticos pueden actuar como fuente y almacén de fósforo. La liberación del fósforo de los sedimentos es lenta y depende de las condiciones químicas del medio, sobre todo de la disponibilidad del oxígeno disuelto y pH (Roldán y Ramírez, 2008). Según Gunkel (2003) la liberación se produce, principalmente, mediante cuatro procesos: (a) reacciones químicas de óxido-reducción bajo condiciones anóxicas, (b) procesos de mezcla por

diferencia de gradientes de concentraciones, (c) bioturbación y (d) del burbujeo provocadas por la producción de metano (metanogénesis).

Las fuentes antrópicas son aportantes de fósforo en mayor proporción que de las naturales. Algunas de las fuentes antrópicas son: vertimientos de aguas residuales domésticas e industriales (generalmente por el uso de los detergentes), escorrentía de las actividades agrícolas (aportes de fertilizantes fosfatados) y residuos, como el purín, de las actividades ganaderas. De este último, la Tabla 1 muestra las variaciones en el contenido de fósforo de acuerdo al tipo de animal.

Tabla 1

Concentraciones de N y P totales, referidas a materia seca, y relaciones N/P de diversos abonos y enmiendas orgánicas

Producto	%N	%P	N/P
Lodos de depuradora	2.0-11.3	0.2-5.3	1.3-2.7
Purín de vacuno	3.9-5.0	0.8-1.2	3.7-5.7
Purín de porcino	2.7-4.5	1.6-2.2	1.5-2.4
Purín de aves	4.2-18.2	0.7-3.0	2.1-9.8
Estiércol de vacuno	0.5-0.6	0.1-0.2	2.0-3.4
Estiércol de porcino	0.5-0.7	0.2-0.5	1.6-2.0
Estiércol de aves	2.5-8.9	0.7-5.6	1.4-14.0

Fuente: Gil, 2001, citado por Fernández, 2011.

c. Nitrógeno total

La atmósfera que contiene aproximadamente 78 % de nitrógeno, constituye la mayor reserva de este elemento (Odum y Barret, 2006). El nitrógeno es muy importante en los procesos vitales de todas las plantas y animales (Romero, 2005); dado que forman parte de las estructuras más importantes (del ácido desoxirribonucleico [ADN] y proteínas, por ejemplo). Por otro lado, en los sistemas acuáticos se encuentra en diferentes formas, las cuales son: nitrógeno orgánico y amoniacal, nitritos, nitratos y nitrógeno disuelto (Espinosa, León y Rodríguez, 2013); sin embargo, la disponibilidad de estos es influenciada por el pH. Por ejemplo, la relación de actividades entre iones amonio $[\alpha\text{NH}_4^+]$ y amoniaco no disociado

$[\alpha\text{NH}_4\text{OH}]$ es $2.98 \times 10^{9-\text{pH}}$ el cual significa que solamente a pH de 9 a más puede encontrarse concentraciones importantes de amoníaco (Margalef, 2005). De todas las formas en que se encuentra el nitrógeno, el nitrato es considerado el mayor contaminante de los sistemas acuáticos (Antimán, 2005, citado por Díaz y Sotomayor, 2013).

El ciclo biogeoquímico del nitrógeno es el más complejo en la biósfera donde intervienen diversos procesos físicos, químicos y biológicos. Sin embargo, se puede agrupar en cinco procesos principales de la siguiente manera: fijación, asimilación, amonificación, nitrificación y desnitrificación; aunque a nivel global se incluyen los procesos de volatilización del amoníaco y la lixiviación de nitrógeno hacia el agua subterránea (Silva et al., 2017). A continuación se explican estos procesos de manera general:

La fijación puede ser de manera física, química o biológica. La física, consiste en la ruptura de los enlaces covalentes del nitrógeno atmosférico $[\text{N}_2]$ por las descargas eléctricas: estos disipan suficiente cantidad de energía. La química, corresponde a las diversas interacciones de óxido-reducción del N_2 que se producen en la atmósfera. La biológica, conocida también como biofijación, es realizada por bacterias. En este último, las más conocidas son las bacterias del género *Rizhobium*, presentes en los nódulos de las leguminosas que necesitan 10 gramos de glucosa (aproximadamente 40 Kcal) para fijar 1 gramo de nitrógeno: tienen una eficiencia del 10 %, mucho mayor que de las bacterias comunes que tienen 1 % (Odum y Barret, 2005).

Según Maldonado (2013, p. 287-297) la asimilación del nitrato consta de 3 etapas: absorción (menor en temperaturas bajas y en condiciones anaeróbicas), reducción del nitrato a amonio y la asimilación del amonio para la síntesis de aminoácidos.

Según Odum y Barret (2005, p. 145) las preferencias de fuente de nitrógeno en las plantas se explica de la siguiente manera:

“Las plantas que usan nitrato deben producir enzimas (nitrato y nitrito reductasa) para transformarlo de nuevo en amonio, ya que el nitrato es una fuente de nitrógeno más costosa desde el punto de vista energético que el amonio, por lo que se refiere a las plantas. De este modo, la mayoría de las plantas utiliza amonio de manera preferente cuando lo encuentran disponible” (Figura 3).

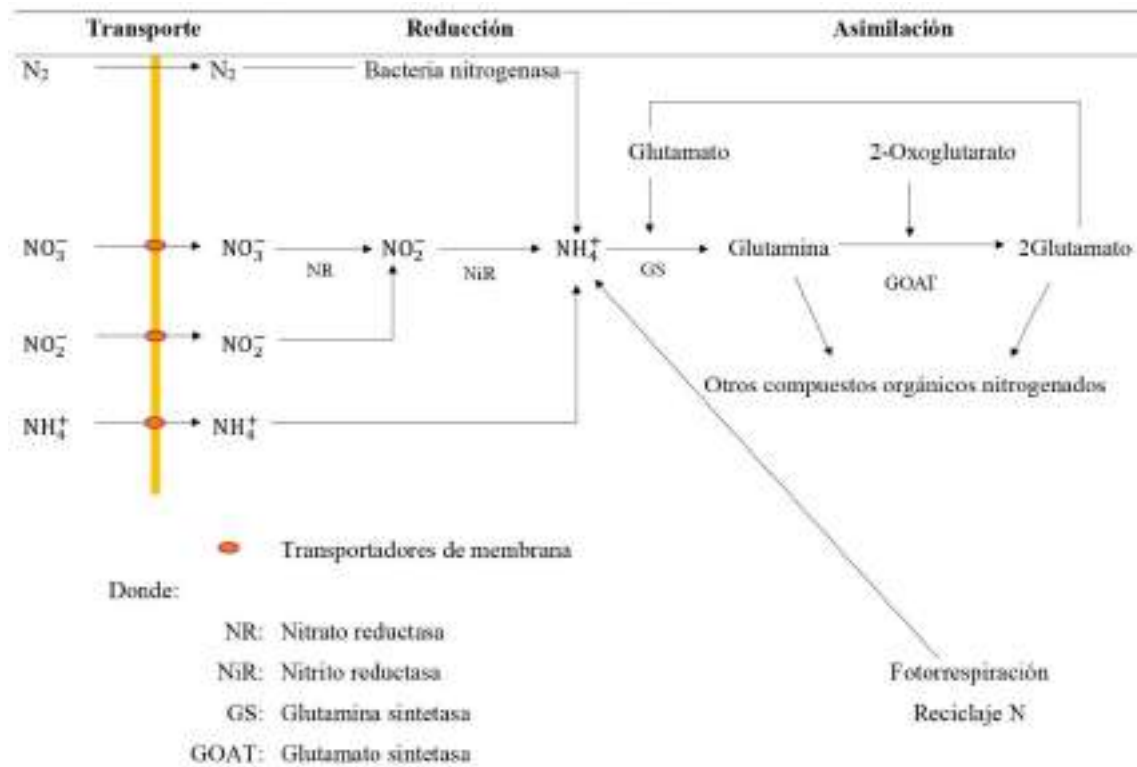
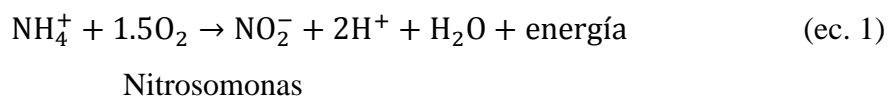
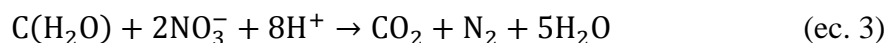


Figura 3. Etapas de asimilación de compuestos nitrogenados en las plantas. Fuente: Universidad de Sevilla, sin fecha.

En las ecuaciones 1 y 2, se muestra el proceso de nitrificación. La nitrificación consiste en la oxidación, en condiciones aeróbicas, del amonio y nitrógeno atmosférico a nitratos por las bacterias nitrificantes (nitrosomonas y nitrobacter); cuyo efecto en el agua es el aumento de la DBO (Claros, 2012). Mientras que la desnitrificación es la reducción del nitrito a nitrato en condiciones anaeróbicas (ecuación 3); asimismo, esta es considerada como la principal vía de eliminación del nitrógeno en lagos, ríos y humedales (Silva et al., 2017).



Nitrobacter



d. Transparencia

La transparencia es la inversa de la turbidez del agua y se mide en unidades de longitud con el Disco de Secchi. Por lo tanto, el valor de esta depende de la concentración de los materiales en suspensión que varían en tamaño, desde dispersiones coloidales hasta partículas gruesas, organismos planctónicos y microorganismos. Asimismo, mediante la determinación de los perfiles verticales de esta es posible clasificar la zona fótica o eufótica y afótica de los sistemas acuáticos (Echeverría et al., 2007); dado que expresa el límite de la zona fótica (Bonansea et al., 2012).

La zona fótica se define como la capa de agua hasta una profundidad donde se registra el 1 % de la intensidad de la luz en superficie (Margalef, 2002, citado por Bonansea et al., 2012). Mientras que la zona afótica corresponde a la parte oscura del sistema acuático donde la radiación solar llega menos del 1 %. En esta, la tasa fotosintética es muy baja debido a que la presencia del fitoplancton es casi inexistente; asimismo, se consume el oxígeno y se incrementa la concentración del dióxido de carbono [CO₂] (Roldán y Ramírez, 2008). En términos matemáticos, la zona fótica se ha relacionado de manera aproximada con el valor de la transparencia del agua de la siguiente manera (Arocena y Conde, 1999):

Primero, considerando aproximadamente una intensidad de luz del 15 % en la superficie, se puede estimar el coeficiente de extinción o atenuación de esta manera:

$$n = \frac{\text{Ln}\left(\frac{100}{15}\right)}{Z_{DS}} = \frac{1.9}{Z_{DS}} \quad (\text{ec. 4})$$

Nota 1: el valor de 1.9 puede variar según las condiciones locales desde 1.4 a 3.0.

Segundo, considerando una intensidad de luz de 1 % (límite de la zona fótica), se tiene que:

$$Z_{eu} = \frac{\text{Ln}\left(\frac{100}{1}\right)}{n} = \frac{4.6}{n} \quad (\text{ec. 5})$$

Tercero, conjugando las ecuaciones 4 y 5 se obtiene la ecuación 6:

$$Z_{eu} = 2.4Z_{DS} \quad (\text{ec. 6})$$

Nota 2: el valor de 2.4 puede variar desde 2.0 a 3.3.

Donde:

- n : Coeficiente de atenuación.
- Z_{eu} : Profundidad de la zona fótica.
- Z_{DS} : Profundidad del Disco de Secchi.

1.2.3. Índices de estado trófico

Las concentraciones determinadas de los parámetros físicos, químicos y microbiológicos son comparadas con el Estándar de Calidad Ambiental para Agua [ECA-Agua], de acuerdo con la clasificación por tipo de uso de los mismos; sin embargo, esta acción solo permite realizar una comparación de dichos valores y no una evaluación real del estado de la calidad del agua (ANA, 2018). Por esta razón, se formulan índices o indicadores matemáticos que permitan expresar la condición o estado de la calidad del agua a partir de rangos establecidos mediante métodos simples, concisos y válidos (Calazans, Ovruski, De Souza y Konig, 1997; ANA, 2018).

En la actualidad, existen diferentes índices para la evaluación de la calidad del agua. Algunos de estos son: índice de contaminación trófica [ICOTRO], índice de calidad de aguas naturales [ICA], ICA-PE propuesto por la ANA, índice de materia orgánica y el índice de Estado Trófico [IET]. No obstante, para la aplicación de estos se debe tomar en cuenta bajo qué escenarios fueron propuestos.

La aplicabilidad de la mayoría de los índices propuestos para la evaluación de los estados tróficos, se diferencia en función a la clasificación climática del área de estudio. Por ejemplo, los índices tróficos propuestos por el CEPIS son aplicables en sistemas acuáticos de climas cálidos tropicales; mientras que los propuestos por la Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico [OCDE] y el índice de estado trófico de Carlson, son aplicables en climas templados (Sierra, 2011).

a. Índice de Carlson o índice de estado trófico (IET)

Carlson (1977) propuso este índice que varía de 0 a 100, es decir, de oligotrófico a hipereutrófico; obtenida a partir de la transparencia determinada con el Disco de Secchi (TDS), concentración de clorofila-a (Clorf a) y fósforo total (Pt) (Tabla 2). La ventaja de este índice es la facilidad de determinación del IET (con la transparencia del Disco de Secchi, por ejemplo). Las ecuaciones 7, 8, 9 y 10 corresponden a las propuestas de Carlson.

$$IET_{TDS} = 10 \left(6 - \frac{\ln(DS)}{\ln(2)} \right) \quad (\text{ec. 7})$$

$$IET_{Clorf\ a} = 10 \left(6 - \frac{2.04 - 0.68 \ln(Clorf\ a)}{\ln(2)} \right) \quad (\text{ec. 8})$$

$$IET_{Pt} = 10 \left(6 - \frac{\ln\left(\frac{48}{Pt}\right)}{\ln(2)} \right) \quad (\text{ec. 9})$$

$$IET_{Promedio} = \frac{IET_{DS} + IET_{Clorf\ a} + IET_{Pt}}{3} \quad (\text{ec. 10})$$

Donde:

- IET_{DS} : Índice de estado trófico de Carlson Disco de Secchi.
 $IET_{Clorf\ a}$: Índice de estado trófico de Carlson clorofila-a.

IET_{Pt} : Índice de estado trófico de Carlson fósforo total.

$IET_{Promedio}$: Índice de estado trófico promedio de Carlson.

Tabla 2

Escala de valores del estado trófico en los cuerpos de agua de Carlson

Estado de eutrofia	IET	TDS (m)	P_t (mg.m ⁻³)	Clorf a (mg.m ⁻³)
Oligotrófico (IET < 30)	0	64.00	0.75	0.04
	10	32.00	1.50	0.12
	20	16.00	3.00	0.34
	30	8.00	6.00	0.94
Mesotrófico (30 < IET < 60)	40	4.00	12.00	2.60
	50	2.00	24.00	6.40
	60	1.00	48.00	20.00
Eutrófico (60 < IET < 90)	70	0.50	96.00	56.00
	80	0.25	192.00	154.00
	90	0.12	384.00	427.00
Hipereutrófico (90 < IET < 100)	100	0.06	768.00	1183.00
Relación de los parámetros de eutrofización		$\frac{IET_{DS}}{2}$	$2 \times IET_{Pt}$	$\sqrt{7.8} IET_{Clorf}$

Fuente: Carlson, 1977.

b. Modificaciones del IET de Carlson

Aizaki, Otsuki, Fukushima, Hosomi y Muraoka (1981) propusieron la modificación de las fórmulas presentadas por Carlson. Sin embargo, se precisa que estas fórmulas solo son aplicables para la evaluación del estado trófico de los lagos en Japón: estos fueron propuestos luego del análisis de los parámetros físico-químicos de 22 lagos, durante el verano de 1977 a 1979, que se ubican en Hokaidō, Tōhoku, Kantō y Chūbu. Las ecuaciones 11, 12 y 13 corresponden a las modificaciones propuestas por estos autores.

$$IET_{DS} = 10 \left(2.46 + \frac{3.76 - 1.57 \ln(DS)}{\ln(2.5)} \right) \quad (\text{ec. 11})$$

$$IET_{clorf a} = 10 \left(2.46 + \frac{\ln(clorf a)}{\ln(2.5)} \right) \quad (\text{ec. 12})$$

$$IET_{Pt} = 10 \left(2.46 - \frac{6.68 - 1.15 \ln(Pt)}{\ln(2.5)} \right) \quad (\text{ec. 13})$$

Asimismo, Toledo (1985) propuso la modificación del IET de Carlson (Tabla 3). Esta modificación tuvo como propósito de darle aplicabilidad el IET de Carlson en sistemas acuáticos de climas cálidos tropicales (Mendoza et al., 2011).

$$IETM_{DS} = 10 \left(6 - \frac{0.64 + \ln(DS)}{\ln(2)} \right) \quad (\text{ec. 14})$$

$$IETM_{clorf a} = 10 \left(6 - \frac{2.04 - 0.695 \ln(clorf a)}{\ln(2)} \right) \quad (\text{ec. 15})$$

$$IETM_{Pt} = 10 \left(6 - \frac{\ln\left(\frac{80.32}{Pt}\right)}{\ln(2)} \right) \quad (\text{ec. 16})$$

$$IETM_{Promedio} = \frac{IETM_{DS} + IETM_{clorf a} + IETM_{Pt}}{3} \quad (\text{ec. 17})$$

Donde:

- $IETM_{DS}$: Índice de estado trófico de Carlson modificado por Toledo Disco Secchi (m).
- $IETM_{Clorf-a}$: Índice de estado trófico de Carlson modificado por Toledo Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$).
- $IETM_{Pt}$: Índice de estado trófico de Carlson modificado por Toledo Fósforo Total ($\mu\text{g.L}^{-1}$).

Los estados tróficos mediante este índice se clasifican en los siguientes: oligotrófico (IETM < 45), mesotrófico (IETM comprendida desde 45 hasta 55) y eutrófico (IETM > 55) (Tabla 3).

Tabla 3

Valor del índice de clasificación trófica de Toledo

Estado trófico	Índice
Oligotrófico	<45
Mesotrófico	45-55
Eutrófico	>55

Fuente: Toledo, 1985, citado por Mendoza et al., 2011.

c. Índice propuesto por la OCDE

La Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico [OCDE] (1982) estableció relaciones cuantitativas de fósforo total, clorofila-a y transparencia del Disco de Secchi, para clasificar la eutrofización ocasionada por estas cargas en lagos y embalses de climas templados. La Tabla 4 muestra los valores de las variables de clasificación del estado trófico.

Tabla 4

Valores de las variables de clasificación del estado trófico según OCDE

Estado trófico	Fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)	Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)		Transparencia del Disco Secchi (m)	
		Media	Máx.	Media	Mín.
Ultraoligotrófico	< 4	< 1	< 2.5	> 12.0	> 6
Oligotrófico	4-10	1-2.5	2.5-8	12-6	6-3
Mesotrófico	10-35	2.5-8	8-25	6-3	3-1.5
Eutrófico	35-100	25-75	25-75	3-1.5	1.5-0.7
Hipertrófico	> 100	> 75	> 75	< 1.5	< 0.7

Fuente: OCDE, 1982.

d. Índice de eutrofización por nutriente o Karydis

Este índice fue propuesto por Karydis et al. (1983) que clasifica el proceso de eutrofización en estado oligotrófico, mesotrófico y eutrófico (Tabla 5). Asimismo, fue estructurado bajo

las siguientes características (Moreno et al., 2010): (a) aplicable en diferentes tipos de aguas, (b) es adimensional, (c) específico para cada nutriente, (d) considera el aporte del nutriente en diferentes áreas, (e) altamente sensible a los efectos de eutrofización y (f) sencillo de manipular datos y realizar los cálculos.

$$I_E = \frac{C}{C - \log X} + \log A \quad (\text{ec. 18})$$

$$C = \log \sum_{i=1}^A \sum_{j=1}^M X_{ij} \quad (\text{ec. 19})$$

$$X = \sum_{j=1}^M X_{ij} \quad (\text{ec. 20})$$

Donde:

I_E : Índice de Karydis.

A : Número de estaciones de muestreo durante el periodo de estudio.

C : Logaritmo de la concentración total del nutriente durante el periodo de estudio, es decir, es la suma de las concentraciones X_{ij} del nutriente obtenido en cada una de las A_i estaciones durante los M_j muestreos.

X : Concentración total del nutriente en la estación A_i durante el periodo de estudio, es decir, es la suma de las concentraciones del nutriente obtenido en la estación A_i , durante los M_j muestreos.

Tabla 5

Rango de clasificación trófica del Índice de Karydis

Categoría trófica	Rango
Oligotrófico	$IE < 3$
Mesotrófico	$3 < IE < 5$
Eutrófico	$IE > 5$

Fuente: Moreno et al., 2010.

e. Índice propuesto por el CEPIS

El índice propuesto por el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias Ambientales [CEPIS] (1981) permite determinar la probabilidad de los diferentes estados tróficos utilizando los parámetros de fósforo total y clorofila-a. Asimismo, el procedimiento de aplicación de este índice consiste en tres pasos. Primero, determinar el tiempo de detención (T_w), profundidad media (Z) y la carga puntual y distribuida de P en el afluente (L_p/Z). Segundo, utilizar la Figura 4 y determinar el estado trófico. Tercero, determinar la concentración promedio de P en la columna de agua (ecuación 21) y la distribución de probabilidad del estado trófico utilizando la Figura 5.

$$P_\lambda = \frac{L_p}{Z} * \frac{T_w^3}{3} \quad (\text{ec. 21})$$

Por ejemplo, la concentración de 8 mg.m^{-3} de concentración promedio de P en la columna de agua (P_λ) significa que el sistema acuático evaluado será 79 % del tiempo ultraoligotrófico, 17 % oligotrófico y el 4 % mesotrófico (Sierra, 2011).

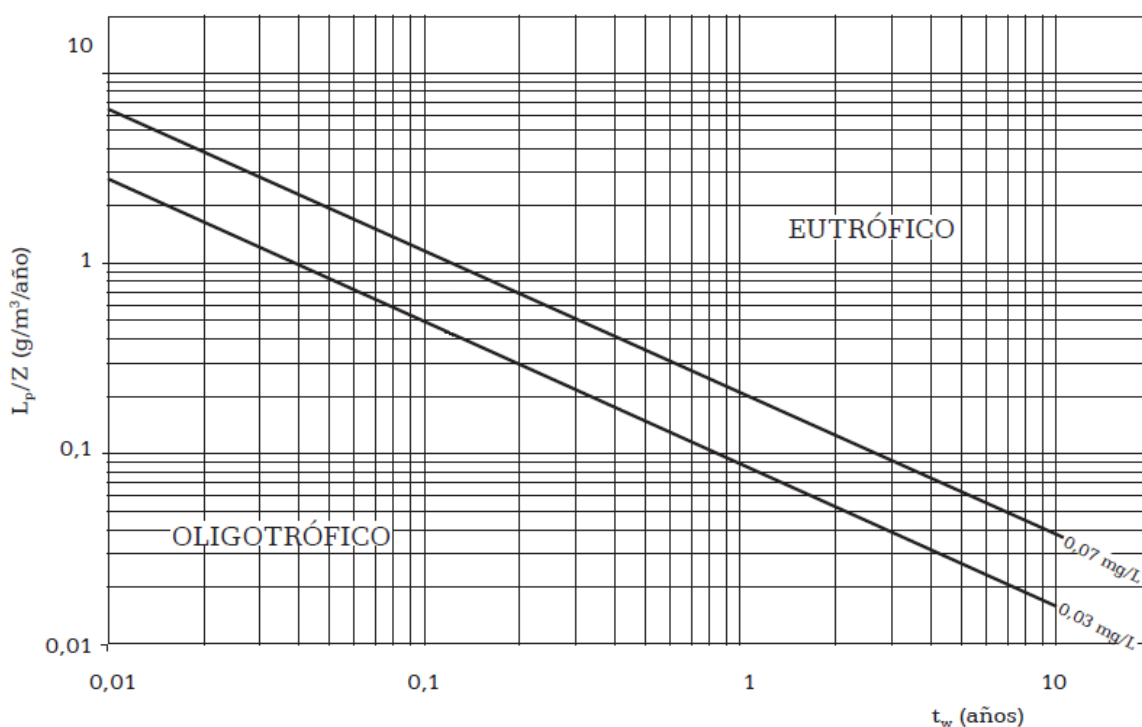


Figura 4. Clasificación trófica según CEPIS. Fuente: CEPIS, 1981, adaptado por Sierra, 2011.

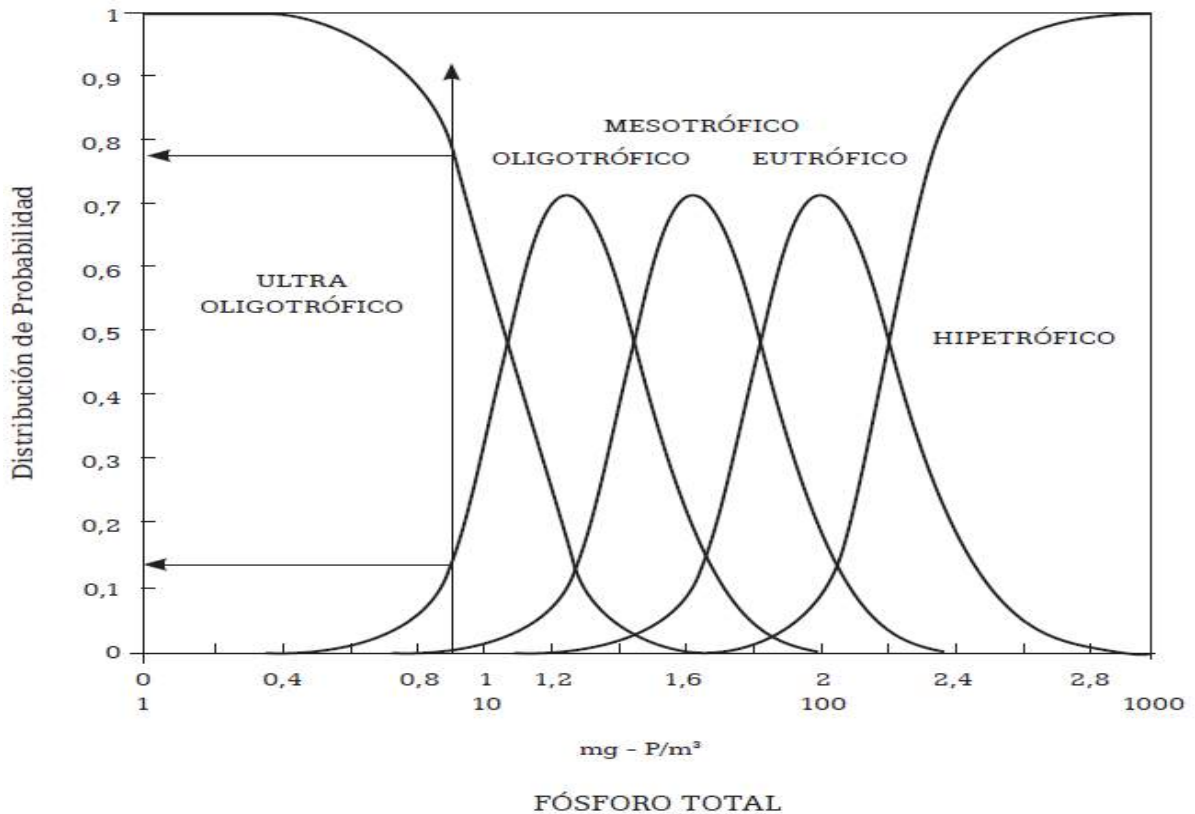


Figura 5. Distribución de probabilidad de nivel trófico según el modelo del CEPIS. Fuente: CEPIS, 1981, adaptado por Sierra, 2011.

1.2.4. Dinámica de las variables limnológicas en sistemas acuáticos

Las variaciones de las características físicas y químicas de la calidad del agua están influenciadas por las intervenciones antropogénicas y condiciones naturales del entorno del sistema (características geológicas, climatológicas y atmosféricas, por ejemplo). Asimismo, de la injerencia de las variables biológicas mediante las relaciones inter e intraespecíficas. La Figura 6 muestra la dinámica de las variables limnológicas en sistemas acuáticos, algunos de estos se explican de la siguiente manera:

- El incremento de las temperaturas aumenta el metabolismo de las plantas y el fitoplancton (Roldán y Ramírez, 2008). Este proceso significa el aumento de la concentración de zooplancton y la disminución de la concentración de los nutrientes, tales como: el nitrato, silicio, hierro y fosfatos al ser utilizados por el fitoplancton como nutrientes (Zouiten, 2012). En suma, el crecimiento exponencial de los microorganismos significa el decaimiento exponencial de los nutrientes.

- De la misma forma, la disponibilidad de oxígeno disuelto influye en la emisión de gases de nitrógeno y carbono. De manera que la respiración anaeróbica de los microorganismos conlleva la emisión de NO_2 , siendo escasa la emisión de CO_2 ; en cambio, en la aeróbica sucede todo lo contrario, es decir, la emisión de CO_2 es mayor en comparación a la NO_2 (Tercero, 2016). Dado que la desnitrificación, explicada en el punto 1.2.2.3 como la principal vía de eliminación de nitrógeno en los sistemas acuáticos, depende de la temperatura, oxígeno disuelto y el pH (Álvarez, 2016).
- Según el ratio de *Redfield*, la relación estequiométrica de C:N:P equivale a 106:16:1, es decir, en los procesos biológicos por cada átomo de fósforo se requiere 16 átomos de nitrógeno o 106 de carbono. Dicho de otro modo, a pesar de que haya mayor incorporación de carbono en el sistema acuático no significa la reducción del nitrógeno ni del fósforo, esto se debe a que el fósforo actúa como limitante en los procesos biológicos.

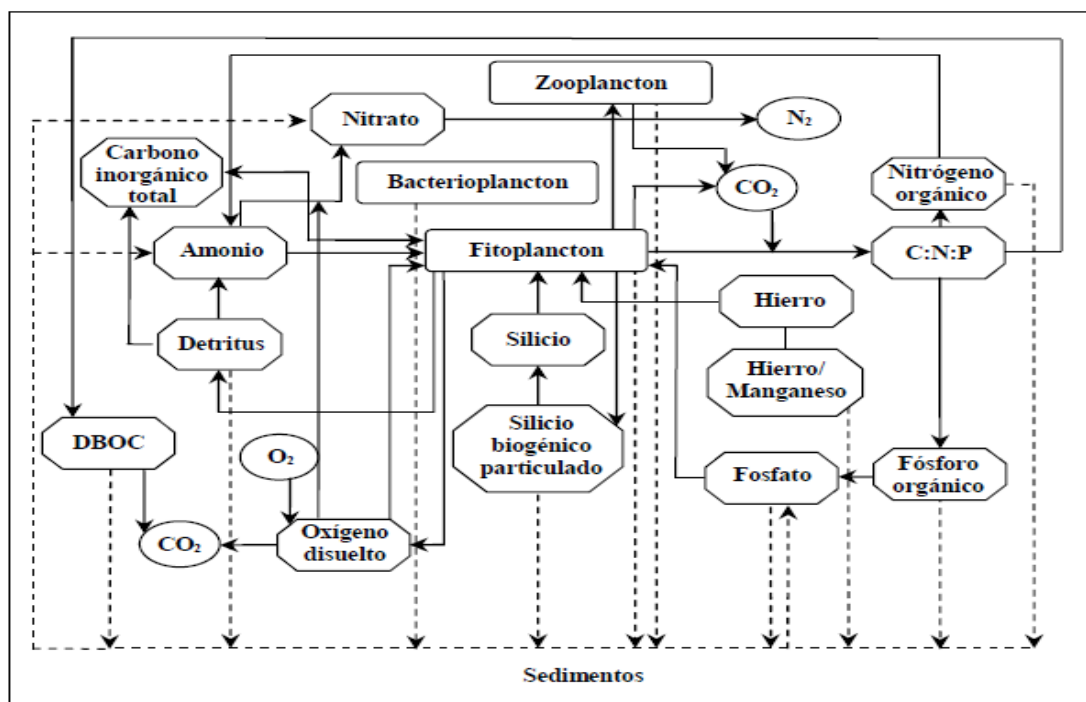


Figura 6. Diagrama de interrelaciones básicas de un modelo de eutrofización. Fuente: Zouiten, 2012.

La relación del aporte de la materia orgánica, a través de fuentes puntuales y difusas, con el OD y la DBO se puede explicar mediante modelos matemáticos como el de *Streeter–Phelps* (1925). A medida que aumenta la materia orgánica en el agua, los microorganismos

incrementan la demanda de oxígeno (lógicamente reducen el OD) para oxidar en formas orgánicas (Figura 7).

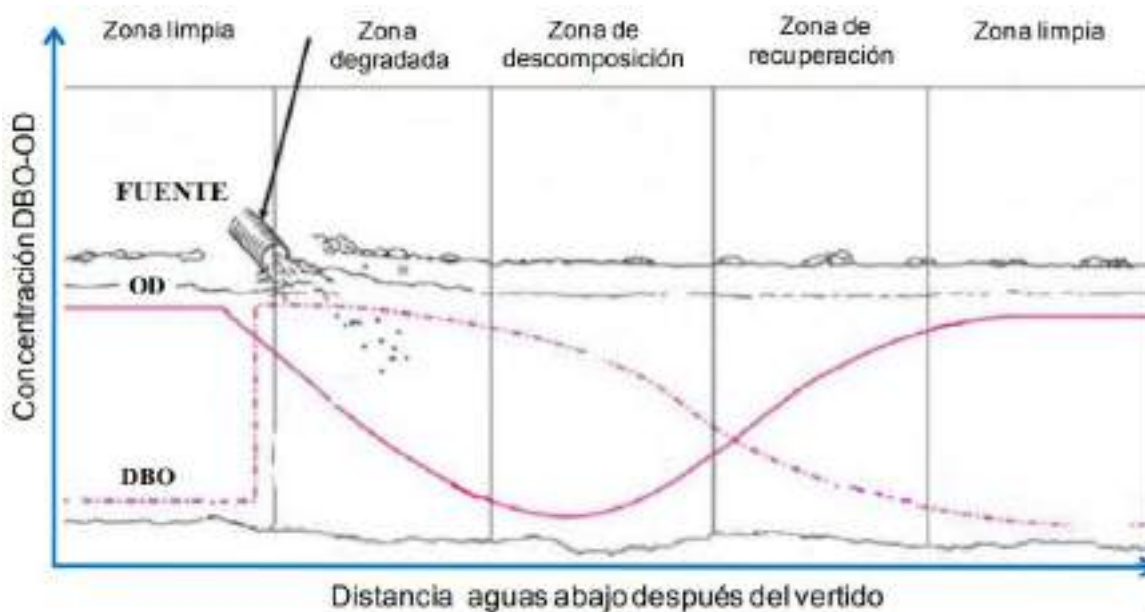


Figura 7. Curva de relación del OD y DBO. Fuente: Monte, 2013.

1.2.5. Teledetección aplicada en la evaluación de la eutrofización

El seguimiento y conservación de la calidad de los recursos hídricos, es una de las principales preocupaciones a nivel mundial. Dado que la alteración de estos representa un alto costo económico y ambiental, en ocasiones irreversible (Perdomo, 2015). Para estos fines existen diferentes métodos y/o modelos de evaluación y seguimiento, por ejemplo, en los procesos de eutrofización, que garantizan controles eficientes a nivel hidrológico e hidrodinámico en los sistemas acuáticos.

Según Gómez (2015) los modelos empleados en la evaluación de la eutrofización se pueden clasificar en dos grupos: dinámicos y estadísticos. Los modelos dinámicos, menciona Gómez, se fundamentan en ecuaciones diferenciales ajustadas para cada sistema acuático. Asimismo, describen las interacciones biológicas, químicas y físicas que determinan el crecimiento del fitoplancton. Mientras que los modelos estadísticos, como el análisis de la regresión lineal simple y múltiple, permiten determinar las causas y los efectos de las interacciones de las variables de la eutrofización; sin la necesidad de ecuaciones diferenciales.

Por otro lado, la teledetección es una herramienta que permite obtener información a distancia de objetos situados sobre la superficie terrestre, marina o en la atmósfera (Ferral, 2013). En la actualidad, mediante esta herramienta se realizan diversos estudios de planificación en los humedales (Bazán et al., 2005). Dado que la representación espacial de los indicadores de eutrofización permite visualizar su estructura, intensidad, heterogeneidad y tendencias en una región determinada (Gómez, 2015); pues mediante el uso de las imágenes satelitales se puede obtener información de la concentración de la clorofila-a, transparencia, temperatura superficial del agua, la salinidad superficial, velocidad del viento, entre otros parámetros.

Las investigaciones realizadas a nivel mundial, a diferentes escalas espaciales y temporales, demuestran que las imágenes satelitales correlacionadas con los parámetros físico-químicos del agua proporcionan información muy útil, rápida y de bajo costo. Por ejemplo, Perdomo (2015) relacionó los parámetros físico-químicos del agua con los valores de reflectancia obtenidos de imágenes *Landsat-7* en el embalse del Neusa-Colombia. Del mismo modo, Doña, Caselles, Sánchez, Ferril y Camacho (2011) validaron el modelo establecido por C. Doña en el 2009 en el que utilizando las reflectancias de las bandas 2 y 4 pudieron determinar las concentraciones de clorofila-a, partículas en suspensión y la transparencia del Disco de Secchi. Asimismo, De la Hoz y Gotilla (2009) generaron un modelo que permite evaluar y predecir el nivel de contaminación de las aguas evaluando la concentración de clorofila-a mediante técnicas geoestadísticas y la teledetección en el Lago de Valencia-Venezuela.

a. Imagen satelital *Sentinel-2*

El sensor satelital *Sentinel-2A* fue lanzado el 23 de junio de 2015 desde el cohete Vega. Mientras que el *Sentinel-2B*, el 07 de marzo de 2017 desde el vehículo *Rockot*. Los objetivos de esta misión son: (a) observar la tierra (vegetación, cobertura de suelo y agua, vías navegables interiores y zonas costeras), (b) presentar mapas de detección de cambio y uso de suelo, (c) brindar apoyo en la generación de la cobertura del suelo, (d) ayudar en la gestión de desastres y (e) monitorear el cambio climático (Agencia Espacial Europea [ESA], 2015).

a. Características técnicas de *Sentinel-2*

Estos sensores tendrán una vida útil operativa de 7.25 años (con consumibles para 12) con una frecuencia de revista de cada satélite de 10 días y la revista constelación combinada de 5 días (ESA, 2015). Las resoluciones espaciales y espectrales de las bandas se muestran en la Tabla 6. Del mismo modo, los niveles de procesamiento de los datos son: nivel 1-A (correcciones radiométricas), nivel 1-B (correcciones geométricas), nivel 1-C (reflectancia al tope de la atmósfera), nivel 2-A (detección de nubes), nivel 2-B (correcciones atmosféricas), nivel 2-C (algoritmos de recuperación de variables geofísicas) y nivel 3 (simulación de correcciones de nubes) (ESA, 2015).

Tabla 6

Resoluciones espaciales y espectrales de las imágenes Sentinel-2

Sensor	Nombre de la Banda	Sentinel-2A		Sentinel-2B		Resolución (m)
		Longitud de onda central (nm)	Ancho de banda (nm)	Longitud de onda central (nm)	Ancho de banda (nm)	
MSI	Aerosol	443.9	27	442.3	45	60
MSI	Azul	496.6	98	492.1	98	10
MSI	Verde	560.0	45	559.0	46	10
MSI	Rojo	664.5	38	665.0	39	10
MSI	Infrarrojo cercano	703.9	18	703.8	20	20
MSI	Infrarrojo cercano	740.2	18	739.1	18	20
MSI	Infrarrojo cercano	782.5	28	779.7	28	20
MSI	Infrarrojo cercano	835.1	145	833.0	45	10
MSI	Infrarrojo cercano	864.8	33	864.0	32	20
MSI	Vapor de agua	945	26	943.2	27	60
MSI	Cirrus	1373.5	75	1376.9	76	60
MSI	Infrarrojo lejano	1613.7	143	1610.4	141	20
MSI	Infrarrojo lejano	2202.4	242	2185.7	238	20

Fuente: ESA, 2015.

CAPÍTULO II: MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. DISEÑO DE LA INVESTIGACIÓN

Según Hernández, Fernández y Baptista (2014) las investigaciones descriptivas o no experimentales son aquellas en las que no se manipulan las variables, vale decir, solo se observan y se interpretan. Asimismo, mencionan que el diseño de investigación transeccional o transversal recolecta datos en un solo momento, es decir, describe las variables y analiza su incidencia e interrelación en un momento determinado. Por otro lado, una investigación explicativa se enfoca en explicar por qué ocurre un fenómeno y en qué condiciones se manifiesta. Por ello, el diseño de la presente investigación fue de tipo descriptivo-transversal para la determinación de los parámetros físico-químicos del agua y del estado trófico, y explicativo no experimental para el análisis de las fuentes contaminantes y sus efectos en el humedal.

2.2. LUGAR Y FECHA

La Albufera del Centro Poblado de Medio Mundo se encuentra ubicada en el distrito de Végueta, provincia de Huaura, región de Lima (Apéndice 1). Este es uno de los humedales costeros más importantes del país, que fue declarado como Área de Conservación Regional en el año 2007 mediante el D.S. N° 006-2007-AG. El establecimiento tiene como objetivo *“Conservar la biodiversidad del ecosistema de humedal por la importante influencia que ejerce sobre otros similares que se encuentran ubicados en la zona costera del Perú y sobre el entorno, promoviendo el uso sostenible y la protección del humedal y sus recursos”* (Gobierno Regional de Lima, 2015). Asimismo, este humedal cuenta con una superficie total de 687.71 ha según el Decreto de creación. Por otro lado, las imágenes satelitales *Sentinel-2* utilizadas en esta investigación fueron de la cuadrícula 17LRH.

En el D.S. N° 005-2013-MINAM se precisa los límites del ACRAMM, delimitados mediante 15 puntos georreferenciados (Apéndice 2), los cuales se detallan a continuación:

- Por el Norte: Limita en la orilla de la playa (punto 1), continuando en dirección al noreste (hacia el punto 2) y luego en la misma dirección hacia el punto 3.
- Por el Este: Continuando desde el punto 3, el límite continúa en dirección sureste pasando por los puntos 4, 5, 6, 7 y 8, para luego, continuar en dirección sur hacia el punto 9, desde allí, el límite continúa hacia el punto N° 10, continuando en dirección al sur pasando por el punto 11, 12 y 13. En este sector se encuentra ubicado el Centro Poblado de Medio Mundo.
- Por el Sur: Continuando desde el punto 13, el límite continúa en dirección suroeste hacia el punto 14, para luego, en dirección noroeste dirigirse hacia el punto 15 ubicado en la orilla de playa.
- Por el Oeste: Continuando desde el punto 15, el límite continúa por la línea litoral en dirección noroeste hacia alcanzar el punto 1. En este limita con el océano pacífico.

2.2.1. Características Generales del ACRAMM

a. Hábitat

En el Plan Maestro para la Gestión de 2015-2019 del ACRAMM se han identificado 5 hábitats en el ACRAMM, los cuales son: totorales y juncales (154.65 ha), asociaciones vegetales (79.51 ha), gramadales (8.68 ha), arenal (244, 68 ha) y cuerpo de agua (200.20 ha) (Gobierno Regional de Lima, 2015).

b. Flora

En el Plan Maestro para la Gestión de 2015-2019 del ACRAMM se ha registrado 26 especies de flora vascular (Gobierno Regional de Lima, 2015). Asimismo, en el Plan, se registró 48 especies de algas que integran el fitoplancton; de las cuales, las algas azules (*Cyanophyta*) representan el 40 %; las algas verdes (*Chlorophyta*), 10 %; las diatomeas (*Basillariophyta*), 44 %; y los dinoflagelados, 6 %. Sin embargo, esta cifra es variable en el tiempo: las especies invasoras compiten con las especies nativas en las diferentes localidades (por espacio,

nutrientes y agua, por ejemplo), por lo que es muy importante tener en consideración estas cifras para poder elaborar planes de manejo posteriores (Aponte y Cano, 2013).

c. Fauna

El ACRAMM presenta 63 especies de aves registradas, distribuidas en: 19 migratorias (3 alto andinas) y 41 residentes. Asimismo, se ha registrado 3 especies de peces endémicas (“monengue”, “lisa” y “mojarra”) y 2 introducidas (“tilapia roja” y “gris”); una especie de reptil (lagartija) y un mamífero (“rata”). Además, se ha registrado 17 especies de dípteros acuáticos; entre otros como moluscos, arácnidos y crustáceos (Gobierno Regional de Lima, 2015).

d. Características climáticas

El Mapa de Clasificación Climática del Perú mediante el método de *Thornthwaite* fue elaborado mediante 4 criterios, los cuales son: precipitación efectiva, distribución de la precipitación en el año, eficiencia de la temperatura y humedad atmosférica. El primero se encuentra dividido en 5 subcriterios (A, muy lluvioso; B, lluvioso; C, semiseco; D, semiárido; y E, árido); el segundo en 4 (r, precipitación abundante en todas las estaciones; i, invierno seco; p, primavera seca; v, verano seco; o, otoño seco; y d, deficiencia de lluvias en todas las estaciones); el tercero en 8 (A', cálido; B'1, semicálido; B'2, templado; B'3, semifrío; C', frío; D', semifrío; E', frío; y F', polar); y el cuarto en 4 (H1, muy seco; H2, seco; H3, húmedo; y H4, muy húmedo) (Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología [SENAMHI], 2010).

El mencionado mapa muestra que la costa peruana, donde se encuentra ubicado el ACRAMM, tiene la siguiente clave: *E(d)B'1 H3* (SENAMHI, 2010). Esto significa que esta zona es árida con escasa o nula precipitación durante todo el año; donde la temperatura media anual varía entre 18 y 19°C, disminuyendo con respecto a la altitud. El tipo de clima, por tanto, es semicálido (Desértico-Árido-Sub Tropical); con humedad atmosférica muy baja.

El estudio tuvo una duración de 5 meses iniciándose en diciembre de 2018 y finalizando en abril de 2019.

2.3. POBLACIÓN Y MUESTRA

a. Población

La población fue representada por el sistema acuático del Área de Conservación Regional Albufera de Medio Mundo.

b. Muestra

En la primera campaña estuvo constituida por 85 muestras de agua (26 puntos de muestreo con 3 muestras para cada uno, 2 puntos con muestras solitarias y 5 puntos de fuentes de agua) y en la segunda fueron 20. En ambas campañas, cada muestra tuvo un volumen de 600 ml aproximadamente. Los mapas 2 y 3, que muestran los puntos de muestreo de cada campaña, se encuentran en los Apéndices 3 y 4.

2.4. DESCRIPCIÓN DE LA INVESTIGACIÓN

El presente estudio fue dividido en 4 fases (preliminar, campo, laboratorio y gabinete).

2.4.1. Fase Preliminar

En esta fase se desarrollaron las siguientes actividades:

- Recolección, procesamiento y análisis de información bibliográfica de fuentes como: libros, revistas científicas, tesis, legislación ambiental, entre otros.
- Elaboración del material cartográfico (mapa base) del área de estudio.
- Planificación y preselección de los puntos de muestreo.
- Descarga e instalación del *software* GIS.
- Selección y descarga de imágenes *Sentinel-2*.
- Decisiones metodológicas sobre la formulación de modelos matemáticos.
- Programación de aspectos logísticos para los trabajos en las fases siguientes.

2.4.2. Fase de Campo

Esta fase se desarrolló de la siguiente manera:

a. Reconocimiento del área de estudio

El reconocimiento del área de estudio se realizó mediante un recorrido alrededor del humedal, para verificar *in situ* las condiciones y la distribución sistemática de los puntos de muestreos pre seleccionados en la fase preliminar.

b. Muestreo

El muestreo se realizó mediante el uso de botes, siguiendo el protocolo de monitoreo de calidad de agua aprobado por la ANA mediante R.J. N° 010-2016-ANA; donde se estandariza los criterios y procedimientos técnicos para desarrollar el monitoreo de la calidad de los recursos hídricos, tanto continentales (ríos, quebradas, lagos, lagunas, entre otras) como marino-costeros (bahías, playas, estuarios, manglares, entre otros) (ANA, 2016). Asimismo, se realizó dos campañas de muestreo con objetivos diferentes.

El primer muestreo se realizó el 12 y 13 de diciembre de 2018, el cual consistió en la caracterización de la columna de agua del humedal, con 28 puntos de muestreo distribuidos de manera sistemática de acuerdo a los siguientes criterios (Apéndice 3): sentido perpendicular a la dirección del flujo del agua del ACRAMM (sur a norte), fuentes de alimentación o recarga de la laguna principal y de contaminación. La distribución se realizó en series de 3 por fila y en 3 niveles de profundidad por cada punto de muestreo (0, 30 y 60 cm). Asimismo, se determinaron los siguientes parámetros de campo: la transparencia con el Disco de Secchi, oxígeno disuelto con el oxímetro de la marca *Waterproof Pen Tester 7031 DO/O2 /TEM*; temperatura, potencial de hidrógeno y la conductividad eléctrica con el multiparámetro de la marca *Hanna HI 9813-6*. Mientras que los fosfatos y el nitrógeno total, en el Laboratorio de Microbiología y Biotecnología Ambiental de la Universidad Católica Sedes Sapientiae-Lima.

El segundo muestreo se realizó el 15 de enero de 2019, en 20 puntos tal como se muestra en el Apéndice 4, con el objetivo de determinar la distribución espacial de los estados tróficos del ACRAMM. En este, se determinaron los siguientes parámetros: clorofila-a, fósforo total y la transparencia del Disco de Secchi. La Figura 8 muestra el registro fotográfico de los muestreos.



Figura 8. Registro fotográfico de los muestreos. **A.** Muestras de la primera campaña. **B.** Muestra de la segunda campaña.
Fuente: Elaboración propia.

2.4.3. Fase de Laboratorio

a. Determinación de las concentraciones en laboratorio

La determinación de las concentraciones de fosfatos y nitrógeno total se realizó con el fotómetro de la marca *pHotoflex*® *STD*, bajo la guía de este en la versión 2.06 W (Figura 9). Las concentraciones de los fosfatos con el programa 23; mientras que las del nitrógeno total, con el 35 (WTW, 2016). En el Apéndice 5 se muestra los protocolos de determinación de las concentraciones de estos parámetros.

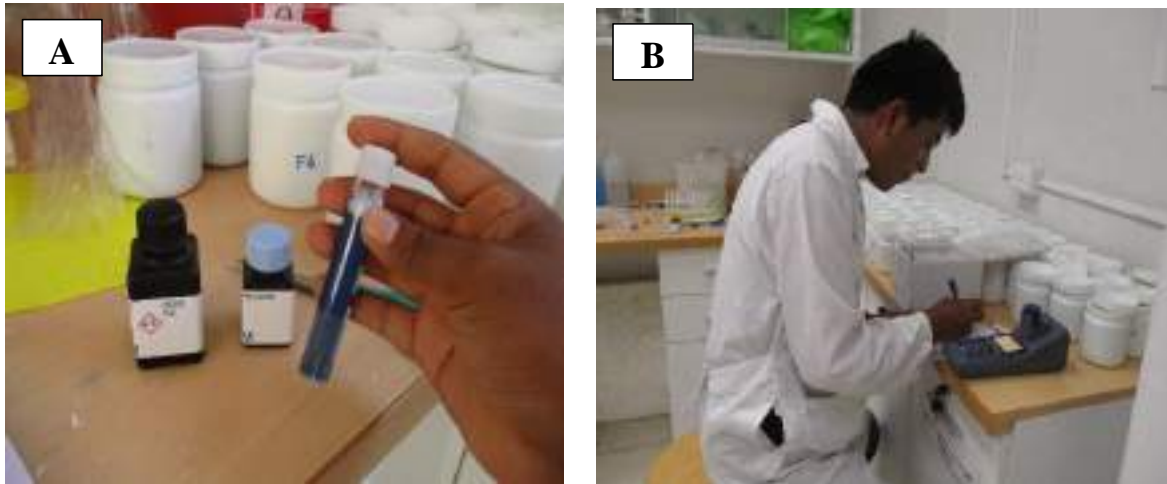


Figura 9. Registro fotográfico de los trabajos en Laboratorio. **A.** Determinación de las concentraciones de los fosfatos. **B.** Determinación de las concentraciones del nitrógeno total. Fuente: Elaboración propia.

Por otro lado, las concentraciones de clorofila-a se determinaron en el Laboratorio de Fisiología Vegetal de la Universidad Nacional Agraria La Molina-Lima. Mientras que las del fósforo total, en el Laboratorio de la empresa “Servicios Analíticos Generales S.A.C”; acreditado por el Instituto Nacional de Calidad [INACAL].

2.4.4. Fase de Gabinete

Esta fase consistió en la obtención de los datos satelitales y formulación de modelos matemáticos; finalizando con la ordenación, tabulación e interpretación de los datos obtenidos en el campo y laboratorio.

a. Obtención de datos satelitales

Para la obtención de los datos satelitales (valores de reflectancias de las bandas) se realizó las siguientes actividades: selección de las imágenes satelitales, corte y extracción de los valores de reflectancia para cada punto de muestreo.

- **Selección de las imágenes satelitales**

Se seleccionaron dos imágenes satelitales más cercanas a ambas fechas de muestreo sin nubosidad en la laguna principal del ACRAMM. La Figura 10 muestra las dos imágenes (*Sentinel-2B*) seleccionadas para la formulación de modelos matemáticos en combinación

de bandas RGB-432 (color natural): la imagen A con un nivel de procesamiento 1-C; mientras que la B, con 2-A.

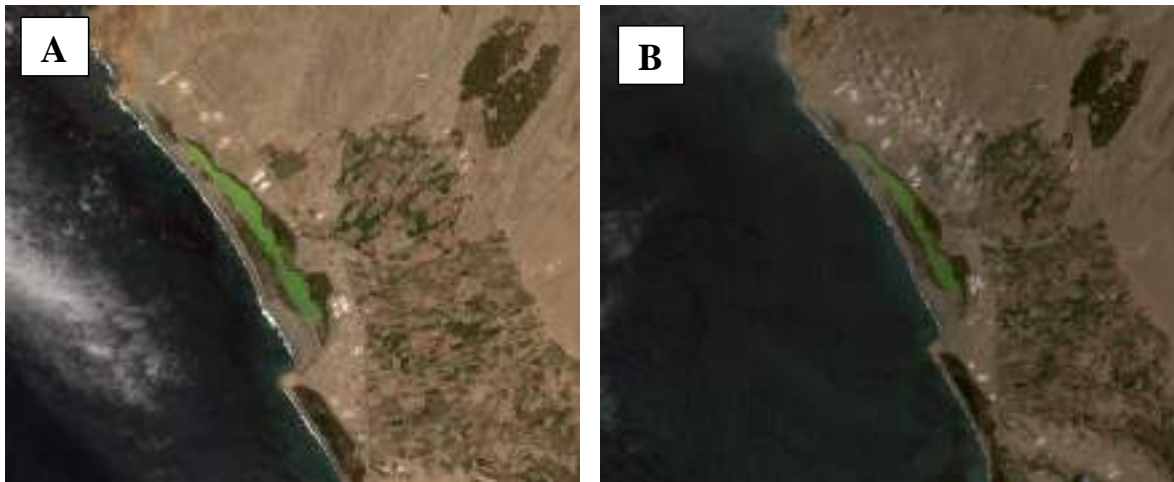


Figura 10. Imágenes *Sentinel-2* seleccionadas para la formulación de modelos matemáticos. A. Imagen de 15 de diciembre de 2018. B. Imagen de 19 de enero de 2019. Fuente: ESA, 2018.

- **Corte**

El corte fue realizado a las 13 bandas de *Sentinel-2*. Para ello, se creó un *shapefile* de 10 x 10 Km² cubriendo la laguna principal del ACRAMM, el cual fue usado como marco o área de corte en la herramienta *Extract by mask* de *ArcGis* 10.3.

- **Obtención de valores de reflectancias**

Las imágenes *Sentinel-2* ya son proporcionadas en reflectancias en el techo de la atmósfera (TOA, por sus siglas en inglés) escalada para convertir estos valores en reflectancias de TOA se realizó mediante la ecuación 22 (Bravo, 2017). Se utilizó la herramienta *raster calculator* de *ArcGis* 10.3 para introducir la ecuación.

$$p_{\lambda} = ND * 0.0001 \quad (\text{ec. 22})$$

Donde:

ND: Número digital de las bandas de *Sentinel-2*.

- **Extracción de las reflectancias**

La extracción de los valores de las reflectancias de las bandas se realizó para cada punto de muestreo. Para ello, se utilizó la herramienta *sample* de *ArcGis* 10.3: esta herramienta necesita como dato de extracción los puntos de muestreo (*shapefile* de puntos) georreferenciados. Luego, dichos valores fueron exportados a *Microsoft Excel 2013* para la formulación de los modelos matemáticos en el *software* estadístico *SPSS* versión 19.

b. Formulación de Modelos Matemáticos

Los modelos matemáticos fueron basados en métodos de regresión lineal simple y múltiple, en concordancia con el procedimiento utilizado por Perdomo (2015) (Figura 11); donde las variables independientes fueron representadas por las concentraciones/ valores de los parámetros (datos *in situ*) y las dependientes por las reflectancias de las bandas (datos satelitales). En el análisis exploratorio, algunos modelos preliminares presentaban r^2 muy bajos: para incrementar estos valores se procedió la conversión de las variables en logaritmos naturales. Los modelos de regresión lineal, simple y múltiple, tienen la siguiente estructura:

$$Y_i = \beta_0 + \beta_1 x_{i2} + \dots + \beta_k x_{ik} + E_i \quad (\text{ec. 23})$$

Donde:

- Y_i : Variable que se quiere predecir.
- β_0 : Intercepto.
- β_1 : Coeficiente (pendiente).
- x_{i2} : Variable que causa cambio en la Y.
- E_i : Promedio de los residuos (error).

c. Validación de los Modelos Matemáticos

Los modelos de regresión lineal, para corroborar su validez, deben cumplir una serie de supuestos. En la presente investigación se verificaron 4 supuestos, los cuales fueron: linealidad, normalidad, independencia y homocedasticidad de los residuos. El primer supuesto fue verificado mediante los coeficientes de determinación (r^2) y gráficos; el

segundo, mediante la prueba de *Shapiro-Wilk*; el tercero, con la prueba de rachas; y el cuarto, con la gráfica de dispersión de los modelos significativos de los valores pronosticados y los residuos estandarizados.

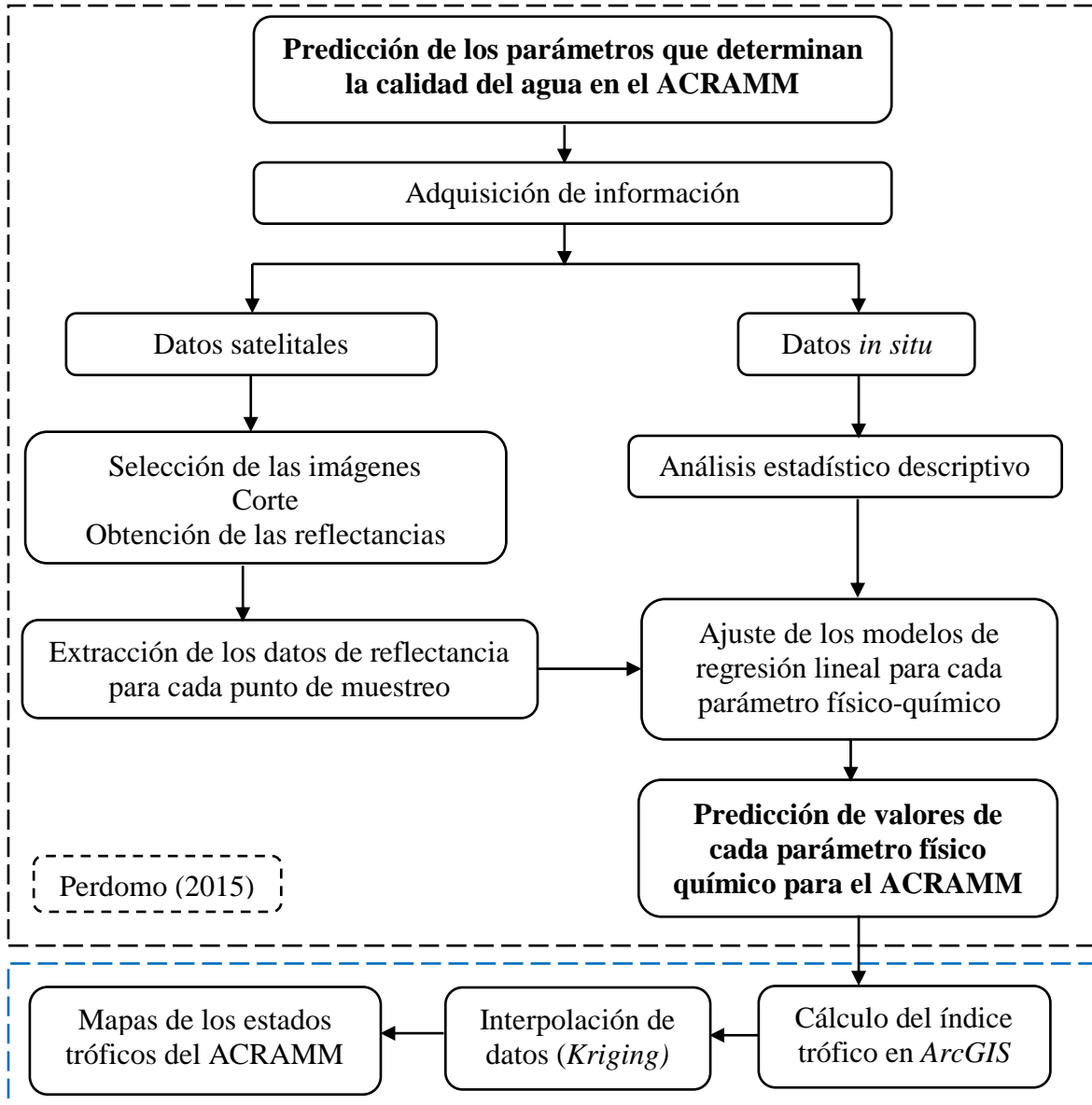


Figura 11. Metodología para la evaluación de los estados tróficos con el método de teledetección. Fuente: Perdomo, 2015.

2.5. IDENTIFICACIÓN DE VARIABLES Y SU MENSURACIÓN

Se realizaron evaluaciones para determinar la variación de los parámetros físico-químicos del agua en el ACRAMM, de esta manera se determinó los estados tróficos y se analizó las principales fuentes contaminantes causantes de estos (Tabla 7).

Tabla 7

VARIABLES EN ESTUDIO, UNIDADES DE MEDIDA Y MÉTODO DE ANÁLISIS DE LOS PARÁMETROS DEL AGUA EN ACRAMM

VARIABLES EN ESTUDIO	UNIDADES DE MEDIDA	MÉTODO DE ANÁLISIS
Clorofila-a	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Espectrofotometría
Fósforo total	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Método del ácido ascórbico
Fosfatos	$\mu\text{g.L}^{-1}$	Espectrofotometría
Nitrógeno total	mg.L^{-1}	Espectrofotometría
Transparencia	m	Disco de Secchi
Oxígeno disuelto	mg.L^{-1}	Oxímetro
Potencial de hidrógeno	Unidad de pH	Multiparámetro
Conductividad	$\mu\text{S.cm}^{-1}$	Multiparámetro
Temperatura	$^{\circ}\text{C}$	Multiparámetro

Fuente: Elaboración propia.

2.6. ANÁLISIS DE DATOS

El análisis e interpretación de los resultados, se realizó mediante la estadística descriptiva y, regresión lineal simple y múltiple. Los datos fueron procesados utilizando *Microsoft Excel* 2013 y sus complementos, y el programa estadístico *SPSS* versión 19.

2.7. REDACCIÓN DE LA TESIS

En esta etapa, se decidió sobre la forma de presentación de los resultados, tales como: reajustes de las gráficas y mapas. Asimismo, se procedió la redacción de la discusión, conclusiones y recomendaciones; finalizando con la revisión de la tesis bajo la Norma APA en la 6th edición y el Reglamento de Tesis de la FIA-UCSS en la versión 2018, para su posterior presentación al Departamento de Investigación de la Facultad de Ingeniería Agraria (DIFIA).

CAPÍTULO III: RESULTADOS

3.1. CARACTERIZACIÓN DE LA COLUMNA DE AGUA

Las concentraciones de oxígeno disuelto se incrementaron de sur a norte (P1 a P28) en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo (PM en adelante). Asimismo, los puntos P1, P2, P3 P4, P5, P6, P7, P8, P9 (con excepción en 30 y 60 cm de PM), P10, P11, P12, P16 y P17 en 0, 30 y 60 cm de PM no cumplieron con el límite establecido en el D.S. N° 004-2017-MINAM (ECA-Agua), según lo establecido en la Categoría 4: Conservación del ambiente acuático (Subcategoría E1: Lagunas y lagos) valores mayores a 5 mg.L⁻¹ (Figura 12).

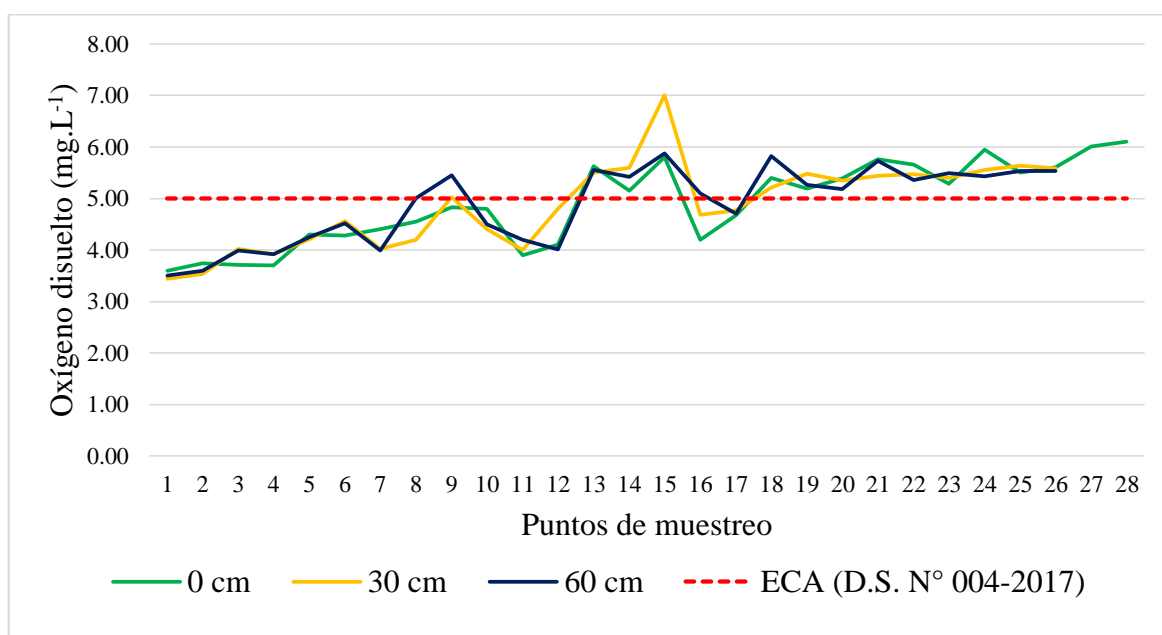


Figura 12. Oxígeno disuelto en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo. Fuente: Elaboración propia.

La media aritmética del oxígeno disuelto en 0 cm de PM fue 4.90 mg.L⁻¹ con una concentración mínima de 3.60 mg.L⁻¹ y una máxima de 6.10 mg.L⁻¹. Mientras que en 30 cm de PM, 4.88 mg.L⁻¹ que variaron desde 3.44 mg.L⁻¹ a 6.00 mg.L⁻¹. Del mismo modo, en 60 cm de PM, 4.88 mg.L⁻¹ con concentraciones comprendidas desde 3.50 mg.L⁻¹ a 5.90 mg.L⁻¹. Asimismo, los resultados de 60 cm de PM fueron los más homogéneos ($S = 0.740$), seguidamente de 0 cm ($S = 0.800$) y 30 cm ($S = 0.823$) (Tabla 8).

Tabla 8

Resumen estadístico del oxígeno disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo

Profundidad de muestreo	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
0 cm	3.60	6.10	4.90	0.800
30 cm	3.44	7.00	4.88	0.823
60 cm	3.50	5.90	4.88	0.740

Fuente: Elaboración propia.

En la distribución de las temperaturas medidas en 0, 30 y 60 cm de PM en el espejo de agua, no se observó una diferencia significativa o patrón de distribución diferenciada entre los 3 niveles de PM (Figura 13 y Apéndice 6).

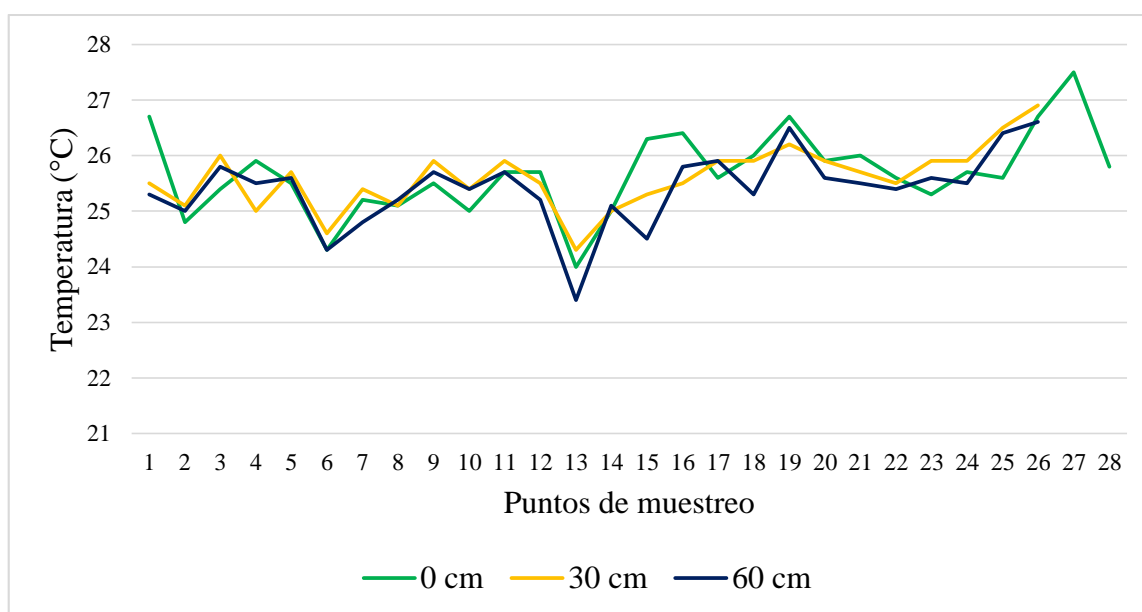


Figura 13. Temperatura en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo. Fuente: Elaboración propia.

La media aritmética de la temperatura del agua disminuye ligeramente con la profundidad. En 0 cm de PM la media fue $25.68\text{ }^{\circ}\text{C}$ con un valor mínimo de $24.00\text{ }^{\circ}\text{C}$ y un máximo de $27.50\text{ }^{\circ}\text{C}$. Mientras que en 30 cm de PM fue $25.60\text{ }^{\circ}\text{C}$ con valores comprendidas desde $24.30\text{ }^{\circ}\text{C}$ hasta $26.90\text{ }^{\circ}\text{C}$. Del mismo modo, en 60 cm PM fue $25.41\text{ }^{\circ}\text{C}$ con una variación desde $24.40\text{ }^{\circ}\text{C}$ hasta $26.60\text{ }^{\circ}\text{C}$. Asimismo, las temperaturas de 30 cm de PM fueron los más homogéneos, seguidamente de 60 y 0 cm ($S = 0.558, 0671$ y 0.744 , respectivamente) (Tabla 9).

Tabla 9

Resumen estadístico de la temperatura (°C) en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo

Profundidad de muestreo	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
0 cm	24.00	27.50	25.68	0.744
30 cm	24.30	26.90	25.60	0.558
60 cm	24.40	26.60	25.41	0.671

Fuente: Elaboración propia.

La conductividad eléctrica fue superior al valor establecido en el ECA-Agua ($CE = 1\ 000\ \mu S.cm^{-1}$) en los 28 puntos de muestreo. Asimismo, no existe diferencia significativa en 0, 30 y 60 cm de PM, salvo en los puntos P3-0 y P14-60 (Figura 14).

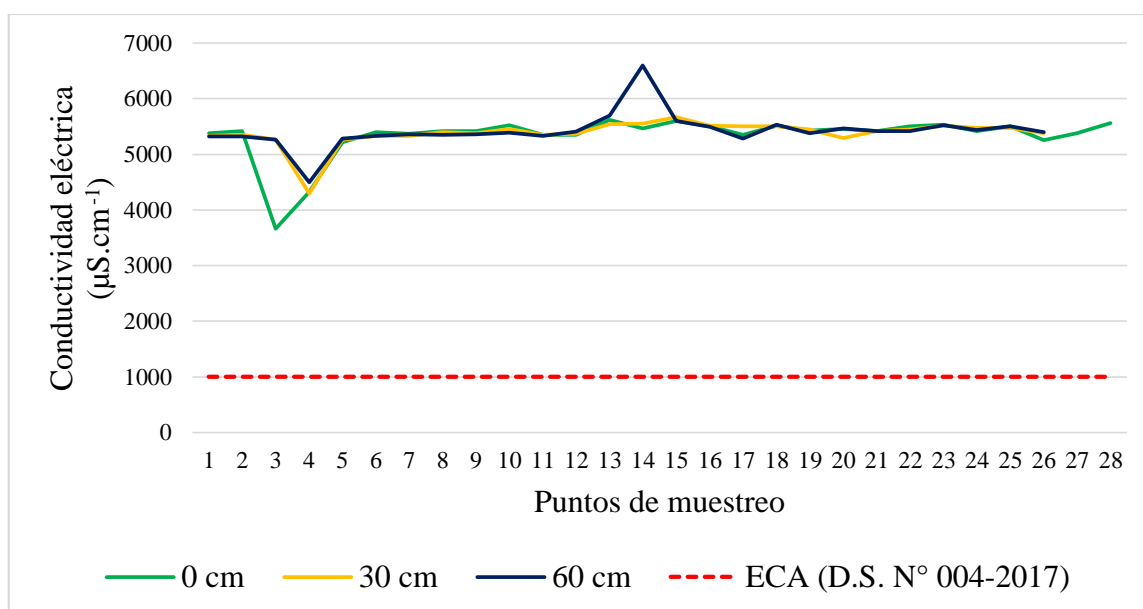


Figura 14. Conductividad eléctrica en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo. Fuente: Elaboración propia.

La conductividad eléctrica del agua en 0 cm de PM, la media fue $5\ 333.21\ \mu S.cm^{-1}$ con un valor mínimo de $3\ 660.00\ \mu S.cm^{-1}$ y un máximo de $5\ 620.00\ \mu S.cm^{-1}$. Mientras que en 30 cm de PM, fue $5\ 378.85\ \mu S.cm^{-1}$ con valores comprendidas desde $4\ 300.00\ \mu S.cm^{-1}$ hasta $5\ 670.00\ \mu S.cm^{-1}$. Del mismo modo, en 60 cm fue $5\ 421.54\ \mu S.cm^{-1}$ con una variación desde $4\ 500.00\ \mu S.cm^{-1}$ hasta $6\ 600.00\ \mu S.cm^{-1}$. Asimismo, los valores de la conductividad en 60 cm de PM fueron los más homogéneos ($S = 316.35$), seguidamente de 30 cm ($S = 241.00$) y 0 cm ($S = 400.56$) (Tabla 10).

Tabla 10

Resumen estadístico de la conductividad eléctrica ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo

Profundidad de muestreo	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
0 cm	3 660.00	5 620.00	5 333.21	400.56
30 cm	4 300.00	5 670.00	5 378.85	241.00
60 cm	4 500.00	6 600.00	5 421.54	316.35

Fuente: Elaboración propia.

Los valores del pH en los 28 puntos de muestreo y los 3 niveles de muestreo (0, 30 y 60 cm), resultaron dentro del rango establecido en la Categoría 4 (Subcategoría E1) del ECA-Agua ($6.5 \leq \text{pH} \leq 9.0$), con excepción del P2 (0 cm) donde el valor resultó por debajo del límite inferior ($\text{pH} = 5.5$) (Figura 15).

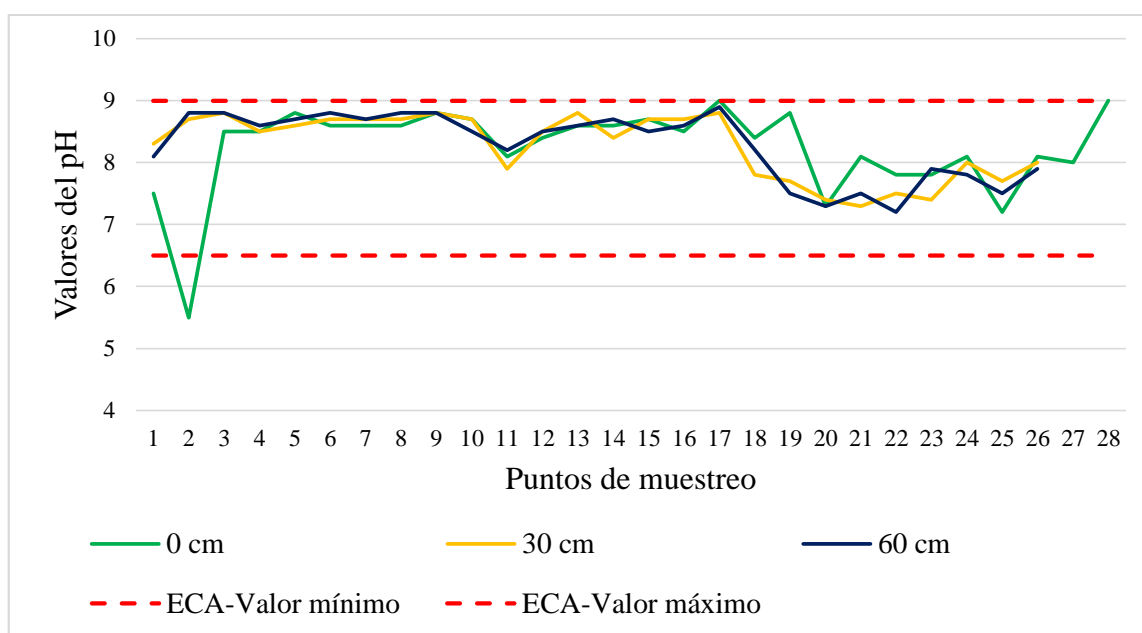


Figura 15. Potencial de hidrógeno en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo. Fuente: Elaboración propia.

La media aritmética de los valores del pH aumenta ligeramente con la profundidad. En 0 cm de PM la media fue 8.24 con un valor mínimo de 5.50 y un máximo de 9.00. Mientras que en 30 cm de PM fue 8.27 con valores comprendidas desde 7.30 hasta 8.80. Del mismo modo, en 60 cm de PM fue 8.29 con una variación desde 7.20 hasta 8.90. Asimismo, los valores del pH de 30 cm de PM fueron los más homogéneos ($S = 0.523$), seguidamente de 60 cm ($S = 0.538$) y 0 cm ($S = 0.719$) (Tabla 11).

Tabla 11

Resumen estadístico del potencial de hidrógeno en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo

Profundidad de muestreo	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
0 cm	5.50	9.00	8.24	0.719
30 cm	7.30	8.80	8.27	0.523
60 cm	7.20	8.90	8.29	0.538

Fuente: Elaboración propia.

Las mediciones registradas de la transparencia del Disco de Secchi en los 28 puntos de muestreo, se puede apreciar en la Figura 16.

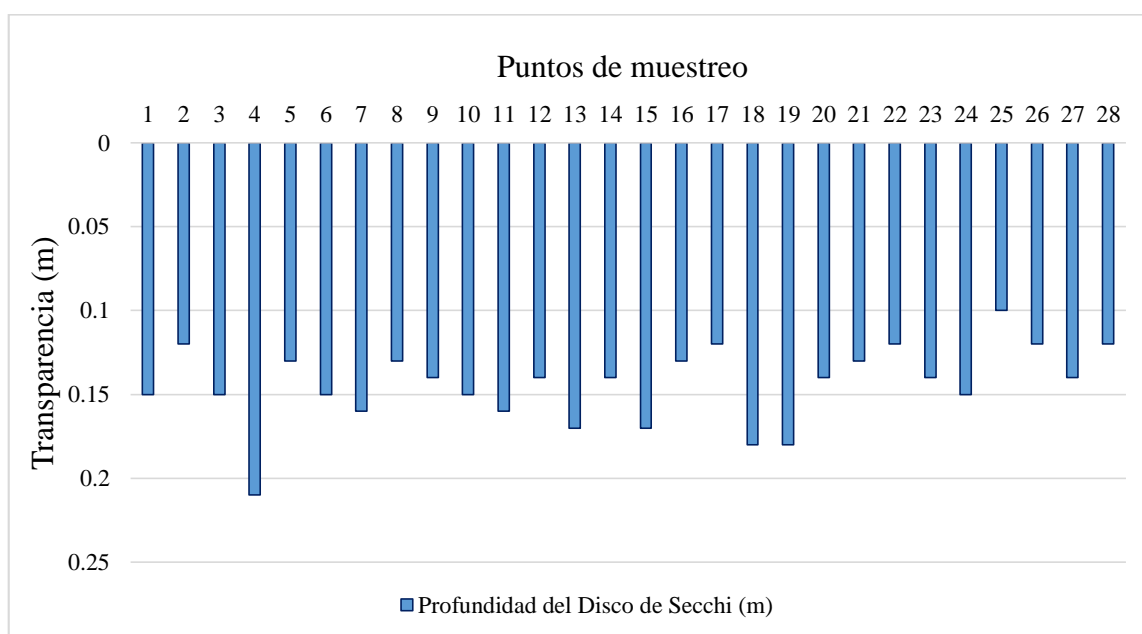


Figura 16. Transparencia del Disco de Secchi. Fuente: Elaboración propia.

La media aritmética de la transparencia del Disco de Secchi fue 0.144 m con una desviación típica de 0.023. Asimismo, el valor mínimo registrado fue 0.10 m. Mientras que el máximo, 0.21 m (Tabla 12).

Tabla 12

Resumen estadístico de la transparencia del Disco de Secchi (m)

Parámetro	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
Transparencia del Disco de Secchi	0.100	0.210	0.144	0.023

Fuente: Elaboración propia.

En la Figura 17 (Apéndice 7) se puede apreciar las concentraciones de fosfatos en 0, 30 y 60 cm de PM.

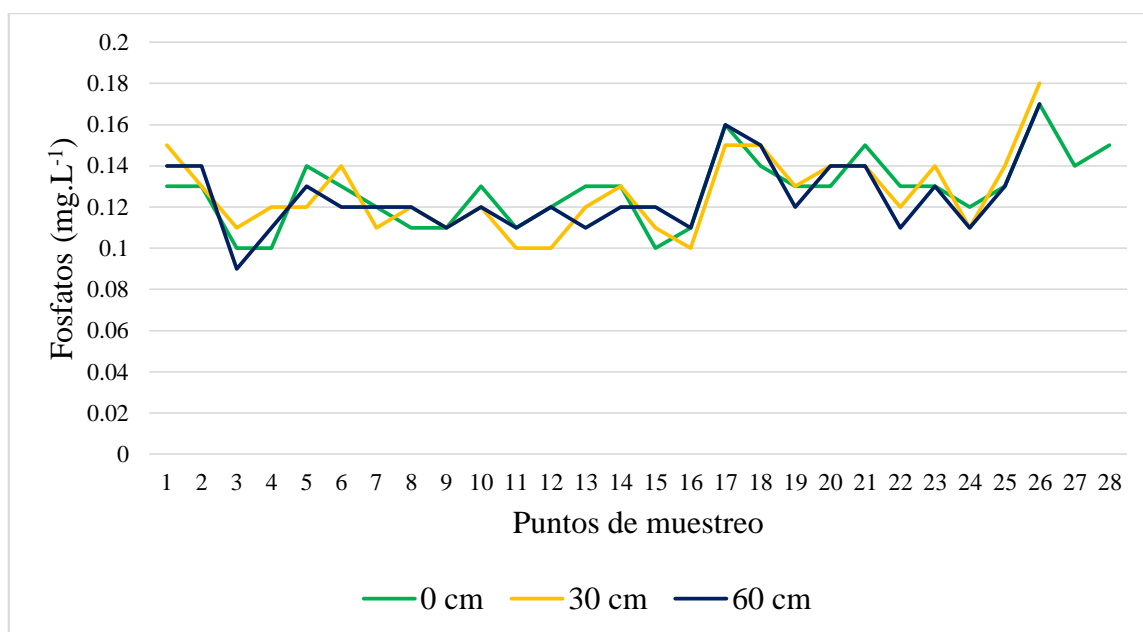


Figura 17. Fosfatos en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo. Fuente: Elaboración propia.

Los fosfatos determinados en 0 cm de PM, presentaron una media aritmética de 0.128 mg.L⁻¹ con una concentración mínima de 0.100 mg.L⁻¹ y una máxima de 0.170 mg.L⁻¹. Mientras que en 30 cm fue 0.127 mg.L⁻¹ con concentraciones comprendidas desde 0.100 mg.L⁻¹ hasta 0.180 mg.L⁻¹. Del mismo modo, en 60 cm fue 0.125 mg.L⁻¹ con una variación desde 0.090 mg.L⁻¹ hasta 0.170 mg.L⁻¹. Asimismo, las concentraciones en 0 cm de PM fueron los más homogéneos (S = 0.017), seguidamente de 60 cm (S = 0.018) y 30 cm (S = 0.019) (Tabla 13).

Tabla 13

Resumen estadístico de fosfatos (mg.L^{-1}) en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo

Profundidad de muestreo	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
0 cm	0.100	0.170	0.128	0.017
30 cm	0.100	0.180	0.127	0.019
60 cm	0.090	0.170	0.125	0.018

Fuente: Elaboración propia.

El nitrógeno total en 0, 30 y 60 cm de PM fue muy similar en los 28 puntos de muestreo. Asimismo, todas las concentraciones superaron el límite establecido en el ECA-Agua (0.315 mg.L^{-1}) para asegurar tanto la calidad del agua así como el equilibrio de los ecosistemas (Figura 18 y Apéndice 8).

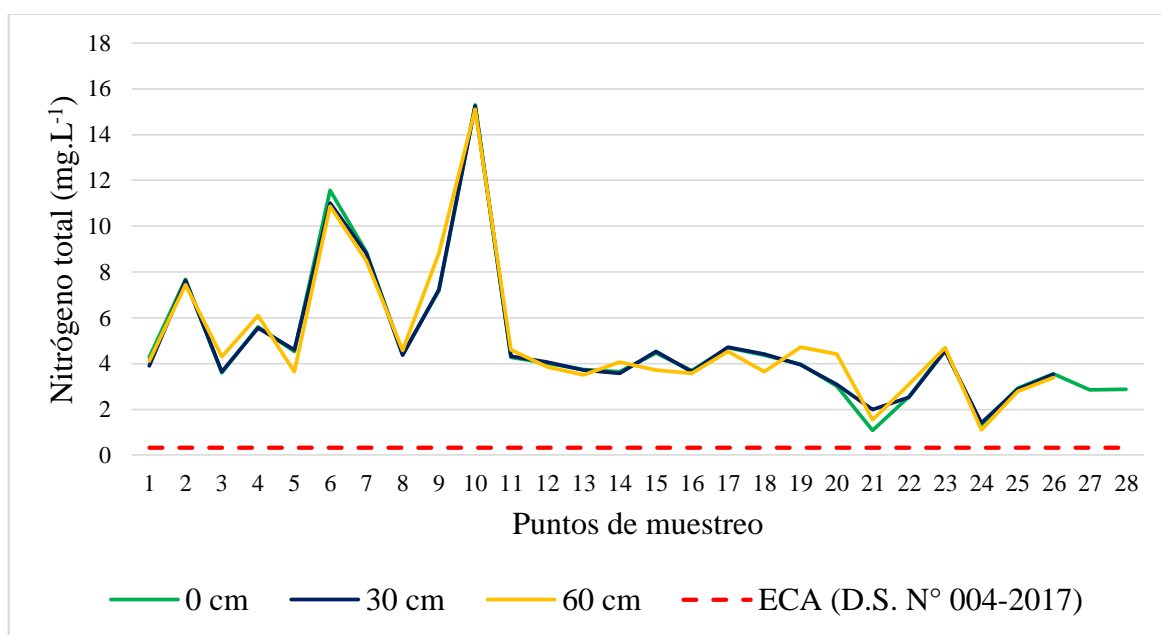


Figura 18. Nitrógeno total en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo. Fuente: Elaboración propia.

El nitrógeno total en 0 cm de PM, presentó una media de 4.810 mg.L^{-1} con una concentración mínima de 1.080 mg.L^{-1} y una máxima de 15.300 mg.L^{-1} . Mientras que en 30 cm fue 4.958 mg.L^{-1} presentan concentraciones comprendidas desde 1.400 mg.L^{-1} hasta 15.240 mg.L^{-1} . Del mismo modo, en 60 cm fue 5.028 mg.L^{-1} con una variación desde 1.100 mg.L^{-1} hasta 15.100 mg.L^{-1} . Asimismo, el grado de dispersión (desviación típica) de heterogénea a homogénea fue 2.991, 2.987 y 2.956 en 0, 30 y 60 cm de PM, respectivamente (Tabla 14).

Tabla 14

Resumen estadístico de nitrógeno total (mg.L^{-1}) en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo

Profundidad de muestreo	Mínimo	Máximo	Media	Desv. típ.
0 cm	1.080	15.300	4.810	2.991
30 cm	1.400	15.240	4.958	2.956
60 cm	1.100	15.100	5.028	2.987

Fuente: Elaboración propia.

3.2. IDENTIFICACIÓN DE LAS FUENTES ASOCIADAS A LA EUTROFIZACIÓN EN EL ACRAMM

Las fuentes de contaminación asociadas a la eutrofización son: desagüe agrícola, vertimiento de aguas residuales industriales que al igual que las pozas de oxidación del Centro Poblado de Medio Mundo están contaminando por infiltración, las actividades de pastoreo, las estaciones de bombeo de agua y las instalaciones turísticas.

Las fuentes F1, F2 y F3 corresponden a filtraciones de agua subterránea o manantiales. Las dos primeras se consideraron como fuentes debido a la cercanía de la empresa avícola y la tercera: es usada por la población aledaña como un lugar de lavado de ropa e higiene personal que implica el uso de detergentes. Mientras que la F4 corresponde a la poza de oxidación del Centro Poblado de Medio Mundo; F5, al desagüe agrícola de la irrigación San Felipe; F6, al punto de vertimiento de agua residual de la empresa avícola; F7, presuntamente es un punto de vertimiento al igual que la F6; y F8, a las instalaciones de los servicios turísticos por la generación de aguas residuales y residuos sólidos (Apéndice 10). De todas estas, la F6 presentó mayor concentración de fosfatos y nitrógeno total (Fosfatos = 5.10 mg.L^{-1} y $N_t = 30.70 \text{ mg.L}^{-1}$), seguido por F5 (Fosfatos = 0.090 mg.L^{-1} y $N_t = 27.45 \text{ mg.L}^{-1}$), F3 (Fosfatos = 0.08 mg.L^{-1} y $N_t = 22.26 \text{ mg.L}^{-1}$), F2 (Fosfatos = 0.07 mg.L^{-1} y $N_t = 20.90 \text{ mg.L}^{-1}$) y F1 (Fosfatos = 0.07 mg.L^{-1} y $N_t = 18.88 \text{ mg.L}^{-1}$) (Tabla 15).

Tabla 15

Fuentes de alimentación-contaminación en el ACRAMM

Fuentes	Fosfatos (mg.L⁻¹)	Nitrógeno Total (mg.L⁻¹)
F1	0.07	18.88
F2	0.07	20.90
F3	0.08	22.26
F4	-	-
F5	0.09	27.45
F6	5.10	30.70
F7	-	-
F8	-	-

Fuente: Elaboración propia.

Las estaciones de bombeo 1, 3 y 4 corresponden a la empresa avícola. Mientras que la 2 pertenece al Centro Poblado de Medio Mundo (Apéndice 11). Estas influyen en el incremento de los estados tróficos, dado que extrae el agua del ACRAMM y esto significa el incremento de concentración de los parámetros físico-químicos.

3.3. DETERMINACIÓN DE LOS ESTADOS TRÓFICOS DEL ACRAMM

La aplicabilidad de los índices de estados tróficos, está en función al tipo del clima en el cual fue diseñado (Punto 1.2.3). Por ello, en este estudio se aplicó el índice de estado trófico de Carlson modificado por Toledo (1985), presentada en el Punto 1.2.3.2, con los datos de la segunda campaña de muestreo. Los cálculos se realizaron de la siguiente manera:

Considerando, por ejemplo, un TDS = 0.16 m se obtiene $IETM_{DS} = 77.21$ mediante la ecuación 14. Este valor significa que este punto se encuentra en un estado “eutrófico”.

$$IETM_{DS} = 10 \left(6 - \frac{0.64 + \ln(DS)}{\ln(2)} \right) \quad (\text{ec. 14})$$

$$IETM_{DS} = 10 \left(6 - \frac{0.64 + \ln(0.16)}{\ln(2)} \right) = 77.21$$

La determinación del $IETM_{Clorf-a}$ se realizó con la ecuación 15. En este caso, a modo de ejemplo, se toma clorofila-a = 1 074.50 $\mu\text{g.L}^{-1}$, la cual equivale a $IETM_{Clorf-a} = 100.55$. Este valor clasifica al punto en un estado eutrófico.

$$IETM_{Clorf-a} = 10 \left(6 - \frac{2.04 - 0.695 \ln(DS)}{\ln(2)} \right) \quad (\text{ec. 15})$$

$$IETM_{Clorf-a} = 10 \left(6 - \frac{2.04 - 0.695 \ln(1\,074.50)}{\ln(2)} \right) = 100.55$$

Para el caso del parámetro fósforo total, el $IETM_{Pt}$ se determinó mediante la ecuación 16. Considerando $Pt = 15.00 \mu\text{g.L}^{-1}$, por ejemplo, se obtiene un $IETM_{Pt} = 35.79$. Este valor clasifica al punto en estado oligotrófico.

$$IETM_{Pt} = 10 \left(6 - \frac{\ln\left(\frac{80.32}{Pt}\right)}{\ln(2)} \right) \quad (\text{ec. 16})$$

$$IETM_{Pt} = 10 \left(6 - \frac{\ln\left(\frac{80.32}{15}\right)}{\ln(2)} \right) = 35.79$$

La Tabla 16, muestra el estado trófico del ACRAMM determinada mediante la transparencia del Disco de Secchi (m). Según este parámetro el humedal se encuentra en un estado eutrófico en los 20 puntos de muestreo.

Tabla 16

Estado trófico del ACRAMM mediante transparencia del Disco de Secchi (m)

Puntos de Muestreo	TDS	IET_{DS}	Estado	Puntos de Muestreo	TDS	IET_{DS}	Estado
P1	0.16	77.21	Eutrófico	P11	0.16	77.21	Eutrófico
P2	0.15	78.14	Eutrófico	P12	0.14	79.13	Eutrófico
P3	0.14	79.13	Eutrófico	P13	0.17	76.33	Eutrófico
P4	0.15	78.14	Eutrófico	P14	0.16	77.21	Eutrófico
P5	0.19	74.73	Eutrófico	P15	0.19	74.73	Eutrófico
P6	0.13	80.20	Eutrófico	P16	0.15	78.14	Eutrófico
P7	0.18	75.51	Eutrófico	P17	0.16	77.21	Eutrófico
P8	0.14	79.13	Eutrófico	P18	0.16	77.21	Eutrófico
P9	0.17	76.33	Eutrófico	P19	0.17	76.33	Eutrófico
P10	0.16	77.21	Eutrófico	P20	0.18	75.51	Eutrófico

Fuente: Elaboración propia.

La Tabla 17, muestra el estado trófico del ACRAMM evaluada mediante las concentraciones de clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$). Según este parámetro el humedal se encuentra en estado eutrófico en los 20 puntos de muestreo.

Tabla 17

Estado trófico del ACRAMM mediante Clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)

Puntos de muestreo	Clorf-a	IET Clorf-a	Estado	Puntos de muestreo	Clorf-a	IET Clorf-a	Estado
P1	389.2	90.37	Eutrófico	P11	722.8	96.58	Eutrófico
P2	1112.0	100.90	Eutrófico	P12	1000.8	99.84	Eutrófico
P3	556.0	93.95	Eutrófico	P13	1334.4	102.72	Eutrófico
P4	917.4	98.97	Eutrófico	P14	973.0	99.56	Eutrófico
P5	1139.8	101.14	Eutrófico	P15	889.6	98.66	Eutrófico
P6	945.2	99.27	Eutrófico	P16	1195.4	101.62	Eutrófico
P7	1112.0	100.90	Eutrófico	P17	583.8	94.43	Eutrófico
P8	1112.0	100.90	Eutrófico	P18	611.6	94.90	Eutrófico
P9	2418.6	108.69	Eutrófico	P19	2390.8	108.57	Eutrófico
P10	945.2	99.27	Eutrófico	P20	1139.8	101.14	Eutrófico

Fuente: Elaboración propia.

La Tabla 18, muestra los estados tróficos del ACRAMM evaluadas mediante las concentraciones del fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$). Según este parámetro el estado trófico del ACRAMM está comprendida desde oligotrófico a eutrófico, con una tendencia de incremento de sur a norte.

Tabla 18

Estados tróficos del ACRAMM mediante Fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$)

Puntos de Muestreo	Pt	IETP_t	Estado	Puntos de Muestreo	Pt	IETP_t	Estado
P1	<13	-	Oligotrófico	P11	16	36.72	Oligotrófico
P2	<13	-	Oligotrófico	P12	72	58.42	Eutrófico
P3	<13	-	Oligotrófico	P13	64	56.72	Eutrófico
P4	<13	-	Oligotrófico	P14	45	51.64	Mesotrófico
P5	<13	-	Oligotrófico	P15	59	55.55	Eutrófico
P6	<13	-	Oligotrófico	P16	57	55.05	Eutrófico
P7	<13	-	Oligotrófico	P17	59	55.55	Eutrófico
P8	24	42.57	Oligotrófico	P18	22	41.32	Oligotrófico
P9	15	35.79	Oligotrófico	P19	100	63.16	Eutrófico
P10	17	37.60	Oligotrófico	P20	60	55.79	Eutrófico

Fuente: Elaboración propia.

3.4. FORMULACIÓN DE MODELOS MATEMÁTICOS-I

En esta sección se presenta los modelos matemáticos, generados para algunos de los parámetros físico-químicos determinados en la primera campaña de muestreo con los resultados de 26 puntos de muestreo (desde el punto 1 al 26) dado que los puntos 27 y 28 no se encontraban dentro del espejo de agua de la laguna principal del ACRAMM. Asimismo, la imagen satelital utilizada fue *Sentinel-2* adquirida el 15 de diciembre de 2018.

3.4.1. Modelo para oxígeno disuelto (OD)

a. Análisis exploratorio

Al relacionar las reflectancias de las bandas de la imagen *Sentinel-2*, con las concentraciones de OD a 0 cm (mg.L^{-1}) se determinó que la banda 4 presentaba mayor relación ($r^2 = 0.576$), seguidamente de la 3 ($r^2 = 0.559$) y 2 ($r^2 = 0.515$) (Tabla 19): se realizó un ajuste al modelo obtenido con las reflectancias de la banda 4. Este consistió en convertir las reflectancias en logaritmo natural al igual que las concentraciones del OD a 0 cm, logrando un $r^2 = 0.592$ con 0.1057 de error de estimación. Asimismo, se realizó un análisis exploratorio con modelos de regresión lineal múltiple pero no se logró resultados consistentes. La relación entre el logaritmo natural de las bandas 3, 6 y 7 con el logaritmo de OD a 0 cm resultó el mayor ($r^2 = 0.620$): los coeficientes de las bandas 6 y 7 no fueron significativas. Por esta razón se formuló el modelo con el Ln (B4).

Tabla 19

Relación entre las reflectancias de las bandas y oxígeno disuelto

Reflectancias de las bandas	OD			Ln (OD)		
	0 cm	30 cm	60 cm	0 cm	30 cm	60 cm
Banda 1	0.296	0.191	0.283	0.290	0.215	0.285
Banda 2	0.515	0.293	0.369	0.517	0.319	0.365
Banda 3	0.559	0.364	0.443	0.571	0.401	0.445
Banda 4	0.576	0.353	0.438	0.580	0.391	0.438
Banda 5	0.326	0.196	0.266	0.334	0.224	0.268
Banda 6	0.360	0.186	0.213	0.351	0.205	0.211
Banda 7	0.321	0.177	0.180	0.307	0.190	0.177
Banda 8	0.449	0.236	0.277	0.440	0.260	0.277
Banda 9	0.152	0.082	0.163	0.145	0.097	0.161
Banda 10	0.097	0.120	0.120	0.095	0.133	0.123
Banda 11	0.222	0.121	0.133	0.210	0.131	0.131
Banda 12	0.237	0.128	0.140	0.225	0.138	0.139

Fuente: Elaboración propia.

Una vez ajustado el modelo se realizó el análisis de varianza (ANOVA, por sus siglas en inglés) con un nivel de significancia del 5 % ($\alpha = 0.050$). El ANOVA indicó que el modelo de regresión era significativo (Tabla 20): el p-valor (sig.) resultó menor que α (p-valor = $0.000 < 0.050$; $F_{(1, 24)} = 34.849$). Por tanto, se rechazó la hipótesis nula de que la variabilidad observada en la variable respuesta sea explicada por el azar, es decir, hay algún tipo de asociación entre la variable dependiente y la independiente.

Tabla 20

Análisis de varianza del modelo de regresión de Ln (OD a 0 cm)

Modelo	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Regresión	0.389	1	0.389	34.849	0.000
Residual	0.268	24	0.011		
Total	0.657	25			

Fuente: Elaboración propia.

La Tabla 21, muestra la constante y el coeficiente del modelo generado. En este se observa que la constante tuvo mayor interferencia que el Ln (B4) ($t = 9.879$ y 5.903 , respectivamente). Asimismo, el p-valor resultó menor que 0.050 de ambas variables. Por lo tanto, se incluyeron ambas en el modelo resultante (ecuación 24).

Tabla 21

Coefficientes del modelo resultante del Ln (OD a 0 cm)

Modelo	Coefficientes no estandarizados		Coefficientes tipificados	t	Sig.
	B	Error típico	Beta		
Constante	3.865	0.391		9.879	0.000
Ln (B4)	1.079	0.183	0.770	5.903	0.000

Fuente: Elaboración propia.

$$\text{Ln(OD a 0 cm)} = 1.079 * \text{Ln (B4)} + 3.865 \quad (\text{ec. 24})$$

Para el OD a 30 cm de profundidad de muestreo, no se pudo formular el modelo matemático. Dado que la máxima relación entre las concentraciones del OD y el logaritmo natural de las

reflectancias de las bandas no presentaron relaciones consistentes. La banda 3 con $r^2 = 0.364$ fue el mayor, seguido por la banda 2 con $r^2 = 0.353$. Estas relaciones ajustadas con el logaritmo de las concentraciones del OD fueron: 0.400 y 0.395, respectivamente. Asimismo, se verificó la relación de las variables con modelos de regresión lineal múltiple. La relación del logaritmo natural de las bandas 2, 4 y 10 con el logaritmo natural de las concentraciones del OD presentaron un $r^2 = 0.472$, siendo esta la máxima relación existente. Sin embargo, este modelo resultó no significativa para los coeficientes del Ln (B2), Ln (B10) y la constante modelo.

Asimismo, las relaciones entre las reflectancias de las bandas y las concentraciones de OD a 60 cm de profundidad de muestreo, no fueron consistentes: la banda 3 y 4 presentaron la máxima relación con el parámetro ($r^2 = 0.443$ y 0.438 , respectivamente). Por esta razón, se realizó un ajuste mediante la conversión de las concentraciones de OD y las reflectancias de las bandas en logaritmo natural, logrando con Ln (B4) y Ln (OD a 60 cm) una relación máxima de 0.448. Del mismo modo, se buscó la mejor relación en modelos de regresión lineal múltiple. Las combinaciones del logaritmo natural de las bandas 2, 4 y 9 relacionados con el logaritmo natural del OD presentaron mayor relación ($r^2 = 0.508$). No obstante, este modelo resultó no significativo para los coeficientes del Ln (B2), Ln (B9) y la constante modelo.

3.4.2. Modelo para temperatura

a. Análisis exploratorio

En primer lugar, se determinó las relaciones máximas (r^2) de las reflectancias de las bandas con los datos de temperatura registradas en los 3 niveles de muestreo (0, 30 y 60 cm). Para las temperaturas a 0 cm el r^2 resultó 0.096 con la banda 8 y con la 11. Mientras que para las temperaturas a 30 cm, 0.247 con la banda 8. Del mismo modo, para las temperaturas a 60 cm fue 0.181 con la banda 8 (Tabla 22). En segundo lugar, se realizó un ajuste convirtiendo a ambas variables a su logaritmo natural, pero con resultados similares a las relaciones descritas. Por lo tanto, en esta investigación no se pudo formular el modelo para este parámetro: las relaciones fueron muy bajas y no significativas.

Tabla 22

Relación entre las reflectancias de las bandas y temperatura del agua

Reflectancias de las bandas	Temperaturas (°C)		
	0 cm	30 cm	60 cm
Banda 1	0.040	0.029	0.020
Banda 2	0.044	0.128	0.054
Banda 3	0.029	0.163	0.069
Banda 4	0.041	0.186	0.098
Banda 5	0.000	0.023	0.017
Banda 6	0.058	0.169	0.125
Banda 7	0.086	0.158	0.126
Banda 8	0.096	0.247	0.181
Banda 9	0.017	0.000	0.001
Banda 10	0.008	0.004	0.001
Banda 11	0.096	0.173	0.121
Banda 12	0.082	0.157	0.106

Fuente: Elaboración propia.

3.4.3. Modelo para conductividad eléctrica

a. Análisis exploratorio

Las relaciones entre las reflectancias de las bandas y los valores de conductividad eléctrica, no fueron consistentes mediante modelos de regresión lineal simple; dado que para la conductividad a 0 cm el r^2 máximo resultó 0.378; a 30 cm, 0.335; y a 60 cm, 0.245 con la banda 3 (Tabla 23). Asimismo, los valores de la conductividad convertidas en logaritmo natural no lograron mejorar el r^2 . Por esta razón, se formuló modelos mediante regresión lineal múltiple para este parámetro.

Tabla 23

Relación entre las reflectancias de las bandas y la conductividad

Reflectancias de las bandas	Conductividad			Ln (conductividad)		
	0 cm	30 cm	60 cm	0 cm	30 cm	60 cm
Banda 1	0.111	0.080	0.041	0.107	0.076	0.048
Banda 2	0.254	0.179	0.156	0.252	0.176	0.170
Banda 3	0.378	0.335	0.245	0.369	0.331	0.272
Banda 4	0.233	0.177	0.153	0.229	0.173	0.166
Banda 5	0.230	0.121	0.170	0.224	0.116	0.174
Banda 6	0.034	0.014	0.024	0.035	0.014	0.025
Banda 7	0.014	0.000	0.000	0.016	0.001	0.000
Banda 8	0.030	0.015	0.016	0.031	0.015	0.017
Banda 9	0.034	0.025	0.006	0.031	0.022	0.008
Banda 10	0.000	0.055	0.097	0.000	0.054	0.101
Banda 11	0.000	0.000	0.000	0.001	0.000	0.000
Banda 12	0.005	0.003	0.001	0.006	0.003	0.001

Fuente: Elaboración propia.

Los valores de la conductividad a 0 cm, mediante modelos de regresión lineal múltiple, con las bandas 2, 3 y 4 presentaron mejor relación ($r^2 = 0.682$). Sin embargo, el coeficiente de las reflectancias de la banda 2 resultó no significativo al igual que el constante del modelo. Además, no cumplió el supuesto de homocedasticidad de los residuos estandarizados. Por otro lado, la relación entre la conductividad a 0 cm con las reflectancias de las bandas 3 y 4 presentó buena relación ($r^2 = 0.633$) y los coeficientes del modelo fueron significativos al igual que la constante. Además, este cumplió con el supuesto de independencia de los residuos; sin embargo, no cumplió el supuesto de normalidad de los residuos (Tabla 24). Por otro lado, el ajuste del modelo de la conductividad a 0 cm y el logaritmo natural de las reflectancias de las bandas 3, 4 y 10 incrementó el nivel de relación ($r^2 = 0.701$); no obstante, los coeficientes resultaron no significativos. Por lo tanto, no se formuló los modelos matemáticos para conductividad a 0 cm.

Tabla 24

P-valor de los estadísticos de los modelos para conductividad a 0 cm

Estadísticos	p-valor	
	B3-B4	B2-B3-B4
r^2	0.633	0.682
ANOVA	0.000	0.000
Coefficiente de la constante	0.000	0.509
Coefficiente de la B2	-	0.081
Coefficiente de la B3	0.000	0.000
Coefficiente de la B4	0.0001	0.000
Shapiro-Wilk	0.000	0.000
Prueba de rachas: media	1.000	0.317
Prueba de rachas: mediana	1.000	0.299

Fuente: Elaboración propia.

Por otro lado, las relaciones de las reflectancias de las bandas 3 y 4 con la conductividad a 30 cm de profundidad de muestreo presentaron el r^2 máximo, 0.719. El ajuste del modelo mediante la conversión de las reflectancias de las bandas a logaritmo natural mejoró el r^2 (0.760). La significancia del modelo resultante se verificó mediante la prueba de ANOVA con un nivel de significancia del 5 % ($\alpha = 0.050$). Esta prueba indicó que el modelo de regresión era significativo (Tabla 25): el p-valor (sig.) resultó menor que α (p-valor = 0.000 < 0.050; $F_{(2, 23)} = 36.381$). Por tanto, hay algún tipo de relación entre la variable dependiente y las independientes.

Tabla 25

Análisis de varianza del modelo de regresión de la conductividad a 30 cm ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)

Modelo	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Regresión	1103311.099	2	551655.550	36.381	0.000
Residual	348754.286	23	15163.230		
Total	1452065.385	25			

Fuente: Elaboración propia.

La Tabla 26, muestra la constante y los coeficientes del modelo generado. En este se observa que la constante y el Ln (B3) tuvieron interferencia directa en el modelo ($t = 10.286$ y 7.295 ,

respectivamente). Mientras que Ln (B4) tuvo una interferencia indirecta ($t = -5.958$). Asimismo, el coeficiente tipificado (Beta) indicó que el Ln (B3) tiene mayor importancia en el modelo. Del mismo modo, se observa que el p-valor fue menor que 0.050 de estas variables. El modelo resultante se muestra en la ecuación 25.

Tabla 26

Coefficientes del modelo de la conductividad a 30 cm ($\mu S.cm^{-1}$)

Modelo	Coeficientes no estandarizados		Coeficientes tipificados	t	Sig.
	B	Error típico	Beta		
Constante	5438.107	528.705		10.286	0.000
Ln (B3)	6267.239	859.144	2.982	7.295	0.000
Ln (B4)	-5075.255	851.824	-2.436	-5.958	0.000

Fuente: Elaboración propia.

$$CE = 6267.239 * \text{Ln}(\mathbf{B3}) - 5075.255 * \text{Ln}(\mathbf{B4}) + 5438.107 \quad (\text{ec. 25})$$

3.4.4. Modelo para potencial de hidrógeno (pH)

a. Análisis exploratorio

Al relacionar las reflectancias de la bandas con los valores del pH a 0 cm, se determinó que la banda 6 presentaba mayor relación ($r^2 = 0.043$). Sin embargo, este nivel de relación es muy cercana a 0; el cual significa que no existe una relación consistente para la generación de los modelos matemáticos. En cambio, al relacionar con los valores del pH a 30 cm, se determinó que la banda 8 presentaba mayor relación ($r^2 = 0.604$). Del mismo modo, las reflectancias de esta banda, presentó mayor relación ($r^2 = 0.619$) con los valores del pH a 60 cm, de profundidad de muestreo: la constante del modelo no fue significativo (Tabla 27). Por esta razón, el ajuste del r^2 solo se realizó para pH a 30 cm mediante la conversión de las variables en logaritmo natural y modelos de regresión lineal múltiple.

Tabla 27

Relación entre las reflectancias de las bandas y el pH

Reflectancias de las bandas	pH			Ln (pH)		
	0 cm	30 cm	60 cm	0 cm	30 cm	60 cm
Banda 1	0.015	0.246	0.325	0.008	0.251	0.331
Banda 2	0.035	0.531	0.494	0.022	0.536	0.498
Banda 3	0.042	0.460	0.454	0.029	0.463	0.457
Banda 4	0.042	0.557	0.536	0.027	0.561	0.540
Banda 5	0.041	0.388	0.301	0.031	0.395	0.305
Banda 6	0.043	0.416	0.475	0.030	0.416	0.483
Banda 7	0.034	0.394	0.475	0.023	0.393	0.481
Banda 8	0.028	0.604	0.619	0.016	0.606	0.625
Banda 9	0.001	0.069	0.147	0.003	0.071	0.149
Banda 10	0.004	0.038	0.072	0.007	0.040	0.074
Banda 11	0.011	0.210	0.302	0.006	0.208	0.306
Banda 12	0.018	0.227	0.325	0.011	0.225	0.330

Fuente: Elaboración propia.

La correlación entre el logaritmo natural de las reflectancias de las bandas 7, 8 y 12 con los valores del pH a 30 cm, mostraron mayor relación ($r^2 = 0.698$) con $F = 16.925$ ($\alpha = 0.050$). Sin embargo, el coeficiente de la banda 7 resultó no significativo. Mientras que el modelo generado con el logaritmo natural de las reflectancias de las bandas 8 y 12, presentó una relación aceptable ($r^2 = 0.682$) con $F = 24.668$ ($\alpha = 0.050$). Comparando el F de ambos modelos, se optó por el segundo. La Tabla 28, muestra que el modelo seleccionado tuvo un p-valor (Sig. = 0.000) menor al nivel de significancia ($\alpha = 0.050$). Dado que existe evidencia estadística de algún tipo de relación entre la variable dependiente y las independientes, la formulación del modelo fue posible.

Tabla 28

Análisis de varianza del modelo de regresión del pH a 30 cm

Modelo	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Regresión	4.673	2	2.336	24.668	0.000
Residual	2.178	23	0.095		
Total	6.851	25			

Fuente: Elaboración propia.

La constante y el Ln (B8) tuvieron una interferencia indirecta en el modelo ($t = -2.940$ y -5.031 , respectivamente). Mientras que Ln (B12) tuvo una directa ($t = 2.296$). Del mismo modo, el *beta* muestra que el Ln (B8) tuvo mayor importancia en el modelo. Asimismo, se observa que el p-valor resultó menor que 0.050 de estas variables (Tabla 29). El modelo resultante se muestra en la ecuación 26.

Tabla 29

Coefficientes del modelo del pH a 30 cm

Modelo	Coefficientes no estandarizados		Coefficientes tipificados	t	Sig.
	B	Error típico	Beta		
Constante	-8.235	2.801		-2.940	0.007
Ln (B8)	-7.979	1.586	-1.318	-5.031	0.000
Ln (B12)	0.798	0.347	0.601	2.296	0.031

Fuente: Elaboración propia.

$$\text{pH} = 0.798 * \text{Ln}(\text{B12}) - 7.979 * \text{Ln}(\text{B8}) - 8.235 \quad (\text{ec. 26})$$

3.4.5. Modelo para fosfatos

a. Análisis exploratorio

Las reflectancias de la banda 2, presentaron mayor relación con las concentraciones de los fosfatos a 0 y 60 cm ($r^2 = 0.408$ y 0.234 , respectivamente). Mientras que las reflectancias de la banda 6 ($r^2 = 0.251$) con las concentraciones de los fosfatos a 30 cm. Por esta razón, se

realizó ajustes del r^2 mediante la conversión de las variables en logaritmo natural: se mejoró el r^2 (Tabla 30).

Tabla 30

Relación entre las reflectancias de las bandas y fosfatos

	Fosfatos			Ln (Fosfatos)		
	0 cm	30 cm	60 cm	0 cm	30 cm	60 cm
Banda 1	0.126	0.028	0.019	0.126	0.023	0.017
Banda 2	0.408	0.238	0.234	0.424	0.236	0.245
Banda 3	0.392	0.190	0.219	0.417	0.185	0.232
Banda 4	0.403	0.242	0.222	0.417	0.239	0.228
Banda 5	0.145	0.066	0.068	0.179	0.088	0.091
Banda 6	0.333	0.251	0.143	0.322	0.240	0.131
Banda 7	0.268	0.230	0.125	0.251	0.216	0.112
Banda 8	0.264	0.187	0.114	0.258	0.184	0.109
Banda 9	0.063	0.005	0.000	0.061	0.003	0.001
Banda 10	0.029	0.000	0.011	0.026	0.001	0.016
Banda 11	0.233	0.212	0.098	0.204	0.182	0.075
Banda 12	0.234	0.195	0.094	0.210	0.168	0.074

Fuente: Elaboración propia.

La relación del logaritmo natural de las reflectancias de las bandas 1, 2 y 9 con el logaritmo natural de las concentraciones de fosfatos a 0 cm presentó mayor relación ($r^2 = 0.585$). Sin embargo, el modelo no cumplió con el supuesto de normalidad de los residuos: no se pudo formular modelos para el parámetro en este nivel de muestreo. Asimismo, la relación de las reflectancias de las bandas 1, 4 y 11 con las concentraciones de fosfatos a 30 cm, presentó mayor relación ($r^2 = 0.492$). Sin embargo, el modelo no cumplió con el supuesto de homocedasticidad de los residuos. Por ende, no se pudo formular modelos para el parámetro en este nivel de muestreo. Por otro lado, la relación del logaritmo natural de las reflectancias de las bandas 1, 4 y 5 con las concentraciones de fosfatos a 60 cm presentó mayor relación ($r^2 = 0.444$). Sin embargo, los coeficientes del Ln (B5) y de la constante no fueron significativos. Por lo tanto, no se pudo formular modelos para el parámetro en este nivel de muestreo.

3.4.6. Modelo para nitrógeno total (Nt)

a. Análisis exploratorio

Las reflectancias de la banda 4 presentaron mayor relación con las concentraciones del Nt a 0, 30 y 60 cm ($r^2 = 0.179, 0.167$ y 0.170 , respectivamente). Sin embargo, estos niveles de relación fueron muy débiles. Por esta razón, se realizó ajustes mediante la conversión de las concentraciones del Nt en logaritmo natural, obteniendo mejoras en el r^2 (Tabla 31).

Tabla 31

Relación entre las reflectancias de las bandas y nitrógeno total

	Nt			Ln (Nt)		
	0 cm	30 cm	60 cm	0 cm	30 cm	60 cm
Banda 1	0.203	0.195	0.195	0.284	0.276	0.237
Banda 2	0.144	0.132	0.148	0.268	0.232	0.229
Banda 3	0.167	0.159	0.168	0.264	0.254	0.239
Banda 4	0.179	0.167	0.170	0.302	0.276	0.249
Banda 5	0.136	0.124	0.121	0.251	0.212	0.198
Banda 6	0.116	0.111	0.100	0.191	0.186	0.139
Banda 7	0.123	0.118	0.107	0.179	0.179	0.133
Banda 8	0.158	0.142	0.135	0.292	0.253	0.212
Banda 9	0.124	0.118	0.116	0.157	0.145	0.124
Banda 10	0.163	0.162	0.164	0.144	0.154	0.121
Banda 11	0.085	0.085	0.075	0.113	0.122	0.086
Banda 12	0.089	0.089	0.079	0.121	0.132	0.093

Fuente: Elaboración propia.

La relación de las reflectancias de las bandas 5, 6 y 11 con el logaritmo natural de las concentraciones de Nt a 0 y 60 cm presentó mayor relación ($r^2 = 0.442$ y 0.383 , respectivamente). Sin embargo, estos niveles de relación no garantizaron la precisión del modelo. Por otro lado, la relación entre las reflectancias de las bandas 5, 6 y 12 con el logaritmo natural de las concentraciones de Nt a 30 cm presentó mayor relación ($r^2 = 0.424$). Sin embargo, este nivel de relación no garantizó la precisión del modelo. Además, el

coeficiente de la banda 6 resultó no significativa. Por lo tanto, no se pudo formular modelos para este parámetro en estos niveles de muestreo.

3.4.7. Modelo para transparencia del Disco de Secchi (TDS)

a. Análisis exploratorio

Al relacionar las reflectancias de las bandas de la imagen con la TDS (m) se determinó que la banda 3 presentaba mayor relación ($r^2 = 0.300$), seguido por la 4 ($r^2 = 0.238$) y 2 ($r^2 = 0.214$), tal como muestra la Tabla 32. Por esta razón, se procedió a realizar ajustes mediante modelos de regresión lineal múltiple. La relación del logaritmo natural de las bandas 6, 7 y 8 con la TDS (m) presentaron la mayor relación ($r^2 = 0.495$).

Tabla 32

Relación entre las reflectancias de las bandas y TDS (m)

	TDS (m)	Ln (TDS)
Banda 1	0.151	0.160
Banda 2	0.214	0.215
Banda 3	0.300	0.297
Banda 4	0.238	0.248
Banda 5	0.116	0.122
Banda 6	0.155	0.175
Banda 7	0.075	0.097
Banda 8	0.093	0.109
Banda 9	0.009	0.011
Banda 10	0.084	0.082
Banda 11	0.067	0.083
Banda 12	0.101	0.117

Fuente: Elaboración propia.

A este último, se realizó la prueba de ANOVA con un nivel de significancia del 5 % ($\alpha = 0.050$). Los resultados indicaron que el modelo era significativo (Tabla 33): el p-valor (sig.) resultó menor que α (p-valor = $0.002 < 0.050$; $F_{(3, 22)} = 7.183$). Por tanto, hay algún tipo de

relación entre la variable dependiente y las independientes: la formulación del modelo fue factible.

Tabla 33

Análisis de varianza del modelo de regresión de la TDS (m)

Modelo	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Regresión	0.007	3	0.002	7.183	0.002
Residual	0.007	22	0.000		
Total	0.014	25			

Fuente: Elaboración propia.

Entre las variables que componen el modelo se observa que las reflectancias de la banda 6 y la constante del modelo tuvieron interferencias indirectas ($t = -4.206$ y -0.874 , respectivamente). Mientras que el Ln (B7) y Ln (B8) tuvieron interferencias directas ($t = 3.568$ y 1.442 , respectivamente) (Tabla 34). Del mismo modo, el *beta* indica que la banda 6 presentó mayor importancia en el modelo. Asimismo, se observa que el p-valor resultó menor que 0.050 del Ln (B6) y Ln (B7). Mientras que Ln (B8) y la constante resultaron no significativas. Sin embargo, en el modelo resultante se ha considerado todas las variables (ecuación 27), debido a que el *t* de las no significativas fueron las más bajas y no influyentes.

Tabla 34

Coefficientes del modelo del TDS (m)

Modelo	Coefficientes no estandarizados		Coefficientes tipificados	t	Sig.
	B	Error típico	Beta		
Constante	-0.100	0.115		-0.874	0.391
Ln (B6)	-0.794	0.189	-3.314	-4.206	0.000
Ln (B7)	0.506	0.142	2.371	3.568	0.002
Ln (B8)	0.178	0.124	0.651	1.442	0.163

Fuente: Elaboración propia.

$$TDS = 0.178 * \text{Ln}(\mathbf{B8}) + 0.506 * \text{Ln}(\mathbf{B7}) - 0.794 * \text{Ln}(\mathbf{B6}) - 0.100 \quad (\text{ec. 27})$$

3.5. FORMULACIÓN DE MODELOS MATEMÁTICOS-II

En esta sección se presenta los modelos matemáticos generados para los parámetros físico-químicos determinados en la segunda campaña de muestreo: clorofila-a y fósforo total; con excepción de la transparencia del Disco de Secchi. La imagen utilizada fue *Sentinel-2* adquirida el 19 de enero de 2019.

3.5.1. Modelo para Clorofila-a

a. Análisis exploratorio

En esta investigación la relación de las reflectancias de las bandas de las imágenes *Sentinel-2* fueron muy bajas (Tabla 35): no se pudo formular el modelo para este parámetro.

Tabla 35

Relación entre las reflectancias de las bandas y clorofila-a ($\mu\text{g.L-1}$)

	Clorf-a	Ln (Clorf-a)
Banda 1	0.004	0.006
Banda 2	0.034	0.031
Banda 3	0.031	0.033
Banda 4	0.042	0.041
Banda 5	0.032	0.030
Banda 6	0.014	0.011
Banda 7	0.028	0.024
Banda 8	0.028	0.020
Banda 9	0.000	0.006
Banda 11	0.021	0.015
Banda 12	0.032	0.026

Fuente: Elaboración propia.

3.5.2. Modelo para Fósforo Total

Los datos analizados, en la formulación del modelo, solo fueron las concentraciones reportadas de 13 puntos de muestreo (desde el punto 8 al 20) dado que los puntos 1, 2, 3, 4,

5, 6 y 7, resultaron por debajo del límite de cuantificación (LC) del método utilizado en el Laboratorio de “Servicios Analíticos Generales”.

a. Análisis exploratorio

Al relacionar los valores de reflectancias de las bandas de las imágenes *Sentinel-2* con las concentraciones de Fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$), se observó que no existe una relación consistente (Tabla 36): en este análisis se obtuvo 0.424 de relación mayor con la banda 5 de *Sentinel-2*. Por ello, se procedió a ajustar el modelo para la banda 5 mediante la conversión de las concentraciones de este parámetro en logaritmo natural, donde se observó una ligera mejora en el valor del coeficiente de determinación ($r^2 = 0.483$). Sin embargo, este nivel de relación no fue significativa. Por esta razón, se optó por buscar un mejor ajuste del r^2 mediante un modelo de regresión lineal múltiple logrando un r^2 máximo de 0.722 (con un error de estimación de 0.399) con las reflectancias de las bandas 2, 8 y 11 relacionadas con el logaritmo natural de las concentraciones del fósforo total. Con esta combinación se formuló el modelo.

Tabla 36

Relación entre las reflectancias de las bandas y fósforo total

	Pt	Ln (Pt)
Banda 1	0.119	0.163
Banda 2	0.287	0.314
Banda 3	0.377	0.447
Banda 4	0.305	0.339
Banda 5	0.424	0.483
Banda 6	0.260	0.288
Banda 7	0.262	0.282
Banda 8	0.286	0.302
Banda 9	0.000	0.008
Banda 11	0.149	0.159
Banda 12	0.161	0.166

Fuente: Elaboración propia.

Luego de identificar el modelo, se realizó la prueba de ANOVA con el fin de determinar la significancia del modelo resultante. El ANOVA indicó que el modelo de regresión era significativo (Tabla 37): el p-valor (sig.) resultó menor que α (p-valor = 0.007 < 0.050; $F_{(1, 24)} = 7.807$). Por tanto, existe algún tipo de asociación entre la variable dependiente y las independientes; y la formulación del modelo es posible.

Tabla 37

Análisis de varianza del modelo de regresión del Ln (Pt)

Modelo	Suma de cuadrados	gl	Media cuadrática	F	Sig.
Regresión	3.727	3	1.242	7.807	0.007
Residual	1.432	9	0.159		
Total	5.16	12			

Fuente: Elaboración propia.

La Tabla 38, muestra los coeficientes del modelo generado. En este se observa que los valores de la interferencia (t) de las bandas 2, 8, 11 y la constante son: -3.625, 2.801, -2.788 y 1.839, respectivamente. Asimismo, se observa que el p-valor resultó menor que 0.050 de estas variables, excepto la banda 2. Sin embargo, en la formulación del modelo se ha considerado esta banda dado que el valor de la t es menor de las otras y no es influyente (ecuación 28).

Tabla 38

Coefficientes del modelo del Ln(Pt)

Modelo	Coefficientes no estandarizados		Coefficientes tipificados	t	Sig.
	B	Error típico	Beta		
Constante	-6.904	2.476		-2.788	0.021
Banda 2	65.821	35.798	1.092	1.839	0.099
Banda 8	96.984	34.62	2.229	2.801	0.021
Banda 11	-111.934	30.877	-2.798	-3.625	0.006

Fuente: Elaboración propia.

$$\text{Ln}[\text{Pt}] = 65.82 * \mathbf{B2} + 96.98 * \mathbf{B8} - 111.93 * \mathbf{B11} - 6.90 \quad (\text{ec. 28})$$

3.6. VERIFICACIÓN DE LOS SUPUESTOS DE LOS MODELOS SIGNIFICATIVOS

Se verificó los siguientes supuestos para los modelos significativos: linealidad, normalidad, independencia y homocedasticidad de los residuos estandarizados o tipificados.

- **Supuesto de Linealidad de los residuos**

La gráfica Q-Q normal del residuo estandarizado mostró un alto nivel de ajuste de la nube de puntos en la recta (Figura 19). Por lo tanto, los modelos cumplieron este supuesto. Además, el coeficiente de Pearson fue superior al 0.70.

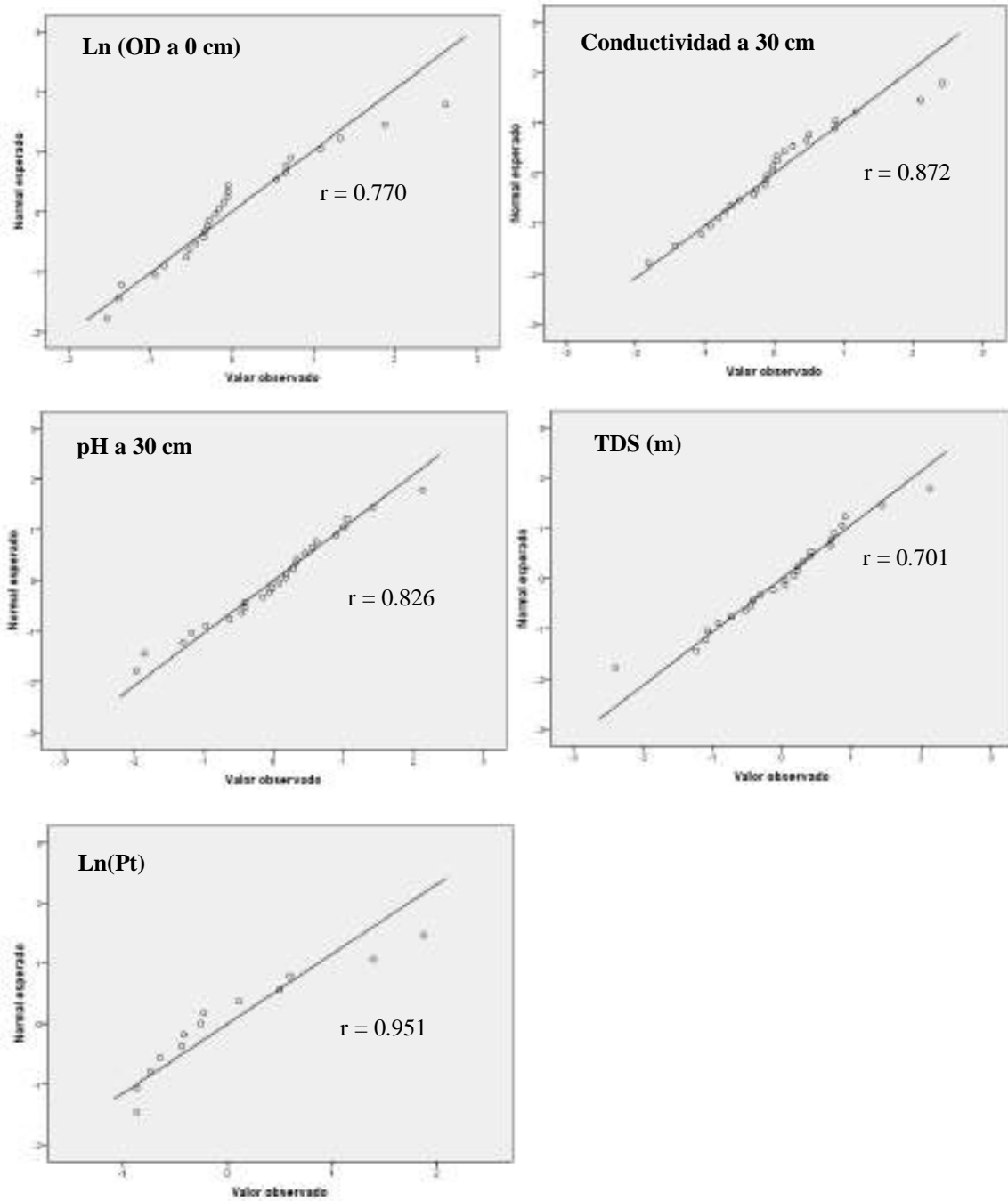


Figura 19. Gráfica Q-Q normal del residuo estandarizado de los modelos significativos. Fuente: Elaboración propia.

- **Supuesto de normalidad de los residuos**

El análisis de la normalidad de los datos se realizó con la prueba de *Shapiro-Wilk* con $\alpha = 0.050$. Los p-valor (Sig.) de los modelos significativos resultaron mayor al nivel de significancia (Tabla 39). Podemos afirmar, por tanto, que los modelos cumplieron con el supuesto: se acepta la hipótesis nula (los residuos tienen una distribución normal).

Tabla 39

Prueba de Shapiro-Wilk del residuo estandarizado de los modelos significativos

Modelos significativos	Shapiro-Wilk		
	Estadístico	gl	Sig.
Ln (OD a 0 cm)	0.938	26	0.121
Conductividad a 30 cm	0.954	26	0.291
pH a 30 cm	0.981	26	0.903
TDS (m)	0.982	26	0.907
Ln (Pt)	0.874	13	0.06

Fuente: Elaboración propia.

- **Supuesto de independencia de los residuos**

La verificación de este supuesto se realizó con la prueba de rachas utilizando la mediana y la media como puntos de corte con $\alpha = 0.050$. La Tabla 40 muestra que los p-valor resultaron mayores que 0.050. Por lo tanto, se acepta la hipótesis de independencia y se concluye que los modelos cumplieron este supuesto.

Tabla 40

Prueba de rachas del residuo estandarizado de los modelos significativos

Modelos	Modelo 1		Modelo 2		Modelo 3		Modelo 4		Modelo 5	
	me	\bar{x}	me	\bar{x}	me	\bar{x}	me	\bar{x}	me	\bar{x}
-Valor de prueba	-0.2	0.0	-0.1	0.0	0.1	0.0	0.1	0.0	-0.3	0.0
-Casos < Valor de prueba	13	18	13	15	13	12	13	11	6	8
-Casos \geq Valor de prueba	13	8	13	11	13	14	13	15	7	5
-Casos en total	26	26	26	26	26	26	26	26	13	13
-Número de rachas	12	11	12	13	12	10	16	14	6	6
-Z	-0.6	-0.3	-0.6	-0.1	-0.6	-1.4	0.6	0.0	-0.6	-0.4
-Sig. asintót. (bilateral)	0.6	0.6	0.6	0.9	0.6	0.2	0.6	1.0	0.6	0.7

Fuente: Elaboración propia.

Donde:

Modelo 1: Ln (OD a 0 cm)

Modelo 2: conductividad a 30 cm

Modelo 3: pH a 30 cm

Modelo 4: TDS (m)

Modelo 5: Ln(Pt)

Me: mediana

\bar{x} : media

- **Supuesto de homocedasticidad**

Este supuesto se ha analizado mediante la gráfica de dispersión de los modelos significativos de los valores pronosticados y los residuos estandarizados. Al observar la Figura 20, se dedujo que los residuos cumplían con el supuesto de homocedasticidad: mientras aumentaban los valores pronosticados, la variabilidad de los residuos se mantuvieron.

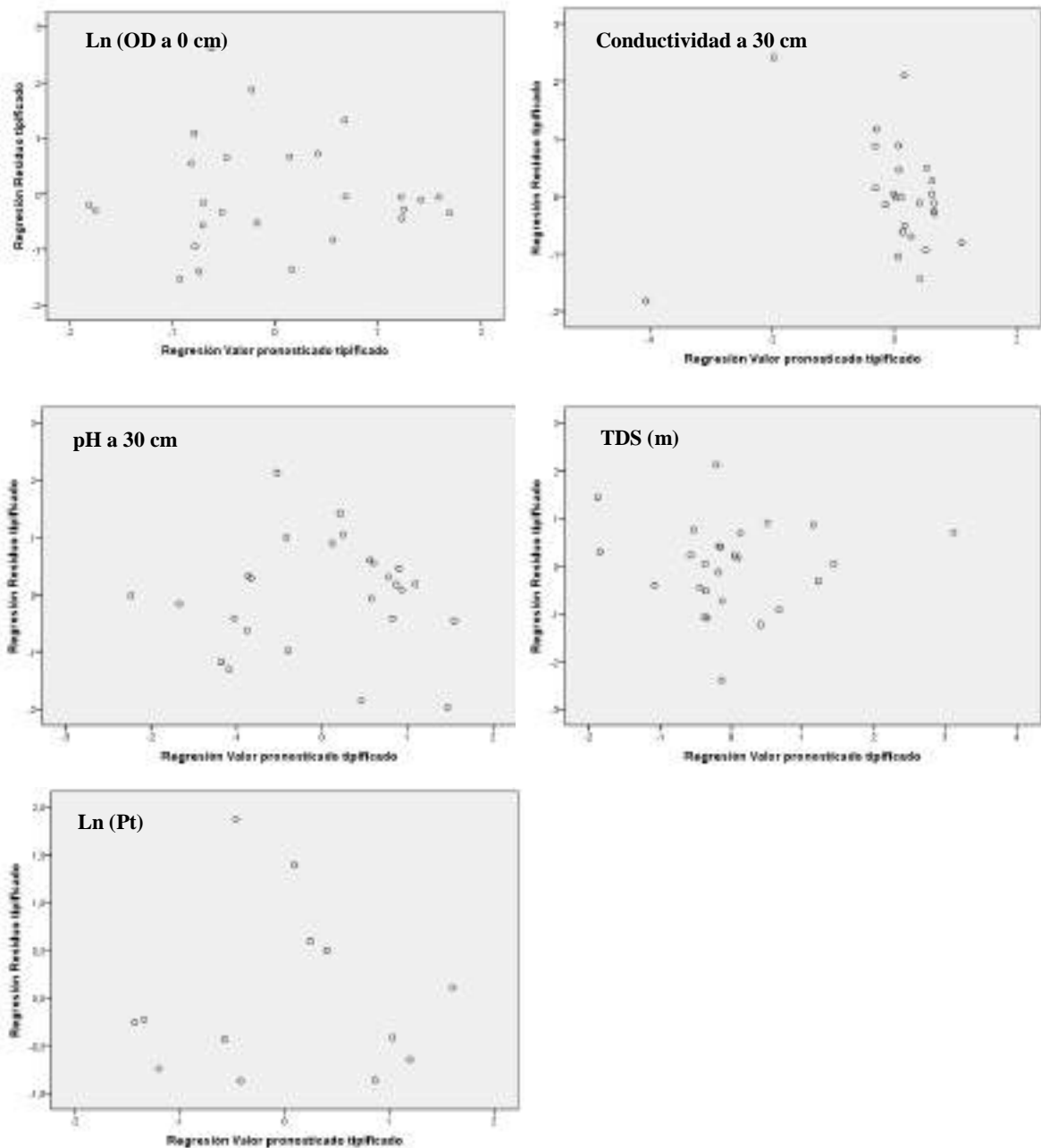


Figura 20. Gráfica de dispersión de los modelos significativos. Fuente: Elaboración propia.

3.7. VALIDACIÓN DE LOS MODELOS SIGNIFICATIVOS

La validación se realizó mediante la prueba T, para muestras relacionadas entre los datos *in situ* y los pronosticados (Tabla 41):

- La media del Ln (OD a 0 cm) resultó 1.5587 que equivale a 4.7526 mg.L⁻¹. Mientras que la media del Ln (OD a 0 cm) pronosticado fue 0.1580 equivalente a 4.7493 mg.L⁻¹. La diferencia entre estas variables fue mínima (0.0033 mg.L⁻¹). Asimismo, el coeficiente de

Pearson resultó 0.770 y significativa (Sig. = 0.000). Por estas razones, el modelo resultó consistente y confiable para las predicciones.

- La media de la conductividad a 30 cm resultó 5 378.850 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Mientras que la media del “conductividad a 30 cm pronosticado”, 5 378.848 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Por lo tanto, esta diferencia fue mínima (0.002 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Asimismo, el coeficiente de Pearson fue 0.872 y significativa (Sig. = 0.000). Estos valores le dan consistencia al modelo.
- La media del pH a 30 cm resultó 8.2730. La media del “pH a 30 cm pronosticado” fue 8.2730. Por lo tanto, no hubo diferencia. Asimismo, el coeficiente de Pearson resultó 0.826 y significativa (Sig. = 0.000). Estos valores le dieron consistencia y confiabilidad de predicción al modelo.
- La media del TDS (m) fue 0.1454 m. Mientras que la media del “TDS (m) pronosticado” resultó 0.1469 m. Por lo tanto, esta diferencia es mínima (0.0015 m). Asimismo, el coeficiente de Pearson fue 0.703 y significativa (Sig. = 0.000). Estos valores le dieron consistencia al modelo.
- La media del Ln (Pt) fue 3.6710 equivalente a 39.2912 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. Mientras que la media del “Ln (Pt) pronosticado” resultó 3.6708 equivalente a 39.2833 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$. La diferencia de medias es mínima (0.0079 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). Asimismo, el coeficiente de Pearson es 0.850 y significativa (Sig. = 0.000). Estos valores le dieron consistencia al modelo.

Tabla 41

Estadísticos de muestras relacionadas: datos in situ y datos pronosticados

Muestras relacionadas	Media	Desviación típ.	r	Sig.
Ln (OD a 0 cm)	1.5587	0.16214	0.770	0.000
Ln (OD a 0 cm) pronosticado	0.1580	0.12481		
Conductividad a 30 cm	5378.850	241.003	0.872	0.000
Conductividad a 30 cm pronosticado	5378.848	210.077		
pH a 30 cm	8.273	0.5235	0.826	0.000
pH a 30 cm pronosticado	8.273	0.4323		
TDS (m)	0.1454	0.237	0.703	0.000
TDS (m) pronosticado	0.1469	0.167		
Ln (Pt)	3.6710	0.6557	0.850	0.000
Ln (Pt) predicho	3.6708	0.5573		

Fuente: Elaboración propia.

3.8. VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE PARÁMETROS AMBIENTALES EN EL ACRAMM

3.8.1. Variación espacio-temporal del estado trófico

Los estados tróficos pronosticados utilizando el IET de Carlson modificado por Toledo, desde enero 2016 hasta diciembre de 2018, mediante el parámetro de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) indicaron que el ACRAMM se encuentra en estado eutrófico con valores de mayor impacto en la zona sur del humedal. Mientras que los pronosticados de enero de 2019, desde oligotrófico a eutrófico con una tendencia de incremento de sur a norte (Figura 21).

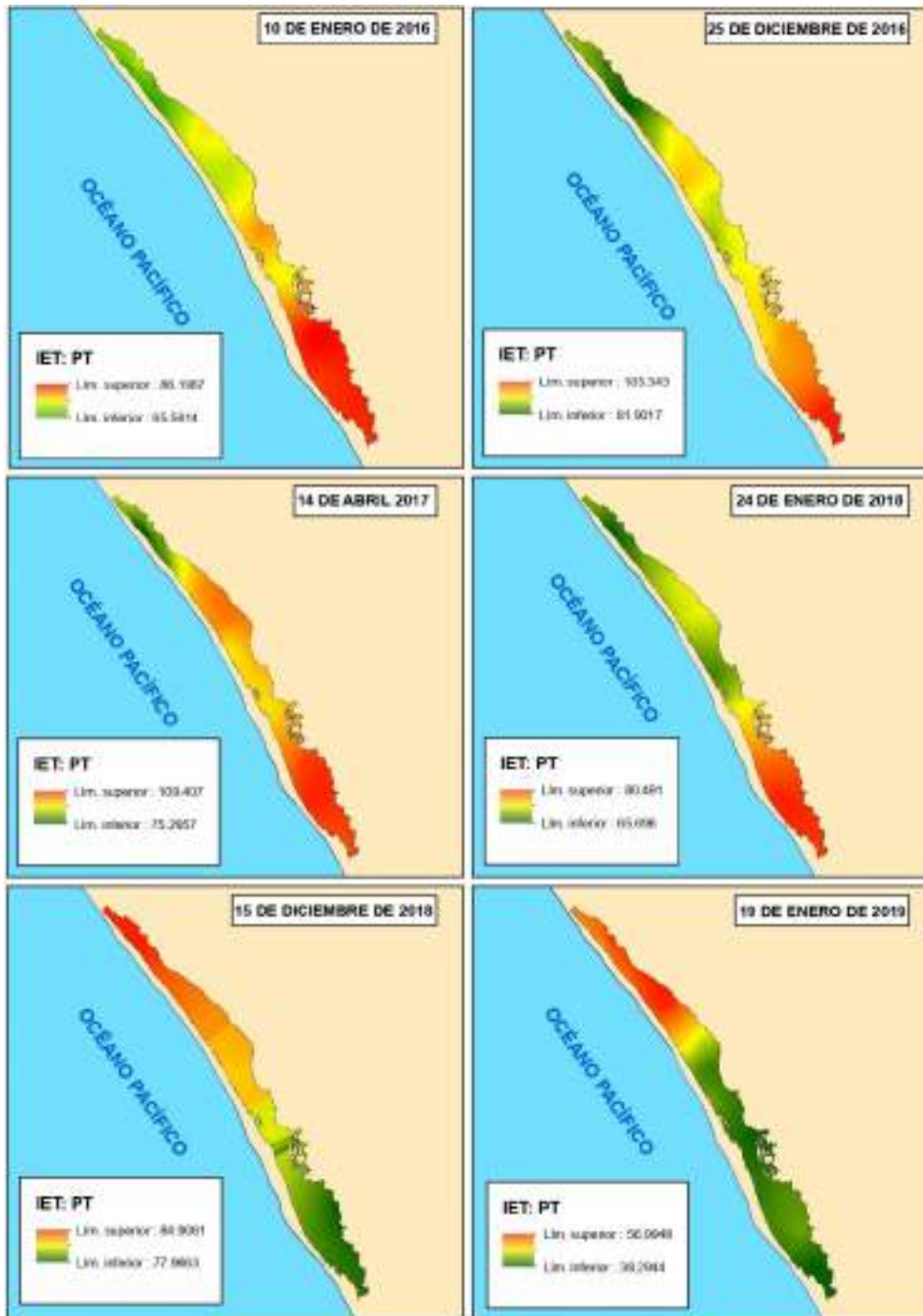


Figura 21. IET en serie temporal del fósforo total en ACRAMM. Fuente: Elaboración propia.

Los estados tróficos pronosticados utilizando el IET de Carlson modificado por Toledo, desde enero de 2016 hasta enero de 2019, mediante la transparencia del Disco de Secchi (m) indicaron que el ACRAMM se encuentra en estado eutrófico con valores de mayor impacto en la zona norte del humedal en las seis fechas pronosticadas (Figura 22).



Figura 22. IET en serie temporal de la TDS en ACRAMM. Fuente: Elaboración propia.

3.8.2. Variación espacio-temporal de los parámetros físicos

En las concentraciones pronosticadas del oxígeno disuelto ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$), se observó un patrón de distribución de este parámetro: incremento de sur a norte. Asimismo, las concentraciones determinadas entre enero de 2016 hasta enero de 2018, resultaron por debajo del límite de calidad aceptable establecido en el ECA-Agua. Mientras que las concentraciones de

diciembre de 2018 y enero de 2019, se muestra la tendencia de incremento de sur a norte, donde se observó que la zona sur del humedal no cumplía con el ECA-Agua (Figura 23).

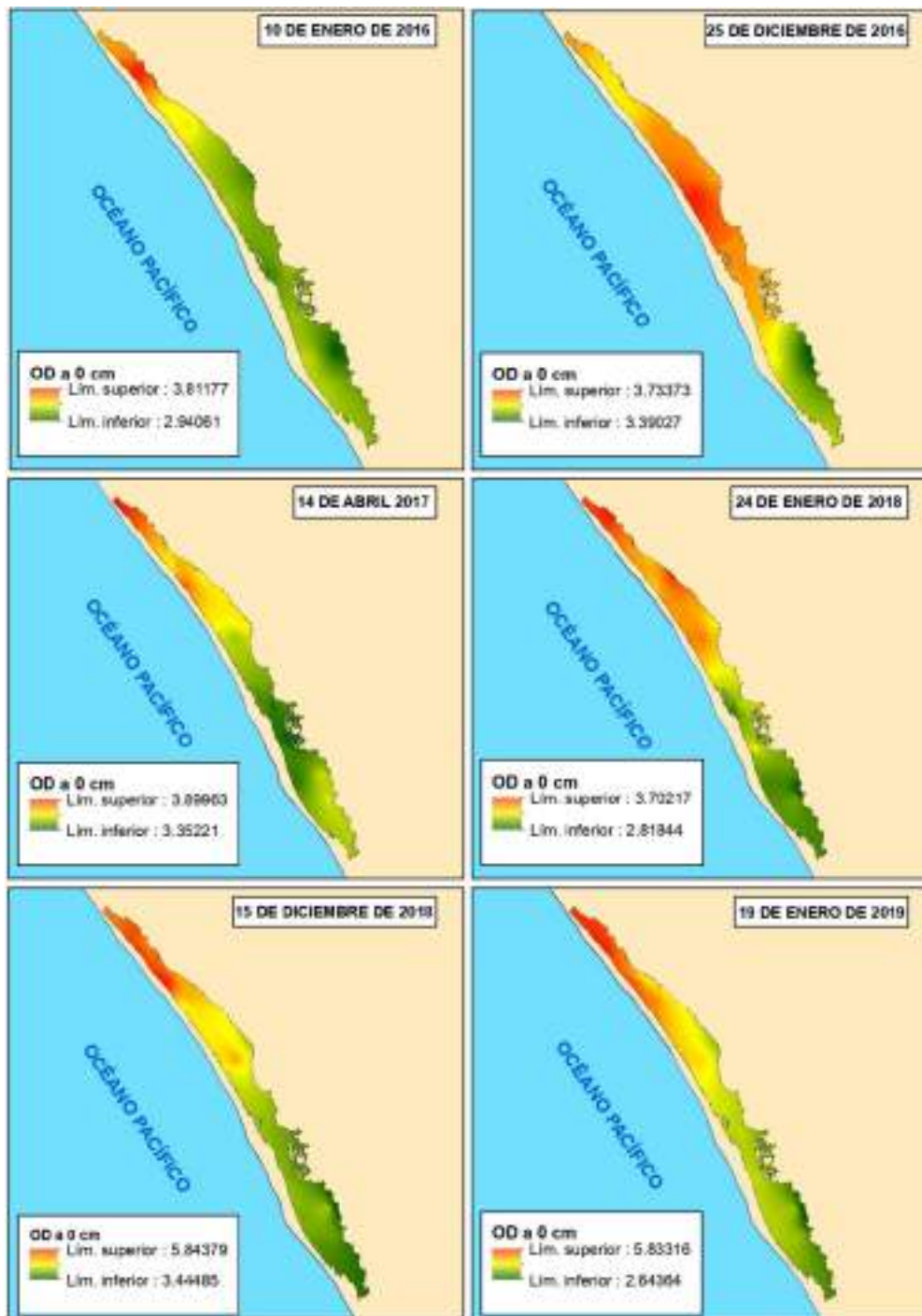


Figura 23. Oxígeno disuelto a 0 cm en serie temporal en ACRAMM. Fuente: Elaboración propia.

La Figura 24, muestra los valores pronosticados del pH. El comportamiento de distribución tuvo un incremento de sur a norte en las cuatro primeras fechas pronosticadas. Mientras que en las dos últimas fue al contrario (norte a sur). Asimismo, los valores del pH del 14 de abril

de 2017, en su mayoría, no cumplió el ECA-Agua; donde se ha establecido un rango de 6.50 a 9.00, como límite de calidad aceptable.



Figura 24. Potencial de hidrógeno a 30 cm en serie temporal en ACRAMM. Fuente: Elaboración propia.

La Figura 25, muestra los valores de la conductividad eléctrica pronosticados. En las 6 fechas evaluadas los valores no cumplieron con el ECA-Agua ($1\ 000\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Asimismo, la tendencia de incremento fue de sur a norte.



Figura 25. Conductividad eléctrica a 30 cm en serie temporal en ACRAMM. Fuente: Elaboración propia.

CAPÍTULO IV: DISCUSIONES

4.1. CARACTERIZACIÓN DE LA COLUMNA DE AGUA

La interpretación de los resultados está centrada en la variabilidad de los parámetros físico-químicos del agua en los 3 niveles de muestreo (0, 30 y 60 cm).

Las medias aritméticas del oxígeno disuelto en los 3 niveles de muestreo fueron muy similares (4.90 mg.L^{-1} , 4.88 mg.L^{-1} y 4.88 mg.L^{-1} , respectivamente). Estos resultados obtenidos en esta investigación fueron idénticos al obtenido por Pinilla (2006), quien concluyó que en la columna de agua del Lago Boa (situada a 150 m.s.n.m. en Colombia) el oxígeno disuelto fue homogéneo al final del periodo de aguas bajas (marzo de 2000, cuando la profundidad no superó los 2.0 m). De manera que este comportamiento podría estar relacionada a la poca profundidad del ACRAMM, también podría estar contribuyendo la presencia de plantas acuáticas emergentes que producen oxígeno mediante el proceso de fotosíntesis, movimiento circulatorio causado por el viento costero y los ojos de agua que, por efectos de burbujeo, probablemente estén provocando la aireación del sistema acuático. Según Tovar (1977) los ojos de agua eran 10 en el humedal. Cabe mencionar que las condiciones aeróbicas o anaeróbicas influyen en procesos de emisiones de gases del efecto invernadero (GEI). Tercero (2016) menciona que los procesos de respiración anaeróbica de los microorganismos conllevan la emisión de N_2O , siendo escasa la emisión de CO_2 . Por el contrario, en condiciones aeróbicas se incrementan las emisiones de CO_2 .

Las medias aritméticas de la temperatura en los 3 niveles de muestreo fueron muy similares ($25.68 \text{ }^\circ\text{C}$, $25.60 \text{ }^\circ\text{C}$ y $25.41 \text{ }^\circ\text{C}$). Estos resultados coincidieron con los obtenidos por Díaz, Elizalde, Quiróz, García y Molina (2005) quienes concluyeron que la temperatura del lago Zempoala en México, prácticamente no cambió en relación con el aumento de la profundidad. Del mismo modo, Galarza, Quinche, Aguilera, Garzón y Manzano (2016) concluyeron que las temperaturas determinadas el 15 de octubre de 2016 en 30 y 60 cm de

profundidad, con respecto al nivel de agua en la laguna de Sonso fueron 25.6 y 25.4 °C, respectivamente. Este comportamiento descarta la estratificación térmica del agua en el ACRAMM, probablemente se debe a las mismas razones para el oxígeno disuelto. Además, las temperaturas del agua clasifican al humedal en ecosistemas cálidos tropicales (CEPIS, 1981).

La conductividad eléctrica del agua, en promedio, se incrementó ligeramente con la profundidad de muestreo, es decir, de menos en la superficie a más en el fondo. Los resultados obtenidos en la presente investigación fueron diferentes al obtenido por Cox (2007), quien evaluó la laguna de Batuco en Chile; donde obtuvo que en el mes de setiembre (en el punto 8) la variabilidad de la conductividad a 0 y 30 cm de profundidad de muestreo fue muy insignificante ($1\ 663$ y $1\ 666\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$, respectivamente) y a 49 cm, resultó $1\ 572\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Mientras que la tendencia de incremento en esta investigación fue similar a los obtenidos por Guerrero, Balsa, Pascual, Martínez y Montes (1991), quienes concluyeron que la conductividad de la Laguna de Chiprana (Zaragoza-España) a 0 cm de profundidad de muestreo resultó $40\ 400\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ y a 450 cm, $47\ 000\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Estas diferencias podrían estar relacionadas a los siguientes criterios: tipo de suelo, actividades económicas adyacentes o de la cuenca, influencia marina como fuente de alimentación, movimiento del agua y el efecto de interacción de la interfase sedimento-agua. Por otro lado, los resultados de la presente investigación resultaron muy superiores al límite de calidad aceptable establecido en el ECA-Agua; sin embargo, esta característica es intrínseca de los ecosistemas costeros, dado que son clasificados, por lo general, como ecosistemas de aguas salobres o mixohalinas (Tovar, 1977).

La media aritmética de los valores del pH en esta investigación fue similar en los 3 niveles de muestreo (8.24, 8.27 y 8.29, respectivamente). Estos resultados fueron idénticos a los obtenidos por Toro, Jaramillo, Ocampo, Correa y Salgado (2012) quienes concluyeron que en la laguna Negra (Colombia), en el primer muestreo el pH a 0 cm y 100 cm con respecto al nivel de agua fue 7.07 y 7.20, respectivamente; mientras que en el segundo, 6.18 y 6.41. Este podría estar relacionado a las actividades metabólicas de los organismos fotosintéticos, que se encuentran en mayor proporción en la superficie donde se produce oxígeno consumiendo el CO_2 ; vale decir, la concentración del CO_2 disminuye con la profundidad y

el medio tiende a la alcalinidad. A pH menor de 4.5 todo el CO₂ disuelto es CO₂ gaseoso, a pH mayor a 4.5 todo el CO₂ está ionizado, según Romero (2005). Por otro lado, comparando con el rango establecido en el ECA-Agua, categoría 4 y subcategoría E1 (6.5-9.0) se observa que este parámetro se encuentra dentro de este rango.

Las medias aritméticas de los fosfatos, en los 3 niveles de muestreo fueron: 0.128, 0.127 y 0.125 mg.L⁻¹, respectivamente. No se han encontrado reportes de estudios similares para este parámetro. La dinámica de los fosfatos se podría explicar de esta manera: el incremento de las temperaturas aumenta el metabolismo de las plantas y el fitoplancton (Roldán, 2008), este proceso significa el aumento de la concentración de zooplancton y la disminución de la concentración de los nutrientes, tales como: el nitrato, silicio, hierro y fosfatos al ser utilizados por el fitoplancton como nutrientes (Zouiten, 2012). En suma, el crecimiento exponencial de los microorganismos significa el decaimiento exponencial de los nutrientes.

Las medias aritméticas del nitrógeno total, en los 3 niveles de muestreo fueron: 4.810 mg.L⁻¹, 4.958 mg.L⁻¹ y 5.028 mg.L⁻¹, respectivamente. No se han encontrado reportes de estudios similares para este parámetro en la columna de agua. Por otro lado, comparando los resultados obtenidos en esta investigación con el límite de calidad aceptable establecido en el ECA-Agua (0.315 mg.L⁻¹), se observa que las concentraciones determinadas superan ampliamente. Probablemente este comportamiento se debe a los procesos de desnitrificación y nitrificación en los sistemas acuáticos, que permiten un movimiento difuso en el medio. Dado que, por ejemplo, la temperatura óptima para el proceso de desnitrificación es 25° C y es la principal vía de eliminación del nitrógeno a la atmósfera (Díaz y Sotomayor, 2013; Silva et al., 2017).

4.2. FUENTES ASOCIADAS A LA EUTROFIZACIÓN DEL ACRAMM

Las fuentes de contaminación asociadas a la eutrofización son: desagüe agrícola, vertimiento de aguas residuales industriales, que al igual que las pozas de oxidación del Centro Poblado de Medio Mundo están contaminando por infiltración; además, las actividades de pastoreo, las estaciones de bombeo de agua y las instalaciones turísticas están interviniendo en este proceso (Gobierno Regional de Lima, 2015; La Chira, 2016).

En los años 60 la eficiencia de riego en la irrigación San Felipe, era 15 % y en la actualidad debido a la tecnificación mediante los riegos presurizados este se ha incrementado a 35 %, al igual que las áreas de cultivo (Rodríguez, 2017). Este incremento, afirma Rodríguez, significó la reducción del nivel freático, conllevando la disminución del volumen de agua y área superficial del humedal. Cabe mencionar que las fuentes de agua del ACRAMM, con mayor participación, son los acuíferos libres de agua dulce, y en menor medida el mar (Tovar, 1977). Esta situación es paradójica por lo siguiente: los movimientos ambientalistas mencionan que la tecnificación de riego permite el ahorro de agua y con mayor razón en zonas desérticas costeras. Sin embargo, este podría tener efectos de disminución en la recarga de los acuíferos y en el incremento de la susceptibilidad de los humedales adyacentes a procesos de eutrofización; tal cual como sucede en el ACRAMM. Este hecho provoca la confrontación de dos ideas opuestas con la siguiente pregunta ¿salvamos al humedal o seguimos tecnificando el riego para promover el ahorro de agua?

Por otro lado, en el escenario de que la eficiencia de riego sea baja, este significa el lavado de los minerales y nutrientes del suelo; estos nutrientes llegarían al humedal porque el suelo de la irrigación es de tipo franco-arenoso y éste tiene baja capacidad de retención de agua. Asimismo, el canal que transporta el desagüe agrícola provenientes de la irrigación, que recorre el Centro Poblado de Medio Mundo y al no contar con una infraestructura adecuada termina erosionando el acantilado en la zona sur del humedal (La Chira, 2016). Huacho (2016) en una investigación titulada “Impacto de las actividades antrópicas en el recurso hídrico de la Albufera Medio Mundo 2009-2014”, concluyó que el Nitrógeno Amoniacal, fosfato Total, Mercurio y Zinc no cumplieron el ECA-Agua en los años 2013 y 2014 y, arsénico en 2015 en el desagüe agrícola de la irrigación San Felipe que llega al ACRAMM. De esta manera, cualquiera que sea el escenario, la irrigación influye en el estado trófico del ACRAMM.

En los últimos años se ha incrementado las inversiones en el sector avícola y ganadería. En esta investigación se analizó un punto de vertimiento de la empresa avícola adyacente al ACRAMM, cuyo resultado mostró que las concentraciones de fosfatos y nitrógeno total

fueron: 5.10 y 30.70 mg.L⁻¹, respectivamente. Este aporte resultó el mayor de todas las fuentes evaluadas. De manera que esta condición no es sostenible en el tiempo: el número de galpones se ha incrementado en el pasar de los años en áreas adyacentes al humedal. Vidal (2017) menciona que en el año 2007 habían 56 galpones; en el 2011, 74; en el 2015, 79; y en el año 2017, 83. Concluyendo que se ha incrementado 27 galpones en 10 años. Esta tendencia, evidentemente, significa mayor demanda de agua, producción de residuos sólidos y aguas residuales que si son vertidas sin tratar, afectan al humedal. Por otro lado, se ha considerado como una de las fuentes asociadas a la eutrofización la poza de oxidación del Centro Poblado de Medio Mundo.

El Centro Poblado de Medio Mundo, no fue ajeno al crecimiento poblacional. Vidal (2007) menciona que el Centro Poblado en el año 2007 ocupaba 21 ha del territorio; en el 2011, 33; en el 2015, 37; y en el 2017, 40 ha del territorio viéndose ya afectada el ACRAMM. Al igual que el crecimiento de las empresas avícolas, este significa mayor generación de aguas residuales en el Centro Poblado que, por lo general, presentan altos contenidos de materia orgánica y una carga bacteriana fecal alta. Dicho de otro modo, este tiene una repercusión directa en el estado trófico, ya que el tipo de suelo facilita la infiltración y percolación de estas aguas con destino final en el ACRAMM. Además, en la fuente 3 (F3) se evidenció que el manantial, era utilizado como lavadero de ropas e higiene personal que implica el uso de detergentes. Esta actividad también influye en el humedal por la liberación de compuestos fosfatados presentes en este tipo de productos.

Álvarez (2016) estudió la concentración de detergentes en el humedal Los Pantanos de Villa-Lima, con el fin de evidenciar la presencia de contaminación antrópica alemana; los resultados obtenidos constataron la contaminación por detergentes (causadas por las actividades de lavado en los canales de abastecimiento de agua del humedal), cuyas concentraciones fueron elevadas. Cabe mencionar que, desde el punto de vista de la eutrofización de cuerpos de agua, el nivel crítico del fósforo es aproximadamente 0.01 mg.L⁻¹ que equivale a 10 µg.L⁻¹ (Sierra, 2011). Asimismo, Romero (2005, p. 172) afirma que “la descarga de 1 g de fósforo en un lago puede producir la formación de más de 100 g de biomasa (materia orgánica), la cual puede representar una DBO de 150 g de oxígeno para su oxidación aeróbica completa”. Por esta razón, se debe evitar la acumulación de fósforo en

los sistemas acuáticos. Ramos (2018) en su investigación destacó la necesidad de evitar la acumulación del fósforo en el embalse El Quimbo-Huila en Colombia, mediante la implementación de planta de tratamiento de aguas residuales que eliminase el fósforo; además recomendó un sistema de gestión para el manejo adecuado tanto para los residuos sólidos y efluentes líquidos de las actividades agropecuarias que pudieran afectar al embalse.

Las estaciones de bombeo de agua reducen los niveles de la napa freática de manera que disminuyen el caudal que alimenta al ACRAMM. Esta disminución significa el incremento de concentración de los nutrientes y otras sales presentes en el agua. Finalmente, si bien el Gobierno Regional de Lima (2015) ha identificado como uno de los problemas ambientales a la acumulación de escombros y desmontes, según lo observado en campo esto no influye en el estado trófico del humedal, pero si tienen implicancias en el cambio del paisaje natural.

En general, existen impactos ambientales antrópicos que están afectando al humedal. Ruiz (2008) en una investigación titulada “Impacto antrópico sobre los humedales El Paraíso, Medio Mundo y La Encantada, Huaura, Lima-Perú, 2007-2008”, concluyó que hubo influencia antrópica negativa sobre el ACRAMM, al encontrar concentraciones de metales pesados (plomo, cadmio y mercurio) significativos que sobrepasaban los límites establecidos en el ECA-Agua. Asimismo, Benites et al. (2013) evaluaron la influencia de factores abióticos sobre la eutrofización estacional de la laguna La Encantada en el distrito de Santa María-Huaura; concluyendo que la laguna se encontraba en proceso de eutrofización, ocasionadas principalmente por las excretas y excedentes de la alimentación suplementada no captadas por la crianza de peces, así como por la descarga de desagües agrícolas, presencia de animales alrededor de la laguna y por contaminación de las actividades turísticas.

4.3. ESTADO TRÓFICO DEL ACRAMM

Se han realizado múltiples estudios de determinación de índices de estados tróficos a nivel mundial; sin embargo, en algunos de estos no han utilizado los índices apropiados. Razón por el cual es conveniente mencionar que la aplicabilidad de los índices depende de la clasificación climática del área de estudio (climas templados, cálidos tropicales, entre otros).

Por ejemplo, los índices de eutrofización propuestos por el CEPIS, son aplicables en sistemas acuáticos de climas cálidos tropicales; mientras que los propuestos por la OCDE al igual que el índice el índice de estado trófico de Carlson, son aplicables en climas templados (Sierra, 2008).

Tovar (1977) determinó que la transparencia del Disco de Secchi en el ACRAMM fue 2 metros en promedio, es decir, un $IETM_{DS} = 40.77$ que clasificaba al humedal en estado oligotrófico. No obstante, según los resultados de la presente investigación se ha incrementado hacia el límite superior de clasificación en casi 4 décadas. Este estado resultó eutrófico con las transparencias del Disco de Secchi (m) y las concentraciones de la clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$); mientras que con las del fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) variaron desde oligotrófico a eutrófico. Este significa que en el humedal se produce el agotamiento de oxígeno, alto nivel de productividad, baja claridad del agua (Moreno et al., 2010; Zoutein, 2012). Por eso, Chapa y Guerrero (2010) escribieron en su investigación “*riqueza que mata*”. Asimismo, en este estado se provoca la proliferación de algas y cianobacterias que producen toxinas que podrían causar enfermedades e incluso la muerte en los seres vivos. Por ejemplo, la *Microcystis aeruginosa* que es la más común en estados eutróficos, produce neurotoxinas y hepatotoxinas como la microcistina (Oberholster, Botha y Grobbelaar, 2004).

Martínez (2018) aisló a la *M. aeruginosa* en muestras de agua del ACRAMM. Sin embargo, la Dirección General de Salud (2018) clasificó al humedal como un sitio apto para bañistas. Dado que esta clasificación solo está centrada en los siguientes aspectos: calidad microbiológica, medida en función a la presencia-ausencia de coliformes fecales (pero no se evalúa la presencia de microorganismos que producen toxinas relacionadas a la eutrofización); calidad de limpieza, en función a temas de residuos sólidos; y presencia de servicios higiénicos.

Por otro lado, Álvarez (2016) clasificó al humedal Los Pantanos de Villa en estado hipereutrófico con el fósforo total (0.29 a 6.78 mg.L^{-1}) mediante el índice propuesto por Reddy y Delaunde (2008) y, en eutrófico con el nitrógeno (2.2 a 56.6 mg.L^{-1}) mediante el índice propuesto por Roldán y Ramírez (2008). Si bien los resultados de la clasificación de

estas concentraciones con el IETM de Carlson por Toledo podrían ser similares, la aleatorización en el uso de los índices podría conllevar a errores en la interpretación de los resultados. Del mismo modo, Gómez (2018) determinó el estado trófico de la laguna Cube-Ecuador a través de la cuantificación de parámetros químicos (fosfatos, nitratos, clorofila “a”) y transparencia del agua. Entre los resultados indicó que tanto los nitratos y fosfatos (con $I_E = 0.08$ y 1.06 , respectivamente) clasificaron a la laguna en un estado oligotrófico; mientras que la transparencia y clorofila-a, en eutrófico ($TSI_{DS} = 60.5$ y $TSI_{clorf-a} = 61$). Asimismo, Pulido y Pinilla (2017) determinaron el estado trófico a partir de la concentración de nutrientes y clorofila-a del humedal El Salitre en Bogotá-Colombia. Entre los resultados mostraron que el índice de *Nygaard* clasificó al humedal en estado mesotrófico para ambos periodos climáticos, el ITP en estado mesotrófico en la época seca y oligotrófico en la temporada lluviosa ($ITP = 37.00$ y 7.00 , respectivamente); mientras que el IET en estado mesotrófico durante la época seca y en eutrófico en la temporada lluviosa ($IET_{promedio} = 53.82$ y 68.06 , respectivamente). En suma, las diferencias entre los estados tróficos de los ecosistemas acuáticos están influenciadas por diversos factores, tanto naturales como antropogénicas.

4.4. FORMULACIÓN DE MODELOS MATEMÁTICOS

El modelo generado en la presente investigación relacionando el logaritmo natural de las concentraciones del oxígeno disuelto a 0 cm, con el logaritmo natural de las reflectancias de la banda 4 de *Sentinel-2* presentó un $r^2 = 0.592$ y 0.1057 de error de estimación. Este resultado fue superior al obtenido por Aviña (2018), quien obtuvo una relación máxima de 0.57 relacionando las concentraciones del oxígeno disuelto con las reflectancias de las bandas 10 y 11 de las imágenes *Landsat-8*. Sin embargo, fue inferior al obtenido por Perdomo (2015), quien obtuvo un $r^2 = 0.81$ relacionando las concentraciones del oxígeno disuelto con las reflectancias de la banda 2 de las imágenes *Landsat-7*. Estas diferencias podrían estar influenciadas por el número de puntos de muestreo evaluados en cada uno de las investigaciones citadas. Por ejemplo, Perdomo solo utilizó 3 puntos de muestreo como referencia, el cual no garantiza la representatividad del esfuerzo de muestreo.

En la formulación del modelo para la conductividad eléctrica a 30 cm, se determinó que la relación entre los valores de la conductividad y el logaritmo natural de las bandas 3 y 4 de

las imágenes *Sentinel-2*, presentaron una relación máxima de 0.76. La diferencia entre la conductividad determinada *in situ* y las pronosticadas fue mínima ($0.002 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$). Por otro lado, no se han encontrado reportes de estudios similares mediante esta metodología para este parámetro.

Al relacionar los valores del pH con el logaritmo natural de las bandas 8 y 12 de *Sentinel-2*, se determinó la mejor relación para el modelo de este parámetro ($r^2 = 0.682$). Este resultado fue inferior al obtenido por Perdomo (2015), quien relacionó los valores del pH con las reflectancias de las bandas 2, 3 y 4 de *Landsat-7* ($r^2 = 0.87$); asimismo, al obtenido por Aviña (2018), quien obtuvo un r^2 de 0.89 al relacionar las bandas 1, 4 y 10 de *Landsat-8* con los valores de este parámetro. Sin embargo, el modelo resultante de la presente investigación fue consistente dado que al ser comparadas las medias aritméticas obtenidas *in situ* con las pronosticadas resultaron iguales con un $r = 0.826$.

La relación del logaritmo natural de las bandas 6, 7 y 8 de *Sentinel-2* con la TDS (m), en esta investigación, presentó un r^2 máximo de 0.495. Este fue superior al obtenido por Ferral (2013), quien relacionó la TDS (m) con las reflectancias de la banda 4 de *Landsat-5* obteniendo un $r^2 = 0.327$. Sin embargo, fue inferior al obtenido por Larkin (2014) quien obtuvo un r^2 máximo de 0.62 relacionando la TDS (m) con los ratios B1/B3, B2/B3 y B2/B4 de *Landsat-5*. Asimismo, al obtenido por Giardino (2001), quien obtuvo un $r^2 = 0.85$ relacionando la TDS (m) con el ratio de las reflectancias de las bandas 1 y 2 de *Landsat-5*. Además, al obtenido por Perdomo (2015), quien obtuvo un $r^2 = 0.916$ relacionando la TDS (m) con el logaritmo de las reflectancias de la banda 1 de *Landsat-7*. Del mismo modo, al obtenido por Bonansea et al. (2012), quienes obtuvieron un $r^2 = 0.78$ relacionando la TDS (m) con las reflectancias de las bandas 1 y 4 de *CBERS-2B*. No obstante, el modelo generado de la presente investigación fue muy preciso, dado que los valores pronosticados tuvieron un error de 0.0015 m con respecto a los datos *in situ*, es decir, 1.03 % de diferencia.

La relación del logaritmo natural de las bandas 2, 8 y 11 de *Sentinel-2*, con el logaritmo de las concentraciones de fósforo total presentaron un r^2 máximo de 0.722 con un error de estimación de 0.399. La diferencia entre las concentraciones determinadas *in situ* con las

pronosticadas mediante el modelo fue mínima ($0.0079 \mu\text{g.L}^{-1}$) con un $r = 0.850$ y significativa. Estos valores le dieron consistencia al modelo. Por otro lado, no se han encontrado reportes de estudios similares mediante esta metodología para este parámetro.

Cabe precisar que no se formularon los modelos, por su baja relación, para los siguientes parámetros: clorofila-a, fosfatos y nitrógeno total. La primera fue ampliamente estudiada mediante esta metodología. Por ejemplo, Morillo et al. (2018) obtuvieron $r^2 = 0.88$ relacionando con las concentraciones de clorofila-a los valores del NDVI calculadas con imágenes *Landsat-8*. Del mismo modo, Bonansea et al. (2012) obtuvieron un $r^2 = 0.73$ relacionando las concentraciones de la clorofila-a con las reflectancias de la banda 2 y 3 de las imágenes *CBERS-2B*. Mientras que no se han encontrado reportes de formulación de modelos para los fosfatos y el nitrógeno total mediante esta metodología.

4.5. VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DEL ESTADO TRÓFICO DEL ACRAMM

La interpretación de los resultados está centrado en la variabilidad espacial de los parámetros físico-químicos del agua.

La determinación de la variación espacio-temporal del estado trófico del ACRAMM, se realizó a partir de enero 2016; dado que las imágenes disponibles de *Sentinel-2*, fueron de esa fecha con menor nubosidad. Cabe mencionar que esta investigación estaba centrada en la utilización de imágenes *Landsat* por su antigüedad de lanzamiento. Sin embargo, por la alta nubosidad registrada en las fechas de muestreo no fue posible su uso. De todas maneras, la imagen trabajada tiene mejor resolución espacial (10 m) y temporal (5 días) que *Landsat 7* y *8*; asimismo, es de libre acceso tanto en las plataformas de la *USGS explorer* y *Copernicus* de la ESA.

Los estados tróficos pronosticados utilizando el IET de Carlson modificado por Toledo, desde enero 2016 hasta diciembre de 2018, mediante el parámetro de fósforo total ($\mu\text{g.L}^{-1}$) indicaron que el ACRAMM se encuentra en estado eutrófico con valores de mayor impacto en la zona sur del humedal. Mientras que los IET pronosticados de enero de 2019, se

encontraban distribuidos desde oligotrófico a eutrófico con una tendencia de incremento de sur a norte. La variabilidad de los resultados de la presente investigación fueron inversos a los reportados por Ledesma et al. (2013), quienes evaluaron la calidad del agua del embalse Río Tercero (Argentina) donde mostraron que el IETM determinado con el fósforo total en 2003 y 2004 fueron oligotróficos; mientras que en 2005 y 2006, mesotróficos. La variabilidad de estos niveles depende de muchos factores tanto físicos, químicos y biológicos que interactúan en el sistema acuático. Por ejemplo, la característica batimétrica del ACRAMM; en la zona sur las profundidades medias son mayores que de la zona norte. Este significa que en la zona sur los materiales, como el fósforo, pueden sedimentarse en el fondo y solo liberarse mediante las 5 maneras explicadas en el punto 1.2.2.2. Mientras que la zona norte por su baja profundidad media favorece que la interacción entre la interfase sedimento-agua sea más dinámica. Por otro lado, los estados tróficos pronosticados utilizando el IET de Carlson modificado por Toledo, desde enero de 2016 hasta enero de 2019, mediante la transparencia del Disco de Secchi (m) indicaron que el ACRAMM, se encuentra en estado eutrófico con valores de mayor impacto en la zona norte del humedal en las 6 fechas pronosticadas.

Los resultados obtenidos en la presente investigación fueron muy similares, en comportamiento de los parámetros, a los reportados por Moreno y Ramírez (2010); quienes determinaron la variabilidad del índice de estado trófico modificado por Toledo, con los parámetros de la transparencia del Disco de Secchi y fósforo total. Concluyendo que el fósforo total tuvo variaciones temporales significativas en el estado trófico; mientras que la TDS no, durante el tiempo de muestreo y tendió a permanecer en eutrófico.

De esta manera, se demuestra la viabilidad del uso de la teledetección en la estimación de los parámetros limnológicos de los ecosistemas acuáticos; así se reducen los altos costos administrativos y logísticos en la determinación de los parámetros. Nuestro país cuenta con un satélite propio, el *PerúSat-1*, que tiene una resolución espacial de 0.70 metros, mucho mejor que las imágenes *Sentinel-2* (10 m). Razón por el cual, el Estado peruano a través del Gobierno Regional de Lima o el Servicio Nacional de Áreas Naturales Protegidas (SERNANP) debería realizar estudios de formulación de modelos que permitan predecir las

características del sistema. Dicho por cierto, el uso de las imágenes de este satélite solo está autorizado para instituciones públicas del Estado.

4.6. VARIACIÓN ESPACIO-TEMPORAL DE LOS PARÁMETROS FÍSICOS EN EL ACRAMM

En las concentraciones pronosticadas del oxígeno disuelto (mg.L^{-1}), en esta investigación, se observó un patrón de distribución de este parámetro: incremento de sur a norte. Asimismo, las concentraciones determinadas entre enero de 2016 hasta enero de 2018 resultaron por debajo del límite de calidad aceptable establecido en el ECA-Agua; mientras que las concentraciones de diciembre de 2018 y enero de 2019 muestran una tendencia de incremento de sur a norte, donde se observó que la zona sur del humedal no cumplía con el ECA-Agua. Esta misma tendencia fue reportada por Ruiz (2008), quien evaluó 3 puntos de muestreo distribuida en la zona sur, centro y norte del ACRAMM obteniendo las medias aritméticas del oxígeno disuelto de 1.55, 1.89 y 1.97 mg.L^{-1} , respectivamente. Al parecer este comportamiento está relacionado a las concentraciones del nitrógeno total (Apéndice 8), que va disminuyendo desde la zona sur hacia la zona norte. Dado que por cada mol de amonio convertido en nitrito se consume 1.5 moles de oxígeno atmosférico (ecuación 1). Asimismo, de manera general, la disminución de las concentraciones del OD se debe al incremento de temperatura del agua y la disponibilidad de materia orgánica biodegradable (generalmente alta por contaminación antrópica).

El comportamiento de distribución de los valores pronosticados del pH, tuvo un incremento de sur a norte en las cuatro primeras fechas; mientras que en las dos últimas, fue al contrario (norte a sur). Asimismo, los valores del pH del 14 de abril de 2017 resultaron ligeramente ácidos y, en su mayoría, no cumplieron con el ECA-Agua (rango de 6.50 a 9.00). Esta variabilidad podría explicar una serie de relaciones dinámicas del sistema acuático. Por ejemplo, según Roldán y Ramírez (2008) la disponibilidad de los fosfatos en el agua como PO_4^{3-} aumenta en pH básico y disminuye en pH ácido. Del mismo modo, la disponibilidad de las formas de nitrógeno está influenciada por el pH. La relación de actividades entre iones amonio ($\propto \text{NH}_4^+$) y amoniaco no disociado ($\propto \text{NH}_4\text{OH}$) es de $2.98 \times 10^{9-pH}$ lo cual significa que solamente a pH de 9 a más puede encontrarse concentraciones importantes de amoniaco (Margalef, 2005).

Los valores de la conductividad eléctrica pronosticados en las 6 fechas evaluadas no cumplieron con el ECA-Agua ($1\ 000\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) con un rango de variación desde 4687.7 hasta $6276.32\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Asimismo, la tendencia de incremento fue de sur a norte. Los resultados obtenidos en esta investigación son diferentes con los obtenidos por Tovar (1977), quien mostró que la conductividad del ACRAMM variaba desde $3\ 700\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ a $11\ 100\ \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Eso explicaría la reducción de la conductividad en el tiempo, probablemente se debe a que la influencia marina ha ido en disminución por el cierre del dique que conectaba al ACRAMM con el mar.

CAPÍTULO V: CONCLUSIONES

1. Los parámetros evaluados en la caracterización de la columna de agua del ACRAMM (oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, potencial de hidrógeno, temperatura, fosfatos y nitrógeno total) fueron muy similares en 0, 30 y 60 cm de profundidad de muestreo con respecto al nivel de agua.
2. Las fuentes de contaminación asociadas a la eutrofización son: desagüe agrícola, vertimiento de aguas residuales industriales que al igual que las pozas de oxidación del Centro Poblado de Medio Mundo están contaminando por infiltración; además, las actividades de pastoreo, las estaciones de bombeo de agua y las instalaciones turísticas.
3. Las predicciones de los parámetros físico-químicos del agua son posibles mediante el uso de la teledetección; dado que se han obtenido 5 modelos matemáticos consistentes. El modelo para el oxígeno disuelto a 0 cm de profundidad de muestreo; se obtuvo relacionando las concentraciones del parámetro con las reflectancias de la banda 4 ($r^2 = 0.592$), ambas variables convertidas en logaritmos naturales. Mientras que para la conductividad a 30 cm de profundidad de muestreo, el modelo tuvo un $r^2 = 0.760$; relacionando los valores del parámetro con los logaritmos naturales de las reflectancias de las bandas 3 y 4. Del mismo modo, el modelo para los valores de pH a 30 cm de profundidad de muestreo, tuvo un $r^2 = 0.682$; relacionando los valores del parámetro con los logaritmos naturales de las reflectancias de las bandas 8 y 12. Así también, se obtuvo un modelo para la transparencia del Disco de Secchi; relacionando las medidas del parámetro con las reflectancias de las bandas 6, 7 y 8 ($r^2 = 0.495$). Finalmente, el modelo para el fósforo total tuvo un $r^2 = 0.722$; relacionando los logaritmos naturales de las concentraciones del parámetro con las reflectancias de las bandas 2, 8 y 11.
4. El ACRAMM se ha clasificado en estado eutrófico en las 6 fechas evaluadas mediante el modelo obtenido para la transparencia del Disco de Secchi ($IETM_{TDS} > 76.04$). Mientras que, según el modelo para el fósforo total, las 5 primeras fechas fueron clasificadas en

estado eutrófico ($IETM_{PT} > 65.56$) y la última desde oligotrófico a eutrófico desde la zona sur hacia norte ($IETM_{PT} = 38.29 - 56.99$).

CAPÍTULO VI: RECOMENDACIONES

1. Formular modelos matemáticos para los diferentes parámetros físico-químicos en el ACRAMM, mediante el uso de las imágenes de alta resolución como *Worldview – 3* (31 cm) y *PerúSAT-1* (70 cm). Dado que estas tienen mejor resolución que las imágenes *Sentinel-2* (10 m).
2. Realizar estudios de esta naturaleza en otros humedales de la costa peruana, de manera unificada en el procedimiento citado en la presente investigación como un “Programa de monitoreo de calidad ambiental de los humedales” con la participación de SERNANP, ANA y los Gobiernos Regionales.
3. El MINAM y los Gobiernos Regionales deberían asignar recursos financieros y técnicos de manera que permitan la conservación y protección efectiva de este tipo de ecosistemas; dado que son fuentes de sustento económico para las poblaciones aledañas por la actividad turística, pesca, artesanía, entre otras.
4. El MINAGRI, MINAM, Gobiernos Regionales, Universidades, entre otras instituciones deberían fomentar programas de capacitación en manejo técnico de productos químicos en la agricultura.
5. Las municipalidades provinciales y distritales, en coordinación con el OEFA y el ANA, deben fiscalizar las actividades de las empresas adyacentes al ACRAMM, en temas de: gestión de residuos sólidos, permisos de uso de agua y tratamiento de aguas residuales; con la finalidad de reducir los impactos ambientales negativos que afecten, no solo la calidad ambiental del sistema acuático, sino también el equilibrio ecológico del humedal.
6. Se recomienda a la Municipalidad Provincial de Huaura gestionar la construcción de una planta de tratamiento de las aguas residuales para el Centro Poblado de Medio

Mundo o, en todo caso, mejorar la eficiencia de remoción de los parámetros influyentes en la eutrofización.

Estudios futuros:

7. Estudiar las concentraciones de detergentes como indicadoras de la contaminación antrópica en el ACRAMM.
8. Formular modelos matemáticos para los metales pesados por su alto costo de análisis.
9. Evaluar la presencia de tilapia en el ACRAMM como una respuesta de biomanipulación frente a la eutrofización.
10. Caracterizar los sedimentos del ACRAMM como fuente-sumidero de nutrientes (N y P, principalmente) relacionados a procesos de eutrofización.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Aizaki, M., Otsuki, A., Fukushima, T., Hosomi, M. y Muraoka, K. (1981) Application of Carlson's trophic state index to Japanese lakes and relationships between the index and other parameters, *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 21 (1), 675-681
- Agencia Espacial Europea. (2015). *Sentinel-2: User Handbook. ESA Standard Document*. Segunda revisión. Aprobado por Bianca Hoersch. Recuperado de: https://earth.esa.int/documents/247904/685211/Sentinel-2_User_Handbook
- Álvarez, C. (2016). *Determinación de detergentes en las aguas de los Pantanos de Villa*. (Tesis de grado). Pontificia Universidad Católica del Perú, Lima.
- Aponte, H. y Cano, A. (2013). Estudio florístico comparativo de seis humedales de la costa de Lima (Perú): actualización y nuevos retos para su conservación. *Revista latinoamericana de conservación*, 3 (2), 15-27.
- Aponte, H. y Ramírez, D. (2014). Riqueza florística y estado de conservación del Área de Conservación Regional Humedales de Ventanilla, Callao, Perú. *The Biologist*. 12 (2), 283-295.
- Arocena, R. y Conde, D. (1999). *Métodos en ecología de aguas continentales con ejemplos de limnología en Uruguay*. Universidad de la República, Montevideo.
- Autoridad Nacional del Agua. (2016). Protocolo Nacional para el Monitoreo de la Calidad de los Recursos Hídricos Superficiales. R.J. N° 010 – 2016 - ANA. Lima, Perú, 11 de enero de 2016.
- Autoridad Nacional del Agua. (2018). Metodología para la determinación del índice de calidad de agua ICA-PE, aplicado a los cuerpos de agua continentales superficiales. R.J. N° 068-2018-ANA. Lima, Perú, 21 de febrero de 2018.
- Aviña, R. (2018). *Estimación de parámetros ambientales a partir de imágenes Landsat 8 y mediciones in situ, en Bahía de La Paz, BCS*. (Tesis de maestría). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, S.C., México.
- Bazán, R., Corral, M., Pagot, M., Rodríguez, A., Oroná, C., Rodríguez, M. y Larrosa, N. (2005). Teledetección y modelado numérico para el análisis de la calidad de agua del embalse Los Molinos, Córdoba, Argentina. *Ingeniería Hidráulica en México*, 20 (2), 121-135.
- Benites, E., Calderón, H., Cotos, D. y Salvador, M. (2013). Factores abióticos y su influencia en la eutrofización estacional en las aguas de la laguna la encantada, año 2013. Repositorio Digital, Universidad José Faustino Sánchez Carrión, Huacho, Lima, Perú.
- Bonanseña, M., Ledesma, C., Rodríguez, C. y Sánchez, Á. (2012). Concentración de clorofila-a y límite de zona fótica en el embalse Río Tercero (Argentina) utilizando

- imágenes del satélite CBERS-2B. *Revista Ambiente y Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 7 (3), 61-71.
- Bravo, N. (2017). *Teledetección espacial: LandSat, Sentinel 2, Aster LIT y Modis*. (1th ed.) Perú: Geomática Ambiental S.R.L.
- Cahuana, A. y Yugar, W. (2009). *Material de apoyo didáctico para la enseñanza y aprendizaje de la asignatura de hidrología civ-233*. Universidad Mayor de San Simón, Bolivia.
- Calazans, M., Ovruski, B., De Souza, H. y Konig, A. (1997). Utilização dos índices do estado trófico (IET) e de qualidade da água (IQA) na caracterização limnológica e sanitária das Lagoas de Bonfim, Extremóz e Jiqui (RN) - Análise preliminar. *Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental*, 30, 2061-2073
- Carlson, R. (1977). A trophic state index for lakes. *Limnology and oceanography*, 22 (2), 361-369.
- Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente. (2011). *Metodologías simplificadas para la evaluación de eutrofización en lagos cálidos tropicales*. Programa Regional CEPIS/HPE/OPS 1981-1990
- Clarkson, B. R., Sorrell, B. K., Reeves, P. N., Champion, P. D., Partridge, T. R. y Clarkson, B. D. (2004). Handbook for Monitoring Wetland Conditions. Coordinated Monitoring of New Zealand Wetlands. A Ministry for the Environment Sustainable Management Fund Project (5105).
- Chapa, C. y Guerrero, R. (2010). Abundancia que mata: la eutrofización. *Revista ¿Cómo Ves?* 134, 22-25.
- Claros, J. (2012). *Estudio del proceso de nitrificación y desnitrificación vía nitrito para el tratamiento biológico de corrientes de agua residual con alta carga de nitrógeno amoniacal*. (Tesis de doctorado), Universidad Politécnica de Valencia, España.
- Cox, C. (2007). *Metodología de diseño de una red de monitoreo de recursos hídricos para humedales: aplicación en la laguna de Batuco*. (Memoria de grado). Universidad de Chile.
- De la Hoz, C. y Gotilla, C. (2009). Modelo para la predicción de parámetros de calidad del agua del lago de valencia utilizando imágenes de satélite. *Teledetección: agua y desarrollo*, 113 – 116.
- Díaz, A. y Sotomayor, L. (2013). *Evaluación de la eutrofización de la laguna Conococha-Ancash” a agosto de 2012*. (Tesis de grado), Universidad Nacional Santiago Antúnez de Mayolo, Huaraz, Perú.
- Díaz, Á. (2016). *Neurotoxicidad por exposición a microcistinas y cilindrospermopsina*. (Grado en farmacia). Universidad de Sevilla, España.

- Díaz, M., Elizalde, E., Quiróz, H., García, J. y Molina, E. (2005). Caracterización de algunos parámetros físico químicos del agua y sedimentos del Lago Zempoala, Morelos, México. *Acta Universitaria*, 15 (2), 57-65.
- Dirección General de Salud. (2018). Verano saludable. Recuperado de: <http://veranosaludable.minsa.gob.pe/>
- Doña, C., Caselles, V., Sánchez, J., Ferril, A. y Camacho, A. (2011). Herramienta para el estudio del estado de eutrofización de masas de agua continentales. *Revista de Teledetección*, 36, 40-50.
- Dörr, F., Rodríguez, V., Molica, R., Henriksen, P., Krock, B. y Pinto, E. (2010). Methods for detection of anatoxin-a(s) by liquid chromatography coupled to electrospray ionization-tandem mass spectrometry. *Toxicon*, 55, 92-99.
- Echeverría, F., Aguirre, N., Castaño, J., Valderrama, A., Peña, J. y Giudice, C. (2007). Caracterización fisicoquímica y biológica de la bahía de Cartagena en la zona de Mamonal para la evaluación de pinturas antiincrustantes en condiciones estáticas. *Revista Facultad de Ingeniería*, 39, 7-20.
- Encinas, M. (2011). *Medio ambiente y contaminación: principios básicos*. Recuperado de: <https://addi.ehu.es/bitstream/handle/10810/16784/Medio%20Ambiente%20y%20Contaminaci%C3%B3n.%20Principios%20b%C3%A1sicos.pdf?sequence=6>
- Espinosa, M., León, Y. y Rodríguez, X. (2013). Problemática de la determinación de especies nitrogenadas (nitrógeno total y amoniacal) en aguas residuales. *Revista CENIC Ciencias Químicas*, 44, 1-12.
- Esqueda, K., Sánchez, A., Valdés, G., Salcedo, M., Franco, A. y Florido, R. (2016). Fitoplancton en el humedal tropical Chaschoc en la cuenca baja del río Usumacinta. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 87, 1177-1188.
- Estruch, F. (2010). *Análisis de la clorofila a en el agua a partir de una imagen multispectral Quickbird en la zona costera de Gandia* (Tesis de grado), Universidad Politécnica de Valencia, España.
- Fernández, M. (2011). Contaminación por fósforo procedente de la fertilización orgánica de suelos agrícolas. Universidad de Santiago de Compostela. Recuperado de: <https://www.researchgate.net/publication/230688083>
- Ferral, A. (2013). *Análisis espacio-temporal del efecto del sistema de aireación artificial en el Embalse San Roque. Integración de datos de campo y técnicas geoespaciales*. (Tesis de maestría). Universidad Nacional de Córdoba, España.
- Galarza, G., Quinche, L., Aguilera, D., Garzón, C. y Manzano, J. (2016). Estudio limnológico de varios sistemas lóticos y lénticos aledaños a la reserva Yotocovalle del Cauca, Colombia. Informe de campo.
- García, A. (2016). *Estudio de la reflectancia espectral y modelos de predicción de color en mosaicos vítreos*. (Tesis de grado). Universidad de Cantabria, España.

- Giardino, C., Pepe, M., Brivio, P., Ghezzi, P. y Zilioli, E. (2001). Detecting chlorophyll, Secchi disk depth and surface temperature in a sub-alpine lake using Landsat imagery. *Science of The Total Environment*, 1 (268), 19-29.
- Glynn, J. y Heinke, G. (1999). *Ingeniería Ambiental*. (2th ed.) México: Pearson education.
- Gobierno Regional de Lima. (2015). Plan Maestro 2015 – 2019 de Área de Conservación Regional Albufera de Medio Mundo, Lima, Perú.
- Gómez, F. (2015). *Evaluación del estado de eutrofización del Mar Alborán mediante el empleo combinado de imágenes de satélite y de muestreos in situ*. (Tesis de doctorado), Universidad de Málaga, España.
- Gómez, G. (2018). *Determinación del estado trófico actual de la laguna “Cube” a través de la cuantificación de parámetros químicos (fosfatos, nitratos, clorofila “a”) y transparencia secchi*. (Tesis de grado). Universidad Central del Ecuador.
- Guerrero, M., Balsa, J., Pascual, M., Martínez, B. y Montes, C. (1991). Caracterización limnológica de la laguna salada de Chiprana (Zaragoza, España) y sus comunidades de bacterias fototróficas. *Limnética*, 7, 83-96.
- Gunkel, G. (2003). Limnología de un Lago Tropical de Alta Montaña, en Ecuador: características de los sedimentos y tasa de sedimentación. *Revista de Biología Tropical*, 51 (2), 381-390.
- Hernández, R., Fernández, C. y Baptista, M. (2014). *Metodología de la investigación*. (6th edición). México: McGraw-Hill Education.
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (2004). Fósforo total en agua por digestión ácida, método del ácido ascórbico (versión 02). Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial – República de Colombia. Subdirección de Hidrología - Grupo Programa de Fisicoquímica Ambiental.
- Kandus, P., Morandeira, N. y Schivo, F. (2010). *Bienes y Servicios Ecosistémicos de los Humedales del Delta del Paraná*. Fundación Humedales / Wetlands International. Buenos Aires, Argentina.
- La Chira, R. (2016). *Valoración económica y ambiental mediante el Método de los Precios Hedónicos. El caso del Área de Conservación Regional Albufera de Medio Mundo (ACRAMM), Lima, Perú* (Tesis de maestría). Universidad Politécnica de Catalunya, España.
- Larkin, J. (2014). *Detecting long-term trends in water quality parameters using remote sensing techniques*. (Tesis de maestría). Senado de la Universidad de Illinois, Estados Unidos.
- Ledesma, C., Bonansea, M., Rodríguez, C. y Sánchez, Á. (2013). Calidad del agua en el embalse Río Tercero (Argentina) utilizando sistemas de información geográfica y modelos lineales de regresión. *Ambiente y agua*, 8(2), 67-76

- Ley de creación del Área de Conservación Regional Albufera de Medio Mundo. D.S. N° 006-2007-AG. Diario Oficial El Peruano, Lima, Perú, 25 de enero de 2007.
- Ley General del Ambiente N° 28611. Diario Oficial El Peruano, Lima, Perú, 15 de octubre de 2005.
- Ley de mecanismos de retribución por servicios ecosistémicos N° 30215. Diario Oficial El Peruano, Lima, Perú, 29 de junio de 2014.
- Ley que precisa los límites del Área de Conservación Regional Albufera de Medio Mundo. D.S. N° 005-2013-MINAM. Diario Oficial El Peruano, Lima, Perú, 7 de junio de 2013.
- Maldonado, J. (2013). Asimilación del nitrógeno y del Azufre. En: J. Azcón and M. Talón, ed., *Fundamentos de fisiología vegetal*, 2nd ed. Barcelona: McGRAW-HILL, pp.287-301.
- Maldonado, L. (2013). *El modelamiento matemático en la formación del ingeniero*. Bogotá: Ediciones Universidad Central.
- Manrique, E. (2003). Los pigmentos fotosintéticos, algo más que la captación de luz para la fotosíntesis. *Ecosistemas*, 12 (1), 1-11.
- Margalef, R. (2005). *Ecología*. (1th edición). Barcelona: Ediciones Omega.
- Martínez, P. (2018). *Evaluación del potencial alelopático de la pajilla de arroz en el control de las floraciones algales producidas por Microcystis aeruginosa (Kützing)*. (Tesis de grado). Universidad Católica Sedes Sapientiae, Lima.
- Mendoza, M., Martínez, J., Moreira, P., Paule, M., Espinoza, R., Villagra, A., Abril, G. y Seyler, P. (2011). Monitoreo espacial y temporal del estado trófico de los lagos de planicies de inundación en la Amazonía central mediante sensores remotos. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR.
- Ministerio de Agricultura. (2013). Política Nacional Forestal y de Fauna Silvestre. D.S. N° 009-2013-MINAGRI. Diario Oficial El Peruano, Lima, Perú, 14 de agosto de 2013.
- Ministerio del Ambiente. (2012). Glosario de términos para la gestión ambiental peruana. Documento trabajado por procesos de consultoría.
- Ministerio del Ambiente. (2015). Estrategia Nacional de Humedales. Anexo del D.S. N° 004-2015-MINAM. Diario Oficial El Peruano, Lima, Perú, 23 de enero de 2015.
- Monte, R. (2013). *Metodología para evaluar la modificación de la capacidad de autodepuración de los ríos por efecto del cambio climático*. (Tesis de doctorado). Universidad Nacional Autónoma de México.

- Montoya Y. y Aguirre, N. (2010). Dinámica de la producción primaria fitoplanctónica en un lago tropical (ciénaga Escobillitas) a lo largo del pulso de inundación. *Rev. Fac. Ing. Univ. Antioquia*, 55, 76-89.
- Moreno, D. Quintero, J. y López, A. (2010). Métodos para identificar, diagnosticar y evaluar el grado de eutrofia. *ContactoS*, 78, 25-33.
- Moreno, D. y Ramírez, J. (2010). Variación temporal de la condición trófica del lago del Parque Norte, Medellín (Antioquia), Colombia. *Actual Biol* 32 (92): 75-87.
- Morillo, G. Aldana, G. Pineda, Á y Royero, G. (2018). Estimación de clorofila a en el Lago de Maracaibo, Venezuela utilizando imágenes LANDSAT 8. *Revista Mapping*, 27 (188), 4-14.
- Nixon, S. (1995). Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. *Ophelia*, 41, 199-219.
- Oberholster, P., Botha, A. y Grobbelaar, J. (2004). *Microcystis aeruginosa*: source of toxic microcystins in drinking water. *Revista Africana de Biotecnología*, 3(3), 159-168.
- Odum, E. y Barret, G. (2006). *Fundamentos de ecología*. (5th edición). México: Thomson.
- Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. (2009). Sistemas de información geográfica, sensores remotos y mapeo para el desarrollo y la gestión de la acuicultura marina. Documento técnico 458. pp. 104.
- Organización para la Cooperación y el Desarrollo Económico. (1982). Summary Report: The OECD Cooperative Programme on Eutrophication. Canadian Contribution. Compiled and prepared by Lorraine L. Janus and Richard A. Vollenweider.
- Oroná, C. (2012). *Caracterización limnológica de un sistema de agua salada de una cuenca endorreica*. (Tesis de doctorado). Universidad de Coruña, España.
- Perdomo, A. (2015). *Predicción de parámetros físico químicos de calidad del agua mediante el uso de sensores remotos: caso de estudio embalse del Neusa*. (Tesis de maestría). Fundación Universidad de Bogotá Jorge Tadeo Lozano, Ecuador.
- Pinilla, G. (2006). Evaluación de la eficiencia fotosintética del fitoplancton en un lago amazónico (Lago Boa) y en un lago andino (Lago Guatavita). *Acta Amazónica*, 36(2), 221-228.
- Pulido, V; Castro, Ríos, Suárez de Freitas y Ugaz, (1998). Reporte Humedales 1992 – 1997. Programa de Conservación y Desarrollo Sostenido de Humedales del Perú. INRENA-UNAM-PRONATURALEZA-WI-WWF.
- Pulido, P. y Pinilla, G. (2017). Evaluación del estado trófico de El Salitre, último humedal urbano de referencia en Bogotá. *Rev. Acad. Colomb. Cienc. Ex. Fis. Nat.*, 41(158), 41-50.

- Quirós, R., Boveri, M. B., Petracchi, C. A., Rennella, A. M., Rosso, J. J., Sosnovsky, A. y Von, H. T. (2006). Los efectos de la agriculturización del humedal Pampeano sobre la eutrofización de sus lagunas. 1-16.
- Ramírez, G. (2003). El corredor biológico mesoamericano. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad-México. *Biodiversitas*, 47, 1-3.
- Ramos, A. (2018). Evaluación del riesgo de eutrofización del embalse El Quimbo, Huila (Colombia). *Revista LOGOS Ciencia & Tecnología*, 10 (2), 172-192.
- Reglamento de la Ley de Recursos Hídricos. D.S. N° 001-2010-AG. Diario Oficial El Peruano, Lima, Perú, 23 de marzo de 2010.
- Reglamento de la Ley del Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental. D.S. N° 019-2009-MINAM. Diario Oficial El Peruano, Lima, Perú, 24 de setiembre de 2009.
- Rodríguez, M. (2017). *Variación de humedales costeros e irrigaciones agrícolas: el caso de la Albufera de Medio Mundo y el área agrícola de Huaura*. (Tesis de licenciatura). Pontificia Universidad Católica del Perú, Lima.
- Roldán, G. y Ramírez, J. (2008). *Fundamentos de Limnología neotropical*. (2th ed.) Medellín, Colombia: Editorial Universidad de Antioquía.
- Romero, J. (2005). *Calidad del agua*. (2th ed.) Bogotá: Escuela colombiana de ingeniería.
- Romero, C. (2018). *Determinación de la relación de la comunidad fitoplanctónica con los factores físicos y químicos del sector Puno de la Reserva Nacional del Titicaca, Región Puno, abril – julio 2014*. (Tesis de grado). Universidad Nacional De San Agustín De Arequipa, Perú.
- Ruiz, B. (2008). *Impacto antrópico sobre los humedales El Paraíso, Medio Mundo Y La Encantada, Huaura, Lima – Perú, 2007 – 2008*. (Tesis de doctorado). Universidad Nacional de Trujillo, Perú.
- Ruiz, T. (2017). *Análisis comparativo de índices de eutrofización en lagunas costeras del Estado de Sonora, México*. (Tesis de grado). Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste S.C. México.
- Salgado, L. (2014). Variabilidad de la clorofila a en las aguas costeras de la Península Ibérica entre 1998 y 2007 usando datos de SeaWifs. Coordinadora Estatal de Ciencias Ambientales (CECAA), España.
- Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología. (2010). Mapa de clasificación climática por el método de Thornthwaite. Recuperado de: <https://web2.senamhi.gob.pe/?p=mapa-climatico-del-peru>
- Sierra, J. (2011). *Calidad del agua: evaluación y diagnóstico*. Medellín: Ediciones de la U.
- Silva, A., Álvarez, M. y Montero, E. (2017). Impactos del nitrógeno agrícola en los ecosistemas acuáticos. *Ecosistemas*, 26 (1), 37-34.

- Streit, N., Ramírez, L., Queiroz, L., Jacob, E. y Queiroz, M. (2015). Producción de pigmentos naturales (clorofila-a) en biorrefinerías agroindustriales. *Ciencia y tecnología*, 8 (2), 27-34.
- Tammelin, M. y Kauppila, T. (2018). Quaternary Landforms and Basin Morphology Control the Natural Eutrophy of Boreal Lakes and Their Sensitivity to Anthropogenic Forcing. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 6 (65), 1-18.
- Tarifa, E. (sin fecha). *Teoría de modelos y simulación. Introducción a la simulación*. Universidad Nacional de Jujuy, Argentina.
- Tercero, M. (2016). *Procesos biogeoquímicos y eliminación de nitrógeno y fósforo de aguas eutrofizadas en humedales del entorno del Mar Menor: resultados experimentales en mesocosmos*. (Tesis de doctorado). Universidad Politécnica de Cartagena, España.
- Toro, D., Jaramillo, M., Ocampo, D., Correa, R. y Salgado, P. (2012). Estudio limnológico de la laguna Negra. Zona amortiguadora del P.N.N. Los Nevados. *Bol.cient.mus.hist.nat.*, 16(2), 23-38.
- Tovar, A. (1977). Sinecología de la Laguna Medio Mundo (Costa Central del Perú). *Revista Forestal del Perú*, 7 (1-2), 1-25.
- Universidad de Sevilla. (Sin fecha). Biochemistry lab - Chemistry Faculty. Topics of research. Recuperado de: http://grupo.us.es/proyectosbio163/Sitio_web/Topics_of_research.html
- Vidal, M. (2017). *Modelamiento dinámico del Área de Conservación Regional Albufera de Medio Mundo para identificar las actividades antrópicas en el periodo 2007-2017 distrito de Végueta, provincia de Huaura 2017*. (Tesis de grado). Universidad César Vallejo, Lima.
- WTW. (2016). Manual de análisis de fotometría: Prácticas y normativas de análisis. Programa versión 2.06W.
- Zambrano, A. (2018). *Evaluación del grado de eutrofización de la laguna natural El Carmen y su situación con las épocas del año*. (Tesis de grado). Escuela Superior Politécnica Agropecuaria de Manabí Manuel Félix López, Ecuador.
- Zouiten, H. (2012). *Análisis mediante modelado avanzado de procesos de eutrofización en lagunas litorales: Aplicación a masas de agua atlántica y mediterránea*. (Tesis de doctorado). Universidad de Cantabria, Santander, España.

TERMINOLOGÍA

Aguas residuales: son aquellas cuyas características originales han sido modificadas por actividades antropogénicas, y para ser vertidas a un cuerpo natural de agua o reusadas requieren de un tratamiento previo por sus características de calidad (Reglamento de la Ley de Recursos Hídricos. D.S. N° 001–2010–AG., 2010).

Bioturbación: son las alteraciones producidas en el sedimento por las actividades biológicas (Roldán y Ramírez, 2008).

Contaminación ambiental: es la presencia en el aire, agua o suelo de sustancias o formas de energía no deseables en concentraciones tales que puedan afectar la salud de las personas y el medio ambiente de manera que provoca efectos negativos (Encinas, 2011).

Impacto ambiental: Alteración positiva o negativa de uno o más de los componentes del ambiente, provocada por la acción de un proyecto (Reglamento de la Ley del Sistema Nacional de Evaluación de Impacto Ambiental D.S. 019-2009-MINAM).

Corredores biológicos: se define como un espacio geográfico delimitado que proporciona conectividad entre paisajes, ecosistemas y hábitats, naturales o modificados, y asegura el mantenimiento de la diversidad biológica y los procesos ecológicos y evolutivos (Ramírez, 2003).

Limnología: es la rama de la ecología que estudia los ecosistemas acuáticos continentales (lagos, lagunas, ríos, charcas, marismas y estuarios), las interacciones entre los organismos acuáticos y su ambiente, que determinan su distribución y abundancia en dichos ecosistemas” (Oroná, 2012).

Sensores remotos: pueden ser satelitales, aéreos, terrestres y submarinos, se utilizan para adquirir datos de la superficie terrestre, por ejemplo, de temperaturas, velocidad de corrientes, concentración de clorofila, uso de agua, entre otros (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación [FAO], 2009).

Ecosistemas frágiles: son ecosistemas con características o recursos singulares con baja resiliencia e inestables ante eventos impactantes de naturaleza humana, que produce en el mismo, una profunda alteración en su estructura y composición (Ministerio de Agricultura [MINAGRI], 2013).

Hidrología: es la ciencia natural que estudia el agua, su ocurrencia, circulación y distribución en la superficie terrestre, sus propiedades químicas y físicas y su relación con el medio ambiente, incluyendo a los seres vivos (Federal Council for Science and Technology, 1962, citado por Cahuana y Yugar, 2009).

Humedal: son las extensiones o superficies cubiertas o saturadas de agua, bajo un régimen hídrico natural o artificial, permanente o temporal, dulce, salobre o salado, y que albergan comunidades biológicas características, que proveen servicios ecosistémicos (MINAM, 2015).

Modelo: consiste en la especificación formal de los elementos de un sistema, las relaciones entre los mismos y los parámetros que permiten contextualizar el desempeño del sistema de acuerdo con las características del entorno y las relaciones del sistema del mundo real con el mismo (Maldonado, 2013).

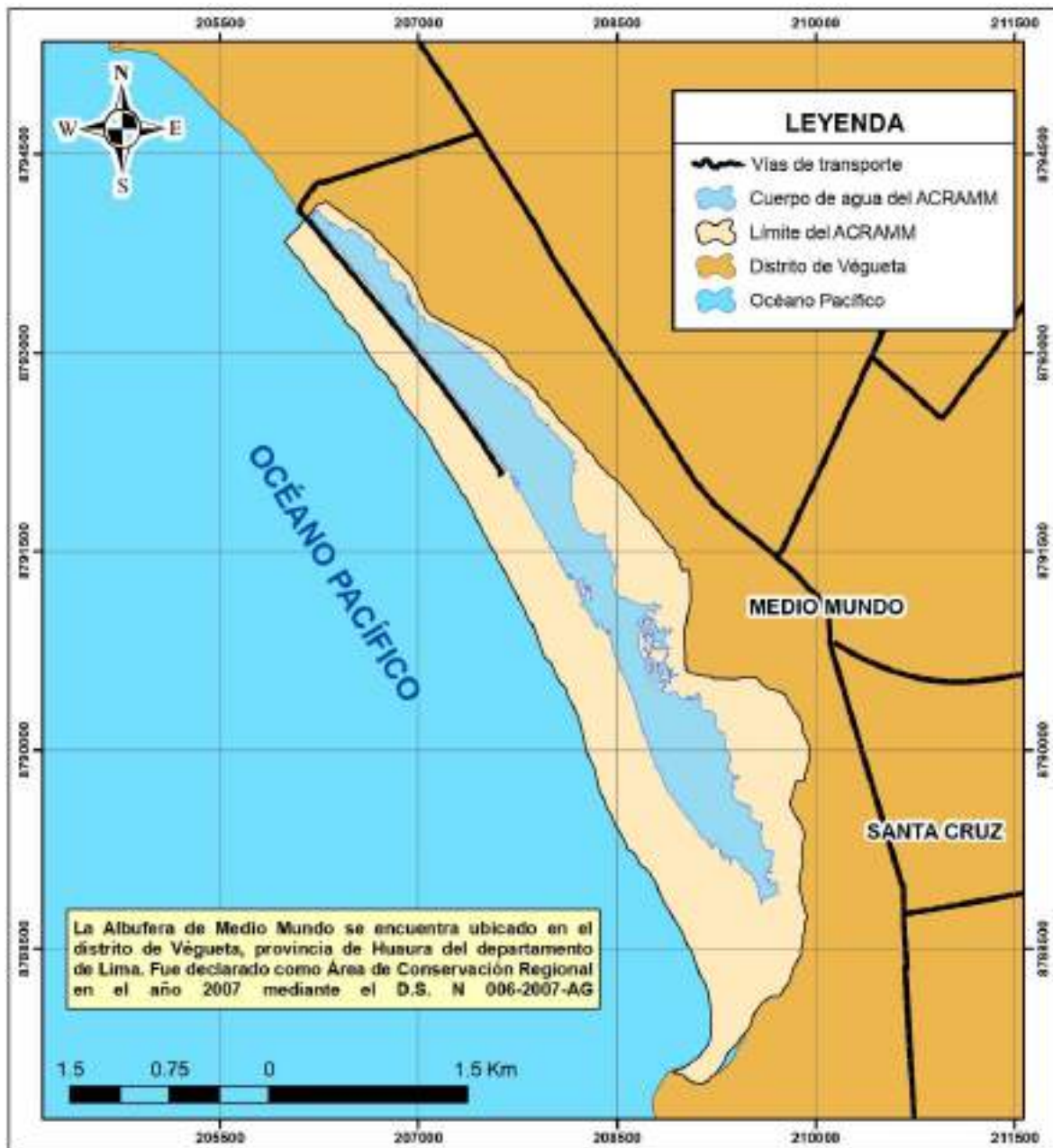
Reflectancia: es la propiedad de un cuerpo de reflejar la luz. Se calcula como la relación entre la energía reflejada contra la potencia total de energía. Los valores de la reflectancia varían para cada cuerpo observado (García, 2016).

Servicios ecosistémicos: son aquellos beneficios económicos, sociales y ambientales, directos e indirectos, que las personas obtienen del buen funcionamiento de los ecosistemas (Ley de mecanismos de retribución por servicios ecosistémicos N° 30215, 2014).

Vertimiento de aguas residuales: es la descarga de aguas residuales previamente tratadas, en un cuerpo natural de agua continental o marítima (Reglamento de la Ley de Recursos Hídricos D.S. N° 001-2010-AG, 2010).

APÉNDICES

Apéndice 1. Mapa de ubicación política del ACRAMM



UNIVERSIDAD CATÓLICA SEDES SAPIENTIAE
FACULTAD DE INGENIERÍA AGRARIA
ESPECIALIDAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL

MAPA:
UBICACIÓN POLÍTICA DEL ACRAMM

TESIS:
"EVALUACIÓN DE LOS ESTADOS TRÓFICOS DE LA LAGUNA PRINCIPAL DEL ÁREA DE CONSERVACIÓN REGIONAL ALBUFERA DE MEDIO MUNDO, HUARURA-LIMA"

ELABORADO POR: Rhydri Lovick GUEROZ SANTOS	FECHA: Diciembre, 2018	N°
ESCALA: 1: 50 000	FUENTE: MINAM, MTC, 2017	DATUM: WGS 84 ZONA: 18 S

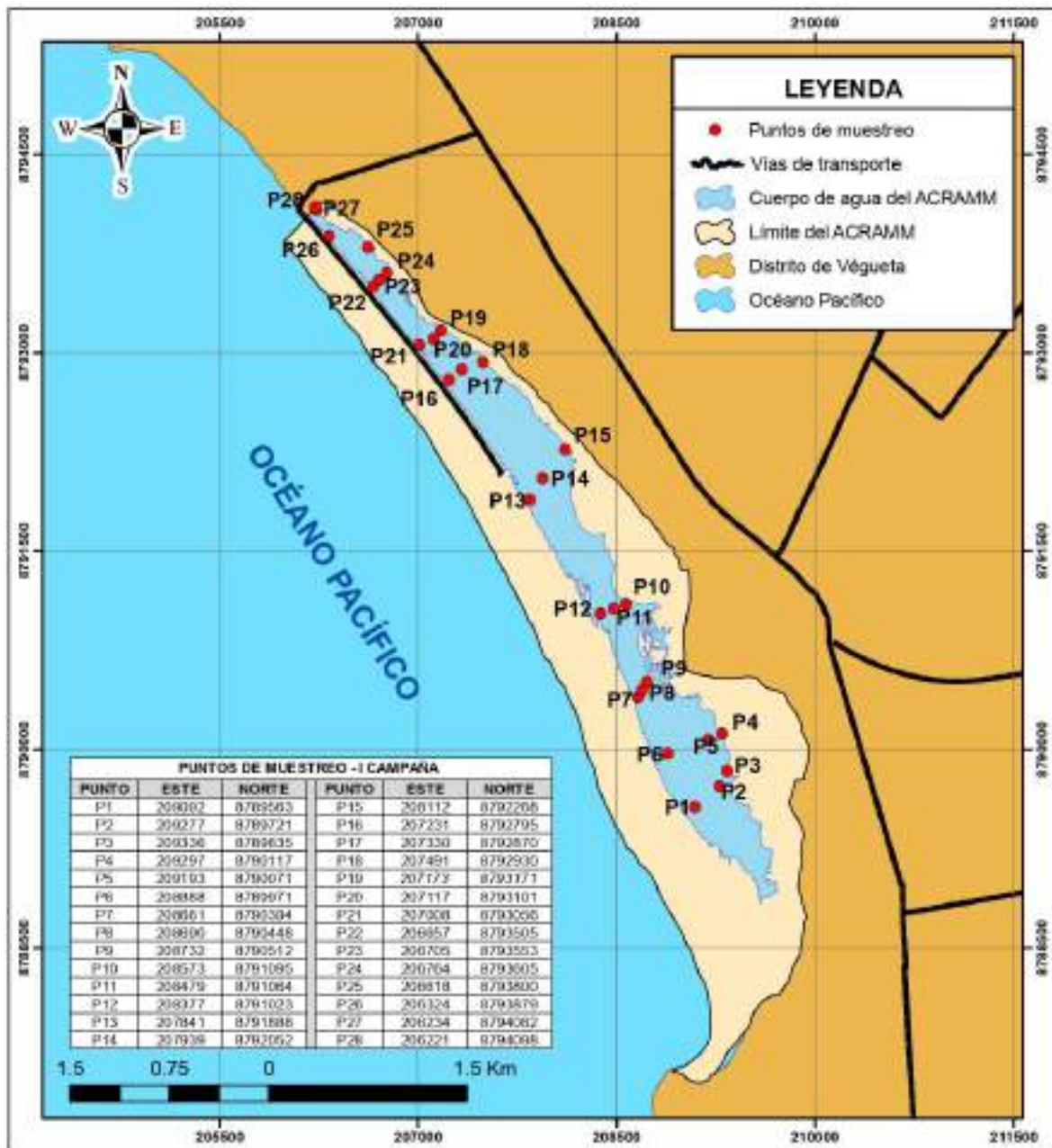
01

Apéndice 2. Listado de puntos (*Datum* WGS 84) límite del ACRAMM

Punto	Coordenadas	
	Este	Norte
1	205 981.1577	8 793 841.3316
2	206 234.9653	8 794 117.4975
3	206 303.0752	8 794 146.0664
4	206 645.6586	8 793 898.9519
5	206 942.9648	8 793 569.8902
6	207 092.9610	8 793 287.7655
7	207 557.4340	8 793 044.6097
8	209 037.4305	8 791 363.0227
9	209 025.1102	8 790 597.8059
10	209 771.8934	8 790 411.7408
11	209 818.2128	8 789 562.6251
12	209 937.2923	8 788 737.3465
13	209 734.4054	8 788 142.2701
14	209 190.4638	8 787 498.3243
15	208 921.4119	8 787 566.9396

Fuente: D.S. N° 005-2013-MINAM, 2013.

Apéndice 3. Mapa de puntos de muestreo-I campaña



UNIVERSIDAD CATÓLICA SEDES SAPIENTIAE
 FACULTAD DE INGENIERÍA AGRARIA
 ESPECIALIDAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL

MAPA:
PUNTOS DE MUESTREO - I CAMPAÑA

TEMA:
 "EVALUACIÓN DE LOS ESTADOS TRÓPICOS DE LA LAGUNA PRINCIPAL DEL ÁREA DE CONSERVACIÓN REGIONAL ALBUFERA DE MEDIO MUNDO, HUAUARA-LIMA"

ELABORADO POR: Rthoydi Lovick QUIROZ SANTOS	FECHA: Diciembre, 2016	N° 02
ESCALA: 1: 50 000	FUENTE: INIAN, MTC, 2017	DATUM: WGS 84 ZONA: 18 S

Apéndice 4. Mapa de puntos de muestreo-II campaña



UNIVERSIDAD CATÓLICA SEDES SAPIENTIAE
 FACULTAD DE INGENIERÍA AGRARIA
 ESPECIALIDAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL

MAPA:
PUNTOS DE MUESTREO - II CAMPAÑA

TÍTULO:
 "EVALUACIÓN DE LOS ESTADOS TRÓPICOS DE LA LAGUNA PRINCIPAL DEL ÁREA DE CONSERVACIÓN REGIONAL ALBUFERA DE MEDIO MUNDO, HUAURA-LIMA"

ELABORADO POR: Rheylí Luwick QUIROZ SANTOS	FECHA: Enero, 2019	N° 03
ESCALA: 1: 38 000	FUENTE: MIRAM, MTC, 2017	DATUM: WGS 84 ZONA: 18 S

Apéndice 5. Protocolos de laboratorio: fosfatos y nitrógeno total

A. Protocolo de determinación de fosfatos

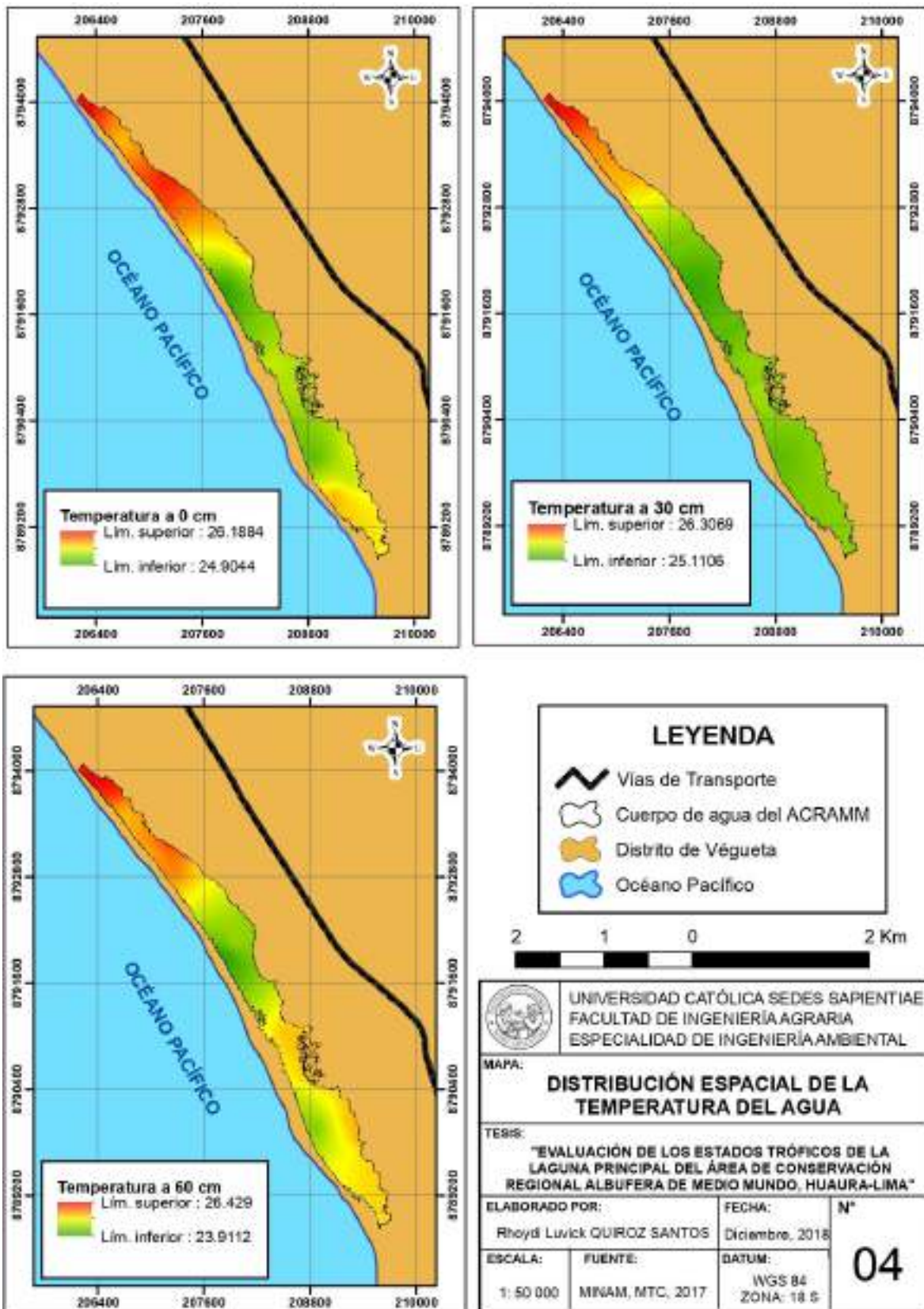
1. Verificar que el valor pH de la muestra esté dentro del rango de 0-10 (caso contrario corregir con ácido clorhídrico diluido).
2. Llenar con una pipeta 5.0 ml de la muestra en una cubeta vacía de 16 mm.
3. Agregar 5 gotas de PO_4^{-1} y mezclar.
4. Agregar 1 cuchara micrométrica azul rasa de PO_4^{-2} y cerrar la cubeta.
5. Sacudir enérgicamente para diluir las sustancias sólidas.
6. Dejar en reposo durante 5 minutos.
7. Determinar la concentración del parámetro en el fotómetro.

B. Protocolo de determinación de nitrógeno total

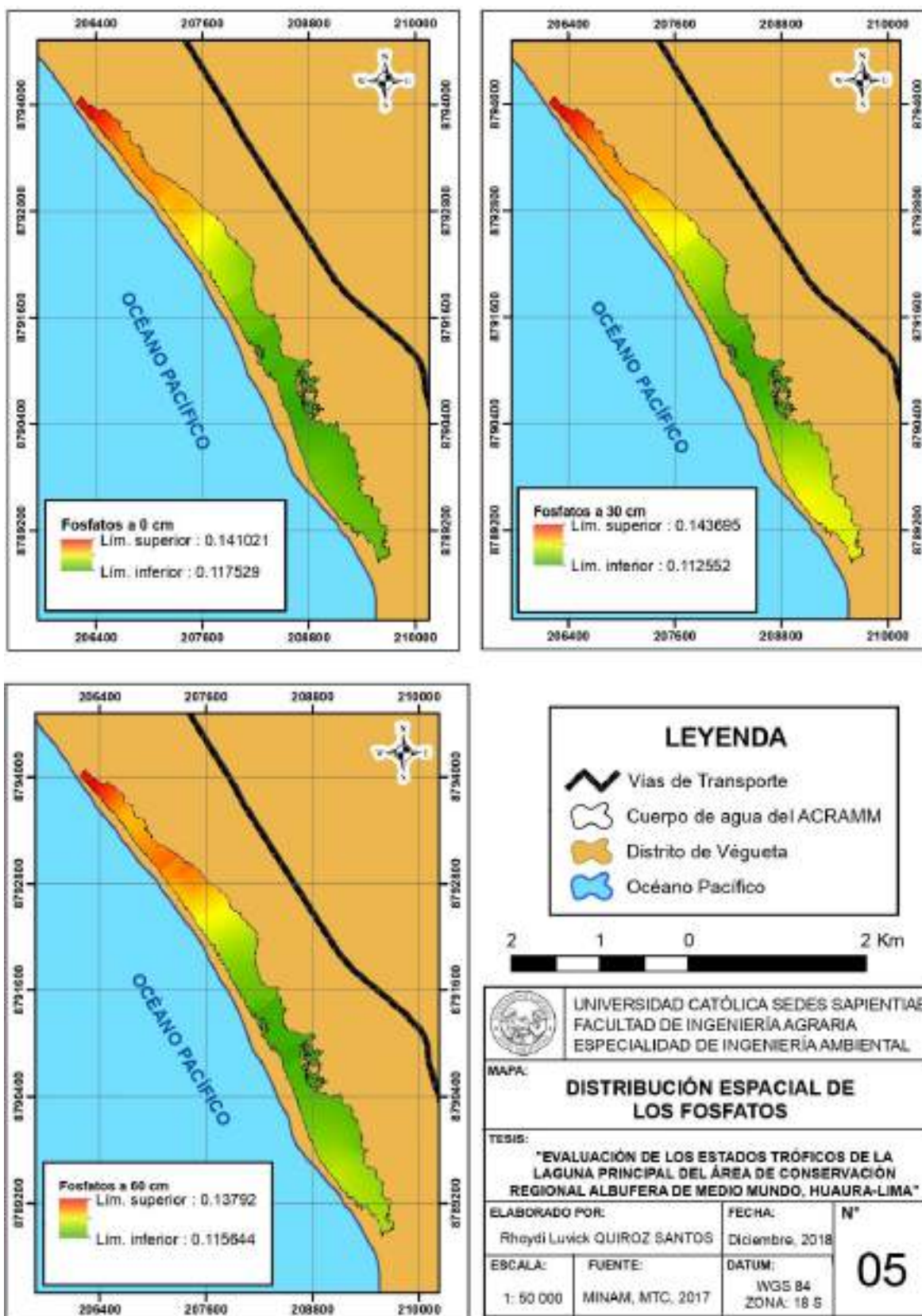
1. Agregar 10.0 ml de muestra en una cubeta vacía de 16 mm.
2. Agregar 1 cuchara micrométrica azul rasa de N-1K.
3. Añadir 6 gotas de N-2K y cerrar la cubeta y mezclar.
4. Calentar la cubeta en la unidad térmica durante 1 hora a 120 °C.
5. Colocar la cubeta nuevamente en el soporte y dejar que se enfríe a temperatura ambiente (=muestra preparada).
6. Añadir 1 cuchara micrométrica azul rasa de N-3K en una cubeta de reacción y cerrar la cubeta.
7. Sacudir la cubeta enérgicamente durante 1 minuto para disolver el material sólido.
8. Agregar muy lentamente 1.5 ml de la muestra preparada con la pipeta, cerrar la cubeta con el tapón roscado y mezclar enérgicamente.
9. Dejar en reposo durante 10 minutos.
10. Determinar la concentración del parámetro en el fotómetro.

Fuente: WTW, 2016.

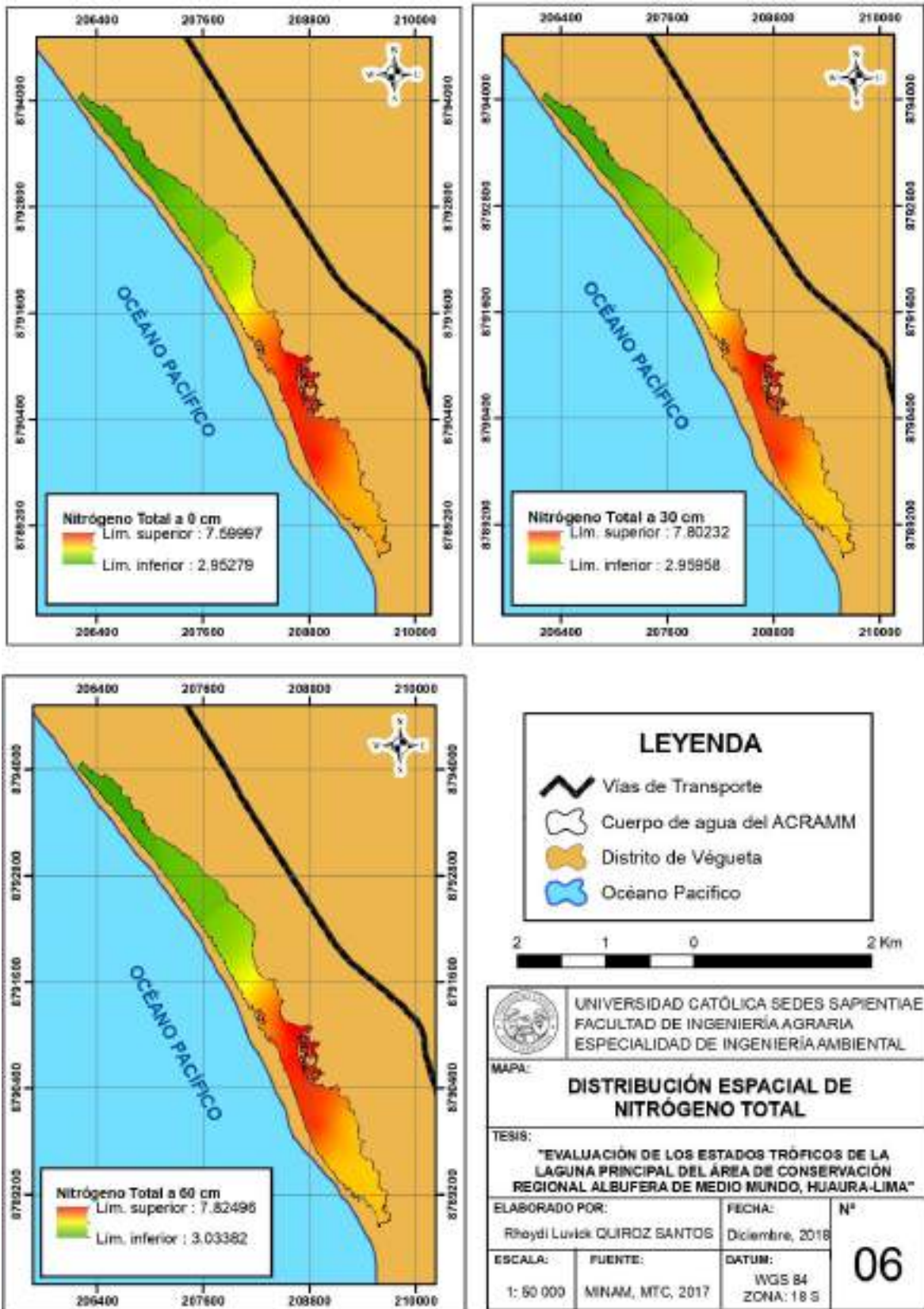
Apéndice 6. Mapa de distribución espacial de la temperatura del agua (°C)



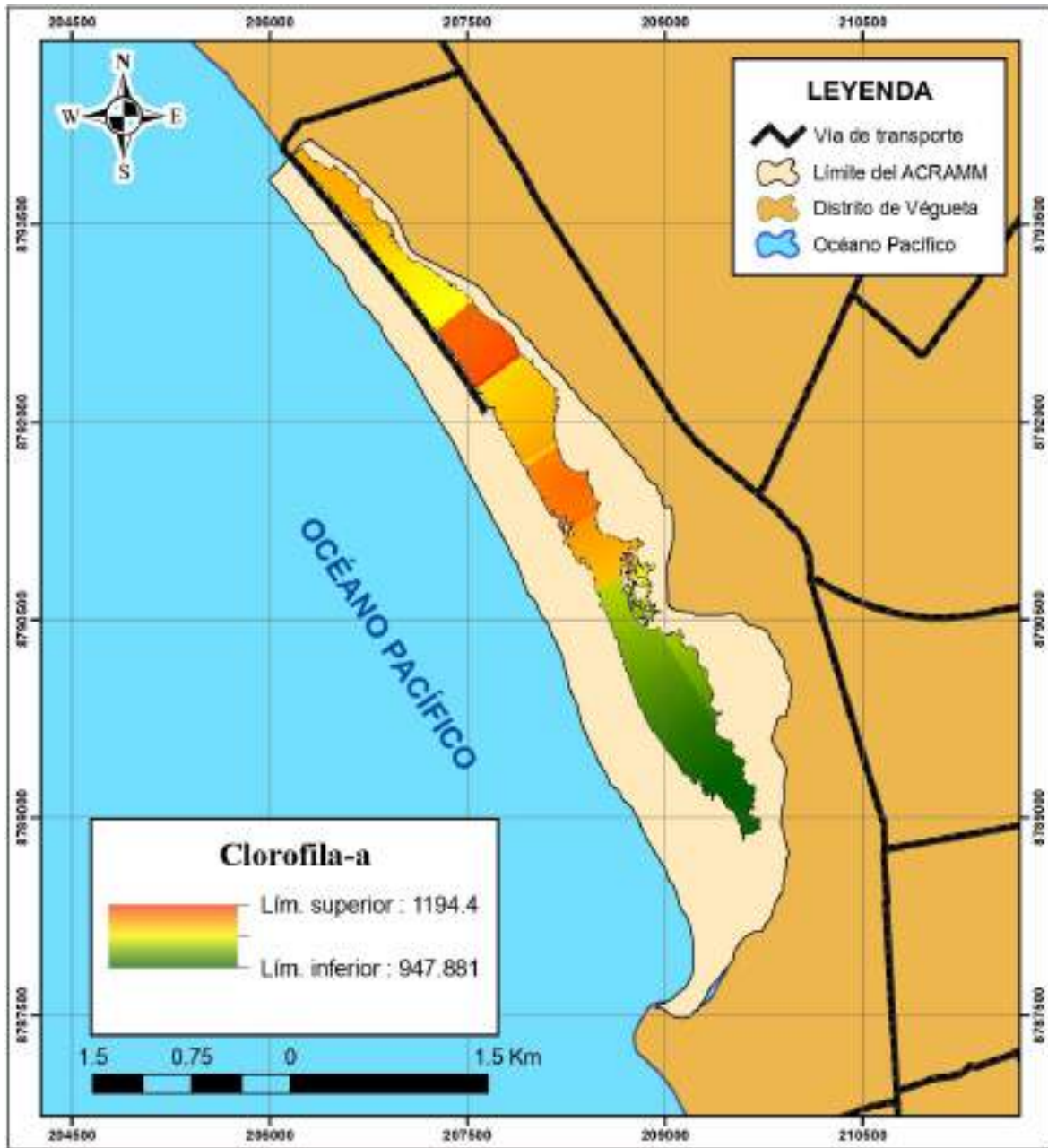
Apéndice 7. Mapa de distribución espacial de fosfatos (mg.L⁻¹)



Apéndice 8. Mapa de distribución espacial de nitrógeno total (mg.L^{-1})

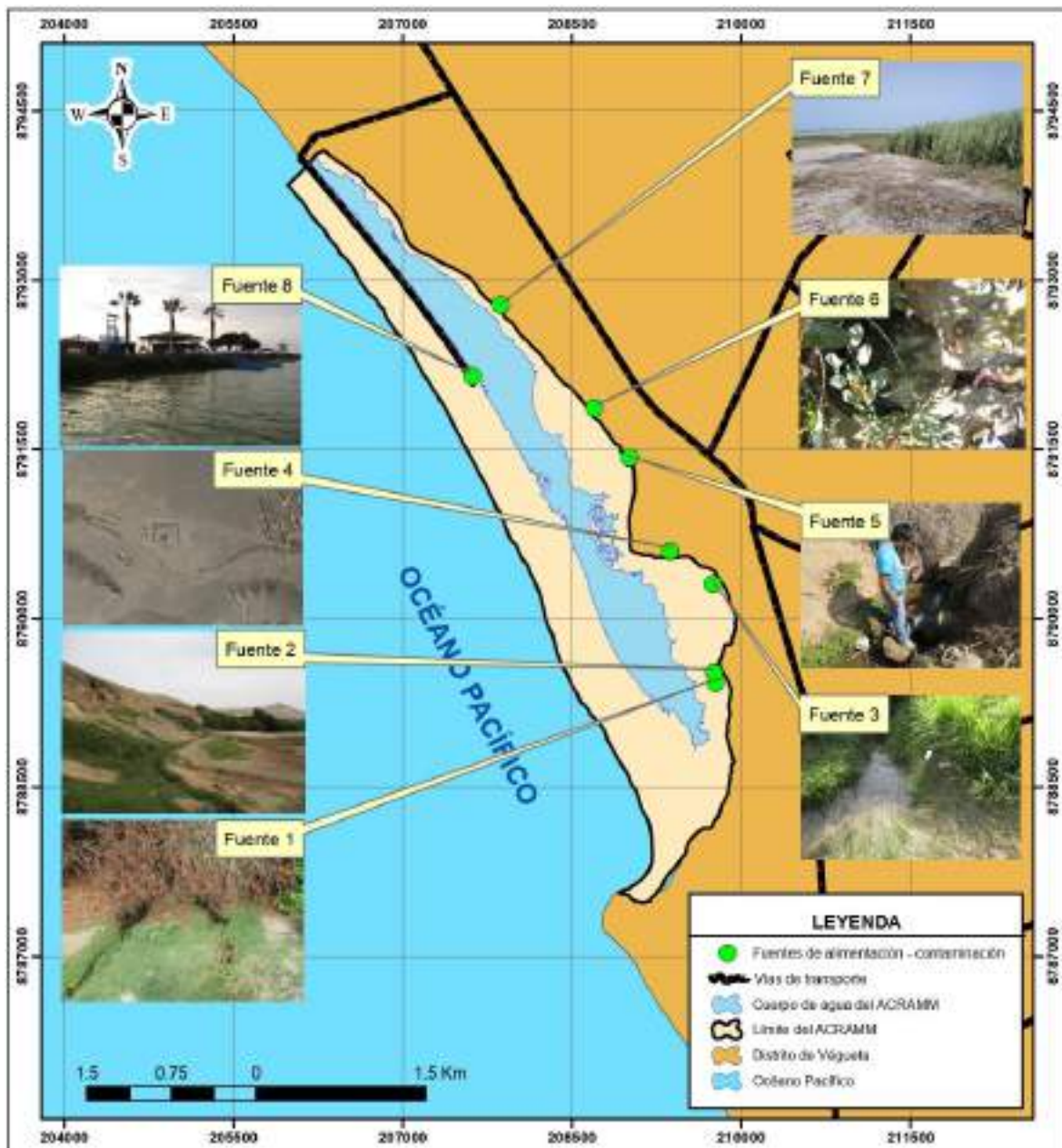


Apéndice 9. Mapa de distribución espacial de la clorofila-a ($\mu\text{g.L}^{-1}$)



 UNIVERSIDAD CATÓLICA SEDES SAPIENTIAE FACULTAD DE INGENIERÍA AGRARIA ESPECIALIDAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL		
MAPA: DISTRIBUCIÓN ESPACIAL DE CLOROFILA-A		
TESIS: "EVALUACIÓN DE LOS ESTADOS TRÓPICOS DE LA LAGUNA PRINCIPAL DEL ÁREA DE CONSERVACIÓN REGIONAL ALBUFERA DE MEDIO MUNDO, HUAURA-LIMA"		
ELABORADO POR: Rhoylei Luwick QUIROZ SANTOS	FECHA: Enero, 2019	N° 07
ESCALA: 1:30 000	FUENTE: INDIAM, MTC, 2017	DATUM: WGS 84 ZONA: 18 S

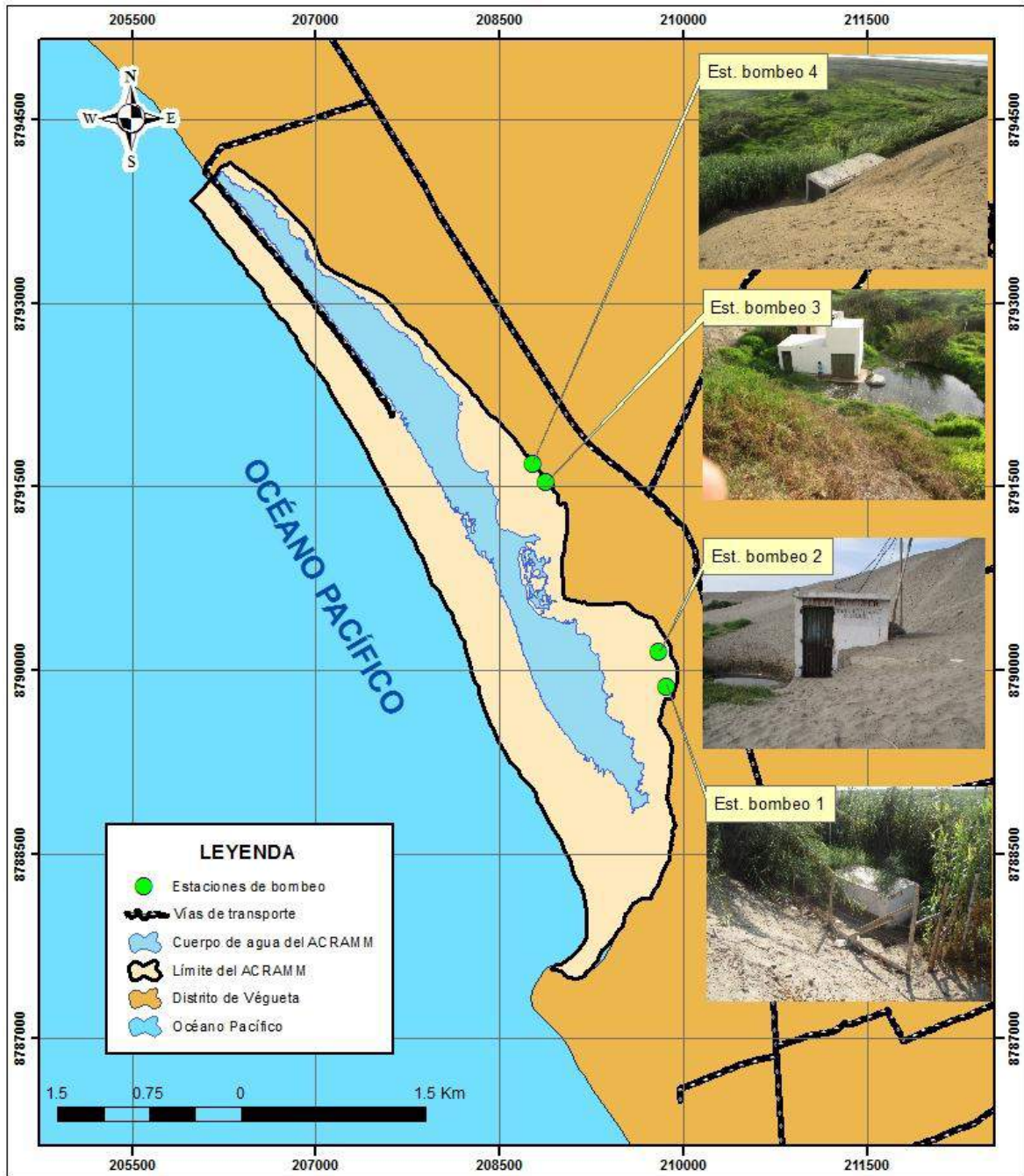
Apéndice 10. Mapa de ubicación de fuentes de alimentación-contaminación



FUENTES	COORDENADAS UTM-WGS-84 Zona 18S	
	ESTE	NORTE
Fuente 1	209772.68	8789427.5
Fuente 2	209755.89	8789519.46
Fuente 3	209745.19	8790301.86
Fuente 4	209362.99	8790594.53
Fuente 5	209005.1	8791426.06
Fuente 6	208698.09	8791865.56
Fuente 7	207884.95	8792778.14
Fuente 8	207613.39	8792150.33

UNIVERSIDAD CATÓLICA SEDES SAPIENTIAE FACULTAD DE INGENIERÍA AGRARIA ESPECIALIDAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL		
TÍTULO: FUENTES DE ALIMENTACIÓN - CONTAMINACIÓN DEL ACRAMM		
TESIS: "EVALUACIÓN DE LOS ESTADOS TRÓFICOS DE LA LAGUNA PRINCIPAL DEL ÁREA DE CONSERVACIÓN REGIONAL ALBUFERA DE MEDIO MUNDO, HUAYRA-LIMA"		
ELABORADO POR:	FECHA:	N°
Rhoyd Luwick GURDIZ SANTOS	Diciembre, 2018	08
ESCALA:	FUENTE:	
1:45.000	MINAM, MTC, 2017	WGS 84, ZONA: 18 S

Apéndice 11. Mapa de estaciones de bombeo



ESTACIÓN	COORDENADAS U TM-WGS-84 Zona 18S	
	ESTE	NORTE
Estación de bombeo 1	209868.58	8789859.69
Estación de bombeo 2	209806.47	8790151.42
Estación de bombeo 3	208883.79	8791534.02
Estación de bombeo 4	208779.13	8791687.66

 UNIVERSIDAD CATÓLICA SEDES SAPIENTIAE FACULTAD DE INGENIERÍA AGRARIA ESPECIALIDAD DE INGENIERÍA AMBIENTAL		
MAPA: ESTACIONES DE BOMBEO DE AGUA		
TESIS: "EVALUACIÓN DE LOS ESTADOS TRÓFICOS DE LA LAGUNA PRINCIPAL DEL ÁREA DE CONSERVACIÓN REGIONAL ALBUFERA DE MEDIO MUNDO, HUAURA-LIMA"		
ELABORADO POR:	FECHA:	Nº
Rhoydi Luvick QUIROZ SANTOS	Diciembre 2018	09
ESCALA:	FUENTE:	
1:38 000	MINAM, MTC, 2017	WGS 84 ZONA 18 S

Apéndice 12. Resultados de los parámetros físico-químicos del agua: I campaña

Punto	Coordenadas		Profundidad de muestreo (cm)	TDS (m)	Oxígeno Disuelto (mg.L ⁻¹)	Temperatura (°C)	Conductividad (uS.cm ⁻¹)	pH	Fosfatos (mg.L ⁻¹)	Nitrógeno total (mg.L ⁻¹)
	Este	Norte								
P1	209092	8789563	0	0.15	3.60	26.70	5380.00	7.50	0.13	4.28
P2	209277	8789721	0	0.12	3.74	24.80	5420.00	5.50	0.13	7.67
P3	209336	8789835	0	0.15	3.71	25.40	3660.00	8.50	0.10	3.60
P4	209297	8790117	0	0.21	3.70	25.90	4320.00	8.50	0.10	5.61
P5	209193	8790071	0	0.13	4.30	25.50	5220.00	8.80	0.14	4.54
P6	208888	8789971	0	0.15	4.28	24.30	5400.00	8.60	0.13	11.58
P7	208661	8790394	0	0.16	4.40	25.20	5370.00	8.60	0.12	8.86
P8	208690	8790448	0	0.13	4.55	25.10	5420.00	8.60	0.11	4.41
P9	208732	8790512	0	0.14	4.83	25.50	5420.00	8.80	0.11	7.19
P10	208573	8791095	0	0.15	4.80	25.00	5520.00	8.70	0.13	15.3
P11	208479	8791064	0	0.16	3.90	25.70	5350.00	8.10	0.11	4.27
P12	208377	8791023	0	0.14	4.10	25.70	5350.00	8.40	0.12	4.01
P13	207841	8791888	0	0.17	5.63	24.00	5620.00	8.60	0.13	3.75
P14	207939	8792052	0	0.14	5.15	25.00	5470.00	8.60	0.13	3.64
P15	208112	8792268	0	0.17	5.80	26.30	5600.00	8.70	0.10	4.47
P16	207231	8792795	0	0.13	4.20	26.40	5500.00	8.50	0.11	3.69
P17	207330	8792870	0	0.12	4.67	25.60	5350.00	9.00	0.16	4.69

Punto	Coordenadas		Profundidad de muestreo (cm)	TDS (m)	Oxígeno Disuelto (mg.L ⁻¹)	Temperatura (°C)	Conductividad (µS.cm ⁻¹)	pH	Fosfatos (mg.L ⁻¹)	Nitrógeno total (mg.L ⁻¹)
	Este	Norte								
P18	207491	8792930	0	0.18	5.40	26.00	5510.00	8.40	0.14	4.37
P19	207173	8793171	0	0.18	5.19	26.70	5430.00	8.80	0.13	3.96
P20	207117	8793101	0	0.14	5.39	25.90	5460.00	7.30	0.13	3.02
P21	207008	8793056	0	0.13	5.76	26.00	5420.00	8.10	0.15	1.08
P22	206657	8793505	0	0.12	5.66	25.60	5500.00	7.80	0.13	2.56
P23	206705	8793553	0	0.14	5.29	25.30	5530.00	7.80	0.13	4.59
P24	206764	8793605	0	0.15	5.95	25.70	5420.00	8.10	0.12	1.32
P25	206618	8793800	0	0.10	5.50	25.60	5500.00	7.20	0.13	2.93
P26	206324	8793879	0	0.12	5.61	26.70	5250.00	8.10	0.17	3.55
P27	206234	8794082	0	0.14	6.01	27.50	5380.00	8.00	0.14	2.86
P28	206221	8794098	0	0.12	6.10	25.80	5560.00	9.00	0.15	2.88
P1	209092	8789563	30	-	3.44	25.50	5330.00	8.30	0.15	3.89
P2	209277	8789721	30	-	3.53	25.10	5350.00	8.70	0.13	7.63
P3	209336	8789835	30	-	4.02	26.00	5260.00	8.80	0.11	3.65
P4	209297	8790117	30	-	3.92	25.00	4300.00	8.50	0.12	5.55
P5	209193	8790071	30	-	4.21	25.70	5260.00	8.60	0.12	4.60
P6	208888	8789971	30	-	4.56	24.60	5330.00	8.70	0.14	11.00
P7	208661	8790394	30	-	4.02	25.40	5330.00	8.70	0.11	8.83

Punto	Coordenadas		Profundidad de muestreo (cm)	TDS (m)	Oxígeno Disuelto (mg.L ⁻¹)	Temperatura (°C)	Conductividad (µS.cm ⁻¹)	pH	Fosfatos (mg.L ⁻¹)	Nitrógeno total (mg.L ⁻¹)
	Este	Norte								
P8	208690	8790448	30	-	4.20	25.10	5400.00	8.70	0.12	4.37
P9	208732	8790512	30	-	5.03	25.90	5380.00	8.80	0.11	7.23
P10	208573	8791095	30	-	4.40	25.40	5460.00	8.70	0.12	15.24
P11	208479	8791064	30	-	4.00	25.90	5350.00	7.90	0.10	4.33
P12	208377	8791023	30	-	4.80	25.50	5370.00	8.50	0.10	4.07
P13	207841	8791888	30	-	5.50	24.30	5540.00	8.80	0.12	3.72
P14	207939	8792052	30	-	5.60	25.00	5550.00	8.40	0.13	3.58
P15	208112	8792268	30	-	7.00	25.30	5670.00	8.70	0.11	4.53
P16	207231	8792795	30	-	4.68	25.50	5510.00	8.70	0.10	3.64
P17	207330	8792870	30	-	4.77	25.90	5500.00	8.80	0.15	4.72
P18	207491	8792930	30	-	5.21	25.90	5500.00	7.80	0.15	4.42
P19	207173	8793171	30	-	5.48	26.20	5450.00	7.70	0.13	3.95
P20	207117	8793101	30	-	5.35	25.90	5290.00	7.40	0.14	3.08
P21	207008	8793056	30	-	5.44	25.70	5420.00	7.30	0.14	2.00
P22	206657	8793505	30	-	5.47	25.50	5450.00	7.50	0.12	2.52
P23	206705	8793553	30	-	5.40	25.90	5510.00	7.40	0.14	4.55
P24	206764	8793605	30	-	5.55	25.90	5480.00	8.00	0.11	1.40
P25	206618	8793800	30	-	5.64	26.50	5480.00	7.70	0.14	2.88

Punto	Coordenadas		Profundidad de muestreo (cm)	TDS (m)	Oxígeno Disuelto (mg.L ⁻¹)	Temperatura (°C)	Conductividad (µS.cm ⁻¹)	pH	Fosfatos (mg.L ⁻¹)	Nitrógeno total (mg.L ⁻¹)
	Este	Norte								
P26	206324	8793879	30	-	5.59	26.90	5380.00	8.00	0.18	3.53
P27	206234	8794082	30	-	-	-	-	-	-	-
P28	206221	8794098	30	-	-	-	-	-	-	-
P1	209092	8789563	60	-	3.50	25.30	5320.00	8.10	0.14	4.10
P2	209277	8789721	60	-	3.60	25.00	5320.00	8.80	0.14	7.45
P3	209336	8789835	60	-	3.99	25.80	5260.00	8.80	0.09	4.30
P4	209297	8790117	60	-	3.92	25.50	4500.00	8.60	0.11	6.10
P5	209193	8790071	60	-	4.25	25.60	5280.00	8.70	0.13	3.65
P6	208888	8789971	60	-	4.52	24.30	5330.00	8.80	0.12	10.88
P7	208661	8790394	60	-	3.99	24.80	5360.00	8.70	0.12	8.50
P8	208690	8790448	60	-	5.01	25.20	5350.00	8.80	0.12	4.57
P9	208732	8790512	60	-	5.45	25.70	5360.00	8.80	0.11	8.83
P10	208573	8791095	60	-	4.50	25.40	5390.00	8.50	0.12	15.1
P11	208479	8791064	60	-	4.20	25.70	5330.00	8.20	0.11	4.60
P12	208377	8791023	60	-	4.01	25.20	5410.00	8.50	0.12	3.85
P13	207841	8791888	60	-	5.55	23.40	5700.00	8.60	0.11	3.50
P14	207939	8792052	60	-	5.42	25.10	6600.00	8.70	0.12	4.07
P15	208112	8792268	60	-	5.88	24.50	5600.00	8.50	0.12	3.72

Punto	Coordenadas		Profundidad de muestreo (cm)	TDS (m)	Oxígeno Disuelto (mg.L ⁻¹)	Temperatura (°C)	Conductividad (µS.cm ⁻¹)	pH	Fosfatos (mg.L ⁻¹)	Nitrógeno total (mg.L ⁻¹)
	Este	Norte								
P16	207231	8792795	60	-	5.10	25.80	5490.00	8.60	0.11	3.58
P17	207330	8792870	60	-	4.71	25.90	5280.00	8.90	0.16	4.53
P18	207491	8792930	60	-	5.82	25.30	5530.00	8.20	0.15	3.64
P19	207173	8793171	60	-	5.26	26.50	5380.00	7.50	0.12	4.72
P20	207117	8793101	60	-	5.18	25.60	5470.00	7.30	0.14	4.42
P21	207008	8793056	60	-	5.73	25.50	5420.00	7.50	0.14	1.55
P22	206657	8793505	60	-	5.36	25.40	5420.00	7.20	0.11	3.08
P23	206705	8793553	60	-	5.49	25.60	5520.00	7.90	0.13	4.70
P24	206764	8793605	60	-	5.43	25.50	5440.00	7.80	0.11	1.10
P25	206618	8793800	60	-	5.53	26.40	5500.00	7.50	0.13	2.78
P26	206324	8793879	60	-	5.53	26.60	5400.00	7.90	0.17	3.40
P27	206234	8794082	60	-	-	-	-	-	-	-
P28	206221	8794098	60	-	-	-	-	-	-	-

Fuente: Elaboración propia.

Apéndice 13. Resultados de los parámetros físico-químicos del agua: II campaña

Punto	Coordenadas		TDS (m)	Fósforo total ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	Clorofila-a ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)
	Este	Norte			
P1	209415	8789308	0.16	<13	389.2
P2	209033	8789705	0.15	<13	1112.0
P3	209214	8789740	0.14	<13	556.0
P4	208757	8790212	0.15	<13	917.4
P5	208938	8790253	0.19	<13	1139.8
P6	208466	8790971	0.13	<13	945.2
P7	208606	8791016	0.18	<13	1112.0
P8	208073	8791485	0.14	24	1112.0
P9	208255	8791535	0.17	15	2418.6
P10	207863	8791873	0.16	17	945.2
P11	208064	8791966	0.16	16	722.8
P12	207667	8792185	0.14	72	1000.8
P13	207908	8792337	0.17	64	1334.4
P14	207330	8792676	0.16	45	973.0
P15	207495	8792783	0.19	59	889.6
P16	206969	8793108	0.15	57	1195.4
P17	207069	8793159	0.16	59	583.8
P18	206612	8793578	0.16	22	611.6
P19	206705	8793635	0.17	100	2390.8
P20	206325	8793915	0.18	60	1139.8

Fuente: Elaboración propia.



SAG

LABORATORIO DE ENSAYO ACREDITADO POR EL ORGANISMO PERUANO DE ACREDITACIÓN INACAL-DA CON REGISTRO N° LE-047



INFORME DE ENSAYO N° 130290 - 2019 CON VALOR OFICIAL

II. RESULTADOS:

Producto declarado	Agua Superficial	Agua Superficial	Agua Superficial	Agua Superficial	
Muestra analizada	Agua Natural	Agua Natural	Agua Natural	Agua Natural	
Fecha de muestra	2019-01-15	2019-01-15	2019-01-15	2019-01-15	
Hora de inicio de muestra (H)	14:25	14:39	14:51	14:59	
Condiciones de la muestra	Refrigerada/Preservada	Refrigerada/Preservada	Refrigerada/Preservada	Refrigerada/Preservada	
Código del Cliente	P10	P10	P11	P12	
Código del Laboratorio	19013298	19013299	19013300	19013301	
Ensayo	Unidad	Resultados			
Péndice Total (PT)	mg/L	0.016	0.017	0.018	0.022
Producto declarado	Agua Superficial	Agua Superficial	Agua Superficial	Agua Superficial	
Muestra analizada	Agua Natural	Agua Natural	Agua Natural	Agua Natural	
Fecha de muestra	2019-01-15	2019-01-15	2019-01-15	2019-01-15	
Hora de inicio de muestra (H)	15:07	15:18	15:30	15:39	
Condiciones de la muestra	Refrigerada/Preservada	Refrigerada/Preservada	Refrigerada/Preservada	Refrigerada/Preservada	
Código del Cliente	P13	P14	P15	P16	
Código del Laboratorio	19013302	19013303	19013304	19013305	
Ensayo	Unidad	Resultados			
Péndice Total (PT)	mg/L	0.064	0.045	0.058	0.057
Producto declarado	Agua Superficial	Agua Superficial	Agua Superficial	Agua Superficial	
Muestra analizada	Agua Natural	Agua Natural	Agua Natural	Agua Natural	
Fecha de muestra	2019-01-15	2019-01-15	2019-01-15	2019-01-15	
Hora de inicio de muestra (H)	15:47	15:55	16:10	16:25	
Condiciones de la muestra	Refrigerada/Preservada	Refrigerada/Preservada	Refrigerada/Preservada	Refrigerada/Preservada	
Código del Cliente	P17	P18	P19	P20	
Código del Laboratorio	19013306	19013307	19013308	19013309	
Ensayo	Unidad	Resultados			
Péndice Total (PT)	mg/L	0.059	0.022	0.020	0.060

Ums. 29 de Enero del 2019

Quím. Blabeth Y. Fajardo León
C.Q.P. N° 648
Asesor Técnico Químico

EXPERTS
WORKING
FOR YOU

Dist. FIC/INACAL-EEF/000070

* Este informe es la única evidencia de conformidad ISO 17025-04

AVISO: Laboratorio de Ensayos de Agua - SAG, con sede en Calle de Tarma N° 100, Oficina 101, Lima, Perú. Servicio Técnico Perú

ACREDITACIONES: • Fue acreditado la ejecución para el control de calidad de agua potable en el servicio de distribución de agua en el distrito de Lima, Perú. • Los resultados emitidos en este documento solo son válidos para las muestras referidas en el presente informe. • Los clientes deben tener presente de acuerdo al período de validez de los resultados emitidos, que los mismos son válidos por 30 días de haberse emitido el presente informe. Luego de este período, se debe volver a realizar el análisis. • Para cualquier duda o comentario, favor comunicarse al teléfono 011-415-0202. • Cualquier institución de educación superior, puede solicitar el uso de este informe de conformidad de la legislación de comercio exterior y acreditación de calidad de conformidad a ley.

SERVICIOS ANALÍTICOS GENERALES S.A.C.

Laboratorio Av. Nacional Unidos N° 1905 1to. Piso, Oficina 101, Lima • Oficina Administrativa Pisco Camino Miraflores N° 2075, Lima
• Central Telefónica (011) 415-0202 • Web: www.sagperu.com • Correo Electrónico: sag@siguapa.com

Página 2 de 2