



**UNAP**



**FACULTAD DE AGRONOMÍA  
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA EN GESTIÓN  
AMBIENTAL**

**TESIS**

**“VARIABILIDAD ESPACIAL DEL FÓSFORO Y SU RELACIÓN  
CON LAS AVENIDAS Y ESTIAJES DE LAS CUENCAS  
HIDROGRÁFICAS DEL NANAY, CHILLÓN-RÍMAC-  
LURÍN Y AZÁNGARO”**

**PARA OPTAR EL TÍTULO PROFESIONAL DE  
INGENIERO EN GESTIÓN AMBIENTAL**

**PRESENTADO POR:  
FLAVIO VASQUEZ VILLA**

**ASESOR:  
Ing. PEDRO ANTONIO GRATELLE SILVA, Dr.**

**IQUITOS, PERÚ  
2023**



**UNAP**

**FACULTAD DE AGRONOMÍA  
ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA EN  
GESTIÓN AMBIENTAL**



**ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS No. 018-CGYT-FA-UNAP-2023.**

En Iquitos, en el auditorio de la Facultad de Agronomía, a los 21 días del mes de abril del 2023, a horas 05:00pm., se dio inicio a la sustentación pública de la Tesis titulada: **“VARIABILIDAD ESPACIAL DEL FÓSFORO Y SU RELACIÓN CON LAS AVENIDAS Y ESTIAJES DE LAS CUENCAS HIDROGRÁFICAS DEL NANAY, CHILLÓN-RÍMAC-LURÍN Y AZÁNGARO”**, aprobado con Resolución Decanal No. 069-CGYT-FA-UNAP-2022, presentado por el Bachiller: **FLAVIO VASQUEZ VILLA**, para optar el Título Profesional de **INGENIERO EN GESTIÓN AMBIENTAL**, que otorga la Universidad de acuerdo a la Ley y Estatuto.

El Jurado Calificador y dictaminador designado mediante Resolución Decanal **No. 017-CGYT-FA-UNAP-2023**, está integrado por:

Ing. <b>JULIO ABEL MANRIQUE DEL AGUILA, Dr.</b>	<b>Presidente</b>
Ing. <b>RAFAEL CHAVEZ VASQUEZ, Dr.</b>	<b>Miembro</b>
Ing. <b>JULIO PINEDO JIMENEZ, Dr.</b>	<b>Miembro</b>

Luego de haber escuchado con atención y formulado las preguntas necesarias, las cuales fueron respondidas:

*A Satisfacción*

El jurado después de las deliberaciones correspondientes, llegó a las siguientes conclusiones:

La sustentación pública y la Tesis han sido: *Aprobado* con la calificación *Muy Buena*

Estando el Bachiller *Apto* para obtener el Título Profesional de *Ingeniero en Gestión Ambiental*

Siendo las *6.45 pm*, se dio por terminado el acto **ACADÉMICO**.

Ing. **JULIO ABEL MANRIQUE DEL AGUILA, Dr.**  
Presidente

Ing. **RAFAEL CHAVEZ VASQUEZ, Dr.**  
Miembro

Ing. **JULIO PINEDO JIMENEZ, Dr.**  
Miembro

Ing. **PEDRO ANTONIO GRATELLEY SILVA, Dr.**  
Aseor

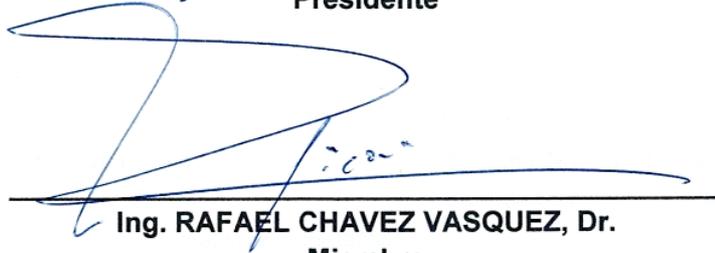
**JURADO Y ASESOR**  
**UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA AMAZONÍA PERUANA**  
**FACULTAD DE AGRONOMÍA**  
**ESCUELA PROFESIONAL DE INGENIERÍA EN GESTIÓN AMBIENTAL**

Tesis aprobada en sustentación pública el día 21 de abril del 2023; por el jurado ad-hoc nombrado por el Comité de Grados y Títulos de la Facultad de Agronomía, para optar el título profesional de:

**INGENIERO EN GESTIÓN AMBIENTAL**



Ing. JULIO ABEL MANRIQUE DEL AGUILA, Dr.  
Presidente



Ing. RAFAEL CHAVEZ VASQUEZ, Dr.  
Miembro



Ing. JULIO PINEDO JIMENEZ, Dr.  
Miembro



Ing. PEDRO ANTONIO GRATELLE SILVA, Dr.  
Asesor



Ing. FIDEL ASPAÑO VARELA, M.Sc.  
Decano



# RESULTADO DEL INFORME DE SIMILITUD

Reporte de similitud

NOMBRE DEL TRABAJO

**FA\_TESIS\_VASQUEZ VILLA FLAVIO.pdf**

AUTOR

**FLAVIO VASQUEZ VILLA**

RECuento de palabras

**12869 Words**

RECuento de caracteres

**63031 Characters**

RECuento de páginas

**47 Pages**

Tamaño del archivo

**532.2KB**

Fecha de entrega

**Mar 21, 2023 10:12 AM GMT-5**

Fecha del informe

**Mar 21, 2023 10:12 AM GMT-5**

## ● 17% de similitud general

El total combinado de todas las coincidencias, incluidas las fuentes superpuestas, para cada base de datos

- 16% Base de datos de Internet
- Base de datos de Crossref
- 11% Base de datos de trabajos entregados
- 5% Base de datos de publicaciones
- Base de datos de contenido publicado de Crossref

## ● Excluir del Reporte de Similitud

- Material bibliográfico
- Coincidencia baja (menos de 10 palabras)

Resumen

## DEDICATORIA

A **Dios**, por permitirme hacer realidad la culminación de mis estudios universitarios.

A mis **padres**, quienes con su amor y paciencia contribuyeron decisivamente en el logro de un objetivo más en mi vida profesional.

## **AGRADECIMIENTO**

A Dios, por darme salud, fortalece y sabidurías necesarias para cumplir mis objetivos personales.

A mi familia por su apoyo incondicional, consejos y palabras de aliento que hicieron posible mis sueños.

A la Facultad de Agronomía y su plana docente que con sus conocimientos me formaron como un profesional competente.

Al Ing. Pedro Antonio Gratelly Silva Dr. Que con sus conocimientos, experiencia y amistad posibilitaron la culminación del presente estudio

A la Autoridad Nacional del Agua, por facilitar la información de campo que sirvió de base para el estudio.

## ÍNDICE DE CONTENIDO

Pág.

PORTADA .....	i
ACTA DE SUSTENTACIÓN .....	ii
JURADO Y ASESOR .....	iii
DEDICATORIA .....	v
AGRADECIMIENTO .....	vi
ÍNDICE DE CONTENIDO .....	vii
ÍNDICE DE TABLAS .....	x
ÍNDICE DE GRÁFICOS .....	xi
RESUMEN .....	xii
ABSTRACT .....	xiii
INTRODUCCIÓN .....	1
CAPÍTULO I: MARCO TEÓRICO .....	4
1.1. Antecedentes .....	4
1.2. Bases teóricas .....	7
1.3. Definición de términos básicos .....	9
CAPÍTULO II: HIPÓTESIS Y VARIABLES .....	12
2.1. Formulación de la hipótesis .....	12
2.2. Variables y definiciones operacionales .....	12
2.2.1. Definición de las variables .....	12
2.2.2. Operacionalización de variables .....	13
CAPÍTULO III: METODOLOGÍA .....	14
3.1. Tipo y diseño .....	14
3.1.1. Tipo de investigación .....	14
3.1.2. Diseño de investigación .....	14
3.2. Diseño muestral .....	14
3.2.1. Área de estudio .....	14
3.2.2. Población .....	14
3.2.3. Muestra .....	15
3.3. Procedimientos de recolección de datos .....	15
3.3.1. Tipo de datos recolectados .....	15
3.3.2. Instrumentos de Recolección .....	15
3.3.3. Técnicas utilizadas en la recolección de datos .....	15
3.4. Procesamiento y análisis de los datos .....	16
3.5. Aspectos éticos .....	17

CAPÍTULO IV: RESULTADOS.....	18
4.1. Puntos focales de monitoreo de la variabilidad de fosforo total de los ríos en estudio.....	18
4.1.1. Monitoreo de la evolución de la concentración de fosforo total en la Cuenca del Rio Nanay .....	18
4.1.2. Monitoreo de la evolución de la concentración de fosforo total en la Cuenca del Rio Azángaro.....	19
4.1.3. Monitoreo de la evolución de la concentración de fosforo total en los ríos de la Cuenca Pacifico. ....	19
4.2. Concentración, evolución y predicción de fosforo total en épocas de estiajes y avenidas en las cuencas de los ríos en estudio.....	24
4.2.1. Evolución y predicción de la concentración de fosforo total en época de estiaje y avenida en la cuenca de río Nanay – Atlántico.....	24
4.2.2. Evolución de la concentración y predicción de fosforo en época de estiaje y avenida en el rio Rímac - Pacifico .....	26
4.2.3. Evolución de la concentración y predicción del fosforo total en época de estiaje y avenida en la cuenca del río Lurín-Pacifico.....	29
4.2.4. Evolución de la concentración y predicción del fosforo total en época de estiaje y avenida en la cuenca del río Chillón-Pacifico.....	31
4.2.5. Evolución de la concentración y predicción del fosforo total en época de estiaje y avenida en el río Azángaro -Titicaca .....	33
4.3. Prueba de contrastación de la hipótesis del estudio.....	36
4.3.1. Prueba de normalidad .....	36
4.3.2. Prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis.....	37
4.3.3. Comparaciones por Parejas (Prueba Post Hoc) de la concentración de fosforo total por ríos.....	38
CAPÍTULO V: DISCUSIÓN.....	40
5.1. En relación a los puntos focales de monitoreo de la variabilidad espacial de la concentración de fosforo en los ríos en estudio.....	40
5.2. En relación a los cambios en la concentración y predicción de fosforo total según época de avenida y estiaje en los ríos en estudi .....	41
5.2.1. Para el río Nanay.....	41
5.2.2. Para el río Rímac - Pacifico .....	42
5.2.3. Para el río Lurín-Pacifico .....	43

5.2.4. Para el río Chillón - Pacífico.....	44
5.2.5. En relación a la concentración de fosforo en el río Azángaro	
-Titicaca.....	45
5.3. En relación a la Prueba de contraste de la hipótesis del estudio.....	46
5.3.1. Prueba de normalidad .....	46
CAPÍTULO VI: CONCLUSIONES .....	48
CAPÍTULO VII: RECOMENDACIONES .....	50
CAPÍTULO VIII: FUENTES DE INFORMACIÓN .....	51
ANEXO .....	54
Anexo 1. Matriz de consistencia.....	55

## ÍNDICE DE TABLAS

	<b>Pág.</b>
Tabla 1. Prueba de Normalidad de Shapiro – Wilk.....	36
Tabla 2. Rangos de Medias .....	37
Tabla 3. Estadístico de Prueba Kruskal-Wallis.....	38
Tabla 4. Comparaciones por parejas de las cuencas en estudio.....	38

## ÍNDICE DE GRÁFICOS

	Pág.
Grafica 1. Variaciones en la concentración de fosforo total en época de estiaje y valores predictivos en el río nanay.....	25
Grafica 2. Variaciones en la concentración de fosforo total en época de avenida y valores predictivos en el río Nanay-Atlántico .....	26
Grafica 3. Variaciones de concentración de fosforo total en época de estiaje y valores predictivos en el río Rímac .....	27
Grafica 4. Variaciones de concentración de fosforo total en época de avenida y valores predictivos en el Rio Rímac.....	29
Grafica 5. Variaciones de concentración de fosforo total en época de estiaje y valores predictivos en el río Lurín .....	30
Grafica 6. Variaciones de concentración de fosforo total en época de avenida y valores predictivos en el río Lurín .....	31
Grafica 7. Variación de la concentración de fosforo total en la época de estiaje y valores predictivos en el río Chillón .....	32
Grafica 8. Variaciones de la concentración de fosforo total en la época de avenida y valores predictivos en el río Chillón .....	33
Grafica 9. Variaciones de la concentración de fosforo total en la época de estiaje en el río Azángaro .....	34
Grafica 10. Variaciones de la concentración de fosforo total en la época de avenida en el río Azángaro.....	35
Grafica 11. Comparaciones por pareja de los ríos en estudio.....	39

## RESUMEN

La presente investigación se realizó para estimar el grado de vulnerabilidad de eutrofización por fósforo en aguas superficiales de las cuencas de los ríos Rímac, río Lurín y río Chillón de la cuenca del Pacífico, río Nanay de la cuenca del Atlántico y el río Azángaro de la cuenca del Titicaca. Los datos se recolectaron del Sistema Nacional de Información de Recursos Hídricos (SNIRH), Autoridad Nacional del Agua (ANA) y el Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología (SENAMHI). Se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis y un análisis Post Hoc entre parejas, con ajuste de Bonferroni para determinar cuáles de los grupos de muestras son significativas en cuanto a la vulnerabilidad. Para los análisis de predicción de las series temporales de las variaciones de la concentración de fósforo total en las cuencas, se utilizó el Modelo matemático de Holt-Winters con suavizado exponencial. Se encontró, según el análisis de predicción de Holt Winter, que para la época de estiaje en el Nanay prevé ligeros incrementos en los niveles de concentración de fósforo total, que superan los LMP y mantienen un ligero incremento para los próximos años. Mientras que en avenidas los niveles de concentración están por debajo de los LMP y con tendencia decreciente en los próximos años. En el río Rímac, en época de estiaje y avenida prevé niveles de concentración que superan los LMP en los próximos años. En el río Lurín para época de estiaje y avenida prevé niveles de concentración que superan largamente los LMP en los próximos años. En el río Chillón para épocas de estiaje y avenida prevé niveles de concentración que superan los LMP para los próximos años, pero en época de avenida los niveles de concentración tienen una tendencia decreciente. Por su lado, en el río Azángaro el análisis prevé que los niveles de concentración para época de estiaje y avenida se muestran similares, no superan los LMP y que tienen una línea de tendencia decreciente para los próximos años. Existe significancia estadística ( $p < 0.05$ ) entre los niveles de vulnerabilidad espacial de eutrofización (concentraciones de fósforo) entre las cuencas hidrográficas localizadas en las vertientes del Pacífico, Atlántico y Titicaca, evidenciándose la significancia en las cuencas emparejadas más significativas de Nanay (Atlántico) - Chillón (Pacífico), Nanay (Atlántico)-Lurín (Pacífico), Azángaro (Titicaca)-Chillón (Pacífico) y Azángaro(Titicaca)-Lurín (Pacífico), por lo que acepta la hipótesis alterna y se rechaza la hipótesis nula.

**Palabras clave:** Vulnerabilidad, fósforo, avenidas y estiajes, cuencas hidrográficas del Nanay, Chillón, Rímac-Lurín y Azángaro.

## ABSTRACT

The present investigation was carried out to estimate the degree of vulnerability to eutrophication by phosphorus in surface waters of the basins of the Rímac, Lurín and Chillón rivers of the Pacific basin, Nanay river of the Atlantic basin and the Azángaro river of the Titicaca basin. The data was collected from the National Water Resources Information System (SNIRH), the National Water Authority (ANA) and the National Meteorology and Hydrology Service (SENAMHI). The Kruskal-Wallis non-parametric test and a Post Hoc analysis between pairs, with Bonferroni adjustment, were used to determine which of the sample groups are significant in terms of vulnerability. For the prediction analyzes of the time series of the variations of the total phosphorus concentration in the basins, the Holt-Winters mathematical model with exponential smoothing was used.

It was found, according to the Holt Winter prediction analysis, that for the dry season in Nanay, slight increases in total phosphorus concentration levels are expected, which exceed the LMP and maintain a slight increase for the next few years. While in avenues the concentration levels are below the LMP and with a decreasing trend in the coming years. In the Rímac river, during the dry season and flood, concentration levels are expected to exceed the LMP in the coming years. In the Lurín river, for the dry season and flood, it foresees concentration levels that greatly exceed the LMP in the coming years. In the Chillón river, for dry seasons and floods, concentration levels are expected to exceed the LMP for the coming years, but in flood times the concentration levels have a decreasing trend. On the other hand, in the Azángaro river, the analysis foresees that the concentration levels for the dry season and flood season are similar, do not exceed the LMP and that they have a decreasing trend line for the coming years. There is statistical significance ( $p < 0.05$ ) between the levels of spatial vulnerability to eutrophication (phosphorus concentrations) between the hydrographic basins located on the Pacific, Atlantic and Titicaca slopes, evidencing the significance in the most significant paired basins of Nanay (Atlantic). - Chillón (Pacific), Nanay (Atlantic)-Lurín (Pacific), Azángaro (Titicaca)-Chillón (Pacific) and Azángaro (Titicaca)-Lurín (Pacific), therefore the alternative hypothesis is accepted and the null hypothesis is rejected.

**Keywords:** Vulnerability, phosphorus, floods and low water levels, Nanay, Chillón, Rímac-Lurín and Azángaro watersheds.

## INTRODUCCIÓN

La eutrofización es el excesivo crecimiento y acumulación de algas y otras plantas acuáticas en respuesta al incremento de la concentración de nutrientes en ecosistemas acuáticos. **Dupas et al (1); Huang et al (2)**. Entre los efectos negativos de la eutrofización de aguas superficiales es posible listar el desbalance ecológico de los ecosistemas acuáticos, deterioro de la calidad de agua, la muerte masiva de peces y consecuentemente la generación enormes pérdidas económicas. **Du et al (3); Tekile et al (4)**.

El enriquecimiento de fósforo es la principal causa de eutrofización y es considerado como nutriente limitante en la mayoría de aguas continentales. **Ortiz-Reyes & Anex (5)**. Este elemento es un macronutriente esencial necesario para el crecimiento y la reproducción de las plantas. Sin embargo, con frecuencia no está disponible en suelos agrícolas; por lo que debe suministrarse en cantidades relativamente grandes para lograr los rendimientos de los cultivos necesarios para satisfacer la demanda de alimentos humano, animal y demanda energética. **Bhagowati & Ahamad (6); Ortiz-Reyes & Anex (5)**, motivo por el cual la agricultura es considerada como una de las principales fuentes de nutrientes al agua a través de fertilizantes sintéticos y estiércol animal. **Motew et al (7)**. Así mismo, además de la agricultura, los vertimientos de aguas residuales domésticas e industriales son considerados fuentes importantes de nutrientes y causa de eutrofización en ecosistemas acuáticos, considerando las variables concentraciones de fósforo y detergentes que lo componen. **Bhagowati & Ahamad (6); Preisner et al (8)**.

Con el crecimiento poblacional y la consecuente demanda de cultivos alimentarios y no alimentarios como biocombustibles y alimento animal, se espera que el consumo mundial de fósforo aumente en los próximos años. **Charlton (9)**. Así también, el incremento poblacional llevaría al aumento de volúmenes vertidos de aguas

residuales domésticas al ambiente, maximizando el riesgo de eutrofización de aguas superficiales.

Por otra parte, al ser el agua y sus servicios ambientales imprescindibles para el desarrollo de la sociedad, la Organización de las Naciones Unidas, a través de la Agenda 2030 para el Desarrollo Sostenible ha fijado como Objetivo para el Desarrollo Sostenible 6 (ODS 6): "*Garantizar la disponibilidad de agua y su gestión sostenible y el saneamiento para todos*". **ONU (10); ONU (11)**. Por lo tanto, se hace necesaria la implementación de medidas que permitan asegurar la calidad de las masas de agua, reduciendo la contaminación, eliminando el vertimiento de aguas residuales sin tratar, emisiones de productos químicos y materiales peligrosos. **ONU (10)**. Todo lo anterior acompañado con la identificación de cuencas hidrográficas vulnerables, que direccionen a los actores claves a tomar las decisiones más apropiadas para salvaguardar la calidad de agua en las cuencas hidrográficas.

El Perú cuenta con una grande red de cuencas distribuidas en tres grandes regiones hidrográficas: Vertiente de Pacífico, Vertiente del Atlántico y Vertiente del Titicaca. **ANA (12); ANA (13)**. Sin embargo, a pesar de que la Vertiente del Atlántico (cuencas del Amazonas) posee la mayor disponibilidad de agua, esta tiene una baja demanda debido a la baja densidad poblacional, por el contrario la altamente poblada Vertiente del Pacífico es caracterizada por los altos niveles de estrés hídrico y la gran demanda hídrica debido a las actividades económicas tales como la agricultura e industria. **ANA (13); Llauca et al (14)**. Por otro lado, sumado a la escasez de agua en algunas cuencas, la calidad también forma parte de la preocupación actual. Una de las principales fuentes contaminantes en cuencas hidrográficas son los vertimientos de aguas residuales domésticas. En el 2018 los vertimientos autorizados de aguas residuales domésticas y municipales sumaron 810.2 hm<sup>3</sup> y 104.5 hm<sup>3</sup> en todo el territorio peruano, respectivamente, representando el 93% de los vertimientos autorizados por la Autoridad Nacional del Agua **ANA (13); ANA (15)**, aunque existen

vertimientos no autorizados que estarían generando impactos relacionados con el aumento de nutrientes en aguas superficiales, aumentando el riesgo ambiental y sanitario.

En este contexto, considerando las particularidades de cada cuenca hidrográfica, su disponibilidad y demanda hídrica, las fuentes de emisiones de nutrientes al agua y la necesidad de identificar cuencas hidrográficas vulnerables a la eutrofización en la toma de decisiones, surge la siguiente pregunta científica: ¿En qué medida es posible conocer el nivel de vulnerabilidad de eutrofización de las cuencas hidrográficas localizadas en las vertientes del Pacífico, Atlántico y Titicaca, basados en su variabilidad espacial? Por ello se trató de estimar el grado de vulnerabilidad de eutrofización por fósforo en aguas superficiales de las cuencas hidrográficas del Perú, basado en su variabilidad espacial.

## CAPÍTULO I: MARCO TEÓRICO

### 1.1. Antecedentes

La eutrofización es una problemática ambiental que afecta a la calidad de agua para fines de consumo, recreación y productivo. La eutrofización de aguas continentales se refiere al fenómeno por el cual altas cargas de nitrógeno y principalmente fósforo ingresan a un cuerpo de agua, estimulando la proliferación de algas y plancton en el agua, lo que resulta en un menor oxígeno disuelto, un mayor contenido de clorofila y el consecuente deterioro de la calidad de agua. Esto puede provocar la muerte de peces y otros recursos hidrobiológicos. **Dupas et al (1); Li et al (16).**

Recientemente **Li et al (16)** y colaboradores realizaron una revisión sistemática para revelar las tendencias con relación a los métodos usados en la determinación de la eutrofización en aguas continentales. Entre los métodos más utilizados para mencionado análisis se pueden agrupar en los siguientes grupos de métodos: a) métodos basados en cálculos matemáticos, b) métodos basados en modelos y c) métodos basados en imágenes espectrales.

En un contexto internacional, por ejemplo, **Plew et al (17)** han propuesto aplicando un método basado en imágenes espectrales determinaron el grado de susceptibilidad de Nueva Zelanda en estuarios. Este método predice las respuestas de las macroalgas y el fitoplancton a las concentraciones potenciales de nutrientes y los tiempos de lavado, obtenidos a nivel nacional a partir de modelos de dilución simple, un modelo de uso de la tierra basado en Sistemas de Información Geográfica (SIG) y las propiedades físicas del estuario. El estudio reveló que 27% de los estuarios de Nueva Zelanda tienen alta o muy alta susceptibilidad a la eutrofización, principalmente debido a las macroalgas. Así

también, las propiedades físicas de los estuarios influyen significativamente en los niveles de susceptibilidad.

Por otra parte, un estudio realizado por **Ji et al (18)** evaluaron el nivel de eutrofización de 27 ecosistemas mundiales de agua dulce, incluidos ríos, lagos y embalses, utilizando el índice eutrófico bacteriano (BEI, bacterial eutrophic index). El índice eutrófico bacteriano (BEI) se determinó en función de la temperatura y abundancia de cianobacterias y actinobacterias. Los resultados de este estudio revelaron que cerca del 50% de los ecosistemas evaluados presentaban niveles relativos de eutrofización, además de resaltar que BEI es un método factible para la evaluación de la calidad del agua.

Además, el estudio de **Zhang et al (19)** utilizó el marco conceptual del modelo SPARROW para describir el origen y transporte de fósforo, además de su variabilidad temporal y espacial en la cuenca del lago Tianmu al este de China. Los modelos aplicados se basan en variables de cobertura del suelo, longitud del río, profundidad de la escorrentía y la densidad del estanque, para explicar el 94% de la variabilidad espacial y temporal de las cargas de fósforo en la cuenca. Los resultados destacaron que las tierras agrícolas en la cuenca aportan 61% de las cargas de fósforo, seguidas de tierras forestales (21%) y tierras urbanas (18%). Por lo que una expansión de la frontera agrícola al 15% podría conducir a un aumento del 50% de las cargas actuales de fósforo en la cuenca, aumentando el riesgo de eutrofización. Este estudio subraya la importancia de la expansión agrícola como un factor que puede exacerbar la contaminación por fósforo, además de la necesidad de una estrategia de gestión integrada que considere las fuentes de fósforo y su variabilidad espacial y temporal.

Recientemente, ha surgido gran interés por modelar el impacto de eutrofización a través de los aportes de nutrientes directos e indirectos de actividades productivas por medio de la metodología de Análisis de Ciclo de Vida (ACV). Por lo que diferentes estudios buscan adaptar la metodología para determinar el potencial de eutrofización a contextos más regionales, que permitan aplicar factores de destino de fósforo apropiados para la realidad de cada región y generen información sobre la vulnerabilidad considerando niveles más altos de detalle. Tal es el caso de **Andrade et al (20)** quienes estimaron los factores de destino de fósforo considerando su variabilidad temporal y espacial en las cuencas de los ríos De Contas, Pardo y Leste en el estado de Bahía-Brasil. El estudio confirmó la variabilidad temporal y espacial de este indicador de eutrofización (factor de destino de fósforo), además de la alta influencia la disponibilidad u oferta hídrica y el volumen de agua de la cuenca hidrográfica en la eutrofización de las cuencas evaluadas.

En el contexto nacional, existen pocos trabajos científicos publicados sobre la vulnerabilidad de eutrofización en cuencas del Perú, los cuales son principalmente enfocados a áreas específicas. Por ejemplo, **Mamani Larico et al (21)** implementaron un modelo combinado de bioenergética y calidad del agua para evaluar la contribución de la actividad acuícola al crecimiento de algas en el embalse El Pañe, localizado entre las ciudades de Arequipa, Cusco y Puno. Bajo este enfoque se modelaron cuatro grupos de algas diferentes (clorofitas, cianobacterias, crisofitas y criptofitas) de acuerdo con su dominio en la columna de agua del embalse El Pañe. A través del modelo se pudieron analizar seis escenarios de producción acuícola anual y el escenario con una producción pesquera anual de 100 toneladas aumentó las floraciones de cianobacterias a un nivel peligroso. Además, los resultados indican que una producción acuícola

anual de 36 toneladas aún requiere una consideración cuidadosa en términos de su impacto en la calidad del agua del embalse El Pañe.

Así mismo, **Mamani Larico & Zúñiga Medina (22)** utilizaron un programa de simulación de análisis de la calidad de agua (WASP8) para evaluar el proceso de eutrofización en el embalse El Pañe, perteneciente a la Cuenca Hidrográfica El Chili. Los datos de amoníaco, nitrato, fosfato, fosfato total, oxígeno disuelto, temperatura del agua y clorofila-a fueron los parámetros de calidad del agua simulados. Los resultados señalaron que la actividad de la acuicultura de la zona y el flujo bentónico son fuentes significativas de nutrientes que impactan en la comunidad de fitoplancton y por consecuencia en el potencial de eutrofización del embalse.

## 1.2. Bases teóricas

Considerando que el factor de destino para emisiones de fósforo en aguas superficiales representa la acumulativa persistencia de fósforo en las aguas continentales, este puede ser expresado como la inversa de la suma de la tasa de remoción de fósforo (Helmes et al., 2012), la cual puede ser calculada a través de los datos de advección, retención y uso de agua. **Andrade (20)**.

### ➤ Advección

La tasa de fósforo removido por advección es equivalente a la tasa de remoción de agua, expresada como la relación entre la disponibilidad hídrica ( $Q_i$ ,  $\text{km}^3 \text{d}^{-1}$ ) y el volumen total de agua en la cuenca ( $V_{\text{tot},i}$ ,  $\text{km}^3$ ). **Helmes (23)**:

$$k_{adv,i} = \frac{Q_i}{V_{tot,i}}$$

Los valores de disponibilidad hídrica serán colectados de la plataforma virtual Sistema Nacional de Información de Recursos Hídricos (SNIRH) de la

Autoridad Nacional del Agua (ANA), el cual fue establecido considerando la reciente publicación de **Llauca et al (14)**, por otra parte, los datos de volumen de agua en las cuencas hidrográficas serán estimados utilizando datos del Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología (SENAMHI).

➤ Retención

La tasa de retención de fósforo se rige por la absorción de fósforo de la biomasa y su adsorción a sólidos en suspensión y su posterior asentamiento físico (Helmes et al., 2012). Debido a la ausencia de modelos actuales que reflejen el contexto peruano de remoción de fósforo, esta variable será estimada usando el modelo SPARROW. **Alexander (24)**.

➤ Uso de Agua

La remoción de fósforo por medio del uso de agua es representada por la demanda agrícola, doméstica e industrial del agua. **Andrade (20); Helmes (23)**.

La remoción de fósforo a través de los usos agrícolas, domésticos e industriales será estimada con base a los datos disponibles en SNIRH y los estudios de balance hídrico de las cuencas hidrográficas objeto de estudio publicados por la ANA. En caso de vacío de información, los datos requeridos serán solicitados a través de acceso a la información pública de la ANA, Superintendencia Nacional de Servicios de Saneamiento (SUNASS) y del Instituto Nacional de Estadísticas e Informática. Para mayores detalles de los cálculos, revisar el Anexo 2 y los trabajos de **Andrade (20)** y **Helmes (23)**. A partir de los resultados obtenidos los factores de destino para fósforo, se calculará los niveles de vulnerabilidad considerando los valores altos como más vulnerables y los menores como menos vulnerables. La variabilidad

temporal y espacial será modelada ponderando los resultados a valores mensuales y por cuencas hidrográficas. Estos resultados serán modelados usando el software QGis 3.20.1.

### 1.3. Definición de términos básicos

**Eutrofización.** La eutrofización que es objeto de políticas y gestión ambiental se origina en actividades humanas tales como la agricultura, la urbanización y el vertimiento de aguas residuales. También existe un proceso de eutrofización natural que se presenta en ecosistemas acuáticos, especialmente en lagos, caracterizado por un aumento en la concentración de nutrientes como nitratos y fosfatos, procedentes de la erosión natural y de las escorrentías de las cuencas circundantes con los consiguientes cambios en la composición de la comunidad de seres vivos. **MINAM (25).**

**Gestión integrada de recursos hídricos.** La gestión integrada de los recursos hídricos es un proceso que promueve, en el ámbito de la cuenca hidrográfica, el manejo y desarrollo coordinado del uso y aprovechamiento multisectorial del agua con los recursos naturales vinculados a ésta, orientado a lograr el desarrollo sostenible del país sin comprometer la sostenibilidad de los ecosistemas. **MINAM (25).**

**Sistema Nacional de Recursos Hídricos.** El Sistema Nacional de Recursos Hídricos es parte del Sistema Nacional de Gestión Ambiental y tiene por finalidad articular el accionar del Estado en la gestión integrada y multisectorial, el aprovechamiento sostenible, la conservación y el incremento de los recursos hídricos así como el cumplimiento de la Política y Estrategia Nacional de Recursos Hídricos y el Plan Nacional de Recursos Hídricos en todos los niveles de gobierno y con la participación de los distintos usuarios del recurso y

operadores de infraestructura hidráulica, tomando como unidades de gestión a las cuencas hidrográficas y a los acuíferos del país. **MINAM (25)**.

**Vulnerabilidad.** Conjunto de condiciones que limitan la capacidad de defensa o de amortiguamiento ante una situación de amenaza y confieren a las poblaciones humanas, ecosistemas y bienes, un alto grado de susceptibilidad a los efectos adversos que puede ocasionar el manejo de los materiales o residuos, que, por sus volúmenes y características intrínsecas, sean capaces de provocar daños a la salud y el ambiente. **MINAM (25)**.

**Contaminación.** Distribución de una sustancia química o una mezcla de sustancias en un lugar no deseable (aire, agua, suelo), donde puede ocasionar efectos adversos al ambiente o sobre la salud. **MINAM (25)**.

**Ecosistema.** Complejo dinámico de comunidades vegetales, animales y de microorganismos y su medio no viviente que interactúan como una unidad funcional. **MINAM (25)**.

**Estiaje.** Nivel más bajo o caudal mínimo de un río u otra corriente durante una época del año determinada. Período que dura esta disminución de caudal. **MINAM (25)**.

**Caudal.** Es la cantidad de fluido que circula a través de una sección por unidad de tiempo. Esta definición es válida para cualquier tipo de fluido, si bien el fluido utilizado en el ámbito de la ventilación es el aire. **Soler (26)**.

**Bioacumulación.** Concentración resultante acumulada en el ambiente o en los tejidos de organismos a partir de la incorporación, distribución y eliminación de contaminantes obtenidos por todas las rutas de exposición por ejemplo por aire, agua, suelo, sedimento y alimento. **MINAM (25)**.

**Biodisponibilidad.** Característica de las sustancias tóxicas que indica la facilidad de incorporarse a los seres vivos mediante procesos o mecanismos,

inhalación, ingesta o absorción, y que están influenciados por diferentes parámetros como, las rutas de exposición, las características fisiológicas del receptor y las características químicas del xenobiótico. **MINAM (25).**

**Concentración total.** Masa del elemento químico regulado por unidad de masa del suelo en estudio, expresada en términos del Sistema General de Unidades de Medida, extraído del suelo por digestión ácida (agua regia) o alcalina. **MINAM (25).**

**Contaminante.** Cualquier sustancia química que no pertenece a la naturaleza del suelo o cuya concentración excede la del nivel de fondo susceptible de causar efectos nocivos para la salud de las personas o el ambiente. **MINAM (25).**

**Efluente.** Residual líquido, tratado o sin tratar, que se origina en un proceso industrial o actividad social y se dispone generalmente en los suelos o diversos cuerpos de agua superficiales o subterráneos. (Hernández, 2000)

**Agua contaminada.** Agua cuyos usos previstos se han comprometido como resultado del deterioro de su calidad original, producto de la incorporación de elementos contaminantes. **Camacho & Ariosa (27).**

**Aguas superficiales.** Aguas situadas sobre el nivel freático, tales como ríos, lagos, embalses y otros depósitos naturales o artificiales. **Camacho & Ariosa (27).**

**Red hidrográfica.** Conjunto de ríos, arroyos o cualquier flujo de agua lineal, organizados y conectados entre sí, que forman RED 54 un sistema de escurrimiento natural coherente y homogéneo. **Camacho & Ariosa (27).**

## **CAPÍTULO II: HIPÓTESIS Y VARIABLES**

### **2.1. Formulación de la hipótesis**

**H<sub>0</sub>:** No existe diferencia significativa entre los niveles de vulnerabilidad espacial de eutrofización entre las cuencas hidrográficas localizadas en las Vertientes del Pacífico, Atlántico y Titicaca.

**H<sub>1</sub>:** Existe diferencia significativa entre los niveles de vulnerabilidad espacial de eutrofización entre las cuencas hidrográficas localizadas en las Vertientes del Pacífico, Atlántico y Titicaca.

### **2.2. Variables y definiciones operacionales**

#### **2.2.1. Definición de las variables**

##### **Variable independiente (X)**

X: Cuencas hidrográficas de las vertientes del Pacífico, Atlántico y Titicaca.

##### **Variable dependiente (Y)**

Y: Variabilidad espacial de la vulnerabilidad de eutrofización por fósforo.

## 2.2.2. Operacionalización de variables

Variables	Definición	Tipo de variable por su naturaleza	Indicadores	Escala de medición	Categoría	Valores de la categoría	Medios de verificación
Variable dependiente: Variabilidad espacial de la vulnerabilidad de eutrofización por fósforo.	Se relaciona con los factores cósmicos: movimientos de rotación y traslación de la Tierra, su posición con respecto del sol, desplazamiento estacional de los grandes sistemas de presión y flujos de aires, entre otros.	Cuantitativa	Factor de destino de fósforo por mes y año	kg Peq kg-1 mes-1	Alto Medio Bajo	No definida	Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua-Decreto Supremo-N° 004-2017-MINAM.
Variable independiente: Cuencas hidrográficas de las vertientes del Pacífico, Atlántico y Titicaca.	Territorio drenado por un único sistema de drenaje natural, es decir, que sus aguas dan al mar a través de un río o que vierte sus aguas a un único lago endorreico.	Cualitativa	Nivele de vulnerabilidad de la cuenca	disponibilidad hídrica ( $Q_i$ , $\text{km}^3 \text{d}^{-1}$ )  volumen total de agua en la cuenca ( $V_{\text{tot},i}$ , $\text{km}^3$ )  Demanda agrícola, domestica, industrial	Alto Medio Bajo	No definida	

## **CAPÍTULO III: METODOLOGÍA**

### **3.1. Tipo y diseño**

#### **3.1.1. Tipo de investigación**

La presente investigación será de tipo observacional, ya que no existe intervención del investigador, es retrospectiva y prospectiva debido a que los datos necesarios serán recolectados como medio para la investigación, longitudinal debido a que la frecuencia de las mediciones fue de un periodo de tiempo 11 años que permitieron poner a prueba hipótesis explicativas.

#### **3.1.2. Diseño de investigación**

El diseño de la investigación fue no experimental descriptivo ya que se describió el comportamiento de las variables relacionados con la concentración de fosforo total en la cuenca en estudio, sin ninguna intervención o modificación de las mismas.

### **3.2. Diseño muestral**

#### **3.2.1. Área de estudio**

El área de estudio involucra a los ríos Rímac, río Lurín y río Chillón de la cuenca del Pacífico, río Nanay de la cuenca del Atlántico y al río Azángaro que corresponde a la cuenca del lago Titicaca.

#### **3.2.2. Población**

Comprende las cuencas hidrográficas de la Vertiente del Atlántico, la Vertiente del Pacífico y Azángaro Vertiente del Titicaca.

### **3.2.3. Muestra**

La muestra de estudio comprende las cuencas hidrográficas Nanay, las cuencas de los ríos Chillón, Rímac y Lurín y el río Azángaro. El muestreo será intencional dirigido, sobre las cuencas de los ríos definidas específicamente para el estudio.

## **3.3. Procedimientos de recolección de datos**

### **3.3.1. Tipo de datos recolectados**

Los datos recolectados se realizaron a través del Sistema Nacional de Información de Recursos Hídricos (SNIRH), Autoridad Nacional del Agua (ANA) y el Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología (SENAMHI).

### **3.3.2. Instrumentos de Recolección**

El SNIRH, el ANA y el SENAMHI son organismos públicos responsables de registrar con equipos instrumentos y tecnología adecuada la información requerida para la presente investigación, con los datos se construyeron una base de datos en Software Excel y que sirvió de plataforma para los análisis correspondientes realizados.

### **3.3.3. Técnicas utilizadas en la recolección de datos**

Para el estudio inicialmente se realizó la búsqueda de la información secundaria disponible referente al tema de estudio con la finalidad de sustentar el trabajo y realizar una correcta corroboración de la metodología aplicada. La recolección de datos se realizará a través del Sistema Nacional de Información de Recursos Hídricos (SNIRH),

Autoridad Nacional del Agua (ANA) y el Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología (SENAMHI)

### 3.4. Procesamiento y análisis de los datos

Los análisis estadísticos se enfocaron en determinar el grado de significancia entre los resultados a través del cálculo de la incertidumbre cuantitativa de los datos, así como de la correlación entre los resultados de vulnerabilidad con sus datos de entrada (input data), por lo que se utilizó los siguientes análisis estadísticos: Para determinar la normalidad de los datos se utilizó la prueba de normalidad de Shapiro - Wilk, ya que datos de las muestras de concentración anual de fósforo total por cuenca son menores a 30, lo cual permitió determinar que los datos de las cuencas en estudio no tienen una distribución normal, , por lo cual, se utilizó la prueba no paramétrica para determinar diferencia significativa de concentración de fosforo en el agua, entre los grupos de muestras de cada una de las cuencas en estudio, la prueba de Kruskal-Wallis y un análisis Post Hoc entre parejas, con ajuste de Bonferroni para determinar cuáles de los grupos de muestras son significativas en cuanto a concentración de fosforo.

Asimismo, esta base de datos se constituyó en la plataforma sobre la cual se realizaron las gráficas de tendencias y el modelamiento matemático para los análisis de predicción de las series temporales de las variaciones de la concentración de fosforo total en las cuencas en estudio, con el Modelo matemático de Holt-Winters con suavizado exponencial.

$$\begin{aligned}\bar{X}_t &= A(\bar{X}_{t-1} + T_{t-1}) + (1 - A)X_t \\ T_t &= BT_{t-1} + (1 - B)(\bar{X}_t - \bar{X}_{t-1}) \\ \bar{X}'_t &= \bar{X}_n + pT_n\end{aligned}$$

$X_t$  = Valor observado de la serie

$\bar{X}_t$  = Estimación de nivel

$T_t$  = Estimación de tendencia

$\bar{X}'_t$  = Predicción para valores futuros

**A y B** = Constantes de suavizado, valores se encuentran entre 0 y 1

### **3.5. Aspectos éticos**

La tesis no considera el trabajo en seres humanos, animales y no utiliza datos personales. Por lo tanto, este apartado no se aplica al tipo de investigación a ejecutada en este proyecto. El proyecto solo trabajó con información secundaria y que está debidamente referenciada en el estudio.

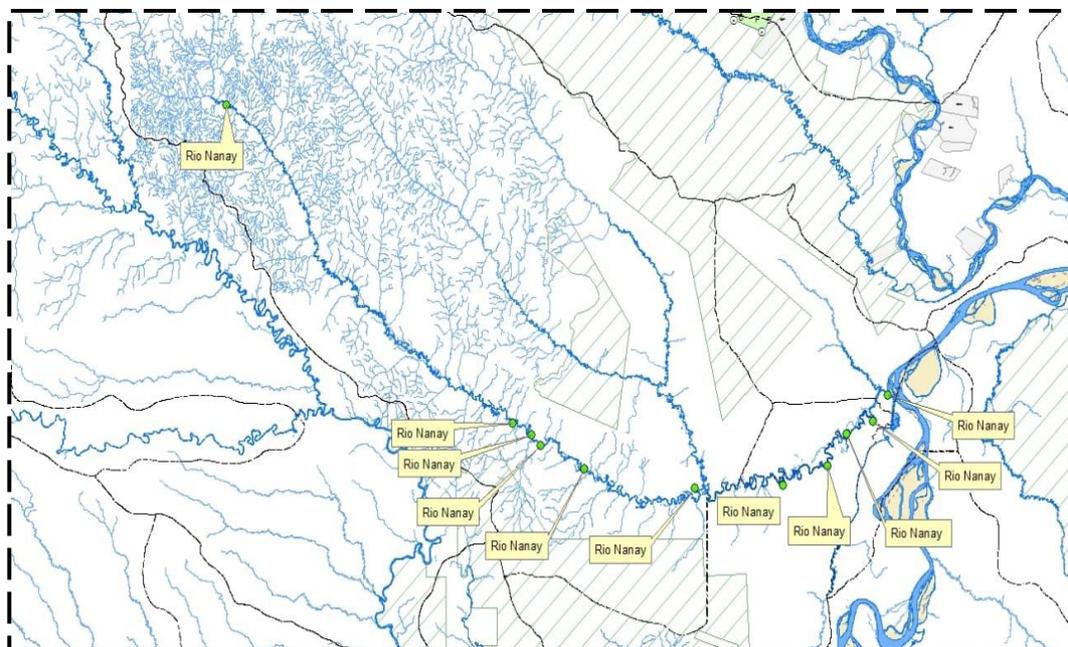
## CAPÍTULO IV: RESULTADOS

### 4.1. Puntos focales de monitoreo de la variabilidad de fosforo total de los ríos en estudio

#### 4.1.1. Monitoreo de la evolución de la concentración de fosforo total en la Cuenca del Rio Nanay

El Nanay, es un río meándrico típico de las llanuras aluviales de la amazonia. Al ser un río que provee agua dulce a una de las poblaciones más grandes de la amazonia peruana está en constante monitoreo. Es por ello que el río concentra la mayor cantidad de puntos de monitoreo con once (11) puntos de monitoreo de parámetros ambientales, como se muestra en el mapa 1, se observa que en la cuenca media se tiene cinco (05), en la cuenca baja cinco (05) y en la cuenca alta uno (1).

**Mapa 1. Puntos de monitoreo en la cuenca del río Nanay**

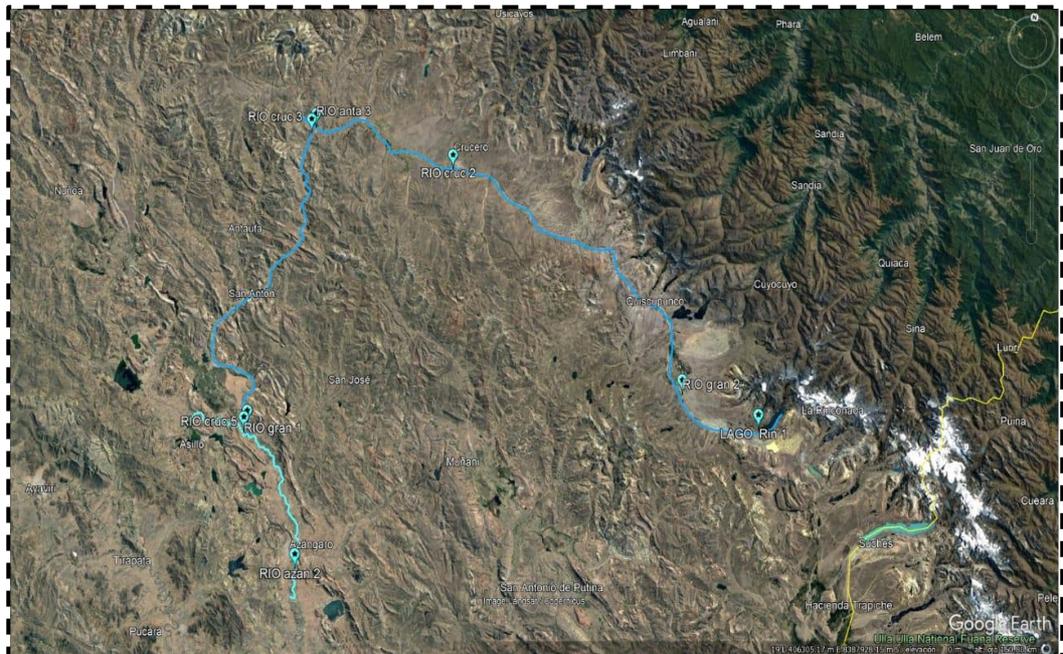


Fuente: Autoridad Nacional del Agua. Base Gráfica Loreto. Elaboración propia

#### 4.1.2. Monitoreo de la evolución de la concentración de fosforo total en la Cuenca del Rio Azángaro.

La cuenca del Azángaro, corresponde a la vertiente del Titicaca, la extensión de su cuenca es de 8800,86 km<sup>2</sup> y se ubica en la cordillera oriental de la región Puno al sur del Perú, (1). En la cuenca del río Azángaro se tiene ocho (08) puntos de monitoreo: uno (01) en la laguna Rinconada, tres (03) en el río crucero, dos en el río Grande y uno (01) en el río Anta.

Mapa 2. Puntos de monitoreo en la Cuenca del río Azángaro

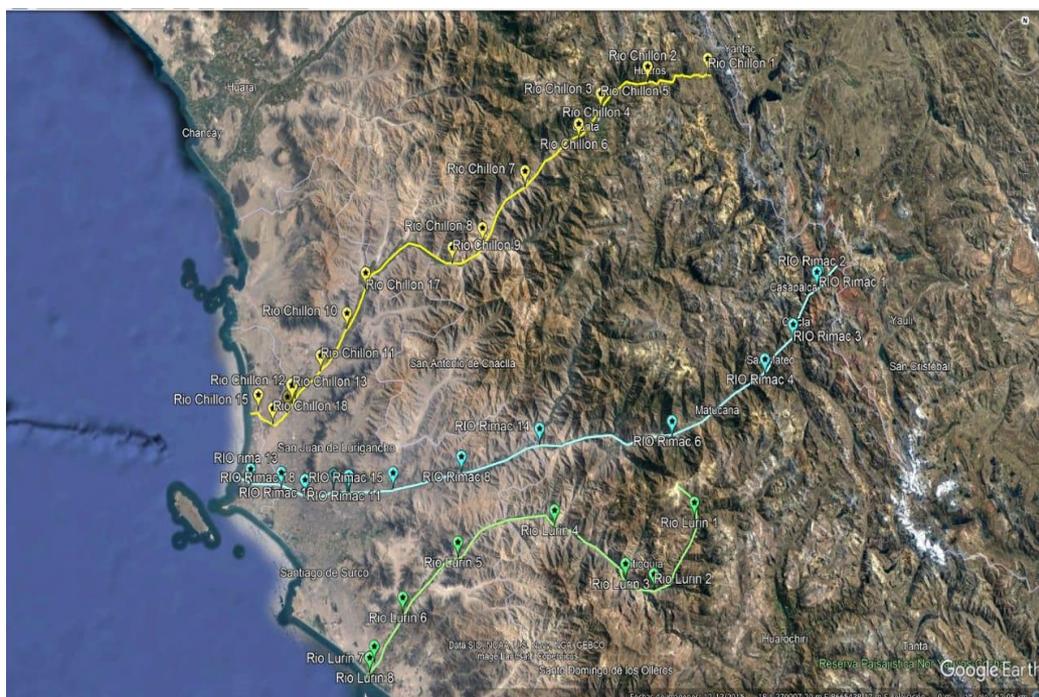


Fuente: Autoridad Nacional del Agua. Google Earth. Elaboración propia

#### 4.1.3. Monitoreo de la evolución de la concentración de fosforo total en los ríos de la Cuenca Pacifico.

Los ríos estudiados en la cuenca del Pacifico se muestran en el Mapa 3, y que corresponden a la costa central del País, en los ríos Rimac, Chillón y Lurin.

### Mapa 3. Ríos en evaluación de la cuenca del Pacífico en el centro del país

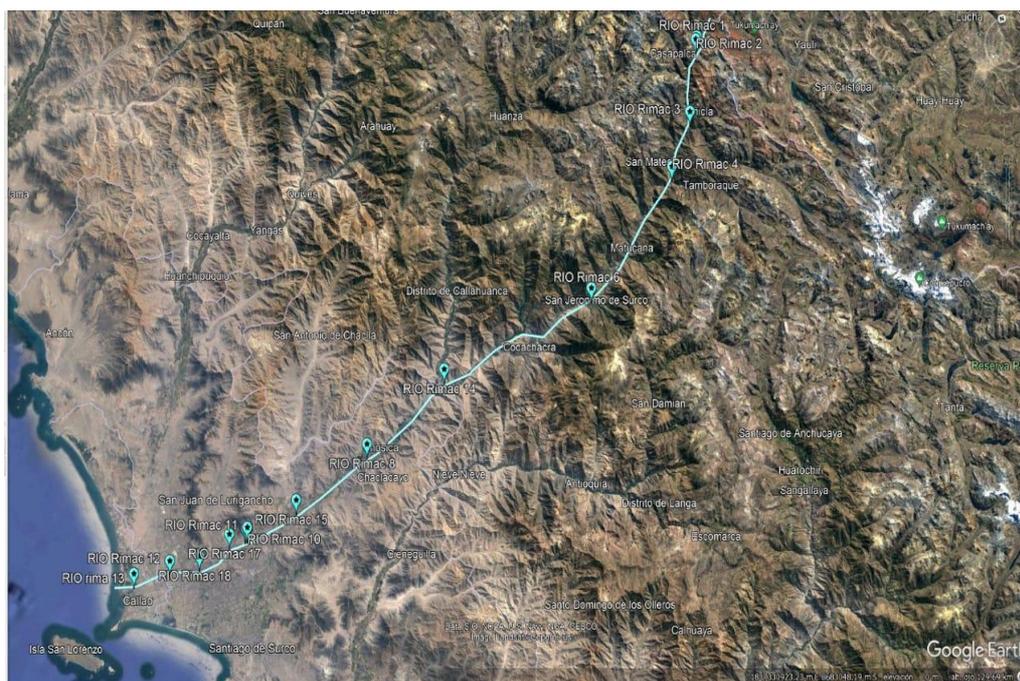


Fuente: Autoridad Nacional del Agua. Google Earth. Elaboración propia

#### 4.1.3.1. Monitoreo de la evolución del fósforo total en la cuenca del Río Rímac.

Es el río más importante de la ciudad capital Lima, nace en las alturas de Ticlio y sus aguas fluyen a la vertiente del Pacífico, atravesando las ciudades de Lima y Callao. Tiene una cuenca de 3312 km<sup>2</sup>. Es una de las cuencas hidrográficas más importantes del país desempeñando un rol vital como fuente de abastecimiento de agua para el consumo humano, agrícola y energético. La cuenca soporta mucha de actividad minera la que es particularmente intensa en las zonas más altas. Es por ello, que el río Rímac concentra dieciocho (18) puntos de monitoreo, como se muestra en el Mapa 4, los puntos de monitoreo están ubicados en todo el recorrido del río, desde su nacimiento en Ticlio hasta su desembocadura en el océano pacífico en el Departamento del Callao.

#### Mapa 4. Puntos de monitoreo en el río Rímac



Fuente: Autoridad Nacional del Agua. Google Earth. Elaboración propia

#### 4.1.3.2. Monitoreo de la evolución de fósforo total en la Cuenca del río Chillón.

El Río Chillón tiene su origen en la laguna de Chonta a 4.850 msnm, con un recorrido de 126 Km. En esta cuenca se desarrolla una actividad agrícola muy importante. Se ubica al norte de la ciudad de Lima, aproximadamente a 20 kilómetros de trayectoria por la carretera Panamericana.

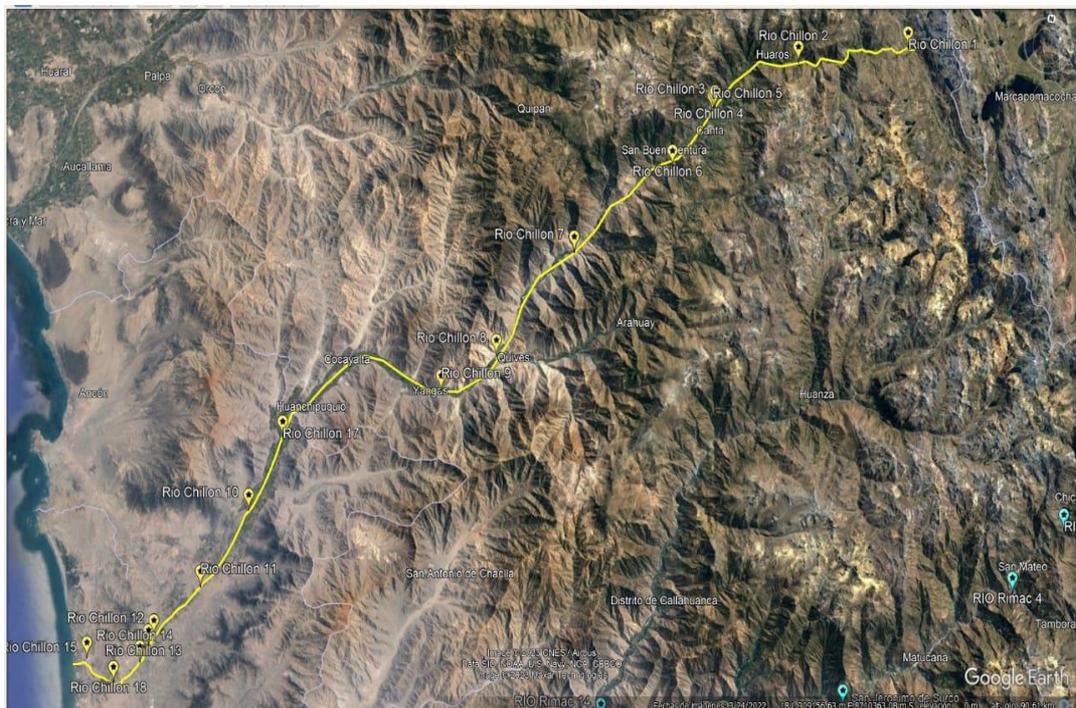
El Chillón tiene un régimen de descargas irregular en extremo y torrentoso. El estiaje comprende los meses de mayo a diciembre, en dicho período se genera el mayor déficit de agua, mientras que el período de avenida va de enero a abril, meses en que el río aumenta su volumen de descarga.

De los tres valles de la Gran Lima el que conserva las mayores áreas cultivadas es justamente el valle del Chillón. La actividad agropecuaria

constituye una de las fuentes abastecedoras de productos alimenticios para la población limeña.

El uso del agua es para fines agrícolas, domésticos, industriales y pecuarios. En la cuenca no existen plantas concentradoras de minerales, por lo que no se ha considerado el uso minero. Por su importancia agrícola que representa la cuenca se tiene dieciocho (18) puntos de monitoreo como se muestra en el mapa 5.

**Mapa 5. Puntos de monitoreo en la cuenca del río Chillón**



Fuente: Autoridad Nacional del Agua. Elaboración propia

#### **4.1.3.3. Monitoreo de la evolución de fósforo total en la Cuenca del río**

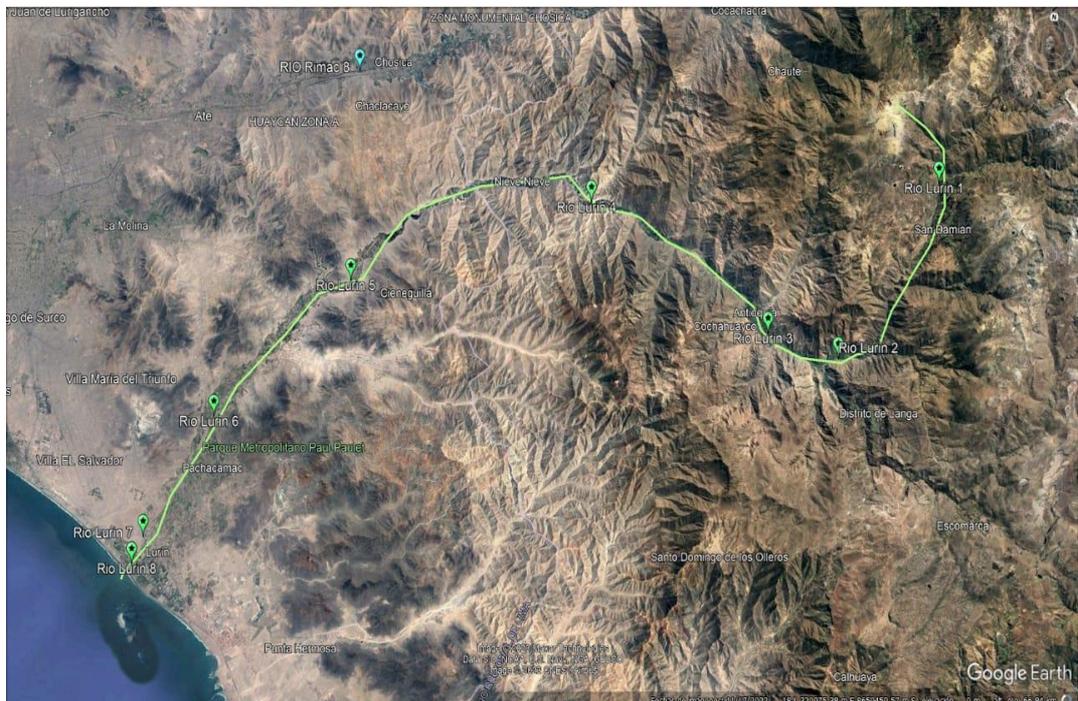
##### **Lurín**

El río Lurín se extiende desde el Pacífico hasta los nevados Otoshmicumán y Chanape en la provincia de Huarochirí; cubre una superficie aproximada de 1670 km<sup>2</sup>, con una longitud de 108,57 km. Se ubica aproximadamente a 43 km al sur de Lima.

En los periodos de avenidas en esta cuenca se han registrado altas precipitaciones pluviales, con descargas máximas que han llegado a los 80 m<sup>3</sup> en periodos cortos, las cuales han producido erosión y remoción en masa del suelo, rocas y los sectores vulnerables están en la parte baja y media de la cuenca asociados con inundaciones, deslizamientos, huaycos y erosión hídrica, creando malestar e inquietud en la población instalada en las márgenes y en la desembocadura de los ríos y quebradas, En la parte baja de la cuenca se ubican las áreas agrícolas y de habitación urbana que sufren los mayores impactos por los deslizamientos, derrumbes, huaycos e inundaciones.

En este río se ubican ocho (08) puntos monitoreo ambiental como se muestra en el Mapa 6.

**Mapa 6. Puntos de monitoreo en la cuenca del río Lurín**



Fuente: Autoridad Nacional del Agua. Google Earth. Elaboración propia.

## **4.2. Concentración, evolución y predicción de fósforo total en épocas de estiajes y avenidas en las cuencas de los ríos en estudio.**

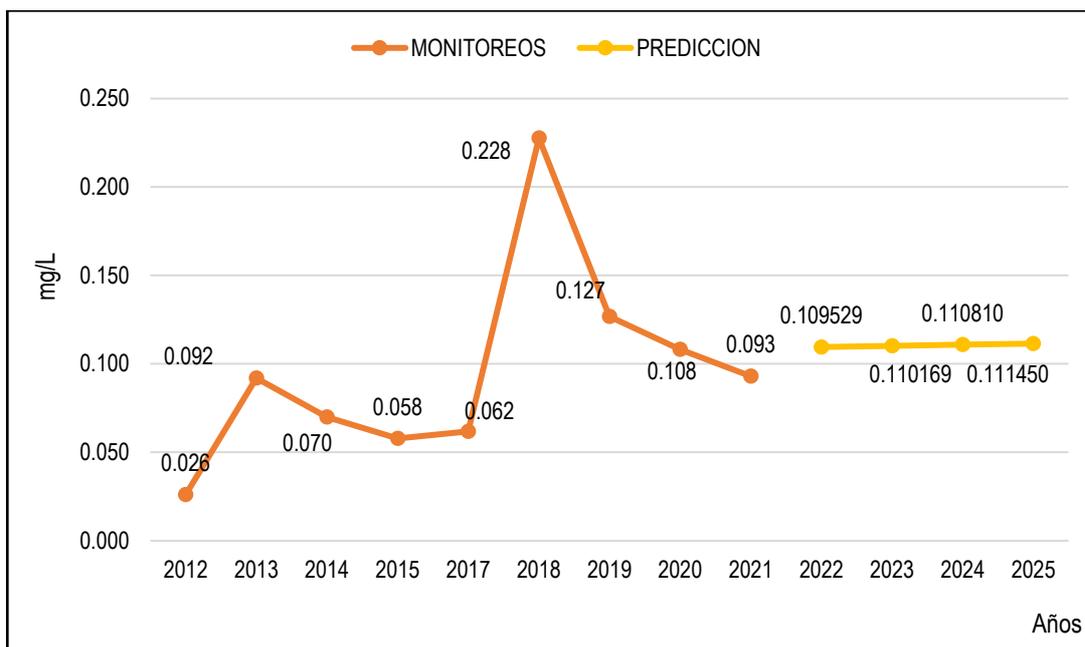
### **4.2.1. Evolución y predicción de la concentración de fósforo total en época de estiaje y avenida en la cuenca de río Nanay – Atlántico.**

Los monitoreos de la evolución del fósforo en la época de estiaje en el río Nanay se muestra en la gráfica 1, los monitoreos del 2012 al 2022 en época de estiaje muestra que en el 2012, con 0.026 mg/l respectivamente muestran niveles de concentración de fósforo en el agua por debajo de los Límites Máximos Permitidos (LMP) de 0.05 mg/l en la categoría 4, E2 ríos de la selva, mientras que en los años 2013 (0.092 mg/L), 2014 (0.070 mg/L), 2015 (0.058 mg/L), 2017 (0.062 mg/L), 2018 (0.228 mg/L), 2019 (0.127 mg/l), 2020 (0.108 mg/l) y el 2021(0.093 mg/l) alcanzan niveles superiores a los LMP de fósforo en el agua del río Nanay.

Los mayores niveles de concentración de fósforo en las aguas del Nanay en periodos de estiaje se observa en el año 2018, para descender ligeramente en los años 2019, 2020 y 2021, años que alcanzan los mayores niveles de concentración de fósforo total en el agua.

Mientras que el análisis de predicción de Holt Winter se muestra en la gráfica 1, se reporta niveles de concentración de fósforo total que superan los LMP en milésimas y que se mantienen con un ligero incremento de milésimas para los próximos años, desde una concentración 0.109529 mg/L en el 2022 hasta 0.111450 mg/L para el 2025, por lo que no se prevé incrementos importantes de la concentración de fósforo total en las aguas del río Nanay.

**Grafica 1. Variaciones en la concentración de fosforo total en época de estiaje y valores predictivos en el río nanay**



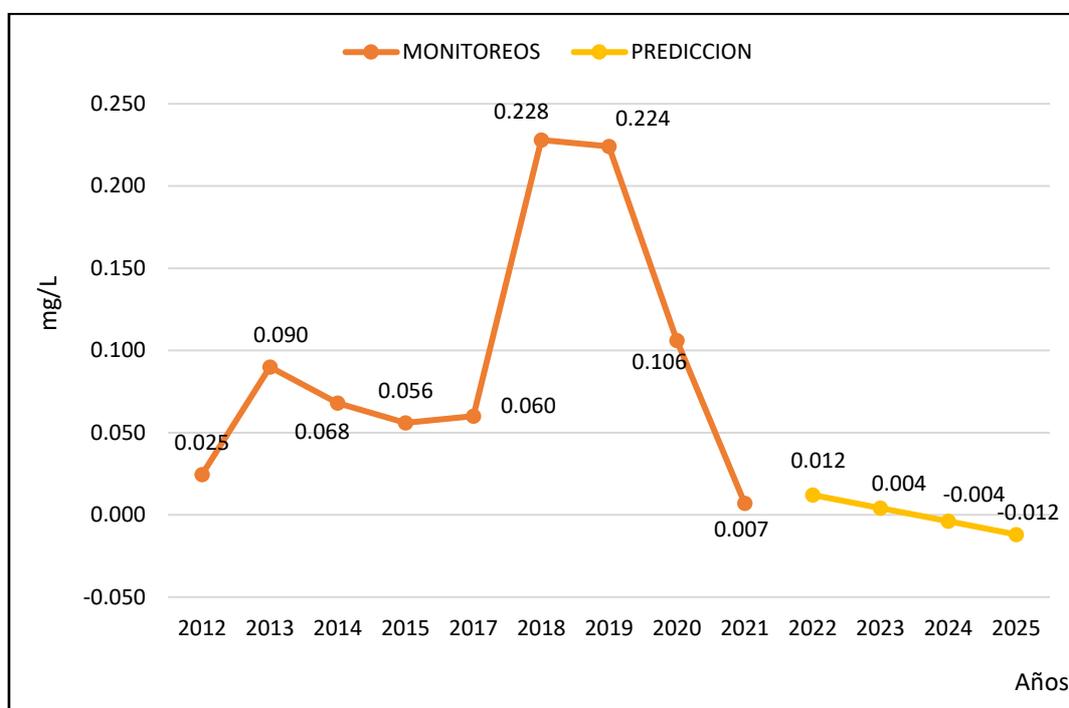
Fuente: Autoridad Nacional del Agua. Elaboración propia

Los monitoreos de la evolución del fosforo en la época de avenida del río Nanay se muestra en la gráfica 2, los monitoreos del 2012 al 2022, muestran que en el año 2012 y el 2021 con 0.025 mg/L y 0.007 mg/l respectivamente muestran niveles de concentración de fosforo total en el agua por debajo de los Límites Máximos de 0.05 mg/l, mientras que en los años 2013 (0.090 mg/L), 2014 (0.068 mg/L), 2015 (0.056 mg/L), 2017 (0.060 mg/L), 2018 (0.228 mg/L), 2019 (0.224 mg/l) y el 2020 (0.106 mg/l) alcanzan niveles superiores a los LMP de fosforo en el agua del río Nanay.

Los mayores niveles de concentración de fosforo en las aguas del Nanay en periodos de avenida se observa en el año 2018 con 0,228 mg/L, para descender ligeramente en los años 2019, 2020, con concentraciones por encima del LMP de fosforo total en el agua y descender de manera muy marcada 2021 a 0.007 mg/L por debajo de los LMP del fosforo total.

Por su parte el análisis de predicción de Holt Winter se muestra en la gráfica 2, se reporta niveles de concentración de fósforo total por debajo de los LMP con una tendencia decreciente de milésimas para los próximos años, desde una concentración 0.012 mg/L en el 2022 hasta un valor -0.012 mg/L para el 2025, por lo que en época de avenida las aguas del río Nanay alcanzarán sus más bajos niveles de concentración de fósforo total.

**Grafica 2. Variaciones en la concentración de fósforo total en época de avenida y valores predictivos en el río Nanay-Atlántico**



Fuente: Autoridad Nacional del Agua. Elaboración propia

#### 4.2.2. Evolución de la concentración y predicción de fósforo en época de estiaje y avenida en el río Rímac - Pacífico

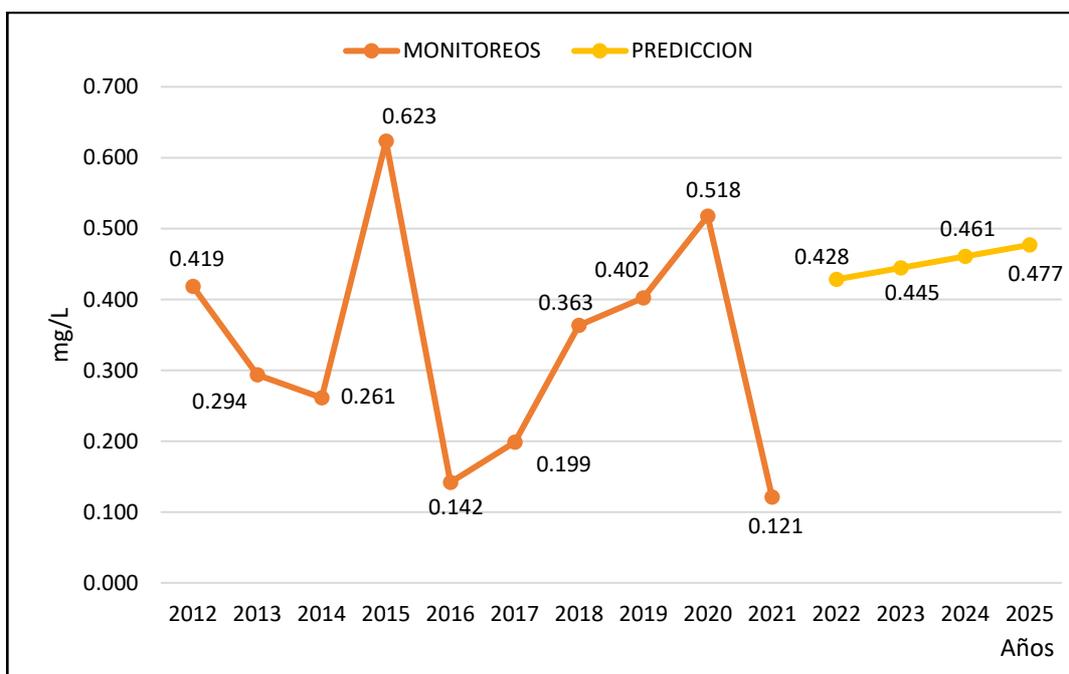
Los monitoreos de la evolución del fósforo en la época de estiaje en el río Rímac se muestra en la gráfica 3, los monitoreos del 2012 al 2022 en época de estiaje muestra valores fluctuantes irregulares superiores al

límite máximo permitido **de 0.05 mg/L**, desde un valor mínimo de 0.121 mg/L en el 2021 hasta un valor máximo 0.623 mg/l en el 2015.

Los mayores niveles de concentración de fosforo en las aguas del Rímac en periodos de estiaje se observa en los años 2015 con 0.623 mg/L y 0.518 mg/L en el 2020. El 100 por ciento de los valores de la concentración de fosforo total de los monitoreos en el agua en el río Rímac superan los límites máximos permitidos.

Mientras que el análisis de predicción de Holt Winter se muestra en la gráfica 3, se reporta niveles de concentración de fosforo total que superan los LMP y mantienen un ligero incremento para los próximos años, desde una concentración 0.428 mg/L en el 2022 hasta 0.477 mg/L para el 2025, por lo que no se prevé pequeños incrementos de la concentración de fosforo total en las aguas del río Rímac.

**Grafica 3. Variaciones de concentración de fosforo total en época de estiaje y valores predictivos en el río Rímac**



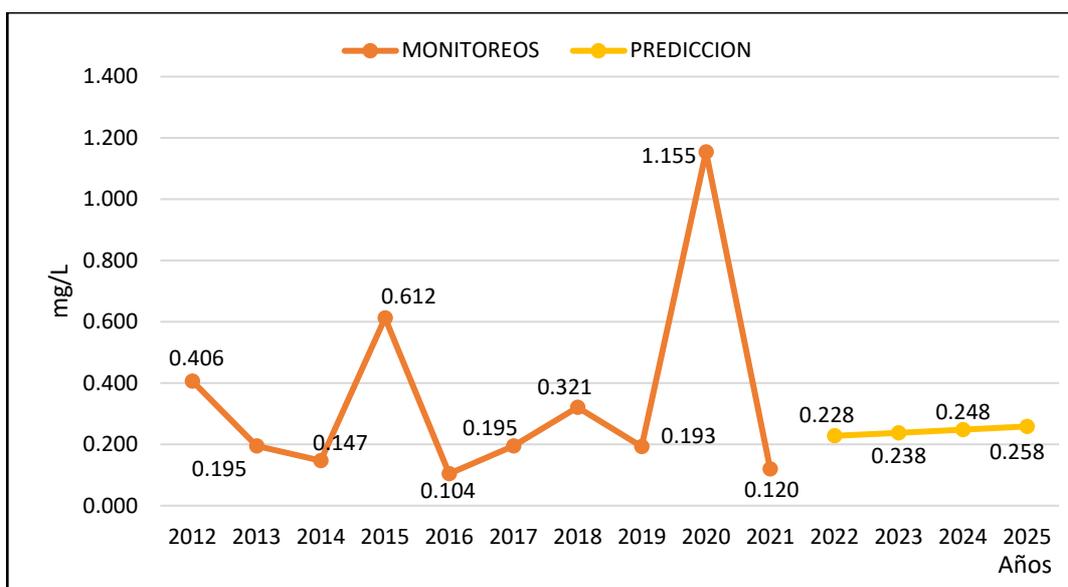
Fuente: Autoridad Nacional del Agua. Elaboración propia

Los monitoreos de la evolución del fosforo en la época de avenida en el río Rímac se muestra en la gráfica 4, los monitoreos del 2012 al 2022 en época de avenida muestran valores fluctuantes irregulares superiores al límite máximo permitido, desde un valor mínimo de 0.104 mg/L en el 2014 hasta un valor máximo 1.155 mg/l en el 2020.

Los mayores niveles de concentración de fosforo en las aguas del Rímac en periodos de avenida se observa en los años 2015 con 0.612 mg/L y 1.158 mg/L en el 2020. El 100 por ciento de los valores de la concentración de fosforo total de los monitoreos en el agua en el río Rímac superan los límites máximos permitidos. En época de avenida los niveles de concentración del fosforo total fosforo total se incrementan ligeramente en comparación con el periodo de estiajes

Por su ´parte el análisis de predicción de Holt Winter se muestra en la gráfica 4, se reporta niveles de concentración de fosforo total que superan los LMP y mantienen un ligero incremento para los próximos años, desde una concentración 0.228 mg/L en el 2022 hasta 0.258 mg/L para el 2025, por lo que no se prevé pequeños incrementos de la concentración de fosforo total en las aguas del río Rímac en los próximos años.

**Grafica 4. Variaciones de concentración de fósforo total en época de avenida y valores predictivos en el Río Rímac**



Fuente: Autoridad Nacional del Agua. Elaboración propia

#### **4.2.3. Evolución de la concentración y predicción del fósforo total en época de estiaje y avenida en la cuenca del río Lurín-Pacífico**

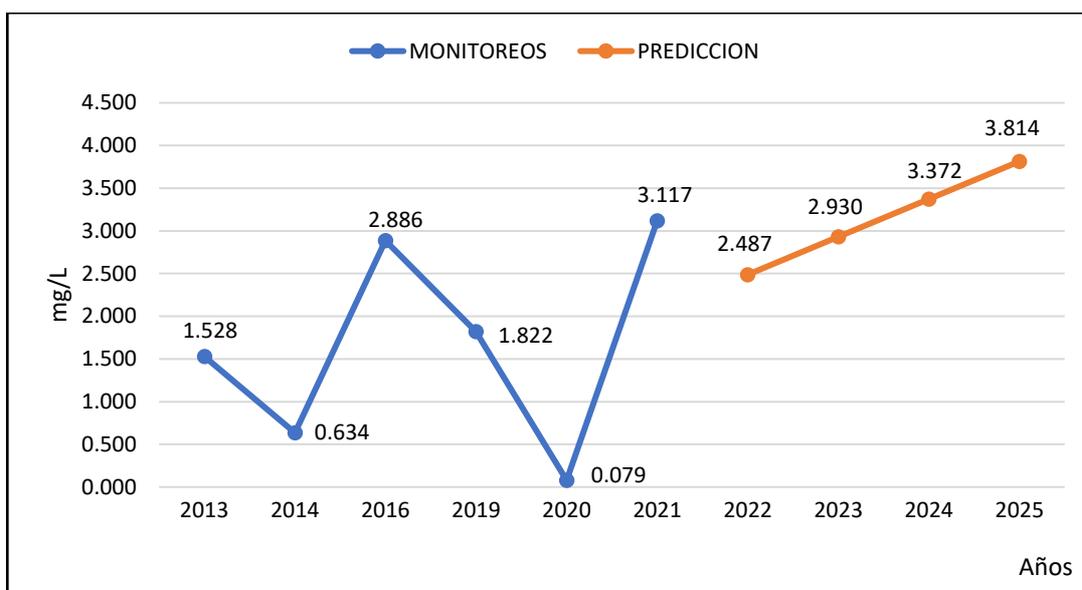
Los monitoreos de la evolución del fósforo en la época de estiaje en el río Lurín se muestra en la gráfica 5, los monitoreos del 2012 al 2022 en época de estiaje muestra valores fluctuantes irregulares, desde un valor mínimo de 0.079 mg/L en el 2020 hasta un valor máximo 3.117 mg/l en el 2021, por encima de los límites máximos permitidos de 0.05 mg/L en la categoría 4, E2 ríos de la costa y sierra.

Los mayores niveles de concentración de fósforo en las aguas del río Lurín en periodos de estiaje se observa en los años 2016 con 2.886 mg/L y el 2021 con 3,117 mg/L en el 2021. En general se observa que en los periodos de estiaje se superan los LMP de concentración de fósforo total, variando de una mayor a menor concentración en los años.

Mientras que el análisis de predicción de Holt Winter se muestra en la gráfica 5, se reporta niveles de concentración de fósforo total que superan largamente los LMP y que mantienen incremento para los próximos años,

desde una concentración 2.487 mg/L en el 2022 hasta 3.814 mg/L para el 2025, por lo que no se prevé incrementos importantes de la concentración de fosforo total en las aguas del río Lurín.

**Grafica 5. Variaciones de concentración de fosforo total en época de estiaje y valores predictivos en el río Lurín**



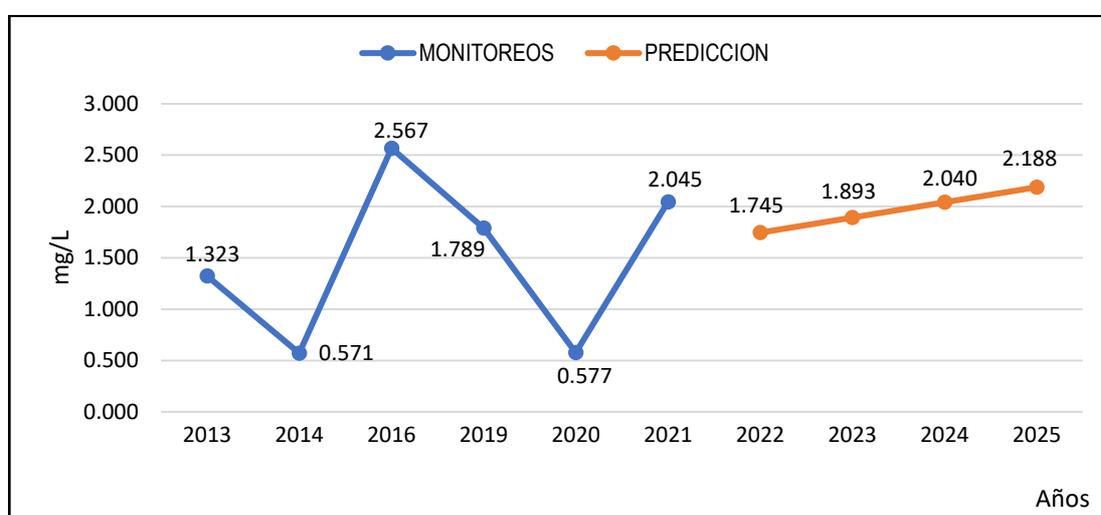
Fuente: Autoridad Nacional del Agua. Elaboración propia

Los monitoreos de la evolución del fosforo en la época de avenida en el río Lurín se muestra en la gráfica 6, los monitoreos del 2012 al 2022 en época de avenida muestran valores fluctuantes irregulares superiores al límite máximo permitido de 0.05 mg/L, desde un valor mínimo de 0.571 mg/L en el 2020 hasta un valor máximo 2.567 mg/l en el 2016.

Los mayores niveles de concentración de fosforo en las aguas del río Lurín en periodos de avenida se observa en los años 2016 con 2.567 mg/L y en el 2021 con 2.045 mg/L en el 2021. El 100 por ciento de los valores de la concentración de fosforo total de los monitoreos en el agua en el río Lurín en periodo de avenida superan los límites máximos permitidos. En época de avenida los niveles de fosforo total se incrementan ligeramente en comparación con el periodo de estiajes

Mientras que el análisis de predicción de Holt Winter se muestra en la gráfica 6, se reporta niveles de concentración de fosforo total que superan los LMP y que mantienen incremento para los próximos años, desde una concentración 1.745 mg/L en el 2022 hasta 2.188 mg/L para el 2025, por lo que no se prevé incrementos en la concentración de fosforo total en las aguas del río Lurín.

**Grafica 6. Variaciones de concentración de fosforo total en época de avenida y valores predictivos en el río Lurín**



Fuente: Autoridad Nacional del Agua. Elaboración propia

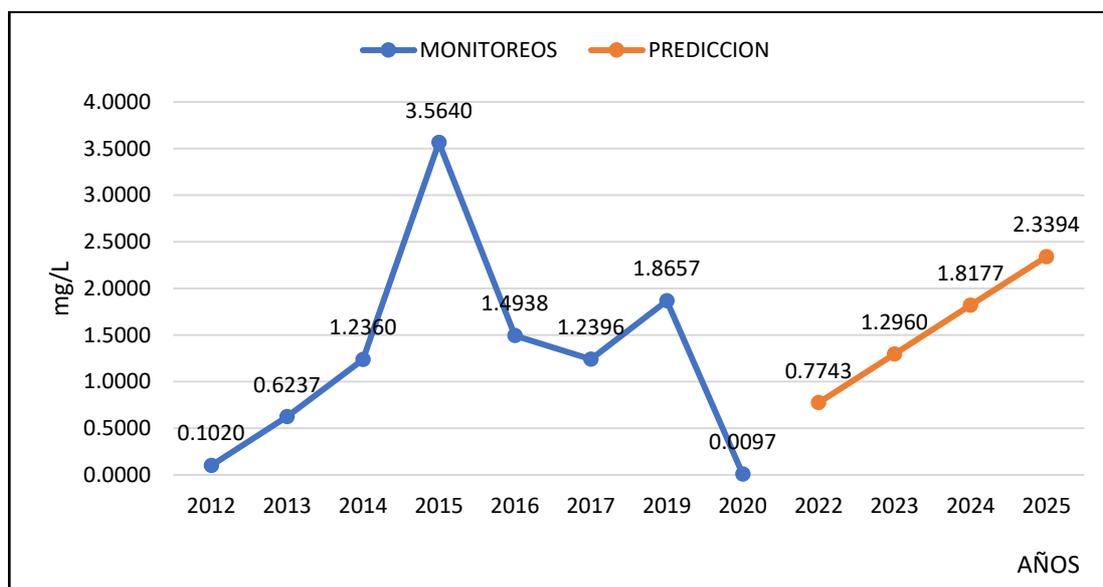
#### **4.2.4. Evolución de la concentración y predicción del fosforo total en época de estiaje y avenida en la cuenca del río Chillón-Pacífico**

Los monitoreos de la evolución del fosforo en la época de estiaje en el río Chillón se muestra en la gráfica 7, los monitoreos del 2012 al 2022 en época de estiaje muestran valores ascendentes y descendentes superiores al límite máximo permitido, desde un valor mínimo de 0.0097 mg/L en el 2020 hasta un valor máximo 3.5640 mg/l en el 2015. Los mayores niveles de concentración de fosforo en las aguas del Chillón en periodos de estiaje se observa en los años 2015 con 3.5640 mg/L y 1.8657 mg/L en el 2019. Casi el 100 por ciento de los valores de la

concentración de fosforo total de los monitoreos en el agua en el río Chillón superan los límites máximos permitidos, con excepción del año 2020 con 0.0097 mg/L.

Mientras que el análisis de predicción de Holt Winter se muestra en la gráfica 7, se reporta niveles de concentración de fosforo total que superan los LMP y que se mantienen con ligeros incrementos para los próximos años, desde una concentración 0.7743 mg/L en el 2022 hasta 2.3394 mg/L para el 2025, por lo que no se prevé incrementos importantes en los niveles la concentración de fosforo total en las aguas del río Chillón en los próximos años.

**Grafica 7. Variación de la concentración de fosforo total en la época de estiaje y valores predictivos en el río Chillón**



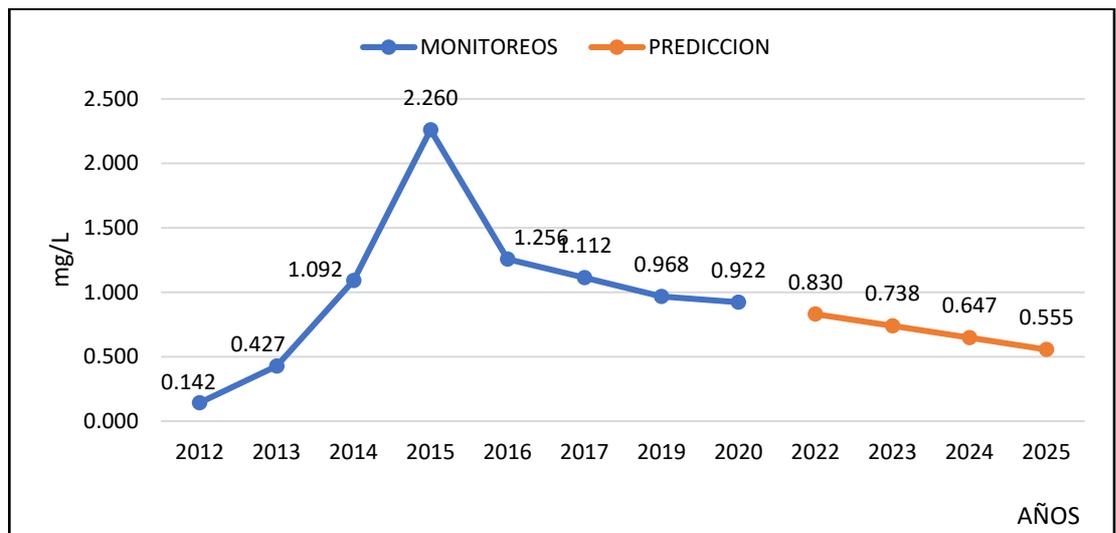
Fuente: Autoridad Nacional del Agua. Elaboración propia

Los monitoreos de la evolución del fosforo en la época de avenida en el río Chillón se muestra en la gráfica 8, los monitoreos del 2012 al 2022 en época de avenida muestran valores inicialmente ascendentes para luego descender superiores al límite máximo permitido de 0.05 mg/L, desde un valor mínimo de 0.142 mg/L en el 2012 hasta un valor máximo 2.260 mg/L en el 2015. El mayor

nivel o pico en el nivel de concentración del fósforo total en época de avenida se observa en el 2015. Todos los valores de concentración de fósforo total reportados en época de estiaje superan los Límites Máximos Permitidos.

Mientras que el análisis de predicción de Holt Winter se muestra en la gráfica 8, reporta que los niveles de concentración de fósforo total que superan los LMP, pero que tienen una tendencia decreciente con ligeros descensos para los próximos años, desde una concentración 0.830 mg/L en el 2022 hasta 0.555 mg/L para el 2025, por lo que no se prevé descensos en los niveles la concentración de fósforo total en época de avenida en las aguas del río Chillón en los próximos años.

**Grafica 8. Variaciones de la concentración de fósforo total en la época de avenida y valores predictivos en el río Chillón**



Fuente: Autoridad Nacional del Agua. Elaboración propia

#### 4.2.5. Evolución de la concentración y predicción del fósforo total en época de estiaje y avenida en el río Azángaro -Titicaca

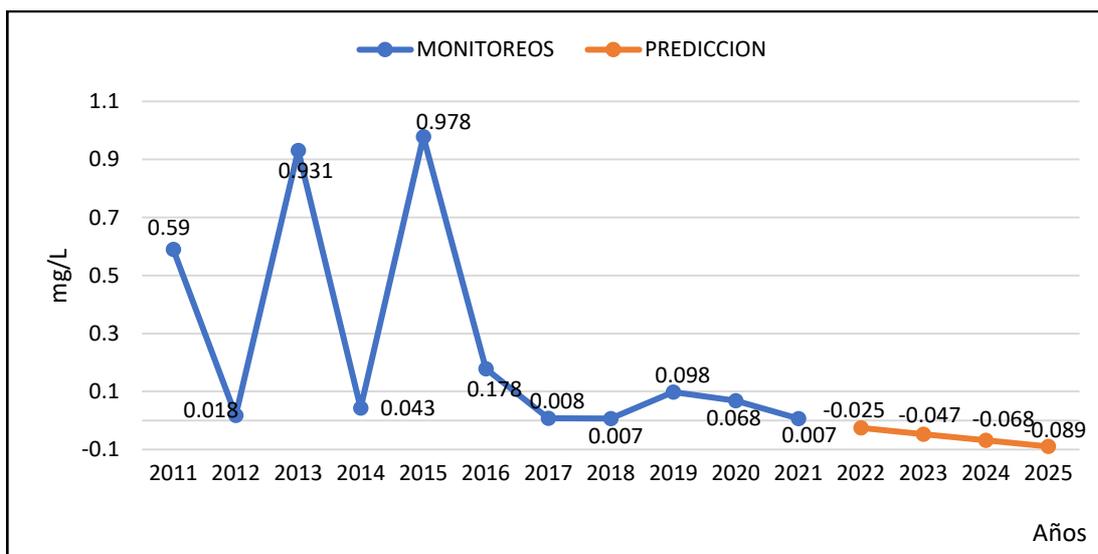
Los monitoreos de la evolución del fósforo en la época de estiaje en el río Azángaro de la cuenca de Titicaca se muestra en la gráfica 9, los monitoreos del 2012 al 2022 en época de estiaje muestra valores fluctuantes irregulares muy marcados en algunos años ligeramente

superiores al LMP de 0,05 mg/L para la categoría 4, E2 ríos de la costa y sierra y en la mayoría de años por debajo de los LMP

Los mayores niveles de concentración de fosforo en las aguas del río Azángaro en periodos de estiaje se observa en los años 2015 con 0.978 mg/L y 0.931 mg/L en el 2013. A pesar de ser un río de la sierra, en los últimos años de monitoreo reporta valores de concentración de fosforo total que no superan o están muy próximos a los límites máximos permitidos.

Mientras que el análisis de predicción de Holt Winter se muestra en la gráfica 9, reporta niveles de concentración de fosforo total que no superan los LMP y que muestran una línea de tendencia decreciente para los próximos años, desde una concentración -0.025 mg/L en el 2022 hasta -0.898 mg/L para el 2025, por lo que no se descensos incrementos importantes de la concentración de fosforo total en las aguas del río Azángaro en periodos de estiaje.

**Grafica 9. Variaciones de la concentración de fosforo total en la época de estiaje en el río Azángaro**

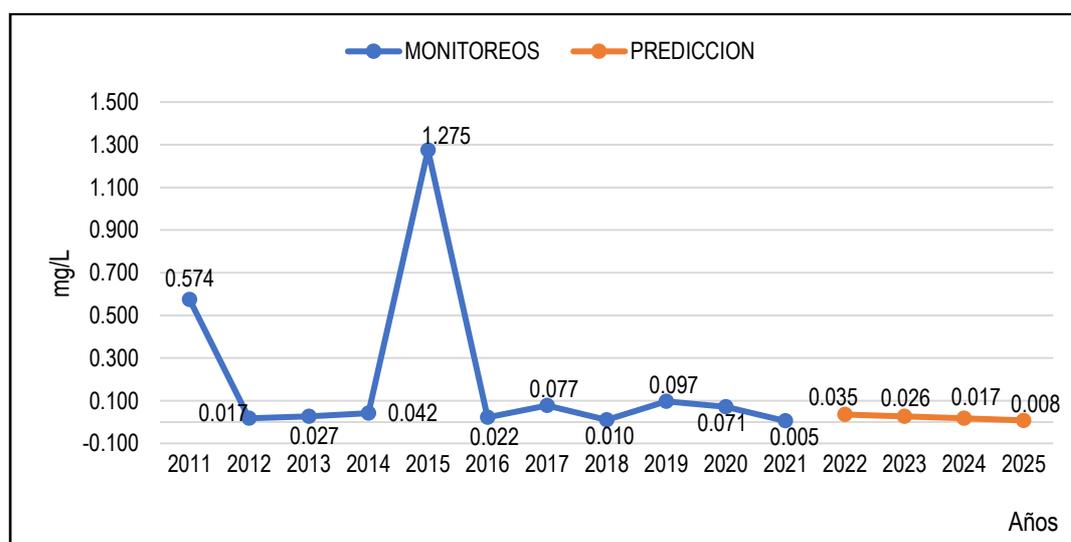


Fuente: Autoridad Nacional del Agua. Elaboración propia

Los monitoreos de la evolución del fosforo en la época de avenida en el río Azángaro se muestra en la gráfica 10, los monitoreos del 2012 al 2022 en época de avenida muestran valores casi regulares con dos incrementos superiores al límite máximo permitido, en el año 2021 con 0.574 mg/L y en el 2015 con 1.275 mg/L, mientras que los demás años de monitoreo mantienen valores de concentración por debajo (0.022, 0.010 y 0.005 mg/L) o ligeramente superior (0.077, 0.097 y 0.071 mg/L) al LMP de 0.05 mg/L en la categoría 4, E2 ríos de la costa y sierra. En época de avenida los niveles de fosforo total se incrementan ligeramente en comparación con el periodo de estiajes

Mientras que el análisis de predicción de Holt Winter se muestra en la gráfica 10, reporta que los niveles de concentración de fosforo total por debajo o inferiores a los LMP, con una tendencia decreciente con ligeros descensos para los próximos años, desde una concentración 0.035 mg/L en el 2022 hasta 0.008 mg/L para el 2025, por lo que no se prevé descensos en los niveles la concentración de fosforo total en época de avenida en las aguas del río Azángaro en los próximos años.

**Grafica 10. Variaciones de la concentración de fosforo total en la época de avenida en el río Azángaro**



Fuente: Autoridad Nacional del Agua. Elaboración propia

### 4.3. Prueba de contrastación de la hipótesis del estudio

#### 4.3.1. Prueba de normalidad

Para determinar la normalidad de los datos se utilizó la prueba de normalidad de Shapiro - Wilk, ya que datos de las muestras de concentración anual de fósforo total por cuenca son menores a 30, como se muestra en la tabla 1.

Tabla 1. Prueba de Normalidad de Shapiro – Wilk

CUENCAS EN ESTUDIO	SHAPIRO - WLK		
	Estadístico	gl	Sig.
Concentracion de Fosforo en la Cuenca del Nanay	0.835	10	0.038
Concentracion de Fosforo en la Cuenca del Rimac	0.860	10	0.077
Concentracion de Fosforo en la Cuenca del Chillon	0.868	10	0.095
Concentracion de Fosforo en la Cuenca de Lurin	0.947	10	0.633
Concentracion de Fosforo en la Cuenca del Azangaro	0.599	10	0.000

En la tabla 1, muestra los resultados de prueba de normalidad (Shapiro Wilk) de las concentraciones de Fosforo por cada cuenca, se observa que las concentraciones de las cuencas del Rímac, Chillón y Lurín siguen una distribución normal porque tienen un p valor mayor a 0.05; mientras que las concentraciones de las cuencas del Nanay y Azángaro no siguen una distribución normal porque tienen un p valor menor a 0.05. Es decir que para el presente estudio, si uno o más de los grupos de las muestras de fosforo total de las cuencas no tienen una distribución normal, se considera para todos que la distribución de los datos no sigue el supuesto de normalidad, por lo tanto, en el estudio se utilizó una prueba no paramétrica para determinar la significancia entre grupos de muestras de las cuencas (estadísticos de comparaciones múltiples).

#### 4.3.2. Prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis

Se realizó una prueba no paramétrica para determinar diferencia significativa de concentración de fosforo en el agua, entre los grupos de muestras de cada una de las cuencas en estudio. Para ello se aplicó la prueba de Kruskal-Wallis y un análisis post hoc entre parejas, con ajuste de Bonferroni para determinar cuáles de los grupos de muestras son significativas en cuanto a concentración de fosforo.

En la tabla 2, se muestra los promedios de las muestras de concentración de fósforo en cada una de las cuencas, donde la prueba aplicada señala que las cuencas del Rímac, Chillón y Lurín son superiores en concentración de fosforo con respecto a las cuencas de Nanay y Azángaro

**Tabla 2. Rangos de Medias**

Cuencas en Estudio		N	Rango promedio
Concentracion de Fosforo de las Muestras	Cuenca del Nanay	10	12.10
	Cuenca del Rimac	10	25.20
	Cuenca del Chillon	10	35.60
	Cuenca de Lurin	10	42.10
	Cuenca del Azangaro	10	12.50
	Total	50	

En la tabla 3, se muestra que el p valor que determina la prueba estadística de Kruskal-Wallis es menor a 0.05, es decir que si existe significancia estadística de uno o más grupos sobre otros de las muestras de concentración de fósforo de cada una de las cuencas en estudio, es decir se rechaza la Hipótesis Nula de la investigación. Por lo que para determinar cual de los grupos es significativo sobre otros se realizó un análisis comparativo **POST HOC**.

**Tabla 3. Estadístico de Prueba Kruskal-Wallis**

<b>Muestras de las Cuencas en Estudio</b>	
H de Kruskal-Wallis	34.177
gl	4
Sig. asintótica	0.000

**4.3.3. Comparaciones por Parejas (Prueba Post Hoc) de la concentración de fosforo total por ríos.**

En la tabla 4, se muestra que a través del ajuste de **BONFERRONI** que existe significancia estadística ( $p < 0.05$ ) de las concentraciones de fosforo en las cuencas emparejadas de Nanay-Chillón, Nanay-Lurín, Azángaro-Chillón y Azángaro-Lurín. En el resto de comparaciones cabe destacar que algunas son ligeramente significativas como se muestra en la tabla 4.

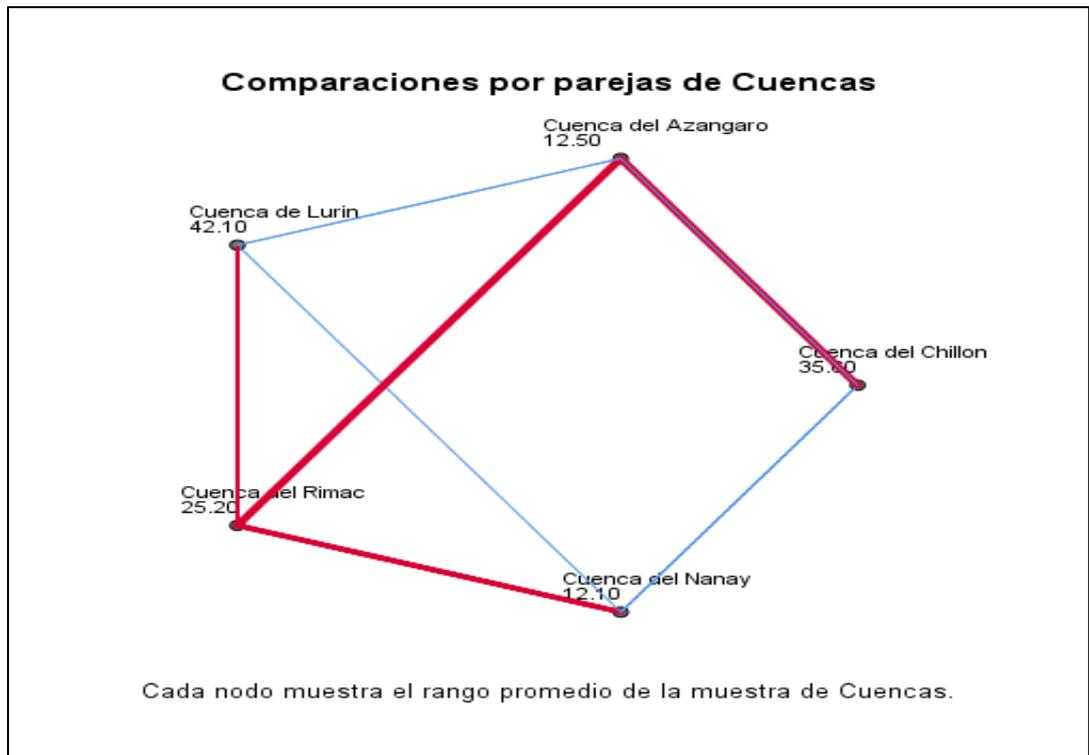
**Tabla 4. Comparaciones por parejas de las cuencas en estudio**

<b>Grupos</b>	<b>Estadístico de prueba</b>	<b>Desv. Error</b>	<b>Desv. Estadístico de prueba</b>	<b>Sig.</b>	<b>Sig. ajustada<sup>a</sup></b>
Cuenca del Nanay-Cuenca del Azangaro	-0.400	6.519	-0.061	0.951	1.000
Cuenca del Nanay-Cuenca del Rimac	-13.100	6.519	-2.009	0.044	0.445
Cuenca del Nanay-Cuenca del Chillon	-23.500	6.519	-3.605	0.000	0.003
Cuenca del Nanay-Cuenca de Lurin	-30.000	6.519	-4.602	0.000	0.000
Cuenca del Azangaro-Cuenca del Rimac	12.700	6.519	1.948	0.051	0.514
Cuenca del Azangaro-Cuenca del Chillon	23.100	6.519	3.543	0.000	0.004
Cuenca del Azangaro-Cuenca de Lurin	29.600	6.519	4.541	0.000	0.000
Cuenca del Rimac-Cuenca del Chillon	-10.400	6.519	-1.595	0.111	1.000
Cuenca del Rimac-Cuenca de Lurin	-16.900	6.519	-2.592	0.010	0.095
Cuenca del Chillon-Cuenca de Lurin	-6.500	6.519	-0.997	0.319	1.000

a. Los valores de significación se han ajustado mediante la corrección Bonferroni para varias pruebas.

Los contrastes resumidos de la tabla 4, se presenta en la gráfica 11, cada uno de los nodos representa un grupo de muestras de las cuencas en estudio con respecto a los rangos medios obtenidos en la tabla 2. La línea celeste representa contrastes que han resultado significativos y las líneas rojas contrastes no significativos.

**Grafica 11. Comparaciones por pareja de los ríos en estudio**



## **CAPÍTULO V: DISCUSIÓN**

### **5.1. En relación a los puntos focales de monitoreo de la variabilidad espacial de la concentración de fosforo en los ríos en estudio**

El Nanay, es un río meándrico típico de las llanuras aluviales de la amazonia. Al ser un río que provee agua dulce a una de las poblaciones más grandes de la amazonia peruana y a la presencia de la minería ilegal obliga a los entes responsables realizar constantes monitoreos de la calidad de los parámetros ambientales de sus aguas. Es por ello que el río concentra la mayor cantidad de puntos de monitoreo con once (11) puntos focales de monitoreo de los parámetros ambientales, lo cual garantizaría información adecuada y oportuna sobre los cambios que se pudieran estar ocasionando en la calidad de sus aguas. Mientras que en la cuenca del Azángaro, corresponde a la vertiente del Titicaca, se tiene ocho (08) puntos focales de monitoreo.

Por su parte los ríos de la vertiente del pacífico como el río Rímac, que tiene una de las cuencas hidrográficas más importantes del país desempeñando un rol vital como fuente de abastecimiento de agua para el consumo humano, agrícola y energético. La cuenca soporta mucha de actividad minera la que es particularmente intensa en las zonas más altas. Es por ello, que el río Rímac concentra dieciocho (18) puntos de monitoreo, desde su nacimiento en Ticlio hasta su desembocadura en el océano pacífico. El Río Chillón, en esta cuenca se desarrolla una actividad agrícola muy importante. Por su importancia agrícola la cuenca se tiene dieciocho (18) puntos de monitoreo. Por su parte el río Lurín, en la parte baja de la cuenca se ubican las áreas agrícolas y de habilitación urbana que sufren los mayores impactos por los deslizamientos, derrumbes, huaycos e inundaciones. En este río se ubican ocho (08) puntos monitoreo ambiental.

El ANA, como organismo gubernamental especializado vienen aplicando procedimientos estandarizados y validados para monitorear la calidad del agua y definiendo puntos focales estratégicos para la toma de muestras representativas, lo que ayuda a reducir la incertidumbre y proporcionar datos fiables. Esto proporciona información sobre el estado actual y estimaciones para que los funcionarios tomen decisiones informadas en la gestión del agua en el país.

## **5.2. En relación a los cambios en la concentración y predicción de fosforo total según época de avenida y estiaje en los ríos en estudio.**

### **5.2.1. Para el río Nanay**

La evolución de la concentración de fosforo en el río Nanay en época de estiaje de la cuenca del Atlántico, según los monitoreos del 2012 al 2022, alcanzan niveles ligeramente superiores a los LMP de fosforo en el agua del río Nanay. Es por ello, que el mayor nivel de concentración de fosforo en las aguas del Nanay en periodos de estiaje se observa en el año 2018 con 0.228 mg/L, para descender ligeramente en los años 2019, 2020 y 2021, años que alcanzan los mayores niveles de concentración de fosforo total en el agua. Es por ello, que el análisis de predicción de Holt Winter , se reporta ligeros incrementos en los niveles de concentración de fosforo total que superan los LMP en milésimas y que se mantienen con un ligero incremento de milésimas para los próximos años, por lo que no se prevé incrementos importantes de la concentración de fosforo total en las aguas del río Nanay.

La evolución del fosforo en la época de avenida del río Nanay del 2012 al 2022, en algunos años muestra valores por debajo de los Límites Máximos de 0.05 mg/l, así también en otros años se alcanzan niveles

ligeramente superiores al LMP de fosforo en el agua del río Nanay. Los mayores niveles de concentración de fosforo en las aguas del Nanay en periodos de avenida se observa en el año 2018 con 0,228 mg/L. Con estas fluctuaciones el análisis de predicción de Holt Winter reporta niveles de concentración de fosforo total por debajo de los LMP y con una tendencia decreciente de milésimas para los próximos años, es decir en época de avenida las aguas del río Nanay alcanzaran sus más bajos niveles de concentración de fosforo total en comparación con el periodo de estiaje.

#### **5.2.2. Para el río Rímac - Pacífico**

Los monitoreos del 2012 al 2022 de la evolución del fosforo en la época de estiaje en el río Rímac muestra valores fluctuantes irregulares superiores al límite máximo permitido **de 0.05 mg/L**, desde un valor mínimo de 0.121 mg/L en el 2021 hasta un valor máximo 0.623 mg/l. El cien por ciento de los valores de la concentración de fosforo total de los monitoreos en el agua en el río Rímac superan ligeramente los límites máximos permitidos. Por lo que el análisis de predicción de Holt Winter reporta niveles de concentración de fosforo total que ligeramente superan los LMP y mantienen este incremento para los próximos años en época de estiaje en las aguas del río Rímac.

La evolución del fosforo en la época de avenida en el río Rímac del 2012 al 2022 muestran valores fluctuantes irregulares superiores al límite máximo permitido, desde un valor mínimo de 0.104 mg/L en el 2014 hasta un valor máximo 1.155 mg/l en el 2020. En el cien por ciento de los valores reportados de fosforo superan los límites máximos permitidos. Igualmente, el análisis de predicción de Holt Winter reporta niveles de

concentración de fosforo total que superan los LMP y mantienen un ligero incremento para los próximos años. En la época de avenida los niveles de concentración del fosforo total se incrementan ligeramente en comparación con el periodo de estiaje en el río Rímac.

### **5.2.3. Para el río Lurín-Pacífico**

En la época de estiaje en el río Lurín del 2012 al 2022 se reporta valores fluctuantes irregulares, desde un valor mínimo de 0.079 mg/L en el 2020 hasta un valor máximo 3.117 mg/l en el 2021, por encima de los límites máximos permitidos de 0.05 mg/L. En general se observa que en los periodos de estiaje se superan los LMP de concentración de fosforo total. Igualmente, el análisis de predicción de Holt Winter se reporta niveles de concentración de fosforo total que superan largamente los LMP y que mantienen incremento para los próximos años.

La evolución del fosforo total en la época de avenida en el río Lurín del 2012 al 2022, muestran valores fluctuantes irregulares superiores al límite máximo permitido de 0.05 mg/L, desde un valor mínimo de 0.571 mg/L en el 2020 hasta un valor máximo 2.567 mg/l en el 2016.

En todas las evaluaciones los valores de la concentración de fosforo total en el agua en el río Lurín en periodo de avenida superan los límites máximos permitidos. Lo que coincide con el reporte del análisis de predicción de Holt Winter, que reporta niveles de concentración crecientes de fosforo total que superan los LMP y que mantienen incremento para los próximos años. por lo se prevé incrementos en la concentración de fosforo total en las aguas del río Lurín. En época de avenida los niveles de fosforo total se incrementan ligeramente en comparación con el periodo de estiajes en el río Lurín

#### **5.2.4. Para el río Chillón - Pacífico**

La evolución de la concentración del fosforo en la época de estiaje del 2012 al 2022 muestra valores ascendentes y descendentes superiores al límite máximo permitido. El mayor nivel de concentración de fosforo en las aguas del Chillón en periodos de estiaje se observa en el año 2015 con 3.5640 mg/L. Los valores de la concentración de fosforo total de los monitoreos en el agua en el río Chillón superan los límites máximos permitidos, con excepción del año 2020 con 0.0097 mg/L. Por su parte el análisis de predicción de Holt Winter reporta niveles de concentración de fosforo total que superan los LMP y que se mantienen con ligeros incrementos para los próximos años, desde una concentración 0.7743 mg/L en el 2022 hasta 2.3394 mg/L para el 2025, por lo que no se prevé incrementos importantes en los niveles la concentración de fosforo total en época de estiajes en las aguas del río Chillón en los próximos años.

En época de avenida los valores son ascendentes y descendentes superiores al límite máximo permitido de 0.05 mg/L. El mayor nivel o pico en el nivel de concentración del fosforo total en época de avenida se observa en el 2015 con 2.260 mg/L. Todos los valores de concentración de fosforo total reportados en época de estiaje superan los Límites Máximos Permitidos.

Mientras que el análisis de predicción de Holt Winter, reporta que los niveles de concentración de fosforo total que superan los LMP, pero que tienen una tendencia decreciente con ligeros descensos para los próximos años, desde una concentración 0.830 mg/L en el 2022 hasta 0.555 mg/L para el 2025, por lo que no se prevé descensos en los niveles la concentración de fosforo total en época de avenida en las aguas del río Chillón en los próximos años. Es decir, la época de avenida presenta

menores de niveles de concentración de fosforo total comparando con la época estiaje en el río Chillón.

#### **5.2.5. En relación a la concentración de fosforo en el río Azángaro - Titicaca.**

La evolución del fosforo en la época de estiaje en el río Azángaro muestra valores fluctuantes irregulares muy marcados en algunos años, ligeramente superiores al LMP, pero en la mayoría de años de monitoreo presenta concentraciones por debajo de los LMP. A pesar de ser un río de sierra, los valores de concentración de fosforo total no superan o están muy próximos a los límites máximos permitidos.

Por su lado, el análisis de predicción de Holt Winter, prevé que niveles de concentración de fosforo total que no superan los LMP y que tienen una línea de tendencia decreciente para los próximos años., por lo que se prevé que no habrá incrementos importantes de la concentración de fosforo total en las aguas del río Azángaro en periodos de estiaje.

Para la época de avenida los valores de concentración son regulares con dos incrementos superiores al límite máximo permitido, en el año 2021 con 0.574 mg/L y en el 2015 con 1.275 mg/L, mientras que los demás años de monitoreo mantienen valores de concentración por debajo (0.022, 0.010 y 0.005 mg/L) o ligeramente superior (0.077, 0.097 y 0.071 mg/L) al LMP de 0.05 mg/L en la categoría 4, E2 ríos de la costa y sierra.

Por lo que el análisis de predicción de Holt Winter prevé que los niveles de concentración de fosforo total por debajo o inferiores a los LMP, con una tendencia decreciente para los próximos años. por lo que no se prevé incrementos en los niveles la concentración de fosforo total en época de avenida en las aguas del río Azángaro en los próximos años. Finalmente

se tienen que en la época de avenida los niveles de fosforo total se incrementan ligeramente en comparación con el periodo de estiajes

### **5.3. En relación a la Prueba de contraste de la hipótesis del estudio**

#### **5.3.1. Prueba de normalidad**

Debido al número de datos existentes de 11 años de registrados, se utilizó la prueba de normalidad de Shapiro – Wilk, que muestra que las concentraciones de las cuencas del Rímac, Chillón y Lurín siguen una distribución normal ( $p > 0.05$ ); mientras que las concentraciones de las cuencas del Nanay y Azángaro no presentan una distribución normal ( $p < 0.05$ ), por ello, se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis y un análisis post hoc entre parejas, con ajuste de Bonferroni para determinar la significancia entre grupos de muestras de las cuencas en cuanto a la concentración de fosforo total.

El p valor calculado  $p < 0.05$  con la prueba estadística de Kruskal-Wallis determina que existe significancia estadística de uno o más grupos sobre otros de las muestras de concentración de fósforo de cada una de las cuencas en estudio, lo cual permite rechazar la Hipótesis Nula planteada, que no existe diferencia significativa entre los niveles de vulnerabilidad espacial de eutrofización entre las cuencas hidrográficas localizadas en las Vertientes del Pacífico, Atlántico y Titicaca, pero si aceptar la hipótesis alterna que dice, que Existe diferencia significativa entre los niveles de vulnerabilidad espacial de eutrofización entre las cuencas hidrográficas localizadas en las Vertientes del Pacífico, Atlántico y Titicaca.

Asimismo, para determinar cuál de los grupos es más significativo sobre otros se realizó un análisis comparativo **POST HOC** a través del ajuste de **BONFERRONI** que existe significancia estadística ( $p < 0.05$ ) de las

concentraciones de fosforo en las cuencas emparejadas de Nanay (< Concentración) -Chillón (> concentración), Nanay (< concentración) – Lurín (> concentración), Azángaro (<concentración) – Chillón (> concentración) y Azángaro (< concentración) – Lurín (>concentración).

## CAPÍTULO VI: CONCLUSIONES

1. Considerando la importancia y un rol vital como fuente de abastecimiento de agua para el consumo humano, agrícola y energético. La cuenca del pacifico con los tres ríos estudiados Rímac, Lurín y Chillón concentra la mayor cantidad con 44 de puntos focales de muestreo, seguido por la el río Nanay de la cuenca del Atlántico con 11 puntos focales de muestreo, mientras que el rio Azángaro en la cuenca del Titicaca tiene la menor cantidad con ocho puntos focales de monitoreo.
2. La concentración de fosforo total en época de estiaje y avenida alcanzan niveles ligeramente superiores a los LMP de fosforo en el agua superficial del río Nanay. El análisis de predicción de Holt Winter, para la época de estiaje prevé ligeros incrementos en los niveles de concentración de fosforo total, que superan los LMP en milésimas y mantienen con un ligero incremento para los próximos años. Mientras que en épocas de avenidas el análisis de predicción de Holt Winter prevé niveles de concentración de fosforo total por debajo de los LMP y con una tendencia decreciente de milésimas para los próximos años, es decir en época de avenida las aguas del río Nanay alcanzaran sus más bajos niveles de concentración de fosforo total en comparación con el periodo de estiaje.
3. La evolución de la concentración de fosforo total en la época de estiaje y avenidas en el río Rímac muestra valores fluctuantes irregulares superiores al límite máximo permitido de 0.05 mg/L. Igualmente el análisis de predicción de Holt Winter tanto en época de estiaje y avenida prevé niveles de concentración de fosforo total que ligeramente superan los LMP y mantienen este incremento para los próximos años.
4. Tanto para la época de estiaje y avenida la concentración de fosforo total en el río Lurín reporta valores fluctuantes irregulares, por encima de los límites máximos permitidos de 0.05 mg/L. Igualmente, el análisis de predicción de Holt Winter para época de estiaje y avenida prevé niveles de concentración de fosforo

total que superan largamente los LMP y que mantienen incremento para los próximos años. En época de avenida los niveles de fosforo total se incrementan ligeramente en comparación con el periodo de estiajes en el río Lurín.

5. En el río Chillón, la concentración del fosforo total en el agua superficial, tanto para la época de estiaje y avenidas muestran valores ascendentes y descendentes muy superiores al límite máximo permitido. Igualmente, el análisis de predicción de Holt para épocas de estiaje prevé niveles de concentración de fosforo total que superan los LMP con ligeros incrementos para los próximos años, mientras que para época de avenida los niveles de concentración de fosforo total superan los LMP, pero con una tendencia decreciente. La época de avenida presenta menores de niveles de concentración de fosforo total comparando con la época estiaje en el río Chillón.
6. La evolución de la concentración de fosforo total en la época de estiaje y avenida en el río Azángaro muestra valores fluctuantes irregulares muy marcados en algunos años, ligeramente superiores al LMP y en la mayoría de años con concentraciones por debajo de los LMP. Por su lado, el análisis de predicción de Holt Winter, prevé que los niveles de concentración de fosforo total tanto para época de estiaje y avenida se muestran similares, no superan los LMP y que tienen una línea de tendencia decreciente para los próximos años. En época de avenida los niveles de fosforo total se incrementan ligeramente en comparación con el periodo de estiajes en el agua superficial del río Azángaro.
7. Existe significancia estadística ( $p < 0.05$ ) entre los niveles de vulnerabilidad espacial de eutrofización (concentraciones de fosforo) entre las cuencas hidrográficas localizadas en las vertientes del Pacífico, Atlántico y Titicaca, lo cual se evidencia en las cuencas emparejadas más significativa de Nanay (Atlántico) - Chillón (Pacífico), Nanay (Atlántico)-Lurín (Pacífico), Azángaro (Titicaca)-Chillón (Pacífico) y Azángaro(Titicaca)-Lurín (Pacífico), por lo que acepta la hipótesis alterna y se rechaza la hipótesis nula.

## **CAPÍTULO VII: RECOMENDACIONES**

1. A las Administraciones Locales del Agua y al Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología a que continúen los monitoreos ambientales del agua y que se mejore la base de datos del Sistema Nacional de Información de Recursos Hídricos en las cuencas estudiadas.
2. A los gobiernos regionales y gobiernos locales que destinen recursos financieros para posibilitar que se realicen estudios relacionados a la calidad del agua en sus cuencas respectivas.
3. Continuar con investigaciones que posibiliten explicar las razones que fundamentan y encontrar las causas de las variaciones en la concentración del fosforo total en época de estiaje y avenidas, principalmente los incrementos en época de avenidas.
4. A los gobiernos regionales y gobiernos locales que implemente campañas de sensibilización en para la protección y el cuidado de sus respectivas cuencas para garantizar la sostenibilidad del recurso y posibilitar una mejor calidad de agua superficial en el presente y futuro.

## CAPÍTULO VIII: FUENTES DE INFORMACIÓN

1. **Dupas, R., Delmas, M., Dorioz, J. M., Garnier, J., Moatar, F., & Gascuel-Oudou, C.** (2015). Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators*, 48, 396–407. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.007>.
2. **Huang, J., Xu, C. chun, Ridoutt, B. G., Wang, X. chun, & Ren, P. an.** (2017). Nitrogen and phosphorus losses and eutrophication potential associated with fertilizer application to cropland in China. *Journal of Cleaner Production*, 159, 171–179. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.05.008>.
3. **Du, H., Chen, Z., Mao, G., Chen, L., Crittenden, J., Li, R. Y. M., & Chai, L.** (2019). Evaluation of eutrophication in freshwater lakes: A new non-equilibrium statistical approach. *Ecological Indicators*, 102(December 2018), 686–692. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.03.032>.
4. **Tekile, A., Kim, I., & Kim, J.** (2015). Mini-review on river eutrophication and bottom improvement techniques, with special emphasis on the Nakdong River. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 30, 113–121. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2014.10.014>.
5. **Ortiz-Reyes, E., & Anex, R. P.** (2018). A life cycle impact assessment method for freshwater eutrophication due to the transport of phosphorus from agricultural production. *Journal of Cleaner Production*, 177, 474–482. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.12.255>.
6. **Bhagowati, B., & Ahamad, K. U.** (2019). A review on lake eutrophication dynamics and recent developments in lake modeling. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 19(1), 155–166. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2018.03.002>.
7. **Motew, M., Booth, E. G., Carpenter, S. R., Chen, X., & Kucharik, C. J.** (2018). *The synergistic effect of manure supply and extreme precipitation on surface water quality* *The synergistic effect of manure supply and extreme precipitation on surface water quality*.
8. **Preisner, M., Neverova-Dziopak, E., & Kowalewski, Z.** (2020). Analysis of eutrophication potential of municipal wastewater. *Water Science and Technology*, 81(9), 1994–2003. <https://doi.org/10.2166/wst.2020.254>.
9. **Charlton, M. B., Bowes, M. J., Hutchins, M. G., Orr, H. G., Soley, R., & Davison, P.** (2018). Mapping eutrophication risk from climate change: Future phosphorus concentrations in English rivers. *Science of the Total Environment*, 613–614, 1510–1526. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.07.218>.

10. **ONU.** (2018). *La Agenda 2030 y los Objetivos de Desarrollo Sostenible: una oportunidad para América Latina y el Caribe* (Issue 10). <https://doi.org/10.5354/0719-4633.2018.52077>.
11. **ONU.** (2020). Informe de los Objetivos de Desarrollo Sostenible 2020. *ONU*, 64. <https://unstats.un.org/sdgs/files/report/2018/TheSustainableDevelopmentGoalsReport2018-ES.pdf>.
12. **ANA.** (2008). *Delimitación y codificación de las unidades hidrográficas del Perú*. <https://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/597>
13. **ANA.** (2013). Plan Nacional de Recursos Hídricos del Perú: Memoria 2013. *Autoridad Nacional Del Agua*, 255. <http://www.ana.gob.pe/portal/gestion-del-conocimiento-girh/plan-nacional-de-recursos-hidricos>.
14. **Llauca, H., Lavado-Casimiro, W., Montesinos, C., Santini, W., & Rau, P.** (2021). PISCO\_HyM\_GR2M: A model of monthly water balance in Peru (1981–2020). *Water (Switzerland)*, 13(8), 1–19. <https://doi.org/10.3390/w13081048>.
15. **ANA.** (2019). Compendio nacional de estadísticas de recursos hídricos 2018. In *Paper Knowledge . Toward a Media History of Documents*. <https://repositorio.ana.gob.pe/handle/20.500.12543/4231>.
16. **Li, M., Dong, J., Zhang, Y., Yang, H., Van Zwieten, L., Lu, H., Alshameri, A., Zhan, Z., Chen, X., Jiang, X., Xu, W., Bao, Y., & Wang, H.** (2021). A critical review of methods for analyzing freshwater eutrophication. *Water (Switzerland)*, 13(2). <https://doi.org/10.3390/w13020225>.
17. **Plew, D. R., Zeldis, J. R., Dudley, B. D., Whitehead, A. L., Stevens, L. M., Robertson, B. M., & Robertson, B. P.** (2020). Assessing the Eutrophic Susceptibility of New Zealand Estuaries. *Estuaries and Coasts*, 43(8), 2015–2033. <https://doi.org/10.1007/s12237-020-00729-w>.
18. **Ji, B., Liang, J., & Chen, R.** (2020). Bacterial eutrophic index for potential water quality evaluation of a freshwater ecosystem. *Environmental Science and Pollution Research*, 27(26), 32449–32455. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-09585-4>.
19. **Zhang, W., Pueppke, S. G., Li, H., Geng, J., Diao, Y., & Hyndman, D. W.** (2019). Modeling phosphorus sources and transport in a headwater catchment with rapid agricultural expansion. *Environmental Pollution*, 255, 113273. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113273>
20. **Andrade, M. C. de, Ugaya, C. M. L., de Almeida Neto, J. A., & Rodrigues, L. B.** (2021). Regionalized phosphorus fate factors for freshwater eutrophication in Bahia, Brazil: an analysis of spatial and temporal variability. *International Journal*

- of Life Cycle Assessment*, 26(5), 879–898. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01912-2>.
21. **Mamani Larico, A. J., Rendón Dávila, V. O., Figueroa Tapia, Á. M., Quiroz Valdivia, J., & Zúñiga Medina, S. A.** (2021). Bioenergetic and water quality modeling for eutrophication assessment of El Pañe Reservoir, Peru. *Ecohydrology and Hydrobiology*, 21(1), 114–128. <https://doi.org/10.1016/j.ecohyd.2020.08.004>.
  22. **Mamani Larico, A. J., & Zúñiga Medina, S. A.** (2019). Application of WASP model for assessment of water quality for eutrophication control for a reservoir in the Peruvian Andes. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*, 24(1), 37–47. <https://doi.org/10.1111/lre.12256>.
  23. **Helmes, R. J. K., Huijbregts, M. A. J., Henderson, A. D., & Jolliet, O.** (2012). Spatially explicit fate factors of phosphorous emissions to freshwater at the global scale. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 17(5), 646–654. <https://doi.org/10.1007/s11367-012-0382-2>.
  24. **Alexander, R. B., Smith, R. A., & Schwarz, G. E.** (2004). Estimates of diffuse phosphorus sources in surface waters of the United States using a spatially referenced watershed model. *Water Science and Technology*, 49(3), 1–10. <https://doi.org/10.2166/wst.2004.0150>.
  25. **MINAM** (2016). Glosario de terminos de sitios contaminados. <https://www.minam.gob.pe/calidadambiental/wpcontent/uploads/sites/22/2015/02/2016-05-30-Conceptos-propuesta-Glosario.pdf>.
  26. **Soler, P.** (2017) Formula para calcular caudal (con o sin normativa). <https://www.solerpalau.com/eses/blog/formulacaudal/#:~:text=Se%20puede%20definir%20el%20caudal,la%20ventilaci%C3%B3n%20es%20el%20aire>.
  27. **Camacho, A. Ariosa, L.** 2000. Habana, Cuba. Centro Félix Valera. Instituto de literatura y lingüística. Centro de información, gestión y educación Ambiental. [https://hogaresjuvenilescampesinos.org/gallery/diccionario\\_ambiental.pdf](https://hogaresjuvenilescampesinos.org/gallery/diccionario_ambiental.pdf).
  28. **Carpio, J.; Quispe, B. & Machaca, D.** (2021) - Hidrogeología de la cuenca del río Azángaro (019), región Puno. INGEMMET, Boletín, Serie H: Hidrogeología, 13, 182 p., 2 mapas.

# **ANEXO**

### Anexo 1. Matriz de consistencia

Título de la investigación	Pregunta de investigación	Objetivos de la Investigación	Hipótesis (cuando corresponda)	Tipo y diseño de estudio	Población de estudio y procesamiento de datos	Instrumento de recolección
¿En qué medida es posible conocer el nivel de vulnerabilidad de eutrofización de las cuencas hidrográficas localizadas en las vertientes del Pacífico, Atlántico y Titicaca, basados en su variabilidad espacial?	¿En qué medida es posible conocer el nivel de vulnerabilidad de eutrofización de las cuencas hidrográficas localizadas en las vertientes del Pacífico, Atlántico y Titicaca, basados en su variabilidad espacial?	<p><b>Objetivo general:</b> Estimar el grado de vulnerabilidad de eutrofización por fósforo en aguas superficiales de las cuencas hidrográficas de los ríos Chillón, Rímac, Lurín, Nanay y Azángaro, basado en su variabilidad espacial.</p> <p><b>Objetivos específicos:</b> Determinar la variabilidad espacial del grado de vulnerabilidad de eutrofización por fósforo en aguas superficiales de las cuencas hidrográficas de los ríos Chillón, Rímac, Lurín, Nanay y Azángaro</p>	<p>H0: No existe diferencia significativa entre los niveles de vulnerabilidad espacial de eutrofización entre las cuencas hidrográficas localizadas en las Vertientes del Pacífico, Atlántico y Titicaca.</p> <p>H1: Existe diferencia significativa entre los niveles de vulnerabilidad espacial de eutrofización entre las cuencas hidrográficas localizadas en las Vertientes del Pacífico, Atlántico y Titicaca</p>	<p>Tipo observacional, retrospectivo y prospectivo</p> <p>No experimental descriptivo</p>	<p>El estudio comprende las cuencas hidrográficas Nanay (Vertiente del Atlántico), Chillón-Rímac-Lurín (Vertiente del Pacífico) y Azángaro (Vertiente del Titicaca). Los datos serán procesados a partir del cálculo de la incertidumbre cualitativa y cuantitativa de los datos, así como de la correlación entre los resultados de vulnerabilidad con sus datos de entrada (input data), por lo que se utilizarán los siguientes análisis estadísticos: Análisis de Monte Carlo y Correlación de Spearman..</p>	<p>SNIRH-Sistema Nacional de Información de Recursos Hídricos ANA-Autoridad Nacional del Agua SENAMHI-Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología.</p>