

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CAJAMARCA

ESCUELA DE POSGRADO



UNIDAD DE POSGRADO DE LA FACULTAD DE CIENCIAS

AGRARIAS

PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS

TESIS:

**EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EL RÍO SAN PABLO
ADYACENTE A LOS RELAVES DE LA MINA PAREDONES- CHILETE**

Para optar el Grado Académico de

MAESTRO EN CIENCIAS

MENCIÓN: GESTIÓN AMBIENTAL

Presentado por:

LUCIA DEL PILAR HUACHUA ABREGÚ

Asesor:

Dr. CRISPÍN ZENÓN QUISPE MAMANI

Cajamarca, Perú

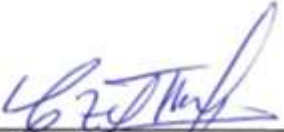
2026



CONSTANCIA DE INFORME DE ORIGINALIDAD

1. Investigador:
Lucía Del Pilar Huachua Abregú
DNI: 70243807
Escuela Profesional/Unidad de Posgrado de la Facultad de Ciencias Agrarias. Programa de Maestría en Ciencias, Mención: Gestión Ambiental
2. Asesor(a): Dr. Crispín Zenón Quispe Mamani
3. Grado académico o título profesional
 Bachiller Título profesional Segunda especialidad
 Maestro Doctor
4. Tipo de Investigación:
 Tesis Trabajo de investigación Trabajo de suficiencia profesional
 Trabajo académico
5. Título de Trabajo de Investigación:
EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EL RÍO SAN PABLO ADYACENTE A LOS RELAVES DE LA MINA PAREDONES- CHILETE
6. Fecha de evaluación: **11/05/2026**
7. Software antiplagio: TURNITIN URKUND (OURIGINAL) (*)
8. Porcentaje de Informe de Similitud: **1%**
9. Código Documento: **3117:589114045**
10. Resultado de la Evaluación de Similitud:
 APROBADO PARA LEVANTAMIENTO DE OBSERVACIONES O DESAPROBADO

Fecha Emisión: **15/05/2026**

<i>Firma y/o Sello Emisor Constancia</i>
 DR. CRISPÍN ZENÓN QUISPE MAMANI DNI/29243825

* En caso se realizó la evaluación hasta setiembre de 2023

COPYRIGHT © 2026 by
LUCIA DEL PILAR HUACHUA ABREGÚ
Todos los derechos reservados



UNIVERSIDAD NACIONAL DE CAJAMARCA
LICENCIADA CON RESOLUCIÓN DE CONSEJO DIRECTIVO N° 080-2018-SUNEDUC/D
ESCUELA DE POSGRADO
CAJAMARCA – PERÚ



PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS

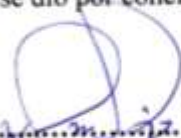
ACTA DE SUSTENTACIÓN DE TESIS

Siendo las 10:10 horas, del día 17 de abril de dos mil veintiséis, reunidos en el Aula 1Q-107 de la Escuela de Posgrado de la Universidad Nacional de Cajamarca, el Jurado Evaluador presidido por el **DR. WILFREDO POMA ROJAS**, **DR. AUGUSTO HUGO MOSQUEIRA ESTRAYER**, **M. CS. EDGAR DARWIN DÍAZ MORI** y en calidad de Asesor el **DR. CRISPÍN ZENÓN QUISPE MAMANI**. Actuando de conformidad con el Reglamento Interno y el Reglamento de Tesis de Maestrías y Doctorados de la Escuela de Posgrado de la Universidad Nacional de Cajamarca, se inició la Sustentación de la TESIS titulada: “EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EL RÍO SAN PABLO ADYACENTE A LOS RELAVES DE LA MINA PAREDONES-CHILETE”, presentada por la Bachiller en Ingeniería Geológica LUCIA DEL PILAR HUACHUA ABREGÚ.


Realizada la exposición de la TESIS y absueltas las preguntas formuladas por el Jurado Evaluador, y luego de la deliberación, se acordó APROBAR con la calificación de DIÉ CISIETE la mencionada TESIS; en tal virtud, la Bachiller en Ingeniería Geológica, LUCIA DEL PILAR HUACHUA ABREGÚ, se encuentra apta para recibir en ceremonia especial el Diploma que lo acredita como MAESTRO EN CIENCIAS, de la Unidad de Posgrado de la Facultad de CIENCIAS AGRARIAS, con mención en GESTIÓN AMBIENTAL.

Siendo las 11:00 horas del mismo día, se dio por concluido el acto.


.....
DR. CRISPÍN ZENÓN QUISPE MAMANI
Asesor


.....
DR. WILFREDO POMA ROJAS
Jurado Evaluador


.....
DR. AUGUSTO HUGO MOSQUEIRA
ESTRAVER
Jurado Evaluador


.....
M. CS. EDGAR DARWIN DÍAZ MORI
Jurado Evaluado

AGRADECIMIENTO

A Dios, Jesús por brindarme la sabiduría y las fuerzas necesarias para lograr mis metas, rodearme de las personas que tanto amor tengo. A la Universidad Nacional de Cajamarca, porque me siento tan orgullosa de haber pertenecido a sus aulas, a la Escuela de Posgrado, por su enseñanza que contribuyeron a realizar esta investigación.

Al Ing. Robert Hugo Vásquez, por su apoyo en realizar mi trabajo de investigación, el impulso para seguir indagando y su constante cariño.

A mi estimado asesor Dr. Crispín Zenón Quispe Mamani, con su calidad humana y sabiduría, me brindó la confianza y consejos de mejoramiento intelectual para continuar con la presente investigación ¡Muchas gracias!

DEDICATORIA

A mi amada madre, María Elena por demostrarme siempre la constancia y seguir el camino correcto en mi vida.

A mi hijo Hugo Liam, por ser la luz, felicidad de mi vida lleva en él todo el amor de mi y ser la motivación más grande que puedo tener.

TABLA DE CONTENIDO

	Pág.
AGRADECIMIENTO	v
DEDICATORIA.....	vi
LISTA DE ABREVIATURAS	xv
RESUMEN.....	xvi
ABSTRACT.....	xvii
CAPÍTULO I INTRODUCCIÓN.....	1
CAPÍTULO II. MARCO TEÓRICO.....	14
2.1. Antecedentes de la Investigación	714
2.2. Bases Teóricas.....	14
2.2.1. <i>Calidad Del Agua</i>	14
2.2.2. <i>Parámetros de Calidad del Agua</i>	16
2.2.3. <i>Parámetros físico-químicos</i>	16
2.2.5. <i>Ecuación general del DAM.</i>	20
2.2.6. <i>Impacto geoquímico y ecológico</i>	21
2.2.7. <i>Relevancia de los parámetros fisicoquímicos en contextos mineros</i>	22
2.2.8. <i>Relevancia normativa y de gestión ambiental</i>	22
2.2.9. <i>Metales pesados y su impacto ambiental</i>	23

2.2.10. Normativas de calidad del agua: Estándares de Calidad Ambiental (ECA)	28
---	----

	Pág.
CAPÍTULO III MATERIALES Y MÉTODOS.....	36
Etapa de pre-campo.....	47
Etapa de campo (In situ)	47
Etapa de gabinete (Post campo).....	49
CAPÍTULO IV RESULTADOS Y DISCUSIÓN	
4.1.1. Punto de muestreo M1	42
4.1.1.2. Punto de muestreo M2.....	42
4.1.2. Punto de muestreo M2.....	43
4.1.3. Punto de muestreo M3.....	44
4.2.1. Características Físico-Químicas del Agua.....	51
4.2.1.1. pH (Acidez del Agua).....	52
4.2.1.2. Temperatura	53
4.2.1.3. Conductividad Eléctrica (CE)	53
4.2.1.4. TDS (Sólidos Totales Disueltos, mg/L)	53
4.2.1.5. Oxígeno Disuelto (OD)	54
4.2.1.6. Turbidez (NTU)	54
4.2.1.7. pH.....	55

4.2.1.8. Ecuación del Factor de Excedencia.....	84
---	----

	Pág.
CAPÍTULO V_ CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	101
5.1. Conclusiones.....	101
5.2. Recomendaciones	103
CAPÍTULO VI_ REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	101

ÍNDICE DE FIGURAS

		Pág.
Figura 1	Ubicación de la Zona de estudio	36
Figura 2	Accesibilidad a la zona de estudio	38
Figura 3	Ubicación de punto de muestreo	46
Figura 4	Variación de Ph del agua en las estaciones de muestreo del río San Pablo durante las épocas de estiaje y lluvias.	57
Figura 5	Variación de la temperatura del agua en las estaciones de muestreo del río San Pablo durante las épocas de estiaje y lluvias.	59
Figura 7	Sólidos totales disueltos (TDS) del agua en las estaciones de muestreo del río San Pablo durante las épocas de estiaje y lluvias, en relación con el valor de referencia del ECA-Agua.	62
Figura 8	Concentración de oxígeno disuelto en las estaciones de muestreo del río San Pablo durante las épocas de estiaje y lluvias, en relación con los Estándares de Calidad Ambiental para Agua (Categoría 3).	63
Figura 9	Turbidez del agua en las estaciones de muestreo del río San Pablo durante las épocas de estiaje y lluvias, en relación con el valor de referencia del ECA-Agua.	64
Figura 10	Comparación de las concentraciones de aluminio (Al) con los Estándares de Calidad Ambiental para Agua, Categoría 3, en los puntos de muestreo del río San Pablo.	72

	Pág.
Figura 11	73
Comparación de las concentraciones de arsénico (As) con los Estándares de Calidad Ambiental para Agua, Categoría 3, en los puntos de muestreo del río San Pablo.	
Figura 12	74
Comparación de las concentraciones de cadmio (Cd) con los Estándares de Calidad Ambiental para Agua, Categoría 3, en los puntos de muestreo del río San Pablo.	
Figura 13	75
Comparación de las concentraciones de cadmio (Cd) con los Estándares de Calidad Ambiental para Agua, Categoría 3, en los puntos de muestreo del río San Pablo.	
Figura 14	76
Comparación de las concentraciones de hierro (Fe) con los Estándares de Calidad Ambiental para Agua, Categoría 3, en los puntos de muestreo del río San Pablo.	
Figura 15	77
Comparación de las concentraciones de manganeso (Mn) con los Estándares de Calidad Ambiental para Agua, Categoría 3, en los puntos de muestreo del río San Pablo.	
Figura 16	78
Comparación de las concentraciones de manganeso (Mn) con los Estándares de Calidad Ambiental para Agua, Categoría 3, en los puntos de muestreo del río San Pablo.	
Figura 17	79
Comparación de las concentraciones de zinc (Zn) con los Estándares de Calidad Ambiental para Agua, Categoría 3, en los puntos de muestreo del río San Pablo.	

Figura 18	Factor de excedencia de metales respecto a los Estándares de Calidad Ambiental para Agua (Categoría 3, Subcategoría D1) durante la época de estiaje.	82
Figura 19	Factor de excedencia de metales respecto a los Estándares de Calidad Ambiental para Agua (Categoría 3, Subcategoría D1) durante la época de lluvias.	83
Figura 20	Mapa de calor del \log_{10} del Factor de Excedencia (EF) para metales pesados en la estación M1, según época.	89
Figura 21	Mapa de calor del \log_{10} del Factor de Excedencia (EF) para metales pesados en la estación M2, según época.	91
Figura 22	Mapa de calor del \log_{10} del Factor de Excedencia (EF) para metales pesados en la estación M3, según época.	93

ÍNDICE DE TABLAS

		Pág.
Tabla 1	<i>Identificación del área de investigación mediante las coordenadas de latitud y longitud.</i>	35
Tabla 2	<i>Síntesis de clasificación y tipos de investigación</i>	41
Tabla 3	<i>Equipos y materiales</i>	44
Tabla 4	<i>Ubicación de puntos de muestreo</i>	45
Tabla 5	<i>Parámetros físicos del río San Pablo en época de estiaje-Diciembre 2024</i>	50
Tabla 6	<i>Parámetros físicos del río San Pale en época de lluvia-Marzo 2025</i>	53
Tabla 7	<i>Resultados de la concentración de metales pesados en muestra de agua en época de estiaje</i>	69
Tabla 8	<i>Resultados de la concentración de metales pesados en muestra de agua en época de lluvia</i>	72
Tabla 9	<i>Factor de excedencia (EF) en la estación M1 según época hidrológica</i>	86
Tabla 10	<i>Factor de excedencia (EF) en la estación M3 según época hidrológica</i>	87
Tabla 11	<i>Factor de excedencia (EF) en la estación M3 según época hidrológica</i>	88

ÍNDICE DE FOTOS

	Pág.
Foto 1. Ubicación de la muestra M1 en la parte alta del Río San Pablo.....	42
Foto 2. Recolección de muestra M1, en época de lluvia.....	42
Foto 3. Ubicación de la muestra M2 en época de lluvia, en el relave	43
Foto 4. Ubicación de la muestra M2 en época de estiaje en el relave.	43
Foto 5. Punto de muestreo M3 en la confluencia en época de lluvia	44
Foto 6. Punto de muestreo M3 en la confluencia en época de estiaje	44
Foto 7. Muestras recolectadas que fueron llevadas en el Laboratorio Regional de Agua	44

LISTA DE ABREVIATURAS

- pH** : Potencial de Hidrógeno (medida de acidez o alcalinidad del agua).
- NTU** : Nephelometric Turbidity Unit (Unidad nefelométrica de turbidez).
- μS/cm** : Microsiemens por centímetro (unidad de conductividad eléctrica).
- OD** : Oxígeno Disuelto (mg/L).
- DBO₅** : Demanda Bioquímica de Oxígeno a 5 días (mg O₂/L).
- DQO** : Demanda Química de Oxígeno (mg O₂/L).
- NMP** : Número Más Probable (unidad estadística empleada en microbiología para estimar la concentración de coliformes).
- CF-T** : Coliformes Termotolerantes (NMP/100 mL).
- CF-Tot:** Coliformes Totales (NMP/100 mL).
- ECA** : Estándar de Calidad Ambiental (normativa peruana).
- D.S.** : Decreto Supremo.
- DAM** : Drenaje Ácido de Mina.
- CE** : Conductividad Eléctrica (μS/cm).
- EIA** : Estudio de Impacto Ambiental.
- MINAM** : Ministerio del Ambiente (Perú).
- ZEE** : Zonificación Ecológica y Económica.
- PAMA** : Programa de Adecuación y Manejo Ambiental.

RESUMEN

La presente investigación se desarrolló en el río San Pablo, ubicado en el distrito de Chilete, provincia de Contumazá, Cajamarca, con el objetivo de evaluar la calidad del agua superficial en un tramo influenciado por los relaves mineros de la mina Paradones. El estudio empleó un enfoque descriptivo-explicativo, con monitoreos en tres estaciones (M1, M2 y M3) durante las épocas de estiaje y lluvias. Se analizaron parámetros físicos y químicos, con énfasis en la concentración de metales pesados, y se compararon los resultados con los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) categoría 3, establecidos en el D.S. N.º 004-2017-MINAM. Los resultados evidenciaron niveles críticos de contaminación metálica en la estación M2, especialmente en estiaje, donde elementos como aluminio, hierro, arsénico, cobre y manganeso presentaron factores de excedencia (EF) muy por encima del estándar (algunos superiores a 1000 establecidos por ECA). La estación M3 también mostró afectación, aunque en menor grado, confirmando la movilidad de los contaminantes río abajo. Herramientas como los mapas de calor \log_{10} EF y los órdenes de severidad permitieron visualizar y jerarquizar los elementos más peligrosos por estación y época. Se concluye que el río San Pablo presenta un deterioro importante en su calidad ambiental, con una presión constante ejercida por los pasivos mineros, especialmente en el punto de descarga directa (M2), representando un riesgo potencial para usos agrícolas y ecosistémicos.

Palabras clave: Calidad del agua, relaves mineros, metales pesados, factor de excedencia, ECA, río San Pablo.

ABSTRACT

Mining, although essential to global economic development, poses critical environmental challenges, especially related to tailings pollution. These mining wastes, composed of fine particles, water, and chemicals, can contain toxic substances such as heavy metals and cyanide, which pose significant risks if not properly managed. Therefore, this research aims to assess the water quality of the San Pablo River, located adjacent to the Paredones mine tailings, to determine the impact of mining activity on its physical, chemical, and biological conditions. The justification for this research lies in the need to understand and mitigate the impact of mining on water resources, providing valuable data for decision-making and future research in the area. Using rigorous methodological approaches, the objective is to identify the specific contaminants present in the river water, in order to implement corrective measures that improve water quality and protect the environment.

Keywords: Water quality, mining tailings, contaminants.

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN

La minería juega un papel importante en el desarrollo económico de muchos países al proporcionar materiales y recursos esenciales para una amplia gama de industrias. Sin embargo, también presenta desafíos ambientales significativos, y uno de los problemas más preocupantes es la contaminación por relaves.

Los relaves mineros, también conocidos como colas o residuos de minería, son los materiales que quedan después de extraer y procesar los minerales de interés de un depósito mineral. Estos materiales pueden contener una mezcla de partículas finas de mineral, agua y productos químicos utilizados en el proceso de extracción y concentración. Pueden variar en composición y características dependiendo del tipo de mineral que se esté procesando. Por ejemplo, en la extracción de oro, los relaves pueden contener partículas de roca triturada, así como sustancias como cianuro, utilizado para la lixiviación del mineral polimetálico.

Estos residuos son generalmente depositados en instalaciones diseñadas específicamente para su almacenamiento, como presas de relaves o depósitos de relaves. La gestión adecuada de estos sitios es crucial para prevenir la liberación de sustancias contaminantes en el ambiente. Sin embargo, los relaves mineros pueden representar un riesgo ambiental significativo si no se tratan correctamente. La liberación de productos químicos tóxicos, como metales pesados y sustancias químicas utilizadas en los procesos de extracción, pueden contaminar suelos, aguas superficiales y subterráneas, y tienen impactos negativos en la flora, fauna locales y regionales.

Además, la liberación de relaves puede dar lugar a deslizamientos de tierra y otros desastres ambientales.

La actividad minera en la provincia de San Pablo, ubicada en la región Cajamarca, se remonta a mediados del siglo pasado, cuando la mina Paredones inició sus operaciones como yacimiento polimetálico, explotando principalmente plomo, zinc y plata. Estas actividades se desarrollaron de manera intensiva durante las décadas de 1950 y 1960, sin que existieran en ese entonces marcos normativos que regularan el cierre y la remediación ambiental de los depósitos de residuos generados. Como consecuencia, al culminar las operaciones quedaron expuestos pasivos ambientales constituidos por relaves y desmontes, los cuales, con más de cuatro décadas de antigüedad, permanecen aún en la zona sin medidas de control adecuadas. En la actualidad, estos relaves continúan representando fuente potencial y activa de contaminación, debido al drenaje ácido de mina y la lixiviación de metales pesados hacia cuerpos de agua cercanos.

En el área de influencia directa se encuentra el río San Pablo, afluente de la cuenca del Jequetepeque, que cumple un rol vital para la población y las actividades agrícolas de la zona. La disposición de relaves a cielo abierto y su contacto prolongado con las precipitaciones han favorecido la generación de aguas ácidas con presencia de Hierro (Fe), manganeso (Mn), zinc (Zn), arsénico (As), cadmio (Cd) y plomo (Pb), elementos que alteran la calidad físico-química del recurso hídrico. Asimismo, se ha identificado la presencia de sólidos en suspensión y materia orgánica que elevan parámetros como la turbidez, la DBO y la DQO, generando condiciones adversas para la vida acuática y riesgos para la salud de las comunidades locales. Este escenario hace necesario evaluar la magnitud de la afectación ambiental, especialmente considerando que los niveles de varios contaminantes podrían estar superando los Estándares de Calidad

Ambiental para agua establecidos en el D.S. N.° 004-2017-MINAM, categoría 3, así como las guías internacionales de la Organización Mundial de la Salud. Por lo que se formuló el siguiente problema: ¿Cuál es la calidad del agua en el río San Pablo Adyacente a los relaves mineros de la mina Paredones- Chilete?

Asimismo, se delimitó la investigación de tal forma que el proyecto se desarrolló en el departamento de Cajamarca, provincia de San Pablo, distrito de San Bernardino colindante al distrito de Chilete en la parte alta del río San Pablo, la Quebrada Llaminchán, donde se identificó estaciones de monitoreo en el río San Pablo, adyacente a los relaves producidos por la mina Paredones. Las muestras de las colectas se procesaron en un laboratorio para luego comparar según normatividad de los límites máximo permisibles y los estándares de calidad Ambiental; valorizando la frecuencia de ocurrencia y la gravedad de las consecuencias en el entorno para así poder cualificar y cuantificar nivel de riesgo ambiental. El estudio se llevó a cabo entre los meses de mayo a diciembre del 2024.

La disponibilidad de datos históricos y actuales sobre la calidad del agua en el área de estudio fue limitada. La evaluación de los cambios a lo largo del tiempo y la identificación de tendencias. Asimismo, el acceso físico al sitio de estudio, especialmente a los relaves mineros y al río San Pablo, puede ser restringido debido a preocupaciones de seguridad o a la propiedad privada. Esto limito para realizar muestreos y mediciones directas en el terreno. Complejidad de los factores ambientales, la calidad del agua está influenciada por una variedad de factores ambientales, incluidos el clima, la topografía, la hidrología y la geología. Estos factores pueden ser difíciles de controlar o de tener en cuenta completamente en el estudio.

Por lo que, se planteó la hipótesis: La calidad física y química del agua del río San Pablo se ve significativamente afectada por la contaminación proveniente de los relaves mineros de la mina Paredones, ubicada en las inmediaciones del río, tanto en la época seca como en la temporada de lluvias. Esta contaminación altera parámetros clave del agua (por ejemplo, el pH, la concentración de metales pesados disueltos, la turbidez y la presencia de organismos indicadores), lo que constituye un riesgo ambiental significativo y provoca modificaciones en las características de la cuenca, incluida la red de drenaje.

En coherencia con la hipótesis, la investigación se sustenta en justificación teórica, metodológica y práctica que fundamenta su pertinencia científica y social.

La importancia de realizar la presente investigación radica, en brindar análisis de resultados de la calidad de agua en el río San Pablo adyacente a los relaves mineros y métodos en que se apoya para comprender el medio y la posible contaminación.

Desde el punto de vista teórico, el estudio responde a la necesidad de generar un análisis sistemático y científico de la calidad del agua del río San Pablo en el área de influencia directa de los relaves mineros, aportando evidencia empírica sobre los procesos de contaminación asociados a la actividad minera. La evaluación de los parámetros físicos, químicos y biológicos permitirá comprender los mecanismos de alteración del recurso hídrico y su comportamiento estacional, especialmente en contextos donde el manejo inadecuado de relaves incrementa su peligrosidad y su potencial como generador de impactos contaminantes. Asimismo, considerando que el río San Pablo adyacente a la mina Paredones no cuenta con investigaciones detalladas a nivel local, el desarrollo del presente estudio cubre un vacío científico relevante y

constituye un aporte significativo para el ámbito académico y ambiental, sirviendo como referente para futuras investigaciones similares.

Desde la perspectiva metodológica, la investigación se sustenta en la aplicación de enfoques científicos rigurosos que garantizan la obtención de datos precisos, confiables y comparables. La identificación de contaminantes específicos en el agua del río requiere el empleo de técnicas analíticas adecuadas que permitan determinar concentraciones de metales pesados, compuestos químicos y microorganismos asociados a la actividad minera. El diseño contempla la evaluación de parámetros físicos como pH, conductividad eléctrica y turbidez; parámetros químicos como DBO, DQO y metales pesados; lo que posibilita un diagnóstico integral del estado del recurso hídrico. Además, la comparación de los resultados con estándares ambientales vigentes, mediante herramientas como el cálculo del Factor de Excedencia, permite establecer el grado de cumplimiento normativo y construir una línea base ambiental que contribuya al monitoreo continuo y a la toma de decisiones fundamentadas en evidencia científica.

En el ámbito práctico, la relevancia del estudio radica en su contribución directa a la gestión ambiental de la cuenca del río San Pablo y en su potencial impacto en la calidad de vida de las comunidades asentadas en su entorno. Los hallazgos obtenidos constituirán un soporte técnico para que las instancias de gobierno en los niveles local, regional y nacional diseñen e implementen medidas de prevención, control, mitigación y remediación frente a la problemática asociada a los relaves mineros. Del mismo modo, la investigación busca fortalecer la conciencia social respecto a los riesgos derivados del uso de aguas potencialmente

contaminadas en actividades agrícolas, ganaderas y domésticas, promoviendo prácticas más seguras y sostenibles.

En concordancia con la hipótesis formulada y la justificación expuesta, el objetivo general de la investigación es evaluar la calidad del agua en el río San Pablo adyacente a los relaves mineros de la mina Paredones – Chilete. Para alcanzar este propósito, se plantearon como objetivos específicos caracterizar los parámetros físicos del agua del río San Pablo y comparar sus valores con los estándares ambientales vigentes mediante el cálculo del Factor de Excedencia (EF); analizar los parámetros químicos del agua del Río San Pablo y comparar la calidad del agua entre las distintas estaciones de muestreo a lo largo del río San Pablo y entre los periodos de estiaje y de lluvias, con la finalidad de identificar variaciones espaciales y temporales en los parámetros evaluados.

La tesis se estructuró en cinco capítulos. El Capítulo I desarrolla la problemática de la contaminación del río San Pablo por influencia de los relaves de la mina Paredones, así como los objetivos y justificación de la investigación. El Capítulo II comprende los antecedentes y bases teóricas relacionadas con la calidad del agua, contaminación minera, DBO, DQO, pH y metales pesados. En el Capítulo III se describe la metodología utilizada, incluyendo el diseño de investigación, técnicas de muestreo y análisis de laboratorio. El Capítulo IV presenta los resultados obtenidos sobre la calidad del agua del río San Pablo y su comparación con los Estándares de Calidad Ambiental y estudios previos. Finalmente, el Capítulo V contiene las conclusiones y recomendaciones orientadas a la protección y recuperación ambiental del recurso hídrico afectado por la actividad minera.

CAPÍTULO II

MARCO TEÓRICO

2.1. Antecedentes de la Investigación

Abessa et al., (2024), en su informe se enfocaron en la toxicidad y biodisponibilidad de metales en sedimentos afectados por relaves mineros en el río Doce, Brasil impactados por el colapso de la represa de relaves de Fundão en 2015. Se analizaron concentraciones de metales y su potencial toxicidad para organismos acuáticos. Los resultados indicaron que, aunque las concentraciones de hierro y manganeso en el agua intersticial superaron los límites establecidos, la biodisponibilidad de metales fue baja y no se observaron efectos tóxicos agudos o crónicos en especies nativas como *Daphnia similis* y *Chironomus sancti-caroli*. Aunque el estudio no se centró específicamente en DBO y DQO, la baja biodisponibilidad de metales sugiere una limitada interacción con la materia orgánica presente en los sedimentos.

Olías et al. (2024), en su estudio determinó la evaluación estacional de la calidad del agua en el río Odiel afectado por drenaje ácido de mina, España; una zona históricamente afectada por drenaje ácido de mina (DAM) debido a la actividad minera en la Faja Pirítica Ibérica. Se realizaron muestreos estacionales para analizar la variabilidad en la calidad del agua, encontrando pH extremadamente bajos (entre 1.4 y 4.0) y altas concentraciones de metales pesados como hierro, zinc y aluminio. Aunque el estudio se enfocó principalmente en la caracterización de metales y acidez, se observó

que la presencia de materia orgánica, medida a través de parámetros como la DBO y DQO, era significativa en zonas de influencia urbana y agrícola, indicando una carga orgánica adicional al impacto minero. Los resultados sugieren que la combinación de contaminantes inorgánicos y orgánicos agrava la degradación de la calidad del agua, afectando la capacidad de autodepuración del río y aumentando el riesgo ecológico para los organismos acuáticos.

Gómez et al., (2020) en la investigación titulada “*Evaluación hidroquímica y ecotoxicológica de ríos contaminados por minería metálica en Colombia*”, se centró en ríos del departamento de Antioquia, donde la minería de oro es predominante. Se evaluó la calidad del agua mediante análisis fisicoquímicos, encontrando valores promedio de DBO entre 10 y 25 mg/L, y DQO mayores a 90 mg/L en algunos tramos impactados. Además, se reportó una disminución notable de oxígeno disuelto (<3 mg/L). Los resultados evidencian una contaminación mixta: química por metales pesados y orgánica por residuos urbanos y lixiviados. Se concluyó que los ecosistemas acuáticos están en riesgo de colapso si no se implementan medidas urgentes de control ambiental.

Farkas et al., (2021), en su investigación examinó los efectos de partículas finas de relaves mineros sobre embriones y larvas de peces en zonas costeras del norte de Noruega. Se observó una mortalidad larval del 35% en zonas con sedimentos contaminados. El análisis de agua mostró valores elevados de metales como cobre (Cu > 0.5 mg/L), zinc (Zn > 1.0 mg/L) y plomo (Pb > 0.12 mg/L), todos en forma disueltos. El pH de las aguas fue de 6.5, ligeramente ácido, lo que incrementó la biodisponibilidad metálica. Además, se reportaron valores de DBO de hasta 21 mg/L y DQO de 93 mg/L,

especialmente en áreas de acumulación de residuos orgánicos y sulfuros. La interacción entre materia orgánica y metales pesados fue un factor clave en la toxicidad observada.

Postigo et al., (2020), en su estudio integró el análisis de contaminantes orgánicos e inorgánicos para identificar fuentes difusas en la cuenca del río Llobregat. Aunque se centró en el uso agrícola, los hallazgos son relevantes para contextos mineros. Se detectaron niveles significativos de nitratos (>90 mg/L), así como trazas de plaguicidas organoclorados y metales como zinc ($Zn > 0.4$ mg/L) y cobre ($Cu > 0.2$ mg/L). El pH del agua se mantuvo entre 6.7 y 7.2. En cuanto a carga orgánica, la DBO fue de hasta 20 mg/L y la DQO llegó a 101 mg/L en puntos de mezcla con efluentes agrícolas y urbanos. Se recomendó replicar la metodología en zonas mineras por su eficacia en identificar fuentes múltiples de contaminación.

Pari (2017) en su investigación se centró en el río Ananea, evaluando la influencia de relaves mineros en su calidad de agua. Se realizaron muestreos en cinco puntos estratégicos durante las épocas de avenida y estiaje. Los resultados mostraron concentraciones elevadas de aluminio (Al) y hierro (Fe), alcanzando 96.780 mg/L y 131.900 mg/L, respectivamente, en el punto más crítico (M-1). Estas concentraciones superan ampliamente los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para aguas, indicando una contaminación severa que afecta negativamente a la vida acuática y a las comunidades locales.

Ruiz (2023), evaluó la presencia de metales pesados en el río Tingo-Maygasbamba, en una zona con influencia minera. Se analizaron parámetros fisicoquímicos como pH (7.61–7.67), conductividad eléctrica (874–891 $\mu\text{S}/\text{cm}$), DBO5 (<6.2 mg/L) y DQO (<8.6 mg/L), todos dentro de los límites permitidos. Sin embargo, se detectaron concentraciones elevadas de hierro (Fe: 117–139 mg/L) y aluminio (Al: 0.043–0.094 mg/L), aunque otros metales como plomo (Pb), cadmio (Cd), cromo (Cr) y arsénico (As) estuvieron por debajo de los límites de cuantificación. Se concluye que, aunque la calidad del agua cumple con los estándares para riego y bebida de animales, la presencia de Fe y Al en niveles elevados podría representar riesgos a largo plazo para los ecosistemas acuáticos.

Salas et al., (2023), en la investigación titulada “*Evaluación de metales pesados y comportamiento social asociados con la calidad del agua en el río Suches, Puno, Perú*” analizó la presencia de metales pesados en el río Suches, ubicado en la región de Puno, y su relación con el comportamiento social de las comunidades aledañas. Se encontraron concentraciones elevadas de metales como arsénico, plomo y cadmio, superando los límites permisibles establecidos por las normativas ambientales. El pH del agua mostró variaciones que indicaban una tendencia hacia la acidez, lo que potencia la solubilidad y movilidad de los metales pesados. La investigación concluyó que la contaminación del río Suches no solo representa un riesgo para la salud humana y los ecosistemas acuáticos, sino que también afecta las prácticas sociales y económicas de las comunidades locales, resaltando la necesidad de implementar estrategias de mitigación y educación ambiental.

Bautista (2021), en la investigación “Alteración de la calidad del agua por efluentes mineros en la cuenca alta del río San Juan, Cerro de Pasco” se centró en evaluar el impacto de los efluentes mineros en la calidad del agua del río San Juan, en la región de Cerro de Pasco. Se identificaron niveles elevados de DQO y presencia significativa de metales pesados como hierro, plomo y cadmio, especialmente en las estaciones de monitoreo E-2 y E-4. El pH del agua mostró valores ácidos, con mediciones de 5.8 en época de avenida y 4.0 en estiaje, indicando una acidificación del cuerpo hídrico. Estos resultados evidencian una alteración significativa de la calidad del agua debido a los vertimientos mineros, lo que representa un riesgo para los ecosistemas acuáticos y las comunidades que dependen de este recurso.

González (2020), en su investigación evaluó la calidad del agua en la cuenca del río Huallaga, enfocándose en la presencia de metales pesados y otros parámetros fisicoquímicos. Se detectaron concentraciones de metales como arsénico, plomo, cadmio y zinc, algunas de las cuales superaban los límites establecidos por las normativas ambientales. El pH del agua se mantuvo dentro de rangos aceptables; sin embargo, la presencia de estos metales representa un riesgo para la salud humana y la biodiversidad acuática. El estudio concluyó que es necesario implementar medidas de control y remediación para reducir la contaminación en la cuenca del río Huallaga.

Red (2024), en su estudio realizado “*Análisis de riesgos e impactos ambientales de la actividad minera en la cuenca alta del río Rímac*” evaluó los impactos ambientales de los pasivos mineros en la cuenca alta del río Rímac. Se identificaron concentraciones elevadas de metales pesados como aluminio, cadmio, hierro, plomo, manganeso y zinc

en las aguas del río, superando en algunos casos hasta 43 veces los límites establecidos por el Estándar de Calidad Ambiental (ECA). El pH del agua mostró tendencias hacia la acidez en zonas cercanas a los relaves mineros. Estos hallazgos indican una contaminación significativa del río Rímac, afectando la salud de las comunidades locales y los ecosistemas acuáticos, y resaltan la necesidad de implementar medidas de remediación y control ambiental.

Chirinos (2018) en su trabajo se centró en el análisis de la calidad del agua en el canal de riego Tingo Tuyuloma. Se evaluaron parámetros físico-químicos y microbiológicos, entre ellos DBO (promedio de 11.3 mg/L) y DQO (hasta 89 mg/L), indicando contaminación orgánica considerable. Se reportaron concentraciones elevadas de plomo (0.12 mg/L) y cadmio (0.04 mg/L), lo que representa un riesgo para los cultivos y la salud humana. El pH del agua fue ligeramente ácido (entre 6.2 y 6.5), afectando la absorción de nutrientes por las plantas. Se concluye que las actividades humanas y vertimientos sin tratamiento previo están deteriorando la calidad del recurso hídrico, exigiendo medidas de control y remediación.

Neira (2014) evaluó la calidad físico-química y microbiológica del río Chonta en Cajamarca, analizando el impacto del vertimiento de aguas residuales industriales sobre el sistema fluvial. Los resultados evidenciaron concentraciones elevadas de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO = 14.5 mg/L) y Demanda Química de Oxígeno (DQO = 115 mg/L), lo que indica una carga significativa de materia orgánica y contaminantes químicos. Asimismo, el pH osciló entre 5.7 y 6.4, reflejando condiciones de acidez moderada. Se detectaron metales pesados como hierro (Fe),

manganeso (Mn) y níquel (Ni) en concentraciones superiores a los estándares establecidos para uso agrícola y recreativo. El autor concluyó que la descarga de efluentes industriales sin tratamiento adecuado está generando impactos ambientales severos, comprometiendo la calidad del recurso hídrico y la salud de los ecosistemas acuáticos.

Quispe (2019) realizó una evaluación de los pasivos ambientales mineros en la microcuenca Mesa de Plata, ubicada en el distrito de Hualgayoc, Cajamarca, con el propósito de determinar su influencia sobre la calidad del agua superficial. Se efectuaron muestreos en siete puntos estratégicos del río Hualgayoc, identificándose concentraciones elevadas de metales pesados como arsénico (As), cadmio (Cd), plomo (Pb) y zinc (Zn), superando los límites establecidos por los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para agua en el Perú. Asimismo, se registraron valores de pH ácido y altos contenidos de sólidos en suspensión, evidenciando condiciones de contaminación severa. El estudio estimó que los pasivos mineros ocupan aproximadamente el 25 % del área de la microcuenca, generando una afectación significativa sobre el recurso hídrico. Se concluyó que estos pasivos constituyen un riesgo crítico para la salud ambiental y humana, recomendándose la implementación urgente de medidas de remediación y control.

2.2. Bases Teóricas

2.2.1. *Calidad Del Agua*

La calidad del agua representa un constructo integral que incorpora múltiples perspectivas desde las ciencias naturales, sociales y aplicadas, abarcando características físicas, químicas, biológicas, ecológicas y socioambientales. Desde una óptica ambiental, se comprende como el conjunto de condiciones que determinan la aptitud del recurso hídrico para usos específicos tales como el consumo humano, riego agrícola, recreación, conservación de la biodiversidad acuática y desarrollo industrial. En esta línea, se establece que la calidad del agua no solo depende de la presencia o ausencia de contaminantes, sino también de su capacidad para sostener los servicios ecosistémicos vitales (UNESCO, 2019).

Desde la perspectiva de la salud pública, la Organización Mundial de la Salud (OMS, 2022) considera que un agua de calidad adecuada es aquella libre de agentes patógenos, sustancias químicas nocivas y residuos físicos que puedan comprometer la integridad biológica humana. Este enfoque recalca que el recurso hídrico puede convertirse en un vector de enfermedades si no cumple con estándares mínimos de salubridad. Asimismo, el concepto de calidad del agua debe entenderse en función del contexto geográfico, la vulnerabilidad social, las condiciones climáticas y las actividades antrópicas dominantes en la zona de influencia.

En el ámbito hidrogeoquímico, el análisis de la calidad del agua se centra en la evaluación de indicadores específicos que permiten identificar alteraciones en la composición natural del recurso. Entre los principales parámetros fisicoquímicos se

destacan el potencial de hidrógeno (pH), la conductividad eléctrica (CE), la temperatura, la turbidez, la concentración de oxígeno disuelto (OD), la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), la demanda química de oxígeno (DQO), los sólidos disueltos totales (TDS) y la presencia de elementos traza como los metales pesados (Sánchez et al., 2020). Estos indicadores permiten establecer un perfil cuantitativo del estado del recurso, detectando anomalías que pueden ser atribuidas a fuentes puntuales o difusas de contaminación.

A nivel ecosistémico, la calidad del agua también está relacionada con la salud del bioma acuático. La alteración de sus parámetros afecta directamente la biodiversidad, provocando desequilibrios en la estructura trófica, cambios en la dinámica poblacional de macroinvertebrados y peces, y afectaciones en los ciclos reproductivos y migratorios. Por lo tanto, una visión integrada y multidisciplinaria de la calidad del agua exige incorporar variables ecológicas, sanitarias, geoquímicas y socioeconómicas en los procesos de evaluación, monitoreo y gestión del recurso.

Además, es fundamental comprender que el concepto de calidad del agua no es estático ni universal, sino dinámico y dependiente del uso propuesto del recurso. Un agua apta para riego podría no ser adecuada para consumo humano directo. Por ende, los criterios de calidad deben establecerse con base en normativas específicas, estándares técnicos y objetivos de conservación y desarrollo sostenible. En este sentido, la calidad del agua es un elemento transversal para la seguridad hídrica, la protección ambiental y el bienestar de las comunidades humanas.

Finalmente, se reconoce que los factores que afectan la calidad del agua provienen de múltiples fuentes: vertimientos industriales, lixiviación de residuos mineros, infiltración de agroquímicos, deforestación, expansión urbana sin control, entre otros. Estas fuentes pueden ser clasificadas como puntuales aquellas que emiten contaminantes desde un lugar específico, como una planta industrial y difusas como el escurrimiento de nutrientes desde áreas agrícolas amplias. La comprensión integral de estas dinámicas es esencial para establecer políticas de manejo del agua basadas en evidencia científica y principios de equidad intergeneracional.

2.2.2. Parámetros de Calidad del Agua

La caracterización de la calidad del agua mediante parámetros físico-químicos y biológicos constituye la base para evaluar el estado de los ecosistemas acuáticos y detectar los efectos de actividades antropogénicas, como la minería. Este enfoque permite establecer comparaciones con estándares nacionales e internacionales, identificar procesos de alteración ambiental y proponer medidas de remediación.

2.2.3. Parámetros físico-químicos

Los parámetros físico-químicos representan variables fundamentales para establecer las propiedades del agua en un ecosistema fluvial. Estos parámetros permiten identificar perturbaciones que afectan la estructura y funcionamiento del sistema acuático, así como estimar la capacidad de asimilación de cargas contaminantes por parte del ecosistema (Chapman, 1996; Allan & Castillo, 2007).

A continuación, se detallan los principales parámetros evaluados en estudios de calidad hídrica:

2.2.3.1. pH. El potencial hidrógeno (pH) refleja el equilibrio iónico del agua, indicando su grado de acidez o alcalinidad. Su importancia ecológica reside en su influencia sobre la biodisponibilidad y toxicidad de diversas sustancias, particularmente los metales pesados. Un pH ácido, común en ambientes impactados por drenaje ácido de mina (DAM), favorece la solubilidad de metales como el cadmio, el plomo y el arsénico, intensificando sus efectos tóxicos (Younger et al., 2002). Por otro lado, un pH alcalino puede estar asociado con descargas de efluentes industriales alcalinos o procesos de eutrofización (Delgado et al., 2018). Los organismos acuáticos, especialmente los peces, presentan tolerancias estrechas a los cambios de pH, por lo que desviaciones significativas pueden generar estrés fisiológico, reducir la fecundidad, alterar la osmorregulación o incluso inducir mortalidad (USEPA, 2021).

2.2.3.2. Conductividad eléctrica (CE). La CE expresa la capacidad del agua para conducir corriente eléctrica en función de la concentración total de solutos iónicos. Es un parámetro clave en la detección de intrusión salina, procesos de lixiviación minera y aportes de aguas residuales industriales o urbanas (Hem, 1985). En zonas mineras, niveles elevados de conductividad pueden estar relacionados con la disolución de minerales metálicos o con la presencia de sulfatos, cloruros y otros aniones liberados en procesos de oxidación de sulfuros (Dold, 2010). Este parámetro

también permite inferir procesos de dilución, evaporación o mezcla de fuentes de agua (Baird & Cann, 2012).

2.2.3.3. Oxígeno disuelto (OD). El oxígeno disuelto es un indicador universal de la calidad del agua debido a su papel esencial en los procesos respiratorios de los organismos aeróbicos. La disponibilidad de OD en sistemas fluviales está determinada por variables como la fotosíntesis, la respiración biológica, la temperatura, la turbulencia y la carga orgánica (Wetzel, 2001). La disminución del OD puede generar condiciones hipóxicas o anóxicas, alterando la estructura trófica, reduciendo la diversidad biológica e intensificando procesos anaerobios como la liberación de compuestos sulfurados o metano (Dodds & Whiles, 2010). La contaminación minera, al incrementar la carga de materia orgánica e inorgánica oxidante, puede reducir significativamente los niveles de OD (Ministerio del Ambiente [MINAM], 2019).

2.2.3.4. Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) La DBO representa el consumo de oxígeno por microorganismos en la descomposición de materia orgánica biodegradable bajo condiciones aerobias. Este parámetro refleja la carga orgánica fácilmente oxidizable presente en el agua, siendo un indicador de contaminación por efluentes domésticos, residuos agrícolas o lixiviados mineros con contenido orgánico (APHA, 2017). Valores altos de DBO (>5 mg/L) reducen el OD disponible y afectan directamente la vida acuática. Además, una DBO elevada combinada con metales pesados puede generar efectos sinérgicos de toxicidad (Gupta & Gupta, 2015).

2.2.3.5. Demanda Química de Oxígeno (DQO). La DQO cuantifica la cantidad total de oxígeno requerido para oxidar materia orgánica e inorgánica mediante agentes químicos fuertes, como el dicromato de potasio en medio ácido. A diferencia de la DBO, la DQO incluye sustancias no biodegradables, siendo más representativa del grado global de contaminación del cuerpo de agua (Tchobanoglous et al., 2003). En contextos mineros, altas DQO pueden asociarse a la presencia de compuestos orgánicos complejos y agentes reductores metálicos provenientes de residuos de flotación o reactivos químicos.

2.2.3.6. Turbidez. Es una medida indirecta de la cantidad de partículas suspendidas en el agua, como sedimentos finos, microorganismos, materia orgánica coloidal y precipitados metálicos. Este parámetro está directamente relacionado con la erosión del suelo, el arrastre de partículas finas desde zonas degradadas, y la descarga de efluentes ricos en sólidos (Davies-Colley & Smith, 2001). Una turbidez elevada disminuye la penetración lumínica, afectando la productividad primaria, y puede aumentar la temperatura superficial del agua. En zonas mineras, está fuertemente asociada a escorrentía con metales pesados particulados o con flóculos generados en procesos de neutralización de DAM (Dold, 2010).

2.2.3.7. Temperatura. La temperatura es un regulador clave en los procesos físico-químicos y biológicos del ecosistema acuático. Influye sobre la solubilidad de gases, la velocidad de reacciones bioquímicas, el metabolismo de los organismos y la cinética de toxicidad de compuestos químicos. Las descargas térmicas de industrias o la eliminación de cobertura vegetal ribereña pueden alterar significativamente el régimen térmico de los ríos, afectando especies sensibles y

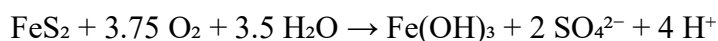
promoviendo la proliferación de algas y bacterias termófilas (Allan & Castillo, 2007; USEPA, 2018).

2.2.4. Contaminación del Agua por Minería

La minería metálica, particularmente la explotación de minerales sulfurados como pirita (FeS_2), calcopirita (CuFeS_2), galena (PbS) y arsenopirita (FeAsS), representa una de las actividades industriales con mayor potencial de impacto negativo sobre los recursos hídricos. Los procesos extractivos y de beneficio mineral generan grandes cantidades de residuos sólidos conocidos como relaves mineros, los cuales contienen remanentes de reactivos químicos, metales pesados, metaloides y minerales sulfuros no recuperados (Younger, 2002; Dold, 2010).

Cuando estos relaves no son adecuadamente almacenados, pueden entrar en contacto con el agua superficial o subterránea, desencadenando uno de los procesos más severos de contaminación acuática: el drenaje ácido de mina (DAM) o acid mine drainage (AMD). Este fenómeno se produce cuando los sulfuros metálicos se oxidan en presencia de oxígeno y agua, liberando iones de hidrógeno (H^+), metales disueltos y sulfatos, reduciendo drásticamente el pH del agua e incrementando su toxicidad (Akcil & Koldas, 2006).

2.2.5. Ecuación general del DAM.



Este proceso resulta en una acidificación progresiva del agua, la movilización de metales pesados altamente tóxicos (como As, Cd, Pb, Hg) y la destrucción de hábitats

acuáticos, afectando no solo a organismos sensibles como peces y macroinvertebrados, sino también a comunidades humanas aguas abajo que dependen del recurso hídrico (Younger, 2002; Lottermoser, 2010).

2.2.6. Impacto geoquímico y ecológico

La geoquímica del agua se ve alterada en múltiples dimensiones por la contaminación minera:

- **Disminución del pH**, que afecta la solubilidad y movilidad de metales, aumentando su biodisponibilidad.
- **Aumento de la conductividad eléctrica (CE)**, indicador de altos niveles de sales y metales disueltos.
- **Disminución del oxígeno disuelto (OD)**, debido a la oxidación de materia orgánica y metales.
- **Incremento de DBO y DQO**, lo que refleja una carga orgánica elevada y presencia de compuestos no biodegradables.
- **Aumento de turbidez**, por la suspensión de sólidos finos y coloidales provenientes de los relaves.

Estos cambios fisicoquímicos tienen consecuencias directas sobre la estructura y función de los ecosistemas acuáticos, incluyendo:

- Pérdida de biodiversidad por toxicidad directa.
- Efectos fisiológicos y bioacumulativos en peces e invertebrados.
- Alteración de procesos como la fotosíntesis y la descomposición orgánica.

- Reducción del valor ecosistémico de los cuerpos de agua, afectando el uso para riego, recreación o consumo humano (Clements et al., 2000; Cornejo et al., 2020).

2.2.7. *Relevancia de los parámetros fisicoquímicos en contextos mineros*

La caracterización fisicoquímica del agua constituye una herramienta esencial en la evaluación ambiental de cuerpos hídricos expuestos a actividades extractivas, como la minería metálica. Estos parámetros no solo permiten diagnosticar las condiciones inmediatas del agua, sino también interpretar los procesos geoquímicos subyacentes, la dinámica de contaminantes y su interacción con los componentes bióticos y abióticos del ecosistema.

En contextos mineros, el análisis fisicoquímico adquiere una dimensión más crítica debido a la complejidad de los residuos generados (relaves, efluentes, escorias), los cuales pueden contener elementos traza metálicos, compuestos organometálicos, reactivos residuales y altas cargas iónicas. Estos contaminantes alteran el equilibrio natural del sistema acuático y afectan directamente su funcionalidad ecológica.

2.2.8. *Relevancia normativa y de gestión ambiental*

Los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para agua en Perú (D.S N°004-2017-MINAM) establecen valores máximos admisibles para varios parámetros fisicoquímicos. Estos límites se ajustan según el uso del recurso (consumo humano, riego, recreación, vida acuática, etc.), convirtiendo los parámetros en instrumentos clave de monitoreo y fiscalización ambiental.

Las empresas mineras están obligadas a realizar monitoreos periódicos de estos parámetros, tanto en fuentes superficiales como subterráneas, y remitir informes a las autoridades ambientales como parte de los compromisos establecidos en los Estudios de Impacto Ambiental (EIA). El incumplimiento puede dar lugar a sanciones administrativas, acciones correctivas o suspensión de actividades.

Asimismo, estos parámetros son utilizados para:

- **Calcular índices integrados de calidad del agua**, como el ICA-NSF, WQI-Perú, o índices biogeoquímicos multivariados.
- **Definir zonas de exclusión ecológica**, especialmente en áreas de cabecera de cuenca o ecosistemas frágiles.
- **Diseñar medidas de remediación**, como neutralización de acidez, retención de metales mediante humedales artificiales, o reforestación para estabilización de taludes y control de escorrentía.

2.2.9. Metales pesados y su impacto ambiental

Los metales pesados constituyen uno de los vectores de contaminación más persistentes, complejos y peligrosos dentro de los sistemas geoambientales, particularmente en territorios con intensa actividad minera. Su movilización, acumulación y efectos están estrechamente vinculados a los procesos geológicos, hidrológicos y geoquímicos que caracterizan las zonas de extracción minera. Esta condición les otorga una relevancia crítica para el análisis interdisciplinario desde la geología ambiental y la gestión de cuencas hidrográficas.

Liberación de metales pesados: una expresión de geoquímica ambiental. Desde la perspectiva geológica, la liberación de metales pesados en ambientes mineros responde a la alteración mineralógica de formaciones ricas en sulfuros metálicos, tales como pirita (FeS_2), galena (PbS), arsenopirita (FeAsS), calcopirita (CuFeS_2), entre otros. Durante la explotación y almacenamiento de residuos mineros (relaves, desmontes), estos minerales entran en contacto con oxígeno y agua, desencadenando procesos de oxidación sulfídica que generan drenaje ácido de mina (DAM).

Este fenómeno, además de modificar el pH y las condiciones redox, solubiliza iones metálicos que se integran a los cuerpos de agua superficiales o subterráneos. Dichos procesos son modelables desde la geoquímica del paisaje, considerando variables como litología, estructura geológica, permeabilidad de las rocas, y régimen hidroclimático (Younger, 2002; Lottermoser, 2010).

Transporte, movilidad y atenuación geológica. Una vez liberados, los metales pesados siguen trayectorias determinadas por la hidrogeología local. El transporte en suspensión o disueltos en el flujo hídrico depende de la mineralogía del medio, la capacidad de adsorción de las rocas, la presencia de materia orgánica y la granulometría del sustrato.

Sistemas geológicos con formaciones carbonatadas o arcillosas pueden actuar como zonas de atenuación natural, al promover la adsorción iónica o la precipitación de metales como carbonatos o hidróxidos. Sin embargo, estos mecanismos son limitados frente a descargas continuas y pH bajos, como ocurre en cuencas mineras alteradas (Álvarez-Valero et al., 2009).

Impactos en sistemas geoambientales y biofísicos. El ingreso de metales pesados en cuerpos de agua no solo representa una amenaza ecológica, sino que modifica el equilibrio geoambiental. En muchos casos, se produce una alteración de los suelos riparios, sedimentación de compuestos metálicos, y cambios en la biogeoquímica del fondo del río, afectando las comunidades bentónicas.

La alteración de los parámetros fisicoquímicos (como el pH, la conductividad eléctrica y el oxígeno disuelto) genera condiciones anóxicas o tóxicas que eliminan especies sensibles y favorecen la proliferación de biota tolerante, empobreciendo la biodiversidad. En zonas geológicamente vulnerables, como los sistemas karst o fracturados, existe además el riesgo de dispersión de contaminantes hacia acuíferos profundos, dificultando su remediación (Bourguignon et al., 2018).

Enfoque de gestión ambiental integrada y geología aplicada. Desde la gestión ambiental, los metales pesados exigen un tratamiento preventivo, correctivo y restaurador. La caracterización geológica detallada es esencial para entender el comportamiento de los metales, determinar rutas de flujo subterráneo, definir zonas de recarga y diseñar barreras naturales o artificiales.

Casos de estudio y reflexión crítica en la gestión ambiental del Perú. En la región andina, varios proyectos mineros se ubican en cuencas altamente sensibles desde el punto de vista geológico e hidrológico. Por ejemplo, en el distrito de Chilite (Cajamarca), los relaves de la mina Paredones se localizan próximos al río San Pablo, cuyo caudal sirve para riego y abastecimiento humano. Estudios recientes indican presencia de arsénico, plomo y cadmio en concentraciones superiores al ECA peruano (MINAM, 2017), lo cual demanda una respuesta interdisciplinaria que combine geología aplicada, monitoreo ambiental participativo y planificación territorial basada en riesgo.

La mina Paredones se encuentra emplazada en la jurisdicción del distrito de San Bernardino, provincia de San Pablo, dentro de la región Cajamarca. Se trata de un sitio con antecedentes mineros relevantes, cuyas operaciones datan del periodo 1952–1968, tiempo durante el cual se extrajeron minerales metálicos como zinc, plomo y plata. Estas actividades han dejado pasivos ambientales significativos, principalmente en forma de relaves que aún se encuentran próximos al cauce del río San Pablo, un afluente vital para el abastecimiento hídrico de la zona (Studocu, 2023).

Actualmente, la empresa Minera Cajamarca S.A.C. está desarrollando un nuevo proyecto de explotación subterránea en este yacimiento, centrado en el Nivel 4 de la mina. Esta reactivación ha generado preocupaciones sociales debido al legado ambiental pendiente, así como al riesgo potencial de que se incrementen los procesos de alteración geoquímica, particularmente la movilidad de metales pesados hacia los cuerpos de agua superficiales (Universidad Nacional de Cajamarca (UNC, 2023).

Los depósitos de relaves existentes presentan una amenaza para los ecosistemas acuáticos, dada su proximidad al río y la susceptibilidad del terreno a la infiltración y escorrentía superficial. Por ello, se han planteado diversas estrategias de mitigación estructural y no estructural, como la instalación de coberturas vegetales sobre los taludes para minimizar la erosión, la implementación de defensas ribereñas con gaviones y el diseño de canales perimetrales que permitan la captación y conducción segura de escorrentías potencialmente ácidas. Estas acciones buscan controlar la generación de drenaje ácido de mina (DAM), un proceso geoquímico de alta complejidad que se activa por la oxidación de sulfuros metálicos en presencia de agua y oxígeno (UPN, 2018).

En paralelo, se han desarrollado estudios experimentales centrados en la aplicación de técnicas de remediación innovadoras. Uno de ellos es la electrorremediación, una tecnología emergente que utiliza campos eléctricos para movilizar metales pesados desde suelos contaminados hacia electrodos de extracción. Ensayos realizados en los relaves de Paredones han mostrado resultados alentadores, con porcentajes de remoción significativos para plomo bajo condiciones controladas de densidad de corriente y concentración de agentes quelantes (1Library, 2018).

Desde la perspectiva de la gestión ambiental, los impactos de los pasivos mineros en esta zona exigen un enfoque interdisciplinario que articule conocimientos de geología estructural, hidrogeoquímica, ingeniería ambiental y participación comunitaria. La presencia de arsénico, plomo y cadmio en concentraciones superiores a los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) establecidos por el Ministerio del Ambiente (MINAM, 2017) pone de relieve la urgencia de implementar acciones de vigilancia y fiscalización ambiental con una mirada preventiva y correctiva.

Finalmente, es importante destacar el componente social y geopolítico del problema. Diversos estudios locales señalan la percepción de riesgo que tienen los habitantes del distrito de Chilete ante la posibilidad de reiniciar la explotación minera en la zona. El historial de pasivos no tratados, combinado con la falta de información técnica clara, puede generar conflictos socioambientales si no se establecen mecanismos de diálogo, transparencia y participación informada (Paredes & Salas, 2020). Así, el caso de Paredones representa un ejemplo paradigmático de cómo la geología, la minería y la gestión ambiental deben integrarse en un modelo de desarrollo sostenible que priorice la salud ambiental y el bienestar comunitario.

2.2.10. Normativas de calidad del agua: Estándares de Calidad Ambiental (ECA)

Los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) son instrumentos regulatorios fundamentales dentro del marco normativo peruano para la protección de los recursos hídricos. Su función es establecer valores de referencia que determinan las concentraciones máximas aceptables de determinados contaminantes en cuerpos de agua, con el objetivo de salvaguardar tanto la salud humana como la integridad ecológica

de los ecosistemas acuáticos (MINAM, 2017). Estos estándares no constituyen límites permisibles para vertimientos, sino criterios técnicos que permiten identificar situaciones de alteración ambiental, guiar procesos de remediación y orientar el ordenamiento territorial en zonas críticas.

En el contexto geológico e hidroambiental del Perú particularmente en regiones como Cajamarca, caracterizadas por su geodinámica activa, la complejidad litológica y la intensa actividad minera la aplicación efectiva de los ECA se torna estratégica. El país ha adoptado un enfoque multisectorial y preventivo, reconociendo que el deterioro de la calidad del agua en zonas mineras obedece tanto a procesos naturales (como el lixiviado geoquímico de minerales sulfurados) como a pasivos ambientales dejados por operaciones extractivas sin gestión ambiental adecuada (Espinoza-Villar, 2015).

La norma principal que regula los ECA para agua es el Decreto Supremo N.º 004-2017-MINAM, el cual establece valores diferenciados según la categoría de uso del recurso hídrico. Entre ellas destacan: consumo humano, preservación del ambiente acuático, riego agrícola, recreación y uso industrial. Cada categoría posee una lista de parámetros físico-químicos y biológicos como pH, oxígeno disuelto, turbidez, arsénico, plomo, cadmio, coliformes termotolerantes, entre otros con valores máximos permitidos definidos sobre la base de estudios toxicológicos, criterios ecológicos y compromisos internacionales (MINAM, 2017).

Desde la perspectiva de la gestión ambiental basada en evidencia, los ECA funcionan como líneas base para el diseño de políticas públicas y mecanismos de

fiscalización. En regiones como Chilete- Cajamarca, donde se han identificado concentraciones de metales como arsénico, cadmio y plomo superiores a los umbrales del ECA en el río San Pablo, resulta urgente reforzar la vigilancia ambiental, implementar sistemas de alerta temprana y establecer planes de remediación que se articulen con la planificación del territorio y la zonificación ecológica y económica (ZEE) (Vásquez & Medina, 2020).

Además, la aplicación de los ECA debe considerar la variabilidad geológica natural y la heterogeneidad hidroquímica de las cuencas andinas, donde es común encontrar aportes naturales de metales debido a la meteorización de formaciones ricas en sulfuros o materiales volcánicos. Por tanto, un enfoque técnico robusto requiere el desarrollo de líneas base geoquímicas diferenciadas, que permitan distinguir entre contaminación antrópica y condiciones geológicas propias del entorno (Chavez, 2022).

En resumen, los Estándares de Calidad Ambiental son herramientas esenciales no solo para garantizar el uso sostenible del agua, sino también para articular una gestión integrada de cuencas hidrográficas, compatible con la protección de ecosistemas frágiles y el respeto a los derechos humanos al agua potable y al ambiente sano. Su aplicación exige el fortalecimiento de capacidades técnicas en gobiernos regionales, el desarrollo de laboratorios acreditados, la participación activa de comunidades afectadas y la implementación de tecnologías analíticas modernas, como la espectroscopía de absorción atómica (AAS) y el análisis multivariado geoestadístico, para una evaluación más rigurosa de la calidad del recurso hídrico.

Dentro de la extensión de la aplicación de Estándares de Calidad Ambiental para Agua, estos se encuentran agrupados en 4 categorías, según el Decreto Supremo N°004-2017-MINAM:

Categoría 1: Uso Poblacional y Recreacional.

Esta categoría agrupa cuerpos de agua destinados al abastecimiento para consumo humano, recreación con contacto directo y uso doméstico sin fines comerciales. Se subdivide en tres subcategorías:

1-A: Agua destinada al consumo humano sin tratamiento convencional (potabilización mínima o ninguna).

1-B: Agua para consumo humano con tratamiento convencional (filtración y cloración).

1-C: Actividades recreativas con contacto primario (natación, deportes acuáticos).

Implicancias ambientales: Esta categoría exige los estándares más estrictos en cuanto a presencia de metales pesados, bacterias, nitratos, pesticidas y otros contaminantes orgánicos e inorgánicos. Es fundamental en zonas de recarga hídrica, como las cabeceras de cuenca andinas, donde los cuerpos de agua están sujetos a impactos mineros y cambios geoquímicos naturales.

Relevancia geológica: En regiones con formaciones mineralizadas o suelos volcánicos, puede haber presencia natural de arsénico o flúor. Por ello, la interpretación del cumplimiento del ECA debe considerar estudios de línea base geoquímica y vulnerabilidad hidrogeológica (Espinoza-Villar, 2015).

Categoría 2: Actividades Marino-Costeras

Incluye cuerpos de agua utilizados para acuicultura, recreación marina, conservación de ecosistemas costeros, navegación, extracción de mariscos y pesca artesanal. Aplica tanto para aguas superficiales marinas como de estuarios.

Implicancias ambientales: Esta categoría regula parámetros que afectan la calidad sanitaria de los productos marinos, como coliformes fecales, hidrocarburos aromáticos policíclicos, metales pesados y grasas. La prioridad es evitar la bioacumulación en moluscos y peces, y proteger las funciones ecológicas del litoral costero peruano, que alberga zonas de alta productividad biológica como la Corriente de Humboldt.

Relación con la geología: Las zonas costeras pueden recibir escorrentía con sedimentos contaminados desde las cuencas altas. En este contexto, es crucial considerar la proveniencia geológica de contaminantes (naturales o antrópicos) y el transporte de metales desde las zonas mineras andinas a través de ríos hasta los estuarios (Chávez, 2022).

Categoría 3: Riego de Vegetales y Bebida de Animales

Destinada a cuerpos de agua usados para agricultura (riego de cultivos comestibles) y ganadería (abrevaderos). Se divide en:

3-A: Agua para el riego de vegetales de consumo directo.

3-B: Agua para el consumo de animales de granja.

Implicancias ambientales: Esta categoría es vital para la inocuidad alimentaria y la productividad agropecuaria. La presencia de cadmio, plomo, arsénico y nitratos puede tener consecuencias devastadoras en cultivos y animales, generando riesgos indirectos en la salud humana a través de la bioacumulación.

Relevancia en gestión ambiental: En zonas como Cajamarca, donde el uso agrícola del agua coexiste con relaves mineros, es indispensable realizar monitoreos geoquímicos continuos, considerando también la interacción entre el agua de riego y las características del suelo (pH, textura, capacidad de intercambio catiónico), que dependen directamente de la geología local.

Categoría 4: Conservación del Ambiente Acuático

Esta categoría está orientada exclusivamente a la protección ecológica de los ecosistemas acuáticos, es decir, asegurar que la calidad del agua sea compatible con la vida acuática a largo plazo. No tiene un fin económico directo, sino ecológico y de conservación.

Parámetros clave: Oxígeno disuelto, turbidez, amonio, metales pesados y carga orgánica. Se busca evitar eutrofización, alteración de hábitats, disminución de biodiversidad y pérdida de funciones ecosistémicas.

Relevancia geológica: Muchas veces, la alteración hidroquímica por minería, deslizamientos, actividad volcánica o remoción de suelos altera los equilibrios ecológicos de las lagunas o ríos altoandinos. Por ello, la conservación requiere integrar estudios de vulnerabilidad geodinámica, así como mapeo de zonas de recarga hídrica y geoformas frágiles.

Implicancias en planificación: Esta categoría es crucial para establecer zonas de exclusión minera o de uso restringido, especialmente cuando se trata de cabeceras de cuenca o humedales altoandinos, reconocidos como infraestructura natural para la regulación hídrica (MINAM, 2017).

2.3. *Definiciones de Términos Básicos*

Residuos mineros. Es el área ocupada por los materiales extraídos del interior de la mina o del área de explotación a cielo abierto, que no contiene valores extraíbles o que su extracción no es económica, por lo que se han dispuesto en un lugar donde no se realizan actividades de explotación (MINAM, 2010).

Pasivos ambientales mineros. Son aquellas instalaciones, efluentes, emisiones, restos o depósitos de residuos producidos por operaciones mineras, en la actualidad constituyen un riesgo permanente y potencial para la salud de la población, el ecosistema circundante y la propiedad. (Art. 2° Ley N° 28271, ley que regula los pasivos ambientales de la actividad minera) (MINAM, 2010). Pasivo ambiental minero abandonado. Pasivos que se encontraban localizados fuera de una concesión vigente a la fecha de entrada en vigencia (Art. 2° de la Ley N° 28271, ley que regula los pasivos ambientales de la actividad minera) (MINAM, 2010).

Normas ambientales. El DS 016-93-EM, “Reglamento de Protección Ambiental para las Actividades Minero metalúrgicas, estableció la obligación de presentar un Estudio de Impacto Ambiental (EIA) para todos los nuevos proyectos mineros, así como la obligación de presentar un Programa de Adecuación y Manejo Ambiental (PAMA) para todas las unidades mineras que se encontraban en operación a la fecha de promulgación de dicha norma. (MINEM 2010).

CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. Ubicación

Geográficamente la zona de estudio de la Mina Paredones, se encuentra SW de la ciudad de Cajamarca, colindante al río San Pablo, perteneciente al departamento de Cajamarca, provincia de San Pablo y distrito de San Bernardino, colindante al distrito de Chilete en la zona Norte del país accidental de los Andes Peruanos. Correspondiente al cuadrángulo de Cajamarca (15 - f), con coordenadas en sistema UTM – DATUM – WGS-84 – ZONA - 17S, (Ver anexo, Plano N°1)

Tabla 1

Identificación del área de investigación mediante las coordenadas de latitud y longitud.

Vértice	Este	Norte
1	739500	92060000
2	742000	9206000
3	742000	9203500
4	739500	9203500

Figura 1

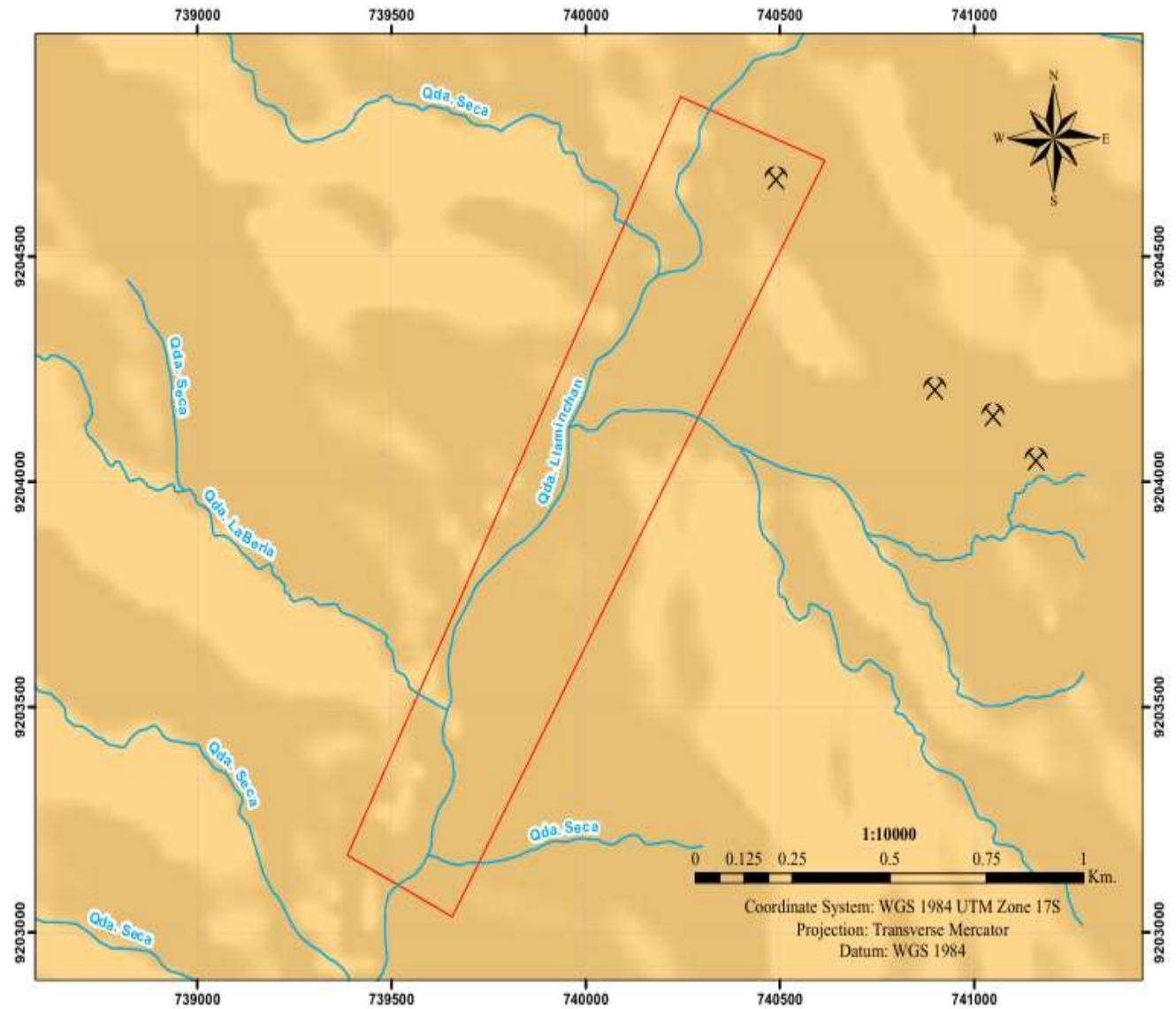
Ubicación del área de



LEYENDA	
	Distrito de San Bernardino
	Provincia de San Pablo
	Departamento de Cajamarca

SIMBOLOGÍA	
	Drenajes
	Bocamina
	Área de investigación

investigación

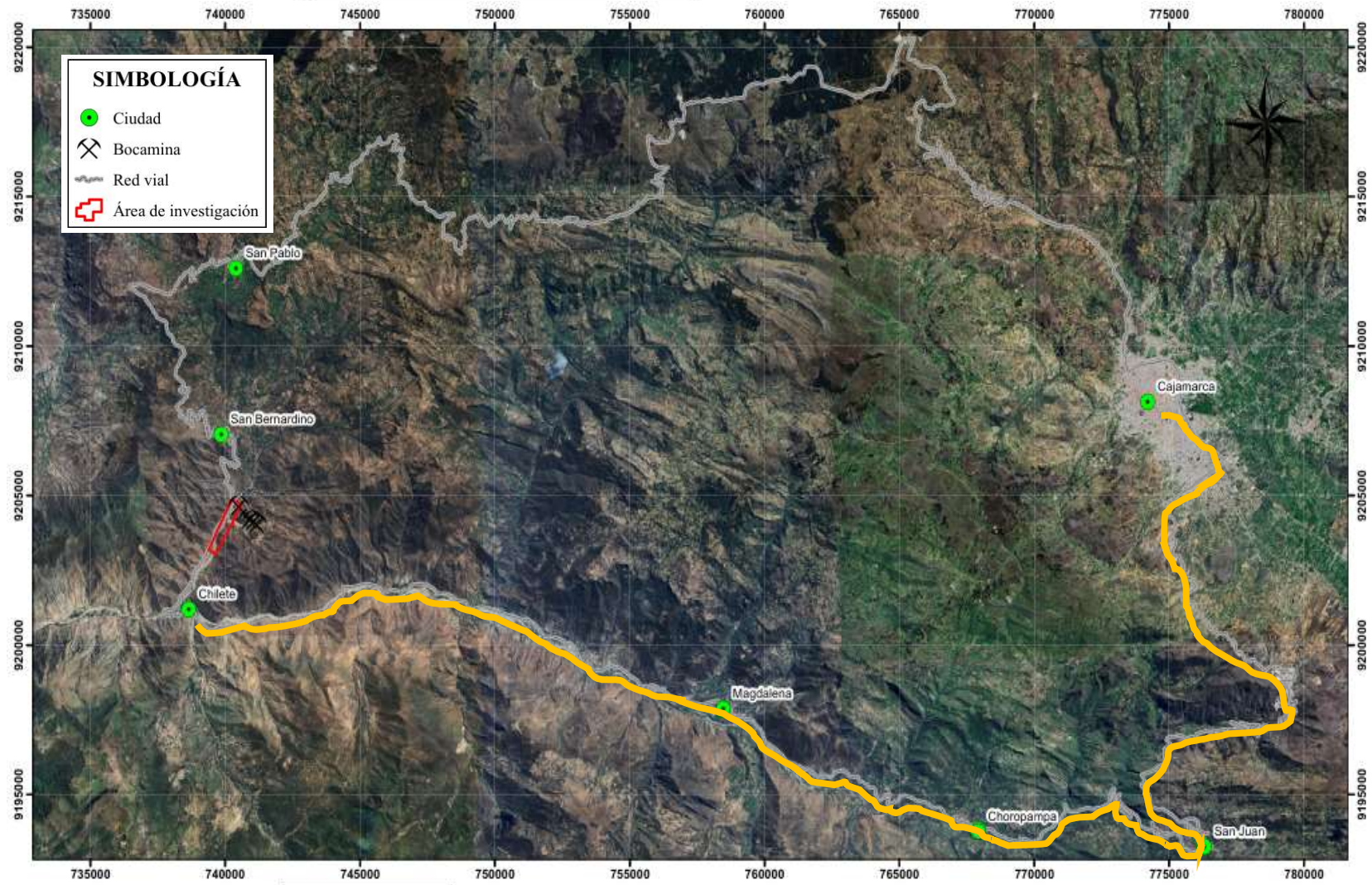


3.2. Accesibilidad

El recorrido inicia en la ciudad de Cajamarca, se toma orientación SW hacia el distrito de San Juan, posteriormente orientación WNW hacia el distrito de Chilete; se permanece en dirección de la carretera hacia Ciudad de Dios, una vez ubicados en el puente Kuntur Wasi se sigue orientación NNE hasta llegar al puente de ingreso a las instalaciones de Mina Paredones en el distrito de San Bernardino (Carretera asfalta en buenas condiciones), finalmente se orienta con dirección ESE llegando a la parte superior del Río San Pablo, Quebrada de Llamínchan (Ver anexo, Plano N°2).

Figura 2.

Accesibilidad desde Cajamarca hasta la Mina Paredones



3.3. Ubicación de Puntos de Muestreo

El presente análisis compara la calidad del agua del río San Pablo, en la Quebrada de Llaminchán en tres puntos críticos: El primero ubicado en la parte alta del Río uno adyacente a los relaves de la mina Paredones–Chilete (denominado Punto Relave) y otro ubicado río abajo en la confluencia del río San Pablo con cuerpos de agua mayores (denominado Punto Confluencia), bajo dos condiciones hidrológicas contrastantes: estiaje (diciembre 2024) y lluvias (febrero 2025). Se abarcaron parámetros fisicoquímicos (pH, turbidez, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto) y metales pesados relevantes (arsénico, plomo, cadmio, hierro, zinc, manganeso).

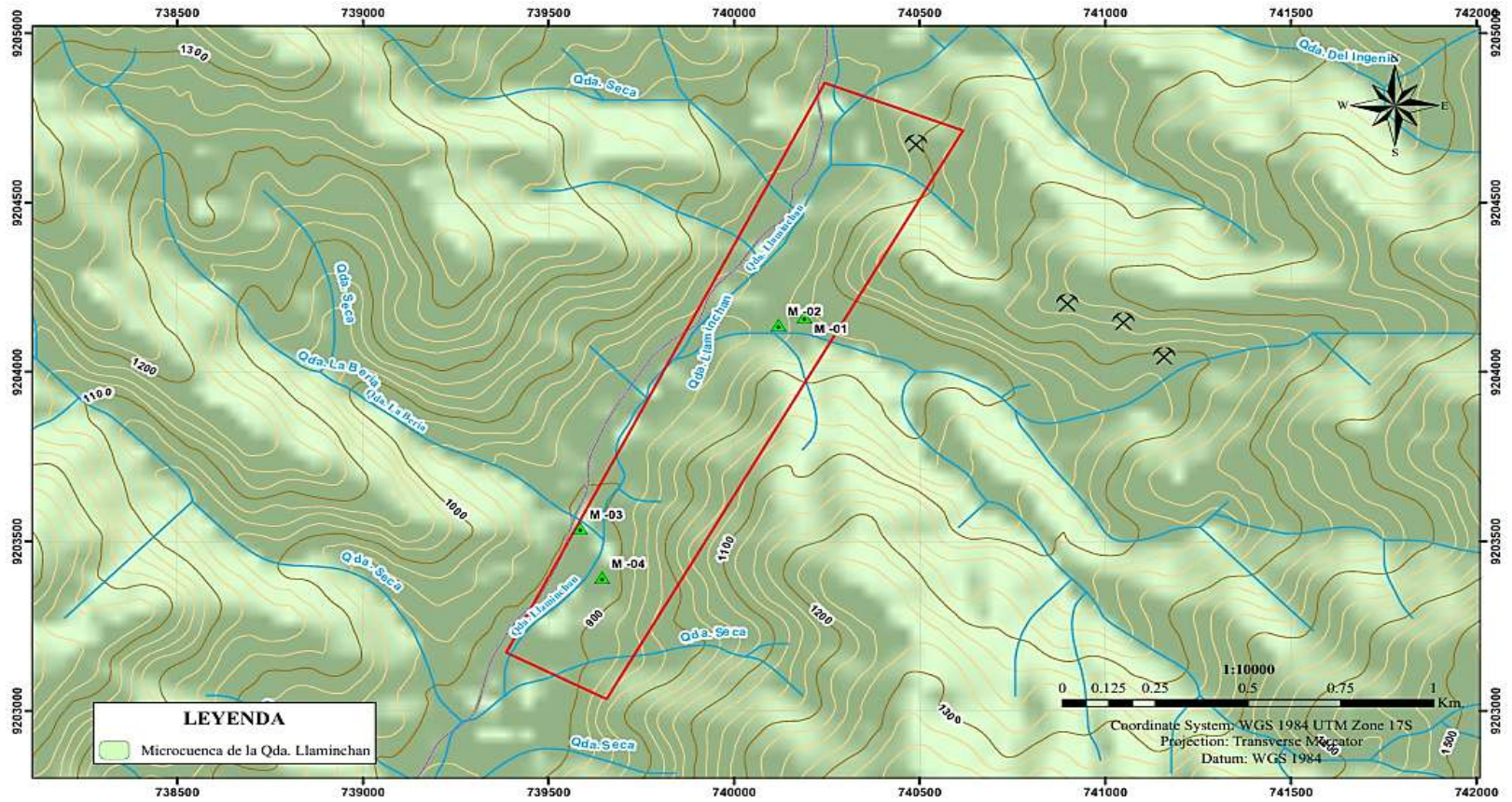
Tabla 2

Ubicación de puntos de muestreo

Estación de muestreo	Descripción	Coordenadas UTM-WGS-84			Tipo de muestra
		Este	Norte	Cota (m.s.n.m)	
M1	Parte alta del Río San Pablo	740176	8204438	910	Zona de control
M2	Agua del Río, cerca al Relave	740206	8204474	924	Posible punto impactado
M3	Parte baja del Río San Pablo	740239	8204504	936	Posible acumulación de metales con confluencia

Figura 3

Ubicación de los puntos de muestreo de agua



A continuación, se detallan cada uno de los puntos de monitoreo, según las épocas correspondientes:

3.3.1. Punto de muestreo M1

El punto M1 se localiza en la parte alta del cauce del río San Pablo iniciando en la Quebrada Llaminchán, a unos 100 metros antes de la zona de influencia directa de los relaves mineros de Paredones, en el distrito de Chilete. El muestreo fue desarrollado durante diciembre de 2024 correspondió al periodo de estiaje, etapa en la que el caudal del río se reduce notablemente y el flujo se mantiene constante, aunque con menor velocidad. En esta sección del cauce predominan afloramientos rocosos y depósitos aluviales recientes; las aguas presentan coloración clara y baja turbidez, evidenciando escasa alteración antrópica.

Durante la recolección de la muestra se observó un leve contacto entre el flujo y los sedimentos del lecho, que mostraban tonalidades marrones claras. El procedimiento se ejecutó conforme al **protocolo técnico del MINAM (2017)**, utilizando frascos esterilizados y preservando la cadena de frío hasta su llegada al Laboratorio Regional del Agua de Cajamarca, tal como se ilustra en las fotos 1 y 2.



Foto 1. Ubicación de la muestra M1 en la parte alta del Río San Pablo



Foto 2. Recolección de muestra M1, en época de lluvia

3.3.2. Punto de muestreo M2

El segundo punto, designado como M2, se ubica frente al sector donde se emplazan los relaves mineros de Paredones, en la margen derecha de la Quebrada LLaminchan. En este punto se evidenciaron modificaciones visuales del recurso hídrico, manifestadas por una ligera tonalidad amarillenta y un incremento de la turbidez, efectos asociados al proceso de oxidación de minerales sulfurados presentes en la zona. Durante el muestreo efectuado en diciembre cuando el caudal es bajo y el movimiento del agua más lento se identificó la formación de pequeñas pozas y la acumulación de sedimentos finos, condiciones que favorecen la interacción prolongada entre el agua y el material mineralizado. Este fenómeno puede influir en las variaciones de pH y en la solubilización de ciertos metales disueltos.

La muestra recolectada se codificó como M2 y fue tomada bajo las especificaciones del monitoreo de aguas superficiales, como se aprecia en las fotos 3 y 4



Foto 3. Ubicación de la muestra M2 en época de lluvia, en el relave



Foto 4. Ubicación de la muestra M2 en época de estiaje en el relave.

3.3.3. Punto de muestreo M3

El punto M3 se encuentra aguas abajo del cauce principal del río San Pablo, aproximadamente 500 metros del área de disposición de relaves. Este sector corresponde a una zona de transición donde el río comienza a recuperar su curso natural, rodeado por vegetación ribereña y suelos de textura arenosa. Durante la campaña de diciembre, el caudal fue reducido y se observó acumulación de sedimentos finos y restos orgánicos. El aspecto del agua presentó leve turbidez, atribuible a la suspensión de partículas ante variaciones del flujo superficial. Este punto fue considerado representativo del proceso de amortiguación natural y de la progresiva recuperación ambiental del cauce aguas abajo. La muestra correspondiente se registró con el código M3, según se muestra en las fotos 5 y 6.



Foto 6. Punto de muestreo M3 en la confluencia en época de estiaje



Foto 5. Punto de muestreo M3 en la confluencia en época de lluvia



Foto 7. Muestras recolectadas que fueron llevadas en el Laboratorio Regional de Agua

3.5. Población, muestra y unidad de análisis

Población

Relaves mineros adyacentes al río San Pablo en la Quebrada Llaminchán, distrito de San Bernardino, aproximadamente una longitud de 4 km.

Muestra:

La toma de muestras de agua, que se realizó en puntos específicos

Unidad de análisis

Análisis Físico químico y biológico del contenido de las muestras de agua.

3.6. Tipo y descripción del diseño de contrastación de la hipótesis

La investigación desarrollada se enmarca dentro de un enfoque descriptivo–explicativo, con un diseño no experimental y de tipo transversal, de naturaleza mixta y con una orientación aplicada.

Nivel (Descriptivo–Explicativo): Según Hernández et al. (2014), una investigación descriptiva busca caracterizar un fenómeno en un contexto determinado, mientras que la explicativa intenta identificar causas o relaciones subyacentes. En este caso, el estudio permite caracterizar y explicar los niveles de calidad del agua del río San Pablo, evaluando el grado de cumplimiento con los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) y su posible vinculación con las descargas de relaves mineros.

Diseño (Documental–No experimental): Se sustenta en la recopilación, análisis e interpretación de información observada directamente en el entorno natural, sin manipular las

variables involucradas. De esta manera, los resultados permiten identificar relaciones causales potenciales entre las concentraciones de metales pesados y los procesos de Drenaje Ácido de Mina (DAM), vinculados con las condiciones litológicas, mineralógicas y geomorfológicas propias de la zona investigada.

Periodo (Transversal): La investigación presenta un corte temporal único, abarcando el intervalo comprendido entre diciembre (2024) y enero (2025), lo que posibilita examinar el comportamiento de las variables dentro de un mismo contexto temporal.

Naturaleza (Mixta): De carácter cualitativo y cuantitativo, ya que combina la descripción detallada de los rasgos geológicos del sector con la determinación numérica de las concentraciones de metales pesados (expresadas en mg/L) en las aguas del río San Pablo y del relave que fluye desde la bocamina principal. Los valores analizados provienen de ensayos de laboratorio certificados, lo que respalda la confiabilidad de los resultados obtenidos.

Finalidad (Aplicada): El propósito fundamental consiste en realizar una evaluación de la calidad del agua del Río. El análisis busca identificar los factores que contribuyen a la presencia de concentraciones elevadas de dichos elementos, comparando los resultados analíticos con los valores establecidos en los ECA para agua, categoría 3: Riego de vegetales y bebedero de animales.

Tabla 3.
Síntesis de clasificación y tipos de investigación

Clasificación	Tipos de investigación
Según el nivel	Descriptivo-explicativo
Según el diseño	Documental, no experimental
Según naturaleza	Mixto
Según su finalidad	Aplicada

Nota. Tomado y modificado de Supo (2016)

3.7. Técnicas e instrumento de recolección de datos.

La metodología para la obtención y análisis de la información se organizó en tres fases principales: pre-campo, trabajo de campo y gabinete.

Etapa de pre-campo

En esta fase se recopiló y examinó información de carácter internacional, nacional y local, incluyendo literatura especializada, mapas geológicos y satelitales, boletines técnicos del **INGEMMET** y bases de datos relacionadas con la temática de estudio. Esta revisión documental permitió construir un marco preliminar de referencia y facilitó la planificación del muestreo, optimizando la selección de rutas de acceso y puntos estratégicos de observación.

Etapa de campo (In situ) El trabajo en campo comprendió tanto la inspección directa del área de estudio como la ejecución de muestreos de agua superficial. Durante esta etapa se registraron características geológicas de interés (litología, mineralogía, formas

de relieve), al mismo tiempo que se recolectaron muestras de agua en puntos previamente definidos en función de la red de drenaje y la cercanía a los depósitos de relaves.

La recolección de muestras de agua siguió protocolos técnicos reconocidos, aplicando el siguiente procedimiento:

- Selección de puntos de muestreo: Se identificaron los sitios más representativos, considerando la dinámica de drenaje de la cuenca y su proximidad a los relaves.
- Definición temporal: Se realizaron muestreos en dos periodos hidrológicos contrastantes (época de estiaje y época de lluvias), considerando que las condiciones de caudal controlan la dinámica de transporte de metales pesados en sistemas fluviales, favoreciendo procesos de dilución y arrastre en temporada húmeda, mientras que en estiaje predominan mecanismos de sedimentación, concentración relativa y adsorción en partículas finas.
- El diseño de muestreo fue de tipo estratificado por temporada, mediante campañas diferenciadas en ambos periodos, con el objetivo de evaluar la respuesta hidrogeoquímica del sistema fluvial frente a variaciones en el régimen hidrológico, incluyendo cambios en el caudal, la capacidad de dilución y la remoción de sólidos en suspensión.
 - Parámetros analizados: Se midieron indicadores físico químicos clave y las concentraciones de metales pesados de interés (Fe, Cu, Zn, As, Pb, Cd), siguiendo metodologías normalizadas en el Laboratorio Regional de Aguas de Cajamarca.
 - Preparación de material y equipos: Las muestras fueron recolectadas en frascos de polietileno previamente acondicionados y debidamente rotulados, siguiendo protocolos de aseguramiento de la calidad. Para su conservación, se aplicó

preservación inmediata según el parámetro analizado, utilizando acidificación con HNO_3 para la estabilización de metales disueltos.

- Conservación y transporte: Cada muestra fue sellada y rotulada inmediatamente después de su recolección, manteniéndose en refrigeración por debajo de 6°C y trasladándose al laboratorio en un tiempo máximo de 24 horas. Estas medidas aseguraron la integridad de las muestras y la confiabilidad de los análisis posteriores.

Etapa de gabinete (Post campo)

En gabinete se realizó el procesamiento, sistematización y análisis integral de los datos recolectados en campo y laboratorio. Los resultados fueron organizados en tablas comparativas, complementados con gráficos interpretativos y apoyados por técnicas de análisis cuantitativo y visualización multivariada. Para el desarrollo del análisis gráfico y estadístico se emplearon diversas herramientas de software:

Microsoft Excel fue empleado para la sistematización inicial de los datos fisicoquímicos, cálculos del Factor de Excedencia (EF), así como la elaboración de tablas de ranking por severidad, matrices comparativas por estación y época, y algunos gráficos de barras.

Python (versión 3.11) fue utilizado como herramienta principal para el procesamiento gráfico, para la generación de gráficos de barras comparativos, mapas de calor logarítmicos del EF y figuras de apoyo. Estos gráficos incluyeron líneas de referencia normativas de los ECA-Agua (D.S. N.º 004-2017-MINAM), lo que permitió contrastar visualmente los resultados obtenidos frente a los límites establecidos.

3.6. Equipos y materiales

Tabla 4.

Equipos y materiales

Recurso	Uso en la investigación
Recursos de campo	
GPS (sistema UTM–WGS-84)	Para registrar con precisión la localización de los puntos de muestreo en campo.
Libreta de campo y planos geológicos	Para anotar observaciones litológicas, geomorfológicas y condiciones ambientales durante el muestreo.
Mapas topográficos y satelitales	Para orientar la ubicación de estaciones y facilitar el diseño del recorrido de muestreo.
Cámara fotográfica digital (>15 Mpx)	Para documentar evidencias visuales de pasivos mineros, relaves, afloramientos y características del río San Pablo.
Guantes de protección y mascarillas	Para garantizar la seguridad del investigador y evitar la contaminación de las muestras.
Frascos de polietileno estériles	Para recolectar las muestras de agua, asegurando su integridad hasta el análisis en laboratorio.
Conservadora con gel refrigerante	Para mantener las muestras a temperatura controlada (<6 °C) durante el transporte.
Preservantes químicos (HNO₃, entre otros)	Para estabilizar los parámetros fisicoquímicos y evitar alteraciones en los metales pesados.
Software	SIG (ArcGis 10.4), Microsoft Office

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Presentación y análisis de resultados de laboratorio

El análisis de los resultados de laboratorio constituyó una etapa fundamental en la evaluación de la calidad del agua, ya que permite interpretar de manera integral el comportamiento de los parámetros físico-químicos y su relación con las fuentes de contaminación presentes en el área de estudio. En esta sección se examinan los datos obtenidos a partir de las muestras recolectadas en las estaciones de monitoreo establecidas a lo largo del río San Pablo, considerando las condiciones hidrológicas propias de las épocas de estiaje y lluvias.

Objetivo específico 1. Caracterizar los parámetros físicos del agua del río San Pablo y comparar sus valores con los estándares ambientales vigentes mediante el cálculo del Factor de Excedencia (EF)

4.1.1. Características Físico-Químicas del Agua

Tabla 5.
Parámetros físicos del río San Pablo en época de estiaje-diciembre 2024

PARAMETRO	UNIDAD	LCM	M1	M2	M3
pH	Unidad de pH	NA	7.20	6.80	7.00
Temperatura	°C	NA	18.50	20.00	19.00
Conductividad	µS/cm	NA	150.00	1000.00	300.00
TDS	mg/L	2.50	90.00	600.00	180.00
OD (Oxígeno disuelto)	mg/L	0.50	8.00	6.00	7.00
Turbidez	NTU	0.50	5.00	50.00	15.00

4.1.1.1. pH (Acidez del Agua)

El pH en estiaje muestra valores de 7.20 en M1, 6.80 en M2 y 7.00 en M3. Estos valores reflejan que el agua mantiene un carácter levemente neutro en M1, lo cual es típico de cursos de agua sin fuerte influencia antrópica. En M2, el descenso del pH a 6.80 evidencia la influencia del relave, que tiende a liberar compuestos metálicos y sulfuros que generan procesos de acidificación local. En M3, el pH se estabiliza hacia valores próximos a la neutralidad debido al efecto de mezcla entre el aporte relativamente limpio de M1 y el aporte acidificado de M2.

4.1.1.2. Temperatura

La temperatura presenta valores de 18.50 °C en M1, 20.00 °C en M2 y 19.00 °C en M3. El aumento observado en M2 se asocia a dos factores: menor caudal durante el estiaje lo que favorece el calentamiento del agua y la presencia de material de relave, cuya coloración oscura típicamente incrementa la absorción de radiación solar. En M3, la temperatura disminuye ligeramente por el efecto de mezcla, pero se mantiene superior a la registrada en M1, reflejando que la influencia térmica del relave es significativa.

4.1.1.3. Conductividad Eléctrica (CE)

Los valores muestran un contraste marcado: 150 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en M1, 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en M2 y 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ en M3.

La conductividad eléctrica es uno de los indicadores más sensibles de contaminación por relaves. El incremento drástico en M2 refleja la presencia elevada de iones disueltos (metales, sulfatos y carbonatos) provenientes de los relaves expuestos. Este comportamiento es típico en ríos impactados por minería metálica. En M3 la conductividad disminuye, pero se mantiene elevada respecto a M1, evidenciando la persistencia de la carga salina en la zona de confluencia durante el estiaje.

4.1.1.4. TDS (Sólidos Totales Disueltos, mg/L)

Los TDS siguen una dinámica similar a la conductividad: 90 mg/L en M1, 600 mg/L en M2 y 180 mg/L en M3.

Un incremento de TDS indica un aumento en sales disueltas. El valor de 600 mg/L en M2 confirma la fuerte carga de relaves finos y compuestos solubles que se incorporan al agua. En M3 los sólidos disminuyen por dilución, pero siguen evidenciando impacto ambiental. Durante el estiaje, el bajo caudal agrava este efecto, concentrando aún más los sólidos presentes.

4.1.1.5. Oxígeno Disuelto (OD)

Los valores de OD son 8.00 mg/L en M1, 6.00 mg/L en M2 y 7.00 mg/L en M3. El descenso marcado en M2 indica que los relaves aumentan la demanda bioquímica y química de oxígeno del agua. Esto puede deberse a la oxidación de sulfuros metálicos, un proceso que consume oxígeno y reduce la capacidad autodepurativa del río. Los valores en M3 muestran una recuperación parcial, aunque todavía por debajo del nivel de M1, reflejando que la mezcla aún no compensa la pérdida de oxígeno causada por la descarga del relave.

4.1.1.6. Turbidez (NTU)

Los resultados indican turbidez de 5 NTU en M1, 50 NTU en M2 y 15 NTU en M3. La turbidez elevada en M2 está directamente relacionada con la presencia de partículas finas de relave en suspensión, típicas de zonas con actividad minera. Este incremento afecta la penetración de luz, disminuye la fotosíntesis y altera los hábitos ecológicos de organismos acuáticos. En M3 se observa una disminución por dilución, aunque la turbidez continua siendo superior a M1, demostrando que durante el estiaje el río tiene poca capacidad de dispersión de sólidos suspendidos.

Tabla 6.*Parámetros físicos del río San Pale en época de lluvia-marzo 2025*

PARAMETRO	UNIDAD	LCM	M1	M2	M3
pH	Unidad de pH	NA	7.00	6.50	6.80
Temperatura	°C	NA	16.00	18.50	17.50
Conductividad	µS/cm	NA	100.00	800.00	200.00
TDS	mg/L	2.50	60.00	500.00	120.00
OD (Oxígeno disuelto)	mg/L	0.50	9.00	7.00	8.00
Turbidez	NTU	0.50	10.00	150.00	40.00

4.1.1.7. pH

El pH durante la época de lluvia muestra valores de 7.00 en M1, 6.50 en M2 y 6.80 en M3. En M1 el valor se mantiene neutro, típico de un sistema no impactado. En M2 el pH disminuye a 6.50 debido al arrastre de material de relave, cuyos sulfuros al oxidarse generan acidez. La lluvia aumenta el transporte de partículas y metales, facilitando la disminución del pH. En M3 se observa una ligera recuperación (6.80), reflejando el efecto de mezcla y la dilución propia de la temporada húmeda.

4.1.1.8. Temperatura (°C)

La temperatura varía desde 16.00 °C en M1, 18.50 °C en M2 hasta 17.50 °C en M3.

La elevación térmica en M2 puede deberse a la escorrentía superficial que arrastra material oscuro del relave, el cual absorbe más radiación solar y transfiere calor al agua. A diferencia del estiaje, la lluvia genera corrientes más turbulentas que reducen el contraste térmico entre zonas. No obstante, M3 mantiene temperaturas ligeramente superiores a M1, indicando persistencia del influjo térmico desde M2.

4.1.1.9. Conductividad ($\mu\text{S}/\text{cm}$)

Los valores son 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (M1), 800 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (M2) y 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (M3).

La conductividad aumenta significativamente en M2 por la mayor movilidad de iones metálicos y sulfatos provenientes del relave, los cuales se solubilizan con mayor facilidad durante las lluvias. En M3 se reduce por el efecto de dilución, aunque continúa siendo el doble que en M1, lo que demuestra que incluso en época húmeda la carga salina se mantiene elevada.

4.2.2. TDS (mg/L)

Los TDS muestran 60 mg/L en M1, 500 mg/L en M2 y 120 mg/L en M3.

Los sólidos disueltos aumentan drásticamente en M2, producto de la escorrentía que remueve partículas finas del relave y facilita su transporte. Durante la lluvia, la fracción soluble aumenta, favoreciendo la entrada al sistema acuático de metales y sales. M3 vuelve a valores moderados, pero aún superiores a M1, lo cual refleja un impacto persistente.

4.2.2.1. OD (Oxígeno Disuelto)

En la época de lluvia los valores de OD son 9.00 mg/L en M1, 7.00 mg/L en M2 y 8.00 mg/L en M3. En M1 los valores elevados se explican por la mayor turbulencia del agua, que incrementa la aireación. En M2 el valor cae a 7.00 mg/L debido a dos procesos: oxidación de sulfuros del relave, que consume oxígeno, presencia de mayor carga orgánica o inorgánica que aumenta la demanda química.

En M3 se observa una recuperación, aunque sin alcanzar el nivel de M1, indicando una persistente afectación, aunque moderada, por el aporte del relave.

4.2.2.2. Turbidez (NTU)

Los valores son 10 NTU en M1, 150 NTU en M2 y 40 NTU en M3.

La turbidez aumenta considerablemente en M2 debido al arrastre de partículas finas de los relaves y sedimentos activados por la lluvia. Este valor refleja un transporte intenso de sólidos suspendidos que afectan la transparencia del agua y la actividad fotosintética del ecosistema. En M3 la turbidez disminuye súbitamente por dilución, aunque mantiene niveles altos en comparación con M1, evidenciando que la presencia del relave continúa alterando la calidad del agua incluso tras la mezcla.

4.1.2. Análisis comparativo de datos fisicoquímicos

4.1.2.1. pH del río San Pablo

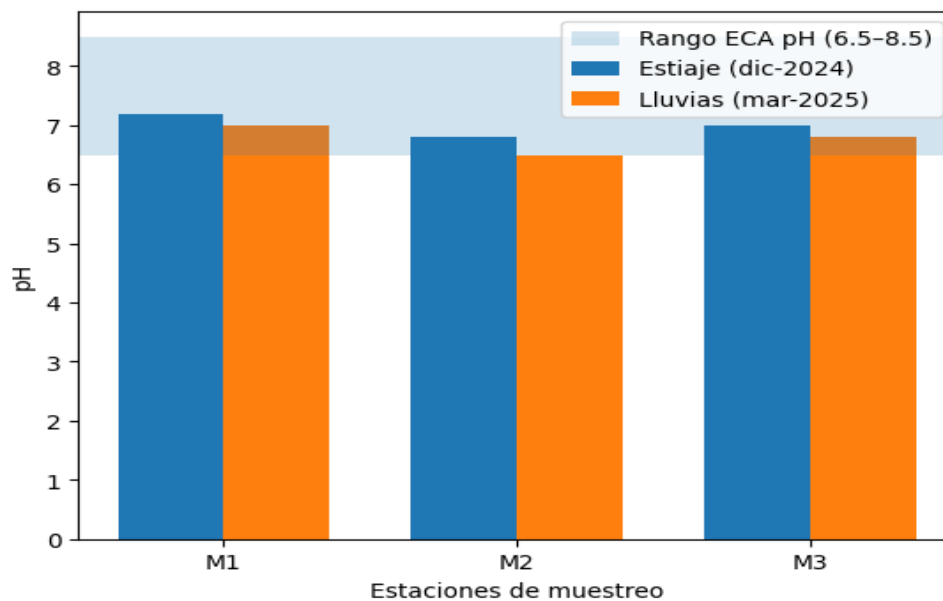
Los valores de pH registrados en las estaciones M1, M2 y M3, tanto en época de estiaje como en época de lluvias, se encuentran dentro del rango permisible establecido por los Estándares de Calidad Ambiental para Agua del Perú (pH entre 6,5 y 8,5). Esta condición indica que el sistema hídrico mantiene un adecuado equilibrio ácido-base, probablemente asociado a la capacidad amortiguadora natural del agua y a la litología dominante de la cuenca. La ligera disminución del pH observada en la estación M2 durante la época de lluvias puede atribuirse al incremento de la escorrentía superficial y al aporte de materiales finos y sustancias disueltas provenientes de áreas adyacentes al cauce. No obstante, estas variaciones no alcanzan niveles críticos, por lo que no representan un riesgo inmediato para los usos establecidos en la normativa ambiental.

Al contrastar estos resultados con investigaciones desarrolladas en contextos de drenaje ácido de mina de alta intensidad, se observan diferencias sustanciales. En sistemas como el río Odiel en España (Olías et al., 2024), donde el pH desciende a valores extremadamente ácidos (1.4–4.0), la generación de acidez por oxidación de sulfuros supera ampliamente la capacidad de neutralización natural del medio. En el caso del río San Pablo, la ausencia de valores críticos sugiere que, aunque existen pasivos mineros en el área, estos no estarían generando actualmente una descarga ácida sostenida comparable a la reportada en la Faja Pirítica Ibérica.

En el contexto nacional, investigaciones desarrolladas en cuencas con actividad minera activa, como la del río San Juan en Cerro de Pasco (Bautista Baygorrea, 2021), registran valores de pH entre 4.0 y 5.8, reflejando procesos avanzados de alteración química. Asimismo, en la microcuenca Mesa de Plata (Quispe Mamani, 2019), se documentaron condiciones ácidas asociadas a pasivos mineros expuestos. Frente a estos antecedentes, el comportamiento del río San Pablo revela una menor intensidad de afectación ácido-mineral, lo que podría atribuirse a diferencias en volumen de relaves, características mineralógicas o condiciones hidrológicas locales.

Figura 4

Variación del pH en las estaciones de muestreo del río San Pablo durante las épocas de estiaje y lluvias, en relación con los Estándares de Calidad Ambiental para Agua (categoría 3).

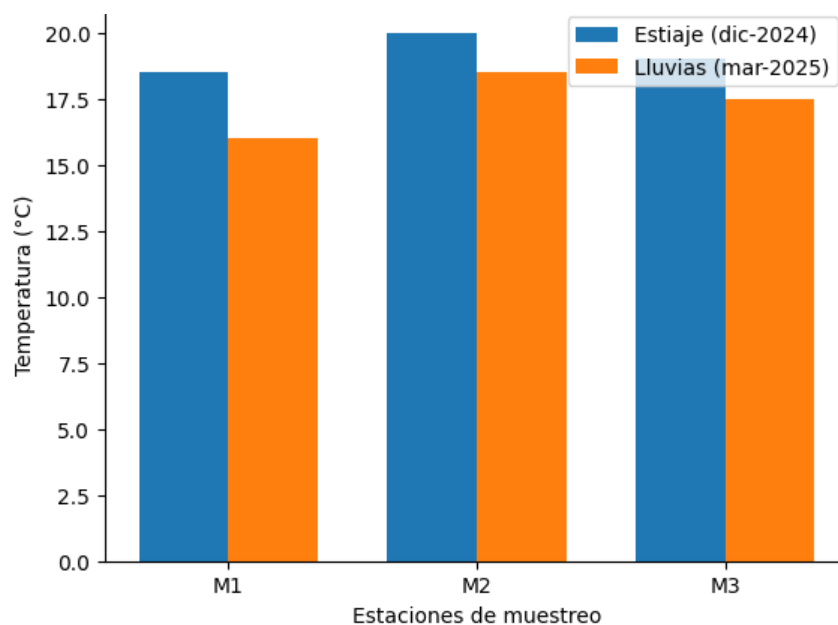


4.1.2.2. Temperatura – Estiaje vs lluvias

La temperatura del agua presenta un comportamiento estacional claramente diferenciado. Durante la época de estiaje, se registran valores ligeramente superiores en todas las estaciones, mientras que en la época de lluvias se observa una disminución generalizada. Este patrón es coherente con el aumento del caudal, la mayor cobertura nubosa y el incremento del intercambio térmico durante el periodo lluvioso. Sin embargo, no cuenta con un umbral específico de comparación directa en el esquema del ECA-Agua utilizado, su análisis resulta relevante debido a su influencia sobre otros parámetros físico-químicos, como la solubilidad del oxígeno disuelto y la velocidad de las reacciones químicas y biológicas en el sistema acuático. Estudios como el de Farkas et al., (2021) demostraron que pequeñas variaciones en pH y temperatura pueden modificar la especiación metálica y su toxicidad en organismos acuáticos. Bajo esta perspectiva, aunque los valores registrados en el presente estudio no muestran anomalías significativas, la temperatura actúa como variable moduladora en la interacción entre agua, sedimentos y metales potencialmente lixiviados desde los relaves

Figura 5

Variación de la temperatura del agua en las estaciones de muestreo del río San Pablo durante las épocas de estiaje y lluvias.



4.2.2.3. Conductividad eléctrica

La conductividad eléctrica evidencia una marcada variabilidad espacial, destacando la estación M2 como el punto con los valores más elevados, especialmente durante la época de estiaje. Este comportamiento sugiere una mayor concentración de sales disueltas, asociada tanto a la reducción del caudal como a posibles aportes antrópicos localizados en el sector.

Durante la época de lluvias, los valores de conductividad disminuyen en las tres estaciones, lo que refleja el efecto de dilución generado por el incremento del volumen de agua. A pesar de las diferencias observadas, los valores registrados se mantienen por debajo del límite establecido por el ECA-Agua, indicando cumplimiento normativo,

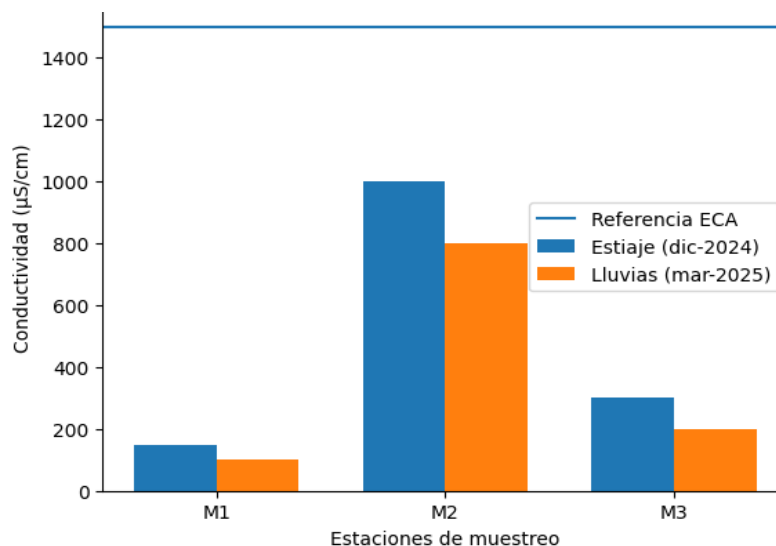
aunque con una presión ambiental moderada en la estación M2 que amerita seguimiento continuo.

A nivel nacional, los resultados guardan similitud parcial con lo reportado por Ruiz Rubio (2023), quien identificó valores elevados de conductividad (874–891 $\mu\text{S}/\text{cm}$) en un contexto con presencia de hierro y aluminio en concentraciones significativas. En ambos casos, la estabilidad del pH no impidió la presencia de una carga iónica considerable, lo que confirma que la conductividad actúa como indicador complementario de procesos de disolución mineral, incluso cuando no existen condiciones de acidez marcada. Sin embargo, en estudios como el de Bautista Baygorrea (2021) y el análisis presentado por Red Muqui (2024), la conductividad elevada se encuentra asociada a condiciones de acidez marcada y superación múltiple de los ECA, reflejando un impacto ambiental de mayor magnitud que el observado en el río San Pablo.

En el ámbito local, investigaciones como las de Neira (2014) y Chirinos Quispe (2018) muestran que la conductividad puede intensificarse cuando existen descargas continuas de origen industrial. En el caso del presente estudio, la variabilidad detectada en M2 no parece responder a vertimientos activos directos, sino a una influencia difusa derivada de pasivos mineros y procesos de concentración estacional.

Figura 6

Conductividad eléctrica del agua en las estaciones de muestreo del río San Pablo durante las épocas de estiaje y lluvias, en relación con el valor de referencia del ECA-Agua.



4.2.2.4. Comparativo TDS

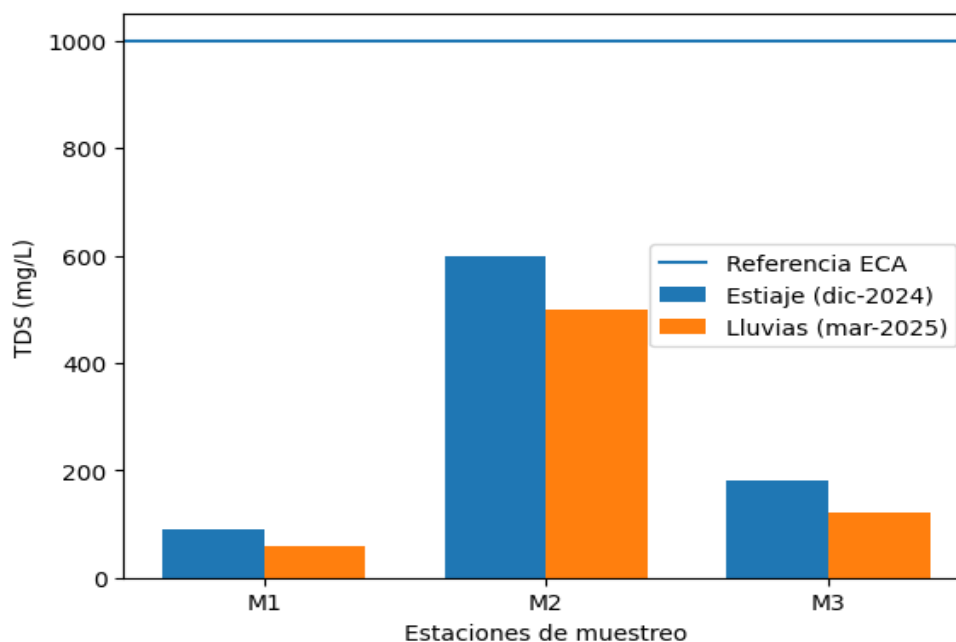
Los sólidos disueltos totales entre estaciones y épocas hidrológicas, utilizando barras agrupadas y una línea de referencia correspondiente al ECA-Agua. El análisis permite evaluar tanto la variabilidad espacial como el cumplimiento normativo.

Los mayores valores de TDS se concentran en la estación M2 durante la época de estiaje, lo que está relacionado con procesos de concentración de solutos debido a la disminución del caudal. En la época de lluvias, los valores disminuyen como consecuencia del efecto de dilución. Si bien no se superan los límites establecidos, la cercanía de los valores de M2 al umbral normativo sugiere la necesidad de vigilancia ambiental continua.

La disminución observada durante la temporada de lluvias confirma el efecto de dilución hidrológica, mecanismo ampliamente documentado en cuencas con antecedentes de actividad minera. En escenarios internacionales como el descrito por Olías et al. (2024) en el río Odiel, los TDS alcanzan niveles considerablemente superiores debido a la intensa generación de sulfatos y metales disueltos derivados del drenaje ácido de mina. En contraste, los valores registrados en el río San Pablo se mantienen dentro de los límites establecidos por la normativa peruana, lo que indica que la mineralización del agua no alcanza niveles críticos, aun cuando existe influencia de pasivos mineros históricos.

Figura 7

Sólidos totales disueltos (TDS) del agua en las estaciones de muestreo del río San Pablo durante las épocas de estiaje y lluvias, en relación con el valor de referencia del ECA-



4.2.2.5. Oxígeno disuelto – Estiaje vs lluvias (con referencia ECA Perú)

El gráfico presenta la concentración de oxígeno disuelto en estiaje y lluvias para cada estación, junto con una línea horizontal que indica el valor mínimo exigido por el ECA-Agua (≥ 4 mg/L). Esta representación permite evaluar directamente la aptitud del agua para el sostenimiento de la vida acuática.

En todas las estaciones y épocas, los valores superan el mínimo normativo, lo que indica condiciones favorables desde el punto de vista ecológico. Se observa un incremento del oxígeno disuelto durante la época de lluvias, asociado a una mayor turbulencia y reoxigenación del agua. La estación M2 presenta los valores más bajos en estiaje, aunque sin alcanzar niveles críticos.

Al contrastar estos resultados con investigaciones internacionales, se observan diferencias relevantes. Gómez et al. (2020) reportaron concentraciones inferiores a 3 mg/L en ríos afectados por minería metálica en Colombia, asociadas a presencia significativa de metales pesados. En dichos escenarios, la reducción del oxígeno disuelto reflejaba un deterioro avanzado del sistema acuático. En comparación, el río San Pablo no presenta indicios de desoxigenación crítica, lo que indica un impacto menos severo desde el punto de vista biogeoquímico.

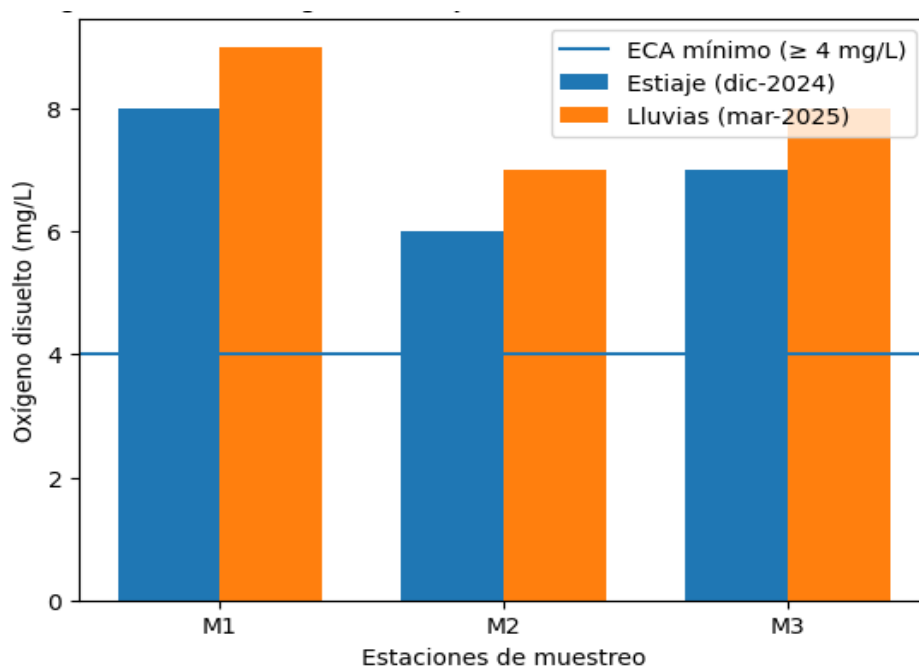
Asimismo, Farkas et al. (2021) señalaron que la interacción entre materia orgánica y metales disueltos puede incrementar la toxicidad bajo condiciones de pH ligeramente ácido y variaciones térmicas, afectando organismos sensibles en etapas tempranas de desarrollo. En el presente estudio, la estabilidad del pH y los niveles adecuados de

oxígeno disuelto sugieren que, aunque puedan existir metales en el sistema, las condiciones fisicoquímicas actuales no favorecen procesos de hipoxia o estrés agudo.

A nivel local, Neira (2014) reportó condiciones de contaminación orgánica asociadas a vertimientos industriales, donde valores elevados de DBO y DQO afectaban indirectamente la disponibilidad de oxígeno disuelto. En el presente análisis, aunque se identifican variaciones estacionales, no se observa una correlación que indique un consumo excesivo de oxígeno por carga orgánica.

Figura 8

Concentración de oxígeno disuelto en las estaciones de muestreo del río San Pablo durante las épocas de estiaje y lluvias, en relación con los Estándares de Calidad Ambiental para Agua (categoría 3).



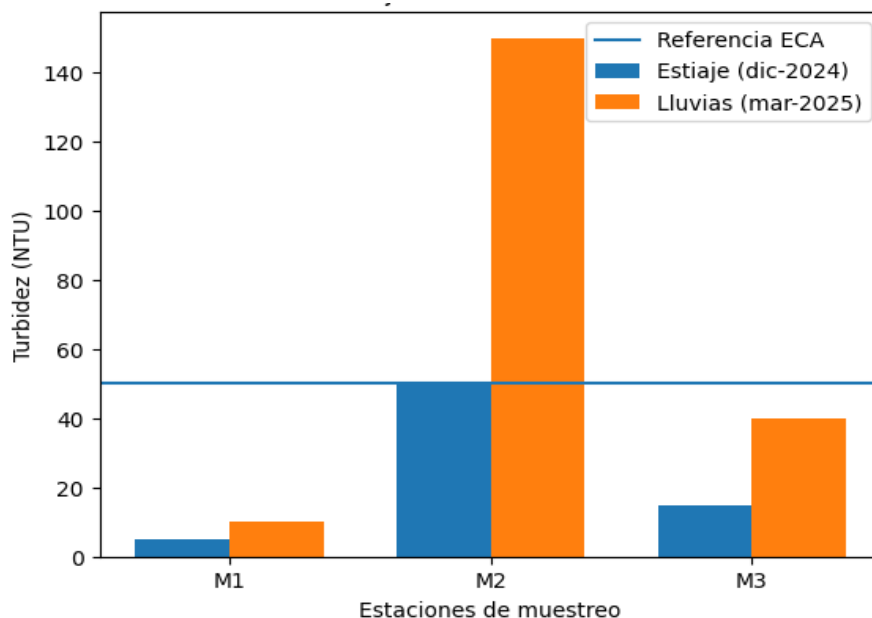
4.2.2.6. Turbidez

La turbidez es el parámetro que muestra la mayor influencia del régimen hidrológico. Durante la época de estiaje, los valores registrados en las tres estaciones se mantienen por debajo de la referencia establecida por el ECA-Agua. En contraste, durante la época de lluvias se observa un incremento significativo, particularmente en la estación M2, donde se supera el valor de referencia. Este comportamiento evidencia el impacto de la escorrentía superficial, el arrastre de sedimentos finos y la remoción de materiales del lecho y las márgenes del río durante eventos de precipitación. La superación del ECA-Agua en la estación M2 durante la época de lluvias identifica a este sector como el punto de mayor vulnerabilidad ambiental del tramo evaluado del río San Pablo. En ese sentido, el incremento de turbidez en M2 durante lluvias no solo implica mayor material en suspensión, sino también un posible aumento del transporte de contaminantes adsorbidos a partículas finas. De manera complementaria, Olías et al. (2024) documentaron que en sistemas afectados por drenaje ácido de mina, la movilización de sedimentos finos incrementa la carga metálica total en la columna de agua, especialmente durante eventos de alto flujo.

A nivel nacional, investigaciones como las de Bautista Baygorrea (2021) y Red Muqui (2024) han señalado que en cuencas con pasivos mineros activos, los eventos de lluvia intensifican la liberación de sólidos y metales, exacerbando la degradación del recurso hídrico. Asimismo, en el ámbito local, Quispe Mamani (2019) reportó altos contenidos de sólidos en suspensión en microcuencas con pasivos mineros expuestos, evidenciando procesos similares de arrastre estacional.

Figura 9

Turbidez del agua en las estaciones de muestreo del río San Pablo durante las épocas de estiaje y lluvias, en relación con el valor de referencia del ECA-Agua.



Objetivo específico 2. Analizar los parámetros químicos del agua del Río San Pablo

4.3. Concentración de metales

Durante el muestreo realizado en el mes de diciembre (época de estiaje), se evaluaron los niveles de concentración de diversos elementos químicos en tres puntos estratégicos del río San Pablo: M1 (parte alta, zona de control), M2 (frente al relave minero de Paredones) y M3 (zona de confluencia aguas abajo). Los resultados obtenidos evidencian un comportamiento diferenciado entre los puntos de monitoreo, mostrando un incremento significativo de metales y elementos traza en M2, seguido de una disminución parcial en la confluencia (M3), donde el caudal reduce la concentración por mezcla y procesos de dilución natural.

En la parte alta del río (M1), las concentraciones se mantuvieron por debajo del Límite de Concentración Mínimo (LCM) en la mayoría de parámetros, lo que indica una condición base poco alterada. Elementos como plata, berilio, bismuto, cerio, cromo, molibdeno, níquel, antimonio y selenio no presentaron valores detectables, mientras que metales como hierro (17.06 mg/L), manganeso (13.45 mg/L), sodio (31.63 mg/L) y azufre (196.20 mg/L) mostraron presencias naturales vinculadas al aporte litogénico del cauce.

En contraste, el punto M2 (relave) reveló concentraciones anómalas en casi todos los metales pesados analizados, particularmente en aluminio (1,140,000 mg/L), arsénico (72.35 mg/L), cobre (271.17 mg/L), hierro (1,100.50 mg/L), manganeso (176.75 mg/L) y vanadio (604.50 mg/L), los cuales superan ampliamente los valores de referencia establecidos en el Decreto Supremo N.º 004-2017-MINAM (ECA-Agua, categoría 3: conservación del ambiente acuático).

Este patrón confirma una alta influencia del drenaje ácido de mina (DAM) generado por los relaves mineros, donde la oxidación de sulfuros metálicos incrementa la carga de iones metálicos disueltos. Asimismo, la alta conductividad y turbidez observadas en campo son consistentes con procesos de lixiviación y arrastre de partículas finas mineralizadas.

En el punto de confluencia (M3), las concentraciones disminuyeron de manera considerable respecto al punto de impacto, aunque aún se mantienen por encima del nivel natural del control. Elementos como arsénico (22.97 mg/L), aluminio (614,246 mg/L) y manganeso (12.45 mg/L) muestran una tendencia a la reducción, atribuible al proceso de dilución fluvial y precipitación parcial de metales. No obstante, los niveles continúan siendo representativos de una contaminación persistente, ya que el caudal reducido durante el estiaje limita la capacidad de dispersión y la autodepuración del río.

Respecto a los elementos no metálicos, el azufre (S) mantuvo altos niveles tanto en M2 (3808.50 mg/L) como en M3 (195.33 mg/L), reflejando la disolución de minerales sulfatos provenientes del material de relave. El silicio (Si) y la sílice (SiO₂) también presentaron incrementos en la zona de impacto (47.62 y 101.87 mg/L, respectivamente), posiblemente vinculados a la erosión de matrices silicatadas del depósito.

Tabla 7.

Resultados de la concentración de metales pesados en muestra de agua en época de estiaje

Parámetro	Unidad	LCM	M1	M2	M3
			Parte alta	Relave	Confluencia
Plata (Ag)	mg/L	0.019	<LCM	0.043	0.0117
Aluminio (Al)	mg/L	0.023	6.388	1140.000	614246.206
Arsénico (As)	mg/L	0.005	0.735	72.350	22.966
Bario (Ba)	mg/L	0.026	0.037	1.310	0.012
Boro (B)	mg/L	0.046	0.255	0.270	0.236
Berilio (Be)	mg/L	0.005	<LCM	0.012	<LCM
Bismuto (Bi)	mg/L	0.016	<LCM	0.048	<LCM
Calcio (Ca)	mg/L	0.124	153.600	336.750	151.500
Cadmio (Cd)	mg/L	0.002	0.675	5.765	0.589
Cerio (Ce)	mg/L	0.004	<LCM	<LCM	<LCM
Cobalto (Co)	mg/L	0.002	0.029	1.355	0.032
Cromo (Cr)	mg/L	0.006	<LCM	0.029	<LCM
Cobre (Cu)	mg/L	0.018	0.126	271.170	0.106
Hierro (Fe)	mg/L	0.018	17.060	1100.500	15.060
Potasio (K)	mg/L	0.051	8.603	29.105	8.002
Litio (Li)	mg/L	0.005	0.014	1.165	0.009
Magnesio (Mg)	mg/L	0.019	56.040	597.500	55.362
Manganeso (Mn)	mg/L	0.003	13.450	176.750	12.450
Molibdeno (Mo)	mg/L	0.002	<LCM	0.002	<LCM
Sodio (Na)	mg/L	0.026	31.630	20.300	30.630
Níquel (Ni)	mg/L	0.004	<LCM	0.229	<LCM
Fósforo (P)	mg/L	0.024	0.517	7.525	0.502
Plomo (Pb)	mg/L	0.005	0.269	4.065	0.163
Azufre (S)	mg/L	0.019	196.200	3808.50	195.325
Antimonio (Sb)	mg/L	0.005	<LCM	<LCM	<LCM
Selenio (Se)	mg/L	0.009	<LCM	0.047	<LCM
Silicio (Si)	mg/L	0.009	12.430	47.625	11.430
Estroncio (Sr)	mg/L	0.009	0.207	4.163	0.103
Estaño (Sn)	mg/L	0.005	0.536	0.565	0.206
Titanio (Ti)	mg/L	0.004	0.032	0.043	0.014
Talio (Tl)	mg/L	0.002	0.006	0.004	0.004
Uranio (U)	mg/L	0.002	0.026	1.560	0.013
Vanadio (V)	mg/L	0.004	26.518	604.500	26.421
Sílice (SiO2)	mg/L	2.223	26.588	101.870	23.963

Fuente: Laboratorio Regional del Agua (2024-2025)

En la parte alta (M1), los niveles de la mayoría de los metales se encontraron por debajo del Límite de Concentración Mínimo (LCM), lo que refleja un ambiente poco intervenido y representativo de las condiciones naturales del sistema. Los valores detectables en algunos elementos, como aluminio (0.523 mg/L), calcio (11.160 mg/L), magnesio (3.564 mg/L) y sodio (1.193 mg/L), se asocian de acuerdo proveniente de la disolución de minerales presentes en el lecho rocoso. Otros elementos, como plata, berilio, bismuto, cromo, molibdeno, níquel, antimonio y selenio, no superaron el nivel de detección analítica, lo que confirma la ausencia de fuentes antrópicas directas en el sector de cabecera.

En el punto M2 (relave) se registraron las concentraciones más elevadas de la totalidad de los parámetros evaluados, destacando especialmente los valores de aluminio (228.000 mg/L), arsénico (14.470 mg/L), hierro (220.100 mg/L), manganeso (35.350 mg/L) y zinc (120.900 mg/L), los cuales superan ampliamente los límites establecidos por los Estándares de Calidad Ambiental para Agua (ECA-Agua, DS N.º 004-2017-MINAM). Este comportamiento confirma la influencia directa del drenaje ácido de mina (DAM) generado por los relaves mineros, producto de los procesos de oxidación de sulfuros metálicos que liberan iones metálicos al medio acuático.

Durante la campaña se observó que las aguas en este punto presentaban una ligera coloración amarillenta y elevada turbidez, indicadores visuales de alta carga de sólidos disueltos y materia coloidal.

En la confluencia (M3), las concentraciones de la mayoría de los metales disminuyeron significativamente respecto al punto de impacto, aunque se mantuvieron por encima de los valores registrados en el punto de control. Este descenso se debe al efecto de dilución generado por el

incremento del caudal durante la temporada de lluvias, lo cual reduce la concentración de metales disueltos. Por ejemplo, el arsénico descendió de 14.470 mg/L en M2 a 0.073 mg/L en M3, el hierro de 220.100 mg/L a 1.706 mg/L, y el zinc de 120.900 mg/L a 2.651 mg/L, evidenciando una clara tendencia de atenuación natural.

Sin embargo, la persistencia de valores detectables en arsénico, plomo, cadmio y manganeso demuestra que el proceso de autodepuración del río no logra neutralizar completamente la carga metálica, especialmente bajo condiciones hidrológicas intensas.

Respecto a los elementos no metálicos y alcalinotérreos, como calcio (Ca), magnesio (Mg), sodio (Na) y potasio (K), también se observó un incremento notorio en el punto de relave (M2), seguido de una disminución hacia la confluencia. Este comportamiento está asociado a la liberación de cationes durante la disolución de minerales carbonatados y silicatos presentes en el material del relave. El azufre (S) mostró una concentración máxima en M2 (761.300 mg/L),

Tabla 8.
Resultados de la concentración de metales pesados en muestra de agua en época de lluvia

Parámetro	Unidad	LCM (mg/L)	Parte alta	Relave (mg/L)	Confluencia
Plata (Ag)	mg/L	0.019	<LCM	<LCM	<LCM
Aluminio (Al)	mg/L	0.023	0.523	228.000	0.639
Arsénico (As)	mg/L	0.005	0.023	14.470	0.073
Boro (B)	mg/L	0.026	<LCM	0.262	<LCM
Bario (Ba)	mg/L	0.004	0.010	0.054	0.026
Berilio (Be)	mg/L	0.003	<LCM	<LCM	<LCM
Bismuto (Bi)	mg/L	0.016	<LCM	<LCM	<LCM
Calcio (Ca)	mg/L	0.124	11.160	67.350	15.360
Cadmio (Cd)	mg/L	0.002	0.038	1.153	0.068
Cerio (Ce)	mg/L	0.004	<LCM	<LCM	<LCM
Cobalto (Co)	mg/L	0.002	0.001	0.271	0.003
Cromo (Cr)	mg/L	0.003	<LCM	0.006	<LCM
Cobre (Cu)	mg/L	0.018	<LCM	5.434	<LCM
Hierro (Fe)	mg/L	0.023	1.006	220.100	1.706
Potasio (K)	mg/L	0.051	0.260	5.830	0.860
Litio (Li)	mg/L	0.005	<LCM	0.213	<LCM
Magnesio (Mg)	mg/L	0.019	3.564	119.500	5.604
Manganeso (Mn)	mg/L	0.003	0.245	35.350	1.345
Molibdeno (Mo)	mg/L	0.002	<LCM	0.003	<LCM
Sodio (Na)	mg/L	0.026	1.193	4.060	3.163
Níquel (Ni)	mg/L	0.006	<LCM	0.046	<LCM
Fósforo (P)	mg/L	0.024	0.002	1.505	0.052
Plomo (Pb)	mg/L	0.004	0.017	0.817	0.027
Azufre (S)	mg/L	0.091	16.960	761.300	19.620
Antimonio (Sb)	mg/L	0.005	<LCM	<LCM	<LCM
Selenio (Se)	mg/L	0.007	<LCM	<LCM	<LCM
Silicio (Si)	mg/L	0.104	0.163	9.525	1.243
Estaño (Sn)	mg/L	0.007	<LCM	<LCM	<LCM
Estroncio (Sr)	mg/L	0.003	0.044	0.113	0.054
Titanio (Ti)	mg/L	0.004	<LCM	0.009	<LCM
Talio (Tl)	mg/L	0.003	<LCM	<LCM	<LCM
Uranio (U)	mg/L	0.004	<LCM	<LCM	<LCM
Vanadio (V)	mg/L	0.004	<LCM	0.312	<LCM
Zinc (Zn)	umg/L	0.018	1.9610	120.900	2.651

Fuente: Laboratorio Regional del Agua (2024-2025)

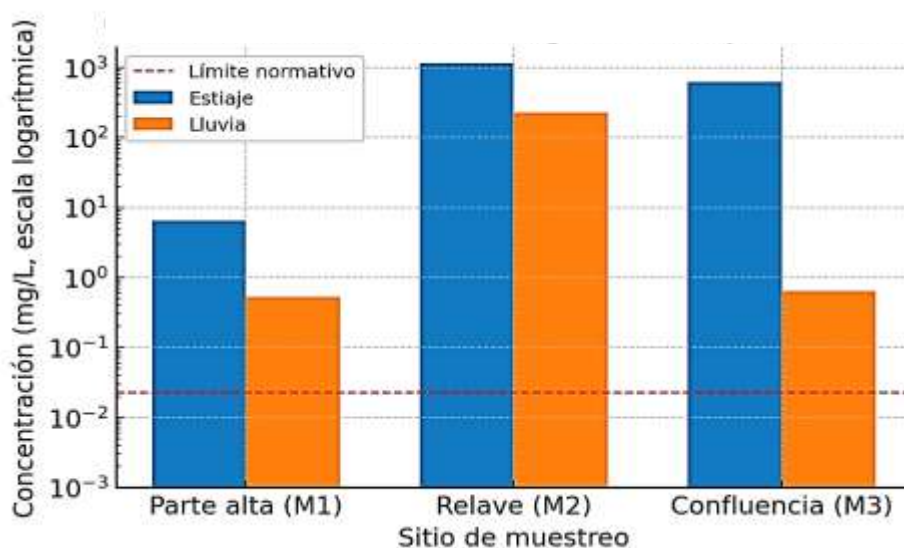
Para el desarrollo del análisis de resultados, los metales pesados fueron evaluados de manera individual, considerando la variación de sus concentraciones en función de los diferentes puntos de muestreo establecidos a lo largo del tramo de estudio. Posteriormente, los resultados analíticos serán contrastados con los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Agua, correspondientes a la Categoría 3, según lo dispuesto en el D.S. N.º 004-2017-MINAM, específicamente en sus subcategorías D1 (Riego de Vegetales de Tallo Bajo y Alto) y D2 (Bebida de Animales).

4.3.1. Aluminio

En la época seca, el Al muestra concentraciones extremadamente altas en el punto de relave M2 (se registraron concentraciones elevadas del orden de 1140 mg/L), superando por órdenes de magnitud el límite de calidad de 0.023 mg/L (línea roja). Incluso en la confluencia M3 (se registraron concentraciones elevadas del orden de 614 mg/L) se observan niveles altos, indicativo de contaminación transportada río abajo, mientras que en la parte alta M1 (6.39 mg/L) el Al presenta un valor mucho menor pero aún mayor al límite. En la temporada de lluvias, las concentraciones de Al bajan drásticamente en M1 (0.523 mg/L) y M3 (0.639 mg/L). Sin embargo, en M2 durante lluvias el Al sigue muy alto (228 mg/L), menor que en estiaje por efecto de dilución pluvial, pero todavía por encima del criterio normativo. Estos resultados reflejan que el Al es uno de los contaminantes más críticos, especialmente asociado a los efluentes del relave, manteniendo concentraciones tóxicas extremas en época seca y aún muy altas en época húmeda.

Figura 10.

Comparación de las concentraciones de aluminio (Al) con los Estándares de Calidad Ambiental para-Agua, categoría 3, en los puntos de muestreo del río San Pablo.

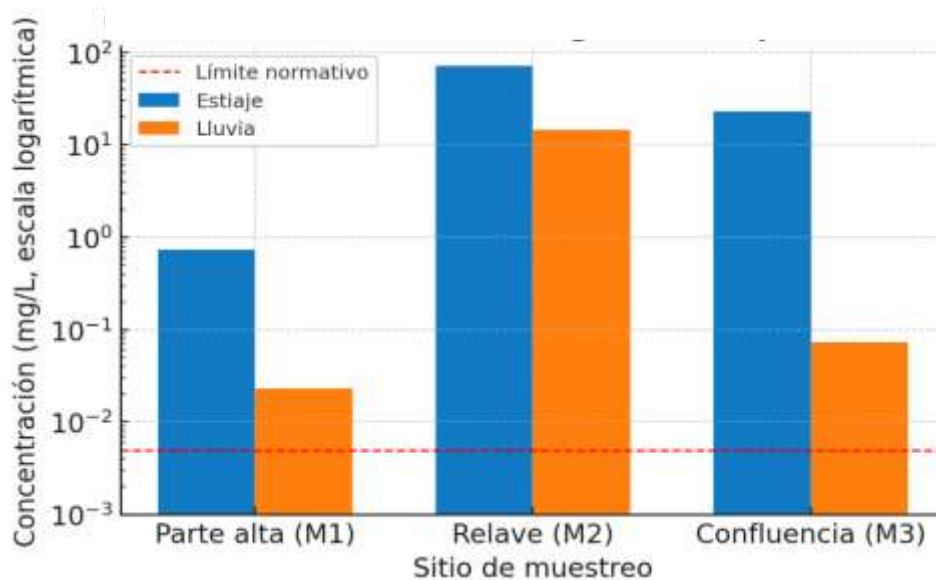


4.2.2.2. Arsénico (As)

En la época seca, el As presenta concentraciones elevadas, particularmente en la estación M2 asociada al relave, donde se registraron concentraciones elevadas del orden de 72 mg/L, superando por varios órdenes de magnitud el límite de calidad ambiental establecido para agua (0.005 mg/L). En la confluencia M3 se registraron concentraciones del orden de 23 mg/L, evidenciando la dispersión del contaminante aguas abajo. Incluso en la parte alta M1, las concentraciones del orden de 0.7 mg/L superan ampliamente el criterio normativo, lo que sugiere la presencia de aportes adicionales o contaminación difusa. Durante la época de lluvias, las concentraciones de As disminuyen de manera significativa debido al efecto de dilución, registrándose valores del orden de 14 mg/L en M2 y del orden de 0.07 mg/L en M3; sin embargo, estos valores continúan superando el ECA-Agua, confirmando que el AS constituye un contaminante persistente y de alto riesgo ambiental en el área de estudio.

Figura 11

Comparación de las concentraciones de Arsénico (As) con los Estándares de Calidad Ambiental para Agua, categoría 3, en los puntos de muestreo del río San Pablo.

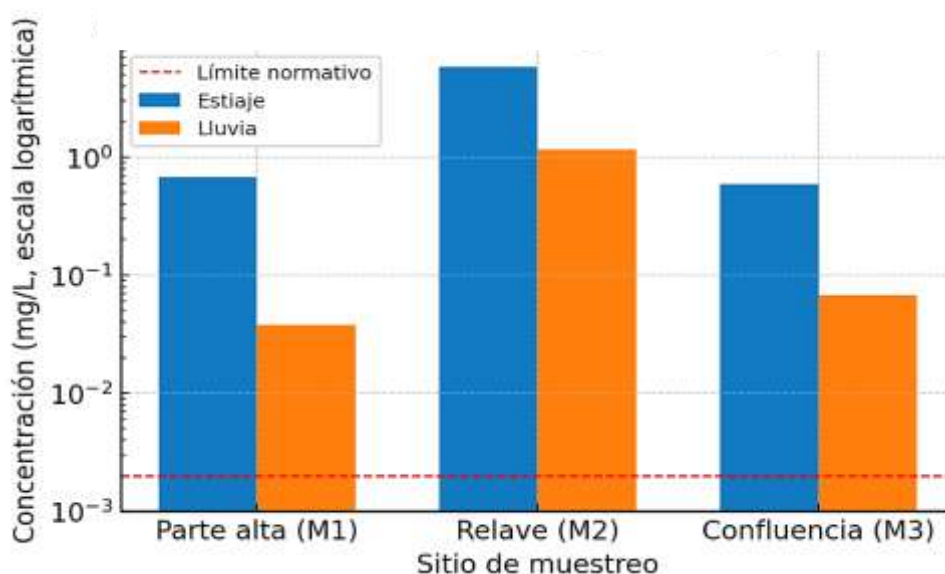


4.2.2.3. Cadmio (Cd)

Durante la época de estiaje, el cadmio alcanza concentraciones elevadas en todas las estaciones evaluadas, destacando la estación M2, donde se registraron concentraciones del orden de 5.8 mg/L, superando ampliamente el límite permisible de 0.002 mg/L. En la confluencia M3 se observaron concentraciones del orden de 0.6 mg/L, mientras que en la parte alta M1 se registraron valores del orden de 0.7 mg/L, lo que evidencia una afectación generalizada del sistema hídrico. En la época de lluvias, las concentraciones de cadmio disminuyen considerablemente por efecto de dilución, registrándose valores del orden de 1.2 mg/L en M2 y del orden de 0.07 mg/L en M3; no obstante, incluso estos valores continúan excediendo el estándar de calidad ambiental, indicando que el cadmio representa un riesgo ambiental significativo en ambas épocas hidrológicas.

Figura 12

Comparación de las concentraciones de Cadmio (Cd) con los Estándares de Calidad Ambiental para Agua, categoría 3, en los puntos de muestreo del río San Pablo.

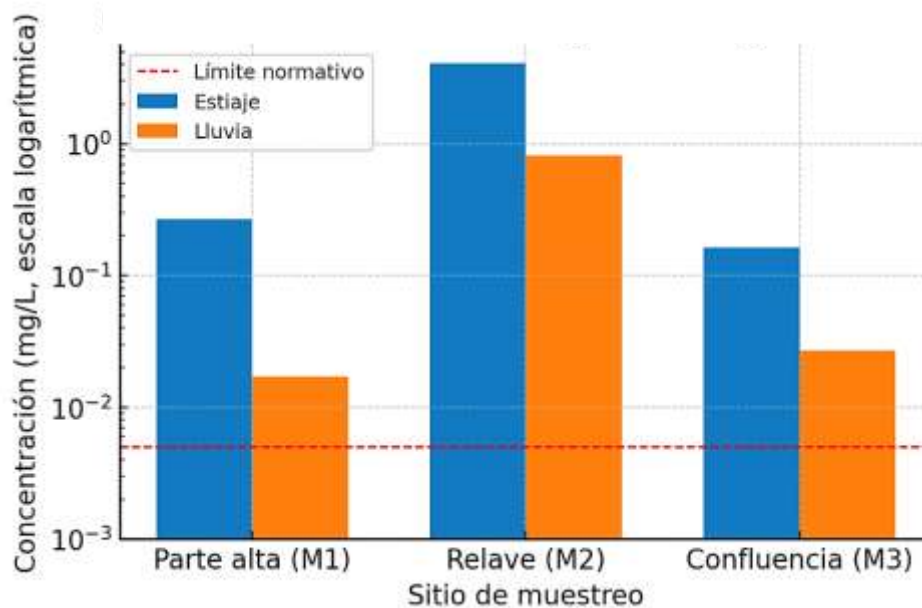


4.2.2.4. Plomo (Pb)

En la época seca, el plomo presenta concentraciones elevadas, especialmente en la estación M2, donde se registraron concentraciones del orden de 4.1 mg/L, superando ampliamente el límite de calidad ambiental de 0.005 mg/L. En la confluencia M3 se registraron concentraciones del orden de 0.16 mg/L, mientras que en la parte alta M1 se observaron valores del orden de 0.27 mg/L, lo que evidencia la dispersión del contaminante a lo largo del cauce. Durante la época de lluvias, las concentraciones de plomo disminuyen de manera notable, alcanzando valores del orden de 0.82 mg/L en M2 y del orden de 0.03 mg/L en M3; sin embargo, estas concentraciones aún superan el estándar normativo, confirmando una afectación persistente del cuerpo de agua.

Figura 13

Comparación de las concentraciones de Cadmio (Cd) con los Estándares de Calidad Ambiental para Agua, categoría 3, en los puntos de muestreo del río San Pablo.

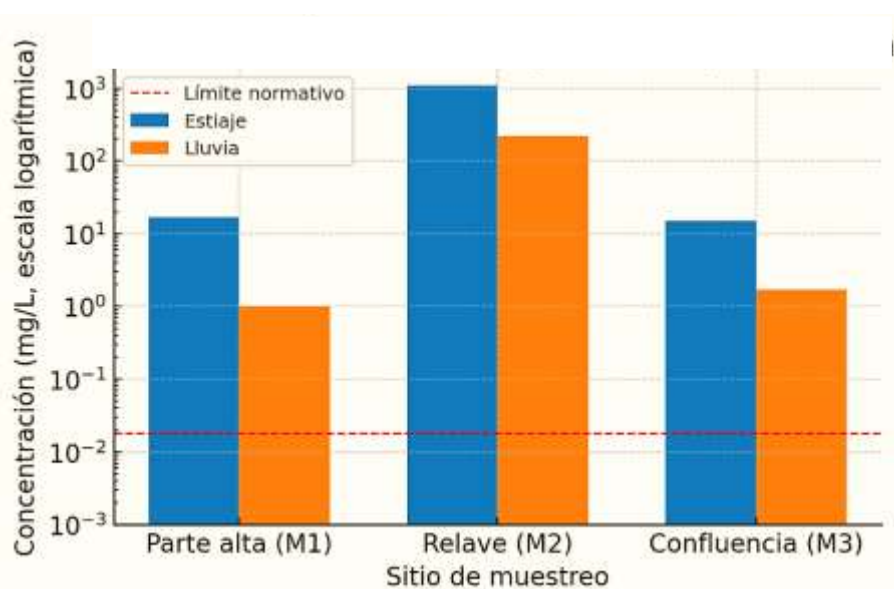


4.2.2.5. Hierro (Fe)

El hierro presenta concentraciones extremadamente elevadas durante la época de estiaje, particularmente en la estación M2, donde se registraron concentraciones del orden de 1 100 mg/L, superando de forma muy significativa el límite de calidad ambiental de 0.018 mg/L. En la confluencia M3 se observaron concentraciones del orden de 15 mg/L, mientras que en la parte alta M1 se registraron valores del orden de 17 mg/L, lo que evidencia una elevada carga de hierro a lo largo del sistema fluvial. Durante la época de lluvias, las concentraciones disminuyen debido al incremento del caudal, registrándose valores del orden de 220 mg/L en M2 y del orden de 1.7 mg/L en M3; no obstante, los niveles continúan siendo muy superiores al estándar, confirmando que el hierro constituye uno de los principales metales asociados al impacto del relave minero.

Figura 14

Comparación de las concentraciones de Hierro (Fe) con los Estándares de Calidad Ambiental para Agua, categoría 3, en los puntos de muestreo del río San Pablo.

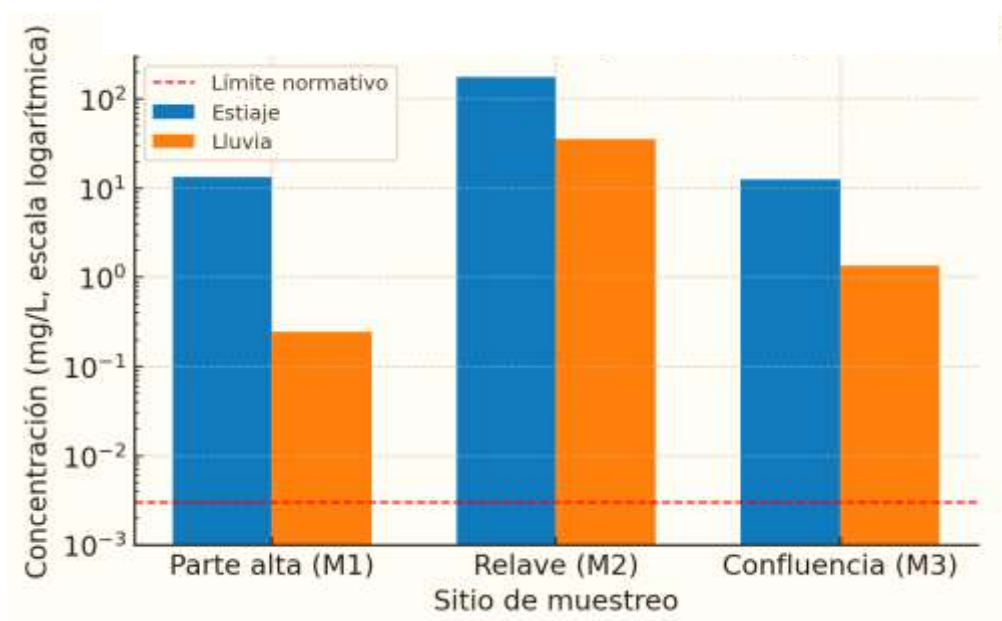


4.2.2.6. Manganeso (Mn)

Durante la época de estiaje, el manganeso alcanza concentraciones extremadamente elevadas en la estación M2, con valores del orden de 177 mg/L, superando ampliamente el límite de calidad ambiental de 0.003 mg/L. En la confluencia M3 se registraron concentraciones del orden de 12 mg/L, mientras que en la parte alta M1 se observaron valores del orden de 13 mg/L, evidenciando una fuerte influencia tanto de procesos naturales como antrópicos. En la época de lluvias, las concentraciones de manganeso disminuyen de manera considerable, alcanzando valores del orden de 35 mg/L en M2 y del orden de 1.3 mg/L en M3; sin embargo, estos valores continúan excediendo ampliamente el estándar normativo, indicando un riesgo ambiental persistente.

Figura 15

Comparación de las concentraciones de Manganeso (Mn) con los Estándares de Calidad Ambiental para Agua, categoría 3, en los puntos de muestreo del río San Pablo.

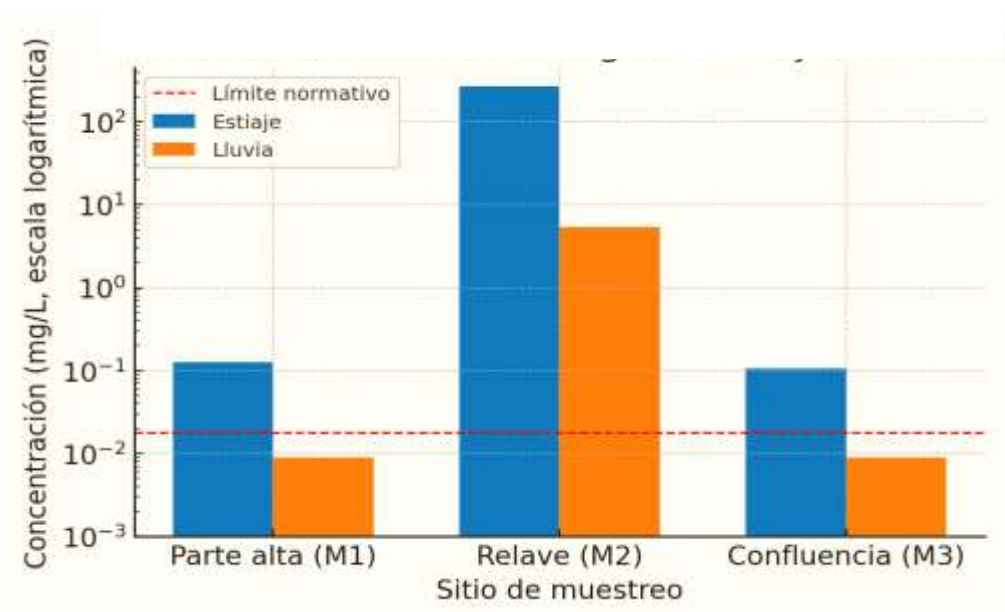


4.2.2.7. Cobre (Cu)

En la época de estiaje, el cobre presenta concentraciones extremadamente elevadas en la estación M2, donde se registraron valores del orden de 271 mg/L, superando ampliamente el límite de calidad ambiental de 0.018 mg/L. En la confluencia M3 se observaron concentraciones del orden de 0.11 mg/L, mientras que en la parte alta M1 se registraron valores del orden de 0.13 mg/L, lo que sugiere aportes adicionales al sistema. Durante la época de lluvias, las concentraciones de cobre disminuyen de manera significativa, registrándose valores del orden de 5.4 mg/L en M2, mientras que en M1 y M3 los valores descienden a niveles cercanos o inferiores al límite de detección, evidenciando el efecto de dilución y la reducción de la movilidad del metal fuera de la zona del relave.

Figura 16

Comparación de las concentraciones de Manganeso (Mn) con los Estándares de Calidad Ambiental para Agua, categoría 3, en los puntos de muestreo del río San Pablo.

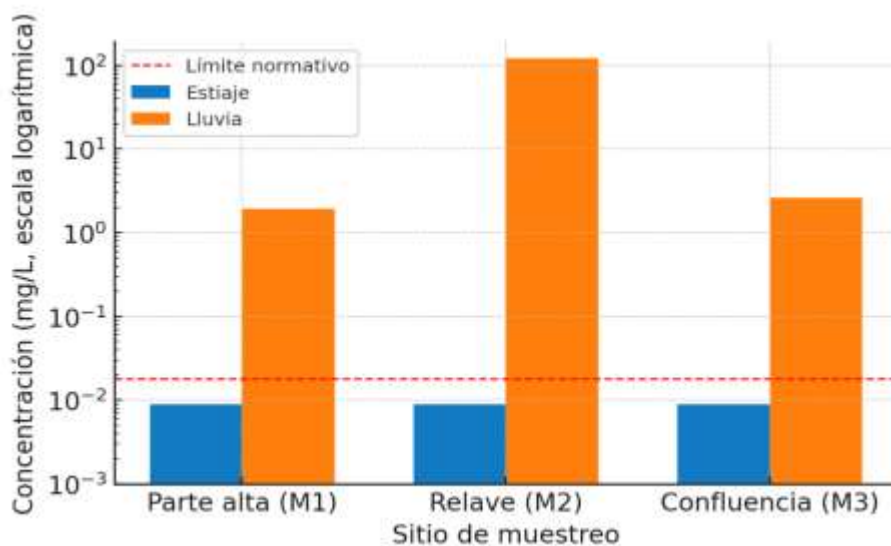


4.2.2.8. Zinc (Zn)

El zinc presenta un comportamiento diferenciado respecto a otros metales evaluados. Durante la época de estiaje, las concentraciones se mantuvieron por debajo del límite de cuantificación analítica en todas las estaciones. Sin embargo, durante la época de lluvias se registró un incremento significativo, especialmente en la estación M2, donde se alcanzaron concentraciones elevadas del orden de 121 mg/L, superando ampliamente el límite de calidad ambiental de 0.018 mg/L. En la confluencia M3 y en la parte alta M1 se observaron concentraciones del orden de 2.7 mg/L y 2.0 mg/L, respectivamente, lo que indica una mayor movilización del zinc asociada a la escorrentía superficial y al arrastre de materiales durante eventos de precipitación.

Figura 17

Comparación de las concentraciones de Zinc (Zn) con los Estándares de Calidad Ambiental para Agua, categoría 3, en los puntos de muestreo del río San Pablo.



Luego de analizar de manera individual el comportamiento de las concentraciones de metales pesados en las estaciones de muestreo y en ambas épocas hidrológicas, se incorporó el Factor de Excedencia (EF) como una herramienta de evaluación integrada. Este indicador permitió cuantificar de forma directa la magnitud con la que cada metal supera los Estándares de Calidad Ambiental para Agua, expresando el grado de incumplimiento normativo en términos comparables.

El Factor de Excedencia (EF) se calculó como la razón entre la concentración medida de cada metal pesado y el valor establecido en los Estándares de Calidad Ambiental para Agua del Perú. Este indicador permite cuantificar el grado de incumplimiento normativo de manera directa, expresando cuántas veces un determinado metal supera el límite permisible. Un valor de EF igual a uno indica cumplimiento del estándar, mientras que valores superiores a la unidad evidencian excedencias, cuya magnitud refleja la severidad del impacto ambiental asociado.

Ecuación del Factor de Excedencia

El Factor de Excedencia se calculó mediante la siguiente expresión:

$$EF = \frac{C_i}{ECA_i}$$

Donde:

- EF: Factor de excedencia del metal i (adimensional).
- C_i : Concentración medida del metal i en el agua (mg/L).

- ECA_i : Estándar de Calidad Ambiental para Agua correspondiente al metal *i* (mg/L), de acuerdo con el D.S. N.º 004-2017-MINAM.

Un valor de EF=1 indica cumplimiento del estándar ambiental, mientras que valores superiores a la unidad evidencian excedencias, cuya magnitud refleja el nivel de severidad del impacto ambiental. Valores elevados del EF indican una mayor presión sobre la calidad del agua y un mayor riesgo potencial para los usos del recurso hídrico.

- $EF \leq 1$: Cumple con el ECA-Agua.
- $1 < EF \leq 10$: Excedencia baja a moderada.
- $10 < EF \leq 100$: Excedencia alta.
- $EF > 100$: Excedencia muy alta o severa.

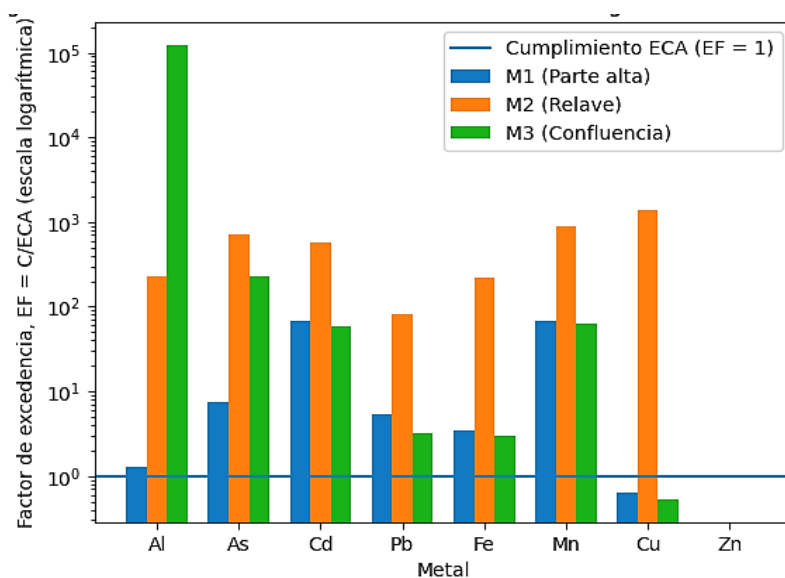
Esta clasificación permitió jerarquizar los metales según su severidad ambiental y sustentar el análisis comparativo entre estaciones y épocas hidrológicas.

Factor de excedencia de metales vs ECA-Agua (Cat. 3, D1) – Estiaje

Durante la temporada de estiaje, se observa un patrón generalizado de incumplimiento normativo en todas las estaciones de monitoreo, con diferencias marcadas en la magnitud del excedente. La estación M2, directamente asociada al relave minero, presenta los factores de excedencia más elevados en todos los metales analizados, con registros que superan en múltiples órdenes de magnitud los Estándares de Calidad Ambiental para Agua, especialmente en hierro, manganeso, aluminio y cobre. En M3, punto de confluencia, los valores de EF disminuyen respecto a M2, pero permanecen por encima del límite de cumplimiento ($EF > 1$), evidenciando arrastre de contaminantes hacia aguas abajo. Por su parte, M1, correspondiente al tramo alto del sistema, presenta valores inferiores a M2 y M3, aunque en varios metales como Arsénico y Cadmio también se identifican niveles que superan el estándar.

Figura 18

Factor de excedencia de metales respecto a los Estándares de Calidad Ambiental para Agua (categoría 3, subcategoría D1) durante la época de estiaje

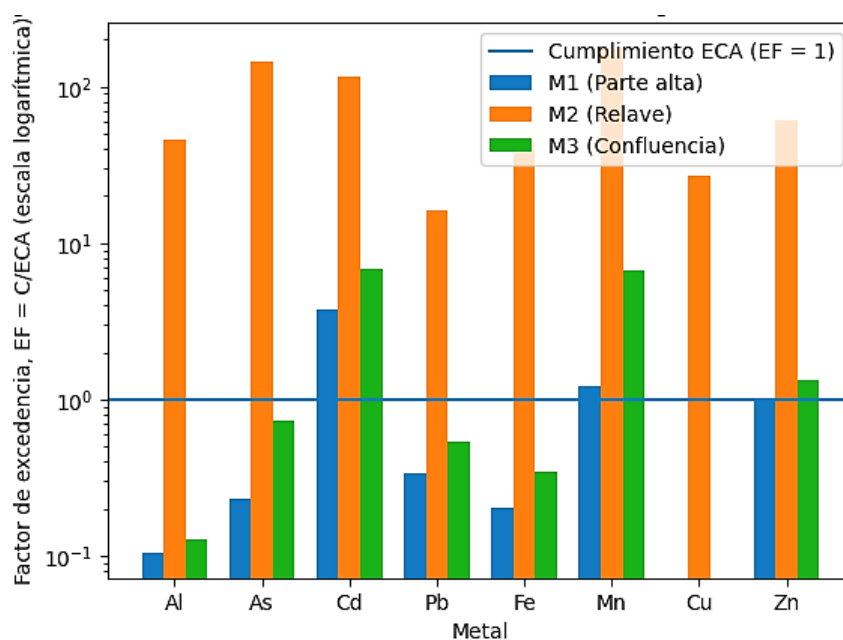


Factor de excedencia de metales vs ECA-Agua (Cat. 3, D1) – Lluvias

En época de lluvias, se mantiene el incumplimiento normativo en varias estaciones, aunque con factores de excedencia notablemente menores en comparación con el estiaje. La estación M2 continúa siendo el punto de mayor concentración relativa, con EF superiores a 1 en metales como hierro, manganeso y aluminio. En M3, los factores tienden a disminuir aún más, lo cual sugiere cierto efecto de dilución aguas abajo, mientras que en M1 los niveles de la mayoría de los metales caen por debajo del umbral crítico o se aproximan a él. Sin embargo, metales como arsénico y zinc conservan EF superiores a 1 en más de una estación, lo que evidencia una persistencia del riesgo incluso durante periodos de mayor caudal.

Figura 19

Factor de excedencia de metales respecto a los Estándares de Calidad Ambiental para Agua (categoría 3, subcategoría D1) durante la época de lluvias.



Objetivo específico 3. Comparar la calidad del agua entre las distintas estaciones de muestreo a lo largo del río San Pablo entre los periodos de estiaje y de lluvias

La comparación del factor de excedencia (EF) entre estaciones y épocas, con el fin de evaluar de manera cuantitativa la magnitud del incumplimiento de los Estándares de Calidad Ambiental para Agua (ECA) establecidos en el D.S. N.º 004-2017-MINAM – categoría 3, después de calcular EF, las tablas 10,11 y 12 presentan el orden de metales ordenados por el valor.

Tabla 9.

Factor de excedencia (EF) en la estación M1 según época hidrológica

Orden	Metal	Concentración M1 (mg/L)	ECA-Agua (mg/L)	Factor de Excedencia (EF)	Época	Estación
1	Cobre (Cu)	5,4234	0,2	27,117	Estiaje	M1
2	Manganeso (Mn)	3,535	0,2	17,675	Estiaje	M1
3	Arsénico (As)	1,447	0,1	14,47	Estiaje	M1
4	Cadmio (Cd)	0,1153	0,01	11,53	Estiaje	M1
5	Aluminio (Al)	22,8	5	4,56	Estiaje	M1
6	Hierro (Fe)	22,01	5	4,402	Estiaje	M1
7	Plomo (Pb)	0,0813	0,05	1,626	Estiaje	M1
8	Cromo Total (Cr)	0,036	0,1	0,36	Estiaje	M1
9	Mercurio (Hg)	0,00012	0,002	0,06	Estiaje	M1
10	Níquel (Ni)	0,009	0,2	0,045	Estiaje	M1
11	Zinc (Zn)	0	2	0	Estiaje	M1
1	Manganeso (Mn)	1,7675	0,2	8,8375	Lluvias	M1
2	Arsénico (As)	0,7235	0,1	7,235	Lluvias	M1
3	Cadmio (Cd)	0,05765	0,01	5,765	Lluvias	M1
4	Zinc (Zn)	6,045	2	3,0225	Lluvias	M1
5	Aluminio (Al)	11,4	5	2,28	Lluvias	M1
6	Hierro (Fe)	11,005	5	2,201	Lluvias	M1
7	Cobre (Cu)	0,2717	0,2	1,3585	Lluvias	M1
8	Plomo (Pb)	0,04085	0,05	0,817	Lluvias	M1
9	Cromo Total (Cr)	0,055	0,1	0,55	Lluvias	M1
10	Níquel (Ni)	0,0145	0,2	0,0725	Lluvias	M1
11	Mercurio (Hg)	0,000125	0,002	0,0625	Lluvias	M1

Fuente: Elaboración propia a partir de resultados físicoquímicos y ECA D.S. N.º 004-2017-MINAM.

Tabla 10.

Factor de excedencia (EF) en la estación M2 según época hidrológica

Orden	Metal	Concentración M2 (mg/L)	ECA-Agua (mg/L)	Factor de Excedencia (EF)	Época	Estación
1	Cobre (Cu)	271,17	0,2	1355,85	Estiaje	M2
2	Manganeso (Mn)	176,75	0,2	883,75	Estiaje	M2
3	Arsénico (As)	72,35	0,1	723,5	Estiaje	M2
4	Cadmio (Cd)	5,765	0,01	576,5	Estiaje	M2
5	Aluminio (Al)	1140	5	228	Estiaje	M2
6	Hierro (Fe)	1100,5	5	220,1	Estiaje	M2
7	Plomo (Pb)	4,065	0,05	81,3	Estiaje	M2
8	Cromo Total (Cr)	1,8	0,1	18	Estiaje	M2
9	Mercurio (Hg)	0,006	0,002	3	Estiaje	M2
10	Níquel (Ni)	0,45	0,2	2,25	Estiaje	M2
11	Zinc (Zn)	0	2	0	Estiaje	M2
1	Manganeso (Mn)	35,35	0,2	176,75	Lluvias	M2
2	Arsénico (As)	14,47	0,1	144,7	Lluvias	M2
3	Cadmio (Cd)	1,153	0,01	115,3	Lluvias	M2
4	Zinc (Zn)	120,9	2	60,45	Lluvias	M2
5	Aluminio (Al)	228	5	45,6	Lluvias	M2
6	Hierro (Fe)	220,1	5	44,02	Lluvias	M2
7	Cobre (Cu)	5,434	0,2	27,17	Lluvias	M2
8	Plomo (Pb)	0,817	0,05	16,34	Lluvias	M2
9	Cromo Total (Cr)	1,1	0,1	11	Lluvias	M2
10	Níquel (Ni)	0,29	0,2	1,45	Lluvias	M2
11	Mercurio (Hg)	0,0025	0,002	1,25	Lluvias	M2

Fuente: Elaboración propia a partir de resultados físicoquímicos y ECA D.S. N.º 004-2017-MINAM.

Tabla 11.

Factor de excedencia (EF) en la estación M3 según época hidrológica

Orden	Metal	Concentración M3 (mg/L)	ECA-Agua (mg/L)	Factor de Excedencia (EF)	Época	Estación
1	Cobre (Cu)	81,351	0,2	406,755	Estiaje	M3
2	Manganeso (Mn)	53,025	0,2	265,125	Estiaje	M3
3	Arsénico (As)	21,705	0,1	217,05	Estiaje	M3
4	Cadmio (Cd)	1,7295	0,01	172,95	Estiaje	M3
5	Aluminio (Al)	342	5	68,4	Estiaje	M3
6	Hierro (Fe)	330,15	5	66,03	Estiaje	M3
7	Plomo (Pb)	1,2195	0,05	24,39	Estiaje	M3
8	Cromo Total (Cr)	0,54	0,1	5,4	Estiaje	M3
9	Mercurio (Hg)	0,0018	0,002	0,9	Estiaje	M3
10	Níquel (Ni)	0,135	0,2	0,675	Estiaje	M3
11	Zinc (Zn)	0	2	0	Estiaje	M3
1	Manganeso (Mn)	14,14	0,2	70,7	Lluvias	M3
2	Arsénico (As)	5,788	0,1	57,88	Lluvias	M3
3	Cadmio (Cd)	0,4612	0,01	46,12	Lluvias	M3
4	Zinc (Zn)	48,36	2	24,18	Lluvias	M3
5	Aluminio (Al)	91,2	5	18,24	Lluvias	M3
6	Hierro (Fe)	88,04	5	17,608	Lluvias	M3
7	Cobre (Cu)	2,1736	0,2	10,868	Lluvias	M3
8	Plomo (Pb)	0,3268	0,05	6,536	Lluvias	M3
9	Cromo Total (Cr)	0,44	0,1	4,4	Lluvias	M3
10	Níquel (Ni)	0,116	0,2	0,58	Lluvias	M3
11	Mercurio (Hg)	0,001	0,002	0,5	Lluvias	M3

Fuente: Elaboración propia a partir de resultados físicoquímicos y ECA D.S. N.º 004-2017-

MINAM.

Con el propósito de sintetizar visualmente la severidad del incumplimiento de los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para agua, se elaboraron mapas de calor del logaritmo decimal del Factor de Excedencia ($\log_{10} EF$) para cada estación de monitoreo (M1, M2 y M3), diferenciando entre épocas de estiaje y de lluvias. Esta representación cartográfica permite interpretar la termodinámica de la distribución de metales, donde la intensidad cromática correlaciona la concentración total con los gradientes de actividad iónica y los equilibrios de fase (sólido-líquido) en las estaciones M1, M2 y M3. Se identificaron y compararon los metales con mayor persistencia, considerando que su movilidad en el sistema fluvial está sujeta a variables termodinámicas clave como el potencial de hidrógeno (pH) los cuales condicionan la solubilidad de las especies metálicas. La transformación logarítmica se aplicó para normalizar rangos amplios de EF facilitando la visualización de patrones espaciales y estacionales. Así, el mapa de calor no solo expone la presión contaminante, sino que refleja las variaciones en la estabilidad fisicoquímica de los metales frente a los cambios de flujo entre las épocas de estiaje y lluvias

Se identificó y comparó los metales que presentan mayores niveles de contaminación, mediante una escala cromática que refleja el grado de superación de los límites normativos. La transformación logarítmica se aplicó con la finalidad de representar datos con rangos muy amplios de EF en una escala proporcional y visualmente interpretable.

La intensidad del color en cada celda permite visualizar patrones espaciales y estacionales de riesgo, aportando una lectura integrada de la presión contaminante en cada punto del sistema fluvial evaluado.

Mapa de calor del \log_{10} del Factor de Excedencia (EF) para metales pesados en la estación M1

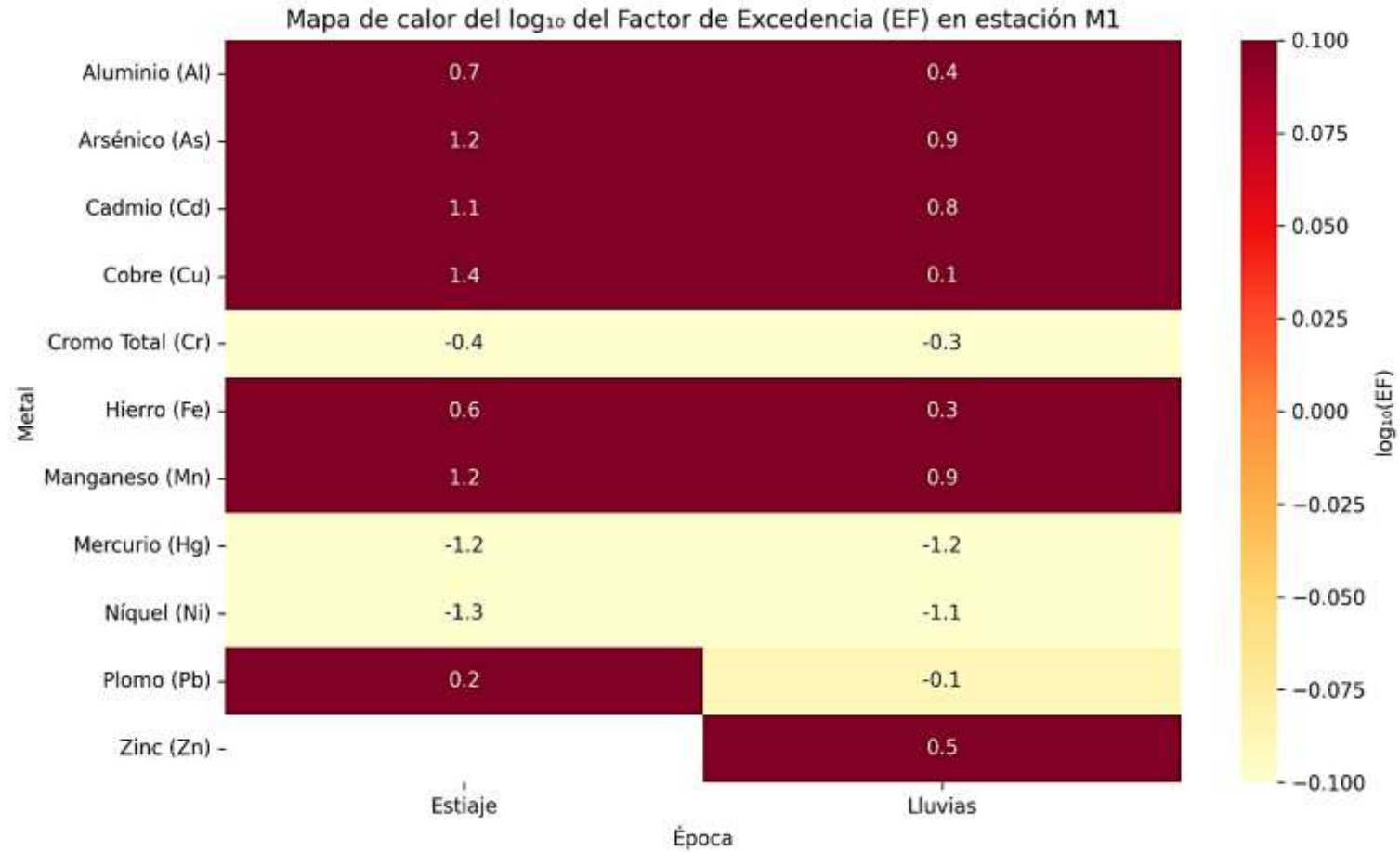
El mapa de calor representa la distribución del logaritmo decimal del Factor de Excedencia (\log_{10} EF) de 11 metales en la estación M1, correspondiente a la zona alta del río San Pablo, en épocas de estiaje y lluvias. La transformación logarítmica permite resaltar diferencias relativas, incluso cuando los valores de EF son bajos o moderados.

En general, los colores tenues predominan en la gráfica, lo que indica que la mayoría de los metales en M1 se encuentran dentro de los rangos permitidos por los ECA-Agua categoría 3 o los superan de forma marginal. Sin embargo, durante el estiaje, **Arsénico y Aluminio** alcanzan niveles de EF cercanos o superiores a 10 ($\log_{10} EF \approx 1$), reflejando un grado de incumplimiento relevante. Este comportamiento podría estar relacionado con aportes de origen natural (geogénico) o fuentes difusas no asociadas directamente a actividades mineras.

En la temporada de lluvias, la intensidad cromática se reduce ligeramente, confirmando una disminución general en los niveles de excedencia. Esto sugiere que M1 mantiene condiciones relativamente conservadas, aunque con indicios de presencia de metales trazadores de interés ambiental.

Figura 20.

Mapa de calor del \log_{10} del Factor de Excedencia (EF) para metales pesados en la estación M1, según época

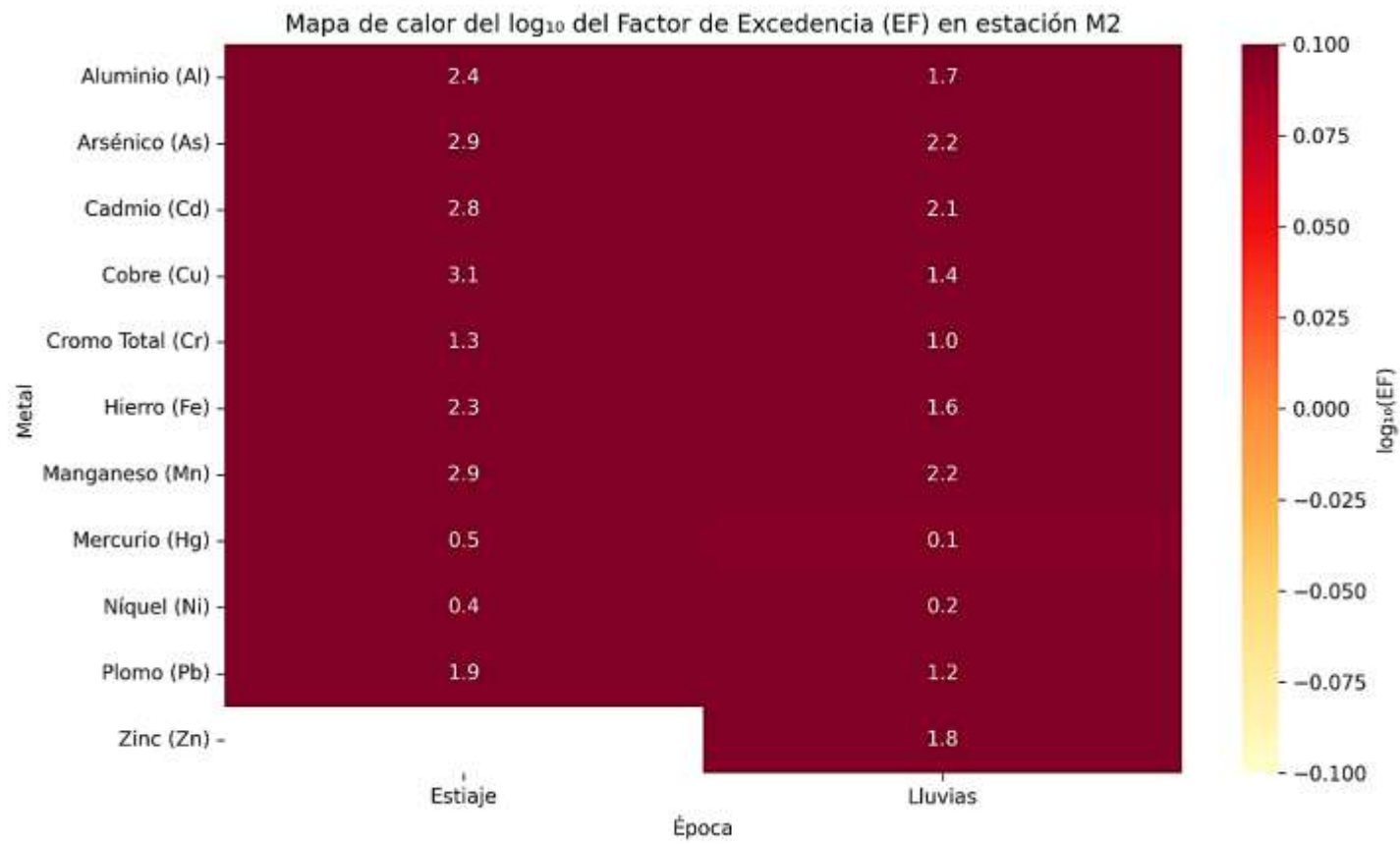


Mapa de calor del \log_{10} del Factor de Excedencia (EF) para metales pesados en la estación M2

El mapa de calor muestra la distribución del logaritmo decimal del Factor de Excedencia (\log_{10} EF) para los 11 metales analizados en la estación M2, diferenciando entre época de estiaje y lluvias. Esta transformación logarítmica permite visualizar comparativamente la magnitud del incumplimiento de los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) – categoría 3, incluso cuando algunos metales superan los límites por varios órdenes de magnitud. Durante el estiaje, los valores más altos de $\log_{10}(\text{EF})$ se observan en cobre, arsénico, manganeso, aluminio y hierro, con colores intensos que reflejan excedencias extremas ($\text{EF} > 100$ o incluso > 1000). Esto se atribuye a la disminución del caudal y la limitada dilución natural en esta época, lo que favorece la acumulación de metales en el punto de descarga del relave. Metales como cadmio, níquel y plomo también presentan excedencias significativas, aunque en menor magnitud. En la época de lluvias, se evidencia una atenuación general de los valores de EF debido al aumento del caudal y a procesos de dilución hidrológica. No obstante, algunos metales como arsénico, aluminio, zinc y manganeso mantienen colores intensos en el gráfico, lo que indica que persisten en concentraciones por encima del límite normativo, aun en condiciones de mayor flujo.

Figura 21.

Mapa de calor del \log_{10} del Factor de Excedencia (EF) para metales pesados en la estación M2, según época



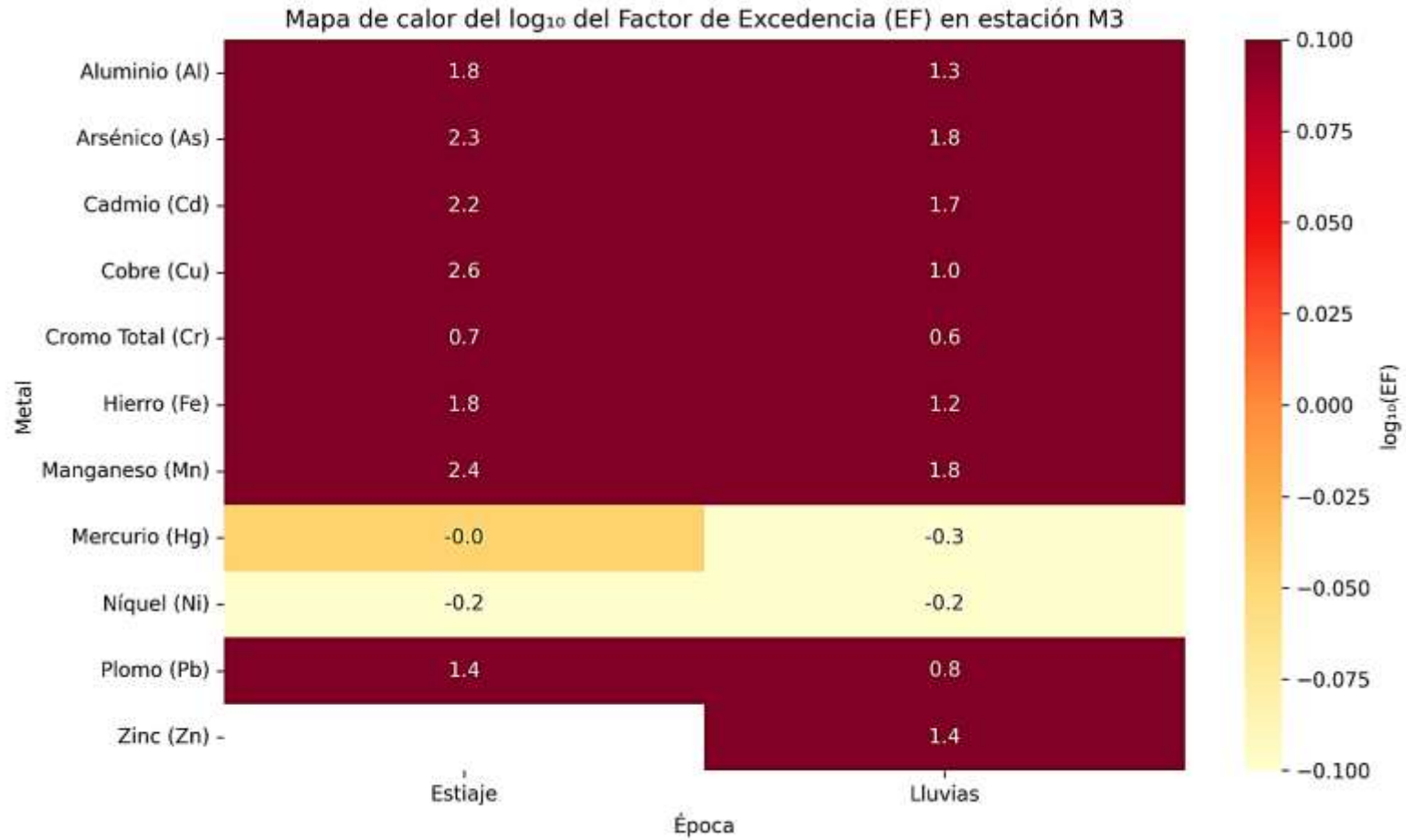
El gráfico muestra el \log_{10} del Factor de Excedencia de metales en la estación M3, ubicada aguas abajo de la zona de descarga minera. Al igual que en los otros puntos, se distingue entre estiaje y lluvias para reflejar la dinámica estacional.

Durante el estiaje, los metales más destacados por su severidad son arsénico, aluminio, cobre, manganeso y zinc, con valores logarítmicos de EF que van de 1.5 a 3.0 (EF entre 30 y 1000), lo que indica un arrastre significativo de contaminación desde M2. Los tonos intensos en el gráfico respaldan la hipótesis de que M3 se ve influenciado por el flujo descendente de contaminantes desde el relave.

En época de lluvias, si bien se reduce la intensidad general del EF por efecto de dilución, persisten valores elevados para arsénico, aluminio y cobre, demostrando que estos elementos tienen alta movilidad y permanecen en solución. El mapa de calor evidencia que M3 no representa un punto de recuperación ambiental, sino una zona de transporte activo de metales, con implicancias en la calidad del agua y posibles riesgos para usos agrícolas o ecosistémicos.

Figura 22.

Mapa de calor del \log_{10} del Factor de Excedencia (EF) para metales pesados en la estación M3, según época



4.3. Discusión de resultados

Los resultados obtenidos en el presente estudio evidencian una alteración significativa de la calidad del agua del río San Pablo, especialmente en el punto M2 (zona de relave), donde múltiples parámetros fisicoquímicos y químicos superaron los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) – categoría 3. Esta condición crítica es coherente con lo reportado por investigaciones en otros contextos mineros de América Latina y Europa.

A nivel internacional, estudios como el de Olías et al. (2024) en el río Odiel (España) evidenciaron pH extremadamente ácidos (entre 1.4 y 4.0) y concentraciones elevadas de metales pesados como hierro, aluminio y zinc, producto del drenaje ácido de mina. En el presente trabajo, si bien el pH no alcanzó niveles tan extremos, se observaron concentraciones alarmantes de Al y Fe en M2 durante estiaje, similares a las reportadas por Pari Huaquisto (2017) en el río Ananea (Puno), donde el aluminio llegó a 96,780 mg/L. Este paralelismo confirma que los relaves mineros peruanos pueden generar contaminaciones equiparables a las más severas registradas en Europa.

Por otro lado, en Colombia, Gómez et al. (2020) identificaron DBO y DQO elevadas, combinadas con baja concentración de oxígeno disuelto, reflejando una contaminación mixta: orgánica y metálica. Esta dualidad también se evidenció en el río San Pablo, aunque con menor intensidad en términos de carga orgánica. Sin embargo, valores de DQO en ciertos puntos alcanzaron niveles que, si bien dentro del límite, podrían representar una carga orgánica significativa si se combina con metales solubles, tal como advierten Farkas et al. (2021) en sus estudios de toxicidad en Noruega.

Desde una perspectiva metodológica, el uso del Factor de Excedencia (EF) permitió cuantificar la magnitud del incumplimiento ambiental. En M2, metales como Cu, As, Mn y Al alcanzaron EF superiores a 1000, lo que coincide con las observaciones de Ruiz Rubio (2023) en el río Tingo-Maygasbamba (Cajamarca), donde también se identificaron niveles elevados de hierro y aluminio. Sin embargo, la aplicación de herramientas adicionales como mapas de calor \log_{10} EF y orden de severidad permitió en este estudio visualizar con mayor precisión los metales más críticos y su variación espacio-temporal, lo que representa un aporte metodológico frente a estudios más tradicionales.

En cuanto al comportamiento estacional, los resultados fueron consistentes con lo reportado por Abessa et al. (2024) y Postigo et al. (2020), quienes señalan que en época de lluvias suele disminuir la concentración de metales por efecto de dilución. Este patrón se repite en el río San Pablo, donde los valores de EF se redujeron durante lluvias, aunque algunos metales persistieron en niveles críticos, especialmente en M2 y M3, evidenciando la movilidad río abajo. Esto es congruente con lo observado en el río Chinchán (Lima) por estudios nacionales (2019–2020), que advierten del transporte de contaminación desde relaves hacia zonas de confluencia.

A nivel local, investigaciones en Cajamarca como la de Quispe Mamani (2019) en Hualgayoc y Neira (2014) en el río Chonta también registran superaciones de ECA para metales pesados y alteraciones del pH. Sin embargo, el presente estudio incorpora una evaluación más integral y comparativa entre estaciones y épocas, lo que proporciona una visión más robusta del impacto ambiental. Esta perspectiva se alinea con los hallazgos de Red Muqui (2024) sobre el riesgo ambiental crónico asociado a pasivos mineros en el río Rímac.

Finalmente, el patrón crítico observado en M2 y la persistencia de algunos contaminantes en M3 sugieren que la afectación no es puntual ni temporal, sino que se trata de un proceso continuo de contaminación con posibilidad de efectos acumulativos a lo largo del tiempo y del cauce. Esto coincide con las conclusiones de Salas-Ávila et al. (2023) en el río Suches, donde la presencia prolongada de metales generó impactos no solo ambientales, sino también sociales y productivos en las comunidades.

CAPÍTULO V

CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

5.1. Conclusiones

El análisis de la calidad del agua en el río San Pablo, en el tramo adyacente a los relaves permite afirmar que el recurso hídrico presenta un estado crítico de degradación ambiental derivado principalmente por drenaje ácido de mina y la movilización de metales pesados.

En el componente físico, los parámetros físicos del agua del río San Pablo, como la turbidez y los sólidos totales disueltos, presentaron valores significativamente elevados en la estación M2 (zona de influencia directa del relave), especialmente durante el estiaje. En este periodo, se evidenció una mayor concentración de contaminantes por la limitada capacidad de dilución. Estos valores superaron en varios casos los estándares establecidos por el ECA-Agua categoría 3, lo que indica un impacto físico persistente en la calidad del recurso hídrico.

El análisis químico del agua evidenció una elevada concentración de metales pesados como aluminio, hierro, cobre, arsénico y manganeso, con factores de excedencia (EF) que en algunos casos superaron los 1000. La estación M2 fue la más crítica, reflejando el efecto directo de los relaves mineros. Algunos metales, como el arsénico y el aluminio, mantuvieron concentraciones elevadas incluso en la estación M3, lo que indica su transporte aguas abajo y su alta persistencia en el sistema.

La calidad del agua varió significativamente entre estaciones y épocas hidrológicas. En general, las condiciones fueron más severas durante el estiaje, debido a la menor capacidad de dilución. Sin embargo, en la estación M2, las concentraciones de metales se mantuvieron críticas incluso durante la época de lluvias. Esta tendencia sugiere que el punto de descarga del relave constituye una fuente continua de presión ambiental, con potencial de arrastre hacia zonas más bajas del río.

5.2. Recomendaciones

A las autoridades ambientales (MINAM, ANA, Gobierno Regional de Cajamarca):

Se sugiere establecer un sistema de monitoreo permanente en el río San Pablo, que contemple las variaciones estacionales (sequía y lluvias) y que incluya parámetros físico-químicos, biológicos y de metales pesados. Este seguimiento debe articularse con las normas vigentes (D.S. N.º 004-2017-MINAM) y con las directrices internacionales de la OMS, asegurando un control riguroso y transparente de la calidad del recurso hídrico.

A la empresa responsable de los relaves mineros (Mina Paredones):

Es indispensable implementar medidas de gestión de relaves, como la impermeabilización de depósitos, diseño de sistemas de drenaje controlado y el tratamiento preventivo de aguas ácidas. Estas acciones reducirían significativamente el arrastre de contaminantes hacia el río durante la temporada de lluvias, evitando que las concentraciones de metales superen los límites permisibles.

A las comunidades locales adyacentes al río San Pablo:

Promover la participación activa en programas de monitoreo comunitario, acompañados de procesos de capacitación ambiental. La concientización de la población respecto a los riesgos de utilizar agua contaminada en el riego agrícola, la ganadería o el consumo humano es fundamental para disminuir la vulnerabilidad sanitaria y ecológica de la zona.

CAPÍTULO VI

REFERENCIAS

- Abessa, D., Moreira, L., Gomes, L. E. O. (2024). *Toxicity and bioavailability of metals in sediments impacted by mine tailings in the Doce River, Brazil. Ecotoxicology and Environmental Safety*, 270, 115423. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2024.115423>
- Aduvire, O. (2020). *Drenaje ácido de mina: Generación y tratamiento. Instituto Geológico y Minero de España*. <https://www.igme.es>
- Arboleda, J. (2018). *Manual de evaluación de impacto ambiental de proyectos, obras o actividades*. <https://www.academia.edu>
- Autoridad Nacional del Agua. (2018). *Evaluación de recursos hídricos de doce cuencas hidrográficas del Perú*. <https://hdl.handle.net/20.500.12543/202>
- Bautista Baygorrea, H. (2021). *Alteración de la calidad del agua por efluentes mineros en la cuenca alta del río San Juan, Cerro de Pasco* [Tesis de posgrado, Universidad Nacional Federico Villarreal]. <https://hdl.handle.net/20.500.13084/5355>
- Baird, C., & Cann, M. (2012). *Environmental chemistry* (5th ed.). W. H. Freeman and Company.
- Chávez, Q. (2015). *Los pasivos ambientales mineros: Diagnóstico y propuestas*.
- Chirinos, Y. E. (2018). *Análisis de la calidad del agua mediante la evaluación de parámetros ambientales según la categoría 3 del canal de riego Tingo Tuyuloma, caserío Puruay*

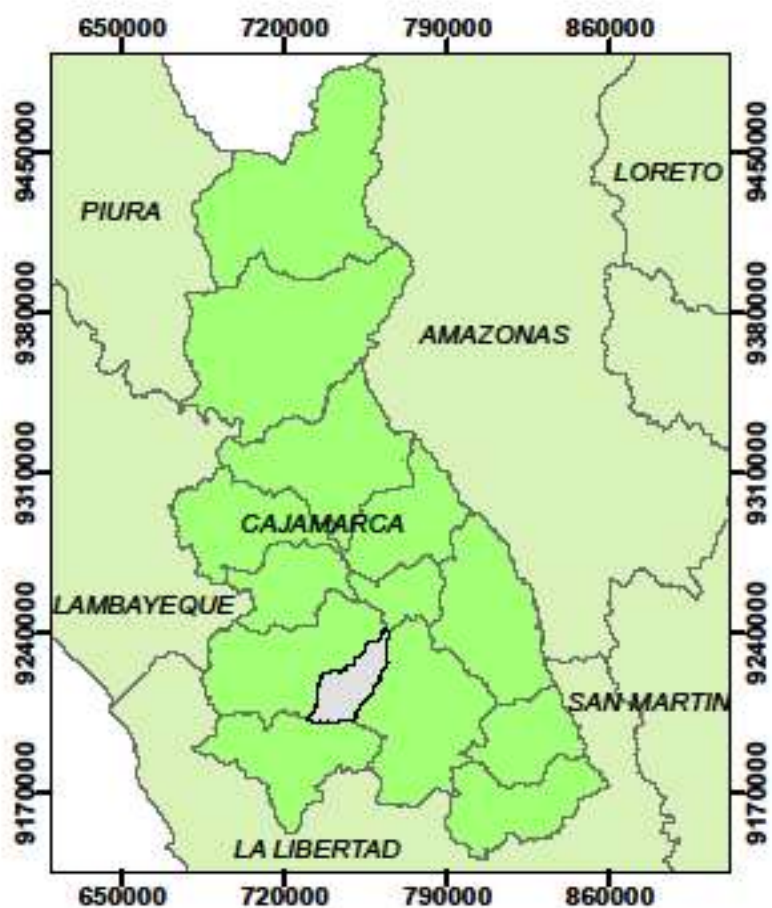
- Alto, Cajamarca [Tesis de posgrado, Universidad Nacional de Cajamarca].
<https://hdl.handle.net/20.500.12990/8698>
- Cotrina, A., & Aroca, S. (2018). Propuesta de diagnóstico ambiental preliminar para la Asociación de Mineros Artesanales San Blas de Algamarca, Cajabamba, Cajamarca.
- Dold, B. (2010). Basic concepts of environmental geochemistry of sulfide mine-waste management. *Waste Management*, 30(4), 707–723.
<https://doi.org/10.1016/j.wasman.2009.09.040>
- Dirección General de Calidad Ambiental – MINAM. (2019–2020). *Evaluación de la calidad del agua del río Chinchán en presencia de depósitos de relaves mineros, Huarochirí – Lima*. <https://www.gob.pe/minam>
- Farkas, A., Vikebø, F., & Kadar, E. (2021). *Impacto de relaves mineros en etapas larvales de peces en fiordos noruegos*. *Marine Pollution Bulletin*, 167, 112290.
- Farkas, J., Salbu, B., Rosseland, B. O., & Tollefsen, K. E. (2021). *Mine tailings exposure and effects on early life stages of cod and haddock*. *Marine Environmental Research*, 170, 105415. <https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2021.105415>
- Gómez, J. A., Restrepo, J. D., & Williams, J. J. (2020). *Hydrochemical and ecotoxicological assessment of rivers contaminated by gold mining in Antioquia, Colombia*. *Environmental Pollution*, 265, 114882. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114882>
- González J. (2020). *Análisis ambiental de la calidad de los recursos hídricos en la cuenca del río Huallaga* (Tesis de maestría). Universidad Nacional de San Martín.

- Hem, J. D. (1985). *Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water* (3rd ed.). United States Geological Survey (USGS). <https://doi.org/10.3133/wsp2254>
- Instituto Geológico, Minero y Metalúrgico. (1980). *Carta geológica nacional: Geología de los cuadrángulos de Cajamarca, San Marcos y Cajabamba (Hojas 15-f, 15-g y 16-g). Boletín N.º 31, Serie A.*
- Ministerio del Ambiente. (2017). *Decreto Supremo N.º 004-2017-MINAM: Estándares de calidad ambiental para agua.* Diario Oficial El Peruano.
- Neira, J. (2014). *Calidad fisicoquímica y microbiológica del río Chonta impactada por vertimiento de aguas residuales industriales en Cajamarca* (Tesis de maestría). Universidad Nacional de Cajamarca.
- Olías, M., Nieto, J. M., Sarmiento, A. M., Cánovas, C. R., & Galván, L. (2004). *Seasonal water quality variations in a river affected by acid mine drainage: The Odiel River, Spain.* Science of the Total Environment, 333(1–3), 267–281.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.04.023>
- Organismo de Evaluación y Fiscalización Ambiental. (2017). *Metodología para la estimación del nivel de riesgo a la salud y al ambiente de sitios impactados.*
<https://www.oefa.gob.pe>
- Ortiz, G. (2017). *Evaluación del riesgo ambiental de los pasivos ambientales mineros de la subcuenca río Tingo Maygasbamba en la provincia de Hualgayoc – Cajamarca* (Tesis de Posgrado).

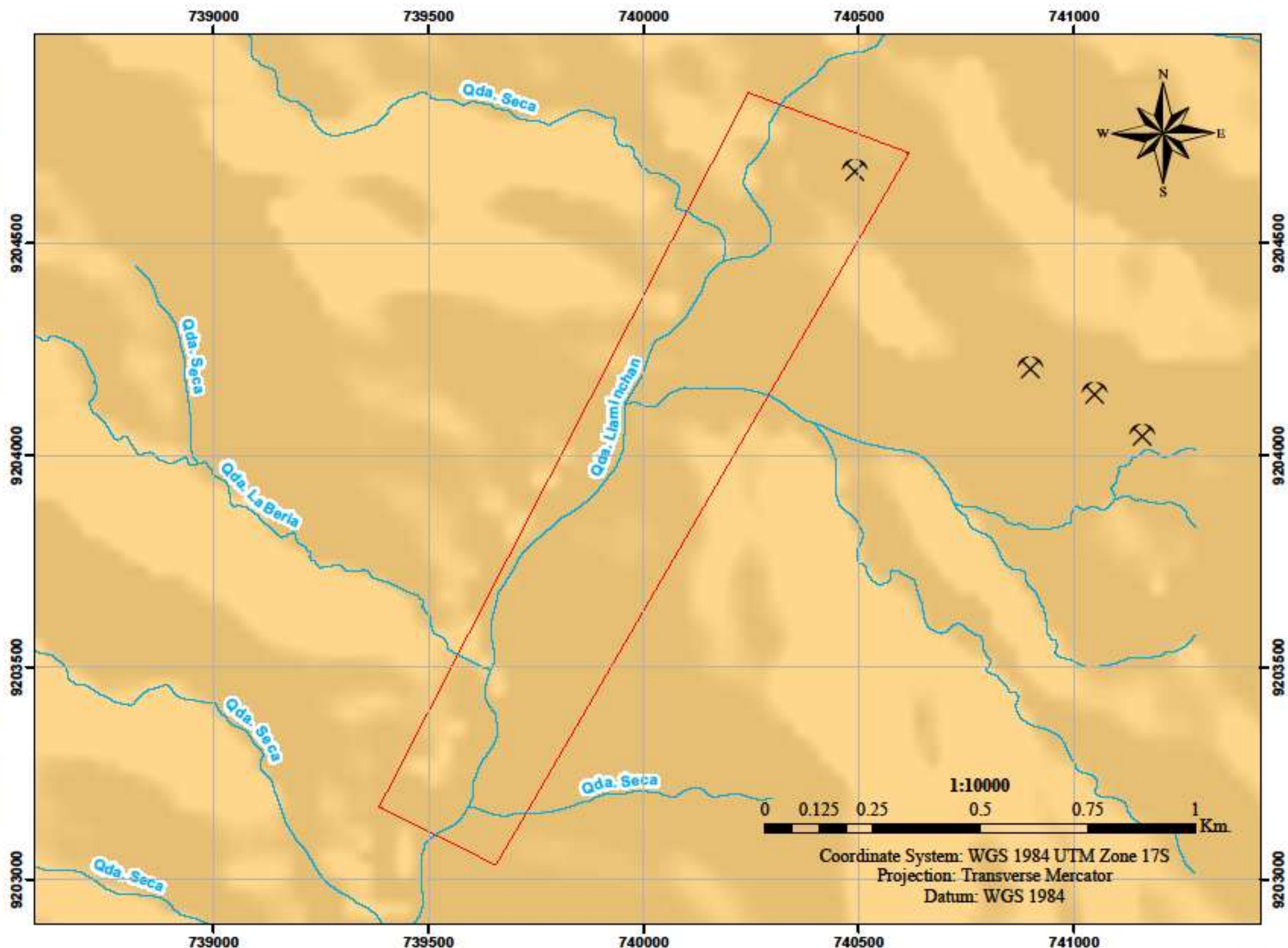
- Pari, E. (2017). *Efectos de los relaves mineros en la calidad del agua del río Ananea, Puno* (Tesis de posgrado). Universidad Nacional del Altiplano.
- Postigo, C., Barceló, D., & López de Alda, M. (2020). *Monitoring pesticides, nitrogen, and trace metals in the Llobregat River Basin (Spain): Sources and risk assessment*. *Science of the Total Environment*, 716, 137065.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137065>
- Quispe, C. Z. (2019). *Evaluación de pasivos ambientales mineros en Mesa de Plata, río Hualgayoc – Cajamarca* (Tesis de Posgrado). Universidad Nacional de Cajamarca.
- Red Muqui. (2024). *Análisis de riesgos e impactos ambientales de la actividad minera en la cuenca alta del río Rímac*.
- Ruiz, M. (2023). *Evaluación de concentración de metales pesados en las aguas del río Tingo-Maygasbamba, Cajamarca* (Tesis de maestría). Universidad Nacional de Cajamarca.
- Salas-Ávila, J., Condori, F., & Mamani, R. (2023). *Heavy metals in the Suches River, Peru: Environmental and social impacts*. *Revista Peruana de Ciencias Ambientales*, 14(2), 55–72. <https://doi.org/10.26490/rpca.v14i2.452>
- Zamora, G., Lanza Ferrufino, J., & Arranz González, J. (2018). *Metodología para la identificación y evaluación de riesgos de pasivos ambientales mineros con fines de priorización para su remediación*. *Revista de Medio Ambiente y Minería*, 5, 31–43.

ANEXOS

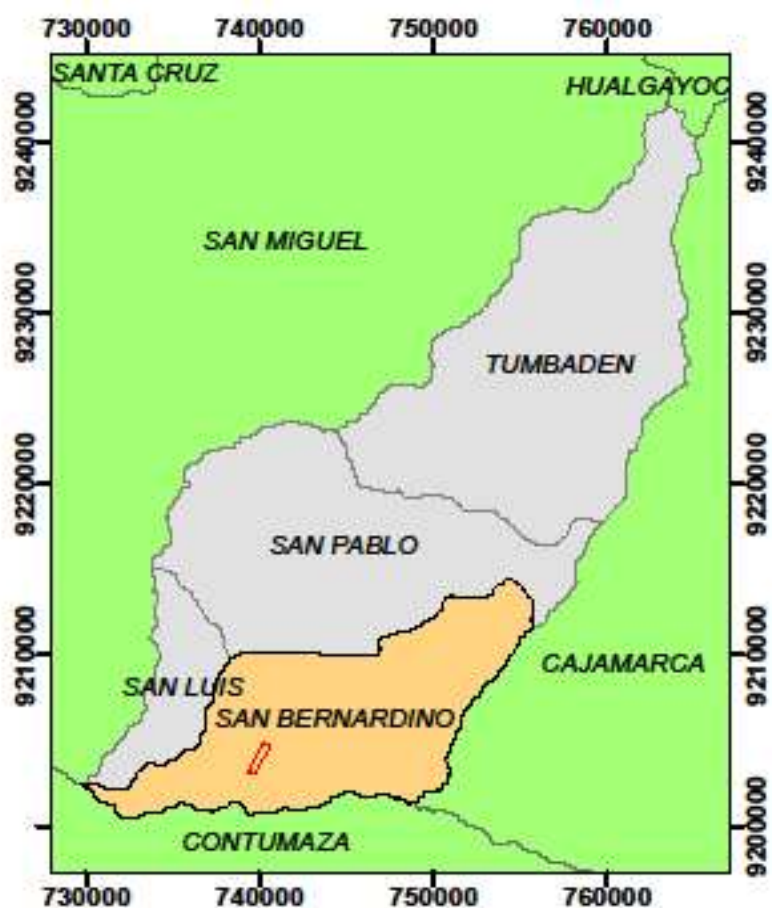
DEPARTAMENTO/PROVINCIA: CAJAMARCA



ÁREA DE INVESTIGACIÓN



DISTRITO: SAN BERNARDINO



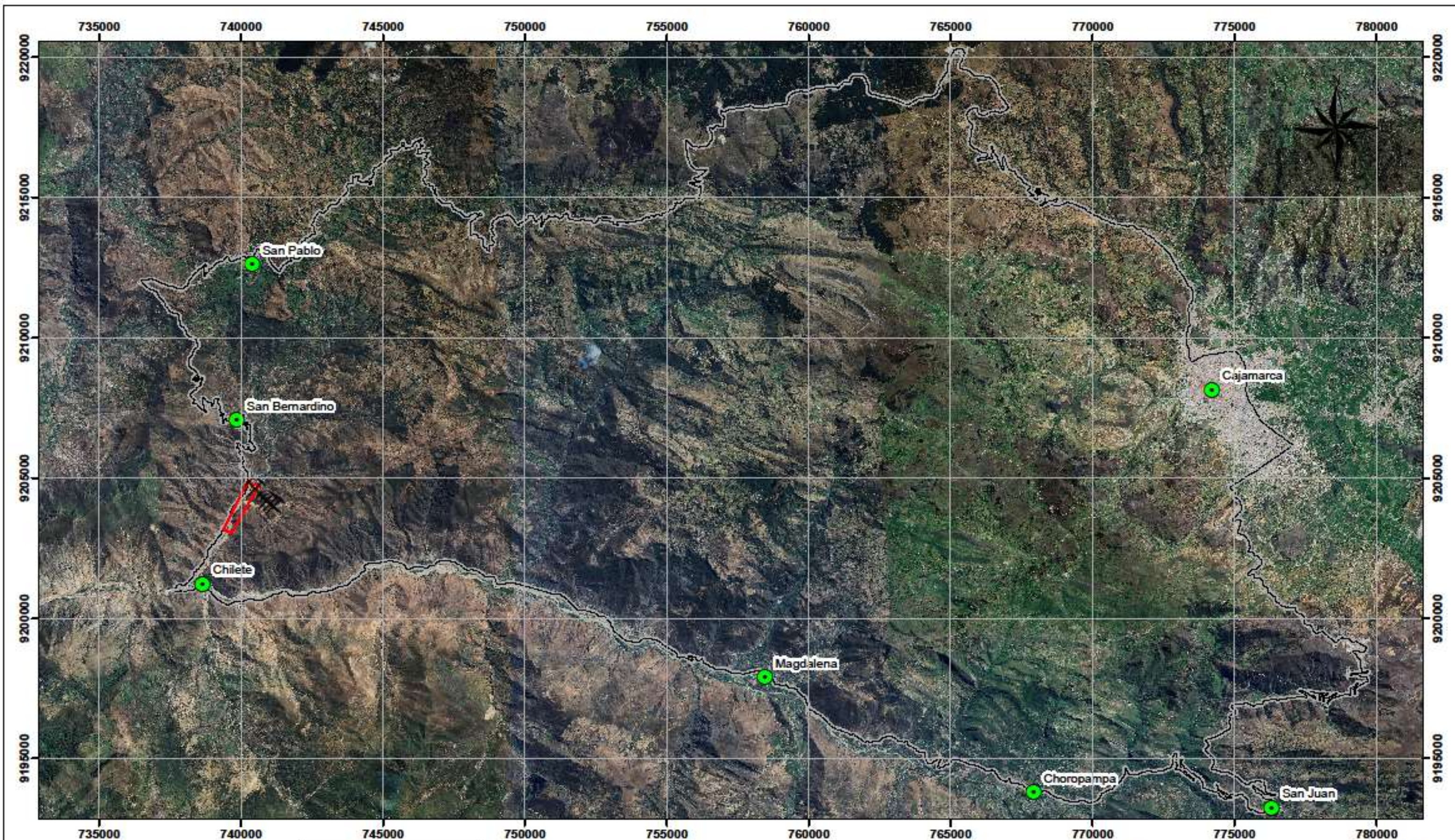
LEYENDA

- Distrito de San Bernardino
- Provincia de San Pablo
- Departamento de Cajamarca

SIMBOLOGÍA

- Drenajes
- Bocamina
- Área de investigación

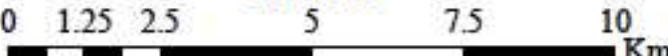
UNIVERSIDAD NACIONAL DE CAJAMARCA ESCUELA DE POSGRADO PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS		
TESIS: EVALUACIÓN DE LA CAPACIDAD DEL AGUA EN EL RÍO SAN PABLO ADYACENTE A LOS RESIDUOS DE LA MINA DARTINGTON - CITT DT		
PLANO: TESTISTA: Dora Lucía del Pilar Janssen Arcega ASESOR: Dr. Ing. César Zeein Quispe Barrera ESCALA: 1:10000 FECHA:	UBICACIÓN: DATUM: WGS - 1984 UTM - ZONA 17S	N.º LÁMINA: 01



SIMBOLOGÍA

-  Ciudad
-  Bocamina
-  Red vial
-  Área de investigación

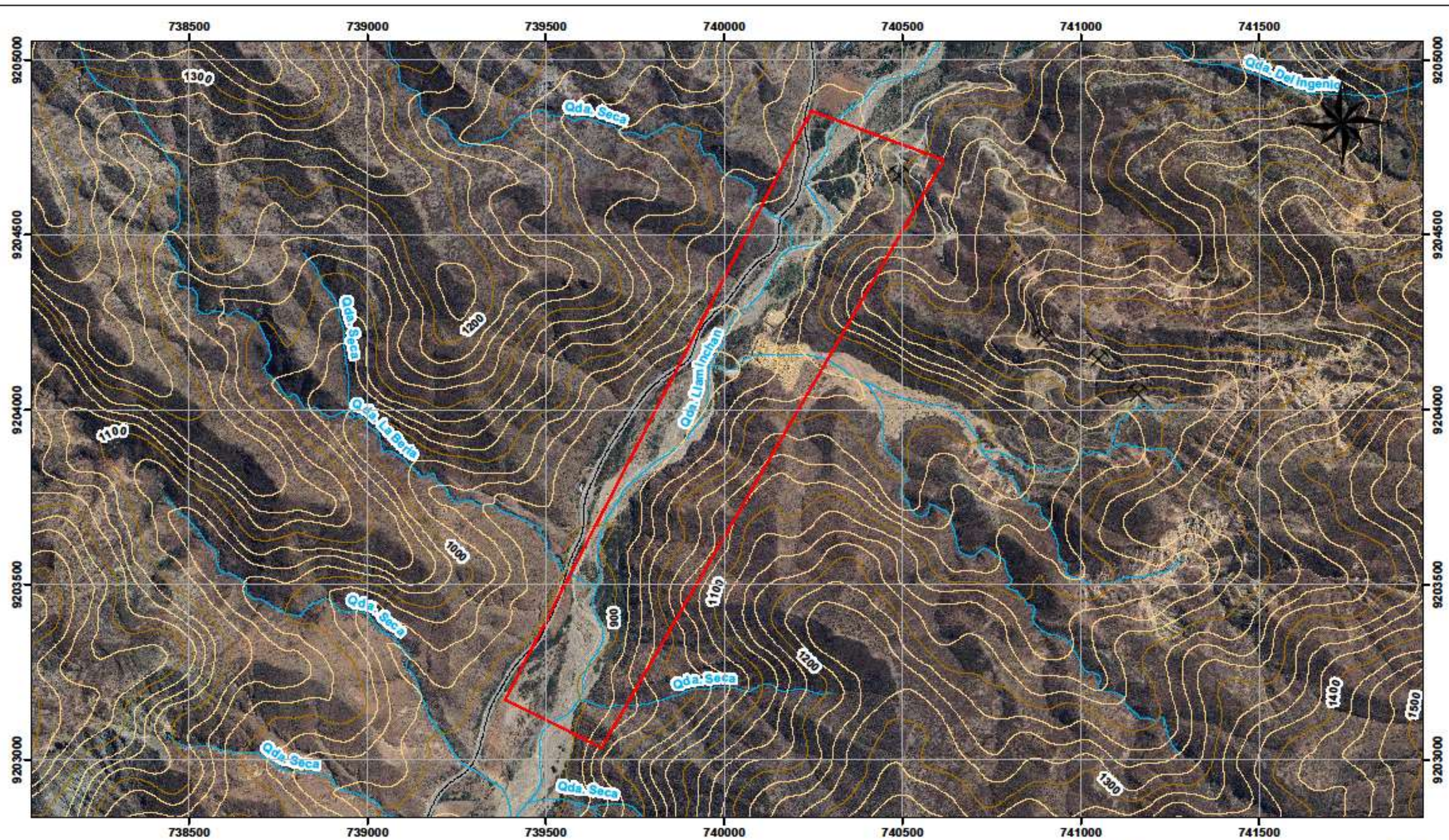
1:125000



0 1.25 2.5 5 7.5 10 Km.

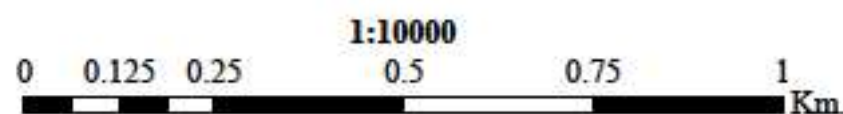
Coordinate System: WGS 1984 UTM Zone 17S
Projection: Transverse Mercator
Datum: WGS 1984

 UNIVERSIDAD NACIONAL DE CATAMARCA ESCUELA DE POSGRADO PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS		
TÍTULO: EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EL RÍO SAN PABLO ADYACENTE A LOS RELAVES DE LA MINA PARADONTA, CDTT		
PLANO: ACCESTRITIA		
TITULO: Doña Lucía del Valle Huacua Arce ASESOR: Dr. Ing. Caspa Zorco Quinte Manra ESCALA: 1:125.000 FECHA:	DATUM: WGS-1984 UTM - ZONA 17S	N.º LÁMINA 02



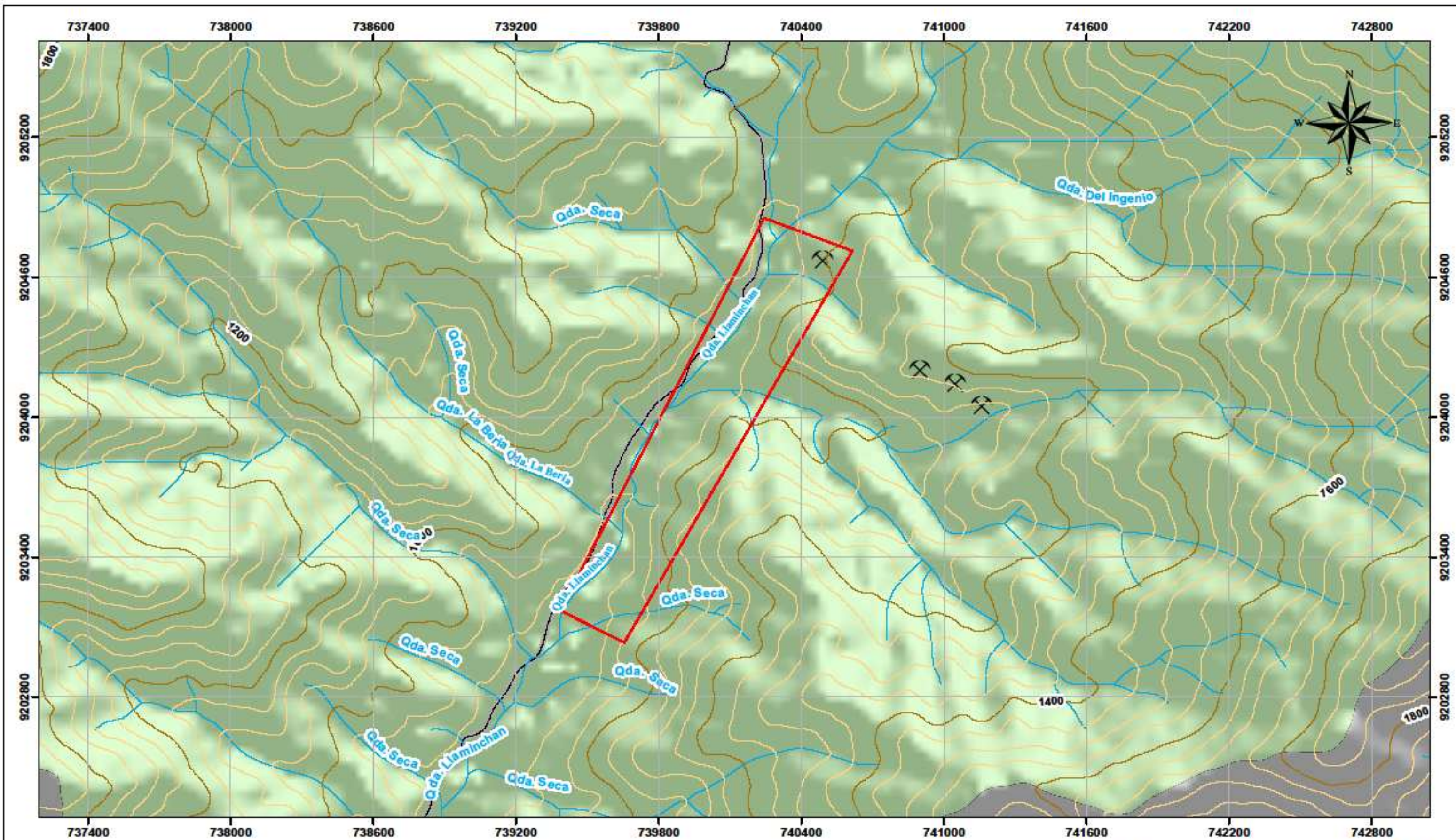
SIMBOLOGÍA

	Bocamina		Curva de nivel menor (25 m)
	Área de investigación		Drenajes
	Curva de nivel mayor (100 m)		Red vial



Coordinate System: WGS 1984 UTM Zone 17S
 Projection: Transverse Mercator
 Datum: WGS 1984

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CATAMARCA ESCUELA DE POSGRADO PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS		
TÍTULO: EVALUACIÓN DE LA CANTIDAD DE AGUA EN EL RÍO SAN PABLO AVANZADA A LOS RELEVANTES DE LA MINA DARBONTA, CITT DE		
PLANO: SATELITAL		
TITULAR: Doña Lucía del Valle Huacua Acevedo	DATEM: 2018 - 1993	Nº LÁMINA: 03
ASESOR: Dr. Ing. Caspar Zenon Quiroz Murrillo	UTM - ZONA 17S	
ESCALA: 1:10.000	FECHA:	



LEYENDA

Microcuenca de la Qda. Llaminchán

SIMBOLOGÍA

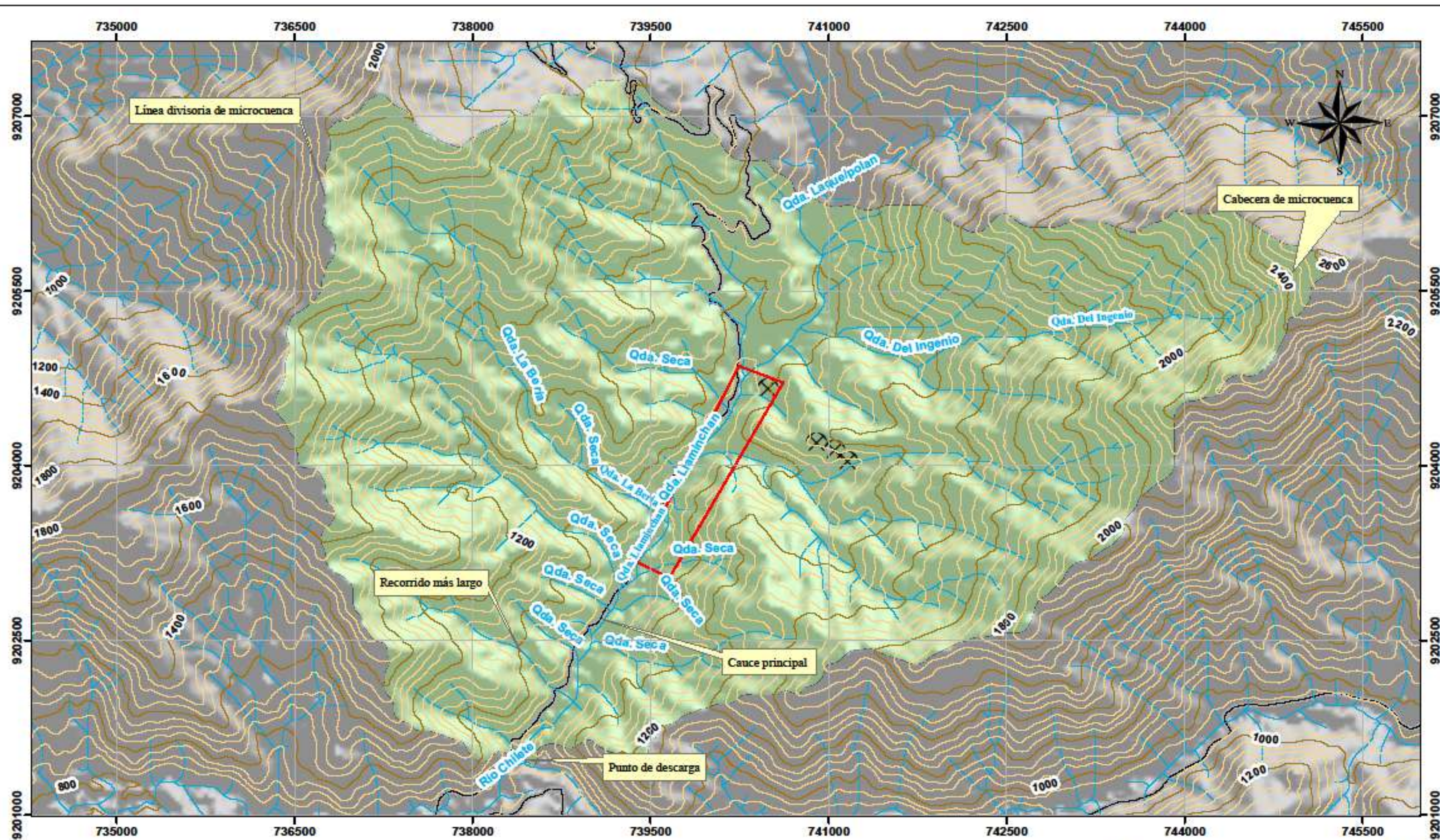
Área de investigación	Drenaje
Curva mayor	Bocamina
Curva menor	Red vial

0 0.15 0.3 0.6 0.9 1.2 Km.

1:15000

Coordinate System: WGS 1984 UTM Zone 17S
 Projection: Transverse Mercator
 Datum: WGS 1984

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CAJAMARCA ESCUELA DE POSGRADO PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS		
TESIS: EVALUACIÓN DE LA CANTIDAD DEL AGUA EN EL RÍO SAN PABLO ADYACENTE A LOS RILAVES DE LA MINA PARTICIÓN, CITT DE		
PLANO: METEOROLÓGICO		
TESIS: Doña. Lexia del Pilar Linares Alarcos	DATUM: WGS - 1984	N° LÁMINA: 04
ASESOR: Dr. Ing. Carlos Zúñiga Quispe Márquez	ESCALA: 1:15000	FECHA:



LEYENDA

Microcuenca de la Qda. Llaminchán

SIMBOLOGÍA

Área de investigación

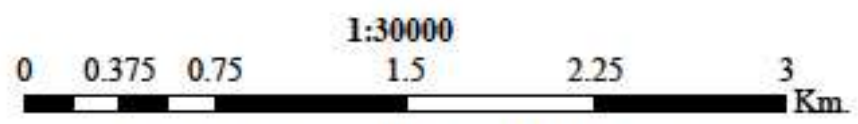
Curva mayor

Curva menor

Drenaje

Bocamina

Red vial



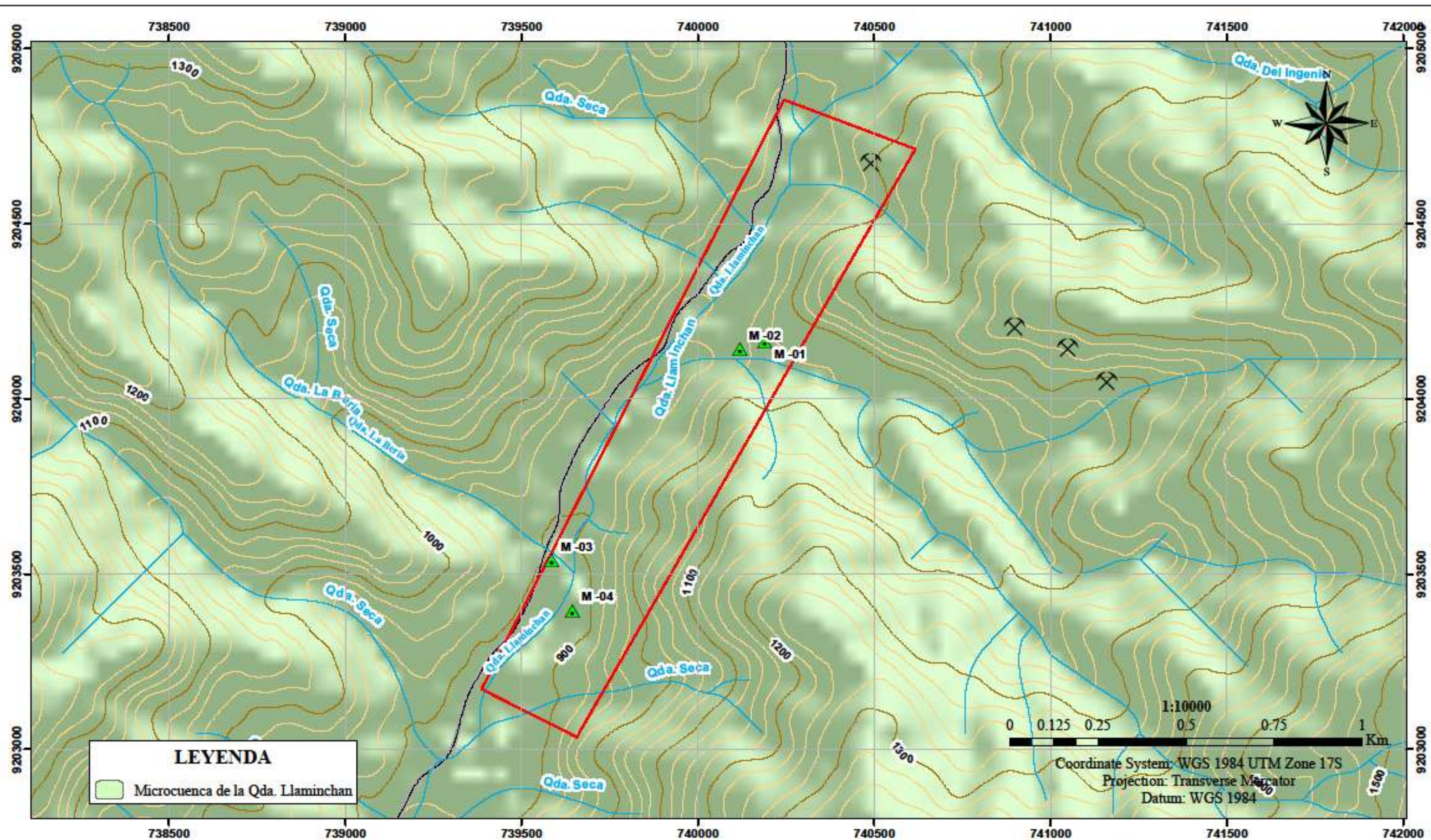
Coordinate System: WGS 1984 UTM Zone 17S
 Projection: Transverse Mercator
 Datum: WGS 1984

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CATAMARCA
 ESCUELA DE POSGRADO
 PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS

LLUIS: EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA EN EL RÍO SAN PABLO
 AVANZADA A LOS RELEVANTES DE LA MENA PAREDONTES-CITITUT

PLANO: MICROCUENCA

TITULISTA: Dora Lucio del Río Huacua Acego	DATEM: 2018 - 1993	Nº LÁMINA: 05
ASESOR: Dr. Ing. Caspar Zorzo Quiroa Maturru	UEB: ZONA 17S	
ESCALA: 1:30.000	FECHA:	



Estación de muestreo	Descripción de la ubicación de la muestra	Coordenadas UTM/WGS84		
		Este	Norte	Cota
M-01	Zona alta del relieve	740190	9204161	968
M-02	Zona intermedia del relieve	740119	9204140	945
M-03	A 150 metros agua debajo de la Qda. Llamínchan	739585	9203538	902
M-04	Cerca de un meandro y a unos metros más abajo de la M-03	739644	9203395	901

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CAJAMARCA
 ESCUELA DE POSGRADO
 PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS

TESIS: EVALUACIÓN DE LA CANTIDAD DEL AGUA EN EL RÍO SAN PABLO ADYACENTE A LOS RÍOS DE LA VENA PARTICIONAL, CUITO

PLANO: UBICACIÓN DE LOS PUNTOS DE MUESTREO

TESISTA: EVEL LUCÍA DEL PILAR JUANES ALVAREZ

ASESOR: Dr. Ing. César Zúñiga Quispe Sarmiento

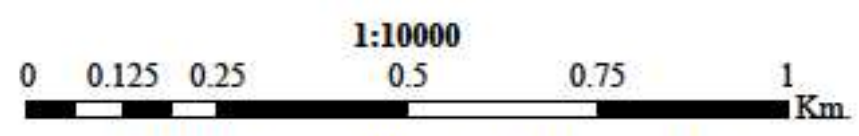
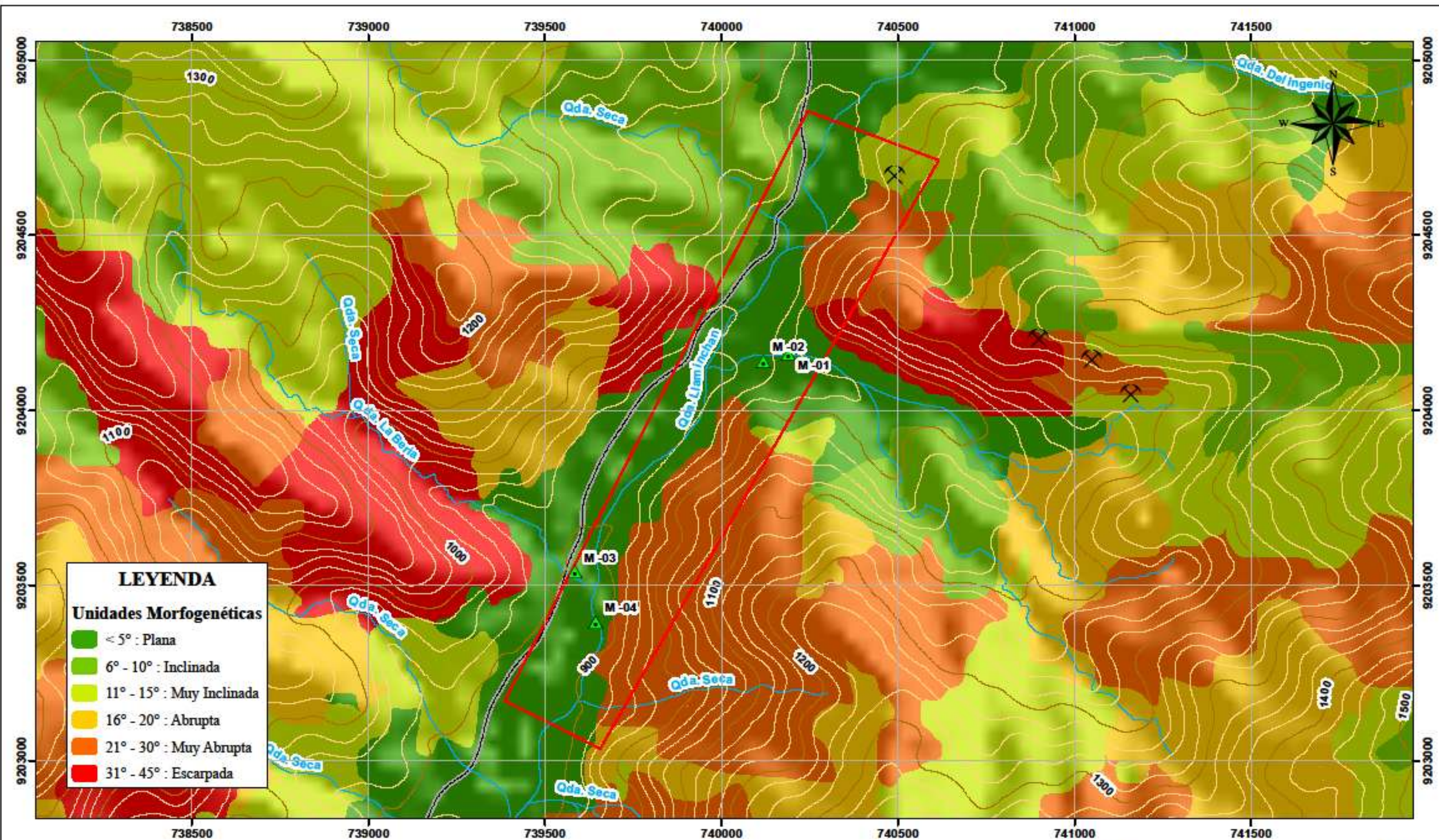
ESCALA: 1:10.000

FECHA: _____

DATUM: WGS - 1984

UTM - ZONA 17S

06



Coordinate System: WGS 1984 UTM Zone 17S
 Projection: Transverse Mercator
 Datum: WGS 1984

UNIVERSIDAD NACIONAL DE CATAMARCA
 ESCUELA DE POSGRADO
 PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS

ILUSI: EVALUACIÓN DE LA CANTIDAD DE AGUA EN EL RÍO SAN PABLO
 AVANZADA A LOS RELIEVES DE LA MINA PARADONIS - CITT DE

PLANO: ENTIDADES MORFOGÉNICAS

TITULISTA: Dora Lucir del Río Huacua Acevedo	DATE: 2015 - 1991	Nº LÁMINA
ASESOR: Dr. Ing. Caspa Zenon Quispe Mamaná	UBI - ZONALES	07
ESCALA: 1:10.000	FECHA:	