



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

ESCUELA DE POSGRADO

MAESTRÍA EN DESARROLLO RURAL



TESIS

NIVELES DE PLOMO Y MERCURIO EN AGUA, PASTO, LECHE Y QUESO EN LA MICROCUENCA LLALLIMAYO – MELGAR – PUNO

PRESENTADA POR:

DARIO CONDORI QUISPE

PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:

MAGISTER SCIENTIAE EN GESTIÓN DE RECURSOS NATURALES Y
MEDIO AMBIENTE

PUNO, PERÚ

2024

Reporte de similitud

NOMBRE DEL TRABAJO

NIVELES DE PLOMO Y MERCURIO EN AGUA, PASTO, LECHE Y QUESO EN LA MICROCENCUA LLALLIMAYO – MELGAR – PUNO

AUTOR

DARIO CONDORI QUISPE

RECuento DE PALABRAS

23483 Words

RECuento DE CARACTERES

118169 Characters

RECuento DE PÁGINAS

94 Pages

TAMAÑO DEL ARCHIVO

3.8MB

FECHA DE ENTREGA

Sep 10, 2024 4:34 PM GMT-5

FECHA DEL INFORME

Sep 10, 2024 4:36 PM GMT-5


● 15% de similitud general

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

- 14% Base de datos de Internet
- Base de datos de Crossref
- 6% Base de datos de trabajos entregados
- 2% Base de datos de publicaciones
- Base de datos de contenido publicado de Crossref

● Excluir del Reporte de Similitud

- Material bibliográfico
- Material citado
- Material citado
- Coincidencia baja (menos de 12 palabras)


Rojando D. Rojas Espinoza
MVZ.-Mg. Sc. CMVP. 1424



Resumen



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL ALTIPLANO

ESCUELA DE POSGRADO

MAESTRÍA EN DESARROLLO RURAL

TESIS

NIVELES DE PLOMO Y MERCURIO EN AGUA, PASTO, LECHE Y QUESO EN LA MICROCUENCA LLALLIMAYO – MELGAR – PUNO



PRESENTADA POR:

DARIO CONDORI QUISPE

PARA OPTAR EL GRADO ACADÉMICO DE:

MAGISTER SCIENTIAE EN GESTIÓN DE RECURSOS NATURALES Y MEDIO
AMBIENTE

APROBADA POR EL JURADO SIGUIENTE:

PRESIDENTE


Ph.D. BERNARDO ROQUE HUANCA

PRIMER MIEMBRO

.....
Mg. CARLOS ANTONIO ESPINOZA ZEVALLOS

SEGUNDO MIEMBRO


.....
M.Sc. PERCY ARTURO GINEZ CHOQUE

ASESOR DE TESIS


.....
M.Sc. ROLANDO DANIEL ROJAS ESPINOZA

Puno, 30 de mayo de 2024.

ÁREA: Biodiversidad y medio ambiente.

TEMA: Niveles de Plomo y Mercurio en el agua.

LÍNEA: Biodiversidad y Medio Ambiente.



DEDICATORIA

A Dios, por estar conmigo en cada paso que doy, por fortalecer mi corazón e iluminar mi mente y por haber puesto en mi camino a aquellas personas que han sido mi soporte y compañía para no desmayar ante cualquier obstáculo.

A mi padre y madre, quienes siempre han creído en mí, gracias por su amor, por su sacrificio y por enseñarme a nunca rendirme ante los obstáculos de la vida, a mis hermanos por su constante apoyo y esfuerzo, aun en los momentos más difíciles.

A mi hija Annel Johanna, quien es el impulso invaluable y la motivación de mi vida.

Dario Condori Quispe



AGRADECIMIENTOS

Expreso mi agradecimiento al Dr. Julio Málaga Apaza (†) asesor de tesis, por haberme brindado la oportunidad de recurrir a su capacidad y conocimiento científico, así como también por su apoyo incondicional, paciencia, tiempo invertido y sus consejos, fueron apoyo fundamental en la culminación del presente trabajo de tesis.

Al M.Sc. Rolando Daniel Rojas Espinoza, por su apoyo que me ha brindado como asesor de tesis, en la etapa final de culminación de mi trabajo de investigación.

A la Escuela de Posgrado de la Universidad Nacional del Altiplano por haberme permitido ser parte de ella, así como también a los diferentes docentes que me brindaron sus conocimientos y su apoyo para seguir adelante día a día.

A los miembros de jurado: PhD. Bernardo Roque Huanca, Mg. Carlos Antonio Espinoza Zevallos, M.Sc. Percy Arturo Ginez Choque, quienes con sus excelentes conocimientos en investigación aportaron a través de sus observaciones respecto a las correcciones, sugerencias y en la redacción del trabajo de investigación.

A mis padres y hermanos que me brindan el apoyo, la alegría y me dan la fortaleza necesaria para seguir adelante.

De igual manera un agradecimiento especial a la Ing. Verónica Pucapuca Cuellar por su apoyo incondicional y el empuje que siempre supo darme para que cada día suba un escalón en esta vida.

Dario Condori Quispe



ÍNDICE GENERAL

	Pág.
DEDICATORIA	i
AGRADECIMIENTOS	ii
ÍNDICE GENERAL	iii
ÍNDICE DE TABLAS	v
ÍNDICE DE FIGURAS	vi
ÍNDICE DE ANEXOS	vii
ACRÓNIMOS	viii
RESUMEN	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN	3

CAPÍTULO I

REVISIÓN DE LITERATURA

1.1	Marco teórico	5
1.1.1	El Plomo	5
1.1.2	El Mercurio	10
1.1.3	El agua	12
1.1.4	Los pastos	13
1.2	Antecedentes	14
1.2.1	Internacionales	14
1.2.2	Nacionales	15
1.2.3	Locales	19

CAPÍTULO II

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

2.1	Identificación del problema	22
2.2	Enunciados del problema	23
2.2.1	Problema general	23
2.2.2	Problemas específicos	23
2.3	Justificación	23
2.4	Objetivos	25
2.4.1	Objetivo general	25
2.4.2	Objetivos específicos	25



2.5	Hipótesis	25
2.5.1	Hipótesis general	25
2.5.2	Hipótesis específicas	25
CAPÍTULO III		
MATERIALES Y MÉTODOS		
3.1	Lugar de estudio	26
3.2	Población	26
3.3	Muestra	27
3.4	Método de investigación	27
3.5	Descripción detallada de métodos por objetivos específicos	28
3.5.1	Determinación de plomo	28
3.5.2	Determinación de mercurio	28
3.5.3	Descripción detallada del uso de materiales, equipos, instrumentos, insumos	29
3.5.4	Aplicación de prueba estadística inferencial	30
CAPÍTULO IV		
RESULTADOS Y DISCUSIÓN		
4.1	Resultados	32
4.1.1	Niveles de plomo en agua, pasto, leche y queso	32
4.1.2	Niveles de mercurio en agua, pasto, leche y queso	35
4.1.3	Asociación de plomo y mercurio entre las unidades de estudio	39
4.2	Discusión	42
4.2.1	Niveles de plomo en agua, pasto, leche y queso	42
4.2.2	Niveles de mercurio en agua, pasto, leche y queso	49
4.2.3	Correlación de las unidades de evaluación para plomo y mercurio	52
CONCLUSIONES		54
RECOMENDACIONES		55
BIBLIOGRAFÍA		56
ANEXOS		70



ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
1. Distribución de unidades de estudio para la investigación.	27
2. Condiciones de medición.	30
3. Concentración de plomo en cuatro factores de estudio en la cuenca Llallimayo 2023	32
4. Concentración de mercurio (mg) en unidades de estudio en la cuenca Llallimayo 2023	35
5. Correlación entre leche y queso, agua y leche sobre metales plomo y mercurio	39



ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
1. Relación entre el agua y pasto para el contenido de plomo	40
2. Correlación de plomo entre leche y queso.	40
3. Correlación de mercurio entre agua y pasto.	41
4. Correlación de mercurio entre leche y queso.	42
5. Análisis en la Universidad Nacional Mayor de San Marcos	79
6. Equipo Automuestrador	79
7. Equipo Espectrofotómetro de absorción atómica con horno de grafito	80
8. Horno mufla	80
9. Vista panorámica de la Micro cuenca de Llallimayo	81
10. Vista panorámica de la confluencia de los ríos Hatun Ayllu (agua de color rojo de origen minero) y río Pataqueña (agua transparente y limpio).	81
11. Vista del Río Llallimayo contaminado con agua de color rojo	82
12. Toma de Muestra de agua	82
13. Toma de Muestra de agua	83
14. Toma de Muestra pasto	83
15. Toma de Muestra de Leche	84



ÍNDICE DE ANEXOS

	Pág.
1. Matriz de consistencia	70
2. Base de datos	71
3. Panel fotográfico	79



ACRÓNIMOS

Abs	:	Absorbancia
ADN	:	Ácido desoxirribonucleico
As	:	Arsénico
Bi	:	Bismuto
Cd	:	Cadmio
Cu	:	Cobre
EAA	:	Espectrofotometría de absorción atómica
ECC	:	Comisión de las Comunidades Europeas. Reglamento
EPA	:	Agencia de Protección Ambiental
Hg	:	Mercurio
IARC	:	International Agency for Research on Cancer
mg/kg	:	Miligramos/ kilogramo de pasto
mg/L	:	Miligramos/ litro de leche o agua
µg/kg	:	Microgramos/ kilogramo de queso
N. D.	:	No detectable
Ni	:	Níquel
NOM	:	Norma Oficial Mexicana
OMS	:	Organización Mundial de Salud
Pb	:	Plomo
ppb	:	Partes por billón
Sb	:	Antimonio
SNC	:	Sistema nervioso central
UE	:	Unión Europea
UI	:	Unidad Internacional
USAQ	:	Unidad de Servicios de Análisis Químicos
UNMSM	:	Universidad Nacional Mayor de San Marcos
VIH	:	Virus de la Inmunodeficiencia Humana

RESUMEN

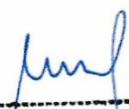
La contaminación por metales pesados de origen minero constituye un grave problema ambiental emergente en la sierra peruana. El trabajo tuvo como objetivo evaluar los niveles de plomo y mercurio en agua, pasto, leche y queso en la microcuenca Llallimayo-Melgar-Puno, ubicada en el área de influencia de la mina de oro Arasi. Los niveles de plomo y mercurio se determinaron mediante el método de espectrofotometría de absorción atómica. Los resultados mostraron que los niveles de plomo fueron superiores ($p < 0,05$) a los límites máximos permisibles en agua ($53,5 \pm 19,8 \mu\text{g/L}$), pasto ($30,3 \pm 14,1 \mu\text{g/kg MS}$), leche ($49,0 \pm 17,6 \mu\text{g/L}$) y queso ($45,9 \pm 13,0 \mu\text{g/kg}$). Los niveles de mercurio también fueron superiores a los límites máximos permisibles en agua ($7,25 \pm 1,41 \mu\text{g/L}$) y pasto ($5,17 \pm 1,26 \mu\text{g/kg MS}$), pero inferiores en leche ($5,17 \pm 2,33 \mu\text{g/kg}$) y queso ($6,94 \pm 4,25 \mu\text{g/kg}$). El coeficiente de correlación fue positivo (0,9) entre agua-pasto y leche-queso para plomo y mercurio. En consecuencia, el agua, el pasto, la leche y el queso en la microcuenca Llallimayo-Melgar-Puno, están contaminados con altos niveles de plomo, mientras que el mercurio está en niveles altos en agua y pasto, más no en leche y queso.

Palabras clave: niveles de plomo y mercurio, agua, pasto, queso, leche, microcuenca Llallimayo

ABSTRACT

Nowadays, heavy metal pollution from mining activity is a serious environmental problem in Peruvian Highlands. The proposal of this work was to evaluate lead and mercury levels on water, grass, milk and cheese at Llallimayo-Melgar-Puno micro-watershed, located in the area of influence of the Arasi gold mine. Atomic absorption spectrophotometry method was employed to quantify both lead and mercury levels in water, grass, milk and cheese. Results shown that lead levels were higher ($p < 0.05$) than maximum permissible limits in water ($53.5 \pm 19.8 \mu\text{g/L}$), grass ($30.3 \pm 14.1 \mu\text{g/kg DM}$), milk ($49.0 \pm 17.6 \mu\text{g/L}$) and cheese ($45.9 \pm 13.0 \mu\text{g/kg}$). Mercury levels were also higher than maximum permissible limits in water ($7.25 \pm 1.41 \mu\text{g/L}$) and grass ($5.17 \pm 1.26 \mu\text{g/kg DM}$) but under it, in milk ($5.17 \pm 2.33 \mu\text{g/kg}$) and cheese ($6.94 \pm 4.25 \mu\text{g/kg}$). Positive correlation coefficient of 0.9 were found between water–grass and milk–cheese for lead and mercury. Consequently, at Llallimayo-Melgar-Puno micro-watershed, water, grass, milk and cheese are contaminated with high levels of lead, while mercury is at high levels in water and grass, but not in milk and cheese.

Keywords: lead and mercury levels, water, grass, cheese and milk, Llallimayo micro-watershed



WENCESLAO T. MEDINA ESPINOZA
Ing. Industrias Alimentarias Reg. CIP 39643
Doctor en Ciencias de la Ingeniería

INTRODUCCIÓN

La minería de oro a cielo abierto en Perú, a partir de la Ley 29023 del año 2007, que autorizó el uso y comercialización del cianuro en la actividad minera, viene explotando los metales preciosos en los Andes, mediante lixiviación en pila, por cianuración o proceso MacArthur-Forrest, a partir de minerales de baja ley, tanto a nivel artesanal, pequeña y gran escala (Verbrugge et al., 2021), gracias a sus altas tasas de recuperación del metal, robustez, ventajas operativas y costos relativamente bajos (Petersen, 2016), siendo una técnica minera bien establecida que contribuye al desarrollo sustancial del sector minero sostenible de oro; sin embargo, es la técnica más tóxica para la salud animal, la salud humana y la salud ambiental, debido a que contamina agua, suelo y aire, con distintas formas químicas de cianuro que se liberan al medio ambiente (Dong et al., 2021).

El cianuro, además de disolver al oro, también disuelve los metales pesados, por lo que los relaves mineros contienen cianuro, metales y metaloides, tales como mercurio, plomo, cobre, cadmio, cromo, hierro, zinc, níquel, arsénico y manganeso (Abdul-Wahab y Marikar, 2012), los mismos que quedan en el relave, sin recuperación, ingresando a los cursos de agua, contribuyendo a elevar su toxicidad, con efectos nocivos (Gönen et al., 2004), en la salud animal, la salud humana y la salud ambiental (Kumar et al., 2017).

El río Ocuwiri es uno de los cursos de agua con evidente contaminación minera con cianuro y metales pesados, con consecuencias graves sobre la vida vegetal, animal y humana, y pasivos ambientales en todo el ámbito de influencia de la mina (M. F. Velarde, 2014), puesto que allí está presente la unidad minera ARASI S.A.C, focalizada en la intersección de dos ríos que forman una Y: el río Pataqueña que baja de las zonas altas, con un caudal de agua limpia y transparente, y el río Hatun Ayllu que baja con aguas de color rojo, formando el río Llallimayo, que arrastra las aguas de color rojo, con evidente contaminación por relaves mineros (Calapuja, 2020).

El problema es bastante preocupante, debido a que las poblaciones asentadas en la cuenca del río Ocuwiri, ya no consumen el agua del río, debido a su color rojo, con evidente presencia de contaminantes de origen minero, tales como barro, lodo, cianuro y metales pesados, utilizándolo solo para el riego de los cultivos, los pastos y el consumo de los animales de crianza, tales como vacunos, ovinos, equinos y camélidos, alterándose el equilibrio de la salud humana, la salud animal y la salud ambiental (Le et al., 2020).

Los estudios indican que las áreas ubicadas en las áreas de influencia minera sufren contaminación por metales pesados en el suelo y el agua (Karn et al., 2021), donde el contenido de plomo en la leche es 0.58 mg/kg, el mismo que está por encima del límite máximo establecido por el *Codex Alimentarius* y las normas de la Comisión Europea, siendo un riesgo para la salud (Castro-Bedriñana et al., 2021), por lo que la contaminación por metales pesados es una preocupación mundial debido a que estos metales ingresan a la cadena trófica, cuyo consumo por los animales y el hombre ponen en serio riesgo la salud pública (Zaynab et al., 2022).

Los distritos afectados por la contaminación de la cuenca Llallimayo son Llalli, Cupi, Umachiri y Ayaviri (Soloisolo, 2022), cuyas poblaciones vienen solicitando el cierre definitivo de las actividades de la minera Arasi SAC, así como la implementación de medidas de biorremediación del agua en la cuenca Llallimayo, por lo que esta zona ha sido declarada por el gobierno como foco de conflictividad social en la región Puno, donde los sectores de la sociedad, el Estado y las empresas perciben que sus objetivos, intereses, valores o necesidades son contradictorios y esa contradicción puede derivar en violencia (Defensoría del Pueblo, 2019).

La población asentada en la cuenca del río Llallimayo se dedica básicamente a la crianza del ganado vacuno productor de leche, como una actividad económica importante, porque de la producción de leche obtienen su alimento y sus ingresos económicos, siendo afectados por la contaminación del agua y el suelo (Aruquipa, 2022); sin embargo, faltan investigaciones científicas que evidencien el problema ambiental de la referida cuenca con relación a los metales pesados de origen minero, por lo que, se ha planteado realizar la investigación con el objetivo de determinar los niveles de plomo y mercurio en agua, pasto, leche y queso de la microcuenca Llallimayo-Melgar-Puno, cuyos resultados serán de utilidad para sensibilizar a los productores de dicha zona, así mismo implementar acciones respecto a la contaminación a fin de contribuir para una mejor calidad de vida.

CAPÍTULO I

REVISIÓN DE LITERATURA

1.1 Marco teórico

1.1.1 El Plomo

El plomo es un metal común que se encuentra en la naturaleza y ha sido utilizado por los humanos durante más de 6,000 años, los antiguos egipcios empleaban estos compuestos como colorantes, cosméticos y para la creación de estatuillas. La primera civilización que utilizó el plomo a gran escala fue Roma para fabricar tuberías del acueducto, en aleaciones con estaño para fabricar vajillas y como pigmento blanco (Retief & Cillers, 2005).

La salud pública puede verse gravemente amenazada por la absorción de este metal, que puede perjudicar el desarrollo intelectual y mental de los niños y provocando hipertensión y enfermedades cardiovasculares en adultos. Debido a un mayor conocimiento público de los riesgos potenciales para la salud que podría presentar el plomo, así como a las medidas para detener las emisiones de plomo en su fuente, el contenido de plomo en los alimentos ha disminuido significativamente en la última década. La absorción de plomo puede constituir un grave riesgo para la salud pública, que puede provocar un retraso del desarrollo mental e intelectual de los niños y causar hipertensión y enfermedades cardiovasculares en los adultos. En el dictamen de 19 de junio de 1992 el SCF establecía que el contenido medio de plomo en los productos alimenticios no debe ser causa de alarma, pero que debe de proseguirse la monitorización a largo plazo con el objetivo de continuar reduciendo los contenidos medios de plomo en los productos alimenticios (Méndez, 2002).

A. Toxicidad

El plomo se absorbe a través de los tractos digestivo, respiratorio y cutáneo; sólo se absorbe una pequeña porción del Pb total ingerido a través del tracto gastrointestinal (10 a 15% en adultos, 50% en niños). La absorción de Pb de incrementa cuando la ingesta de minerales y proteínas en la dieta es insuficiente, y los que tienen deficiencia de hierro, calcio o

zinc son más vulnerables a esta toxicidad. El calcio empleado en una dieta bloquea el transporte activo del plomo intestinal. La neuropatía por Pb es causada por el envenenamiento de las neuronas motoras de la asta anterior de la médula espinal o por la degradación de sus axones y vaina de mielina. La adenil ciclasa en el sistema nervioso central (SNC) y la enzima delta-aminolevulínico deshidratasa de los glóbulos rojos son inhibidas por el plomo, que también es un neurotóxico periférico y central. El plomo en la sangre tiene una vida media de alrededor de 30 días. se distribuye en todos los tejidos teniendo afinidad por el sistema nervioso central, en especial por el que se encuentra en desarrollo, se acumula principalmente en los huesos donde puede permanecer hasta 20 años donde puede ser removido como sucede en la lactancia, originando niveles de plomo en la leche materna (Retief & Cillers, 2005).

B. Toxicocinética del plomo

La forma química en la que se encuentra el Pb es una de varias variables que afecta la cantidad que se absorbe en el sistema digestivo. Las sustancias orgánicas, el tetraetilo de Pb, absorbiendo con mayor facilidad en el tracto digestivo siendo mayor al 90 % y son acumulados gradualmente en los huesos, los riñones, los músculos, hígado y el SNC en diversos grados. En adultos, se absorbe en el sistema digestivo hasta un nivel limitado de 5 al 10 % en condiciones típicas. Sin embargo, las estimaciones de la absorción de Pb inorgánico en recién nacidos y niños oscilan entre el 40 y el 50 %. La mayor parte del Pb absorbido se elimina por orina (75%) y heces (16%). La deficiencia de hierro también afecta a la absorción de Pb en el tracto gastrointestinal y la disminución de la ingesta de Zn también da a lugar a un aumento de la absorción gastrointestinal y un aumento de la toxicidad del Pb (Słota et al., 2021).

C. Absorción

La absorción es diferente dependiendo del tipo de sal de la cual se está hablando, al igual que su distribución; como es el caso de compuestos como óxidos, sales o compuestos orgánicos como el tetraetilo y tetrametilo de Pb (Rădulescu & Lundgren, 2019). Sus principales vías de ingreso son

la aérea y la oral; teniendo en cuenta que la entrada por vía dérmica es relativamente efectiva como barrera a la entrada del toxico; teniendo en cuenta que los compuestos orgánicos de este metal pueden absorberse en niveles realmente peligrosos como es el caso del tetraetilo de plomo con una dosis mortal de 700 mg/kg en conejos, siendo esta dosis seis veces mayor que por vía oral (Kumar et al., 2020).

D. Por Inhalación

En el sistema digestivo, el Pb se absorbe hasta el 60%. El Pb se absorbe activamente posterior a la ingestión, de acuerdo a la forma, tamaño, tránsito gastrointestinal, edad y estado nutricional. La absorción es mayor cuando el tamaño es pequeño, en caso de existir una deficiencia de calcio o hierro, una ingestión considerable de calorías inadecuadas insuficientes y en niños la absorción es de 30 hasta 50 % y en adultos oscila 10 %. La absorción de Pb se ha relacionado con una mala ingesta de hierro. La vitamina D incrementa la absorción de Pb y otros agentes también pueden afectar la absorción de Pb (Zhang et al., 2021).

E. Por Ingestión

En el sistema digestivo, el Pb se absorbe hasta el 60%. El Pb se absorbe activamente posterior a la ingestión, de acuerdo a la forma, tamaño, tránsito gastrointestinal, edad y estado nutricional. La absorción es mayor cuando el tamaño es pequeño, en caso de existir una deficiencia de calcio o hierro, una ingestión considerable de calorías inadecuadas insuficientes y en niños la absorción es de 30 hasta 50 % y en adultos oscila 10 %. La absorción de Pb se ha relacionado con una mala ingesta de hierro. La vitamina D incrementa la absorción de Pb y otros agentes también pueden afectar la absorción de Plomo (Zhang et al., 2021).

F. Distribución

Es distribuido por los huesos, tejidos blandos y la sangre. Inicialmente circula en sangre unido a los glóbulos rojos (un 95% unido a eritrocitos; posteriormente se distribuye en tejidos blandos (hígado, riñón, medula ósea y sistema nervioso central); pasado entre uno y dos meses se

difunde a los huesos donde permanece inerte y no tóxico (Edetanlen & Saheeb, 2019).

La sangre transporta el Pb absorbido, que se distribuye alrededor del 90% a los huesos y el 10% restante a los tejidos blandos, el hígado y los riñones. Se absorbe rápidamente a través de la placenta y daña el embrión en desarrollo. La vida media del Pb en el organismo es variable, según el lugar en donde se encuentra; de 3 a 4 semanas si el metal se encuentra en sangre; de 4 semanas si se depositó en tejidos blandos y de 20 a 27 años si está en tejido óseo (Słota et al., 2021).

Dentro de la sangre está presente en los eritrocitos, dejando sólo una fracción de menos de 1 al 5 % libre en el plasma (Ramírez, 2005). La proporción de Pb en el plasma aumenta con niveles elevados de Pb en sangre. La alta afinidad del Pb por la deshidratasa del ácido-aminolevulínico, una enzima que se encuentra en las células, incluidos los eritrocitos, parece ser la causa de la unión del Pb en los eritrocitos. La enzima de 250 kDa, que tiene dos tipos diferentes de sitios de unión a Zn, cisteínas reactivas y cuatro sitios activos, es la segunda enzima en la ruta del hemo. El Pb tiene una afinidad por las proteínas 20 veces más fuerte que el Zn y reemplaza parcialmente al Zn. Tal unión causa inhibición de la actividad de la enzima. Se ha estimado que la vida media del plomo en la sangre humana adulta es de 28 días. El cuerpo acumula plomo a lo largo de la vida y normalmente lo libera muy lentamente. Tanto las exposiciones elevadas pasadas como las actuales al plomo aumentan los riesgos de los pacientes de sufrir efectos adversos para la salud debido al plomo (Słota et al., 2021).

G. Eliminación

El Pb se elimina principalmente del cuerpo a través de la orina y heces, mientras que existen mecanismos adicionales menos eficientes, 16 por heces y el 76% por orina, siendo esta vía la más significativa en este caso. Se menciona que existe filtración glomerular y un relativo grado de reabsorción tubular; igualmente que en los niños la vía de eliminación gastrointestinal es tan relevante como la vía urinaria (Kumar et al., 2020).

En exposiciones bajas, la excreción en las heces es aproximadamente la mitad que, en la orina, a niveles más altos probablemente menos (Yabe et al., 2018).

Riñones: La filtración glomerular es realizada para la excreción de la orina, mientras que es probable que ocurra algo de reabsorción tubular posterior a la filtración. La tasa de excreción de Pb en la orina tiene un patrón diurno y disminuye por la noche. Además, el flujo de orina tiene un impacto en la excreción. Además, la bilis y el jugo pancreático se utilizan para eliminar el plomo. Potencialmente, un compuesto de Pb-glutación se excreta en la bilis. El Pb se elimina parcialmente a través de la transpiración y la saliva. Se excreta en cantidades muy mínimas como en las uñas y el pelo. El Pb también se incorpora en el semen, la placenta, el feto y la leche (Bischoff et al., 2014).

H. Toxicodinámica del plomo

Debido a que el Pb no tiene función biológica en ningún organismo vivo; genera daños y efectos adversos en la salud cuando se tienen niveles de este metal en cualquiera de los sistemas anteriormente mencionados (Wani et al., 2015). La afinidad del Plomo por los grupos sulfhidrilo, se da por las enzimas dependientes de Zn, proporciona el mecanismo de acción. El Pb impide inicialmente el metabolismo del Ca en bajas cantidades. El Pb reemplaza el Ca comportándose como segundo mensajero intracelular, alterando la distribución de Ca en los compartimientos dentro de la célula; activa la proteinquinasa C, se une a la calmodulina e inhibe la bomba de Na-K-ATPasa, lo que aumenta el Ca intracelular (Edetanlen & Saheeb, 2019).

I. Efectos sobre la salud por exposición a Pb

Malestar estomacal, dolor de cabeza, irritabilidad y diferentes síntomas con el sistema neurológico son signos de intoxicación aguda de Plomo. Adicionalmente, puede haber encefalopatías, caracterizadas por insomnio e inquietud. En niños pueden tener problemas de conducta, problemas de aprendizaje y problemas de atención. Las personas pueden

experimentar psicosis aguda, desorientación y disminución de la conciencia en graves encefalopatías. La exposición al Plomo a largo plazo puede causar pérdida de memoria, tiempos de respuesta más lentos y comprensión deficiente. Los niveles medios de Pb en sangre inferiores a 3 mmol/L muestran síntomas de neuropatía periférica, que incluyen una transmisión nerviosa más lenta y una sensibilidad cutánea disminuida. El daño puede ser irreversible si la neuropatía es grave. La interrupción de la síntesis de hemoglobina es el síntoma más notorio del envenenamiento por Plomo en casos menos severos. Se puede desarrollar anemia con la exposición prolongada al Pb. Investigaciones recientes han demostrado que la exposición al Pb de bajo nivel a largo plazo en los niños también puede llevar a la disminución de la capacidad intelectual (Edetanlen & Saheeb, 2019).

1.1.2 El Mercurio

El mercurio es uno de los metales pesados que se conoce y utiliza desde la antigüedad; la muestra de mercurio líquido más antigua de que se tiene noticias se encontró en una tumba egipcia en Kurna y data de 1 600 a. C. En China e India también se conocía el mercurio en la misma época (Marchini et al., 2022).

Hay tres estados de oxidación para el mercurio, independientemente en la forma que se presenta como: mercurio elemental, compuestos mercuriosos y compuestos mercúricos. Por otro lado, los caudales de los ríos suelen incluir 3 sales de mercurio. Además de estas formas inorgánicas el mercurio también se encuentra en compuestos orgánicos entre los que destaca por sus efectos toxicológicos y ambientales el metilmercurio, y este último, puede provocar alteraciones elementales es el único metal líquido al que se le conocen múltiples efectos tóxicos dependiendo del desarrollo normal del cerebro de los lactantes e incluso en altas concentraciones puede causar modificaciones neurológicas en adultos (Méndez, 2002).

Prácticamente no hay transferencia de mercurio a la sección aérea de la planta, según estudios previos mencionan que el 80-100% del mercurio aplicado con el lodo todavía estaba presente en los 15 cm incluso en muestras a las que se

había aplicado durante largos períodos de tiempo de 20 hasta 24 años (ATSDR, 2022).

A. Toxicidad

La ingestión, la inhalación y el contacto cutáneo son formas en que el mercurio puede ingresar al cuerpo. Dado que del 90 al 95% se absorben en el sistema digestivo, la vía oral es la vía predominante de exposición. La toxicidad del mercurio está relacionada con la unión covalente al grupo sulfhidrilo (SH). Con afinidad al grupo carboxilo, amida y amina, lo que se suma a su toxicidad en la membrana citoplasmática, que tiene grupos sulfhidrilo para la permeabilidad normal y las propiedades de transporte. Inhibe enzimas esenciales como las catalasas plasmáticas, asimismo afecta la homeostasis del ion calcio, incluso en exposiciones a corto plazo (menores a 24 horas) produciendo muerte neuronal (Marchini et al., 2022).

B. Toxicodinámica del Hg

Los efectos nocivos, tanto inorgánico como orgánico, son causados por el hecho de que cuando está en su estado ligado, se adhiere a los componentes celulares orgánicos con sulfhidrilo e interrumpe una variedad de procesos metabólicos y enzimáticos dentro de la pared y su célula. Debido a que precipita las proteínas producidas por la célula, como la neurona, y debido a que inhibe grupos de numerosas enzimas cruciales, el mercurio tiene un efecto nocivo sobre los sistemas enzimáticos. Se une a grupos celulares que tienen un alto contenido de radicales sulfhidrilo en estado iónico, alterando una serie de sistemas metabólicos y enzimáticos de la célula, así como la pared celular. También previene la síntesis de proteínas en las mitocondrias, lo que tiene un impacto en la actividad energética de las mitocondrias. Cambia la capacidad de la membrana para transportar potasio y ATPasa, así como la actividad de la fosfatasa alcalinas en los túbulos proximales del riñón. Bloquea enzimas cruciales en el sistema enzimático. Por todas las razones antes mencionadas, el mercurio puede dañar las células de cualquier tejido donde se acumule en concentraciones suficientemente altas. Al igual que el cadmio, el cobre y el zinc, el mercurio provoca el desarrollo de metalotioneína, un receptor

de proteína de bajo peso molecular, y se une al saturando su receptor, en varios órganos, como el riñón. Cuando se produce demasiada metalotioneína debido a la alta concentración de toxinas, se altera el entorno orgánico justo donde se produce. Los anticuerpos humorales son reducidos por el metilo de mercurio. Se ha descubierto que las exposiciones breves tienen el potencial de estimular inicialmente el sistema inmunitario. También puede fijarse sobre los ácidos desoxirribonucleicos con desnaturalización o asociaciones reversibles a la adenina y timina, lo cual podría explicar las aberraciones cromosómicas y anomalías congénitas observadas durante las intoxicaciones alimentarias con metilmercurio (Edetanlen & Saheeb, 2019).

1.1.3 El agua

Es un vector que puede servir como vía de propagación de muchas enfermedades en las personas. Hasta el momento se han identificado más de 20 enfermedades, algunas de las cuales tienen importantes tasas de morbilidad y mortalidad, donde el agua tiene un papel directo o indirecto en el desarrollo de la enfermedad. En los países subdesarrollados, beber agua contaminada es responsable de alrededor del 80 % de las infecciones y de más de un tercio de las muertes. Una de las recomendaciones de la Conferencia de las Naciones Unidas sobre Medio Ambiente y Desarrollo de 1992 en Río de Janeiro decía que las enfermedades crónicas quitan, en promedio, una décima parte del tiempo productivo por cada persona (Castillo, 2019). La preocupación por la exposición del hombre a sustancias químicas y compuestos que ponen en peligro la salud es generalizada. Entre estos riesgos destaca la exposición a arsénico, por aguas de consumo y secundariamente por vía inhalatoria (Bhat et al., 2024).

El efecto de metales pesados es muy impactante, como en el cambio de alcalinidad del suelo, contaminación del agua, fauna y de cultivos, que en este afecta en la productividad. El problema de contaminación del medio ambiente por metales es silencioso, no se ve, y cuando nos damos cuenta del daño que producen ya es tarde, sobre todo son peligrosos para la salud; felizmente se están tomando medidas, aunque la intoxicación por plomo puede simular otras enfermedades, como esclerosis, por ejemplo (Dehghanifiroozabadi et al., 2019).

1.1.4 Los pastos

La escases de pastos en los altos Andes de la Región Puno es evidente, debido a la presencia frecuente de granizadas e intensa y persistente precipitación pluvial en época de lluvia, y heladas durante la época seca, que causan muerte de animales y los pastizales naturales manifiestan síntomas típicos de deterioro en cantidad y calidad debido además, al sobrepastoreo que da lugar a suelos sin adecuada cobertura vegetal, dando lugar a la invasión de especies no deseables (Villalta-Rojas et al., 2016).

La pastura natural engloba un conjunto de especies vegetales que se establecen en ciertos lugares; están conformadas por bosques monte bajo, pajonales que se encuentran en la puna altoandina. La vegetación se encuentra en equilibrio con el ambiente como es el caso del “ichu” que por acción del hombre (quema de pastizal) o de los animales domésticos (sobre pastoreo) puede ser alterado (M. E. Tapia & Flores, 1984).

Uno de los factores que contribuyen a la pérdida de la cubierta vegetal es el sobrepastoreo, que se produce cuando hay más animales presentes de los que se pueden mantener en una determinada cantidad de tierra, el suelo es propenso a la erosión y falta agua. Si se toma en cuenta que el animal come selectivamente unas especies vegetales más que otras, la capacidad de recuperación del pastizal se debilita, puesto que, surge una nueva composición botánica, pudiendo invadir inclusive especies indeseables dando lugar a la disminución de especies decrecientes (Villalta-Rojas et al., 2016). Las repercusiones en los pastos naturales con frecuencia causadas por las actividades humanas combinadas con los efectos del cambio climático, que resultan en la extinción de especies palatables y reducen su disponibilidad de pastura para ovejas, vacas y alpacas. Esto disminuye la cantidad de cobertura vegetal, aumenta la erosión, compacta el suelo como resultado de las pisadas de animales y reduce la infiltración y retención de agua por ausencia de la materia orgánica y actividad microbiana. Además, el sobrepastoreo produce desequilibrio entre la capacidad de carga de una asociación de especies vegetales y la carga animal a la que es sometida durante largo periodo, que no permite la pronta recuperación del pastizal debido además al manejo

inapropiado por parte del productor, por mantener su capital pecuario (Villalta-Rojas et al., 2016; Zandler et al., 2023).

Estos problemas generalmente están relacionados con el comportamiento del tiempo atmosférico que varía día a día y comprende variables como precipitación pluvial, granizadas, humedad, radiación solar, temperatura y viento. Entonces, se entiende por clima como el promedio de las observaciones del estado atmosférico durante, por lo menos, 30 años en una zona del territorio y las variaciones que se van dando tienen gran influencia en el desarrollo de los pastizales (Shine et al., 2005).

1.2 Antecedentes

1.2.1 Internacionales

Saeed et al. (2017) indican que el plomo, gracias a sus propiedades fisicoquímicas, fue utilizado desde los tiempos de Hipócrates en la confección de lámparas, ollas, urnas, sarcófagos y estatuillas; sin embargo, fue muy tóxico, manifestándose con altos niveles de morbilidad y mortalidad, y continúa siendo un importante problema de salud pública.

Raubenheimer (1918) indica que el Mercurio, del Griego *Hydrurgyros* del Latín *Hydrurgyrum*, que significa “agua de plata” o “plata líquida”, un metal con movilidad y volatilidad, es de gran importancia en la medicina, la farmacia, la odontología, la química y la tecnología.

Bernhoft (2012) describe al mercurio como un metal pesado tóxico que se presenta en varias formas químicas, con una farmacocinética compleja, ampliamente distribuido en la naturaleza, cuya mayor parte de la exposición humana se debe al consumo de pescado o amalgama dental, causando una amplia gama de cuadros clínicos.

Harada (1995) reportó la contaminación por mercurio en la bahía de Minamata-Japón, donde el año 1953 apareció una extraña enfermedad en los residentes que sin saberlo, consumieron pescado y mariscos durante decenas de años, padeciendo lesión del sistema nervioso central por intoxicación por metilmercurio que había sido vertido en la bahía por una fábrica de

acetaldehído de Chisso, la que fue conocida como enfermedad de Minamata.

Martínez et al. (2018) realizó estudios en el río Magdalena (Colombia) y sus afluentes, para determinar sus concentraciones de mercurio muestran que existe una relación directa entre las altas concentraciones en peces con la cercanía a las zonas con influencia directa de vertimientos de aguas de minería aurífera, encontrándose valores críticos en la Región de la Mojama y zona del noroeste antioqueño, zonas donde casi todas las muestras presentaron valores superiores a la norma de 0,5 $\mu\text{g/g}$ de mercurio.

González-Montaña (2009) realizó monitoreos de carne y leche de ganado bovino y ovino. Las muestras de leche presentaron una concentración de plomo de 4,34 mg/kg, de aluminio de 192,16 mg/kg, de cromo de 69,28 mg/kg, de níquel de 45,11 mg/kg, de molibdeno de 45,20 mg/kg, de zinc de 4860 mg/kg, de hierro de 300 mg/kg, de manganeso de 31,82 mg/kg y de cobre de 63,51 mg/kg. En caso del mercurio, arsénico y el cadmio en leche, se obtuvieron concentraciones bajas al límite de detección por la metodología empleada. El riesgo de salud para el consumidor de leche de vaca se determinó que es muy bajo.

Martínez et al. (2018), en comunidades ribereñas al Orinoco (Venezuela), se colectaron y analizaron un total de 23 muestras de cabello, especialmente de indios Piaroas, encontrando valores de mercurio $16,6 \pm 3,4$ $\mu\text{g/g}$ lo que fue atribuido a la polución ambiental causada por la actividad artesanal minera en oro en la selva amazónica. Se descubrieron que las bacterias anaeróbicas en el lodo del fondo de los lagos, así como los peces y los animales, pueden detectar el mercurio y ciertos compuestos inorgánicos de mercurio. Se estudiaron las consecuencias ecológicas del mercurio y se demostró que las aves y los mamíferos que comen peces están más expuestos al mercurio que otras especies en los hábitats acuáticos.

1.2.2 Nacionales

Loza & Ccancapa (2020) evaluaron el contenido de mercurio en un arroyo altoandino con alto impacto por minería aurífera artesanal (La Rinconada, Puno, Perú). El 100 % de las muestras superaron los límites de la NOAA (EUA) y de los CEQG. Los índices de acumulación ratificaron que el lugar se encuentra

extremadamente contaminado por mercurio, y representa un alto riesgo para la salud pública y los ecosistemas involucrados.

Alcocer & Huamán (2018) reportaron, mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica con Horno de Grafito y con generador de Hidruros, que la quinua (*Chenopodium quinoa*) de expendio en los mercados de La Victoria Lima está contaminada con Arsénico, Cadmio, Plomo y Mercurio en concentraciones mayores a los permisibles según los parámetros establecidos por MERCOSUR, Unión Europea y la Legislación Brasileña.

López et al. (2020) reportaron que la papa fresca (*Solanum tuberosum* L.), en sus distintas variedades Canchán, Huayro y Amarilla, proveniente de la provincia de Ambo, departamento de Huánuco (Perú) de expendio en el mercado Santa Anita de Lima, está contaminada con metales pesados de cadmio (Cd), plomo (Pb), mercurio (Hg) y arsénico (As), en niveles superiores al límite máximo permitido (LMP) por la Unión Europea.

Huanqui (2018) realizó una investigación en las comunidades de Belén y Pampa Blanca del distrito de Ananea, 4,610 m, con el objetivo de determinar las concentraciones de arsénico, cadmio, mercurio y plomo en pastos, fibra, carne y vísceras de alpacas criadas en ámbitos con actividad minera. Se recolectó muestras pasturas, fibra, carne y vísceras. Para su análisis a través de la técnica de espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito del laboratorio de Unidad de Servicios de Análisis Químicos de la UNMSM - Lima. La información recopilada fue procesada por el análisis de varianza. En el pasto para As fue $34,98 \pm 33,93 \mu\text{g/kg}$, Cd con $42,54 \pm 10,15 \mu\text{g/kg}$, Hg fue $102,642 \pm 30,51 \mu\text{g/kg}$; para la fibra en As fue $59,28 \pm 29,17 \mu\text{g/kg}$, para Cd con $59,19 \pm 20,32 \mu\text{g/kg}$, Hg fueron $226,67 \pm 87,51 \mu\text{g/kg}$, y Pb fue $114,508 \pm 3,048 \mu\text{g/kg}$; los niveles de Cadmio en músculos, pulmón, hueso e hígado fueron valores de 15,877 a 408,54 $\mu\text{g/kg}$. Las concentraciones de mercurio en pulmón, hueso, riñón e hígado se encontraron de 112,352 a 174,98 $\mu\text{g/kg}$. Por lo tanto, los niveles de cadmio y mercurio en músculos y vísceras de alpacas, no superaron los límites máximos permisibles, de acuerdo a las Normas Internacionales alimentarias.

Málaga (2015) investigó en las comunidades de Pampa blanca y Trapiche pertenecientes al Distrito de Ananea, Provincia de San Antonio de Putina, Región

Puno; con el objetivo de determinar los niveles de concentración de metales tóxicos (plomo, mercurio y arsénico) en la carne y vísceras de alpaca de 2 y 5 años de edad en zonas con actividad minera y sin actividad minera del distrito de Ananea. Para lo cual fue beneficiado 4 alpacas, de estos canales se obtuvo 4 muestras de músculos del brazo, muslo, hígado, pulmón y corazón debidamente codificados, embolsados, congelados para ser trasladado al Laboratorio de la Facultad de Química e Ingeniería Química – UNMSM - Lima; con la finalidad de obtener valores de metales mediante la técnica de Absorción Atómica con horno de grafito. Los datos cuantitativos de la variable niveles de plomo en los músculos y vísceras de la alpaca en estudio fueron analizados mediante el arreglo factorial de 2 x 2 con 4 bloques por tratamiento. Los resultados a nivel de diferentes partes de la canal de alpaca como en músculos del brazo, muslo, hígado, pulmón y corazón se encontraron $7,05 \pm 2,60$, $4,38 \pm 0,93$, $4,68 \pm 2,58$, $4,48 \pm 2,65$ y $5,11 \pm 2,84$ microgramos por kilogramo, respectivamente. Asimismo, las alpacas de 2 y 5 años de edad pertenecientes a las zonas con actividad minera fueron $5,98 \pm 2,63$ y $5,72 \pm 2,36$ microgramos por kilogramo, respectivamente; mientras los animales de 2 y 5 años de edad pertenecientes a las zonas sin actividad minera fueron $5,82 \pm 2,43$ y $3,94 \pm 1,82$ microgramos por kilogramo, respectivamente. No obstante que, los niveles de mercurio y arsénico en músculos del brazo, muslo, hígado, pulmón y corazón se encontraron por debajo de 10 y 5 microgramos por kilogramo, respectivamente. En conclusión, los valores de mercurio y arsénico en las diferentes partes del canal de alpacas se encuentran en mínima cantidad y no es influenciado por zonas de actividad minera ni edad de los animales. Mientras el plomo resaltó en 5,6 microgramos por kilogramo como promedio.

Gammons et al. (2006) reportan la concentración de mercurio en el tejido muscular de pejerrey (*Basilichthys bonariensis*), el carachi (*Orestias*) y 2 tipos de bagre indígena (*Trichomycterus*). Aunque esta asociación fue menos pronunciada para el carachi, los niveles de mercurio en el pejerrey aumentaron a medida que aumentaba el tamaño del pez. Para la población local, el pejerrey y el carachi son fuentes claves. Para determinar si las emisiones de mercurio por la minería de oro podría ser una fuente de contaminación en el lago Titicaca. Si bien se han encontrado niveles excepcionalmente de mercurio y otros metales pesados de arroyos en las cercanías de La Rinconada y Cecilia, la cantidad de mercurio en el

lago Titicaca en julio de 2002 podría atribuirse a la minería de la cuenca Ramis, ya que estaba por debajo del límite permisible. No reduce el riesgo localizado de exposición al mercurio de los mineros artesanales del oro. Se recomienda más investigación sobre la dinámica del mercurio en el lago Titicaca y los ríos que lo alimentan. Durante los períodos estacionales de alto flujo, se anticipa que la mayor parte de la transferencia descendente de Hg y otros metales traza desde las áreas de minería de cabecera ocurre como sedimento suspendido.

El un estudio de inspección del río Ramis, se realiza la ganadería en esta cuenca, siendo la principal actividad que realizan estos pobladores. En Crucero y San Antón se dedica a la crianza de alpacas, llamas y ovinos. El río Crucero se encuentra contaminada por metales pesados. También se realiza la crianza del vacuno ubicadas en la zona intermedia, para los cual, los ganaderos usan agua del río para la mejora de la alimentación. Se realizó una represa que hasta hoy almacenan aguas contaminadas con metales pesados. Realizando el riego de pastos como la alfalfa, raigrás, dactilis y trébol, encontrándose en más proporción el cultivo de avena en la alimentación del ganado (Flores, 2008).

Cabrera (2013) manifiesta que la contaminación hídrica es causada por la actividad minera informal ubicada en los alrededores del distrito de Ananea, la presencia de los canales y tomas de riego inciden negativamente en la producción agropecuaria y deteriorando la calidad del agua del río de la cuenca del río Ramis, y consiguientemente la calidad de los productos agropecuarios y ello coadyuva a una disminución en los ingresos económicos se los productores agropecuarios ubicados en la parte media y baja de la sub cuenca, y por ende no permite el desarrollo ni económico ni social de los pobladores involucrados, empobreciéndolos, puesto que ya viven en extrema pobreza. rocío

Bárcena (2011) estudió niveles de metales tóxicos en leche de ganado bovino de la microcuenca lechera de Umachiri. Para el análisis de las muestras se empleó la técnica de espectrofotometría de emisión atómica - plasma acoplado inductivamente en la determinación de metales en leche de bovinos en 15 establos de la cuenca lechera de Umachiri, se recolectaron en botellas de polietileno sometidas a digestión neumática. Se determinaron Ca, Mg, Na,

k, Cu, Fe, Mn y Zn, tóxicos (Pb, As, Cd y Cr) y otros (Ag, Al, B, Ba, Be, Co, Mo, Ni, Se, Sn, Tl y V). El plomo en la leche, excede hasta en 638 veces el límite máximo permisible (0,020 mg/kg, fijado por la Comisión Codex y la Unión Europea); para el Cobre (0,05 mg/kg) supera 300 veces, el Hierro (0,2 mg/kg) por más de 40 veces. Igualmente, los metales en leche sobrepasan las concentraciones normales, para el Arsénico sobrepasa a 38 veces más a los niveles normales; Cadmio en 45; Cromo en 40; Zinc en 11. Estos metales representan un riesgo toxicológico para el consumo de leche.

Chata (2015) determinó la presencia de metales pesados (Hg, As, Pb y Cd) en agua y leche en la cuenca del río Coata, mediante espectrofotometría de absorción atómica de llama, y la correlación de rangos o de Spearman. El mercurio en agua fue inferior a 0,00020 mg/L, el arsénico fue 0,048 mg/L, el plomo con 0,014 mg/L y cadmio fueron inferiores a 0,00050 mg/L. En la leche el valor promedio de mercurio fue de 0,0028 mg/L el cual no supera el límite máximo permisible (0,005 mg/kg fijado por la norma técnica Ecuatoriana) mientras que en el caso del arsénico se obtuvo un promedio de 0,43 mg/L supera el límite máximo permisible (0,015 mg/kg fijado por la norma técnica Ecuatoriana) y Plomo con concentraciones promedio de 0,21mg/L supera el límite máximo permisible (0,020 mg/kg, fijado por Codex Alimentarius y la Unión Europea) y cadmio con promedio de 0,0037 mg/L el cual no supera el límite máximo permisible (0,010 mg/kg fijado por la norma técnica de Rumania).

1.2.3 Locales

Cornejo-Olarte et al. (2023) evaluaron el sedimento del río Coata transporta una carga de metales tóxicos, la carga de metales tóxicos en el sedimento del río Coata tiene un origen litogénico y antropogénico. Esta contaminación está particularmente relacionada con la descarga del río Torococha, que contribuye diariamente a la contaminación de estas aguas.

Soloisolo (2022) cuantificó los niveles de plomo y mercurio en aguas del río Llallimayo durante el cierre de la mina Arasi S.A.C. Se ubicó cinco puntos de muestreo, para la recolección de 50 muestras en frascos estériles de polietileno de 500 ml, posteriormente fueron rotulados con su identificación respectiva y adición de hielo para su traslado al laboratorio de Unidad de Servicios de Análisis

Químicos - UNMSM de Lima, mediante la técnica de espectrofotometría de absorción atómica con horno de grafito. Se analizaron los datos a través de un diseño completo al azar. La concentración de plomo fue 1,918, 1,486, 1,416, 1,124, 0,540 mg/L y los niveles de mercurio fueron 0,2640, 0,2600, 0,1860, 0,1420 y 0,1360 mg/L, respectivamente con una diferencia estadística significativa para los dos metales. Con los hallazgos se confirmaron que, los niveles de plomo y mercurio superan los límites máximos permisibles, establecidas por las normas internacionales de la OMS y MINSA.

Velarde (2020) determinó cuantitativamente las concentraciones de metales pesados como cadmio, plomo y mercurio, en agua, pastos y leche de vacas alimentadas a base de pastos naturales y cultivados regados con aguas del río Llallimayo, Provincia de Melgar - Región Puno. Se tomaron 8 muestras de leche, 8 pasto y 8 agua, con su identificación respectiva, para su análisis en el laboratorio de la Facultad de Química e Ingeniería Química de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos - Lima, mediante la técnica de absorción atómica con horno de grafito. La información obtenida fue analizada por un diseño completamente al azar y la Prueba múltiple de significación de Duncan ($\alpha = 0.05$), para la comparación de medias. Los niveles de Cadmio para la leche fue 0,00121 mg/L, 0,00309 mg/kg de pasto y 0,00121 mg/L de agua ($P < 0.05$). Los niveles de Plomo fueron 0,0199 mg/L de leche, 0,0746 mg/kg de pasto y 0,0880 mg/L de agua. Para mercurio en leche fue 0,0026 mg/L de leche, 0,0021 mg/kg de pasto y 0,0017 mg/L de agua. Los niveles de cadmio y mercurio en leche, pasto y agua de la cuenca Llallimayo no superaron los límites permisibles, mientras que el nivel de plomo superó los niveles máximos permisibles.

Pacco (2018) determinó la concentración de metales pesados como mercurio, cadmio y plomo, en leche y pelos de vacas alimentadas con pastos regados con aguas del río Llallimayo, provincia de Melgar - Puno. Se recolectó 12 muestras de leche y 12 de pelos, con su identificación correspondiente, para su análisis en el laboratorio de la Facultad de Ingeniería Química de la UNMSM - Lima, por la técnica de absorción atómica por horno de grafito. Los datos fueron analizados por un diseño completamente al azar. El nivel de plomo en la leche fue 0,0256 mg/kg, mercurio 0,0022 mg/kg y cadmio 0,0012 mg/kg en la leche, en pelo fueron 0,0138mg/kg mercurio, cadmio 0,0098 mg/kg. Los resultados que se



encontraron en este estudio superaron los límites máximos permisibles, según normas técnicas.

Lozada et al. (2021) diseñaron un reactor de flujo continuo para la remoción del plomo por electrocoagulación en las aguas del río Coata, Puno-Perú. Si esta tecnología funcionara, sería una alternativa para mitigar la contaminación de las aguas de los ríos.

CAPÍTULO II

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

2.1 Identificación del problema

Los metales pesados representan una amenaza creciente para la salud humana. Estudios recientes han demostrado que se tiene 400 a 1000 veces más plomo en los huesos hoy que hace 400 años; esto tiene efectos graves en la evolución cerebral, mental e inteligencia en niños, también se ha demostrado que metales como el plomo, el mercurio, el cadmio o el arsénico, además tienen efectos tóxicos, pueden transferirse y como factor de riesgo de intoxicación en la salud pública. Algunos efectos negativos en el hombre, pueden ser perjudiciales en el sistema nervioso, en la función hepática y renal, en el sistema músculo-esquelético, alteraciones mutagénicas, efectos carcinogénicos e inmunológicos, específicamente en las poblaciones infantil y senil, que son los grupos de edad más sensibles a dichos efectos (Islam et al., 2015).

El continuo y fuerte desarrollo de las actividades humanas, en particular las industriales, favoreciendo la producción y emisión de compuestos nocivos a los ecosistemas, permitiendo el ingreso de esas sustancias que son tóxicas hacia la cadena trófica. La presencia residual de algunos componentes en la carne y la leche es una indicación directa esencial del nivel de contaminación. Igualmente es un indicador indirecto de las condiciones ambientales locales o periféricas, principalmente del suelo, agua, aire y vegetación de la zona donde se pastorea los animales (González-Montaña, 2009).

El problema ambiental por contaminación con metales tóxicos presenta evidencia científica suficiente de que la contaminación del suelo puede repercutir fácilmente en toda la cadena trófica (suelo, agua, aire, plantas), desde ahí pasara a los animales, acumularse en sus tejidos, órganos, y posteriormente pasara sus producciones (carne, huevos y leche), y que evidentemente llegarán al hombre como elementos finales de la cadena trófica; posibilitando graves problemas de salud (Gutiérrez, 2009). Algunos efectos negativos sobre los animales y el hombre, pueden ser tales como daños a nivel del sistema nervioso, en la función hepática y renal, en el sistema músculo-esquelético, en la función reproductiva, alteraciones muta génicas, efectos carcinogénicos e inmunológicos,

específicamente en niños y adultos mayores, que representan poblaciones vulnerables a dichos efectos (Saeed et al., 2017).

2.2 Enunciados del problema

2.2.1 Problema general

- ¿Cuáles son los niveles de plomo y mercurio en agua, pasto, leche y queso en la Microcuenca Llallimayo de la Provincia de Melgar?

2.2.2 Problemas específicos

- ¿Cuál es el nivel de plomo en agua, pasto, leche y queso en la Microcuenca Llallimayo de la Provincia de Melgar?
- ¿Cuál es el nivel de mercurio en agua, pasto, leche y queso en la Microcuenca Llallimayo de la Provincia de Melgar?

2.3 Justificación

La crianza de vacunos es una actividad económica que se practica en forma tradicional en la microcuenca Llallimayo, con el uso del agua de río para el riego de los pastos, la alimentación de las vacas con esos pastos, la producción de leche de vacas alimentadas con esos pastos, y la elaboración de queso con la leche producida por esas vacas, sin ninguna medida de protección contra la contaminación de los ecosistemas, aportando a la seguridad alimentaria, la prosperidad económica y el bienestar social de la población de la región y el país.

La tranquilidad de estos pueblos ha sido perturbada por la actividad minera, cuya explotación de los metales preciosos mediante la cianuración, ha removido oro y plata de sus yacimientos, y al mismo tiempo ha removido también metales pesados o tóxicos de la roca madre, tales como arsénico (As), cadmio (Cd), níquel (Ni), plomo (Pb), cromo (Cr), cobre (Cu), zinc (Zn), cobalto (Co) y mercurio (Hg) (Fashola et al., 2016), movilizándolos hacia los relaves, luego a los ríos, a los pastos irrigados con esas aguas y a los animales que consumen esos pastos, que luego salen con la leche producida por esos animales, llegan al mercado en el queso elaborado con esa leche, y que finalmente terminan en las mesas de la población, arruinando el ecosistema por el hecho de que los

metales pesados están contaminando el agua y los suelos agrícolas, y están ingresando en la cadena alimentaria (Briffa et al., 2020).

Los estudios realizados en la cuenca de Llallimayo evidenciaron la presencia de metales pesados en leche y pelos de vacas alimentadas con pastos regados con aguas del río Llallimayo (Pacco, 2018); metales pesados en agua, pastos y leche de vacas alimentadas a base de pastos naturales y cultivados regados con aguas del río Llallimayo (Velarde, 2020); niveles altos de plomo y mercurio en aguas del río Llallimayo durante el cierre de la mina Arasi S.A.C. (Soloisolo, 2022); así como Ca, Mg, Na, K, Cu, Fe, Mn y Zn, tóxicos (Pb, As, Cd y Cr) y otros (Ag, Al, B, Ba, Be, Co, Mo, Ni, Se, Sn, Tl y V), donde Pb en la leche, excedió en 638 veces el límite máximo permisible (0,020 mg/kg, fijado por las normas internacionales, siendo un riesgo toxicológico para el consumo de leche (Bárcena, 2011).

El plomo (Pb) es uno de los metales pesados contaminantes más tóxicos, con capacidad de penetrar hasta las células vegetales a través de la absorción de las raíces, y a través de la cadena alimentaria, causar daños irreversibles al cuerpo humano. Una vez ingerido, se distribuye en el organismo acumulándose en cerebro, hígado, riñones y huesos, generando 143.000 muertes al año y 600.000 casos de discapacidad intelectual en niños (Saeed et al., 2017). A partir de las evidencias, es necesario realizar mayor estudio con relación a la contaminación de metales pesados en la cuenca de Llallimayo, puesto que esta cuenca representa, uno de los emporios más importantes de la producción de alimentos (leche y derivados) para la población, y que forma parte del sustento de la Ley No. 30031 que declara a la Provincia de Melgar, como Capital Ganadera del Perú; pero cuya problemática ni siquiera está considerada en el POI anual de las autoridades locales, regionales y nacionales, ni se dan las alianzas estratégicas para un adecuado manejo de la actividad agropecuaria sin contaminación, por lo que el trabajo se justifica, porque contribuye con la información para el desarrollo de estrategias de manejo del ecosistema de la cuenca de Llallimayo, la misma que es el soporte alimenticio de las ciudades de Ayaviri, Juliaca, Puno, Cusco, Arequipa y Lima.

2.4 Objetivos

2.4.1 Objetivo general

- Evaluar los niveles de plomo y mercurio en agua, pasto, leche y queso en la Microcuenca Llallimayo-Melgar-Puno.

2.4.2 Objetivos específicos

- Determinar los niveles de plomo en agua, pasto, leche y queso.
- Determinar los niveles de mercurio en agua, pasto, leche y queso.
- Evaluar la asociación entre agua y pasto, leche y queso para plomo y mercurio.

2.5 Hipótesis

2.5.1 Hipótesis general

- Los niveles de plomo y mercurio en agua, pasto, leche y queso de la Microcuenca Llallimayo-Melgar-Puno superan los niveles máximos permisibles

2.5.2 Hipótesis específicas

- Los niveles de plomo en agua, pasto, leche y queso superan los niveles máximos permisibles.
- Los niveles de mercurio en agua, pasto, leche y queso superan los niveles máximos permisibles.
- Existe asociación entre agua y pasto, leche y queso para los niveles de plomo y mercurio.

CAPÍTULO III

MATERIALES Y MÉTODOS

3.1 Lugar de estudio

El trabajo se realizó en la época de lluvias (enero-marzo), en los ámbitos de los distritos de Llalli, Cupi y Umachiri de la provincia de Melgar, donde están asentadas las unidades familiares dedicadas a la crianza de ganado vacuno, con pastos cultivados bajo riego con el agua del río Llallimayo, bajo la influencia de la actividad minera de la Empresa ARASI S.A.C., con evidentes problemas de contaminación ambiental.

El distrito de Llalli se encuentra en la zona norte de la provincia de Melgar, a 44 km de la ciudad de Ayaviri, a una altitud de 3980 m, entre las coordenadas 14° 56' 51.9" S, 70° 52' 49.4" O, con temperaturas que oscilan entre 6,8 y 22,2°C, una precipitación pluvial anual de 697,03 mm³. El distrito de Umachiri está situada a 3923 metros de altitud, en las coordenadas 14° 51' 12" S, 70° 45' 12" O, con temperaturas de 5,4 a 23,5°C y una precipitación pluvial anual de 850 mm³; mientras que el distrito de Cupi está situado a 3953 metros de altitud, en las coordenadas 14° 54' 15" S, 70° 52' 15" O, con temperaturas de 5,8 a 24,2 °C y una precipitación pluvial anual de 855 mm³.

3.2 Población

La población en estudio estuvo conformada por:

La microcuenca del río Llallimayo cuyas aguas son recogidas en las bocatomas para el consumo y el riego de pastizales, a través de canales primarios y secundarios.

Las extensas áreas de pastoreo, donde están instaladas los pastos cultivados de la asociación alfalfa-dactilis, trébol-raigrás, con llantén, achicoria y otros.

Los hatos del ganado vacuno productor de leche, consumiendo las aguas del río Llallimayo y los pastos cultivados de la cuenca irrigadas con esas aguas.

Las plantas de elaboración de queso que captan la leche producida por las vacas criadas en la Micro cuenca de Llallimayo y alimentadas con esos pastos.

3.3 Muestra

Las muestras estuvieron conformadas por agua, pastos, leche y queso de la Microcuenca de Llallimayo, obtenidas por muestreo aleatorio simple, en una cantidad de 12 botellas de 500 ml de agua, 12 botellas de 500 ml de leche, 12 porciones de 500 g de pastos cultivados frescos de la asociación trébol-raigrás y alfalfa-dactilis, y 12 moldes de queso de 1,2 kg elaborados de leche de vacas alimentadas con pastos cultivados frescos irrigados con aguas del río Llallimayo (Purna et al., 2023).

Tabla 1

Distribución de unidades de estudio para la investigación

Material de estudio	Muestra agua	Muestra pasto	Muestra leche	Muestra queso	Total
No. de muestra	12	12	12	12	48
No. de metales	2	2	2	2	2
Total de lecturas	24	24	24	24	96

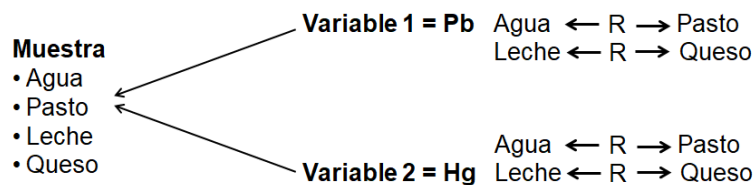
Las muestras obtenidas se almacenaron en refrigeración (4°C) en una caja de poliestireno (Tecnopor), con bolsas de gel congelado y trasladadas al laboratorio de la Unidad de Servicios de Análisis Químicos de la Universidad Nacional Mayor de San Marcos de la ciudad de Lima.

3.4 Método de investigación

La investigación se realizó en enfoque cuantitativo, con datos numéricos sujetos al análisis estadístico para confirmar la hipótesis, en diseño descriptivo, correlacional y explicativo, donde primero se cuantificó la concentración de plomo y mercurio en agua, pastos, leche y queso, luego se hizo la inferencia de la media mediante límites de confianza, y luego la asociación entre las variables (Gliner et al., 2003). El diseño descriptivo correlacional de una sola muestra (agua, pasto, leche o queso), con dos variables (V1, V2), donde V1 corresponde a plomo y V2 a mercurio, cuya expresión simbólica y el diagrama del diseño de investigación se muestra en el siguiente diagrama (Oseda et al., 2016).

Figura 1

Diagrama del diseño de investigación de un solo grupo, con dos niveles de observaciones



Donde:

R: correlación de la variable entre las muestras.

3.5 Descripción detallada de métodos por objetivos específicos

3.5.1 Determinación de plomo

El contenido de plomo (Pb) se determinó con un espectrómetro de absorción atómica con horno de grafito Shimadzu AA-7000, así como también el horno de grafito 6FA-EX7, equipado con un muestreador automático (autosampler), bajo el control de una computadora, se instaló una lámpara de cátodo hueco de plomo que funciona a una longitud de onda de 217,0 nm. La calibración del instrumento se realizó mediante el uso del método de operación del horno de grafito GFA-600, garantizando la alineación del automuestreador antes de comenzar la corrida analítica. El brazo de la muestra se hizo girar sobre el tubo de grafito sin golpear el borde del agujero utilizando el control manual.

A continuación, se cargó el muestreador automático con viales previamente identificados y numerados que contenían el estándar de trabajo de 20 g/L, el blanco de reactivo y las muestras para configurar la calibración automática y examinar la curva de calibración.

3.5.2 Determinación de mercurio

El contenido de mercurio de las muestras se determinó en todos los digestos utilizando un analizador de mercurio/hidruro de inyección de flujo por espectrofotometría de absorción atómica de vapor frío, equipado con una lámpara de mercurio de cátodo hueco de peso operada a una longitud de onda de 253,7 nm. Para la determinación del mercurio se utilizó una celda de absorción de cuarzo.

El contenido de mercurio en las muestras se determinó en forma análoga que el del plomo, mediante espectrometría de absorción atómica de vapor frío, donde el vapor de mercurio pasa a través de una celda ubicada en el camino de la luz de un espectrofotómetro de absorción atómica. La absorbancia (altura del pico) se mide en función de la concentración de mercurio y se registra de la manera habitual. Además de las formas inorgánicas de mercurio, también pueden estar presentes formas de mercurio orgánico (Goudarzi et al., 2013).

3.5.3 Descripción detallada del uso de materiales, equipos, instrumentos, insumos

A. Materiales

- Botellas de plástico de 500 ml limpios y estériles para agua y leche
- Bolsas de plástico herméticos
- Tijera para cortar el pasto
- Caja de Tecnopor
- Hielo
- Gel
- Guantes

B. Reactivos

- Ácido nítrico (HNO_3).
- Ácido perclórico (HClO_4).
- Ácido clorhídrico (HCl).
- Peróxido de hidrógeno (H_2O_2).

C. Equipos

El instrumento utilizado fue un espectrofotómetro de absorción atómica Shimadzu AA-7000F, con atomizador de horno de grafito y muestreador automático, el mismo que permite una mayor sensibilidad analítica en comparación con el método de flama. Las mediciones se realizaron por el método de la curva de calibración. La Tabla 2 muestra las condiciones de medición y condiciones de atomización del instrumento utilizado (Jiang, 2020).

- Horno microondas multiware 3000-Anton
- Lámpara EDL
- Grafitos longitudinales
- Lámpara de Hg

Las longitudes de onda utilizadas en el análisis fueron de 283,2 nm para plomo y 230,0 nm para mercurio.

Tabla 2

Condiciones de medición

Elemento	Plomo	Mercurio
Longitud de onda de análisis	283,2 nm	230,0
Ancho de hendidura	0,7 nm	0,7 nm
Modo de iluminación	BGC-D2	BGC-D2
Corriente de la lámpara	10 mA	
Temperatura de incineración	70°C	
Temperatura de atomización	2000°C	
Tipo de tubo	Tubo de grafito pirevestido	
Adición de Pd 50 ppm	Ninguna	
Volumen de inyección de muestra	10 µL	10 µL
Número de mediciones repetidas	2 veces (máximo 3 veces)	

3.5.4 Aplicación de prueba estadística inferencial

Los datos se expresaron en medidas de tendencia central y dispersión, tales como el promedio y la desviación estándar, respectivamente. El contenido de plomo y mercurio de las muestras se reportaron mediante intervalos de confianza, con la media muestral \pm margen de error ($\alpha = 0,05$).

$$IC = \bar{x} \pm t \frac{S}{\sqrt{n}}$$

Donde:

IC: intervalo de confianza



- \bar{x} : x barra, la media muestral.
- t : número de desviaciones estándar de la media muestral.
- S : desviación estándar de la muestra.
- n : tamaño de la muestra.

El valor después del símbolo \pm corresponde al margen de error.

La correlación entre unidades de estudio en el contenido de metales se analizó mediante la correlación de Pearson (Schober et al., 2018).

CAPÍTULO IV

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1 Resultados

4.1.1 Niveles de plomo en agua, pasto, leche y queso

Los niveles de plomo en agua, pasto, leche y queso de la cuenca de Llallimayo se resumen en la Tabla 3. Los resultados evidencian que las concentraciones son significativas ($p < 0,05$), con relación a los límites máximos permisibles por las normas.

Tabla 3

Concentración de plomo en cuatro factores de estudio en la cuenca Llallimayo 2023

Variables	n	Plomo \pm IC	NMP	p-valor
Agua ($\mu\text{g/L}$)	11	53,5 \pm 19,8	10,0*	0,0003
Pasto ($\mu\text{g/kg MS}$)	9	30,3 \pm 14,1	34,1**	< 0,0001
Leche ($\mu\text{g/L}$)	10	49,0 \pm 17,6	20,0***	0,0024
Queso ($\mu\text{g/kg}$)	9	45,9 \pm 13,0	20,0****	0,0005

Nota. *NMP: nivel máximo permisible de 0,01 mg/L (10 $\mu\text{g/L}$ o 10 ppb para aguas que pueden ser potabilizadas con desinfección (DS No. 004-2017-MINAM).

**El Reglamento (UE) No. 744/2012 ha establecido una concentración de plomo de 30 mg/kg para forrajes con 12% de humedad, lo cual equivale a 34,1 mg/kg de materia seca (incluidos productos destinados a la alimentación animal como heno, ensilado, hierba fresca, etc.). Diario Oficial de la Unión Europea.

***La norma nacional y la internacional consideran un máximo contenido de Pb 0,020 mg/kg de leche fresca.

****El Codex Alimentarius considera un máximo de Pb 0,020 mg/kg de queso fresco.

Los niveles de plomo encontrado en el presente trabajo de investigación son relativamente altos, concordantes con otros reportes de la cabecera de la cuenca de Llallimayo (88,0 $\mu\text{g/L}$) (Velarde, 2020) y 25,6 $\mu\text{g/kg}$ en leche de vacas alimentadas con pastos cultivados irrigados con el agua del río Llallimayo (Pacco, 2018), evidenciando la consecuencia directa de la actividad minera Arasi SAC, que contamina el agua y los ecosistemas, y la cadena trófica. En síntesis, el grado de contaminación en la Cuenca Llallimayo se ha tipificado como contaminado debido a que sobrepasan límites máximos permisibles (LMPs) de las Estándares

de Calidad Ambiental (ECAS), lo que significa la toxicidad potencial de los relaves mineros para causar daño ambiental y la salud pública (Juárez, 2020), a pesar de que el objetivo del cierre de mina es dejarla en condiciones seguras para el medio ambiente, lo cual implica la ejecución de los planes de mantenimiento y monitoreo elaborados en el año 2014 (aprobación de plan de cierre de minas – ARASI S.A.C.).

El proceso de cierre de la mina ARASI S.A.C. fue un período en el que se reportaron concentraciones de plomo (Pb) relativamente altas en la cuenca del río Llallimayo, con un promedio de 1,486 mg/L para cuatro puntos de muestreo (Soloisolo, 2022), el mismo que fue 149 veces más alto que el límite máximo permisible (0,01 mg/L) reportado por el Ministerio de Salud (MINSA, 2015), evidenciando un gravísimo factor de riesgo para la ambiental y la salud pública. Estos valores son próximos a los encontrados en el río Mantaro donde se reportó una concentración de plomo de 0,10 mg/L (Arce & Calderón, 2017), no siendo apto para riego, consumo humano ni bebida de animales. Otros reportes indican valores similarmente altos (0,035 mg/L) en aguas del río San Juan-Pasco (Bianchini & Grassi, 2018), donde la actividad minera contamina el ambiente. Por lo tanto, en el proceso de la actividad minera y/o cierre de mina existe una acumulación de desechos provenientes de los relaves, los cuales contaminan los suelos, aguas superficiales y subterráneas; donde los contaminantes están por encima de límites máximos permisibles, por lo tanto, representa un factor de riesgo para la salud pública.

En similar estudio Bárcena (2011) encontró concentraciones de plomo en la leche de las vacas de la cuenca Llallimayo – Umachiri, 638 veces superior al límite máximo permisible (0,020 mg/kg de leche); es decir, 12,76 mg/kg de leche, atribuyendo a la actividad minera ARASI SAC que está ubicado en la cabecera de la cuenca del río, como la causa de la contaminación.

Otros reportes indican una concentración de plomo de 0,25 mg/kg de leche de vaca para el distrito de Huay de la Provincia de Yauli del departamento de Junín, equivalente a 250 µg/kg de leche (Coronel et al., 2022), que supera en 12,5 veces (1250%) la concentración máxima permisible para plomo; sin embargo, el 86,8% de la población encuestada que consume esa leche nunca presentaron

efectos de salud en relación a los signos y síntomas, 8.8% casi nunca presentaron efectos, por último, solo el 3,1% presentaron algunas veces efectos en la salud, concluyendo que la concentración de plomo en leche cruda de vaca, a pesar de estar tan extremadamente por encima de los valores permisibles, nunca tiene efectos sobre la salud de los consumidores del distrito de Huay.

Otro estudio en leche de vaca del distrito de Ihuari-Huaral reportó niveles de plomo de 0,02082 mg/kg (20,82 μ g/kg), el mismo que supera en solo 4,1% el nivel máximo permisible (Martínez et al., 2018). Un estudio reportó que la leche de los sistemas de pastoreo extensivo en los alrededores de la zona industrial del Municipio de Machachi-Ecuador contiene Pb en una concentración de 0,208 mg/kg (208 μ g/kg), con valores que alcanzan hasta 0,719 mg/kg (719 μ g/kg), lo cual significa una altísima contaminación que supera en 10,4 veces (1040%) al nivel máximo permitido por la normativa internacional, pudiendo llegar a superar hasta en 33,95 veces (3595%) el nivel máximo permitido (de la Cueva et al., 2021).

Las vacas alimentadas con pasturas de raigrás y trébol regadas con aguas servidas producen leche con un contenido de plomo que varía entre 0,40-0,63 mg/L de leche, con un promedio de 0,55 mg/L (550 μ g/kg), es decir 27,5 veces (2750%) más alto que el nivel máximo permisible (Monteza, 2018). Los estudios de niveles de plomo en la leche cruda de vaca de una región croata industrializada por espectrometría de absorción atómica electrotrémica encontraron contenidos de Pb de 0,27 mg/kg MS, lo cual equivale a 0,0324 mg/kg de leche fresca (32,4 μ g/kg), considerando la leche con 12% de sólidos totales (o materia seca), lo cual fue inferior al límite de tolerancia definido por la regulación croata (Pb < 100 μ g/L) (Pavlovic et al., 2004), que es diferente a la regulación peruana (20 μ g/kg). Los reportes son bastante alarmantes, para un producto como la leche que es un alimento más consumido entre las personas, especialmente los niños, por lo que su contaminación con plomo, uno de los metales pesados más peligrosos, pueda suponer un grave riesgo de salud.

4.1.2 Niveles de mercurio en agua, pasto, leche y queso

Se evidencia que, en el análisis de variancia del DCA muestra que no existe diferencias significativas en la concentración de mercurio entre agua, leche, pasto y queso, lo cual se detalla mediante medidas de tendencia central y de dispersión en la Tabla 4.

Tabla 4

Concentración de mercurio (mg) en unidades de estudio en la cuenca Llallimayo 2023

Variables	n	Promedio \pm IC	NMP	(p-valor)
Agua ($\mu\text{g/L}$)	12	7,25 \pm 1,41	2,0	< 0,0001
Pasto ($\mu\text{g/kg MS}$)	12	5,17 \pm 1,26	20,0	< 0,0001
Leche ($\mu\text{g/kg}$)	10	5,17 \pm 2,33	10,0	0,0007
Queso ($\mu\text{g/kg}$)	10	6,94 \pm 4,25	30,0	< 0,0001

Nota. NMP: nivel máximo permisible (EPA).

La Agencia de Protección Ambiental (EPA) ha establecido el nivel máximo de contaminante para el mercurio en el agua de 2 ppb (2 $\mu\text{g/L}$) porque cree que, dada la tecnología y los recursos actuales, este es el nivel más bajo al que se puede exigir razonablemente a los sistemas de agua para eliminar este contaminante en caso de que ocurra en el agua potable. El Decreto Supremo No. 004-2017-MINAM, establece 0,0018 mg/L (1,8 $\mu\text{g/L}$ o 1,8 ppb), como el nivel máximo permisible para el mercurio en el agua, el mismo que es concordante con la norma EPA. Al respecto, el nivel de mercurio encontrado en la cuenca del río Llallimayo es de 7,25 \pm 1,41 $\mu\text{g/L}$ o ppb, el mismo que es más elevado que el nivel máximo permisible con relación a la norma EPA, y más elevado con relación a la norma nacional, lo que implica que la población de la referida cuenca está utilizando agua contaminada con mercurio para consumo y riego de los cultivos.

Las altas concentraciones de mercurio de la cuenca del río Llallimayo sugieren que, a mediano o largo plazo, el lago Titicaca, a donde llegan las aguas de los ríos, acumulará cantidades progresivas de mercurio con riesgo de contaminación de los peces y las personas que consuman esos peces. Los estudios previos evidenciaron concentraciones de mercurio en el tejido muscular de los

peces del lago Titicaca, tales como el pejerrey (*Basilichthys bonariensis*), el carachi (*Orestias*) y dos tipos de bagre autóctono (*Trichomycterus*), donde el 27% del pejerrey y el 75% del carachi excedieron el nivel del criterio de calidad del agua basado en tejido de pescado de la EPA (0,30 Ag g¹), con un incremento en los niveles de mercurio en relación directa con el incremento del tamaño del pez (Gammons et al., 2006).

El contenido de Hg en las plantas forrajeras se puede dividir en tres categorías: alto (>3 µg/g), bajo-moderado (0,1–3,0 µg/g) y bajo (0,1 µg/g) (Basri et al., 2020); así mismo, el nivel de mercurio en una planta no debe ser superior a 20 ng/g (0,02 ppm), en tres categorías según los límites críticos: peligro alto (>3 ppm), peligro bajo-moderado (0,1 a 3,0 ppm) y peligro bajo (< 0,1 ppm), donde el nivel de mercurio en una planta no debería ser superior a 20 ng/g (0,02 ppm) (Silva-Filho et al., 2006), con relación al cual, los pastos analizados tienen concentraciones de Hg muy por debajo de este límite, por lo que se clasifican como no contaminadas (Ssenku et al., 2023), a pesar de que el agua tiene niveles altos de mercurio.

La leche para propósitos de la cuantificación de mercurio se separó en tres categorías, desde el nivel más bajo del límite permisible 0,010 mg.kg⁻¹. La concentración más baja de la leche fue 0,00073 mg.kg⁻¹, el nivel más alto 0,01428 mg.kg⁻¹ (10 µg/kg) (Kimakova et al., 2009).

El límite máximo permisible del mercurio para la leche es muy variable entre una norma y otra, con valores de 5 µg/kg (Ssenku et al., 2023), 10 µg/kg (Li et al., 2016) y 20 µg/kg (NTE INEN 9, Ecuador), por lo que se consideró el valor de 10 µg/kg (Li et al., 2016), con fines comparativos. Al respecto, el valor promedio de mercurio encontrado en la leche cruda de la cuenca de Llallimayo (5,17 µg/kg) está por debajo del máximo permisible, lo cual es un indicador positivo para la salud animal, la salud humana y la salud ambiental. A partir de lo anterior, la contaminación por mercurio de la leche parece menos grave ya que la glándula mamaria secreta solo el 0,17% del mercurio total ingerido por las vacas lecheras (Neathery et al., 1974).

El contenido de mercurio de la leche de vaca está en el rango de 3 a 10 ppb; sin embargo, si un bebé de 10 kg consume 1 litro de leche al día, excedería la ingesta semanal permitida de mercurio según la tolerancia de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura / Organización Mundial de la Salud.

Los valores de mercurio encontrados en la presente investigación son superiores a los reportes en leche (0,0022 mg/kg) y en pelo (0,0138 mg/kg) de vacas de la cuenca de Llallimayo (Pacco, 2018). Igualmente, los valores encontrados son inferiores a los valores encontrados en agua (0,0017 mg/L), en pasto (0,0021 mg/kg) y leche (0,0026 mg/L) (Velarde, 2020), los mismos que son superiores a los límites máximos permisibles, cuyas diferencias se atribuyen al efecto época de muestreo, ya que el riego solamente se utiliza en la época de estiaje (julio-diciembre), donde el pasto es consumido por los animales en forma permanente, con bajos niveles de metales. Además, el tipo de muestra que es el agua concentra niveles mayores; que la leche y pasto son muestras indirectas, lo que reflejaría la diferencia.

Otros estudios reportaron concentraciones de mercurio que varían entre 0,139 y 0,237 mg/L de agua del río Llallimayo durante el proceso de cierre de la mina Arasi S.A.C (Soloisolo, 2022), cuya variación se atribuye al comportamiento del trayecto por lo que el agua del río transita en diversas direcciones como zonas de planicies o estancamientos que confluyen hasta el río Chuquibambilla, los mismos que superan los límites máximos permisibles en agua de bebida (0,002 mg/L) de las normas internacionales (EPA, 2022).

Según Laime (2019), la empresa minera ARASI S.A.C incumple las normas de cierre de la mina, con un riesgo por el retraso en el cierre. Los niveles de metales en investigación superan los Límites Máximos Permisibles, indicando que la contaminación continúa en la cuenca Llallimayo, afectando los pastos cultivados y forrajeros irrigados por el Canal "N" (Cupi), Canal Sora-Umasi (Umachiri), Canal centro Paylla y Miraflores (Umachiri), Canal Llalli (Llalli).

Los resultados encontrados también se atribuyen a lo que manifiestan Menéndez & Muñoz (2021), quienes indican que, los relaves mineros y el impacto medioambiental ante un proyecto de minería es inevitable, sobre todo en la

degradación de los suelos, aguas superficiales, subterráneas y el aire. Esta contaminación resulta en la presencia de metales, minerales y metaloides, que alteran la salud humana; por lo tanto, se requieren políticas que puedan regular y evitar que la contaminación por relaves continúe impactando a la población y al medio ambiente.

Por otra parte, los exámenes de vísceras encuentran diferencias en la concentración de mercurio entre riñón, hígado y hueso de las alpacas procedentes de las zonas con actividad minera, valores muy superiores como $100,90 \pm 48,587$, $114,508 \pm 3,048$ y $135,728 \pm 70,137$ $\mu\text{g}/\text{kg}$, respectivamente; y los valores inferiores fueron en muslo y pulmón con $87,338 \pm 41,018$ y $76,638 \pm 70,406$ $\mu\text{g}/\text{kg}$, respectivamente (Málaga, 2015). Estos valores encontrados no superan a los reportes de diferentes investigaciones. Estos hallazgos evidencian que las carnes y vísceras que se comercializan en los mercados informales del Centro Poblado La Rinconada y distrito de Ananea constituyen un factor de riesgo para los futuros clientes de esta zona.

Resultados inferiores a la presente investigación obtuvieron en un estudio realizado en la cuenca de Ramis – Titicaca con muestras de dos épocas desde La Rinconada, Crucero, Progreso, Azángaro y Taraco, para las concentraciones de mercurio en la leche cruda de vacas, con valores por debajo del Límite de Determinación establecido como $0,2$ mg/kg o 200 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (Loaiza & Galloso, 2008). Igualmente, en la trucha se reportaron niveles de mercurio inferiores a $0,030$ mg/kg o 30 $\mu\text{g}/\text{kg}$, concentración que está muy por debajo de los valores permisibles que señala la legislación española, porque los niveles máximos permitidos en los pescados oscilan de $0,5$ a $1,0$ mg/kg . También en cabello humano se encuentran valores menores al límite de determinación $0,02$ mg/kg , pero a pesar de que, de acuerdo a la EPA, indica que los suelos de Ananea no sobrepasan en un 90% de los lugares de la cordillera, valores elevados de mercurio comparado a los estándares de calidad de suelos de la Unión Europea, donde los límites permisibles para mercurio son de $1,0$ – $1,5$ mg/kg . Esto nos permite extrapolar que la intoxicación por mercurio provocada por la extracción de oro en la zona de Ananea estaría afectando a los camélidos, ya que los animales estarían bebiendo agua estancada del proceso de extracción de oro y del río, que fluye continuamente. Sobre todo, en la comunidad de Pampa Blanca, lo que

permitiría la existencia efectiva en la cadena trófica; por lo tanto, refleja el bioindicador en las muestras investigadas.

4.1.3 Asociación de plomo y mercurio entre las unidades de estudio

A. Relación entre agua y pasto para niveles de plomo

La tabla 5 muestra que la asociación entre agua y pasto para los niveles de plomo es positiva y alta ($r = 0,9143$); entre leche y queso, también es positiva y alta ($r = 0,9377$). Para mercurio, la relación entre agua y pasto para mercurio es positiva y alta ($r = 0,9143$), y entre leche y queso, también es positiva y alta ($r = 0,9809$). No se encontró referencias sobre las correlaciones o asociaciones entre unidades de estudio para los niveles de metales pesados, por lo que faltan elementos de juicio para su discusión.

Tabla 5

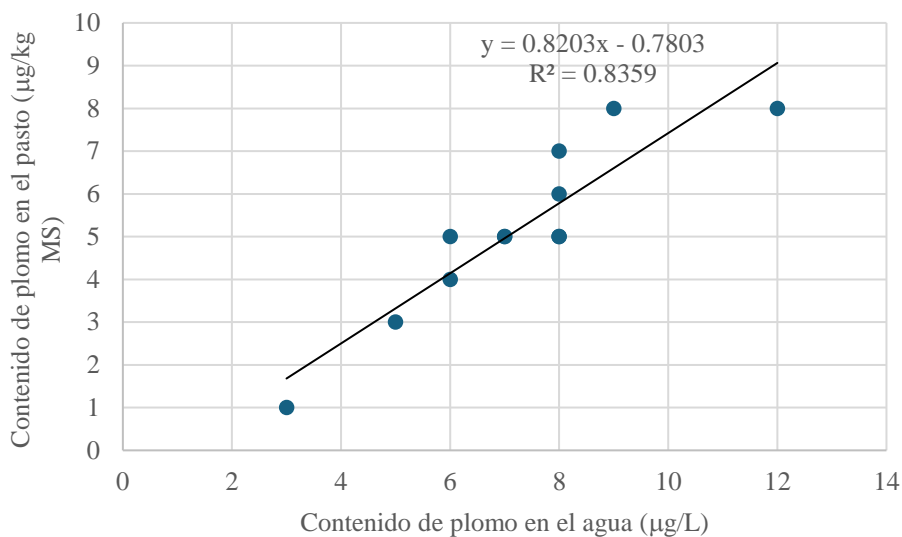
Correlación de plomo y mercurio entre agua y pasto, y leche y queso

Metales	Unidades de estudio	(r)
Plomo	Agua y pasto	0,9143
	Leche y queso	0,9377
Mercurio	Agua y pasto	0,9143
	Leche y queso	0,9809

La figura 1, muestra la correlación entre agua y pasto $r = 0,9143$ de niveles de plomo que es positivo y alto; el mismo que indica la presencia de plomo en el agua está directamente relacionada con la presencia de plomo en el pasto. Este resultado nos permite implementar medidas de prevención en el uso del agua en el riego de pastos cultivados y naturales, para evitar la contaminación de suelo y pasto en la alimentación de animales productoras de leche.

Figura 1

Correlación de plomo entre agua y pasto

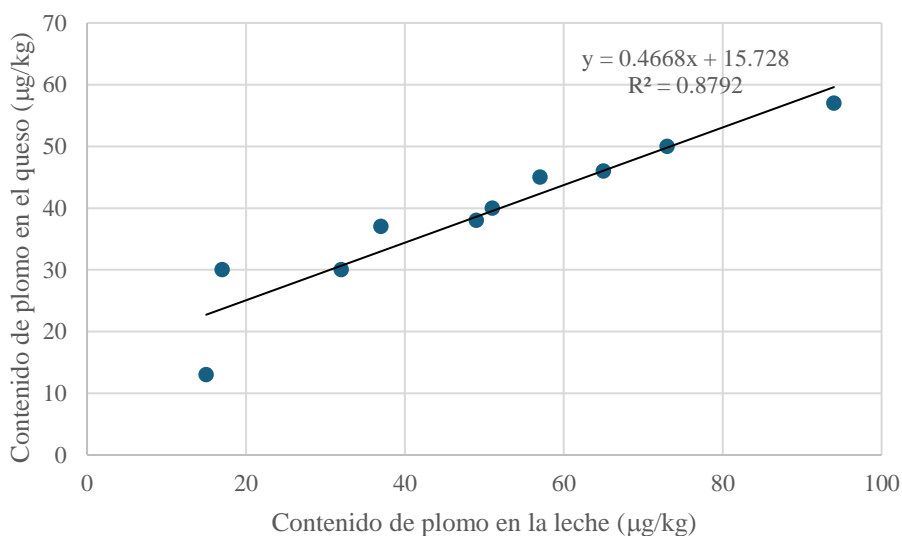


B. Relación entre leche y queso para niveles de plomo

En la figura 2, se observa la asociación entre leche y queso de $r = 0,9377$ que es positivo y alta, en niveles de plomo; lo cual indica que la presencia de plomo en la leche es dependiente de lo que contiene plomo en el queso.

Figura 2

Correlación de plomo entre leche y queso

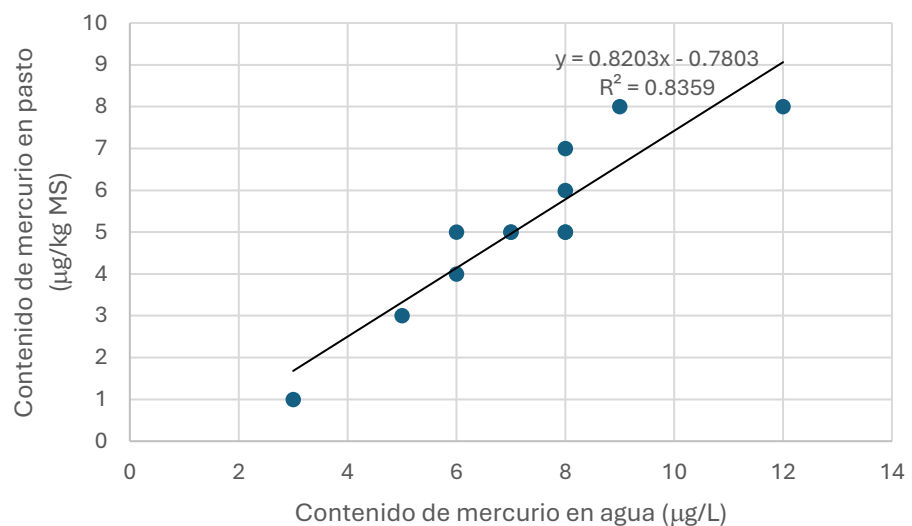


C. Relación entre agua y pasto para niveles de mercurio

La figura 3 refleja una correlación de $r = 0,9143$, que es recta pendiente positivo y un valor alto entre agua y pasto; el cual nos indica que, la presencia de mercurio en el pasto está directamente relacionado con el mercurio que contiene el agua. Esta evidencia, nos permite implementar la vigilancia del recurso agua que es utilizable para el riego de pastos cultivados y naturales, y evitar la contaminación del suelo y pasto en la alimentación de animales productoras de leche.

Figura 3

Correlación de mercurio entre agua y pasto

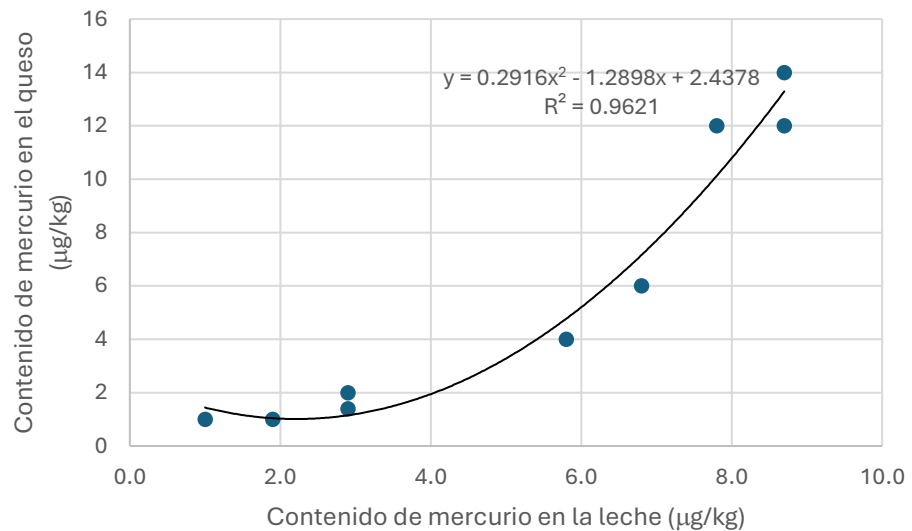


D. Relación entre leche y queso para niveles de mercurio

La figura 4, muestra la asociación entre leche y queso ($r = 0,9809$) en niveles de mercurio que es un valor positivo y alto; lo cual indica que la presencia de mercurio en el queso es dependiente de la presencia de mercurio en la leche.

Figura 4

Correlación de mercurio entre leche y queso



La contaminación de suelos y plantas con plomo (Pb), a partir de fuentes endógenas y exógenas, es una preocupación mundial que merece la atención debida (Zhang et al., 2019). El plomo es el metal pesado más abundante en la corteza terrestre, por lo que su exposición y absorción ha aumentado, con transferencia a la cadena alimentaria que pone en peligro la inocuidad de los alimentos y la salud humana y animal (Tong et al., 2000); y representa un factor de riesgo significativo para la seguridad alimentaria y el desarrollo sostenible de las poblaciones expuestas; y en las últimas décadas, los efectos adversos de contaminantes emergentes de origen minero sobre la calidad del agua y los cultivos amenazan tanto la seguridad alimentaria como la salud humana. Los metales pesados y metaloides (Hg, As, Pb, Cd y Cr) pueden alterar la metabolómica humana, contribuyendo a la morbilidad y la mortalidad (Rai et al., 2019).

4.2 Discusión

4.2.1 Niveles de plomo en agua, pasto, leche y queso

La Agencia de Protección Ambiental (EPA: Environmental Protection Agency) de Norteamérica, encargada de proteger la salud humana y el medio ambiente, ha establecido el nivel de acción para el plomo a fin de que el agua

potable tenga el nivel de contaminantes que no sea probable que se produzcan efectos adversos para la salud con un margen de seguridad adecuado, basados únicamente en posibles riesgos para la salud, los cuales se denominan objetivos de nivel máximo de contaminante (MCLG: maximum contaminant level goal). El MCLG para el plomo es cero; sin embargo, la EPA ha establecido este nivel basándose en la mejor ciencia disponible que demuestra que no existe un nivel seguro de exposición al plomo. Para la mayoría de los contaminantes, la EPA estableció una regulación aplicable llamada nivel máximo de contaminante (MCL: maximum contaminant level) basado en el MCLG, y para el plomo este nivel es de 15 $\mu\text{g/L}$ para el agua suministrada a los usuarios de sistemas públicos; sin embargo, este nivel puede ser relativo debido a que la contaminación del agua potable con plomo a menudo resulta de la corrosión de los materiales de plomería pertenecientes a los clientes del sistema de agua. El FDA tiene valores más estrechos con 5 ppb (5 $\mu\text{g/L}$) para el agua de embotellada.

La legislación peruana, a través del DS No. 004-2017-MINAM aprobó los Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para el agua, estableciendo las Disposiciones Complementarias, donde clasifica el agua en varias categorías, Categoría 1: Poblacional y recreacional, con a) Subcategoría A: Aguas superficiales destinadas a la producción de agua potable, entendida como aquellas aguas que, previo tratamiento, son destinadas para el abastecimiento de agua para consumo humano, en 3 subcategorías, con su respectivo nivel máximo permisible de plomo: aguas que pueden ser potabilizadas con desinfección (0,01 mg/L), aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento convencional (0,05 mg/L), y aguas que pueden ser potabilizadas con tratamiento avanzado (0,05 mg/L).

Las comunidades rurales ni siquiera tienen la posibilidad de desinfectar, hacer el tratamiento convencional, ni mucho menos potabilizar con tratamiento avanzado, por lo que consumen el agua directamente de las bocatomas de los ríos, o los manantes que afloran en las distintas zonas, o utilizan el agua directamente para el riego de los cultivos de pastos y cultivos de panllevar, por lo que para el análisis se ha considerado el nivel máximo permisible de 0,01 mg/L (10 $\mu\text{g/L}$ o 10 ppb), como el referente de comparación.

La legislación peruana no evidencia los límites máximos permisibles para los metales pesados presentes en los pastos de la región Andina, por lo que no hay un referente de comparación para la interpretación de los resultados; sin embargo, el Reglamento (UE) No. 744/2012 de la Unión Europea ha establecido un contenido máximo de plomo de 30 mg/kg (30 ppm) para forrajes con 12% de humedad de Reglamento (UE) No. 744/12, el mismo que equivale a 34,1 mg/kg de materia seca de forraje ($30/0,88 = 34,1$). A partir de esta referencia, el nivel de plomo encontrado en los forrajes (0,0535 mg/kg), es un nivel de 637,2 veces más bajo ($p < 0,05$) que el nivel máximo recomendado, evidenciando que la contaminación de los pastos con plomo está aún en un nivel saludable para los animales que se alimentan de la vegetación disponible en la cuenca del río Llallimayo.

El contenido de plomo en la leche, reportado por el laboratorio de análisis, fue de $0,0506 \pm 0,0183$ mg/L ($0,0506 \pm 0,0183$ ppm), equivalente a 50,6 $\mu\text{g/L}$ (50,6 ppb); sin embargo, considerando que la leche, según la norma peruana tiene una densidad de 1028 a 1035 g/L (promedio 1032 g/L) (Midagri), el contenido de plomo de la leche evaluada se corrige a $0,0490 \pm 0,0176$ mg/kg de leche, equivalente a $49,0 \pm 17,7$ $\mu\text{g/kg}$ ($49,0 \pm 17,7$ ppb) (Condori & Málaga, 2021).

El plomo, dada su toxicidad, fue motivo de atención de muchas agencias reguladoras para definir los límites para este metal en la leche cruda. El reglamento de la Unión Europea Reglamento (CE) No 1881/2006 ha establecido para el plomo en la leche cruda un contenido máximo de 0,020 mg/kg de peso fresco (20 $\mu\text{g/kg}$). Ante esta referencia, el nivel de plomo encontrado en el estudio es 2,5 veces mayor que el contenido máximo permisible, evidenciando contaminación de la leche de vaca en la cuenca de Llallimayo.

Las posibles fuentes contaminantes de plomo en el pasto son: la procedencia de agua de riego en parcelas forrajeras a distancias cercanas de las redes principales de irrigación y el flujo vehicular intensivo próximo a los establos. Las referencias sobre el contenido de plomo en la leche de vaca son bastante contradictorios y alarmantes que en algunos casos son concordantes con los límites máximos permisibles y en otros casos rebasan extremadamente el límite máximo permisible, siendo el asunto bastante preocupante para la salud

pública y la economía. Así la leche de vaca del valle de Moquegua contiene 0,2867 mg de plomo/kg en leche, equivalente a 286,7 $\mu\text{g}/\text{kg}$ de leche (Condori & Málaga, 2021), lo cual supera en 14,335 veces (1433,5%) la concentración máxima permisible de plomo en la leche. Los autores atribuyen al consumo de pastos y agua contaminado con plomo de origen minero de Cuajone, la tan elevada contaminación del metal, así como a la contaminación por el tránsito vehicular a gasolina de la Panamericana Sur que pasa por el valle de Moquegua.

La mayoría de estudios han cuantificado el plomo con el espectrómetro de absorción atómica con horno de grafito, por lo que los reportes pueden considerarse de confianza. El plomo es un contaminante ambiental generalizado, cuya absorción, incluso en pequeña ingesta semanal en un consumo prolongado tiene propiedad acumulativa en el organismo, perjudicando a nivel molecular diversos procesos celulares, sobre todo durante la infancia, con consecuencias adversas y permanentes en el desarrollo neurológico, con síntomas que suelen ser silentes, lo que hace que su exposición sea una amenaza a menudo subestimada y no reconocida para los trastornos neurocognitivos generalizados (Naranjo et al., 2020), por lo que es necesario evaluar el riesgo de salud mediante el cociente de peligro (HQ: Hazard quotient) para riesgos no cancerígenos, donde el plomo debe tener un $\text{HQ} < 1$, lo cual se considera dentro del nivel aceptable (Jaafarzadeh et al., 2023).

El plomo (Pb) es un metal pesado tóxico y perjudicial para la salud; puede ser producido naturalmente por el medio ambiente o por actividades humanas como en el sector del transporte, pudiendo contaminar el aire a través de los gases de escape de los vehículos de motor de combustión interna (Liu et al., 2024); los alimentos vegetales contaminados con plomo, debido a que las plantas tienen la capacidad de absorber contaminantes como el plomo, porque tiene un compuesto aglutinante (quelato) llamado fitoquelatina (Jia et al., 2022), que se distribuye a otras partes de la planta a través del tejido del xilema; donde el ganado consume plantas contaminadas con plomo, lo que provoca la transferencia del metal pesado plomo al cuerpo de la vaca, secretándose a través de la leche (Chirinos-Peinado et al., 2021).

El queso representa una fuente importante de aminoácidos esenciales, vitaminas y oligoelementos como el cobre (Cu) y el zinc (Zn); sin embargo, puede estar contaminado con metales pesados tóxicos debido al uso de ingredientes contaminados o durante el proceso de fabricación y distribución, tales como plomo (Pb), cadmio (Cd), arsénico (As) y mercurio (Hg), y oligoelementos como zinc (Zn) y cobre (Cu) (Dai et al., 2023). El Codex Alimentarius considera 0,02 mg/kg de queso fresco el nivel máximo permisible de plomo (20 µg/kg), frente al cual los resultados encontrados en el presente estudio están en 2,3 veces (229,6%) más alto del nivel máximo permisible.

En la tabla anterior, se observa los niveles de plomo en cuatro unidades de estudio; donde el agua concentra mayor valor, supera a la leche y de queso, que los valores de ambos son similares estadísticamente, pero superan al nivel encontrado en el pasto ($p < 0,05$). Estos valores encontrados superan a los límites máximos permisibles recomendadas según normas internacionales.

Entre los metales pesados, el plomo es un contaminante potencial que se acumula fácilmente en suelos y sedimentos. Aunque el plomo no es un elemento esencial para las plantas, se absorbe y acumula fácilmente en diferentes partes de las plantas, dependiendo del pH, el tamaño de las partículas y la capacidad de intercambio catiónico de los suelos, así como por la exudación de las raíces y otros parámetros físico-químicos. El exceso de Pb provoca una serie de síntomas de toxicidad en las plantas, tales como retraso en el crecimiento, clorosis y ennegrecimiento del sistema radicular, inhibe la fotosíntesis, altera la nutrición mineral y el equilibrio hídrico, cambia el estado hormonal y afecta la estructura y permeabilidad de las membranas (Sharma et al., 2015).

La dinámica hidrológica a causa de las precipitaciones pluviales de los Andes juega un papel importante en la dispersión de los metales pesados que fácilmente alcanzan los cursos de agua y llegan hasta los ríos, que por lo general son las fuentes de agua para las plantas de tratamiento de agua potable, riego agrícola y otros (Bianchini & Grassi, 2018).

El Informe 100-2016-OEFA-DE-SDLB-CEAI evidencia que la cuenca Pucará, tanto en el río principal, como en los tributarios, las concentraciones de plomo en el agua se encuentran dentro de lo establecido en el ECA; a excepción,

del punto E-1 3-B, en el que se registró una concentración de 0,05 mg/L, valor que está por encima de lo establecido según normas internacionales (García et al., 2016). También se puede referir a las posibles fuentes de contaminación, como los depósitos de relave, permanecen usualmente en el sitio y requieren, un mantenimiento y monitoreo continuo; y el cierre de mina debe considerar también otros posibles impactos negativos de los componentes mineros abandonados en la fauna, la flora o los ecosistemas del lugar (Rodríguez & Julca, 2020); y que los relaves mineros sin ningún plan de contingencia causa daño al medio ambiente, con valores altos (ppm) de As 474,74, Cd 120,29, Cr 16,83, Cu 495,4, Pb 7636, Zn 8791, de los cuales se rescatan al Cu, Fe, Pb y Zn, como elementos de interés económico, pero con potencial de causar daño al medio ambiente y la salud pública por su toxicidad (Travezaño, 2021).

Las normas indican que la concentración máxima permisible de plomo en productos cárnicos es de 0,10 mg/kg, y que las concentraciones mayores se consideran peligrosas y no seguras para el consumo humano y animal; sin embargo, las zonas con actividad minera, en contraste con las zonas sin actividad minera, reportan contaminación de plomo en músculos y vísceras de alpacas criadas en esos contextos, en las comunidades del distrito de Ananea, San Antonio de Putina. Estudios como el de (Málaga, 2015) reporta variación de los niveles de plomo entre músculos y vísceras de las carcasas de alpacas de 2 a 5 años de edad, criadas en zonas con actividad minera y la otra sin actividad minera en las comunidades del Distrito de Ananea, San Antonio de Putina. Así en los músculos del brazo se encontró $7,05 \pm 2,60 \mu\text{g}/\text{kg}$, músculos del muslo $5,55 \pm 0,93 \mu\text{g}$ de Pb/kg, y a nivel de vísceras como en hígado $4,38 \pm 2,96 \mu\text{g}/\text{kg}$, pulmón $4,48 \pm 2,65 \mu\text{g}/\text{kg}$ y corazón $5,11 \pm 2,84 \mu\text{g}/\text{kg}$; En los animales de 2 años de edad criados en la zona con actividad minera encontró $5,98 \pm 2,63 \mu\text{g}/\text{kilogramo}$ y los animales de 5 años de edad $5,72 \pm 2,36 \mu\text{g}/\text{kg}$; mientras en las muestras de alpacas de 2 años de edad criadas en la zona sin actividad minera encontró $5,82 \pm 2,43 \mu\text{g}/\text{kg}$ y los de 5 años de edad $3,94 \pm 1,82 \mu\text{g}/\text{kg}$; estos valores encontrados son superiores a los límites permisibles del consumo humano.

La Vicaria de la Solidaridad-Prelatura de Sicuani, en coordinación con el Municipio Provincial de Espinar y las principales organizaciones sociales de Espinar como la FUDIE, la FUCAE y las comunidades afectadas realizaron

«Monitoreo Ambiental Participativo en el Ámbito del Proyecto Xstrata Tintaya (2011), donde encontraron en los ovinos niveles de plomo que oscilan de 0,101 a 0,142 $\mu\text{g}/\text{kg}$ en el hígado, de 0,076 a 0,125 $\mu\text{g}/\text{kg}$ en el riñón y en la carne 0,00 a 0,059 $\mu\text{g}/\text{kg}$; en la cuenca del río Salado y Cañipía de la Provincia de Espinar Cusco, área influenciada con la Compañía Minera Antapacay – Tintaya. Y en estudios anteriores de la misma especie ovinos reportan en un ámbito control sin actividad minera valores de plomo 0,646 $\mu\text{g}/\text{kg}$, comparado al área de influencia minera que muestra valores inferiores de 0,095 μg de plomo/kg, cuya diferencia podría deberse a factores como la empresa Minera estaría controlando la contaminación del medio ambiente, mientras el área control se encontraría sin ningún control de contaminación (Mesa de Diálogo Espinar, 2013; Pinto, 2014).

Como se puede apreciar los reportes de diferentes autores y el resultado obtenido en el presente estudio indica que la contaminación del ambiente con el plomo es por acción antropogénica, en contra de la salud de la población, que en el futuro adquiriría enfermedades crónicas.

El plomo es un veneno metabólico y una neurotoxina que se une a enzimas esenciales y a varios otros componentes celulares, inactivándolos, con el principal efecto tóxico en la disfunción del sistema nervioso del feto y del lactante. En adultos provoca efectos sanguíneos adversos, disfunciones reproductivas, daños en el tracto gastrointestinal, nefropatías, daños en el sistema nervioso central y periférico e interferencias en los sistemas enzimáticos (Collin et al., 2022).

La exposición al plomo es un problema de salud pública, especialmente en la primera infancia, ya que los niños corren mayor riesgo debido al aumento de la actividad de las manos en la boca y absorben aproximadamente la mitad de una dosis oral de plomo soluble en agua (Di Ciaula, 2021). Se estima que la exposición infantil al plomo contribuye a 600.000 nuevos casos de niños con discapacidad intelectual cada año, y el 99 % de ellos viven en países en desarrollo. La exposición al plomo en el útero, la infancia o la niñez temprana puede retardar el desarrollo mental y causar una menor inteligencia más adelante en la niñez que puede persistir más allá de la niñez. Los efectos del plomo son más tóxicos para el sistema nervioso en desarrollo de los niños que para un cerebro maduro (Sharma et al., 2015).

4.2.2 Niveles de mercurio en agua, pasto, leche y queso

Con relación al mercurio (Hg), los niveles encontrados en el agua y los pastos indican contaminación que se extiende a grandes áreas, causando problemas ambientales en el suelo y las plantas forrajeras, y toxicidad para los ecosistemas, siendo la minería artesanal de oro en pequeña escala, como en cualquier parte del mundo, la principal fuente de contaminación. Los reportes de Bombana-Indonesia indican que este sector derrama mercurio en una cantidad de 2000 t/año, cuyos suelos acumularon $390 \pm 860 \mu\text{g/g}$ (12-2500 $\mu\text{g/g}$), con relación al área de control ($7,40 \pm 9,90 \mu\text{g/g}$), y cuyas plantas forrajeras acumularon $9,9 \pm 14 \mu\text{g/g}$ (1,50-2500 $\mu\text{g/g}$), con relación al área control ($2,70 \pm 14 \mu\text{g/g}$), excediendo los límites toxicológicos críticos (Basri et al., 2020).

Las fuentes naturales de Hg en la atmósfera incluyen emisiones volcánicas (80–600 t/año), actividad geotérmica, depósitos de cinabrio e incendios forestales, que hacen circular el Hg a través de la atmósfera a través de deposición seca y húmeda, con $> 90\%$ de Hg que ingresa al ambiente terrestre; sin embargo, la minería artesanal en pequeña escala que ocupa entre 10 y 19 millones de trabajadores en 70 países del mundo que utilizan Hg para purificar el oro, se ha convertido ahora en la principal fuente de contaminación por Hg, con una cantidad de Hg liberada que es proporcional a 5 unidades del volumen consumido por unidad de oro producida (Ferrara et al., 2000). Las industrias de metales no ferrosos, carbón y cemento, y de los desechos de las minas, también son las fuentes de contaminación por Hg, cuya descarga a la atmósfera contamina el suelo, el agua y la vegetación antes de su liberación a través de la volatilización (“emisión latente”), siendo la química del suelo y las características del agua subterránea las que afectan directamente la distribución y concentración de la contaminación. Los riesgos ambientales están determinados por la biodisponibilidad del Hg. Cuando se inhibe la degradación del metilmercurio en la matriz del suelo, se produce toxicidad para las plantas forrajeras y los animales de pastoreo.

El mercurio puede estar presente en diversas formas químicas en el medio ambiente. Entre las formas químicas del mercurio, el metilmercurio es la más tóxica y causa la enfermedad de Minamata, en la que el metilmercurio causa

graves daños a la salud de las personas que comen pescado contaminado con metilmercurio vertido de plantas químicas. El Convenio de Minamata sobre el Mercurio entró en vigor en 2017 y se han impuesto regulaciones a nivel mundial sobre los usos y emisiones de mercurio por actividades humanas, como actividades industriales, actividades mineras y minería de oro artesanal y en pequeña escala. Por otro lado, el mercurio se vierte al medio ambiente a través de fuentes naturales. Entre ellas, la actividad volcánica es una de las mayores fuentes de mercurio emitido a la atmósfera (Edwards et al., 2021). Los valores informados de emisiones globales de mercurio provenientes de los volcanes son, por ejemplo, de 1,4 a 60 t/año (Nriagu & Becker, 2003) y ~700 t/año (Pyle & Mather, 2003) y la descarga de los volcanes submarinos a los ecosistemas acuáticos que son incorporados por el fitoplancton y zooplancton (Tomiyasu et al., 2023).

El ejemplo emblemático de la contaminación por mercurio en el mundo fue la de bahía de Minamata-Japón, donde el año 1953 apareció una extraña enfermedad, conocida como enfermedad de Minamata (Harada, 1995), caracterizada por lesión del sistema nervioso central por intoxicación por metilmercurio vertido por una fábrica de acetaldehído de Chisso en la bahía. Los residentes, sin saberlo, consumieron pescado y mariscos durante decenas de años (Yorifuji, 2020). El Dr. Hajime Hosokawa, médico del hospital de la empresa Chisso, inició un experimento con gatos, bajo la sospecha de la producción de acetaldehído como la causa de la enfermedad. Alimentó gatos con aguas residuales y encontró que los gatos manifestaron los mismos signos observados en los pacientes con la enfermedad de Minamata; sin embargo, la empresa lo obligó a poner fin al experimento con animales y ocultó los resultados durante muchos años. En 1968, el gobierno japonés aceptó oficialmente la conclusión de que el metilmercurio, producido por una reacción secundaria del mercurio inorgánico durante el proceso de producción de acetaldehído, era la causa de la enfermedad (Tohyama, 2020).

Las altas concentraciones de mercurio de la cuenca del río Llallimayo sugieren que, a mediano o largo plazo, el lago Titicaca, a donde llegan los ríos de esta cuenca hidrográfica, acumulará cantidades progresivas de mercurio con riesgo de contaminación de las plantas y los peces, y finalmente las personas que los consuman. Los estudios evidenciaron los peces del lago Titicaca, tales como

pejerrey (*Basilichthyes bonariensis*), carachi (*Orestias*) y dos tipos de bagre autóctono (*Trichomycterus*), tienen niveles de mercurio en el tejido muscular, donde el 27% del pejerrey y el 75% del carachi excedieron el nivel del criterio de calidad del agua basado en tejido de pescado de la EPA (0,30 Ag g1), con un incremento en los niveles de mercurio en relación directa con el incremento del tamaño del pez (Gammons et al., 2006).

El mayor problema se proyecta para el futuro, ya que la contaminación ambiental generada por la minería informal es por el uso inadecuado y exagerado de mercurio en la extracción de oro, donde el mercurio elemental se utiliza para extraer oro del metal como amalgama (Esdaile & Chalker, 2018), cuyo vertimiento contamina el agua, alterando la flora y la fauna silvestre, así como los cultivos y las crianzas, con los riesgos sobre la salud pública de aproximadamente 80,000 habitantes, y se estima que cada año se pierden unas 15 toneladas de mercurio líquido en la zona de Puno, acrecentando la contaminación ambiental y los riesgos de salud pública (Lobato, 2013).

Debido a la insuficiente tecnología en la recuperación de oro por cocción y lixiviación con cianuro, más de la mitad del mercurio utilizado se libera al aire y se precipita en las áreas inmediatas y fuentes de agua; descubrieron altos niveles de mercurio en la sangre de todos los miembros de las familias que viven en las casas donde se realiza la quema de amalgama. Las fuentes de agua derivan en el río Ramis que acarrea los relaves mineros al lago Titicaca, y evidenciaron la contaminación mercurial en peces que habitan en las aguas del Titicaca y en el río Ramis (Aquino et al., 2023).

Aunque se encontraron concentraciones muy altas de mercurio y otros metales en las cabeceras de los arroyos cerca de los centros mineros de La Rinconada y Cecilia, la cantidad de Hg en el lago Titicaca en julio de 2002 podría atribuirse a la minería de la cuenca Ramis porque estaba por debajo del nivel cuantificable. Esto no disminuye el riesgo localizado de exposición al mercurio para los mineros de oro artesanales y sus familias. No fomentamos más investigaciones sobre la dinámica del mercurio en los ríos que desembocan en el lago Titicaca. Es probable que la mayor parte del transporte cuesta abajo de Hg y otros metales traza de los centros mineros de cabecera se produce como sedimento

en suspensión durante los períodos estacionales de mayor precipitación pluvial (Gammons et al., 2006).

4.2.3 Correlación de las unidades de evaluación para plomo y mercurio

Los estudios en zonas cercanas a complejos mineros han mostrado que la concentración de plomo (Pb) en el suelo y los pastos de consumo por el ganado afecta la calidad de la leche. A distancias lejanas (20 km) del Complejo Metalúrgico La Oroya en Perú (> 3700 m), el contenido de Pb del suelo se transfiere al pasto y a la leche de las vacas. Los análisis por espectrometría de absorción atómica de llama, evidenciaron una concentración de Pb de 217,8 mg/kg de suelo, 20,1 mg/kg de pasto, y 0,58 mg/kg de leche, con un factor de transferencia (relación de concentración de metales) de 0,095 para el Pb del suelo al pasto, y 0,031 del pasto a la leche, donde las muestras de suelo, pasto y leche presentaron altas concentraciones de Pb, con muestras de leche 29 veces más Pb que el límite de seguridad establecido por la normativa europea, no siendo aptas para el consumo humano, la elaboración de queso, yogur ni otros derivados. Los hallazgos demuestran que en los Andes centrales del Perú, donde hay una actividad minera metalúrgica sostenida, las concentraciones de Pb son significativamente más altas en el suelo que en los pastos o la leche, y las concentraciones de Pb en el suelo y la leche excedieron las recomendadas por las normas nacionales e internacionales, evidenciando que la leche producida en estas condiciones no es apta para el consumo humano, para la elaboración de queso, yogur ni otros productos lácteos, siendo necesario diseñar estrategias para reducir los efectos adversos en la salud humana así como las medidas para remediar los suelos (Chirinos-Peinado et al., 2021).

Es evidente que la acumulación de contaminantes inorgánicos, tales como los metales pesados en compartimentos ambientales que provienen de actividades mineras, industriales y urbanas representan un grave problema mundial, con una gestión inadecuada de los residuos, cuya distribución y acumulación en cuerpos de agua dulce los hacen potencialmente peligrosos, volviéndose tóxicos cuando llegan a los organismos vivos que integran la cadena alimentaria (Salas-Mercado et al., 2020).



Lo más preocupante en esta parte del mundo es que todos los ríos de la cuenca hidrográfica del lago Titicaca desembocan en este cuerpo de agua, arrastrando los vertidos de aguas residuales procedentes de actividades mineras, urbanas y rurales, por lo que en un futuro muy cercano, se tendrá una cuenca muerta, porque se habrá destruido la vida en todas sus formas.

CONCLUSIONES

- PRIMERO:** Los niveles de plomo en agua, pasto, leche y queso superan los niveles máximos permisibles de las normas internacionales, con valores de $53,5 \pm 19,8$ $\mu\text{g/L}$ en agua, $30,3 \pm 14,1$ $\mu\text{g/kg MS}$ en pasto, $49,0 \pm 17,6$ $\mu\text{g/L}$ en leche, y $45,9 \pm 13,0$ $\mu\text{g/kg}$ en queso.
- SEGUNDO:** Los niveles de mercurio en agua y pasto superan los niveles máximos permisibles de las normas internacionales, con valores de $7,25 \pm 1,41$ $\mu\text{g/L}$ en agua y $5,17 \pm 1,26$ $\mu\text{g/kg MS}$ en pasto; sin embargo, los niveles de este metal en leche y queso están en niveles menores a los máximos permisibles por las normas internacionales, con valores de $5,17 \pm 2,33$ $\mu\text{g/kg}$ en leche, y $6,94 \pm 4,25$ $\mu\text{g/kg}$ en queso.
- TERCERO:** La asociación entre agua y pasto para plomo fue positiva y alta ($r = 0,9143$); para leche y queso, también fue positiva y alta ($0,9377$). La asociación entre agua y pasto para mercurio fue positiva y alta ($r = 0,9143$), mientras que la asociación entre leche y queso desarrolló un modelo cuadrático, siendo positiva y alta ($r = 0,9809$).

A partir de los resultados se concluye que el agua, pasto, leche y queso están contaminados con plomo, mientras que el mercurio, si bien está presente en niveles que superan el máximo permisible en agua y pasto, su contenido en leche y queso, están aún en niveles menores a los máximos permisibles.



RECOMENDACIONES

- PRIMERO:** Implementar la vigilancia de la presencia de metales pesados en los productos agropecuarios, en forma permanente, para evitar la exposición de los consumidores.
- SEGUNDO:** Fortalecer las capacidades cognoscitivas de los productores, proveedores y consumidores sobre la contaminación del agua, pasto, leche, queso y demás derivados lácteos.

BIBLIOGRAFÍA

- Abdul-Wahab, S., & Marikar, F. A. (2012). The environmental impact of gold mines: pollution by heavy metals. *Cent. Eur. J. Eng*, 2(2), 304–313. <https://doi.org/10.2478/s13531-011-0052-3>
- Alcocer, E. E., & Huamán, E. C. (2018). *Determinación de arsénico, cadmio, plomo y mercurio en quinua (Chenopodium quinoa) expendida en los mercados de La Victoria, durante el período de enero del 2018* [Universidad Norbert Wiener]. <https://repositorio.uwiener.edu.pe/handle/20.500.13053/2566>
- Aquino, E., Calcina, M. E., Calcina, L., & Rojas, L. (2023). Contaminación por mercurio y cianuro en el distrito minero de Ananea - Puno. *Congreso Internacional de Medio Ambiente En Minería, 3, Trabajos Técnicos Del 3er Congreso Internacional de Medio Ambiente En Minería y 3er Simposio Nacional de Seguridad Minera, 2003*, 51–58. <https://catalogobiblioteca.ingemmet.gob.pe/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=6309>
- Arce, S., & Calderón, M. (2017). Suelos contaminados con plomo en la ciudad de La Oroya-Junín y su impacto en las aguas del río Mantaro. *Rev. Del Instituto de Investigación FIGMMG-UNMSM*, 20(40), 48–55. <https://doi.org/10.15381/iigeo.v20i40.14389>
- Aruquipa, L. (2022). *Proyectos para la Cuenca Llallimayo*. <https://www.gob.pe/institucion/regionpuno/noticias/629425-proyectos-para-la-cuenca-llallimayo>
- ATSDR. (2022). *Toxicological profile for mercury draft for public comment*. www.regulations.gov.
- Bárcena, L. R. (2011). *Determinación de metales tóxicos en leche de ganado bovino en el ámbito de la microcuenca lechera de Umachiri, región Puno* [Universidad Nacional del Altiplano]. <http://www.duraspace.org/>
- Basri, Sakakibara, M., & Sera, K. (2020). Mercury in soil and forage plants from artisanal and small-scale gold mining in the bombana area, Indonesia. *Toxics*, 8(1), 15. <https://doi.org/10.3390/toxics8010015>

- Bernhoft, R. A. (2012). Mercury toxicity and treatment: A review of the literature. *Journal of Environmental and Public Health*, 2012, 460508. <https://doi.org/10.1155/2012/460508>
- Bhat, A., Ravi, K., Tian, F., & Singh, B. (2024). Arsenic contamination needs serious attention: An opinion and global scenario. *Pollutants*, 4(2), 196–211. <https://doi.org/10.3390/pollutants4020013>
- Bianchini, F., & Grassi, L. (2018). *Estudios en poblaciones afectadas por metales pesados en Pasco*. <https://bvs.minsa.gob.pe/local/MINSA/4957.pdf>
- Bischoff, K., Higgins, W., Thompson, B., & Ebel, J. G. (2014). Lead excretion in milk of accidentally exposed dairy cattle. *Food Additives and Contaminants - Part A*, 31(5), 839–844. <https://doi.org/10.1080/19440049.2014.888787>
- Briffa, J., Sinagra, E., & Blundell, R. (2020). Heavy metal pollution in the environment and their toxicological effects on humans. *Heliyon*, 6(9), e04691. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e04691>
- Cabrera, P. G. (2013). *Evaluación del impacto ambiental en la minería de la Rinconada – Distrito de Ananea – Puno*. <https://www.monografias.com/trabajos104/evaluacion-del-impacto-ambiental-mineria-rinconada-distrito-ananea-puno/evaluacion-del-impacto-ambiental-mineria-rinconada-distrito-ananea-puno>
- Calapuja, J. (2020). Puno: por años contaminado el río Llallimayo y una deficiente implementación de plan de acción por metales pesados. *Radio Onda Azul*, 1–7. <https://radioondaazul.com/puno-por-anos-contaminado-el-rio-llallimayo-y-una-deficiente-implementacion-de-plan-de-accion-por-metales-pesados/>
- Castillo, O. (2019). Ensayos y debate: Los servicios que brinda un municipio: Porqué algunos son sostenibles y otros, no? *Agua*, 1–40. <https://www.infoandina.org/infoandina/es/content/los-servicios-que-brinda-el-municipio-agua-y-cr%C3%A9dito-%C2%BFpor-qu%C3%A9-unos-son-sostenibles-y-otros>
- Castro-Bedriñana, J., Chirinos-Peinado, D., Ríos-Ríos, E., Machuca-Campuzano, M., & Gómez-Ventura, E. (2021). Dietary risk of milk contaminated with lead and

- cadmium in areas near mining-metallurgical industries in the Central Andes of Peru. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 220, 112382. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2021.112382>
- Chata, A. (2015). *Presencia de Metales Pesados (Hg, As, Pb y Cd) En Agua y Leche En la Cuenca del Rio Coata 2015* [Universidad Nacional del Altiplano]. <http://repositorio.unap.edu.pe/handle/UNAP/1930>
- Chirinos-Peinado, D., Castro-Bedriñana, J., García-Olarte, E., Quispe-Ramos, R., & Gordillo-Espinal, S. (2021). Transfer of lead from soil to pasture grass and milk near a metallurgical complex in the Peruvian Andes. *Translational Animal Science*, 5(1), 1–9. <https://doi.org/10.1093/tas/txab003>
- Collin, M. S., Venkatraman, S. K., Vijayakumar, N., Kanimozhi, V., Arbaaz, S. M., Stacey, R. G. S., Anusha, J., Choudhary, R., Lvov, V., Tovar, G. I., Senatov, F., Koppala, S., & Swamiappan, S. (2022). Bioaccumulation of lead (Pb) and its effects on human: A review. In *Journal of Hazardous Materials Advances* (Vol. 7, p. 100094). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.hazadv.2022.100094>
- Condori, R. G., & Málaga, J. (2021). Niveles de plomo y arsénico en leche y pelo de vacas lecheras del valle de Moquegua. *Revista de Investigación Agropecuaria Science and Biotechnology*, 1(4), 10–17. <https://doi.org/10.25127/riagrop.20214.717>
- Cornejo-Olarte, D., Sucari, W., Belizario-Quispe, G., & Cornejo-Puma, K. (2023). La contaminación por metales potencialmente tóxicos de sedimentos del río Coata, Puno, Perú. *Ciencia Amazónica (Iquitos)*, 11(1–2), 17–28. <https://doi.org/10.22386/ca.v11i1-2.383>
- Coronel, B. D., Villanueva, T. M., & De, C. (2022). *Concentración de arsénico y plomo en leche cruda de vaca y el efecto de la salud en los consumidores del distrito de Huay Huay región Junín, 2020-2021* [Universidad María Auxiliadora]. <https://orcid.org/0000-0001-9716-2273>
- Dai, Y. J., Alsayeqh, A. F., Ali, E. W. E. E., Abdelaziz, A. S., Khalifa, H. A., Mohamed, A. S. M., & Alnakip, M. E. (2023). Heavy metals content in cheese: a study of

- their dietary intake and health risk assessment. *Slov Vet Res* , 60(Suppl 25), 397–404. <https://doi.org/10.26873/SVR-1639-2022>
- de la Cueva, F., Naranjo, A., Torres, B. P., & Aragón, E. (2021). Presence of heavy metals in raw bovine milk from Machachi, Ecuador. *La Granja*, 33(1), 21–30. <https://doi.org/10.17163/LGR.N33.2021.02>
- Defensoría del Pueblo. (2019). *Reporte de conflictos sociales No. 183*. http://www.defensoria.gob.pe/areas_te
- Dehghanifiroozabadi, M., Noferesti, P., Amirabadizadeh, A., Nakhaee, S., Aaseth, J., Noorbakhsh, F., & Mehrpour, O. (2019). Blood lead levels and multiple sclerosis: A case-control study. *Multiple Sclerosis and Related Disorders*, 27, 151–155. <https://doi.org/10.1016/j.msard.2018.10.010>
- Di Ciaula, A. (2021). Bioaccumulation of toxic metals in children exposed to urban pollution and to cement plant emissions. *Exposure and Health*, 13(4), 681–695. <https://doi.org/10.1007/s12403-021-00412-w>
- Dong, K., Xie, F., Wang, W., Chang, Y., Lu, D., Gu, X., & Chen, C. (2021). The detoxification and utilization of cyanide tailings: A critical review. In *Journal of Cleaner Production* (Vol. 302, p. 126946). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.126946>
- Edetanlen, B. E., & Saheeb, B. D. (2019). Effect of bone fracture(s) on blood lead levels from retained lead pellets in craniomaxillofacial region. *Human and Experimental Toxicology*, 38(12), 1378–1383. <https://doi.org/10.1177/0960327119862019>
- Edwards, B. A., Kushner, D. S., Outridge, P. M., & Wang, F. (2021). Fifty years of volcanic mercury emission research: Knowledge gaps and future directions. In *Science of the Total Environment* (Vol. 757, p. 143800). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143800>
- EPA. (2022). *Consumer Factsheet on: MERCURY*.
- Esdaile, L. J., & Chalker, J. M. (2018). The mercury problem in artisanal and small-scale gold mining. *Chemistry - A European Journal*, 24(27), 6905–6916. <https://doi.org/10.1002/chem.201704840>

- Fashola, M. O., Ngole-Jeme, V. M., & Babalola, O. O. (2016). Heavy metal pollution from gold mines: Environmental effects and bacterial strategies for resistance. In *International Journal of Environmental Research and Public Health* (Vol. 13, Issue 11, p. 1047). MDPI. <https://doi.org/10.3390/ijerph13111047>
- Ferrara, R., Mazzolai, B., Lanzillotta, E., Nucaro, E., & Pirrone, N. (2000). Volcanoes as emission sources of atmospheric mercury in the Mediterranean basin. *Science of The Total Environment*, 259(1–3), 115–121. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00558-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00558-1)
- Gammons, C. H., Slotton, D. G., Gerbrandt, B., Weight, W., Young, C. A., McNearny, R. L., Cámac, E., Calderón, R., & Tapia, H. (2006). Mercury concentrations of fish, river water, and sediment in the Río Ramis-Lake Titicaca watershed, Peru. *Science of the Total Environment*, 368(2–3), 637–648. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.09.076>
- García, F., Julca, R. T., Nieto, D., & Espino, J. A. (2016). *Informe de evaluación ambiental en la cuenca Pucará durante el año 2016*. <https://repositorio.oefa.gob.pe/handle/20.500.12788/410>
- Gliner, J. A., Morgan, G. A., & Harmon, R. J. (2003). Pretest-posttest comparison group designs: Analysis and interpretation. *Journal of the American Academy of Child and Adolescent Psychiatry*, 42(4), 500–503. <https://doi.org/10.1097/01.CHI.0000046809.95464.BE>
- Gönen, N., Kabasakal, O. S., & Özdil, G. (2004). Recovery of cyanide in gold leach waste solution by volatilization and absorption. *Journal of Hazardous Materials*, B113(1–3), 231–236. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2004.06.029>
- González-Montaña, J. R. (2009). Metales pesados en carne y leche y certificación para la Unión Europea (UE). *Revista Colombiana de Ciencias Pecuarias*, 22(3), 305–310. <http://rccp.udea.edu.co>
- Goudarzi, M., Parsaei, P., Nayebpour, F., & Rahimi, E. (2013). Determination of mercury, cadmium and lead in human milk in Iran. *Toxicology and Industrial Health*, 29(9), 820–823. <https://doi.org/10.1177/0748233712445047>

- Gutiérrez, A. J. (2009). *Concentración de metales pesados en leche cruda de vaca en la provincia de León, España* [Universidad de León]. <https://investigacion.usc.es/documentos/5d1df67029995204f766b6fdb?lang=es>
- Harada, M. (1995). Minamata disease: Methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. *Critical Reviews in Toxicology*, 25(1), 1–24. <https://doi.org/10.3109/10408449509089885>
- Huanqui, R. (2018). *Determinación de metales pesados en pastos, fibra, carne y vísceras de alpacas en comunidades del distrito de Ananea - Puno*. <http://repositorio.unap.edu.pe/handle/20.500.14082/8960>
- Islam, M. S., Ahmed, M. K., Habibullah-Al-Mamun, M., & Raknuzzaman, M. (2015). The concentration, source and potential human health risk of heavy metals in the commonly consumed foods in Bangladesh. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 122, 462–469. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.09.022>
- Jaafarzadeh, N., Tari, K., Samarghandi, M. R., Fard, M. P., Jorfi, S., Feizi, R., & Mehrbakhsh, M. (2023). Non-carcinogenic risk assessment of cadmium and lead in raw milk from dairy production farms in Iran, using Monte Carlo simulation approach. *Journal of Food Composition and Analysis*, 115, 104864. <https://doi.org/10.1016/j.jfca.2022.104864>
- Jia, L., Ma, H., Guan, Y., Zou, L., Jiang, L., Hang, Y., feng, X., Ren, X., Tian, Y., Pan, H., & Rong, S. (2022). Lead absorption capacity in different parts of plants and its influencing factors: a systematic review and meta-analysis. *Environmental Science and Pollution Research*, 1–16. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-24718-7>
- Jiang, Y. (2020). *Measurement of trace heavy metals in food with nutrient function claims by microwave digestion-furnace method atomic absorption spectrophotometer AA-7000F/AAC/GFA-7000A/ASC-7000* (A 642). <http://www.shimadzu.com/about/trademarks/index.html>
- Juárez, B. R. (2020). *Evaluación de riesgo ambiental del relave minero- metalúrgico de la planta de beneficio Tiquillaca, UNA - Puno* [Universidad Nacional del Altiplano]. <http://repositorio.unap.edu.pe/handle/20.500.14082/14563>

- Karn, R., Ojha, N., Abbas, S., & Bhugra, S. (2021). A review on heavy metal contamination at mining sites and remedial techniques. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 796(1), 012013. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/796/1/012013>
- Kimakova, T., Bernasovska, K., Poracova, J., & Kimakova, T. (2009). Mercury – An important contaminant and its existence in milk and blackcurrant in the Slovak Republic. *Epidemiology*, 20(6), S141. <https://doi.org/10.1097/01.ede.0000362483.79537.13>
- Kumar, A., Kumar, A., Cabral-Pinto, M., Chaturvedi, A. K., Shabnam, A. A., Subrahmanyam, G., Mondal, R., Gupta, D. K., Malyan, S. K., Kumar, S. S., Khan, S. A., & Yadav, K. K. (2020). Lead toxicity: Health hazards, influence on food Chain, and sustainable remediation approaches. In *International Journal of Environmental Research and Public Health* (Vol. 17, Issue 7, p. 2179). MDPI AG. <https://doi.org/10.3390/ijerph17072179>
- Kumar, R., Saha, S., Dhaka, S., Kurade, M. B., Kang, C. U., Baek, S. H., & Jeon, B. H. (2017). Remediation of cyanide-contaminated environments through microbes and plants: a review of current knowledge and future perspectives. *Geosystem Engineering*, 20(1), 28–40. <https://doi.org/10.1080/12269328.2016.1218303>
- Laime, J. M. (2019). *Evaluación del cumplimiento del plan de cierre de minas en la unidad minera Arasi*. <http://repositorio.unap.edu.pe/handle/20.500.14082/14966>
- Le, L. H., Levy, S., Möhring, K., Nordmann, D., von Roda Editor, A.-M., Bauer, F., & Frings, C. (2020). *One Health: human, animal and environmental health form one unit - and affect sustainable development* (Issue 11). <https://reliefweb.int/report/world/one-health-human-animal-and-environmental-health-form-one-unit-and-affect-sustainable>
- Li, A., Du, R., Zheng, B., Meng, J., Zhang, J., Xiang, A., Zhang, X., Qi, B., Wu, Y., Zhou, X., Zhang, Y., Dong, L., & Pang, X. (2016). Determination of heavy metals in raw milk produced in Tangshan city, China. *MATEC Web of Conference*, 39, 03006. <https://doi.org/10.1051/mateconf/20163903006>

- Liu, H., Yu, S., Wang, T., Li, J., & Wang, Y. (2024). A systematic review on sustainability assessment of internal combustion engines. In *Journal of Cleaner Production* (Vol. 451, p. 141996). Elsevier Ltd. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2024.141996>
- Loaiza, E., & Galloso, A. (2008). *Implicancias ambientales por la actividad minera de la zona de Ananea en la cuenca del río Ramis - [Boletín E 5]*. <https://repositorio.ingemmet.gob.pe/handle/20.500.12544/352?locale=es>
- Lobato, A. L. (2013). *Evaluación ambiental y programas de remediación de la cuenca alta del río Ramis*. <http://cybertesis.uni.edu.pe/handle/uni/1079>
- López, L. K., García, M. M., Madueño, F. M., Bautista, N., Marín, G. M., & Olórtégui, D. S. (2020). Metales pesados en tres variedades de *Solanum tuberosum* L. (papa) expendidos en el mercado mayorista de Santa Anita (Lima-Perú). *Ciencia e Investigación*, 23(1), 25–30. <https://doi.org/10.15381/ci.v23i1.18719>
- Loza, A. L., & Ccancapa, Y. (2020). Mercury in a high altitude Andes stream with strong impact by artisanal aurifer mining (La Rinconada, Puno, Peru). *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 36(1), 33–44. <https://doi.org/10.20937/RICA.2020.36.53317>
- Lozada, R. A., Argota, G., Ramos, E., & Choqueneira, R. M. (2021). Reactor de flujo continuo para la remoción del plomo por electrocoagulación en las aguas del río Coata, Puno-Perú. *Campus*, 26(31), 75–81. <https://doi.org/10.24265/campus.2021.v26n31.06>
- Málaga, J. (2015). *Determinación de metales tóxicos en carne y vísceras de alpaca en dos zonas del Distrito de Ananea- Puno* [Universidad Nacional de San Agustín]. http://bibliotecavirtual.unsa.edu.pe:8009/cgi-bin/koha/opac-detail.pl?biblionumber=915878&query_desc=an%3A63603
- Marchini, M., Gandolfi, M., Maini, L., Raggetti, L., & Martelli, M. (2022). Exploring the ancient chemistry of mercury. *PNAS*, 119(24), e2123171119. <https://doi.org/10.1073/pnas>
- Martínez, A. M., Villafañe, F., & López, J. A. (2018). Intoxicación aguda con plomo en bovinos; reporte de caso. *Sitio Argentino de Producción Animal*, SV, 1–4.

https://www.produccion-animal.com.ar/suplementacion_mineral/23-intoxicacion_aguda_con_plomo.pdf

Méndez, J. (2002). *Metales pesados en alimentación animal*.

Menéndez, J., & Muñoz, S. (2021). Contaminación del agua y suelo por los relaves mineros. *Paideia* 21, 11(1), 141–154.
<https://doi.org/10.31381/paideia.v11i1.3622>

Mesa de Diálogo Espinar. (2013). *Informe final integrado de monitoreo sanitario ambiental participativo de la provincia de Espinar*.

MINSA. (2015). *Norma técnica de salud que establece la vigilancia epidemiológica en salud pública de factores de riesgo por exposición e intoxicación por metales pesados y metaloides*. NTS N° 111-2014-MINSA/DGE-V.01. RM N° 006-2015/MINSA. <https://bvs.minsa.gob.pe/local/MINSA/3477.pdf>

Monteza, Y. L. (2018). *Determinación de metales pesados en leche fresca de vacunos, alimentado con pasturas regadas con aguas servidas - Cajamarca 2017* [Universidad Nacional de Cajamarca].
<https://repositorio.unc.edu.pe/handle/20.500.14074/2929>

Naranjo, V. I., Hendricks, M., & Jones, K. S. (2020). Lead toxicity in children: An unremitting public health problem. In *Pediatric Neurology* (Vol. 113, pp. 51–55). Elsevier Inc. <https://doi.org/10.1016/j.pediatrneurol.2020.08.005>

Neathery, M. W., Miller, W. J., Gentry, R. P., Stake, P. E., & Blackmon, D. M. (1974). Cadmium-109 and methyl mercury-203 metabolism, tissue distribution, and secretion into milk of cows. *Journal of Dairy Science*, 57(10), 1177–1183.
[https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302\(74\)85033-2](https://doi.org/10.3168/jds.S0022-0302(74)85033-2)

Nriagu, J., & Becker, C. (2003). Volcanic emissions of mercury to the atmosphere: global and regional inventories. *The Science of the Total Environment*, 304(1–3), 3–12.
[https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00552-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00552-1)

Oseña, D., Chávez, A., & Castro, W. G. (2016). Liderazgo transformacional y clima organizacional en docentes de la Universidad Nacional Intercultural de la

- Amazonia. *Apuntes de Ciencia & Sociedad*, 6(1), 41–47.
<https://doi.org/10.18259/acs.2016008>
- Pacco, D. (2018). *Determinación de metales pesados en leche y pelo de vacas de la cuenca del río Llallimayo Melgar – Puno* [Universidad Nacional del Altiplano].
<http://repositorio.unap.edu.pe/handle/UNAP/9269>
- Pavlovic, I., Sikiric, M., Havranek, J. L., Plavljanic, N., & Brajenovic, N. (2004). Lead and cadmium levels in raw cow's milk from an industrialised Croatian region determined by electrothermal atomic absorption spectrometry. *Czech J. Anim. Sci.*, 49(4), 164–168. <https://doi.org/10.17221/4295-CJAS>
- Petersen, J. (2016). Heap leaching as a key technology for recovery of values from low-grade ores – A brief overview. *Hydrometallurgy*, 165, 206–212.
<https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2015.09.001>
- Pinto, H. (2014). Contaminación ambiental en Tintaya. *Investigaciones Sociales*, 18(33), 201–216.
<https://revistasinvestigacion.unmsm.edu.pe/index.php/sociales/article/view/10994>
- Purna, S. A., Vadakedath, S., & Kandi, V. (2023). Clinical research: A review of study designs, hypotheses, errors, sampling types, ethics, and informed consent. *Cureus*, 15(1), e33374. <https://doi.org/10.7759/cureus.33374>
- Pyle, D. M., & Mather, T. A. (2003). The importance of volcanic emissions for the global atmospheric mercury cycle. *Atmospheric Environment*, 37(36), 5115–5124.
<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2003.07.011>
- Rădulescu, A., & Lundgren, S. (2019). A pharmacokinetic model of lead absorption and calcium competitive dynamics. *Scientific Reports*, 9(1), 14225.
<https://doi.org/10.1038/s41598-019-50654-7>
- Rai, P. K., Lee, S. S., Zhang, M., Tsang, Y. F., & Kim, K. H. (2019). Heavy metals in food crops: Health risks, fate, mechanisms, and management. In *Environment International* (Vol. 125, pp. 365–385). Elsevier Ltd.
<https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.01.067>

- Raubenheimer, O. (1918). The history of Mercury. *The Journal of the American Pharmaceutical Association* (1912), 7(5), 445–447. <https://doi.org/10.1002/jps.3080070513>
- Retief, F. P., & Cillers, L. (2005). Lead poisoning in ancient Rome. *Acta Theologica Supplementum* 7, 26(2), 147–164. <https://doi.org/10.4314/actat.v26i2.52570>
- Rodríguez, C., & Julca, D. (2020). *Gestión del cierre de minas en el Perú: estudio técnico-legal sobre el alcance de la legislación peruana en el cierre de operaciones mineras*. www.cepal.org/apps
- Saeed, S., Hasan, S., Kuldeep, & Choudhury, P. (2017). Lead poisoning: A persistent health hazard-general and oral aspects. *Biomedical and Pharmacology Journal*, 10(1), 439–445. <https://doi.org/10.13005/bpj/1127>
- Salas-Mercado, D., Hermoza-Gutiérrez, M., & Salas-Ávila, D. (2020). Distribución de metales pesados y metaloides en aguas superficiales y sedimentos del río Crucero, Perú. *Revista Boliviana de Química*, 37(4), 185–193. <https://doi.org/10.34098/2078-3949.37.4.1>
- Schober, P., Boer, C., & Schwarte, L. A. (2018). Correlation coefficients: Appropriate use and interpretation. *Anesthesia and Analgesia*, 126(5), 1763–1768. <https://doi.org/10.1213/ANE.0000000000002864>
- Sharma, P., Chambial, S., & Shukla, K. K. (2015). Lead and Neurotoxicity. *Indian Journal of Clinical Biochemistry*, 30(1), 1–2. <https://doi.org/10.1007/s12291-015-0480-6>
- Shine, K. P., Fuglestvedt, J. S., Hailemariam, K., & Stuber, N. (2005). Alternatives to the global warming potential for comparing climate impacts of emissions of greenhouse gases. *Climate Change*, 68, 281–302. <https://doi.org/10.1007/s10584-005-1146-9>
- Silva-Filho, E. V., Machado, W., Oliveira, R. R., Sella, S. M., & Lacerda, L. D. (2006). Mercury deposition through litterfall in an Atlantic Forest at Ilha Grande, Southeast Brazil. *Chemosphere*, 65(11), 2477–2484. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.04.053>

- Słota, M., Wąsik, M., Stołtny, T., Machoń-Grecka, A., Kasperczyk, A., Bellanti, F., Dobrakowski, M., Chwalba, A., & Kasperczyk, S. (2021). Relationship between lead absorption and iron status and its association with oxidative stress markers in lead-exposed workers. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 68, 126841. <https://doi.org/10.1016/j.jtemb.2021.126841>
- Soloisolo, D. (2022). *Niveles de plomo y mercurio en agua de la cuenca Llallimayo durante el proceso de cierre de la mina Arasi S.A.C. – región Puno*. <http://repositorio.unap.edu.pe/handle/20.500.14082/17747>
- Ssenku, J. E., Naziriwo, B., Kutesakwe, J., Mustafa, A. S., Kayeera, D., & Tebandeke, E. (2023). Mercury accumulation in food crops and phytoremediation potential of wild plants thriving in artisanal and small-scale gold mining areas in Uganda. *Pollutants*, 3(2), 181–196. <https://doi.org/10.3390/pollutants3020014>
- Tapia, M. E., & Flores, J. A. (1984). *Pastoreo y pastizales de los Andes del Sur del Perú* (M. Tapia, Ed.).
- Tohyama, C. (2020). Comment on “rethinking the Minamata tragedy: What mercury species was really responsible?” In *Environmental Science and Technology* (Vol. 54, Issue 13, pp. 8486–8487). American Chemical Society. <https://doi.org/10.1021/acs.est.0c01971>
- Tomiyasu, T., Matsuki, H., Oda, M., Kodamatani, H., Kanzaki, R., & Kobari, T. (2023). Impact of mercury discharged from submarine volcano on inner bay ecosystems. *Chemosphere*, 339, 139748. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139748>
- Tong, S., Von Schirnding, Y. E., & Prapamontol, T. (2000). Environmental lead exposure: a public health problem of global dimensions. *Bulletin of the World Health Organization*, 78(9), 1068–1077. <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/11019456/>
- Travezaño, K. T. (2021). *Servicio de análisis integral de relaves y efluentes en el Perú* [Universidad Esan]. <https://repositorio.esan.edu.pe/items/8cfec02d-271c-4642-a90c-0a5e6fd91d11>
- Velarde, J. A. (2020). *Determinación de metales pesados en leche de vaca, pasto y agua de la microcuenca del río Llallimayo, Melgar - Puno* [Universidad Nacional del Altiplano]. <http://repositorio.unap.edu.pe/handle/20.500.14082/14789>

- Velarde, M. F. (2014). *Estudio de investigación para el tratamiento de soluciones residuales del proceso de cianuración mediante la aplicación de sistemas pasivos de la empresa minera el Misti Gold S.A.C.* [Universidad Nacional de San Agustín]. <http://repositorio.unsa.edu.pe/handle/UNSA/2614>
- Verbrugge, B., Lanzano, C., & Libassi, M. (2021). The cyanide revolution: Efficiency gains and exclusion in artisanal- and small-scale gold mining. *Geoforum*, *126*, 267–276. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2021.07.030>
- Villalta-Rojas, P. I., Zapana-Pari, J. G., Zapana-Landaeta, J. C., Escobar-Mamani, F., & Araoz, J. (2016). Evaluación de pastos y capacidad de carga animal en el fundo “Carolina” de la Universidad Nacional del Altiplano - Puno Perú. *Revista de Investigaciones Altoandinas - Journal of High Andean Research*, *18*(3), 303–310. <https://doi.org/10.18271/ria.2016.219>
- Wani, A. L., Ara, A., & Usmani, J. A. (2015). Lead toxicity: A review. In *Interdisciplinary Toxicology* (Vol. 8, Issue 2, pp. 55–64). Slovak Toxicology Society. <https://doi.org/10.1515/intox-2015-0009>
- Yabe, J., Mm Nakayama, S., Ikenaka, Y., Yohannes, Y. B., Bortey-Sam, N., Kabalo, A. N., Ntapisha, J., Mizukawa, H., Umemura, T., & Ishizuka, M. (2018). Lead and cadmium excretion in feces and urine of children from polluted townships near a lead-zinc mine in Kabwe, Zambia. *Chemosphere*, *202*, 48–55. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.03.079>
- Yorifuji, T. (2020). Lessons from an early-stage epidemiological study of Minamata disease. *Journal of Epidemiology*, *30*(1), 12–14. <https://doi.org/10.2188/jea.JE20190089>
- Zandler, H., Vanselow, K. A., Poya Faryabi, S., Rajabi, A. M., & Ostrowski, S. (2023). High-resolution assessment of the carrying capacity and utilization intensity in mountain rangelands with remote sensing and field data. *Heliyon*, *9*(11), e21583. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e21583>
- Zaynab, M., Al-Yahyai, R., Ameen, A., Sharif, Y., Ali, L., Fatima, M., Khan, K. A., & Li, S. (2022). Health and environmental effects of heavy metals. In *Journal of King*



Saud University - Science (Vol. 34, Issue 1, p. 101653). Elsevier B.V.
<https://doi.org/10.1016/j.jksus.2021.101653>

Zhang, H., Cui, Y., Dong, R., Zhang, W., Chen, S., Wan, H., Chen, C., Chen, Y., Wang, Y., Zhu, C., Chen, B., Wang, N., & Lu, Y. (2021). Vitamin d is associated with blood lead exposure through bone turnover in type 2 diabetes patients. *Endocrine Connections*, 10(4), 378–386. <https://doi.org/10.1530/EC-21-0006>

Zhang, Z., Zheng, D., Xue, Z., Wu, H., & Jiang, M. (2019). Identification of anthropogenic contributions to heavy metals in wetland soils of the Karuola Glacier in the Qinghai-Tibetan Plateau. *Ecological Indicators*, 98, 678–685. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.11.052>

ANEXOS

Anexo 1. Matriz de consistencia

PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA	HIPÓTESIS	OBJETIVOS	VARIABLES	METODOLOGÍA
<p>Problema general ¿Cuáles son los niveles de plomo y mercurio en agua, pasto, leche y queso en la Microcuenca Llallimayo de la Provincia de Melgar?</p> <p>Problemas específicos PE1. ¿Cuál es el nivel de plomo en agua, pasto, leche y queso en la Microcuenca Llallimayo de la Provincia de Melgar? PE2. ¿Cuál es el nivel de mercurio en agua, pasto, leche y queso en la Microcuenca Llallimayo de la Provincia de Melgar? PE3. ¿Cuánto será la asociación entre agua y pasto, leche y queso para plomo y mercurio?</p>	<p>Hipótesis general Los niveles de plomo y mercurio en agua, pasto, leche y queso de la Microcuenca Llallimayo-Melgar-Puno superan los niveles máximos permisibles</p> <p>Hipótesis específicas HE1. Los niveles de plomo en agua, pasto, leche y queso superan los niveles máximos permisibles HE2. Los niveles de mercurio en agua, pasto, leche y queso superan los niveles máximos permisibles HE3. Existe asociación entre agua y pasto, leche y queso para los niveles de plomo y mercurio</p>	<p>Objetivo general Evaluar los niveles de plomo y mercurio en agua, pasto, leche y queso en la Microcuenca Llallimayo-Melgar-Puno.</p> <p>Objetivos específicos OE1. Determinar los niveles de plomo en agua, pasto, leche y queso OE2. Determinar los niveles de mercurio en agua, pasto, leche y queso OE3. Evaluar la asociación entre agua y pasto, leche y queso para plomo y mercurio</p>	<p>Variable independiente Agua, pasto, leche y queso.</p> <p>Variable Dependiente: Niveles de plomo y mercurio</p>	<p>Enfoque: Cuantitativo</p> <p>Método: Descriptivo</p> <p>Tipo de investigación: Básica</p> <p>Diseño: No experimental</p> <p>Población: La Micro cuenca del río Llallimayo, las extensas áreas de pastoreo, los hatos del ganado vacuno, los pastos cultivados de la cuenca irrigadas con esas aguas y las plantas de elaboración de queso</p> <p>Muestra: Por 12 botellas de 500 ml de agua, 12 botellas de 500 ml de leche, 12 porciones de 500 g de pastos cultivados frescos de la asociación trébol-raigrás y alfalfa-dactilis, y 12 moldes de queso de 1.2 kg.</p>

Anexo 2. Base de datos



INFORME DE ENSAYO

N° 095-2023

Cliente	DARIO CONDORI QUISPE
Dirección del cliente	PUNO
Referencia USAQ	095
Denominación de la muestra	AGUA
Fecha de recepción	13/02/2023
Fecha de análisis	14/02/2023
Fecha de emisión de informe	9/03/2023
Características de muestra.	Líquida

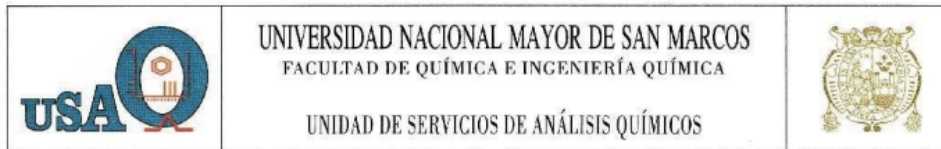
Referencia USAQ	Determinación o Parámetro	Especificación	Resultado	Unidades
095-1	Plomo	Muestra 01 Agua	0.083	mg/L
095-2	Plomo	Muestra 02 Agua	0.007	mg/L
095-3	Plomo	Muestra 03 Agua	0.051	mg/L
095-4	Plomo	Muestra 04 Agua	0.075	mg/L
095-5	Plomo	Muestra 05 Agua	0.081	mg/L
095-6	Plomo	Muestra 06 Agua	0.021	mg/L
095-7	Plomo	Muestra 07 Agua	0.037	mg/L
095-8	Plomo	Muestra 08 Agua	No detectado	mg/L
095-9	Plomo	Muestra 09 Agua	0.090	mg/L
095-10	Plomo	Muestra 10 Agua	0.080	mg/L
095-11	Plomo	Muestra 11 Agua	0.038	mg/L
095-12	Plomo	Muestra 12 Agua	0.026	mg/L

Límites de detección y Métodos		
Determinación o parámetro	Límite de detección	Método
Plomo	0.005 mg/L	USAQ-ME-04 AAS

PERCY YAQUE LÓPEZ MARILUZ
QUÍMICO
CQP. 876
RESPONSABLE DE LABORATORIO

Av. Venezuela Cdra. 34 - Ciudad Universitaria - Pabellón B Química, Central Telefónica: 619-7000 anexos 1203, 1218
E-mail: usaq@unmsm.edu.pe

Pág. 1 de 1



INFORME DE ENSAYO

N° 096-2023

Cliente	DARIO CONDORI QUISPE
Dirección del cliente	PUNO
Referencia USAQ	096
Denominación de la muestra	AGUA
Fecha de recepción	13/02/2023
Fecha de análisis	14/02/2023
Fecha de emisión de informe	9/03/2023
Características de muestra.	Líquida

Referencia USAQ	Determinación o Parámetro	Especificación	Resultado	Unidades
096-1	Mercurio	Muestra 01 Agua	0.005	mg/L
096-2	Mercurio	Muestra 02 Agua	0.008	mg/L
096-3	Mercurio	Muestra 03 Agua	0.008	mg/L
096-4	Mercurio	Muestra 04 Agua	0.006	mg/L
096-5	Mercurio	Muestra 05 Agua	0.007	mg/L
096-6	Mercurio	Muestra 06 Agua	0.008	mg/L
096-7	Mercurio	Muestra 07 Agua	0.006	mg/L
096-8	Mercurio	Muestra 08 Agua	0.008	mg/L
096-9	Mercurio	Muestra 09 Agua	0.003	mg/L
096-10	Mercurio	Muestra 10 Agua	0.007	mg/L
096-11	Mercurio	Muestra 11 Agua	0.009	mg/L
096-12	Mercurio	Muestra 12 Agua	0.012	mg/L

Límites de detección y Métodos		
Determinación o parámetro	Límite de detección	Método
Mercurio	0.0001 mg/L	USAQ-ME-04 AAS

PERCY YAQUE LÓPEZ MARILUZ
QUÍMICO
CQP. 876
RESPONSABLE DE LABORATORIO

Av. Venezuela Cdra. 34 - Ciudad Universitaria - Pabellón B Química, Central Telefónica: 619-7000 anexos 1203, 1218
E-mail: usaq@unmsm.edu.pe

Pág. 1 de 1



INFORME DE ENSAYO

N° 093-2023

Cliente	DARIO CONDORI QUISPE
Dirección del cliente	PUNO
Referencia USAQ	093
Denominación de la muestra	PASTO
Fecha de recepción	13/02/2023
Fecha de análisis	14/02/2023
Fecha de emisión de informe	9/03/2023
Características de muestra.	Sólida

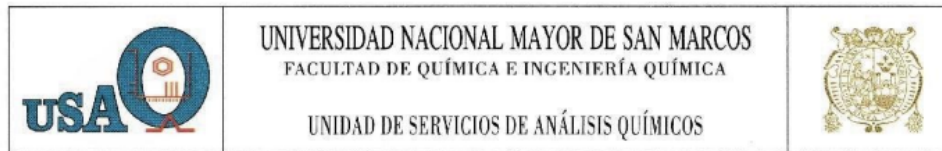
Referencia USAQ	Determinación o Parámetro	Especificación	Resultado	Unidades
093-1	Plomo	Muestra 01 Pasto	0.039	mg/Kg
093-2	Plomo	Muestra 02 Pasto	0.038	mg/Kg
093-3	Plomo	Muestra 03 Pasto	0.023	mg/Kg
093-4	Plomo	Muestra 04 Pasto	0.039	mg/Kg
093-5	Plomo	Muestra 05 Pasto	0.054	mg/Kg
093-6	Plomo	Muestra 06 Pasto	0.012	mg/Kg
093-7	Plomo	Muestra 07 Pasto	0.003	mg/Kg
093-8	Plomo	Muestra 08 Pasto	0.052	mg/Kg
093-9	Plomo	Muestra 09 Pasto	No detectado	mg/Kg
093-10	Plomo	Muestra 10 Pasto	No detectado	mg/Kg
093-11	Plomo	Muestra 11 Pasto	0.013	mg/Kg
093-12	Plomo	Muestra 12 Pasto	No detectado	mg/Kg

Límites de detección y Métodos		
Determinación o parámetro	Límite de detección	Método
Plomo	0.005 mg/Kg	USAQ-ME-04 AAS

PERCY YAQUE LÓPEZ MARILUZ
QUÍMICO
COP. 878
RESPONSABLE DE LABORATORIO

Av. Venezuela Cdra. 34 - Ciudad Universitaria - Pabellón B Química, Central Telefónica: 619-7000 anexos 1203, 1218
E-mail: usaq@unmsm.edu.pe

Pág. 1 de 1



INFORME DE ENSAYO

N° 094-2023

Cliente	DARIO CONDORI QUISPE
Dirección del cliente	PUNO
Referencia USAQ	094
Denominación de la muestra	PASTO
Fecha de recepción	13/02/2023
Fecha de análisis	14/02/2023
Fecha de emisión de informe	9/03/2023
Características de muestra.	Sólida

Referencia USAQ	Determinación o Parámetro	Especificación	Resultado	Unidades
094-1	Mercurio	Muestra 01 Pasto	0.004	mg/Kg
094-2	Mercurio	Muestra 02 Pasto	0.005	mg/Kg
094-3	Mercurio	Muestra 03 Pasto	0.008	mg/Kg
094-4	Mercurio	Muestra 04 Pasto	0.006	mg/Kg
094-5	Mercurio	Muestra 05 Pasto	0.005	mg/Kg
094-6	Mercurio	Muestra 06 Pasto	0.005	mg/Kg
094-7	Mercurio	Muestra 07 Pasto	0.005	mg/Kg
094-8	Mercurio	Muestra 08 Pasto	0.005	mg/Kg
094-9	Mercurio	Muestra 09 Pasto	0.001	mg/Kg
094-10	Mercurio	Muestra 10 Pasto	0.003	mg/Kg
094-11	Mercurio	Muestra 11 Pasto	0.007	mg/Kg
094-12	Mercurio	Muestra 12 Pasto	0.008	mg/Kg

Límites de detección y Métodos		
Determinación o parámetro	Límite de detección	Método
Mercurio	0.0001 mg/Kg	USAQ-ME-04 AAS

PERCY YAQUE LÓPEZ MARILUZ
QUÍMICO
COP. 876
RESPONSABLE DE LABORATORIO

Av. Venezuela Cdra. 34 - Ciudad Universitaria - Pabellón B Química, Central Telefónica: 619-7000 anexos 1203, 1218
E-mail: usaq@unmsm.edu.pe

Pág. 1 de 1



UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS
FACULTAD DE QUÍMICA E INGENIERÍA QUÍMICA

UNIDAD DE SERVICIOS DE ANÁLISIS QUÍMICOS



INFORME DE ENSAYO

N° 089-2023

Cliente	DARIO CONDORI QUISPE
Dirección del cliente	PUNO
Referencia USAQ	089
Denominación de la muestra	LECHE
Fecha de recepción	13/02/2023
Fecha de análisis	14/02/2023
Fecha de emisión de informe	9/03/2023
Características de muestra.	Líquida

Referencia USAQ	Determinación o Parámetro	Especificación	Resultado	Unidades
089-1	Plomo	Muestra 01 Leche	0.018	mg/L
089-2	Plomo	Muestra 02 Leche	0.067	mg/L
089-3	Plomo	Muestra 03 Leche	0.075	mg/L
089-4	Plomo	Muestra 04 Leche	No detectado	mg/L
089-5	Plomo	Muestra 05 Leche	0.015	mg/L
089-6	Plomo	Muestra 06 Leche	0.033	mg/L
089-7	Plomo	Muestra 07 Leche	0.053	mg/L
089-8	Plomo	Muestra 08 Leche	0.038	mg/L
089-9	Plomo	Muestra 09 Leche	0.097	mg/L
089-10	Plomo	Muestra 10 Leche	No detectado	mg/L
089-11	Plomo	Muestra 11 Leche	0.051	mg/L
089-12	Plomo	Muestra 12 Leche	0.059	mg/L

Límites de detección y Métodos		
Determinación o parámetro	Límite de detección	Método
Plomo	0.005 mg/L	USAQ-ME-04 AAS

PERCY YAQUE LÓPEZ MARILUZ
QUÍMICO
CQP. 876
RESPONSABLE DE LABORATORIO

Av. Venezuela Cdra. 34 - Ciudad Universitaria - Pabellón B Química, Central Telefónica: 619-7000 anexos 1203, 1218
E-mail: usaq@unmsm.edu.pe



UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS
FACULTAD DE QUÍMICA E INGENIERÍA QUÍMICA

UNIDAD DE SERVICIOS DE ANÁLISIS QUÍMICOS



INFORME DE ENSAYO

N° 090-2023

Cliente	DARIO CONDORI QUISPE
Dirección del cliente	PUNO
Referencia USAQ	090
Denominación de la muestra	LECHE
Fecha de recepción	13/02/2023
Fecha de análisis	14/02/2023
Fecha de emisión de informe	9/03/2023
Características de muestra.	Líquida

Referencia USAQ	Determinación o Parámetro	Especificación	Resultado	Unidades
090-1	Mercurio	Muestra 01 Leche	No detectado	mg/L
090-2	Mercurio	Muestra 02 Leche	0.007	mg/L
090-3	Mercurio	Muestra 03 Leche	0.009	mg/L
090-4	Mercurio	Muestra 04 Leche	0.009	mg/L
090-5	Mercurio	Muestra 05 Leche	0.008	mg/L
090-6	Mercurio	Muestra 06 Leche	0.003	mg/L
090-7	Mercurio	Muestra 07 Leche	0.003	mg/L
090-8	Mercurio	Muestra 08 Leche	No detectado	mg/L
090-9	Mercurio	Muestra 09 Leche	0.001	mg/L
090-10	Mercurio	Muestra 10 Leche	No detectado	mg/L
090-11	Mercurio	Muestra 11 Leche	0.002	mg/L
090-12	Mercurio	Muestra 12 Leche	0.006	mg/L

Límites de detección y Métodos		
Determinación o parámetro	Límite de detección	Método
Mercurio	0.0001 mg/L	USAQ-ME-04 AAS

PERCY YAQUE LÓPEZ MARILU'Z
QUÍMICO
CQP. 876
RESPONSABLE DE LABORATORIO

Av. Venezuela Cdra. 34 - Ciudad Universitaria - Pabellón B Química, Central Telefónica: 619-7000 anexos 1203, 1218
E-mail: usaq@unmsm.edu.pe

Pág. 1 de 1



INFORME DE ENSAYO N° 091-2023

Cliente	DARIO CONDORI QUISPE
Dirección del cliente	PUNO
Referencia USAQ	091
Denominación de la muestra	QUESO
Fecha de recepción	13/02/2023
Fecha de análisis	14/02/2023
Fecha de emisión de informe	9/03/2023
Características de muestra.	Sólida

Referencia USAQ	Determinación o Parámetro	Especificación	Resultado	Unidades
091-1	Plomo	Muestra 01 Queso	0.045	mg/Kg
091-2	Plomo	Muestra 02 Queso	0.030	mg/Kg
091-3	Plomo	Muestra 03 Queso	0.050	mg/Kg
091-4	Plomo	Muestra 04 Queso	0.040	mg/Kg
091-5	Plomo	Muestra 05 Queso	0.083	mg/Kg
091-6	Plomo	Muestra 06 Queso	0.057	mg/Kg
091-7	Plomo	Muestra 07 Queso	0.030	mg/Kg
091-8	Plomo	Muestra 08 Queso	0.037	mg/Kg
091-9	Plomo	Muestra 09 Queso	0.082	mg/Kg
091-10	Plomo	Muestra 10 Queso	0.038	mg/Kg
091-11	Plomo	Muestra 11 Queso	0.013	mg/Kg
091-12	Plomo	Muestra 12 Queso	0.046	mg/Kg

Determinación o parámetro	Límite de detección	Método
Plomo	0.005 mg/Kg	USAQ-ME-04 AAS

PERCY YAQUE LÓPEZ MARILLIZ
QUÍMICO
CQP. 876
RESPONSABLE DE LABORATORIO

Av. Venezuela Cdra. 34 - Ciudad Universitaria - Pabellón B Química, Central Telefónica: 619-7000 anexos 1203, 1218
E-mail: usaq@unmsm.edu.pe



UNIVERSIDAD NACIONAL MAYOR DE SAN MARCOS
FACULTAD DE QUÍMICA E INGENIERÍA QUÍMICA
UNIDAD DE SERVICIOS DE ANÁLISIS QUÍMICOS

INFORME DE ENSAYO N° 092-2023

Cliente	DARIO CONDORI QUISPE
Dirección del cliente	PUNO
Referencia USAQ	092
Denominación de la muestra	QUESO
Fecha de recepción	13/02/2023
Fecha de análisis	14/02/2023
Fecha de emisión de informe	9/03/2023
Características de muestra.	Sólida

Referencia USAQ	Determinación o Parámetro	Especificación	Resultado	Unidades
092-1	Mercurio	Muestra 01 Queso	0.014	mg/Kg
092-2	Mercurio	Muestra 02 Queso	No detectado	mg/Kg
092-3	Mercurio	Muestra 03 Queso	0.004	mg/Kg
092-4	Mercurio	Muestra 04 Queso	0.006	mg/Kg
092-5	Mercurio	Muestra 05 Queso	0.012	mg/Kg
092-6	Mercurio	Muestra 06 Queso	0.014	mg/Kg
092-7	Mercurio	Muestra 07 Queso	No detectado	mg/Kg
092-8	Mercurio	Muestra 08 Queso	0.001	mg/Kg
092-9	Mercurio	Muestra 09 Queso	0.001	mg/Kg
092-10	Mercurio	Muestra 10 Queso	0.012	mg/Kg
092-11	Mercurio	Muestra 11 Queso	0.016	mg/Kg
092-12	Mercurio	Muestra 12 Queso	0.002	mg/Kg

Límites de detección y Métodos		
Determinación o parámetro	Límite de detección	Método
Mercurio	0.0001 mg/Kg	USAQ-ME-04 AAS

PERCY YAQUE LÓPEZ MARILLUZ
QUÍMICO
COP. 876
RESPONSABLE DE LABORATORIO

Av. Venezuela Cdra. 34 - Ciudad Universitaria - Pabellón B Química, Central Telefónica: 619-7000 anexos 1203, 1218
E-mail: usaq@unmsm.edu.pe

Anexo 3. Panel fotográfico

Figura 5

Análisis en la Universidad Nacional Mayor de San Marcos



Figura 6

Equipo automuestreador

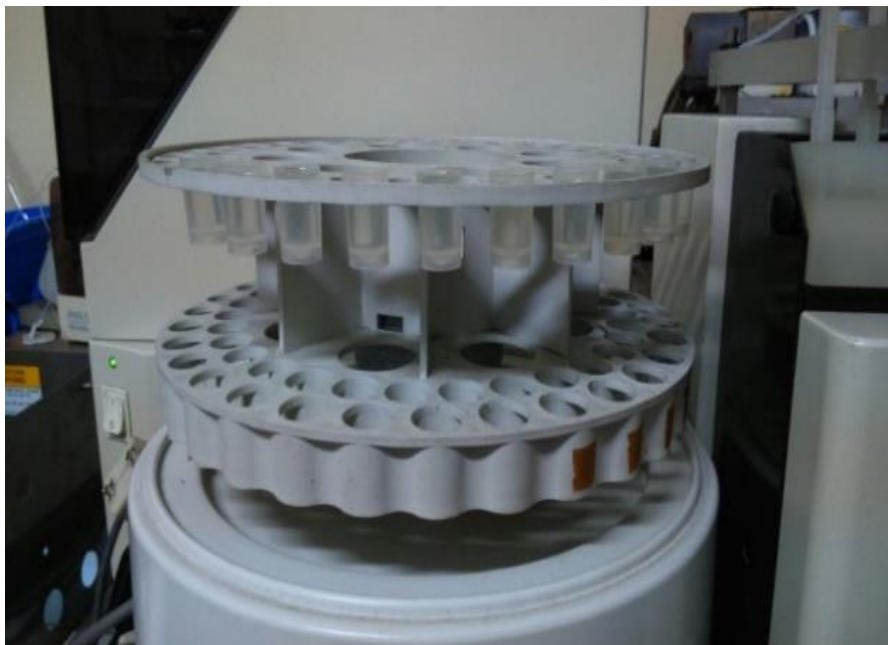


Figura 7

Equipo espectrofotómetro de absorción atómica con horno de grafito



Figura 8

Horno mufla



Figura 9

Vista panorámica de la micro cuenca de Llallimayo



Figura 10

Vista panorámica de la confluencia del río Hatun Ayllu (agua de color rojo de origen minero) con el río Pataqueña (agua transparente y limpia).



Figura 11

Vista del río Llallimayo contaminado con agua de color rojo



Figura 12

Toma de muestra de agua



Figura 13

Toma de muestra de agua



Figura 14

Toma de muestra pasto



Figura 15

Toma de muestra de leche





Universidad Nacional del
Altiplano Puno



VRI
Vicerrectorado de
Investigación



Repositorio
Institucional

DECLARACIÓN JURADA DE AUTENTICIDAD DE TESIS

Por el presente documento, Yo **DARIO CONDORI QUISPE** identificado(a) con N° DNI: **40442263** en mi condición de egresado(a) de la:

MAESTRÍA EN DESARROLLO RURAL CON MENCIÓN EN GESTIÓN DE RECURSOS NATURALES Y MEDIO AMBIENTE

con código de matrícula N° 144700, informo que he elaborado la tesis denominada:

“NIVELES DE PLOMO Y MERCURIO EN AGUA, PASTO, LECHE Y QUESO EN LA MICROCUENCA LLALLIMAYO-MELGAR-PUNO”.

Es un tema original.

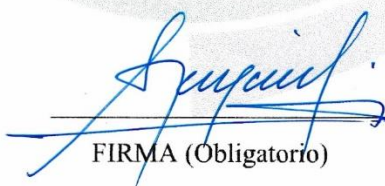
Declaro que el presente trabajo de tesis es elaborado por mi persona y no existe plagio/copia de ninguna naturaleza, en especial de otro documento de investigación (tesis, revista, texto, congreso, o similar) presentado por persona natural o jurídica alguna ante instituciones académicas, profesionales, de investigación o similares, en el país o en el extranjero.

Dejo constancia que las citas de otros autores han sido debidamente identificadas en el trabajo de investigación, por lo que no asumiré como tuyas las opiniones vertidas por terceros, ya sea de fuentes encontradas en medios escritos, digitales o Internet.

Asimismo, ratifico que soy plenamente consciente de todo el contenido de la tesis y asumo la responsabilidad de cualquier error u omisión en el documento, así como de las connotaciones éticas y legales involucradas.

En caso de incumplimiento de esta declaración, me someto a las disposiciones legales vigentes y a las sanciones correspondientes de igual forma me someto a las sanciones establecidas en las Directivas y otras normas internas, así como las que me alcancen del Código Civil y Normas Legales conexas por el incumplimiento del presente compromiso

Puno, 09 de Septiembre del 2024.



FIRMA (Obligatorio)



Huella



Universidad Nacional del
Altiplano Puno



Vicerrectorado de
Investigación



Repositorio
Institucional

AUTORIZACIÓN PARA EL DEPÓSITO DE TESIS O TRABAJO DE INVESTIGACIÓN EN EL REPOSITORIO INSTITUCIONAL

Por el presente documento, Yo **DARIO CONDORI QUISPE** identificado(a) con N° DNI: **40442263**, en mi condición de egresado(a) del **Programa de Maestría o Doctorado:**

MAESTRÍA EN DESARROLLO RURAL CON MENCIÓN EN GESTIÓN DE RECURSOS NATURALES Y MEDIO AMBIENTE,

informo que he elaborado la tesis denominada:

“NIVELES DE PLOMO Y MERCURIO EN AGUA, PASTO, LECHE Y QUESO EN LA MICROCUENCA LLALLIMAYO-MELGAR-PUNO”.

para la obtención de **Grado.**

Por medio del presente documento, afirmo y garantizo ser el legítimo, único y exclusivo titular de todos los derechos de propiedad intelectual sobre los documentos arriba mencionados, las obras, los contenidos, los productos y/o las creaciones en general (en adelante, los “Contenidos”) que serán incluidos en el repositorio institucional de la Universidad Nacional del Altiplano de Puno.

También, doy seguridad de que los contenidos entregados se encuentran libres de toda contraseña, restricción o medida tecnológica de protección, con la finalidad de permitir que se puedan leer, descargar, reproducir, distribuir, imprimir, buscar y enlazar los textos completos, sin limitación alguna.

Autorizo a la Universidad Nacional del Altiplano de Puno a publicar los Contenidos en el Repositorio Institucional y, en consecuencia, en el Repositorio Nacional Digital de Ciencia, Tecnología e Innovación de Acceso Abierto, sobre la base de lo establecido en la Ley N° 30035, sus normas reglamentarias, modificatorias, sustitutorias y conexas, y de acuerdo con las políticas de acceso abierto que la Universidad aplique en relación con sus Repositorios Institucionales. Autorizo expresamente toda consulta y uso de los Contenidos, por parte de cualquier persona, por el tiempo de duración de los derechos patrimoniales de autor y derechos conexos, a título gratuito y a nivel mundial.

En consecuencia, la Universidad tendrá la posibilidad de divulgar y difundir los Contenidos, de manera total o parcial, sin limitación alguna y sin derecho a pago de contraprestación, remuneración ni regalía alguna a favor mío; en los medios, canales y plataformas que la Universidad y/o el Estado de la República del Perú determinen, a nivel mundial, sin restricción geográfica alguna y de manera indefinida, pudiendo crear y/o extraer los metadatos sobre los Contenidos, e incluir los Contenidos en los índices y buscadores que estimen necesarios para promover su difusión.

Autorizo que los Contenidos sean puestos a disposición del público a través de la siguiente licencia:

Creative Commons Reconocimiento-NoComercial-CompartirIgual 4.0 Internacional. Para ver una copia de esta licencia, visita: <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/4.0/>

En señal de conformidad, suscribo el presente documento.

Puno, 09 de Septiembre del 2024.

FIRMA (Obligatorio)



Huella