

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

FACULTAD DE AGRONOMÍA



**“CONCENTRACIÓN DE MERCURIO Y CARACTERÍSTICAS
EDÁFICAS EN DOS CONCESIONES DE MINERÍA AURÍFERA
ALUVIAL EN LA PROVINCIA TAMBOPATA”**

**TESIS PARA OPTAR EL TÍTULO DE
INGENIERA AGRÓNOMA**

MIDORI CHINEN GUSHIKEN

Lima – Perú

2020

**La UNALM es titular de los derechos patrimoniales de la presente investigación
(Art. 24 - Reglamento de Propiedad Intelectual)**

**UNIVERSIDAD NACIONAL AGRARIA
LA MOLINA**

FACULTAD DE AGRONOMÍA

**“CONCENTRACIÓN DE MERCURIO Y CARACTERÍSTICAS
EDÁFICAS EN DOS CONCESIONES DE MINERÍA AURÍFERA
ALUVIAL EN LA PROVINCIA DE TAMBOPATA”**

MIDORI CHINEN GUSHIKEN

**TESIS PARA OPTAR POR EL TÍTULO DE
INGENIERA AGRÓNOMA**

Sustentada y Aprobada por el siguiente jurado:

Dr. Alberto Marcial Julca Otiniano
PRESIDENTE

Ing. Mg. Sc. Juan Antonio Guerrero Barrantes
ASESOR

Dra. Lily Denise Tello Peramás
MIEMBRO

Ing.Mg.Sc. Julio César Nazario Ríos
MIEMBRO

DEDICATORIA

A mi mamá, mi hermana y a mi papá por guiarme y cuidarme desde el
cielo.

AGRADECIMIENTOS

A mi mamá y a mi hermana, por su apoyo en todo momento, la paciencia, y la confianza, esto es gracias a ustedes.

A Shamir, por la comprensión, el apoyo, los consejos, el amor y el empuje para poder salir adelante

A mi asesor Ing. Mg. Sc. Juan Guerrero Barrantes, por los consejos, su apoyo y dedicación.

A los miembros del jurado: Dr. Alberto Julca, Mg.Sc. Julio Nazario y Mg.Sc. Lily Tello, por su ayuda, su tiempo, sus consejos y sus aportes.

Al Centro de Innovación Científica Amazónica (CINCIA) y sus investigadores, por el apoyo en la logística de los muestreos (transporte, alimentación), apoyo en las imágenes satelitales y apoyo en los análisis de mercurio realizados en el LAMQA

Al Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP) por el apoyo en los análisis y muestreo de suelos.

A los trabajadores, compañeros y amigos del LASPAF, por la ayuda brindada en el laboratorio para realizar los análisis.

A todos los que de alguna forma me ayudaron, gracias.

ÍNDICE GENERAL

I.	INTRODUCCIÓN.....	1
II.	REVISIÓN DE LITERATURA	4
2.1.	Minería aurífera en el Perú.	4
2.2.	Minería aurífera aluvial en Madre de Dios.	7
2.2.1.	Zonas auríferas aluviales en Madre de Dios.....	9
2.2.2.	Extracción minera en Madre de Dios.....	11
a)	Bombas de succión.....	12
2.3.	Impactos ambientales de la minería aurífera	14
2.3.1.	Impactos de la minería en los suelos.....	16
2.4.	Mercurio en el suelo	20
2.4.1.	Generalidades	20
2.4.2.	Comportamiento del mercurio en el suelo	22
2.4.3.	Fuentes del mercurio	24
a.	Fuentes naturales.....	24
b.	Fuentes antropogénicas: (Ferreira <i>et al.</i> 2010).	24
2.4.4.	Ciclo biogeoquímico	26
2.4.5.	Toxicología	28
a.	Metilmercurio	28
b.	Bioacumulación y biomagnificación.....	29
III.	METODOLOGÍA	31
3.1.	Ubicación.....	31
3.1.1.	Concesión minera ubicada en la Comunidad Nativa de San Jacinto.....	32
3.1.2.	Concesión minera ubicada en el sector Santa Rita	33
3.2.	Características de las zonas de estudio.	35
3.2.1.	Geología y geomorfología.....	35
3.2.2.	Ubicación hidrográfica.....	36
3.2.3.	Clima	37
3.2.4.	Ecología	38
3.3.	Selección de puntos y zonas de muestreo	38
3.3.1.	Cantidad de muestras y zonas de muestreo	39
3.4.	Parámetros a evaluar	39

3.5.	Metodología.....	40
3.5.1.	Muestreo de suelos.....	40
3.5.2.	Determinación de las propiedades edáficas en los suelos de las concesiones de minería aurífera aluvial: San Jacinto y Santa Rita.....	41
3.5.3.	Determinación de la concentración por mercurio en los suelos de las concesiones de minería aurífera aluvial: San Jacinto y Santa Rita.	41
3.5.4.	Determinación de la relación entre el mercurio y las características físicas y químicas del suelo.....	41
3.6.	Análisis estadístico.....	42
IV.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	43
4.1.	Características edáficas y concentración de mercurio en las cuatro zonas de estudio.	43
a.	Prueba de comparaciones múltiples de las características edáficas y concentración de mercurio para las 4 zonas de estudio.....	43
b.	Prueba de comparación de medianas (Mann Whitney) de las características edáficas y concentración de mercurio para cada concesión minera. Santa Rita (ZI vs BR) y San Jacinto (ZI vs BR)	46
4.1.1.	pH:	48
4.1.2.	% Materia Orgánica (MO).....	50
4.1.3.	CIC efectiva (Capacidad de Intercambio Catiónico)	52
4.1.4.	Textura.....	54
4.2.	Mercurio (Hg).....	55
4.3.	Correlación de la concentración de mercurio con las variables de estudio.	58
V.	CONCLUSIONES.....	61
VI.	RECOMENDACIONES	63
VII.	BIBLIOGRAFÍA.....	64

ÍNDICE DE TABLAS

TABLA 1. PRODUCCIÓN NACIONAL DE ORO SEGÚN ESTRATOS DE LA MINERÍA (GRAMOS FINOS).....	4
TABLA 2. PRODUCCIÓN DE ORO POR MINEROS ARTESANALES (GRAMOS FINOS).	5
TABLA 3. PRODUCCIÓN DE ORO POR MINERÍA ARTESANAL (GRAMOS FINOS).....	6
TABLA 4. PRODUCCIÓN DE ORO (TOTAL Y POR MEDIOS ARTESANALES) EN MADRE DE DIOS (GRAMOS FINOS).	8
TABLA 5. PRINCIPALES PROBLEMAS DE LOS SUELOS EN MINERÍA.	18
TABLA 6. CARTAS NACIONALES DE LAS ZONAS DE ESTUDIO.	35
TABLA 7. PRECIPITACIÓN DEL CICLO ANUAL PROMEDIO EN MM (1981-2015).....	37
TABLA 8. PUNTOS DE MUESTREO.	39
TABLA 9. PARÁMETROS EVALUADOS.	39
TABLA 10. CARACTERÍSTICAS EDÁFICAS Y EL CONTENIDO DE MERCURIO DE LAS 4 ZONAS DE ESTUDIO.	43
TABLA 11. ESTADÍSTICO KRUSKAL WALLIS.	43
TABLA 12. COMPARACIONES MÚLTIPLES DE LAS VARIABLES EN LAS 4 ZONAS DE ESTUDIO.	44
TABLA 13. PRUEBA DE MANN WHITNEY PARA SANTA RITA (ZI VS BR).	47
TABLA 14. PRUEBA DE MANN WHITNEY PARA SAN JACINTO (ZI VS BR).	48
TABLA 15. COMPARACIONES MÚLTIPLES DEL pH PARA CADA ZONA DE ESTUDIO.....	49
TABLA 16. RESULTADOS PROMEDIOS DE pH PARA LAS 4 ZONAS DE ESTUDIO.....	49
TABLA 17. COMPARACIONES MÚLTIPLES DE LA VARIABLE MATERIA ORGÁNICA EN LAS 4 ZONAS DE ESTUDIO.	50
TABLA 18. RESULTADOS PROMEDIOS DEL % DE MATERIA ORGÁNICA EN LAS 4 ZONAS DE ESTUDIO.	51
TABLA 19. COMPARACIONES MÚLTIPLES DE LA VARIABLE CIC EFECTIVA. PARA LAS 4 ZONAS DE ESTUDIO.	52
TABLA 20. RESULTADOS PROMEDIOS DE LA CIC EFECTIVA (CMOL (+) /KG) EN LAS CUARTO ZONAS DE ESTUDIO.	53
TABLA 21. RESULTADOS PROMEDIOS DEL % DE ARENA, LIMO Y ARCILLA EN LAS CUATRO ZONAS DE ESTUDIO.	54
TABLA 22. COMPARACIONES MÚLTIPLES PARA LA VARIABLE ARCILLA EN LAS 4 ZONAS DE ESTUDIO.	54
TABLA 23. COMPARACIONES MÚLTIPLES DE LA VARIABLE MERCURIO EN LAS 4 ZONAS DE ESTUDIO.	56
TABLA 24. RESULTADOS PROMEDIOS DE LA CONCENTRACIÓN DE MERCURIO (MG/KG) EN LAS 4 ZONAS DE ESTUDIO.	56
TABLA 25. ESTÁNDARES DE CALIDAD AMBIENTAL PARA SUELOS.....	57
TABLA 26. ANÁLISIS DE CORRELACIÓN.....	58

ÍNDICE DE FIGURAS

FIGURA 1. PRODUCCIÓN NACIONAL DE ORO POR REGIONES (DISTRIBUCIÓN PORCENTUAL).	7
FIGURA 2. MAPA DE UBICACIÓN DE LAS ZONAS DE MINERÍA AURÍFERA ALUVIAL EN MADRE DE DIOS.....	10
FIGURA 3. MONTÍCULO DE CASCAJO EN ZONA MINERA.	13
FIGURA 4. ESTRUCTURA PRINCIPAL, ZARANDA, TOLVA Y ALFOMBRAS.....	13
FIGURA 5. MAPA BASE.	31
FIGURA 6. MAPA DE UBICACIÓN Y COORDENADAS SAN JACINTO ZONA IMPACTADA.....	32
FIGURA 7. MAPA DE UBICACIÓN Y COORDENADAS DE PUNTOS SANTA RITA ZONA IMPACTADA	33
FIGURA 8. PUNTOS DE MUESTREO DE SAN JACINTO BOSQUE DE REFERENCIA.	34
FIGURA 9. PUNTOS DE MUESTREO DE SANTA RITA BOSQUE DE REFERENCIA.	34
FIGURA 10. UBICACIÓN DE ZONAS DE ESTUDIO SEGÚN CARTAS NACIONALES	35
FIGURA 11. DIAGRAMAS DE CAJAS PARA CADA VARIABLE EN LAS 4 ZONAS DE ESTUDIO.....	46
FIGURA 12. REPRESENTACIÓN GRÁFICA DE LAS DIFERENCIAS EN SANTA RITA (ZI vs BR)	47
FIGURA 13. REPRESENTACIÓN GRÁFICA DE LAS DIFERENCIAS EN SAN JACINTO (ZI vs BR).	48
FIGURA 14. REPRESENTACIÓN GRÁFICA DE LA CORRELACIÓN DEL MERCURIO CON LAS CARACTERÍSTICAS EDÁFICAS.	58

RESUMEN

La investigación se realizó en dos concesiones mineras ubicadas en la Comunidad Nativa San Jacinto y el Sector Santa Rita, ambas en la provincia de Tambopata. El objetivo de la investigación fue evaluar las principales características edáficas, la concentración de mercurio en suelo y encontrar su correlación. Los parámetros evaluados fueron: pH, porcentaje de materia orgánica, CIC efectiva (Capacidad de Intercambio Catiónico), textura y mercurio total. Los muestreos se realizaron en 4 zonas de estudio: Santa Rita zona impactada, Santa Rita bosque de referencia, San Jacinto zona impactada y San Jacinto bosque de referencia. En las 4 zonas de estudio se obtuvo un pH promedio de 4.88, siendo los valores más elevados en las zonas impactadas; el porcentaje promedio de materia orgánica fue de 2.11, llegando hasta 8.34 en las zonas de bosque de referencia; la CIC efectiva en promedio fue de 5.29 cmol (+) /kg; la clase textural presente en las zonas impactadas fue Arenosa, mientras que en las zonas de bosque de referencia se pudo observar texturas más finas al incrementarse el porcentaje de limo y arcilla. Para las 4 zonas de estudio los niveles de concentración de mercurio se encontraron por debajo de los Estándares de Calidad Ambiental de Suelos (ECA), la máxima concentración encontrada fue de 0.2806 mg/kg de peso seco en zona de bosque de referencia. Se encontraron correlaciones altamente significativas entre la concentración de mercurio y las variables edáficas. pH: $R=-0.731$; materia orgánica: $R=0.799$; CIC: $R=0.825$ y arcilla: $R=0.798$.

Palabras clave: Suelo, minería aurífera aluvial, características edáficas, mercurio.

ABSTRACT

The investigation was carried out in two mining concessions located in the San Jacinto Native Community and the Santa Rita Sector, both in the province of Tambopata. The objective of the research was to evaluate the main edaphic characteristics, the concentration of mercury in soil and find its correlation. The parameters evaluated were: pH, percentage of organic matter, effective CIC (Cation Exchange Capacity), texture and total mercury. Sampling was taken in 4 study areas: Santa Rita impacted area, Santa Rita reference forest, San Jacinto impacted area and San Jacinto reference forest. In the 4 study areas, an average pH of 4.88 was obtained, the highest values being in the impacted areas; the average percentage of organic matter was 2.11, reaching 8.34 in the reference forest areas; the effective CIC on average was 5.29 cmol (+) / kg; the textural classes present in the impacted areas was Sandy, while in the reference forest areas, finer textures could be observed as the percentage of silt and clay increased. For the 4 study areas mercury concentration levels were below the Soil Environmental Quality Standards (ECA), the maximum concentration found was 0.2806 mg / kg dry weight in the reference forest area. Highly significant correlations were found between mercury concentration and edaphic variables. pH: $R = -0.731$; organic matter: $R = 0.799$; CIC: $R = 0.825$ and clay: $R = 0.798$.

Keywords: Soil, alluvial gold mining, edaphic characteristics, mercury.

I. INTRODUCCIÓN

La minería constituye uno de los principales pilares de la economía peruana y un motor de crecimiento y desarrollo que ha permitido generar bienestar en la población, contribuyendo a la reducción de la pobreza (MINEM, 2019a).

En el 2018, la minería representó alrededor del 10% del PBI nacional y cerca del 61% del valor total de las exportaciones peruanas, convirtiéndose en la fuente más importante de divisas de nuestro país. El oro es uno de los metales más importantes para la economía peruana puesto que en el 2018 el porcentaje de inversión en nuevos proyectos de exploración para el oro fue de 43.3%. Entre los metales que más aporta al PBI minero metálico está el oro con un 14% encontrándose por debajo del cobre el cual aporta el 55%. A nivel de Latinoamérica el Perú ocupa el primer lugar de producción de oro, y el sexto a nivel mundial. (MINEM, 2019a).

El Perú no solo es reconocido por su riqueza metalúrgica, sino también es reconocido a nivel mundial como uno de los diecisiete países más megadiversos del mundo, posee 84 zonas de vida, 28 tipos de clima y más de 73 millones de hectáreas de bosque por lo que concentra gran parte de la diversidad biológica. Gran parte de este crédito corresponde a la Amazonía peruana y entre ellas a la región de Madre de Dios (MINAM, 2014a).

Según el GOREMAD (2015), Madre de Dios es reconocida como la “Capital de la Biodiversidad” (la ley N°26311), en virtud de los récords mundiales en cuanto a presencia de flora y fauna que en su territorio se refiere, esta tiene récords de registros de aves, mariposas, libélulas y especies endémicas. Sin embargo, esta es una de las regiones más afectadas del país, puesto que no solo concentra la mayor parte de la minería ilegal e informal (medido en términos de cantidad de trabajadores involucrados y participación

relativa en la producción nacional de oro) sino también por los efectos ambientales (De Echave, 2018). como la deforestación y la contaminación de ríos, suelos y sedimentos.

La minería aurífera aluvial es una actividad realizada con gran informalidad en Madre de Dios, se calcula que hay más de 30 000 mineros operando y que el 99% de estas operaciones son informales, poniendo en peligro áreas naturales protegidas, zonas de amortiguamiento y tierras de pueblos indígenas (Álvarez *et al.* 2011).

El año 2017 registró la mayor extensión histórica de pérdida forestal por la minería aurífera: 9 860 ha que representaron el 38% de la deforestación total para Madre de Dios y el 6.9% de la deforestación total del país registrada en ese año (Caballero *et al.* 2018).

La minería aurífera aluvial se está expandiendo con gran rapidez en estos últimos años, ocasionando grandes daños para la salud humana y para el ambiente. En los últimos 32 años (1985-2017) 95 750 hectáreas han sido deforestadas por la minería aurífera en el sureste de la Amazonía peruana, siendo Madre de Dios es una de las regiones más afectadas (Caballero *et al.* 2018).

Esta actividad extractiva ocasiona contaminación por derrames de mercurio, aceites y combustibles. Se estima que diariamente llegan a las zonas de minería informal unas 50 cisternas de combustible, usándose 175 000 galones de diésel y gasolina y que de estos se derraman aprox. 1 500 litros de aceite de las máquinas y las embarcaciones (Álvarez *et al.* 2011).

En los últimos 20 años más de 3 000 toneladas de mercurio han sido arrojadas a los ríos amazónicos contaminando el agua, organismos acuáticos y a las poblaciones humanas que consumen el agua y el pescado (Álvarez *et al.* 2011).

La minería de tecnología artesanal (bombas de succión) es responsable del 63% de la deforestación a comparación de la minería con maquinaria pesada con un 37% (Caballero *et al.* 2018).

La extracción mediante bombas de succión, es la que causa mayor daño al suelo puesto que se lava el suelo a alta presión hasta llegar al oro, perdiéndose la capa superior, en el cual se encuentran la mayor cantidad de nutrientes donde se gesta la biodiversidad que permitiría la regeneración del suelo con mayor rapidez (Román, 2018).

La presente investigación planteó el estudio de los suelos impactados por minería aurífera aluvial bajo la forma de bombas de succión, evaluando la concentración de mercurio y características edáficas, comparándolas con zonas no impactadas.

El objetivo general de la presente investigación fue:

- Estudiar la concentración de mercurio y características edáficas en las concesiones de minería aurífera aluvial: San Jacinto y Santa Rita, en la provincia de Tambopata, Madre de Dios.

Los objetivos específicos fueron:

- Evaluación de las características edáficas en los suelos de las concesiones de minería aurífera aluvial: San Jacinto y Santa Rita, en la provincia de Tambopata, Madre de Dios.
- Evaluación de la concentración de mercurio en los suelos de las concesiones de minería aurífera aluvial: San Jacinto y Santa Rita, en la provincia de Tambopata, Madre de Dios.
- Evaluar la correlación del mercurio con las características edáficas del suelo en las concesiones de minería aurífera aluvial: San Jacinto y Santa Rita, en la provincia de Tambopata, Madre de Dios.

II. REVISIÓN DE LITERATURA

2.1. Minería aurífera en el Perú.

En el Perú, la extracción del oro se remonta a la época preincaica. Este es un metal precioso que es utilizado como una de las principales fuentes de reserva de valor en el mundo (dinero-mercancía). Además, dada sus características intrínsecas de maleabilidad, resistencia a la corrosión y buena conducción de la electricidad es utilizado en la joyería, electrónica y odontología mundial. Por estas razones el oro es uno de los metales con pocos sustitutos (Larrain Vial, 2012).

Según el MINEM (2019a), la minería está agrupada en tres principales categorías o estratos:

Tabla 1. Producción nacional de oro según estratos de la minería (Gramos finos).

Estratos	2016*	2017	2018**
Producción total nacional	153 005 897	151 964 040	142 642 543
Gran y Media Minería	117 022 324	120 958 807	109 557 397
Pequeña Minería	10 680 604	10 027 468	14 199 279
Minería Artesanal	218 197	282 652	10 918
Estimado de mineros artesanales	25 084 772	20 695 112	18 874 949

Incluye producción estimada de los mineros artesanales de Madre de Dios

*En el año 2016, se incorporó la información estimada de la producción artesanal de Piura, Puno y Arequipa.

**Datos preliminares del MINEM (2019a).

- Régimen general (gran y mediana minería): La gran minería abarca las operaciones de cateo, prospección, exploración, desarrollo, extracción, concentración, fundición, refinación y embarque. Se caracteriza por ser altamente mecanizada y por explotar yacimientos de clase mundial, principalmente, a tajo

abierto como en el caso de los yacimientos de Yanacocha (Cajamarca) y Alto Chicama (La Libertad). La mediana minería agrupa empresas que operan unidades mineras, principalmente subterráneas, como los yacimientos de Orcopampa (Arequipa), Horizonte (La Libertad) y Poderosa (La Libertad). Este sector, si bien se caracteriza por contar con un considerable grado de mecanización y adecuada infraestructura, limita sus operaciones a la extracción y concentración de minerales, razón por la cual la fundición y refinación están a cargo primordialmente por empresas de la gran minería.

- Pequeña minería: Pequeñas empresas mineras dedicadas principalmente a la actividad aurífera subterránea aluvial. Las regiones donde se encuentran la mayoría de las concesiones son: Madre de Dios con más del 70%, seguido de Puno y Arequipa con 11 y 6 % respectivamente (MINEM, 2019b).
- La minería artesanal: Aquella que sirve como medio habitual de subsistencia y que se realiza utilizando métodos manuales y/o equipos básicos o muy rudimentarios. Las principales regiones donde se realiza este tipo de minería son: Madre de Dios, Puno, Arequipa y Piura. (Tabla 2). Por otro lado, la producción artesanal de oro a nivel nacional equivale al 13.2% de la producción aurífera del Perú en el 2018.

Tabla 2. Producción de oro por mineros artesanales (Gramos finos).

Estimado de mineros artesanales (Regiones)	2016*	2017	2018**
TOTAL	25 084 772	20 695 112	18 874 949
Madre de Dios	17 083 809	12 46 076	9 222 277
Puno	5 710 996	6 377 675	6 822 520
Arequipa	1,557 953	1 895 905	2 048 825
Piura	732 015	275 456	781 326

Incluye producción estimada de los mineros artesanales de Madre de Dios.

*En el año 2016, se incorporó la información estimada de la producción artesanal de Piura, Puno y Arequipa.

**Datos preliminares del MINEM (2019a).

Tabla 3. Producción de oro por minería artesanal (Gramos finos)

Año	2016*	2017	2018**
Minería Artesanal	25 302 969	20 977 764	18 885 867

Incluye producción estimada de los mineros artesanales de Madre de Dios.

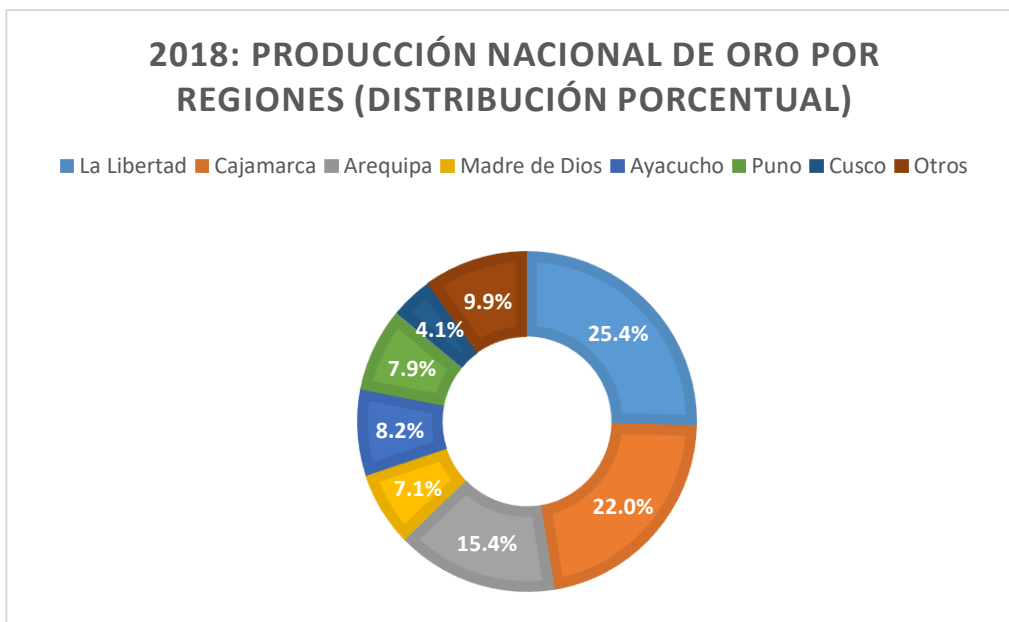
*En el año 2016, se incorporó la información estimada de la producción artesanal de Piura, Puno y Arequipa

**Datos preliminares del MINEM (2019a).

Hasta diciembre del 2018, el MINEM, ha registrado un total de 12 224 titulares mineros, de los cuales referencialmente 1 532 pertenecen a la pequeña minería; 175 a la minería artesanal y 10 517 a la gran y mediana minería (MINEM, 2019a).

En el Perú, la producción de oro correspondiente al 2018 alcanzó un volumen de 142.6 toneladas métricas finas, afirmando su liderazgo en Latinoamérica y manteniendo su sexto lugar como productor de oro a nivel mundial aportando el 4.4% de la producción global (MINEM, 2019a).

En el plano nacional, más del 60% de la producción de este metal precioso se concentró en las regiones de La Libertad, Cajamarca y Arequipa. La Libertad se mantuvo en el primer lugar liderando la producción de oro (36.2 toneladas métricas finas) y aportando así el 25.4% de la producción total; en segundo lugar, la región Cajamarca con un aporte de 22.0% registró una producción de 31.3 toneladas métricas finas, mientras que el tercer lugar lo ocupó la región Arequipa, región que fue la única entre las tres primeras que presentó una variación positiva con respecto al año anterior (0.3%), aportando el 15.4% de la producción total a nivel nacional. Por otro lado, la región de Madre de Dios aportó un 7.1% a la producción total. (MINEM, 2019a). Ver Figura 1.



Declaración Estadística Mensual (ESTAMIN) – (MINEM 2019a).

Figura 1. Producción nacional de oro por regiones (distribución porcentual).

El Perú posee 2 600 toneladas métricas finas del total de la reserva mundial que son 54 000, representando el 4.8% de las reservas mundiales, ubicándolo en el quinto puesto en reservas a nivel mundial y en primer lugar a nivel de Latinoamérica (USGS, 2019).

2.2. Minería aurífera aluvial en Madre de Dios.

Madre de Dios es una de las regiones menos pobladas del país con aprox. 141 mil habitantes (INEI, 2018). Según Kuramoto (2001), el descubrimiento del oro en los lechos de los ríos originó una masiva inmigración desde los departamentos más pobres del país convirtiéndola en una de las regiones más atractivas para migrar.

La región de Madre de Dios está situada en la zona sur oriental del Perú. Limita por el norte, con la región de Ucayali y la República del Brasil. Por el oeste, con Cusco y Ucayali, por el sur con Cusco y Puno y por el este con las Repúblicas de Brasil y Bolivia, Tiene una extensión de 85 301 km² (INEI, 2017a). Esta región está dividida políticamente en 3 provincias: Tambopata, Manu y Tahuamanu y cuenta con 11 distritos, siendo la Puerto Maldonado la capital de la región Madre de Dios.

La minería aurífera es particularmente importante en la Región Madre de Dios, pero también ocurre en otras regiones, como Loreto, Ucayali, Amazonas, Puno, Arequipa, Ica, La Libertad, Lima y Piura (Álvarez *et al.* 2011).

La producción total de oro en Madre de Dios para el 2018, fue un estimado de 10 toneladas métricas finas representando el 7.1% de la producción nacional, y la producción por medios artesanales fue de 9 toneladas métricas finas. Tal y como se observa en la tabla 4.

Tabla 4. Producción de oro (total y por medios artesanales) en Madre de Dios (Gramos finos).

AÑO	2016	2017	2018**
Producción Total nacional	153 005 897	151 964 040	142 642 543
Madre de Dios (producción por mineros artesanales)	17 083 809	12 146 076	9 222 277
Madre de Dios (Producción total)	17 569 475	12 780 979	10 077 322

Incluye producción estimada de los mineros artesanales de Madre de Dios.

**Datos preliminares del MINEM (2019a).

La producción de oro por medios artesanales en Madre de Dios representa más de 48% del oro producido en el país por esos medios. Según tabla 3 y 4.

En Madre de Dios se calcula que hay más de 30 000 mineros operando con equipos cada vez más pesados y sofisticados, como cargadores frontales, camiones y dragas de diversos tipos. El 99% de las operaciones mineras son informales, y más de 1 546 petitorios mineros se superponen con áreas naturales protegidas, zonas de amortiguamiento tierras de pueblos indígenas. Estas operaciones han destruido miles de hectáreas de bosques y contaminado gravemente varios ríos de la región con mercurio y otros contaminantes (Álvarez *et al.* 2011).

La minería aurífera aluvial se está expandiendo con gran rapidez en estos últimos años, ocasionando grandes daños para la salud humana y para el medio ambiente. En los últimos 32 años (1985-2017) 95 750 hectáreas han sido deforestadas por la minería aurífera en el sureste de la Amazonía peruana, siendo Madre de Dios una de las regiones más afectadas.

Por otro lado, la minería de tecnología artesanal es responsable del 63% de la deforestación a comparación de la minería con maquinaria pesada con un 37% (Caballero *et al.* 2018).

Al 2017, la minería aurífera aluvial representaba el 44,5% del PBI de Madre de Dios (INEI, 2017b), convirtiéndose en una de las actividades económicas más importantes para la región, por lo tanto, sabiendo que un gran porcentaje de estas operaciones son informales, podría decirse que gran parte del bienestar económico se sustenta justamente en la minería informal.

En el Perú la llamada “minería artesanal” o “pequeña minería” son particularmente importantes en la Región Madre de Dios, pero también se está incrementando de forma preocupante en otras regiones (Álvarez *et al.* 2011).

2.2.1. Zonas auríferas aluviales en Madre de Dios

Los lavaderos de oro de Madre de Dios son explotados desde la época de la Colonia. Sin embargo, es desde 1977 que se explotan los cauces antiguos de los ríos o, también llamados, terrazas de los bosques. Los lavaderos se encuentran ubicados en los cauces de los ríos Huepetuhe, Madre de Dios y del Malinowski (Kuramoto, 2001).

Según Mosquera *et al.* (2009). Las principales zonas auríferas de la región Amazónica desde el enfoque de cuencas son: (Figura 2.)

- Subcuenca del río Colorado: Incluye las microcuencas de Punquiri y Huepetuhe, donde hay una intensa actividad minera. En esta subcuenca se encuentran 3 comunidades nativas: Puerto Luz, San José de Karene y Barranco Chico. Por otro lado, se tiene la Reserva Comunal Amarakaeri que ocupa el 51% de las subcuencas.
- Subcuenca del río Inambari: El río Inambari es de origen glaciar y nace en la región Puno. Esta ingresa a la región cerca al poblado de Mazuko y más adelante

atraviesa Puerto Carlos, el segundo puerto más importante del departamento. La microcuenca del río Caychihue, es la segunda con mayor actividad minera en Madre de Dios, después de Huepetuhe. Aquí se encuentran 2 comunidades nativas: Arazaire y Boca Inambari, y en la zona sur de la subcuenca se encuentra a zona de amortiguamiento de la Reserva Nacional Tambopata.

- Subcuenca del río Tambopata: El cauce principal del Tambopata recorre aproximadamente 300 km., de los cuales la mitad son dentro del departamento. En su desembocadura al río Madre de Dios se encuentra Puerto Maldonado. La actividad minera de esta subcuenca se encuentra en la microcuenca del río Malinowski. Encontramos 2 comunidades nativas: Kotsimba e Infierno, además el 62% de la subcuenca pertenece a la Reserva Nacional Tambopata y al parque Nacional Bahuaja Sonene.
- Sector del río Madre de Dios: Este constituye una zona muy importante en la minería aurífera. En este sector destaca el centro poblado de Laberinto con 680 viviendas y el área de influencia de Puerto Maldonado con más de 12 000 viviendas. A lo largo del Río Madre de Dios se encuentran las comunidades nativas de: Boca Inambari, Tres Islas, San Jacinto y El Pilar; junto al río Las Piedras está la comunidad nativa de Boca Pariamanu.

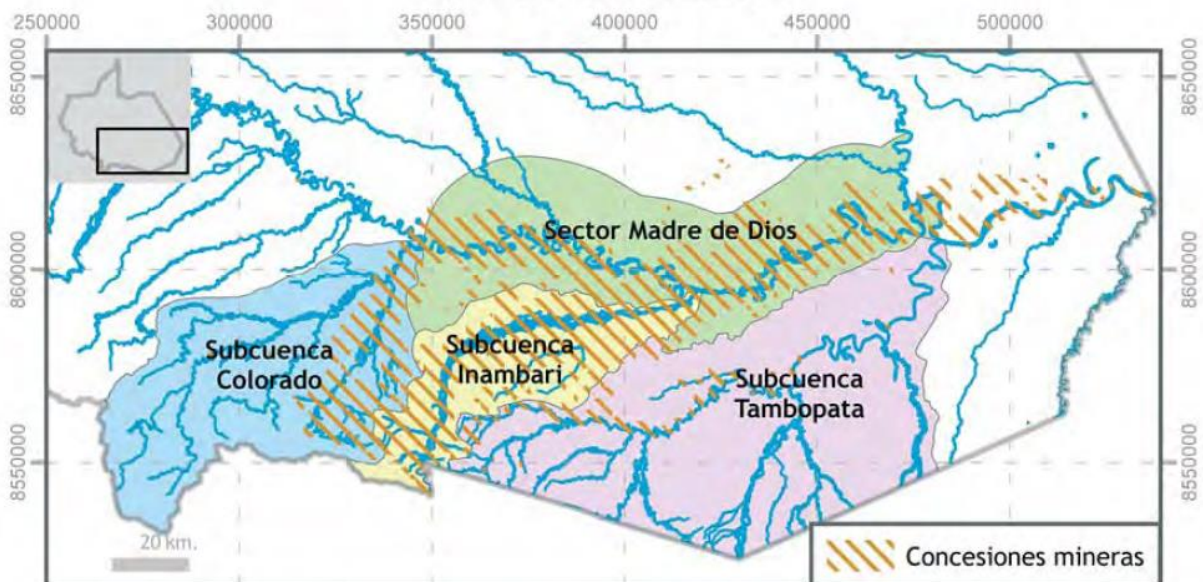


Figura 2. Mapa de ubicación de las zonas de minería aurífera aluvial en Madre de Dios. Mosquera *et al.* (2009).

Concesiones mineras en Madre de Dios (Álvarez *et al.* 2011):

- Cuenca del río Colorado: 424 concesiones tituladas (18.5% de la subcuenca), 235 concesiones en trámite (54% de la subcuenca).
- Cuenca del río Inambari: 534 concesiones tituladas (63% de la subcuenca); 342 concesiones en trámite (25% de la subcuenca).
- Cuenca del río Tambopata: 69 concesiones tituladas (2% de la subcuenca); 136 concesiones en trámite (5% de la subcuenca).
- Cuenca del río Madre de Dios: 967 concesiones tituladas (47% del área); 293 concesiones en trámite (11% del área).

2.2.2. Extracción minera en Madre de Dios

En Madre de Dios se extrae el oro que se encuentra en los suelos aluviales, cauces fluviales y orillas de los ríos, por lo que se debe desbrozar el bosque y alterar totalmente el lecho y las orillas de los ríos, puesto que se trata de placeres auríferos, en otras palabras, partículas de oro depositadas en los suelos (Álvarez *et al.* 2011).

Esta actividad se inició con métodos manuales y muy artesanales (con lampas, carretillas, bateas etc.), sin embargo, con el transcurrir del tiempo los métodos de extracción se han ido mejorando y sofisticando gracias a la utilización de maquinaria pesada y otros equipos, esto ha generado el incremento de volúmenes extraídos y al mismo tiempo la contaminación del medio ambiente por mercurio, hidrocarburos y otros desechos. (Álvarez *et al.* 2011).

Existen dos métodos de extracción aurífera aluvial en la región: (Cabanillas, 2017)

- Maquinaria pesada: Chute y cargador frontal
- Bombas de succión: Chupadera y traca

a) Bombas de succión

Según Mosquera *et al.* (2009), la actividad minera en la región Madre de Dios se basa en la explotación de material aluvial aurífero a través de diferentes métodos de extracción a los que sigue un sistema de lavado gravimétrico del material utilizando canaletas, luego un proceso de amalgamación del concentrado de oro presente en la arena fina, y finalmente, la quema de la amalgama para recuperar el oro.

Este método de extracción se emplea en piedemonte y en terrazas de llanura. Se realiza en tierra firme, y, por ende, puede ser ejecutado durante todo el año.

Bombas de succión-chupadera¹: Para iniciar el proceso de extracción del mineral primero necesariamente el área tiene que ser debrozada y disponer de una fuente de agua cercana, con la finalidad de poder bombear agua y generar una poza en dicha zona, la cual se hará cada vez más grande conforme se vaya avanzando en la extracción.

Una vez que se tiene la poza lista para empezar a trabajar se arma una estructura principal de palos de madera donde se sienta la zaranda (estructura que separa a modo de tamiz el material más grueso). Luego de haber ubicado la estructura principal, se procede a bombear el sedimento del fondo de la poza hacia la zaranda, esta va separando el material fino (arenilla más el mineral aurífero) del material más grueso. Este material grueso es acumulado hacia los costados formándose los montículos de cascajos como se puede observar en la figura 3.

¹ Entrevista, Grovas Salas, D. 15 jun. 2018. Proceso de extracción del oro. Puerto Maldonado, Perú, Minero Activo.



Figura 3. Montículo de cascajo en zona minera.
San Jacinto. Febrero 2018.

Por otro lado, la arenilla con el oro cae hacia la tolva en la cual se encuentran las alfombras de forma inclinadas, esto para eliminar el exceso de agua y otros materiales y dejando las arenillas con el oro en la parte superior de las alfombras (Figura 4).



Figura 4. Estructura principal, zaranda, tolva y alfombras.
San Jacinto. Febrero 2018.

Luego se procede a realizar el sacudido de las alfombras con la finalidad de llevar la arenilla y el oro hacia un plástico o mica y así separar el exceso arenilla, barro u otros materiales (este paso es realizado con detenimiento y sumo cuidado puesto que en las alfombras es en donde se encuentra todo el mineral aurífero). Este procedimiento se realiza hasta obtener la menor cantidad de arenilla. Finalmente, la arenilla sobrante más oro es colocado en un balde.

Una vez que se tiene este material, se aplica el mercurio en el balde (se calcula la medida de una tapita de botella; no tienen una medida o peso exacto) para hacer la amalgamación. Este proceso es realizado con las manos y los pies, sin ningún tipo de protección por un tiempo de hasta 25 minutos aproximadamente hasta obtener una correcta amalgamación.

Por último, se procede al bateado que es la separación manual de la arenilla con el oro amalgamado. Este proceso es realizado en cualquier lugar, cerca de la poza, al campamento o al río.

El paso final para obtener el oro es el llamado refogado, este procedimiento es realizado también en cualquier parte del campamento; este se realiza de manera muy artesanal (envolviendo el oro amalgamado en un papel y esto en una lata de conserva, y con ayuda de un soplete, quemarlo hasta evaporar todo el mercurio).

2.3. Impactos ambientales de la minería aurífera

La deforestación por minería aurífera fue un total de 9 280 hectáreas, principalmente en las zonas de La Pampa (minería ilegal, avanzado en concesiones forestales (de reforestación) y al interior de la Zona de Amortiguamiento de la Reserva Nacional Tambopata; Alto Malinowski, avanzado en la Comunidad Nativa Kotsimba y al interior de la Zona de Amortiguamiento del Parque Nacional Bahuaja Sonene; y Camanti (Amazon Conservation & ACCA, 2019).

Además de la deforestación, la minería ocasiona contaminación por derrames de mercurio, aceites y combustibles. Se calcula que diariamente llegan a las zonas de minería

informal unas 50 cisternas de combustible, usándose 175 000 galones de diésel y gasolina y que de estos se derraman aprox. 1500 litros de aceite de las máquinas y las embarcaciones. (Álvarez *et al.* 2011).

Se calcula que en los últimos 20 años más de 3000 toneladas de mercurio han sido arrojadas a los ríos amazónicos, contaminando el agua, a los organismos acuáticos y a las poblaciones humanas, que consumen el agua y el pescado. Ellos estiman que en Madre de Dios se producen entre 16 000 a 18 000 kg de oro al año, y por cada kg de oro extraído se utiliza unos 2.8 kg de mercurio (SPDA, 2014).

Según Vega *et al.* (2018), peces colectados en área sin actividad minera presentan los niveles de mercurio más bajos en comparación con los provenientes de las áreas de minería. Esto significa que el riesgo a la salud por la exposición de mercurio es mayor en áreas donde hay operaciones de minería, debido a que los niveles de este metal en pescados son mayores y pasando el límite permisible por la OMS (0.5 mg/Kg). Estos datos son alarmantes puesto que, según Luis Campos Baca presidente del Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana (IIAP) en una entrevista para la SPDA en octubre del 2018, la población amazónica consume unas 80 mil toneladas de pescado al año, siendo este alimento una de las fuentes de proteínas más importantes en la amazonia.

El mercurio vaporizado se condensa y cae al suelo o al agua, y por reacción de bacterias en los lodos se transforma en metilmercurio, un compuesto muy tóxico. Este es consumido por los organismos de la cadena trófica y se acumula en los peces, en especial en los carnívoros (doncella, zúngaro y otros). Finalmente llega a los humanos por el consumo de pescado. El pescado de río, a diferencia del de piscigranjas, que se expende en el mercado de Puerto Maldonado, tiene altos índices de mercurio. En el proceso de volatilización del mercurio, los vapores son aspirados por los mineros y también es causa de contaminación (Álvarez *et al.* 2011)

El recurso hídrico en Madre de Dios es afectado por la minería, puesto que luego de ser utilizado en el proceso de lavado es devuelto a la misma fuente de agua junto con todo el

material o en todo caso es vertido en el suelo generado compactación sin dejar lugar al drenaje.

Esta constante descarga de agua con material, que al final termina siendo un sedimento, trae consigo la colmatación y modificación de la morfología del cauce del río. Tal como asegura Mosquera *et al.* (2009), en el 2004 las operaciones mineras de la microcuenca Huepetuhe llegaron a unir las aguas del río Huepetuhe con el río Caychihue ocasionando no solo una deforestación en las microcuencas de Huepetuhe y Caychihue, sino que, al unir las aguas superficiales de cursos opuestos, se ha alterado el régimen hidrológico de este sector.

La calidad de las aguas de los ríos se está deteriorando por el vertimiento directo de sedimentos y sólidos en suspensión provenientes del lavado de materia aluvial proveniente de terrazas de llanura o de piedemonte. Este hecho da lugar a un proceso de contaminación por sólidos en suspensión y reduce las posibilidades de distribución y reproducción de los peces debido a la gran turbidez del agua que impide la penetración de los rayos solares, imposibilitando el desarrollo de microalgas (fitoplancton) y plantas acuáticas que sirven de alimento a los peces (Mosquera *et al.* 2009).

Las aguas de los ríos también sufren una degradación química y presenta contaminación por metales pesados. Según el ANA (2010), cuencas de Madre de Dios muestran altos niveles de contaminación por metales pesados, incluyendo mercurio, arsénico, plomo, cadmio y níquel. Los ríos de la cuenca del Inambari son los que muestran mayores concentraciones de metales pesados entre ellos: mercurio, arsénico, plomo y níquel.

2.3.1. Impactos de la minería en los suelos

Es imposible extraer el oro aluvial sin destruir el suelo, toda esta deforestación y contaminación está ocasionando una gran pérdida en la fertilidad del suelo, daños por erosión hídrica, eólica, compactación, incremento de la temperatura y con eso disminución de macro y micro fauna que existe en el suelo, cambios en el pH y con esto disponibilidad de nutrientes. Las mejores tierras agrícolas en la Amazonía son las

aluviales a lo largo de los ríos, y precisamente en estas zonas donde se realiza la minería (Álvarez *et al.* 2011).

Según Mosquera *et al.* (2009), en la etapa de explotación del material aluvial, se destruye el material orgánico generando una erosión del suelo debido a las malas prácticas de los operarios mineros que lavan el suelo directamente sin considerar el retiro y almacenamiento de la parte superficial. Los métodos que generan mayor degradación del suelo son chupadera y shute-cargador frontal. Puesto que por el método de chupadera se crean pozas de gran profundidad y zonas inundadas con sedimentos finos que son abandonadas sin medida de rehabilitación alguna; y por el método de shute-cargador frontal se elimina la cobertura vegetal de una forma más agresiva (talan árboles y arbustos, y en algunos casos, los queman) y se degrada el suelo a tal punto que la restauración del ecosistema es lento y difícil.

En las microcuencas de los ríos Huepetuhe y Caychihue las operaciones mineras se realizan fundamentalmente por el método shute-cargador frontal y están ubicados en la cabecera de estas microcuencas. En un periodo de 22 años, (1986-2008), unas 8 714 hectáreas han pasado de bosque a suelo desnudo, de las cuales 4 023 hectáreas corresponden a la microcuenca del río Huepetuhe y 4691 hectáreas a la microcuenca del río Caychihue (Mosquera *et al.* 2009).

La minería causa daños y destrucción del suelo, puesto que, en el proceso de eliminar el mineral, todo el material de la capa arable o del suelo superficial se pierde o es enterrado por los desechos, esto ocasiona que ciertas condiciones extremas del suelo dificulten el crecimiento de las plantas, particularmente las condiciones físicas, la falta de ciertos nutrientes y la toxicidad (Bradshaw, 1997).

Para poder realizar la extracción del oro, es necesario eliminar toda cobertura vegetal, este material vegetal existente ayuda al suelo a mantener la superficie del suelo, protegiéndola de la erosión y permitiendo la acumulación de finas partículas. Por otro lado, también ayudan a la acumulación de nutrientes en una forma disponible, puesto que sus sistemas de raíces permiten actuar como receptores de nutrientes que no son

fácilmente disponibles, y estas las vuelven a depositar en el suelo o en la superficie como materia orgánica haciéndolos más disponibles gracias a la descomposición microbiana. Es por eso que en las capas más superficiales del suelo, están considerablemente los niveles de nutrientes más disponibles en comparación con los niveles inferiores del suelo (Bradshaw, 1997)

En todos los tipos de minería, la vegetación original se destruye inevitablemente, y los suelos generalmente se pierden o son enterrados por los desechos (Bradshaw, 1997).

Tabla 5. Principales problemas de los suelos en minería.

Físico		Nutrición	Toxicidad			
Demasiado compacto	Humedad (demasiado mojado o seco)	Estructura (demasiado compacto y abierto)	Disminución del valor nutricional del suelo.	Toxicidad por pH extremos, o muy elevados o muy bajos.	Presencia de metales pesados en altas cantidades	Salinidad muy alta.

(Bradshaw, 1997)

Diferentes investigaciones realizadas en suelos degradados por minería, demuestran que las propiedades del suelo luego de la extracción minera se ven modificadas.

Román *et al.* (2015), confirma en un estudio realizado en Madre de Dios que la textura del suelo se vuelve desproporcionadamente arenosa (el suelo impactado por minería tenía 1,7 veces más arena, 4.9 veces menos limo y 2.3 veces menos arcilla, en comparación con el suelo del bosque de referencia sin impacto de minería); con respecto a la capacidad de intercambio catiónico fue de 7.5 veces más en el área de bosque no impactada, mientras que la materia orgánica fue de 3.2 veces mayor en el suelo de bosque no impactado. Con respecto al pH se observó que este fue de 1.2 veces mayor en la zona impactada a comparación de la zona de bosque de referencia sin impacto por minería. Finalmente, los cationes como K^+ , Na^+ y Al^{+3} , fueron más altos en el suelo de bosque de referencia, mientras que Mg^{+2} , fue más alto en la zona impactada.

Con respecto al mercurio en suelo algunos autores revelan que, debido a la dispersión atmosférica del mercurio en las zonas mineras, los suelos alrededor de los sitios mineros también pueden estar contaminados. Tal como lo explica Lacerda *et al.* (1987) citado por Pfeiffer *et al.* (1993), suelos forestales de Brasil (Cuenca del Río Madeira) presentan concentraciones de 0.035-0.300 mg/kg de peso seco, y los valores más altos se encontraron en las secciones más cerca donde se realizó con más intensidad la actividad de minería.

En la región de Poconé (Brasil), muestras de suelo de 10 000 km² área alrededor de varios sitios mineros mostraron muy bajas concentraciones de mercurio; menos de 0.03 mg/kg de peso seco (que se considera la concentración de fondo local) en 70% de las muestras analizadas. En aproximadamente el 30% de las muestras, las concentraciones variaron de 0.03 a 0.100 mg/kg de peso seco; sin embargo, cerca de los sitios mineros, las concentraciones alcanzaron 0.270 mg/kg de peso seco (Lacerda *et al.* 1991 citado por Pfeiffer *et al.* 1993).

Por otro lado, Malm *et al.* (1991) citado por Pfeiffer *et al.* (1993), también estudió los suelos forestales en el área del río Madeira y encontraron resultados similares 0.03-0.340 mg/kg de peso seco en suelos forestales relativamente lejos de los sitios mineros.

Según Pierangeli *et al.* (2009), en un estudio realizado en Mato Grosso Brasil, afirma que el contenido de mercurio en los suelos provenientes de minería fue de 0.12 mg/kg, mientras que en los suelos de vegetación nativa (sin impacto por minería) tenían una concentración de 0.14 mg/kg. Se tuvo que 75% de las muestras provenientes de suelos con vegetación nativa y el 65% de las muestras de suelos provenientes de minería sobrepasan los niveles de referencia de calidad (0.05mg/kg) según la CETESB².

A nivel nacional se tiene datos de concentraciones de mercurio en zonas agrícolas dentro o cercanas a concesiones mineras, sectores de Sarayacu, Iberia Punkiri Chico (los 3 en Madre de Dios) se encontraron valores por debajo de los límites detectables (<0.10 mg/kg) encontrándose por debajo los Estándares de Calidad Ambiental (6.6 mg/kg) (Arostegui, 2017). En otros estudios realizados en Madre de Dios demuestran que las

² Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (Companhia Ambiental do Estado de São Paulo)

concentraciones de mercurio en suelo están por debajo de los ECA. Muestras de suelo de una concesión minera presentaron concentraciones que no fueron detectables, esto por resultado de la intensa volatilización y lixiviación como complejos orgánicos estables causadas por la precipitación pluvial (Velásquez, 2017).

2.4.Mercurio en el suelo

2.4.1. Generalidades

El mercurio se encuentra de manera natural en el medio ambiente y existe en una gran variedad de formas. Es un elemento constitutivo de la tierra, es un metal pesado, ligeramente volátil a temperatura ambiente, siendo el único elemento químico metálico que permanece líquido a esa temperatura. Es un elemento químico de número atómico 80, ubicándose en la familia de los metales de transición (familia del zinc), de la tabla periódica de clasificación química; congela a $-38,87^{\circ}\text{C}$ y entra en ebullición a $356,72^{\circ}\text{C}$ (Ferreira *et al.* 2010).

El mercurio existe en diferentes estados de oxidación y puede formar un número variado de compuestos orgánicos e inorgánicos (EPA, 1997).

- Hg^0 (metálico)
- Hg_2^{2+} (mercurioso)
- Hg^{+2} (mercúrico)

Las propiedades y el comportamiento químico del mercurio dependen en gran medida del estado de oxidación. El mercurio mercúrico y mercurioso pueden formar numerosos compuestos químicos inorgánicos y orgánicos, sin embargo, el mercurio mercurioso rara vez es estable en condiciones ambientales normales (Ferreira *et al.* 2010).

Algunos de los compuestos inorgánicos del mercurio son: sulfuro de mercurio (HgS), óxido de mercurio (HgO) y cloruro de mercurio (HgCl₂). A estos compuestos también se les conoce como sales de mercurio. La mayoría de los compuestos inorgánicos de mercurio son polvos o cristales blancos, excepto el sulfuro de mercurio, que es rojo y se vuelve negro con la exposición a la luz. Algunas sales de mercurio (como el HgCl₂) son lo bastante volátiles para existir como gas atmosférico. Sin embargo, la solubilidad en agua y reactividad química de estos gases inorgánicos (o divalentes) de mercurio hacen que su deposición de la atmósfera sea mucho más rápida que la del mercurio elemental. Esto significa que la vida atmosférica de los gases de mercurio divalentes es mucho más corta que la del gas de mercurio elemental (PNUMA, 2005).

Cuando el mercurio se combina con carbono se forman compuestos conocidos como compuestos “orgánicos” de mercurio u organomercuriales. Existe una gran cantidad de compuestos orgánicos de mercurio (como el dimetilmercurio, fenilmercurio, etilmercurio y metilmercurio), pero el más conocido de todos es el metilmercurio (PNUMA, 2005).

El mercurio aparece de forma natural en el suelo como Hg²⁺, fundamentalmente por depósito atmosférico, por meteorización del sustrato litológico y, en menor medida, por la descomposición de la vegetación. En condiciones normales, el mercurio puede encontrarse en los suelos en cualquiera de sus tres estados de oxidación, Hg⁰, Hg⁺, y Hg²⁺ (Millán *et al.* 2007). De los cuales Hg⁰ y Hg²⁺ son los estados que normalmente se encuentran en suelo (Steinnes & Alloway, 2013).

Además de las reacciones químicas, las transformaciones también pueden estar mediadas por la actividad microbiana. El conocimiento de las reacciones de especiación y transformación de Hg es importante para explicar su retención y movilidad en el suelo, los equilibrios entre las fases sólidas y la solución del suelo, y la disponibilidad para la absorción de la planta (Steinnes & Alloway, 2013).

2.4.2. Comportamiento del mercurio en el suelo

Cuando se dan condiciones naturales de potencial redox y pH, la solubilidad del mercurio está principalmente determinada por $\text{Hg}(\text{OH})_2$, Hg^0 y HgS . La movilidad del mercurio en suelos queda determinada por la solubilidad de las especies químicas $\text{Hg}(\text{OH})_2$, HgS , y Hg^0 . Por encima de pH 5 y en condiciones moderadamente oxidantes, la especie de mercurio en solución que predomina es el Hg^0 , aunque su solubilidad es relativamente baja (56 ng/g). En condiciones ligeramente reductoras, el Hg^0 precipita como sulfuro, HgS , cuya solubilidad es aún menor (0,002 ng/g) (Carrasco & Millán, 2008)

Ligeras condiciones de reducción pueden hacer al Hg que precipite como sulfuro. Este componente tiene una extremada baja solubilidad (0,002 ng/g). Condiciones de reducción muy fuerte, sin embargo, pueden aumentar la solubilidad por conversión del ion mercúrico a metal libre o por existencia de HgS estable a pH elevados (Wollast et al, 1975 citado por Carrasco & Millán, 2008). Las solubilidades elevadas del Hg existen solamente en ambientes muy bien oxigenados (350 a 400mv). Este es el principal resultado de la fuerte tendencia del Hg (II) a asociarse con hidróxidos y iones cloruro (Carrasco & Millán 2008).

Una vez depositado en el suelo, el mercurio es retenido por la materia orgánica y por los óxidos de hierro y manganeso, principalmente, y por los minerales de arcilla (Desauziers, C., and Le Cloirec. 1997 citado por Millán *et al.* 2007). Debido a su gran superficie específica y a su reactividad, los minerales de arcilla juegan un papel muy importante en la inmovilización del mercurio, especialmente en los suelos neutros y/o pobres en materia orgánica.

El Hg se encuentra fuertemente unido a los constituyentes del suelo como consecuencia de su afinidad por los grupos funcionales que contienen azufre y que se encuentran en las moléculas orgánicas de los horizontes superiores del suelo, ricos en materia orgánica. Los enlaces fuertes dan como resultado baja disponibilidad y movilidad del Hg en el suelo, de forma que normalmente sólo se encuentran en la solución del suelo concentraciones traza de Hg, y como especies dominantes de Hg^{2+} en solución, los complejos sin carga (Millán *et al.* 2007).

Bajo ciertas condiciones puede producirse movilización de mercurio, allí donde tanto el pH como las concentraciones de cloruros en la solución del suelo sean favorables para la formación de complejos. En suelos ácidos (pH 3 a 5), los complejos con materia orgánica soluble tienen también una contribución elevada a la solubilidad del Hg, aunque en suelos neutros o con poca materia orgánica, la solubilidad estaría dominada por los óxidos de Fe y los minerales de la arcilla, y la movilidad de Hg aumentará al disminuir el pH (Millán *et al.* 2007).

Según Figueiredo *et al.* (2018), no existe relación entre las concentraciones de mercurio y el contenido de materia orgánica pero sí entre el mercurio y el Al y el Fe; sin embargo, otros autores afirman lo contrario, la materia orgánica podría ser un factor favorable para la retención del mercurio (Rogers *et al.* 1979), La adsorción de Hg depende de varios factores, incluida la forma química de Hg introducida, la distribución del tamaño de grano del suelo, la naturaleza y cantidad de coloide inorgánico y orgánico del suelo, el pH del suelo y el potencial redox. (Steinnes & Alloway, 2013).

Por tratarse de un elemento, el mercurio no se puede descomponer ni degradar en sustancias inofensivas. Durante su ciclo, el mercurio puede cambiar de estado y especie, pero su forma más simple es el mercurio elemental. Una vez liberado a partir de los minerales, o depósitos de combustibles fósiles y minerales yacientes en la corteza terrestre, y emitido a la biosfera, el mercurio puede tener una gran movilidad y circular entre la superficie terrestre y la atmósfera. Los suelos superficiales de la tierra, las aguas y los sedimentos de fondo se consideran los principales depósitos biosféricos de mercurio (PNUMA, 2005).

2.4.3. Fuentes del mercurio

a. Fuentes naturales

Las fuentes naturales son: los volcanes, la evaporación de superficies terrestres y acuáticas, la degradación de minerales y los incendios forestales. Las emisiones naturales de mercurio están fuera de nuestro control y deben considerarse como parte de nuestro entorno vital a escala local y mundial. Con todo, es necesario no perder de vista estas fuentes, pues contribuyen a los niveles ambientales de mercurio. En algunas partes del mundo las concentraciones de mercurio en la corteza terrestre se elevan de manera natural, y contribuyen a elevar las concentraciones locales y regionales de mercurio en esas áreas (PNUMA, 2005).

b. Fuentes antropogénicas: (Ferreira *et al.* 2010).

Las actividades humanas son responsables de gran cantidad de mercurio que se libera en el medio ambiente. La quema de carbón, petróleo, madera y combustible pueden ocasionar que el mercurio quede suspendido en el aire, así como también, la quema de residuos que contienen mercurio. Este mercurio en suspensión puede caer a la tierra en forma de gotas de lluvia, polvo o, simplemente, por la gravedad (conocido como "deposición atmosférica"). La cantidad de mercurio depositada en un área específica depende de cuánto mercurio se libera de las fuentes locales, regionales, nacionales e internacionales (EPA s. f.).

- **Minería (Extracción):** El mercurio, en forma de cinabrio, se extrae de minas distribuidas por casi todo el mundo. Los mayores productores de mercurio por extracción son España (Almadén), China, Kirguistán y Argelia. El metal también se encuentra en estado libre, aunque en pequeña cantidad (una media de 0,08 g por tonelada de roca) en Almadén, Yugoslavia, Eslovenia y otros países. En Almadén se encuentra la mayor reserva mundial de cinabrio que se conoce y un 25-30% de las necesidades mundiales anuales de mercurio se producen.

- **Agricultura:** Las emisiones de mercurio en la agricultura son pequeñas cuando se comparan con el total, pero son importantes desde el punto de vista toxicológico debido a su inmediato contacto con el hombre y también porque, en este caso, se utilizan las formas orgánicas de mercurio, que son las más tóxicas. Los organomercuriales se utilizan en el tratamiento de enfermedades de los cereales, empleándose con mayor frecuencia en semillas almacenadas, en césped como herbicida, en cereales, patatas, remolachas y hortalizas y plantas ornamentales. El peligro está en que, de esta manera, el mercurio puede entrar en la cadena de alimentación humana, lo que puede generar episodios de intoxicación, como el ocurrido en Irak en los años de 1980.
- **Industria.** Las plantas de fabricación de cloro y de sosa cáustica que usan al mercurio como cátodo líquido, son las que más liberan. Otras fuentes importantes de emisión son: las que usan el mercurio como catalizador (cloruro y sulfuro de mercurio, ioduro básico de mercurio, entre otros), siendo usado en la producción de clorina, ácido acético, acetileno, etc; la fabricación de compuestos de mercurio y de sus sales orgánicas e inorgánicas, pinturas, insecticidas; la manufactura de la industria eléctrica; y la fabricación de aparatos científicos de medida (como termómetros, barómetros, manómetros y esfigmomanómetros), marcapasos y bombas de vacío. El resto de las fuentes del mercurio deriva del uso de los combustibles fósiles y su empleo en una serie de actividades diversas, como pueden ser la fabricación de papel y de pulpa de madera, corchos, maderas anti moho, fundición de metales, taxidermia y joyería, entre otros muchos.
- **Minería pequeña y artesanal:** También se considera importante la emisión de mercurio a partir de la minería del oro (y plata) en pequeña escala, actividad que usa el mercurio para la formación de amalgamas entre ambos metales con objetivo de separar el oro de la tierra. Posteriormente, la amalgama se quema, proceso que libera el oro del mercurio, que se evapora y esos vapores de mercurio contaminan el ambiente. Las emisiones de vapor de mercurio por este proceso, aunque pequeñas, son localmente importantes en los sitios de minería a cielo abierto, como ocurre en la Amazonía, pero a nivel mundial el aporte es importante.

A nivel mundial, la minería de oro artesanal y en pequeña escala es la mayor fuente de emisiones antropogénicas de mercurio (38%), seguida de cerca por la combustión de carbón (21%). Otras fuentes importantes de emisiones son la producción de metales no ferrosos y la producción de cemento (UNEP, 2019).

2.4.4. Ciclo biogeoquímico

Para dar valores cuantitativos a dicho ciclo, es necesario conocer las cantidades de mercurio presentes en las diferentes reservas terrestres. Se ha estimado que los océanos son, con diferencia, las mayores reservas de mercurio, con alrededor de 10^{17} g de mercurio principalmente en forma de HgS. Las aguas oceánicas contendrían alrededor de 10^{13} g, la misma cantidad que suelos y sedimentos conjuntamente; la biosfera, principalmente en forma de biota terrestre, contendría 10^{11} g; 10^8 g la atmósfera y 10^7 g las aguas terrestres. En este balance quedaría sin embargo excluido el mercurio presente en minas y otras reservas subterráneas (Gaona, 2004).

En el ambiente ocurren dos tipos principales de reacciones que convierten el mercurio en otras formas químicas: reacciones de óxido-reducción y reacciones de metilación-desmetilación. En general, la forma de mercurio en el medio ambiente varía con las estaciones, con los cambios en la materia orgánica, con los niveles de nutrientes y oxígeno y con las interacciones hidrológicas con el ecosistema. Además, la cantidad y forma de mercurio constituyen una función de las fuentes de emisión y procesos de transporte en la biosfera (Ferreira *et al.* 2010).

Los vapores de mercurio (Hg^0) ascienden por evaporación y pueden reaccionar con las lluvias. El mercurio, de origen natural o producto de la actividad humana, es emitido a la atmósfera en forma de vapor de mercurio metálico (Hg^0). Este mercurio es originario de los océanos (fundamentalmente mercurio natural), combustión del carbón y del petróleo, etc. (Ferreira *et al.* 2010).

El mercurio metálico puede transformarse en la forma Hg II, que es arrastrado por el viento y la lluvia, pudiendo llegar a los océanos. El mercurio puede ser reducido otra vez

a Hg⁰ y volver a la atmósfera o incorporarse a los sedimentos oceánicos, donde puede unirse a iones sulfuro formando el cinabrio. La reacción de oxidación del Hg⁰ es la principal reacción responsable del depósito de Hg II en la superficie terrestre y en el agua, debido a la hidrosolubilidad de éste y a su baja volatilidad (Ferreira *et al.* 2010).

Así, cuando el Hg II se precipita forma depósitos “secos” o “húmedos”, principalmente adsorbidos en minerales que poseen sulfuros. El mercurio en forma de vapor posee una vida media en la atmósfera de 0,3 a 4 años, mientras que las formas solubles tienen vida media de pocas semanas. Se considera que todos los derivados mercuriales con potencial para incorporarse a la cadena trófica se originan a partir del Hg II (Ferreira *et al.* 2010).

Una vez en los ecosistemas acuáticos y en presencia de oxígeno, casi todas las formas del mercurio (incluida la metálica) pueden oxidarse a Hg II. Este compuesto puede reducirse para dar mercurio metálico en un ambiente anaeróbico, gracias a bacterias presentes en ese medio. La segunda reacción ocurre en aguas continentales o litorales, transformándose el Hg II en las formas metiladas (orgánicas) del mercurio y desarrollándose este proceso tanto por vía aerobia como anaerobia (Ferreira *et al.* 2010).

La reacción de metilación ocurre a partir de la adición del grupo metilo (-CH₃) al mercurio Hg²⁺, reacción llevada a cabo principalmente por bacterias anaeróbicas (metanogénicas sulfo-reductoras), pero también por algunas bacterias aeróbicas, a partir de la metilcobalamina presente en el medio, tanto en el ambiente acuático como en el ambiente terrestre, donde pueda haber condiciones ideales de materias orgánicas, temperaturas elevadas y pH (ácido) (Ferreira *et al.* 2010).

En la atmósfera, el dimetilmercurio podrá ser recogido por las lluvias, si éstas son ácidas, transformándolo entonces en metilmercurio, el cual podrá integrarse en la cadena trófica. El metilmercurio puede atravesar las membranas biológicas con facilidad, por lo que se incorpora rápidamente a las cadenas tróficas acuáticas. Esta facilidad para atravesar las membranas lipídicas unida a su liposolubilidad y a su afinidad por los grupos sulfhidrido de las proteínas, hace que el metilmercurio sea muy peligroso para los seres vivos (Ferreira *et al.* 2010).

2.4.5. Toxicología

Los organismos pluricelulares que extraen sus alimentos del sedimento son contaminados directamente por esta forma organificada (MeHg), la más nociva de los derivados mercuriales por el hecho de ser absorbida y almacenada de forma acumulativa en los tejidos biológicos (Ferreira *et al.* 2010).

Dentro de la cadena alimentaria, la proporción de mercurio orgánico crece con la edad del organismo y su posición en la cadena trófica. De esta forma, en los predadores superiores de las cadenas tróficas acuáticas, el MeHg puede llegar a ser más del 80% del mercurio total acumulado. Si la metilación del mercurio inorgánico ocurre en ambiente terrestre, el MeHg forma complejos con las partículas orgánicas presentes en el suelo. Este proceso favorece su absorción por plantas y animales invertebrados, ampliando, de esta manera, la contaminación de la cadena trófica terrestre, especialmente en animales herbívoros (Ferreira *et al.* 2010).

La proporción media del metilmercurio con respecto al total del mercurio presente en suelos y sedimentos es inferior al 1% (Gaona, 2004).

El MeHg es bioacumulativo y altamente tóxico para los organismos vivos, presentando una vida biológica media de entre dos y tres años. Esta propiedad de bioacumulación es la responsable de los niveles elevados en peces carnívoros que son consumidos normalmente por la población, lo que amplía todavía más los niveles de contaminación por este metal pesado (Ferreira *et al.* 2010).

a. Metilmercurio

Entre los compuestos orgánicos de mercurio, el metilmercurio ocupa un lugar especial porque mucha población está expuesta a él, y sus efectos tóxicos están mejor caracterizados que los de otros compuestos orgánicos de mercurio. Es un neurotóxico muy bien documentado, que puede provocar efectos perjudiciales particularmente en el cerebro en formación. Además, este compuesto traspasa con facilidad la barrera

placentaria y la barrera hematoencefálica; por eso es muy preocupante la exposición durante el embarazo. Asimismo, algunos estudios indican que incluso un pequeño aumento en la exposición al metilmercurio puede causar efectos perjudiciales en el sistema cardiovascular y un incremento en la mortalidad. Considerando la importancia de las enfermedades cardiovasculares en todo el mundo, estos resultados, aunque no estén confirmados, sugieren que las exposiciones al metilmercurio requieren más atención y un seguimiento adicional (PNUMA, 2005).

El metilmercurio se forma naturalmente (a partir del mercurio de liberaciones antropógenas y naturales) por la actividad biológica que tiene lugar en medios acuáticos.

Se biomagnifica en la cadena alimentaria, apareciendo en concentraciones mucho más altas en mamíferos y peces superiores depredadores que en el agua y organismos inferiores. La mayor parte de las concentraciones de mercurio total en los peces se encuentra en forma de metilmercurio (cerca de 100% en los peces más viejos). El metilmercurio también se ha utilizado deliberadamente como plaguicida/biocida (por ejemplo, en el tratamiento de granos de semilla) y ese uso provocó graves casos de envenenamiento en Iraq antes de 1960 y nuevamente a principios de la década de 1970 (EPA, 1997 citado por PNUMA, 2005).

b. Bioacumulación y biomagnificación

El metilmercurio se acumula en los tejidos de los organismos a lo largo de su vida (Baeyens *et al.* 2003), debido a su habilidad en cruzar las membranas celulares, resultando en gran absorción, propensión para el sistema nervioso y mayor retención dentro del cuerpo (Neathery & Miller 1975 citado por Kehrig, 2017).

Según Kehrig *et al.* (2008) el MeHg se bioacumula hasta un millón de veces a lo largo de la cadena trófica acuática, desde la base (microorganismos) hasta los organismos de la parte superior de la cadena (peces depredadores y mamíferos), por adsorción a la superficie corporal y, principalmente, por ingestión de alimentos.

Así, el MeHg es el principal responsable por la acumulación del Hg en los organismos acuáticos y también, por su transferencia de un nivel trófico a otro. En vista de su capacidad en acumularse en los organismos marinos a través de los niveles tróficos, se espera que las concentraciones más elevadas sean observadas en los peces predadores y en los mamíferos marinos, o sea, en los niveles tróficos superiores en las cadenas y redes tróficas marinas, a través del proceso de biomagnificación (Kehrig *et al.* 2008).

Según Yumiko (2001), debido a la gran diversidad de organismos y alta complejidad del ecosistema amazónico, y al rápido flujo de energía e intercambio de nutrientes, la bioacumulación y biomagnificación del metilmercurio se producen a gran escala, y el metilmercurio no se inmoviliza en 'sumideros' como en climas fríos, sino que circula constantemente a través de las cadenas tróficas. Sin embargo, debido a la relativamente baja tasa de conversión de Hg a MeHg (metilización), el mayor riesgo derivado de la contaminación con sedimentos con mercurio se apreciará en el futuro, y lo sufrirán las futuras generaciones, aun cuando se cortase ahora completamente la fuente de contaminación (Lacerda & Salomons, 1991 citado por Álvarez *et al.* 2011).

III. METODOLOGÍA

3.1. Ubicación

La investigación se realizó en dos concesiones mineras ubicadas en la provincia de Tambopata, región de Madre de Dios como se observa en la figura 5.

Esta fue dividida en 4 zonas de estudio:

- San Jacinto zona impactada (SJZI)
- San Jacinto bosque de referencia (SJBR)
- Santa Rita zona impactada (SRZI)
- Santa Rita bosque de referencia (SRBR)

Zona impactada: Área donde fue realizada la actividad minera.

Bosque de referencia: Área forestal alrededor de la zona impactada.

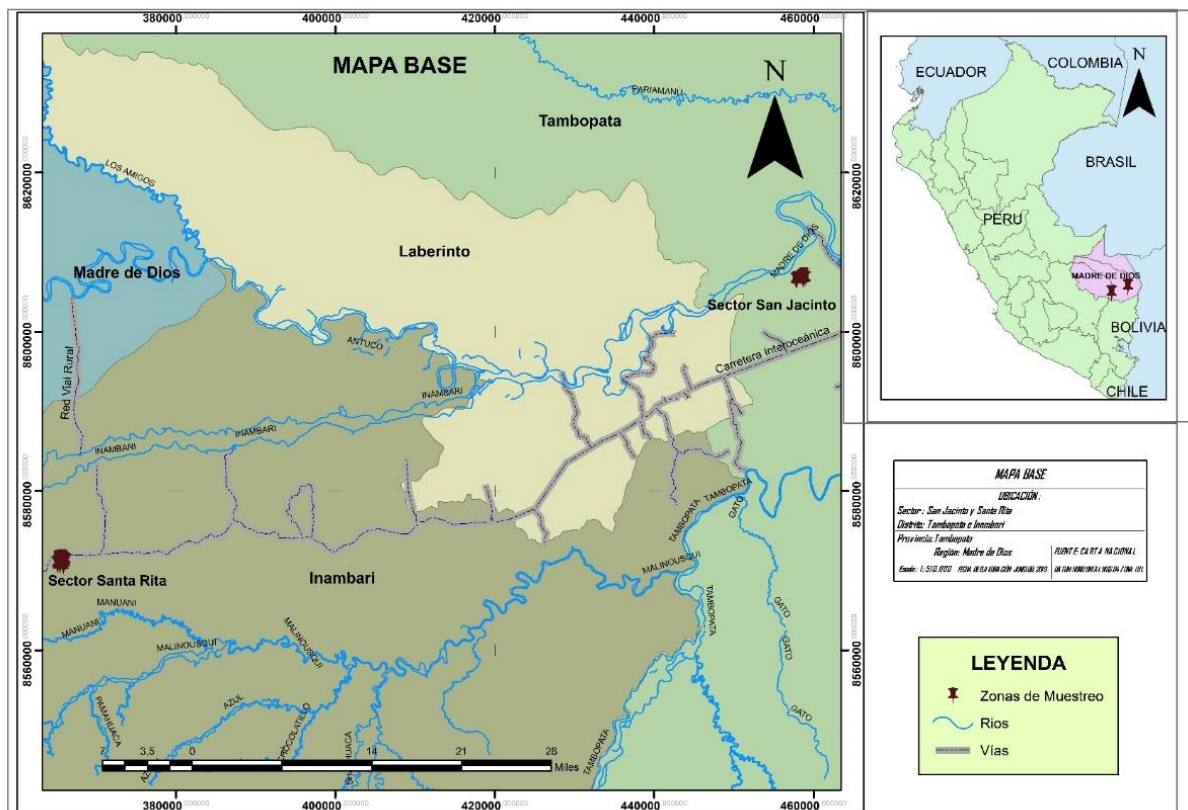


Figura 5. Mapa Base.

3.1.1. Concesión minera ubicada en la Comunidad Nativa de San Jacinto

Ubicado en el Sector Río Madre de Dios (Mosquera *et al.* 2009). Es una comunidad nativa reconocida por la Federación Nativa del Río Madre de Dios y Afluentes (FENAMAD) está ubicada en el distrito Tambopata y se encuentra en el sector del río Madre de Dios que constituye una zona de importancia en la minería aurífera. Esta cuenta con 62 familias y aproximadamente 220 personas; de todo su territorio el 81% corresponde a derechos mineros (Pachas, 2013).

Área San Jacinto zona impactada: 4.7 ha,

Contacto: Alfredo Vargas- Presidente de la CCNN San Jacinto

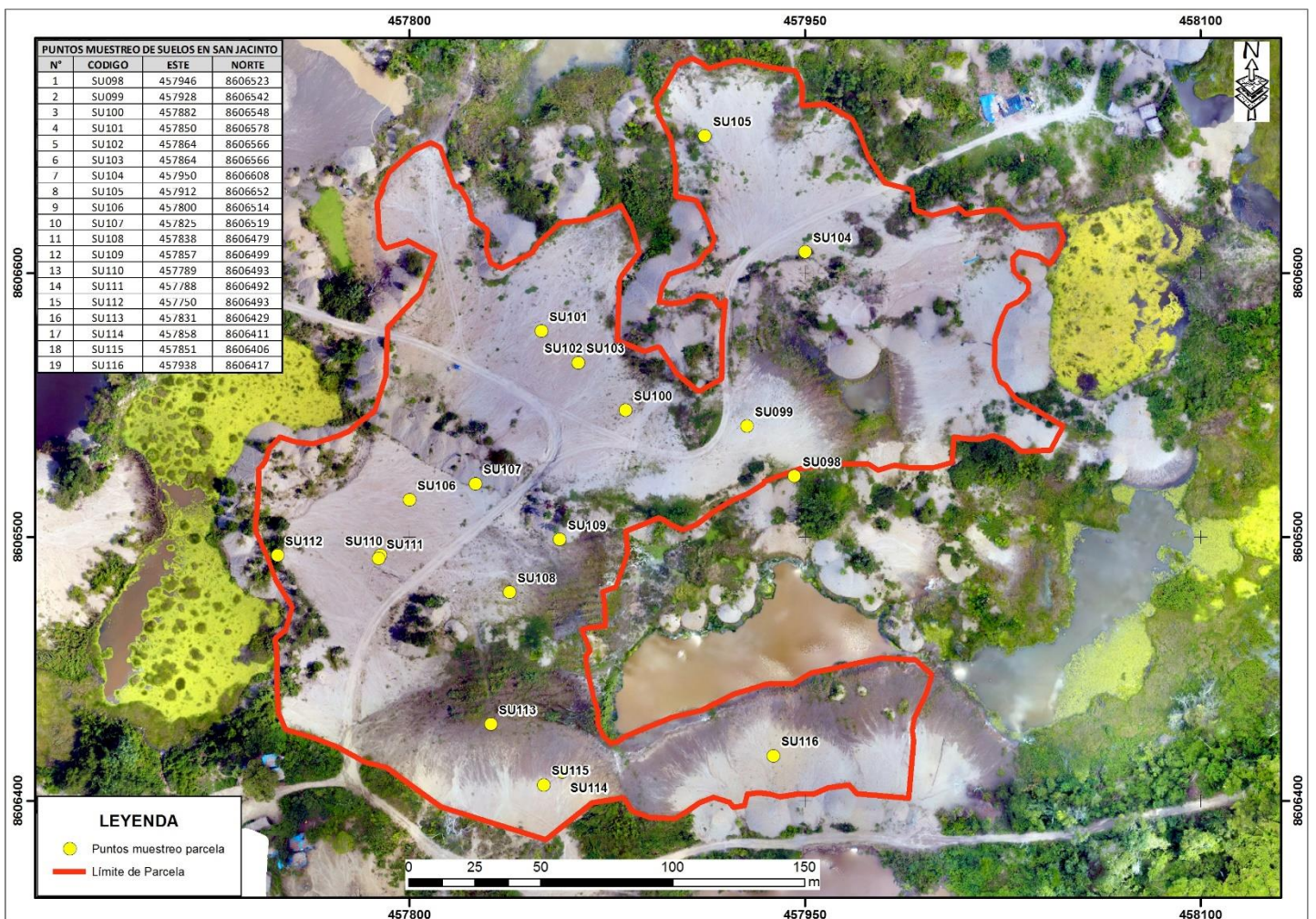


Figura 6. Mapa de ubicación y coordenadas San Jacinto zona impactada.
Fuente: CINCA

3.1.2. Concesión minera ubicada en el sector Santa Rita

Ubicado en la subcuenca Río Inambari. (Mosquera *et al.* 2009). Es un sector ubicado dentro de los predios agropecuarios Santa Rosa, aproximadamente entre los km 143-145 de la carretera interoceánica. Este es uno de los 13 derechos mineros otorgados dentro de dichos predios, pero se encuentra en proceso de formalización (Pachas, 2013). Según Masías (2016), las principales fuentes de ingreso que se realizan en Santa Rita son la extracción maderera, la agricultura y la minería aurífera, siendo la última la que se viene desarrollando a mayor escala.

Área Santa Rita zona impactada: 1.85 ha y 3.12 ha.

Contacto: Juan Velásquez Cabrera- Titular de la concesión

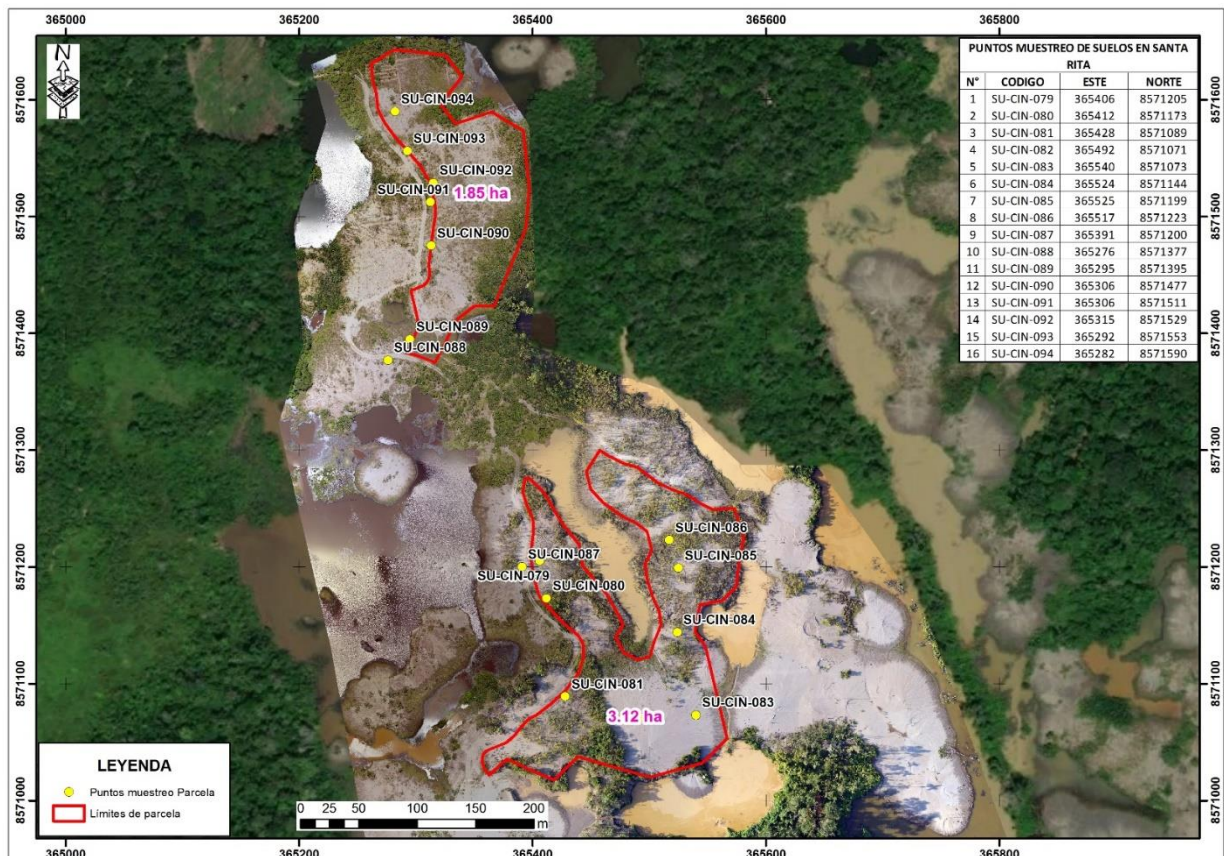


Figura 7. Mapa de ubicación y coordenadas de puntos Santa Rita zona impactada

Fuente: CINCIA

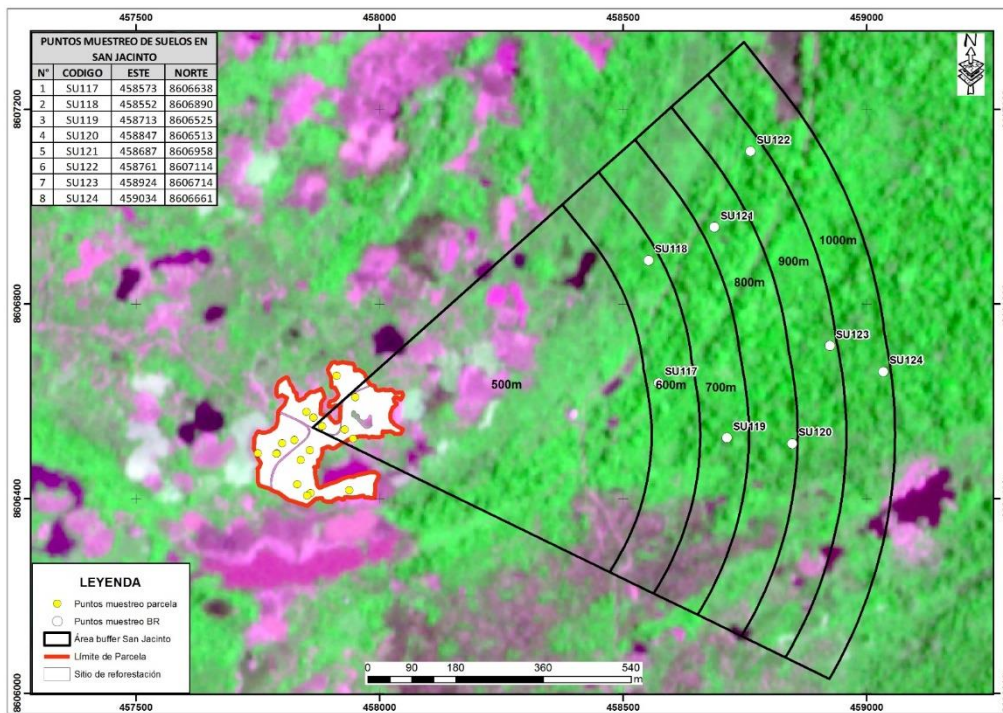


Figura 8. Puntos de muestreo de San Jacinto bosque de referencia.

Fuente: CINCIA.

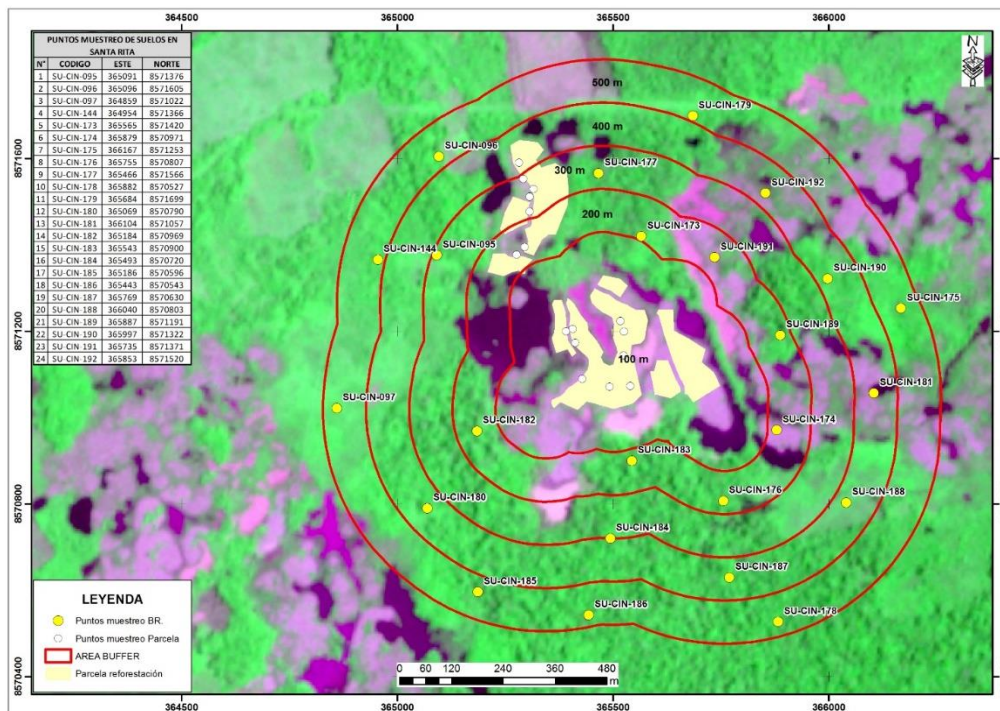


Figura 9. Puntos de muestreo de Santa Rita bosque de referencia.

Fuente: CINCIA.

3.2. Características de las zonas de estudio.

3.2.1. Geología y geomorfología

Las cartas nacionales a las cuales pertenecen las dos concesiones son:

Tabla 6. Cartas nacionales de las zonas de estudio

Zonas de estudio	Código de carta nacional	Nombre
San Jacinto (ZI y BR)	26-y	Puerto Maldonado
Santa Rita (ZI y BR)	26-v	Colorado

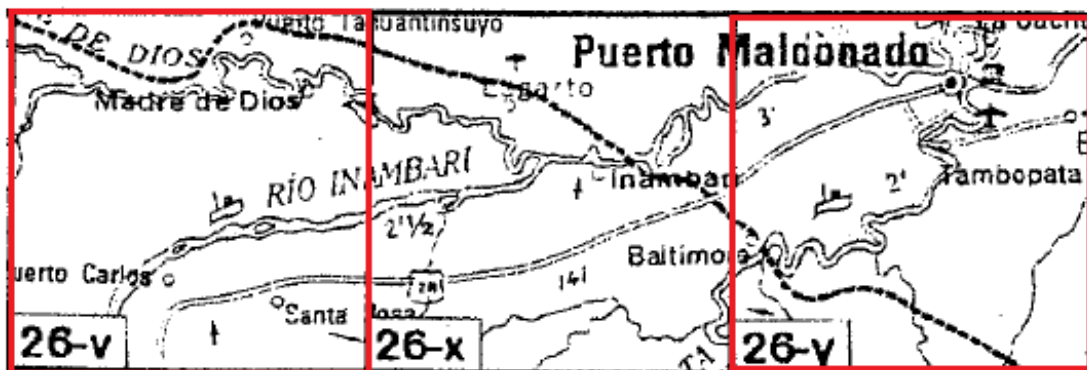


Figura 10. Ubicación de zonas de estudio según cartas nacionales (Palacios *et al.* 1996)

Las zonas de estudio pertenecen a la unidad geomorfológica de llanura (Palacios *et al.* 1996)

- **Llanura aluvial:** Esta unidad conforma una extensa llanura de amplio desarrollo en el Sureste peruano cuya parte central corresponde al cauce donde discurre el río Madre de Dios. Esta llanura se extiende por las áreas donde discurren en terrenos ya bajos los ríos Inambari, Colorado y Tambopata. En su recorrido todos estos ríos forman a ambas márgenes terrazas con diferentes niveles y playas (point bar), así como áreas inundables y aguajales debido a crecimientos periódicos o excepcionales de los ríos. Se forman también cochas o lagunas en meandros abandonados cuando el río tiende a enderezar su cauce. Los ríos Colorado e Inambari forman cursos anastomosados con canales entrelazados, mientras que los ríos Madre de Dios y Tambopata forman cursos meandriformes, donde su

discurrir es lento debido a la poca gradiente. La llanura de Madre de Dios geológicamente está conformada por una extensa cobertura de sedimentos fluviales del Terciario superior y Cuaternario, los mismos que se han extendido a manera de una inmensa sábana que cubre a las rocas más antiguas. En esta llanura los depósitos aluviales auríferos conocidos como placeres están ampliamente esparcidos, conformando ellos alrededor del 20% del área superficial, estando localizados en las llanuras de inundación y en las terrazas (Palacios *et al.* 1996)

3.2.2. Ubicación hidrográfica

Las zonas de estudio se encuentran dentro de la cuenca Madre de Dios, específicamente en las subcuencas: Intercuenca Medio Bajo Madre de Dios (San Jacinto) y la de Inambari (Santa Rita).

- **Intercuenca medio alto Madre de Dios:** El río Madre de Dios es tributario de la cuenca del río Beni y se forma por la unión de los ríos Alto Madre de Dios y Manu. Desde su origen hasta el río Tambopata, el curso presenta meandros cerrados con lagunas en forma de “u”, originados de los meandros abandonados debido a la migración lateral del río. A partir de la desembocadura del Tambopata el curso presenta meandros más abiertos, observándose estirones de más de 6 Km de longitud, las lagunas son más grandes y la disminución en número es notoria. Las áreas de inundación son amplias con valles en forma de “U” muy abiertas. Es importante indicar que la constitución de su lecho está formada por sedimentos de diámetros muy gruesos: arenas, cascajo y rocas; así como la presencia de grandes formaciones de arcilla en algunas márgenes, lo que le brinda cierto grado de estabilidad al cauce (MINAGRI & ANA, 2010).
- **Cuenca Inambari:** El río Inambari se origina en la Sierra de Carabaya, en la Laguna de Japucocha (5000 msnm), departamento de Puno, con el nombre río Sina, de ahí recorre una longitud de 448 Km hasta su desembocadura en el Madre de Dios con ancho máximo efectivo de 500 m. Este río es famoso por sus lavaderos de oro que atraen a miles de aventureros y compañías mineras para la

explotación aurífera. Por ejemplo, el río Caychihue (Camino a Huepetuhe) y la quebrada Guacamayo (parte baja de la cuenca) existe una intensa explotación aurífera trayendo funestas consecuencias ambientales, debido a que el bosque amazónico ha sido erradicado totalmente de la cuenca, quedando un paisaje deteriorado, sin cobertura vegetal y sin suelo (MINAGRI & ANA, 2010).

3.2.3. Clima

Las zonas de estudio corresponden a la descripción de húmedo y cálido, deficiente en lluvias durante el invierno y sin cambio térmico invernal bien definido. Este clima tiene influencia en el sector Nororiental, principalmente en la denominada llanura. Las características más saltantes son su regular pluviosidad (2 500- 3 000 mm promedio) y una temperatura tropical promedio del orden de los 25°C; la humedad relativa varía entre 75 y 78%, y los vientos predominantes procederían del Norte y Este, principalmente (Palacios *et al.* 1996).

Datos más actuales, según Santos 2017, Las mayores precipitaciones estimadas a lo largo de todo el año se presentan al sur de la región Madre de Dios, entre ellas la Cuenca Inambari (CI) y la Intercuenca Medio Alto Madre de Dios (IMAMD), tal como se observa en la tabla 7.

Tabla 7. Precipitación del ciclo anual promedio en mm (1981-2015).

UH/ Mes	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Set	Oct	Nov	Dic	AA
CI	269.2	378.9	279.8	187.3	74.1	39.9	38.9	43.7	77.9	167.6	245.8	337.3	2140.4
IMAMD	256.5	476.1	264.2	255.4	75.6	34.1	27.1	31.2	82.8	186.7	248.4	360.3	2298.4

UH: Unidad hidrográfica

AA: Acumulado anual

Fuente: SENAMHI, 2017

3.2.4. Ecología

- **Intercuenca medio alto Madre de Dios:** En la parte baja o llano amazónico la cuenca presenta zonas de vida de bosque muy húmedo a bosque húmedo-Subtropical y, en la parte alta las zonas son de bosque pluvial - Montano Subtropical, pasando por un bosque pluvial subtropical (MINAGRI & ANA, 2010).
- **Cuenca Inambari:** En la parte baja presenta zonas de vida de bosque muy húmedo - Subtropical, en la parte media un bosque pluvial - Subtropical (MINAGRI, & ANA, 2010).

3.3. Selección de puntos y zonas de muestreo

El tipo de muestreo que se realizó en las 4 zonas de estudio fue de identificación (MINAM, 2014b). Esta tiene por objetivo investigar la existencia de contaminación del suelo a través de la obtención de muestras representativas con el fin de establecer si el suelo supera o no los Estándares de Calidad Ambiental y/o los valores de fondo de acuerdo a lo establecido en el D.S. N° 011-2017-MINAM.

Se tomaron muestras simples a una profundidad de 10 cm, determinado para el tipo de suelo comercial, industrial y extractivo según la Guía para Muestreo de Suelos en el marco del DS N° 011-2017-MINAM, Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para suelo (MINAN, 2017).

En San Jacinto y Santa Rita, la distancia del muestreo con respecto a la zona impactada fue de un radio de 0.5-1km y 0.1-0.5 km de respectivamente, por un tema de accesibilidad a zonas inundables. (Figura 8 y 9).

3.3.1. Cantidad de muestras y zonas de muestreo

Tabla 8. Puntos de muestreo.

Concesión	Zona de Estudio	Zona	Ha	Puntos de muestreo
Santa Rita(SR)	SRZI	Zona impactada	4.97	16
	SRBR	Zona Bosque de referencia	--	24
San Jacinto(SJ)	SJZI	Zona impactada	4.70	19
	SJBR	Zona Bosque de referencia	--	8

3.4. Parámetros a evaluar

Los parámetros evaluados fueron los siguientes:

Tabla 9. Parámetros evaluados.

Parámetro	Método
pH ¹	Medición en la solución del suelo en la relación suelo/agua de 1:2 p/v
Materia Orgánica ¹ %	Método de Walkley y Black
Textura ¹ %	Método del hidrómetro
CIC efectiva ¹ cmol (+)/kg	Saturación con Acetato de amonio a pH7
Mercurio ² (mg/kg peso seco)	Descomposición térmica, espectrofotometría de amalgamación y absorción atómica (DMA-80)

¹Bazán, 2017.

²EPA, 7473.

Los análisis de mercurio y de pH, fueron realizados en el Laboratorio de mercurio y química ambiental (LAMQA), el análisis de textura se realizó en el Laboratorio de Fertilidad de suelos, estos dos están ubicados en la Estación Experimental del IIAP³ Roger Beuzeville Zumaeta “El Castañal” Km 20 de la Carretera Puerto Maldonado-

³ Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana

Cuzco; los análisis de materia orgánica y CIC, fueron realizados en el Laboratorio de suelos, plantas, aguas y fertilizantes (LASPAF) ubicado en la Universidad Nacional Agraria la Molina.

3.5. Metodología

3.5.1. Muestreo de suelos

Los muestreos en San Jacinto (ZI y BR) y Santa Rita (ZI) fueron realizados a finales de febrero (época de lluvias e inundaciones de la llanura aluvial), y el muestreo en la zona de Santa Rita (BR) fue a principios de setiembre (época seca), esta diferencia en la época de muestreo fue por temas logísticos, disponibilidad de personal de campo, accesibilidad y permisos de ingreso.

Las herramientas y equipos utilizados para el muestreo fueron los siguientes:

- GPS
- Pala de muestreo
- Bolsas Ziploc
- Plumones indelebles
- Etiquetas
- Cámara fotográfica

Con la ayuda del GPS se ubicaron los puntos de muestreo, las muestras fueron tomadas a una profundidad de 10 cm con la ayuda de la pala, retirando la capa superficial (pudiendo ser rastrojos o cualquier material), una vez retirada la muestra se separó la parte del medio y se le colocó en la bolsa ziploc, luego fueron llevadas al laboratorio donde fueron separadas en dos (la mitad para análisis de mercurio y la otra para físico-químicas).

3.5.2. Determinación de las propiedades edáficas en los suelos de las concesiones de minería aurífera aluvial: San Jacinto y Santa Rita

Para las características físico-químicas, las muestras de suelo pasaron por un proceso previo de secado (al aire libre), molido y tamizado con una malla de 2 mm. Una vez preparadas, las muestras fueron llevadas a los laboratorios.

Los análisis fueron realizados de acuerdo con los procedimientos indicados a la tabla 9. Para el caso de la CIC efectiva, cuando se obtienen los resultados del análisis de la CIC en suelos ácidos con el método del acetato de amonio (pH:7) se debe determinar matemáticamente la CIC efectiva (suma de los valores correspondientes a todos los cationes) puesto que con este método se comete un error por exceso, y hay una sobreestimación de la CIC (Guerrero, 1998).

3.5.3. Determinación de la concentración por mercurio en los suelos de las concesiones de minería aurífera aluvial: San Jacinto y Santa Rita.

Para el análisis de mercurio las muestras pasaron por un proceso de homogenización y congelado, luego estas fueron liofilizadas⁴ para finalmente ser leídas en el DMA⁵. Los resultados son expresados en mg/kg o ppm.

3.5.4. Determinación de la relación entre el mercurio y las características físicas y químicas del suelo.

Se realizó un análisis de correlación Spearman para saber si existía relación lineal entre las variables (físico-químicas y el mercurio), tanto para la zona impactada como la zona no impactada. Esto para las dos concesiones, con un $\alpha=0.05$

⁴ Proceso por el cual el agua contenido en el suelo es congelado y eliminado posteriormente por sublimación en ambiente vacío.

⁵ Direct Mercury Analyzer

3.6. Análisis estadístico

Se realizó una comparación de medias con la estadística descriptiva y no paramétrica, el cual se calculó a través de la prueba de Kruskal-Wallis para más de dos variables independientes entre las 4 zonas de estudio, con un $\alpha=0.05$. A su vez, se realizó la prueba de Mann Whitney para la comparación de dos muestras independientes, en este caso para cada concesión Santa Rita (ZI vs BR) y San Jacinto (ZI vs BR).

Para el análisis de correlación se realizó el análisis de (Spearman) para saber si existe relación lineal entre las variables (las físico-químicas y el mercurio), tanto para la zona impactada como la zona no impactada. Esto para las dos concesiones, con un $\alpha=0.05$

IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Características edáficas y concentración de mercurio en las cuatro zonas de estudio.

Los resultados promedios de las características edáficas y concentración de mercurio en las cuatro zonas de estudio se muestran en la tabla 10.

Tabla 10. Características edáficas y el contenido de mercurio de las 4 zonas de estudio.

Concesiones mineras	Zonas de estudio	pH	MO	CIC efectiva	Arena	Limo	Arcilla	Hg
			%	cmol (+)/kg	%	%	%	mg/kg
SANTA RITA	SRZI	5.13	0.15	1.31	96	2	2	0.0081
	SRBR	4.72	2.83	3.84	64	29	7	0.0747
SAN JACINTO	SJZI	5.29	0.13	2.14	96	2	2	0.0194
	SJBR	4.38	5.35	13.85	53	30	17	0.1889

a. Prueba de comparaciones múltiples de las características edáficas y concentración de mercurio para las 4 zonas de estudio.

Como se observa en la tabla 11, mediante la prueba de Kruskal Wallis, con un nivel de significancia del 0.05, existe diferencia significativa ($p < 0.05$) en todas las variables de estudio, es decir en al menos una concesión las medidas de las variables son diferentes.

Tabla 11. Estadístico Kruskal Wallis.

Variabes	Kruskal	Df	p.value
pH	28.12856	3	0.00000341323
Materia Orgánica	43.07849	3	0.00000000237
CIC efect.	51.14207	3	0.00000000004
Arcilla	46.62158	3	0.00000000042
Mercurio	47.84541	3	0.00000000023

$\alpha = 0.05$

De acuerdo a la tabla 12 y a la figura 11, se observa que la zona de estudio San Jacinto bosque de referencia (SJBR) presenta los valores más altos de: materia orgánica , CIC efect, arcilla y concentración de mercurio. Para el caso del pH, la zona de estudio San Jacinto zona impactada (SJZI) presentó los valores más altos.

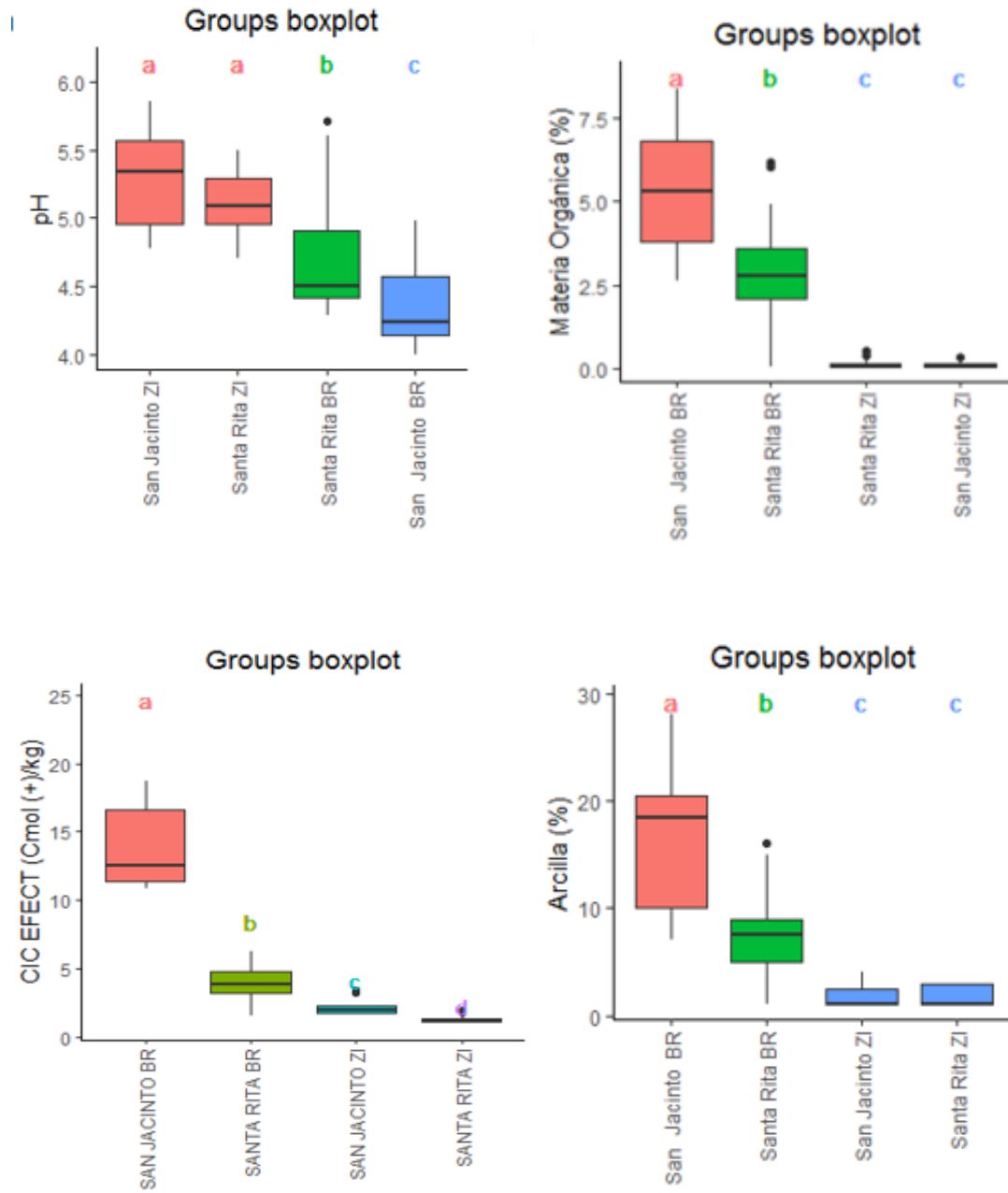
La únicas variables que presentan diferencias significativas en las cuatro zonas de estudio fueron la CIC efectiva y la concentración de mercurio ($p < 0.05$). Por otro lado las variables de pH, materia orgánica y arcilla no presentaron diferencias significativas en las zonas de estudio San Jacinto zona impactada (SJZI) y Santa Rita zona impactada (SRZI), tal como se observa en la tabla 12 y figura 11.

Tabla 12. Comparaciones múltiples de las variables en las 4 zonas de estudio.

pH	value	groups
San Jacinto ZI	48.05263	a
Santa Rita ZI	42.125	a
Santa Rita BR	24.72917	b
San Jacinto BR	12.1875	c
Materia		
Orgánica	value	groups
San Jacinto BR	59.4375	a
Santa Rita BR	46.58333	b
Santa Rita ZI	20	c
San Jacinto ZI	19.18421	c
CIC efectiva		
value	groups	
San Jacinto BR	63.5	a
Santa Rita BR	44.625	b
San Jacinto ZI	28.26316	c
Santa Rita ZI	10.125	d
Arcilla		
value	groups	
San Jacinto BR	60.8125	a
Santa Rita BR	46.20833	b
San Jacinto ZI	19.84211	c
Santa Rita ZI	19.09375	c

Mercurio	value	groups
San Jacinto BR	62.5	a
Santa Rita BR	45.08333	b
San Jacinto ZI	26.36842	c
Santa Rita ZI	12.1875	d

$\alpha=0.05$.



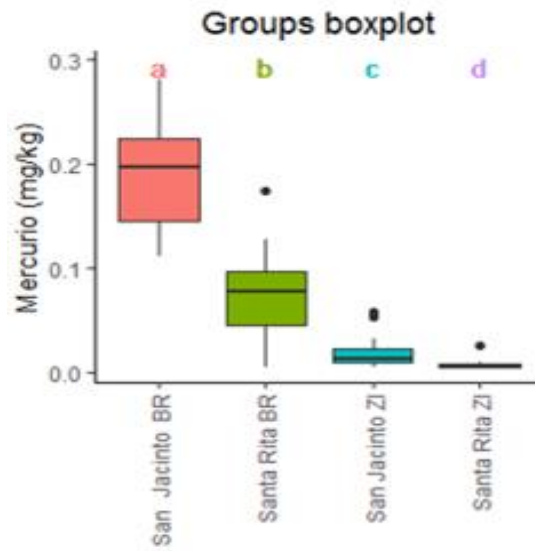


Figura 11. Diagramas de cajas para cada variable en las 4 zonas de estudio

Bannin *et al.* (2008), reportaron similares resultados luego de haber hecho un estudio sobre recuperación de suelos provenientes de minería, indicaron que los suelos luego de la extracción minera eran arenosos y con muy bajo contenido de arcilla, además una disminución significativa en la capacidad de retención del agua, aumento del pH y disminución de la materia orgánica.

b. Prueba de comparación de medianas (Mann Whitney) de las características edáficas y concentración de mercurio para cada concesión minera. Santa Rita (ZI vs BR) y San Jacinto (ZI vs BR)

Santa Rita

Se muestra en la figura 12 y la tabla 13, con un nivel de significancia de 0.05, que existen diferencias significativas en todas las variables para las zonas de estudio de SRZI y SRBR. Para el caso de la variable pH, fue la única que presentó valores superiores en la zona impactada.

Tabla 13. Prueba de Mann Whitney para Santa Rita (ZI vs BR).

Variables	Mann Whitney	Pvalue
pH	Z = -3.148	0.0016440000
Materia	Z = 4.5613	0.0000050840
CIC efect.	Z = 5.1079	0.0000003257
Arcilla	Z = 4.7589	0.0000019460
Mercurio	Z = 4.9011	0.0000009531

$\alpha = 0.05$.

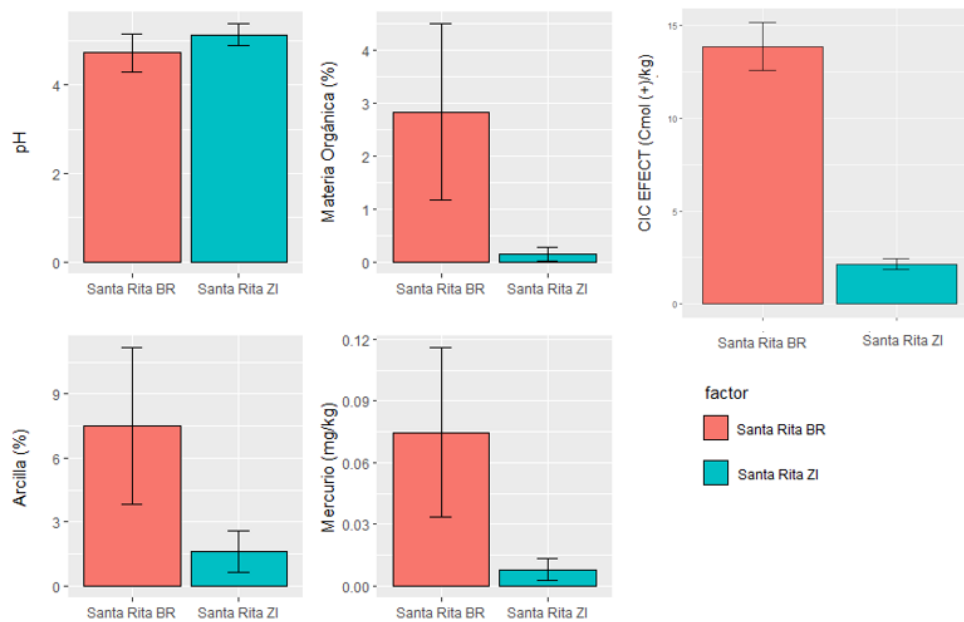


Figura 12. Representación gráfica de las diferencias en Santa Rita (ZI vs BR)

San Jacinto

Se muestra en la figura 13 y la tabla 14, con un nivel de significancia de 0.05, que existen diferencias significativas en todas las variables para las zonas de estudio de SJZI y SJBR. Para el caso de la variable pH, fue la única que presentó valores superiores en la zona impactada.

Tabla 14. Prueba de Mann Whitney para San Jacinto (ZI vs BR).

Variables	Mann Whitney	Pvalue
pH	Z = -3.6108	0.00030530
Materia	Z = 4.0623	0.00004859
CIC efect.	Z = 4.0356	0.00005447
Arcilla	Z = 4.2327	0.00002309
Mercurio	Z = 4.0356	0.00005447

$\alpha = 0.05$

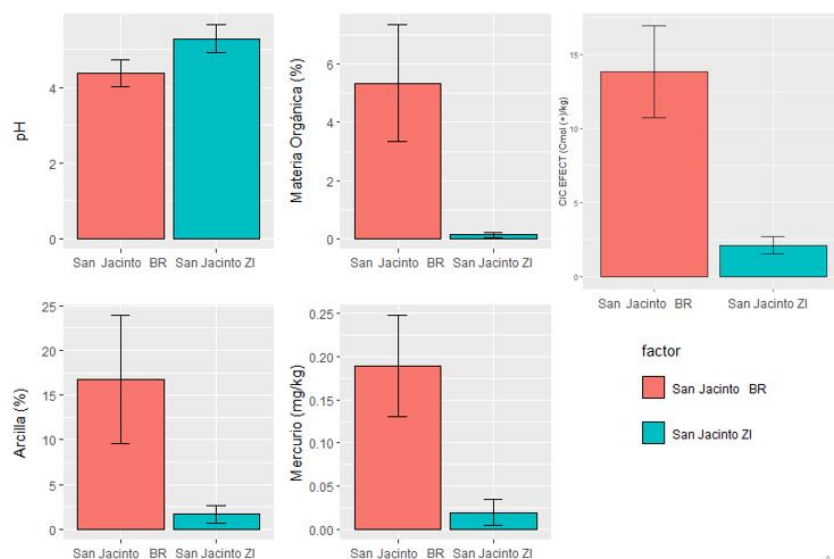


Figura 13. Representación gráfica de las diferencias en San Jacinto (ZI vs BR).

4.1.1. pH:

El valor más alto fue de 5.86 en San Jacinto ZI, y el valor más bajo fue de 3.99 en San Jacinto BR presentando diferencias significativas ($p < 0.05$) entre estas dos zonas. En la comparación de San Jacinto ZI y Santa Rita ZI no se encontraron diferencias significativas, tal como se indica en la tabla 15.

Tabla 15. Comparaciones múltiples del pH para cada zona de estudio.

Comparaciones	Difference	pvalue	Signif.
San Jacinto BR - San Jacinto ZI	-35.86513	0.00000	***
San Jacinto BR - Santa Rita BR	-12.54167	0.04620	*
San Jacinto BR - Santa Rita ZI	-29.9375	0.00000	***
San Jacinto ZI - Santa Rita BR	23.323465	0.00000	***
San Jacinto ZI - Santa Rita ZI	5.927632	0.25180	
Santa Rita BR - Santa Rita ZI	-17.39583	0.00070	***

$\alpha = 0.05$

Tabla 16. Resultados promedios de pH para las 4 zonas de estudio.

Zona de estudio	pH		
	Promedio	Máx.	Mín.
SRZI	5.13	5.50	4.70
SRBR	4.72	5.72	4.28
SJZI	5.29	5.86	4.78
SJBR	4.38	4.98	3.99

Para el caso específico de Santa Rita en la zona impactada se tiene un pH promedio de 5.13, siendo el máx. y el mínimo de 5.50 y el mín. de 4.70; por otro lado, para la zona de bosque de referencia se tiene un promedio de 4.72 siendo el máx. de 5.72 y un mín. de 4.28. San Jacinto presentó en la zona impactada un pH promedio de 5.29, teniendo un máx. de 5.86 y un mín. de 4.78; para el caso de bosque de referencia en San Jacinto un promedio de 4.38, siendo el máx. de 4.98, y el mín. de 3.99. (Tabla 16)

En las zonas de bosque de referencia se obtuvo un pH promedio más ácido (4.55) a comparación de las zonas impactadas (5.21), estos resultados son muy parecidos a los obtenidos en otros estudios realizados en Madre de Dios (Van der Smissen, 2019; Román *et al.* 2015). Sin embargo, otros autores (Velásquez, 2017), presentaron niveles de pH en zonas de bosque de referencia (5.31) en comparación con los de la zona impactada por minería (4.73).

Esta disminución de pH en la zona de bosque, pudo generarse gracias a los procesos ocurridos de humificación en el suelo, puesto que el humus (compuesto de ácidos orgánicos) tiene un poder acidificante; asimismo, la disociación de grupos funcionales de la materia orgánica libera H^+ . Al reducirse el pH, a ciertos valores, también se produce solubilización de Al^{3+} , el cual contribuye a aumentar la acidez del suelo (Jaramillo, 2002).

El consumo de bases cambiables (K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+) por parte de las plantas puede ser un factor que inflencie en la disminución del pH, generando un desbalance en el equilibrio de los cationes básicos y ácidos, favoreciendo la acumulación de los ácidos. Esto se observa en las zonas de estudio, puesto que en las áreas impactadas la presencia de cobertura vegetal era muy escasa y hasta nula, por otro lado, en la zona de bosque de referencia la cobertura vegetal es abundante (Jaramillo, 2002).

4.1.2. % Materia Orgánica (MO)

Tal como se observa en la tabla 18, se encontró el valor más alto de 8.34% en San Jacinto bosque de referencia, y el valor más bajo de 0.03% en las dos zonas impactada Santa Rita y San Jacinto encontrándose diferencias significativas ($p < 0.05$), tal como se muestra en la tabla 17.

Tabla 17. Comparaciones múltiples de la variable materia orgánica en las 4 zonas de estudio.

Comparaciones	Difference	pvalue	Signif
San Jacinto BR - San Jacinto ZI	40.25329	0.00000	**
San Jacinto BR - Santa Rita BR	12.854167	0.00930	*
San Jacinto BR - Santa Rita ZI	39.4375	0.00000	**
San Jacinto ZI - Santa Rita BR	-27.39912	0.00000	**
San Jacinto ZI - Santa Rita ZI	-0.81579	0.83820	
Santa Rita BR - Santa Rita ZI	26.583333	0.00000	**

$\alpha = 0.05$

Tabla 18. Resultados promedios del % de materia orgánica en las 4 zonas de estudio.

Zona de estudio	Materia orgánica		
	Promedio	Máx.	Mín.
SRZI	0.15	0.52	0.03
SRBR	2.83	6.17	0.07
SJZI	0.13	0.34	0.03
SJBR	5.35	8.34	2.62

Para el caso de Santa Rita en la zona impactada se tiene un porcentaje promedio de materia orgánica de 0.15, siendo el máx. y el mín. de 0.52 y 0.03 % respectivamente; por otro lado, en la zona de referencia se tiene un promedio de 2.83 siendo el máx. de 6.17% y el mín. de 0.07%. Para el caso de San Jacinto, en la zona impactada se tiene un % promedio de 0.13, con un máx. y mín. de 0.34 y 0.03% respectivamente, finalmente para la zona de bosque de referencia se tiene un promedio de 5.35%, siendo el máx. de 8.34% y un mín. de 2.62 %. (Tabla 18)

El contenido promedio de materia orgánica en las cuatro zonas de estudio fue de 2.11%, tal como lo indican otros estudios realizados en la región (Van der Smissen, 2019; Velásquez, 2017; Román *et al.* 2015).

En la zona de bosque de referencia se obtuvo un pH más ácido, teniendo muestras con un pH menor de 5.00, pudiendo generar la acumulación de la materia orgánica, puesto que, el pH incide en el contenido y composición de los microorganismos de los suelos (en condiciones más ácidas se limita la acción bacteriana y de la macroflora y se favorece la reproducción de hongos, disminuyendo la eficiencia de mineralización (Fassbender & Bornemisza, 1994).

La acumulación de materia orgánica en las zonas de bosque de referencia también pudo estar influenciada por factores climáticos, como la temperatura. La mineralización es un proceso que se da un rango amplio (inicia a 10° y aumenta hasta alcanzar su máx. entre 30° y 40°C). A temperaturas relativamente bajas se producen más restos de los que se mineralizan y a temperaturas mayores de 25-28°C, la materia orgánica disminuye (Fassbender, 1969). En las zonas impactadas la temperatura del suelo es mucho mayor a

comparación de la zona de bosque de referencia al no tener cobertura vegetal y presentar un suelo desnudo generando así una posible disminución de la materia orgánica.

Las características granulométricas del suelo también pueden influir en el contenido de la materia orgánica. Un suelo limoso o arcilloso tendría mayor contenido de materia orgánica, debido a la formación de complejos órgano minerales y una mayor posibilidad de presentar problemas de aireación lo que generaría una disminución de la mineralización y por ende la acumulación de la materia orgánica (Fassbender, 1969).

4.1.3. CIC efectiva (Capacidad de Intercambio Catiónico)

Cuando se obtienen los resultados del análisis de la CIC en suelos ácidos con el método del acetato de amonio (pH:7) hay que determinar matemáticamente la CIC efectiva (suma de los valores correspondientes a todos los cationes) ya que con este método se comete un error por exceso, y hay una sobreestimación de la CIC (Guerrero, 1998).

Tal como se observa en la tabla 20, se encontró el valor más alto de 18.69 en San Jacinto bosque de referencia, y el valor más bajo de 0.96 en la zona impactada de Santa Rita. Se encontró diferencias altamente significativas en las cuatro zonas de estudio, ($p < 0.05$). Ver tabla 19.

Tabla 19. Comparaciones múltiples de la variable CIC efectiva. para las 4 zonas de estudio.

Comparaciones	Difference	pvalue	Signif
San Jacinto BR - San Jacinto ZI	35.23684	0.0000	***
San Jacinto BR - Santa Rita BR	18.875	0.0000	***
San Jacinto BR - Santa Rita ZI	53.375	0.0000	***
San Jacinto ZI - Santa Rita BR	-16.3618	0.0000	***
San Jacinto ZI - Santa Rita ZI	18.13816	0.0000	***
Santa Rita BR - Santa Rita ZI	34.5	0.0000	***

$\alpha = 0.05$

Tabla 20. Resultados promedios de la CIC efectiva (cmol (+) /kg) en las cuarto zonas de estudio.

Zona de estudio	CIC efectiva		
	Promedio	Máx.	Mín.
SRZI	1.31	1.91	0.96
SRBR	3.84	6.27	1.49
SJZI	2.14	3.43	1.59
SJBR	13.85	18.69	10.87

Para el caso de Santa Rita, la zona impactada presenta una CIC efectiva promedio de 1.31 cmol (+) /kg, siendo la máx. de 1.91 y el mín. de 0.96, en el bosque de referencia se tiene un promedio de 3.84 cmol (+) /kg, presentando un máx. y un mín. de 6.27 y 1.49 cmol (+) /kg respectivamente. Para el caso de San Jacinto en la zona impactada se tiene una CIC efectiva promedio de 2.14, siendo la máx. y el mín. de 3.43 y 1.59 cmol (+) /kg. Por último, para la zona de referencia en San Jacinto se tiene un promedio de 13.85, siendo la máx. y la mín. de 18.69 y 10.87 cmol (+) /kg respectivamente.

Con un promedio general de 5.29 cmol (+) /kg, se considera que la CIC presente en el área de estudio es baja, siendo la única zona de estudio que presentó niveles más elevados fue el de San Jacinto bosque de referencia. Tabla 20.

Según Velásquez (2017), los niveles de CIC efectiva en zonas impactadas por minerías son de 2.67 cmol (+) /kg, mientras que en las zonas de bosque de referencia se tiene un valor de 17.43 cmol (+)/kg.

En la zona de bosque de referencia se observó un incremento de la CIC efectiva, esta variación pudo generarse por el incremento del porcentaje de arcilla y materia orgánica, puesto que la capacidad de intercambio catiónico está regida principalmente por la cantidad y el tipo de arcilla, así como de la cantidad de materia orgánica descompuesta (humus, puesto que la humificación incrementa el número de grupos carboxilo (-COOH) y fenólicos (OH) que pueden disociarse, adquiriendo cargas negativas (Jaramillo, 2002) porque ambas partículas presentan cargas negativas que logran retener en ellas iones con cargas positivas (Arias, 2007).

Este incremento de la CIC pudo darse por el limo, puesto que este puede contribuir en menor grado a la capacidad de intercambio en suelos tropicales (Fassbender & Bornemisza, 1994).

4.1.4. Textura

Las zonas impactadas presentan más del 95% de arena, mientras que el mayor porcentaje de arcillas y limos se presentan en la zona de bosque de referencia.

Tabla 21. Resultados promedios del % de arena, limo y arcilla en las cuatro zonas de estudio.

Zona de estudio	Textura		
	Arena	Arcilla	Limo
SRZI	96	2	2
SRBR	64	29	7
SJZI	96	2	2
SJBR	53	30	17

Tabla 22. Comparaciones múltiples para la variable arcilla en las 4 zonas de estudio

Comparaciones	Difference	pvalue	Signif
San Jacinto BR - San Jacinto ZI	40.970395	0.00000	**
San Jacinto BR - Santa Rita BR	14.604167	0.00110	*
San Jacinto BR - Santa Rita ZI	41.71875	0.00000	**
San Jacinto ZI - Santa Rita BR	-26.36623	0.00000	**
San Jacinto ZI - Santa Rita ZI	0.7483553	0.83420	
Santa Rita BR - Santa Rita ZI	27.114583	0.00000	**

$$\alpha = 0.05$$

Para la zona impactada en Santa Rita y en San Jacinto se tiene que el 100% del total de las muestras presentan una clase textural textura arenosa. Para el caso de bosque de referencia en la concesión de Santa Rita (SRBR), se tiene que más del 90% de las muestras presentan una textura gruesa a moderadamente gruesa (en su mayoría franco arenosa) y solo una muestra presenta una textura franco limosa. Para el caso de San

Jacinto (SJBR) se tiene el 25% de las muestras tiene una textura fina (franco Arcillosa y franco arcillo arenosa), mientras que el 75% tienen una textura moderadamente gruesa a media (franco arenosa y franca). La diferencia de la textura en las zonas de muestreo es básicamente por la actividad de extracción minera, generada por la redepositación de la arena por el lavado a gran presión, ocasionando la compactación.

El % de arcilla y de limo para la zona impactada tanto en Santa Rita como el San Jacinto fue del 2% en promedio, datos parecidos a los obtenidos (Velásquez, 2017 y Román *et al.* 2015). En las dos zonas de bosque de referencia se observa lo contrario, un incremento de las arcillas y los limos por lo tanto el % de materia orgánica también se ha incrementado (como se verá más adelante) ocasionado por la naturaleza coloidal y a su alta superficie específica de las arcillas (Matus & Maire, 2002). Se realizó la prueba de comparaciones múltiples solo a la arcilla, puesto que esta partícula es mucho más activa químicamente a comparación del limo y la arcilla (Thompson & Troeh, 2002).

De acuerdo a la tabla 22, se observa que no existen diferencias significativas en el porcentaje de la arcilla para las zonas de estudio de SJZI y SRZI. Por otro lado se observa que existe una diferencia significativa ($p < 0.05$) entre las dos zonas de bosque de referencia, esta diferencia de la cantidad de arcilla pudo haber sido por la época de muestreo. La zona de SJBR (época húmeda) presentó un mayor contenido de arcilla a comparación de la zona de SRBR. Según Jaramillo (2002), al aumentar la precipitación se incrementan los contenidos de materia orgánica (MO) y las partículas de tamaño arcilla en el suelo, debido a que empieza a generarse un exceso de agua en el suelo que incrementa la lixiviación de bases, la acumulación de iones ácidos y la formación de arcillas de baja actividad.

4.2. Mercurio (Hg)

En la tabla 23 se observa, que las 4 zonas de estudio presentan diferencias significativas ($p < 0.05$). Se tiene en promedio una concentración de 0.0728 mg/kg de peso seco. Siendo el máx. y el mín. de 0.2806 y 0.0042 mg/kg de peso seco respectivamente. Tabla 24.

Tabla 23. Comparaciones múltiples de la variable mercurio en las 4 zonas de estudio.

Comparaciones	Difference	pvalue	Signif.
San Jacinto BR - San Jacinto ZI	36.13158	0.00000	***
San Jacinto BR - Santa Rita BR	17.41667	0.00010	***
San Jacinto BR - Santa Rita ZI	50.3125	0.00000	***
San Jacinto ZI - Santa Rita BR	-18.71491	0.00000	***
San Jacinto ZI - Santa Rita ZI	14.18092	0.00020	***
Santa Rita BR - Santa Rita ZI	32.89583	0.00000	***

$\alpha = 0.05$

Tabla 24. Resultados promedios de la concentración de mercurio (mg/kg) en las 4 zonas de estudio.

Zona de estudio	Mercurio		
	Promedio	Máx.	Mín.
SRZI	0.0081	0.0257	0.0044
SRBR	0.0747	0.1742	0.0056
SJZI	0.0194	0.0577	0.0042
SJBR	0.1889	0.2806	0.1111

La concentración de mercurio en la zona impactada de Santa Rita en promedio es de 0.0081 mg/kg de peso seco, siendo la máx. y la mín. de 0.0257 y 0.0044 mg/kg de peso seco respectivamente; para el caso de la misma concesión, pero en el área de bosque de referencia se tiene un promedio de 0.0747 mg/kg de peso seco, siendo sus concentraciones máximas de 0.1742 mg/kg de peso seco y la mínima de 0.0056 mg/kg de peso seco. Para el caso de San Jacinto en la zona impactada se tiene una concentración promedio de 0.0194 mg/kg de peso seco, siendo su máx. y su mín. de 0.0577 y 0.0042 mg/kg de peso seco respectivamente. Para el caso de bosque de referencia se tiene un valor promedio de 0.1889 mg/kg de peso seco, siendo su concentración máx. y mín. de 0.2806 y 0.1111 mg/kg de peso seco respectivamente, tal como se muestra en la tabla 24.

Las concentraciones presentadas en el estudio no sobrepasan los límites establecidos por el MINAM en el 2017 en el DS-N° 011-2017-MINAM.

Tabla 25. Estándares de Calidad Ambiental para suelos.

Parámetro (mg/kg)	Usos del Suelo		
	Suelos Agrícola	Suelo Residencial/Parques	Suelos Comercial/Industrial/Extractivo
PS ¹ Mercurio	6.6	6.6	24

¹ Peso seco
MINAM 2017.

Estas bajas concentraciones también fueron encontradas en otros estudios realizados en la región: zona impactada por minería una concentración en promedio de 0.0239 mg/kg de peso seco, mientras que en una zona de bosque de referencia se obtuvo una concentración de 0.0854 mg/kg de peso seco (Van der Smissen, 2019). Por otro lado, otros autores muestran que las concentraciones de mercurio en suelos impactados por minería estuvieron en promedio por debajo del límite de detección (Velásquez, 2017; Arostegui, 2017; Mandros, 2019).

La concentración de mercurio en promedio obtenido en las zonas de bosque de referencia (0.1318 mg/kg de peso seco) fueron mayores a comparación de las zonas impactadas (0.0137 mg/kg de peso seco). Datos parecidos a los obtenidos por Pereira *et al.* (2009), en un estudio realizado en Mato Grosso Brasil, ellos afirman que el contenido de mercurio en los suelos provenientes de minería fue de 0.12 mg/kg, mientras que en los suelos de vegetación nativa (sin impacto por minería) tenían una concentración de 0.14 mg/kg. Otros estudios indican que las mayores concentraciones de mercurio se encuentran más cercas de las zonas impactadas por minerías (Camargo *et al.* 2014).

La única zona de estudio que fue muestreada en época seca fue Santa Rita bosque de referencia (SRBR), esta diferencia pudo haber influenciado en las concentraciones de mercurio encontradas en dichas zonas, puesto que se encontró una mayor concentración en la zona de SJBR que en SRBR. Puede que esta diferencia se haya dado por el incremento de la temperatura y el pH provocando la volatilización del mercurio, puesto que al elevar el pH se tiene un ambiente más favorable para los microorganismos encargados de la reducción de Hg⁺² a Hg⁰ para luego volatilizarse hacia el ambiente (Izaki, 1977).

La concentración de mercurio en las zonas impactadas fue menor, esto pudo estar influenciado por las precipitaciones generando una pérdida de lixiviación. La concentración mercurio disminuye poco a poco en los primeros 20 cm de suelo, para después llegar a estabilizarse en las capas inferiores, gracias a las precipitaciones dando como resultado procesos de lixiviación. Este proceso de lavado es mayor en suelos de las zonas impactadas que en zonas de bosque de referencia puesto que no existe o es muy escasa la cobertura vegetal (Matilainen *et al.* 2000; Camargo *et al.* 2014).

4.3. Correlación de la concentración de mercurio con las variables de estudio.

El coeficiente de correlación de Spearman, es un indicador de asociación de dos variables, este fue utilizado para las 4 zonas de estudio para poder encontrar si existe una correlación entre la concentración de mercurio y las características edáficas.

Tabla 26. Análisis de correlación.

Mercurio	pH	Materia	CIC	Arcilla
Coefficiente de correlación	-0.731**	0.799**	0.825**	0.798**
Sig. (bilateral)	0.0000	0.0000	0.0000	0.0000

** La correlación es significativa en el nivel 0,01 (bilateral).

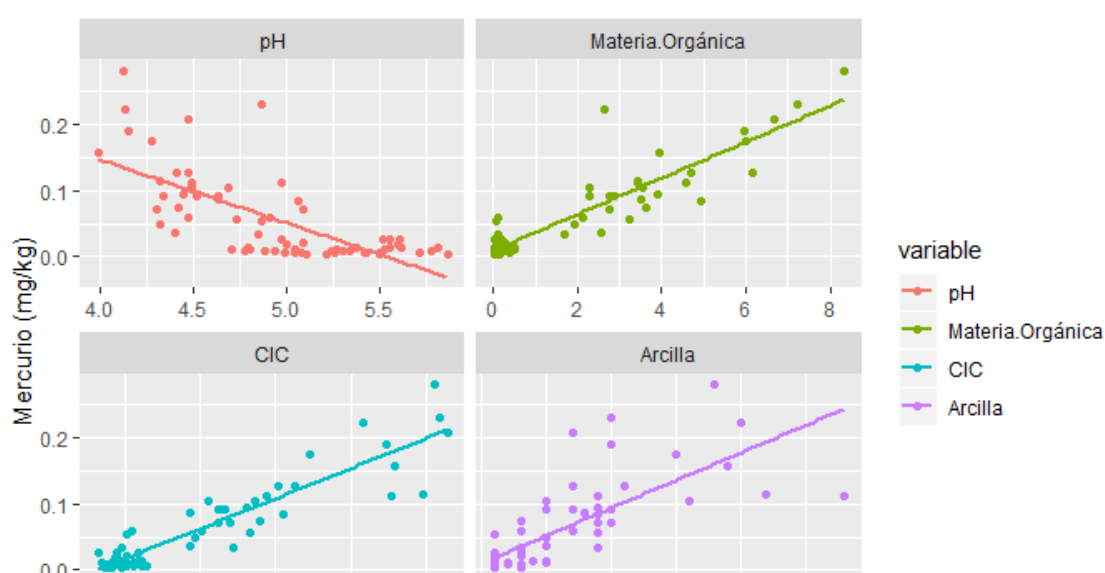


Figura 14. Representación gráfica de la correlación del mercurio con las características edáficas.

Existe correlación altamente significativa entre la cantidad de mercurio y las variables en estudio ($p < 0.01$), habiendo una correlación inversamente proporcional entre el pH y el Mercurio, en las demás variables la correlación es directa o positiva, es decir a mayor medida de la variable mayor es la cantidad de mercurio.

Tal como se observa en la tabla 26 la correlación más alta del mercurio fue la CIC ($R=0.825$, $p < 0.01$). Este metal potencialmente tóxico está estrechamente relacionado con el área superficial específica y la capacidad de intercambio catiónico de los minerales y de la materia orgánica del suelo (Kabata-Pendias & Sadurski 2004).

Se encontró una alta correlación ($p < 0.01$) entre la concentración del mercurio con porcentaje de arcilla y el contenido de materia orgánica, ver tabla 16. Este metal tiene una gran afinidad, pudiendo ser fijado por óxidos de hierro, minerales arcillosos y por la materia orgánica (Desauziers, Castre, and Le Cloirec, 1997 citado por Millán *et al.* 2007).

Según Santos-Francés *et al.* (2011), existe una correlación significativa entre la concentración del mercurio y el contenido de carbono orgánico (principal componente de la materia orgánica del suelo) confirmando la afinidad de las formas iónicas del mercurio por los grupos funcionales y los complejos de la materia orgánica del suelo.

Según Cesar *et al.* (2010), existe afinidad del mercurio por el tamaño de partículas del suelo, indicando que las fracciones más finas contenían concentraciones más altas de mercurio en comparación con las gruesas, esta afinidad posiblemente esté relacionada con el aumento de la superficie de contacto entre Hg y las fracciones.

Los resultados obtenidos de la correlación existente entre el contenido de arcilla y la concentración del mercurio ($R=0.798$, $p < 0.01$), fueron parecidos a los obtenidos en un estudio realizado en Guayana Francesa, donde demostró que existe correlación ($R= 0.869$, $p < 0.001$) entre la concentración de mercurio en el suelo y el contenido de arcilla (Grimaldi *et al.* 2008).

La retención y la oxidación del mercurio depende mucho de las propiedades del suelo, en los resultados se observó que las muestras de bosque de referencia tienen un menor pH el cual podría estar relacionado con la concentración del mercurio ($R=-0.731$, $p<0.01$), aunque algunos autores afirman que un suelo ácido (pH por debajo de 5.0) retendrá menos contenido de mercurio, incluso con alta materia orgánica (Catone *et al.* 2015).

V. CONCLUSIONES

- De acuerdo con las características edáficas evaluadas en la zona de estudio, se observó un mayor porcentaje de arcilla y de limo en las muestras de suelo provenientes del bosque de referencia con respecto al porcentaje en las zonas impactadas por minería, para las dos concesiones. Esta variación de porcentaje genera una variedad de texturas en las diferentes zonas de estudio.
- Todas las muestras tomadas en las zonas impactadas presentan una clase textural arenosa. En las zonas donde se produce la minería el suelo es lavado a gran presión causando una redeposición de las partículas del suelo (arenas), generando una compactación y disminución de la infiltración.
- En las zonas de bosque de referencia, más del 65% de las muestras tomadas presentaron texturas gruesas a moderadamente gruesas, en su mayoría franco arenosa, mientras que un 34% presenta texturas finas (franco arcillosa y franco arcillo arenosa).
- Las únicas variables que presentan diferencias significativas en las 4 zonas de estudio fueron la CIC efectiva, y la concentración de mercurio ($p < 0.05$). Por otro lado las variables de pH, materia orgánica y arcilla no presentaron diferencias significativas en las zonas de estudio San Jacinto zona impactada (SJZI) y Santa Rita zona impactada (SRZI)
- Todas las zonas de estudio presentaron un pH ácido en promedio de 4.88. Para las zonas de bosque de referencia se tuvo un pH promedio de 4.55, mientras que en las zonas impactadas un pH de 5.21, característicos de zonas tropicales y con altas precipitaciones.

- El porcentaje de materia orgánica en promedio fue mayor en las zonas de bosque de referencia (4.09%) con respecto a la zona impactada (0.14%). La zona de estudio que presentó el mayor porcentaje de materia orgánica en promedio fue de San Jacinto bosque de referencia (SJBR) con 5.35%, mientras que la zona de estudio que presentó el porcentaje más bajo en promedio fue de San Jacinto zona impactada (SJZI) con un 0.13%.
- La CIC efectiva en promedio general fue de 5.28 cmol (+)/kg. para las 4 zonas de estudio. Se observó un incremento en las zonas de bosque de referencia con un promedio de 8.84 cmol (+)/kg, siendo las más altas en la zona de SJBR. Al realizarse las comparaciones múltiples, se observó que existen diferencias significativas en todas las zonas de estudio ($p < 0.05$). La zona de estudio con el promedio mayor fue la zona de bosque de referencia en San Jacinto con 13.85 cmol (+)/kg.
- De acuerdo con los Estándares de Calidad Ambiental para Suelos (ECA) no existe contaminación por altas concentraciones de mercurio en los suelos. Se tiene en promedio una concentración de 0.0728 mg/kg de peso seco. El valor más alto se encontró en la zona San Jacinto bosque de referencia con 0.2806 mg/kg de peso seco. El máx. permisible por los ECA son de 6.6 mg/kg de peso seco para suelos agrícolas y 24 mg/kg de peso seco para suelos de uso comercial, industrial y extractivo. En la prueba de comparaciones múltiples se encontraron diferencias significativas ($p < 0.05$) en las 4 zonas de estudio.
- Existe correlación altamente significativa entre las variables de estudio y la concentración de mercurio en el suelo. La correlación más alta se encontró entre con la CIC efectiva ($R=0.825$, $p < 0.01$); las correlaciones encontradas para los demás parámetros evaluados (porcentaje de materia orgánica, arcilla y pH) fueron de: $R=0.799$, $R=0.798$, $R=-0.731$ respectivamente.

VI. RECOMENDACIONES

- Realizar estudios a nivel de calicatas, y ver las concentraciones de mercurio a nivel de perfil del suelo.
- Realizar muestreos que complementen el estudio, analizar muestras de aguas, sedimentos y plantas, realizar monitoreos en diferentes épocas (de lluvia y secas) y así poder entender la dinámica de movimiento del mercurio en el medio ambiente.
- Realizar estudios en más zonas impactadas por minería aurífera, comunidades nativas, zonas agrícolas, áreas de amortiguamientos de reservas naciones entre otras.
- Para comprender la dinámica del mercurio en suelos tropicales, es necesario realizar estudios de especiación química para determinar las concentraciones solubles de mercurio (Hg^{+2} o las de sulfuro de mercurio HgS entre otros).

VII. BIBLIOGRAFÍA

Álvarez, J.; Sotero, V.; Brack, A.; Ipenza, C. (abril, 2011). Minería Aurífera en Madre de Dios y contaminación con Mercurio. Instituto de Investigaciones de la Amazonía Peruana. Ministerio del Ambiente, Lima, Perú. Recuperado de http://siar.minam.gob.pe/puno/sites/default/files/archivos/public/docs/mineria_aurifera_en_madre_de_dios.pdf

Amazon Conservation & Asociación para la Conservación de la Cuenca Amazónica (ACCA). (2019). Monitoring of the Andean Amazon Project (MAAP). Gold mining deforestation at record high levels in Southern Peruvian Amazon. MAAP #96. 2019. Recuperado de <https://maaproject.org/2019/peru-gold-mining-2018/>

Arias, A. (2007). Suelos Tropicales. Universidad Nacional a Distancia. San José, Costa Rica. Recuperado de <https://books.google.com.pe/books?id=L6TaVpWk8goC&pg=PA165&dq=Suelos+tropicales+costa+rica&hl=es-419&sa=X&ved=0ahUKEwj96fnA8fzlAhWlq1kKHdfuCIYQ6AEIKDAA#v=onepage&q=Suelos%20tropicales%20costa%20rica&f=false>

Arostegui, V. (2017). Determinación de los niveles de concentración de mercurio en suelos y plátano musa cultivar AAB, sub grupo Plantain, en Sarayacu, Punkiri Chico e Iberia - Madre de Dios. (Tesis de pregrado, Universidad Amazónica de Madre de Dios). Recuperado de <http://repositorio.unamad.edu.pe/bitstream/handle/UNAMAD/248/004-2-3-051.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Autoridad Nacional del Agua (ANA). (octubre, 2010). Dirección de Gestión de Calidad de los Recursos Hídricos. Vigilancia de la calidad del agua en los ríos Tambopata, Malinowski e Inambari- Madre de Dios. Lima, Perú. Recuperado de <http://mddconsortium.org/wp-content/uploads/2014/11/ANA-2010-Calidad-de-Agua-Tambopata-Malinowski-Inambari.pdf>

- Baeyens, W.; Leermakers, M.; Papina, T.; Saprykin, A.; Brion, N.; Noyen, J.;... Goeyens L. (mayo, 2003). Bioconcentration and Biomagnification of Mercury and Methylmercury in North Sea and Scheldt Estuary Fish. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 45, 498–508 (2003) DOI: 10.1007/s00244-003-2136-4
- Banning, N.; Grant, C.; Jones, D.; Murphy, D. (2008). Recovery of soil organic matter, organic matter turnover and nitrogen cycling in a post-mining forest rehabilitation chronosequence. Soil Biology & Biochemistry 40 (2008), 2021–2031. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2008.04.010>
- Bazán, T. (2017). Manual de procedimiento de análisis de suelos y agua con fines de riego. Ministerio de Agricultura. Instituto de Innovación Agraria. Lima, Perú. Recuperado de [http://repositorio.inia.gob.pe/bitstream/inia/504/1/Bazan-Manual de procedimientos de los.pdf](http://repositorio.inia.gob.pe/bitstream/inia/504/1/Bazan-Manual%20de%20procedimientos%20de%20los.pdf)
- Bradshaw, A. (1997). Restoration of mined lands-using natural processes. Department of Environmental and Evolutionary Biology, University of Liverpool. Ecological Engineering 8 (1997) 255–269 [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(97\)00022-0](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(97)00022-0)
- Caballero, J.; Pillaca, M.; Massinger, M.; Román, F.; Silman, M.; Fernandez, L. (agosto, 2018). Tres décadas de deforestación por minería aurífera en la Amazonía Suroriental Peruana. Centro de Innovación Científica Amazónica. Recuperado de <http://cincia.wfu.edu/publicaciones/resumenes-de-investigacion/tres-decadas-de-deforestacion-por-mineria-aurifera-en-la-amazonia-suroriental-peruana/>
- Cabanillas, F. (2017). Manual de buenas prácticas en minería aurífera aluvial para facilitar una adecuada recuperación de áreas. Ministerio del Ambiente. Cooperación Alemana Deutsche Gesellschaft für Internationale Zusammenarbeit (GIZ) GmbH. Programa Contribución a las Metas Ambientales del Perú (ProAmbiente). Lima, Perú. Recuperado de <http://www.minam.gob.pe/calidadambiental/wp-content/uploads/sites/22/2017/02/2017-01-30-Manual-de-buenas-pr%C3%A1cticas-en-miner%C3%ADa-aur%C3%ADfera-aluvial-para-facilitar-una-adecuada-recuperacion-de-%C3%A1reas-FINAL-3.pdf>

- Camargo, J.; Arias, J.; Muñoz, D. (2014). Evaluación del contenido de mercurio en suelos y lechos de quebradas en la zona minera de Miraflores, Quinchía, Colombia. *Acta Agronómica*. 64 (2) 2015, p 165-177. doi: <http://dx.doi.org/10.15446/acag.v64n2.40639>
- Campos, L. (octubre, 2018). Población amazónica consume unas 80 mil toneladas de pescado al año. Entrevista para la SPDA. Recuperado de <https://www.actualidadambiental.pe/iiap-poblacion-amazonica-consume-unas-80-mil-toneladas-de-pescado-al-ano/>
- Carrasco, S. & Millán, R. (noviembre, 2008). Influencia de la adición de fertilizantes y enmendantes orgánicos en suelos contaminados de mercurio. Informes Técnicos CIEMAT N° 1153. Recuperado de <https://www.osti.gov/etdeweb/servlets/purl/21146992>
- Catone, L.; Barboza, F.; Alves, L.; Carvalhinho, C.; Yoshida, M. (2015). Accumulation and oxidation of elemental mercury in tropical soils. *Chemosphere*, 134, 181–191. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.04.020>
- Cesar, R.; Egler, S.; Polivanov, Helena.; Castilhos, Z.; Rodrigues, A. (2010). Mercury, copper and zinc contamination in soils and fluvial sediments from an abandoned gold mining area in southern Minas Gerais State, Brazil. *Environ Earth Sci* (2011) 64:211–222 doi 10.1007/s12665-010-0840-8
- De Echave, J. (febrero, 2018). Diez años de minería en el Perú 2008-2017. Cooperación – Acción Solidaria para el Desarrollo. Lima, Perú. Recuperado de <http://cooperacion.org.pe/publicaciones/diez-anos-de-mineria-en-el-peru-2008-2017/>
- Environmental Protection Agency (EPA). (s.f). Información básica sobre el mercurio. Recuperado de <https://espanol.epa.gov/espanol/informacion-basica-sobre-el-mercurio>
- Environmental Protection Agency (EPA). (December, 1997). Mercury Study Report Congress. Volume III: Fate and Transport of Mercury in the Environment. EPA-452/R-97-005. Recuperado de <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-09/documents/volume3.pdf>

Environmental Protection Agency (EPA). (febrero, 2007). Method 7473. Mercury in solids and solutions by thermal decomposition, amalgamation, and atomic absorption spectrophotometry. Recuperado de <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-12/documents/7473.pdf>

Fassbender, H. (1969). Química de suelos. Instituto Interamericano de Ciencias Agrícolas de la O.E.A. Turrialba, Costa Rica. Recuperado de <https://books.google.com.pe/books?id=OxUPAQAAIAAJ&printsec=frontcover&dq=Fassbender,+1975+Qu%C3%ADmica+de+suelos&hl=es-419&sa=X&ved=0ahUKEwizksO4t4PnAhW4HrkGHQBgCNAQ6AEIKDAA#v=onepage&q&f=false>

Fassbender, H. & Bornemisza E. (1994). Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura. San José, Costa Rica. [versión Adobe Digital Editions]. Recuperado de <http://repositorio.iica.int/bitstream/11324/6801/2/BVE18039990e.pdf>

Ferreira, B.; Machado, I.; Martins, J.; Araújo, K.; Ferreira, L.; Vidal, L.; ... Morales, V. (2010). El mercurio como contaminante y agente neurotóxico. España. Recuperado de <https://dialnet.unirioja.es/servlet/libro?codigo=707245>

Figueiredo, B.; De Campos, A.; Da Silva, R.; Hoffman, N.; (abril, 2018). Mercury sink in Amazon rainforest: soil geochemical data from the Tapajos National Forest, Brazil. Environmental Earth Sciences (2018) 77:296. <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7471-x>

Gaona, M.; (2004). El mercurio como contaminante global. Desarrollo de metodologías para su determinación en suelos contaminados y estrategias para la reducción de su liberación al medio ambiente. Universidad autónoma de Barcelona. Departamento de Química Unidad de Química Analítica. Recuperado de <http://grupsderecerca.uab.cat/gts/sites/grupsderecerca.uab.cat/gts/files/TESIS%20XG.pdf>

Gobierno Regional de Madre de Dios (GOREMAD). (junio, 2015). Estrategia Regional de Diversidad Biológica de Madre de Dios al 2021. Plan de Acción 2014-2021. Lima, Perú. <https://www.cbd.int/doc/nbsap/sbsap/pe-sbsap-madre-de-dios-revised-es.pdf>

- Grimaldi, C.; Grimaldi, M.; Guedron, S. (2008). Mercury distribution in tropical soil profiles related to origin of mercury and soil processes. *Science of the total environment* 401 (2008) 121-129 <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.04.001>
- Guerrero, J.; (1998). Interpretación de análisis de suelos y recomendaciones. Universidad Nacional Agraria La Molina. Dpto. de Suelos.
- Instituto Nacional de Estadística e Informática (INEI). (2017a). Madre de Diós compendio estadístico 2017. Lima, Perú. Recuperado de https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitaes/Est/Lib1502/libro.pdf
- Instituto Nacional de Estadística e Informática (INEI). (2017b). PBI de los Departamentos según actividades económicas. Madre de Dios 2007-2017. Disponible en <https://www.inei.gob.pe/estadisticas/indice-tematico/pbi-de-los-departamentos-segun-actividades-economicas-9110/>.
- Instituto Nacional de Estadística e Informática (INEI). (junio, 2018). Perú. Crecimiento y Distribución de la población. Lima, Perú. https://www.inei.gob.pe/media/MenuRecursivo/publicaciones_digitaes/Est/Lib1530/libro.pdf
- Izaki, Kazuo. (1977). Enzymatic Reduction of Mercurous Ions in *Escherichia coli* Bearing R Factor. Department of Agricultural Chemistry, Faculty of Agriculture, Tohoku University, Sendai, Japan. *Journal of bacteriology*, Aug. 1977, p. 696-698. Recuperado de <https://jb.asm.org/content/jb/131/2/696.full.pdf>
- Jaramillo, D. (2002). Introducción a la ciencia del suelo. Universidad Nacional de Colombia. Facultad de Ciencias. Medellín. Recuperado de <http://www.bdigital.unal.edu.co/2242/1/70060838.2002.pdf>
- Kabata-Pendias A. & Sadurski, W. (2004). Trace Elements and Compounds in Soil. [10.1002/9783527619634.ch5](https://doi.org/10.1002/9783527619634.ch5)

- Kehrig, H.; Baptista, G.; Di Benedetto, A.; Almeida, M.; Rezende, C.; Siciliano, S.; ... Moreira, I. (agosto, 2017). Biomagnificación de mercurio en la cadena trófica del Delfín Moteado del Atlántico (*Stenella frontalis*), usando el isótopo estable de nitrógeno como marcador ecológico. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* Vol. 52, N°2: 233-244. DOI 10.4067/S0718-19572017000200004
- Kehrig, H.; Seixas, T.; Palermo, E.; Baêta, A.; Castelo-Branco, C.; Malm, O.; Moreira, I. (2008). The relationships between mercury and selenium in plankton and fish from a tropical food web. *Environmental Science Pollution*, 16(1):10-24. DOI: 10.1007/s11356-008-0038-8.
- Kuramoto, J. (septiembre, 2001). Artisanal and informal mining in Peru. World Business Council for Sustainable Development. International Institute for Environment and Development (IIED). Mining, Minerals and Sustainable Development Project. Recuperado de <https://pubs.iied.org/pdfs/G00730.pdf>.
- Larrain Vial Sociedad Agente de Bolsa. (2012). Minería en el Perú. Realidad y Perspectivas. Lima, Perú. Recuperado de https://www.larrainvial.com/comunicados/SitioPublico/multimedia/documentos/Mineria_en_el_Peru.pdf
- Mandros, P. (2019). Niveles de mercurio en suelos alterados por la minería ilegal, en la comunidad de San Jacinto, provincia de Tambopata- Madre de Dios. (Tesis de pregrado, Universidad Nacional Federico Villareal). Recuperado de http://repositorio.unfv.edu.pe/bitstream/handle/UNFV/3061/UNFV_MANDROS_MONTES_PIERRE_ANDRE%c3%89_TITULO_PROFESIONAL_2019.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Masías, M. (2016). Potencial turístico para el desarrollo rural en la comunidad de Santa Rita Alta. (Tesis de pregrado, Universidad Nacional Amazónica de Madre de Dios). Recuperado de <http://repositorio.unamad.edu.pe/bitstream/handle/UNAMAD/221/004-3-12-022.pdf?sequence=1&isAllowed=y>
- Matilainen, T.; Verta, M.; Korhonen, H.; Uusi-rauva, A.; Niemi, M. (enero, 2000). Behavior of mercury in soil profiles: impact of increased precipitation, acidity, and fertilization on

mercury methylation. *Water, Air, and Soil Pollution* 125: 105–119, 2001.
<https://doi.org/10.1023/A:1005220016761>

Matus, F. & Maire, C. (2000). Relación entre la materia orgánica del suelo, textura del suelo y tasas de mineralización de carbono y nitrógeno. Chillán, Chile.
<http://dx.doi.org/10.4067/S0365-28072000000200003>

Millán, R.; Carpena, R.; Schmid, T.; Sierra, M.; Moreno, E.; Peñalosa, J.; ...Esteban E. (mayo, 2007). Rehabilitación de suelos contaminados con mercurio: estrategias aplicables en el área de Almadén. *Ecosistemas* 16 (2): 56-66. Recuperado de <https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=54016207>

Ministerio de Agricultura (MINAGRI) & Autoridad Nacional del Agua (ANA). (agosto, 2010). Estudio Diagnóstico Hidrológico de la Cuenca Madre de Dios. Recuperado de <http://repositorio.ana.gob.pe/bitstream/handle/20.500.12543/35/ANA0000724.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Ministerio del Ambiente (MINAM). (noviembre, 2014a). Estrategia Nacional de Diversidad Biológica al 2021. Plan de Acción 2014-2018. Lima, Perú. Recuperado de <https://sinia.minam.gob.pe/documentos/estrategia-nacional-diversidad-biologica-2021-plan-accion-2014-2018>

Ministerio del Ambiente (MINAM). (2014b). Viceministerio de Gestión Ambiental. Dirección General de Calidad Ambiental. Guía para muestreo de suelos. En el marco del Decreto Supremo N° 011-2017-MINAM, Estándares de Calidad Ambiental (ECA) para Suelos 2014. Recuperado de <http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2018/07/GUIA-PARA-EL-MUESTREO-DE-SUELO.pdf>

Ministerio del Ambiente (MINAM). (2017). Resolución Ministerial N° 182-2017. http://www.minam.gob.pe/wp-content/uploads/2017/07/Res_182-2017-MINAM.pdf

Ministerio de Energía y Minas (MINEM). (2019a). Anuario Minero 2018. Lima, Perú. Recuperado de

[https://www.minem.gob.pe/minem/archivos/file/Mineria/PUBLICACIONES/ANUARIOS/2018/AM2018\(VF\).pdf](https://www.minem.gob.pe/minem/archivos/file/Mineria/PUBLICACIONES/ANUARIOS/2018/AM2018(VF).pdf)

Ministerio de Energía y Minas (MINEM). (2019b). Producción minera Mensual. Oro 2019. Recuperado de <http://www.minem.gob.pe/estadistica.php?idSector=1&idEstadistica=13273>

Mosquera, C.; Chávez, M.; Pachas, V.; Moschella, P.; (octubre, 2009). Estudio diagnóstico de la Actividad Minera Artesanal en Madre de Dios. Cooperación. Caritas Madre de Dios. Fundación Conservación Internacional. Lima, Perú. Recuperado de <https://elecochasqui.files.wordpress.com/2010/04/estudio-mineria-artesanal-final.pdf>

Pachas, V. (mayo, 2013). Conflictos sociales en Madre de Dios: El caso de la minería en pequeña escala de oro y la legalidad. Reporte 1. Catholic Relief Service (CRS). Recuperado de http://www.ceas.org.pe/publicaciones/0000044_REPORTE%201.pdf

Palacios, O.; Molina, O.; Galloso, A.; Reyna, C. (1996). Geología de los cuadrángulos de Puerto Luz, Colorado, Laberinto, Puerto Maldonado, Quincemil, Masuco, Astillero y Tambopata. Carta Geológica Nacional Boletín N°81. Instituto Geológico Minero y Metalúrgico INGEMMET. Recuperado de https://repositorio.ingemmet.gob.pe/bitstream/20.500.12544/37/106/A-081-Boletin_Puerto_Luz-Colorado-Laberinto-Puerto_Maldonado-Quincemil...pdf

Pfeiffer, W.; Lacerda, L.; Salomons, W.; Malm, O. (1993). Environmental fate of mercury from gold mining in the Brazilian Amazon. Environmental Reviews, 1(1): 26-37. <https://doi.org/10.1139/a93-004>

Pierangeli, M.; Eguchi, E.; Ruppim, R.; Costa, R.; Vieira, D. (2009). Teores de As, Pb, Cd e Hg e fertilidade de solos da região do Vale do Alto Guaporé, sudoeste do estado de Mato Grosso. <http://www.scielo.br/pdf/aa/v39n1/a06v39n1.pdf>

Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA). (junio, 2005). Evaluación Mundial sobre el Mercurio. Ginebra, Suiza.

http://quimicos.minambiente.gov.co/images/Mercurio/evaluacion_mundial_mercurio_pnuma_2005.pdf

Román, F. (septiembre, 2018). La deforestación por minería de oro en Madre de Dios es la más alta en los últimos 32 años. Mongabay Latam. <https://es.mongabay.com/2018/09/peru-deforestacion-mineria-madre-de-dios/>

Román, F.; Huayllani, M.; Michi, A.; Ibarra, F.; Loayza, R.; Vázquez, T.; ...García, M. (2015). Reforestation with four native tree species after abandoned gold mining in the Peruvian Amazon. *Ecological Engineering* 85 (2015) 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.075>

Santos-Francés, F.; García-Sánchez, A.; Alonso-Rojo, P.; Contreras, F.; Adams, M. (2011). Distribution and mobility of mercury in soils of a gold mining region, Cuyuni river basin, Venezuela. *Journal of Environmental Management* 92 (2011) 1268-1276 <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.12.003>

Servicio Nacional de Meteorología e Hidrología del Perú. (SENAMHI). (diciembre, 2017). Caracterización hidrológica de la región Madre de Dios. Recuperado de <https://www.senamhi.gob.pe/load/file/01401SENA-42.pdf>

Sociedad Peruana de Derecho Ambiental (SPDA). (2014). La realidad de la minería ilegal en países amazónicos. Lima, Perú. <https://saqueada.amazoniasocioambiental.org/La-realidad-de-la-mineria-ilegal-en-paises-amazonicos-SPDA-d891b11c9433fe22ae037fca2a0d7cd5.pdf>

Steinnes, E. & Alloway, B. (2013). Heavy Metals in Soils: Trace Metals and Metalloids in Soils and their Bioavailability. *Environmental Pollution* 22. Chapter 15. Mercury. Doi: 10.1007/978-94-007-4470-7_15.

Thompson, L. & Troeh F. (2002). Los suelos y su fertilidad. Recuperado de <https://books.google.com.pe/books?id=AegjDhEIVAQC&printsec=frontcover#v=onepage&q&f=false>

United Nations Environment Programme (UNEP). (2019). Global Mercury Assessment 2018. Recuperado de <https://www.unenvironment.org/resources/publication/global-mercury-assessment-2018>

United States Geological Survey (USGS). (febrero, 2019). Mineral Commodity Summaries 2019. Reston, Virginia. U.S. Geological Survey, 200 p., <https://doi.org/10.3133/70202434>.

Van der Smissen A. (2019). Mercury levels in soils of areas degraded by artisanal and small-scale gold mining in the peruvian amazon". Haute École Charlemagne - Institut Supérieur Industriel en Agronomie (Huy) - Département environnement.

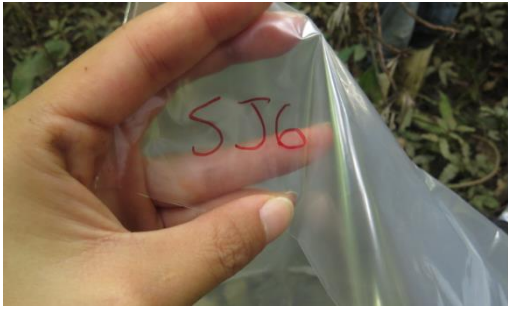
Velásquez M. (2017). Metales en suelos explotados por la pequeña minería aurífera aluvial en Madre de Dios, Perú. (Tesis de maestría, Universidad Nacional Agraria la Molina). Recuperado de <http://repositorio.lamolina.edu.pe/bitstream/handle/UNALM/2893/T01-V443-T.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

Vega, C.; Julio, A.; Román, F.; Fernández, L. (agosto, 2018). Mercurio en peces de pozas mineras en Madre de Dios, Perú. Centro de Innovación Científica Amazónica. Recuperado de <https://saqueada.amazoniasocioambiental.org/CINCIA-Research-Brief-2-v7.2-Mercurio-en-peces-de-pozas-mineras-a747934d292cb543294ad37fb9b28d29.pdf>

VIII. ANEXOS

ANEXO 1. Fotos del muestreo. San Jacinto bosque de referencia.





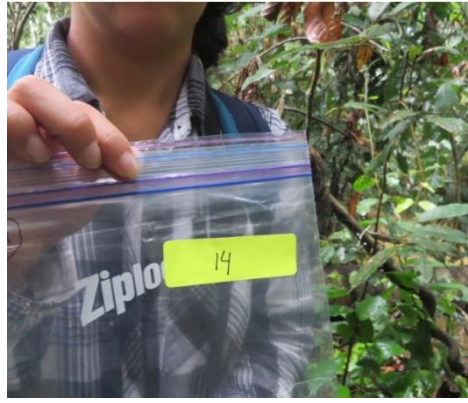
ANEXO 2. Fotos del muestreo. San Jacinto zona impactada.





ANEXO 3. Fotos del muestreo. Santa Rita zona de bosque de referencia.





ANEXO 4. Fotos del muestreo Santa Rita zona impactada.





ANEXO 5. Fotos análisis de suelos: secado, molido y tamizado.



ANEXO 6. Análisis de textura y pH





ANEXO 7. Análisis de mercurio total.





ANEXO 8. Resultado de análisis de suelo.

N° Muestra	Concesión	Coordenada		Zona de estudio	CÓDIGO LAMQA	pH	Materia Orgánica	CIC efec	Al+H	Textura				Hg
		%	Cmol (+)/kg				% Arena	% Arcilla	% Limo	Clase textural	mg/kg			
1	SANTA RITA	365406	8571205	ZI	SU079	5.43	0.03	1.27	0.00	98	1	1	Arena	0.0059
2	SANTA RITA	365412	8571173	ZI	SU080	4.88	0.17	1.08	0.00	99	1	0	Arena	0.0097
3	SANTA RITA	365428	8571089	ZI	SU081	5.08	0.17	1.27	0.00	97	1	2	Arena	0.0056
4	SANTA RITA	365492	8571071	ZI	SU082	5.11	0.14	1.13	0.00	99	1	1	Arena	0.0044
5	SANTA RITA	365540	8571073	ZI	SU083	4.80	0.10	1.04	0.00	95	1	4	Arena	0.0103
6	SANTA RITA	365524	8571144	ZI	SU084	4.97	0.03	0.96	0.00	97	3	0	Arena	0.0257
7	SANTA RITA	365525	8571199	ZI	SU085	5.42	0.07	1.28	0.00	95	3	2	Arena	0.0054
8	SANTA RITA	365517	8571223	ZI	SU086	5.21	0.10	1.17	0.00	98	1	1	Arena	0.0049
9	SANTA RITA	365391	8571200	ZI	SU087	5.05	0.14	1.20	0.00	93	1	6	Arena	0.0064
10	SANTA RITA	365276	8571377	ZI	SU088	5.50	0.03	1.15	0.00	92	3	5	Arena	0.0062
11	SANTA RITA	365295	8571395	ZI	SU089	5.50	0.03	1.91	0.00	97	1	3	Arena	0.0044
12	SANTA RITA	365306	8571477	ZI	SU090	5.24	0.17	1.13	0.00	95	3	3	Arena	0.0083
13	SANTA RITA	365306	8571511	ZI	SU091	4.99	0.38	1.51	0.00	96	1	3	Arena	0.0070
14	SANTA RITA	365315	8571529	ZI	SU092	4.70	0.52	1.76	0.00	93	1	7	Arena	0.0102
15	SANTA RITA	365292	8571553	ZI	SU093	5.26	0.07	1.81	0.00	97	3	1	Arena	0.0071

16	SANTA RITA	365282	8571590	ZI	SU094	4.94	0.24	1.24	0.00	97	1	1	Arena	0.0076
17	SANTA RITA	365091	8571376	BR	SU095	4.48	4.69	5.57	1.60	49	7	43	Franco Arenoso	0.1272
18	SANTA RITA	365096	8571605	BR	SU096	4.32	1.93	1.49	0.00	71	5	23	Franco Arenoso	0.0487
19	SANTA RITA	364859	8571022	BR	SU097	4.30	2.76	3.38	0.00	65	9	25	Franco Arenoso	0.0715
20	SANTA RITA	364954	8571366	BR	SU144	5.07	4.92	4.97	1.25	55	9	36	Franco Arenoso	0.0833
21	SANTA RITA	365565	8571420	BR	SU173	4.41	2.57	3.43	1.70	62	5	33	Franco Arenoso	0.0357
22	SANTA RITA	365879	8570971	BR	SU174	5.27	0.07	1.80	0.20	95	5	0	Arena	0.0122
23	SANTA RITA	366167	8571253	BR	SU175	4.28	6.00	6.27	4.05	47	15	39	Franco	0.1742
24	SANTA RITA	365755	8570807	BR	SU176	4.49	3.45	4.74	2.60	51	9	40	Franco	0.1113
25	SANTA RITA	365466	8571566	BR	SU177	4.48	2.14	3.26	1.85	79	7	15	Arena Franca	0.0595
26	SANTA RITA	365882	8570527	BR	SU178	4.64	2.28	4.95	1.85	51	10	40	Franco	0.0912
27	SANTA RITA	365684	8571699	BR	SU179	4.45	3.91	3.85	1.80	67	9	23	Franco Arenoso	0.0938
28	SANTA RITA	365069	8570790	BR	SU180	4.34	2.87	4.42	2.35	61	7	31	Franco Arenoso	0.0905
29	SANTA RITA	366104	8571057	BR	SU181	5.55	0.14	2.26	0.30	97	1	2	Arena	0.0253
30	SANTA RITA	365184	8570969	BR	SU182	4.49	3.57	4.51	2.70	67	5	28	Franco Arenoso	0.1039
31	SANTA RITA	365543	8570900	BR	SU183	4.64	3.52	2.95	1.35	66	8	26	Franco Arenoso	0.0861
32	SANTA RITA	365493	8570720	BR	SU184	4.69	2.28	4.21	2.05	47	16	38	Franco	0.1041
33	SANTA RITA	365186	8570596	BR	SU185	4.85	1.70	4.5	2.00	33	9	58	Franco Limoso	0.0332
34	SANTA RITA	365443	8570543	BR	SU186	4.52	2.76	3.28	1.80	78	5	17	Arena Franca	0.0920
35	SANTA RITA	345769	8570630	BR	SU187	4.42	3.62	3.79	2.00	71	3	26	Franco Arenoso	0.0733

36	SANTA RITA	366040	8570803	BR	SU188	5.09	2.76	3.87	1.85	55	10	35	Franco Arenoso	0.0715
37	SANTA RITA	365887	8571191	BR	SU189	4.42	6.17	5.42	3.35	46	11	43	Franco	0.1268
38	SANTA RITA	365997	8571322	BR	SU190	4.74	3.25	5.61	1.25	53	9	38	Franco Arenoso	0.0570
39	SANTA RITA	365735	8571371	BR	SU191	5.72	0.11	1.84	0.15	96	1	3	Arena	0.0056
40	SANTA RITA	365853	8571520	BR	SU192	5.61	0.48	2.82	0.40	65	5	30	Franco Arenoso	0.0145
41	SAN JACINTO	457946	8606523	ZI	SU098	5.86	0.03	3.43	0.00	95	3	1	Arena	0.0042
42	SAN JACINTO	457928	8606542	ZI	SU099	5.53	0.34	1.88	0.00	97	1	1	Arena	0.0114
43	SAN JACINTO	457882	8606548	ZI	SU100	5.77	0.10	1.90	0.00	95	2	3	Arena	0.0083
44	SAN JACINTO	457850	8606578	ZI	SU101	5.81	0.03	1.61	0.00	97	1	1	Arena	0.0148
45	SAN JACINTO	457864	8606566	ZI	SU102	5.37	0.07	1.94	0.00	98	1	1	Arena	0.0127
46	SAN JACINTO	457864	8606566	ZI	SU103	5.52	0.10	1.92	0.00	95	1	3	Arena	0.0257
47	SAN JACINTO	457950	8606608	ZI	SU104	5.61	0.17	1.83	0.00	97	1	2	Arena	0.0269
48	SAN JACINTO	457912	8606652	ZI	SU105	5.55	0.17	1.70	0.00	97	1	2	Arena	0.0130
49	SAN JACINTO	457800	8606514	ZI	SU106	5.34	0.07	1.68	0.00	98	1	1	Arena	0.0093
50	SAN JACINTO	457825	8606519	ZI	SU107	5.60	0.07	1.64	0.00	99	1	1	Arena	0.0180
51	SAN JACINTO	457838	8606479	ZI	SU108	5.00	0.14	2.11	0.00	97	1	3	Arena	0.0186
52	SAN JACINTO	457857	8606499	ZI	SU109	5.09	0.27	2.23	0.00	97	3	1	Arena	0.0203
53	SAN JACINTO	457789	8606493	ZI	SU110	5.31	0.10	1.59	0.00	99	1	1	Arena	0.0077
54	SAN JACINTO	457788	8606492	ZI	SU111	4.79	0.32	3.33	0.20	89	4	7	Arena	0.0133
55	SAN JACINTO	457750	8606493	ZI	SU112	4.91	0.10	3.22	0.10	97	3	0	Arena	0.0577

56	SAN JACINTO	457831	8606429	ZI	SU113	4.85	0.10	2.20	0.10	97	3	1	Arena	0.0331
57	SAN JACINTO	457858	8606411	ZI	SU114	4.87	0.07	2.26	0.15	97	1	2	Arena	0.0535
58	SAN JACINTO	457851	8606406	ZI	SU115	4.78	0.14	2.31	0.15	98	1	1	Arena	0.0091
59	SAN JACINTO	457938	8606417	ZI	SU116	5.04	0.07	1.84	0.15	97	2	1	Arena	0.0118
60	SAN JACINTO	458573	8606638	BR	SU117	4.98	4.56	12.75	0.10	39	28	33	Franco Arcilloso	0.1111
61	SAN JACINTO	458552	8606890	BR	SU118	4.13	8.34	16.43	0.15	49	18	33	Franca	0.2806
62	SAN JACINTO	458713	8606525	BR	SU119	4.32	3.45	12.39	1.05	53	22	25	Franco Arcillo Arenoso	0.1153
63	SAN JACINTO	458847	8606513	BR	SU120	4.16	5.98	10.87	1.25	63	10	27	Franco Arenoso	0.1895
64	SAN JACINTO	458687	8606958	BR	SU121	4.14	2.62	11.17	2.50	44	20	36	Franca	0.2229
65	SAN JACINTO	458761	8607114	BR	SU122	3.99	3.93	11.37	2.30	51	19	29	Franca	0.1564
66	SAN JACINTO	458924	8606714	BR	SU123	4.86	7.24	18.69	0.00	63	10	27	Franco Arenoso	0.2287
67	SAN JACINTO	459034	8606661	BR	SU124	4.47	6.67	17.16	0.20	57	7	35	Franco Arenoso	0.2064