



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL COMAHUE
FACULTAD DE INGENIERIA
DEPARTAMENTO DE POSTGRADO

TESIS
MAESTRÍA EN INTERVENCIÓN AMBIENTAL

**Caracterización de un antiguo pasivo minero del yacimiento Andacollo:
propuesta metodológica de monitoreo y vigilancia ambiental**

Maestranda
Cintia Gabriela Cordero

Directora
Dra. Alejandra Giaveno

Co-Directora
Msc-Ing. Patricia Chiacchiarini

2014

RESUMEN

La minería es una actividad económica que se desarrolla en Latinoamérica desde hace varios siglos explotando metales que ineludiblemente generan residuos. Las viejas prácticas mineras y el manejo inadecuado de éstos, sumado a la inexistencia de normas precisas que regulen el cierre de minas ha promovido la generación de pasivos ambientales mineros (PAM) a lo largo de extensas áreas provocando la contaminación de recursos naturales cuyo uso puede poner en riesgo la salud pública.

En este trabajo se caracterizó un PAM ubicado dentro del área de concesión que la empresa Andacollo Gold S.A usufructúa desde el año 2001, en la localidad de Andacollo, Neuquén. Se llevaron a cabo ensayos fisicoquímicos, mineralógicos y biológicos sobre relaves mineros y un análisis preliminar del contenido de metales pesados en la vegetación colonizadora de dicho pasivo. Con los resultados obtenidos se infirió acerca del probable riesgo hacia los animales de pastoreo de la zona.

Asimismo, se realizó un análisis de la legislación nacional y provincial en materia minera y se propuso un mecanismo de caracterización de PAM, así como un proyecto de Ley que regule estas áreas afectadas en la provincia.

Los resultados mostraron que los niveles superficiales (0-15 cm) de los residuos mineros acopiados no presentan un potencial peligro de generación de drenajes ácidos, que los metales pesados contenidos en éstos (Pb, Zn, Cu, Mn y Fe) se encuentran biodisponibles para las especies vegetales estudiadas, que las mismas han sido capaces de captar, acumular y traslocar algunos metales en su biomasa y que de todos los metales analizados solo el Fe se encontró en niveles superiores a los máximos permisibles para la dieta del ganado. Futuros estudios permitirán definir el potencial peligro de generación de DAM en el volumen total de los relaves.

Este trabajo constituye así, un antecedente local en la investigación de sitios afectados por las actividades mineras y promueve el análisis y la evaluación de zonas impactadas a través de una propuesta de monitoreo ambiental y una norma que regule los PAM en la provincia y en el país.

Palabras clave: drenaje, pasivo minero, minería, ganado, predicción

ABSTRACT

Mining is an economic activity that develops in Latin America since several centuries exploiting metals that unavoidably generate wastes. The old mining practices and the inappropriate waste management has promoted the generation of PAM to long extend areas. In addition to this, the lack of regulations that control the mine's closure had provoked the natural resource contamination risking the public health.

In the present study, a PAM placed in the concession area of Andacollo Gold S.A. firm was characterized. The company usufruct the area since 2001 in Andacollo, city placed in Neuquén province. Physicochemical, bacteriological and mineralogical essays were carried out on tailing mines, and a preliminary analysis of heavy metals content in colonizing vegetation from the passive was made. The potential risk to the grazing animals of the area was inferred with the results obtained.

Also the national and provincial legislation about mining topic was analyzed. As a result a PAM characterization mechanism and a law project that regularizes these affected areas in the province were proposed.

The results showed that the mining wastes don't represent a potential risk of acid mine drainage generation, the heavy metals contained in this wastes (Pb, Zn, Cu, Mn y Fe) are bioavailable for the vegetal species studied. This species had been able to catch, accumulate and translocate several metals in his biomass and only Fe was detected in higher levels compared to the maximum permissible for the cattle diet.

This work constitutes a local antecedent in the investigation of damaged areas by activity mining and promotes the analysis and evaluation of impacted areas through an ambient monitoring proposal and a norm that regulates the PAM in the province and the country.

Key words: drainage, minning passive, mining, cattle, prediction

TABLA DE CONTENIDOS

	Pág.
1. INTRODUCCIÓN	5
1.1. HIPÓTESIS	8
1.2. OBJETIVOS GENERALES	9
1.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS	9
SECCIÓN 1	10
CARACTERIZACIÓN PRELIMINAR DE UN PASIVO AMBIENTAL MINERO EN LA LOCALIDAD DE ANDACOLLO-NEUQUÉN	10
CAPITULO I	11
MARCO TEÓRICO	11
1.1. Etapas productivas en la extracción de minerales metalíferos – La metalurgia extractiva del oro	11
1.2. Procesos extractivos en el yacimiento Andacollo, Neuquén.....	12
1.3. Impactos ambientales en el sector minero	14
1.4. Residuos y efluentes generados en las diferentes etapas de producción	15
CAPÍTULO II	27
DESCRIPCIÓN GEOGRÁFICA DEL SITIO DE ESTUDIO	27
2.1. Situación geográfica y límites de Andacollo, Neuquén	27
2.2. Historia de exploración y explotación de oro en el distrito	27
2.3. Características climáticas	29
2.4. Hidrografía	31
2.5. Vegetación.....	33
2.6. Los suelos de la región.....	35
2.7. Datos poblacionales y economía regional.....	35
2.8. Recursos minerales y mineralización	35
CAPÍTULO III	37
CARACTERIZACIÓN FÍSICOQUÍMICA, MINERALÓGICA Y BIOLÓGICA DEL PAM	37
3.1. Descripción del sitio de muestreo.....	37
3.2. Materiales y métodos.....	40
3.3. Resultados.....	47
3.4. Conclusiones parciales.....	69
CAPÍTULO IV	72
CARACTERIZACIÓN PRELIMINAR DE LA VEGETACIÓN COLONIZADORA DEL PAM	72
4.1. Introducción	72
4.2. Materiales y métodos.....	72
4.3. Resultados	79
4.4. Conclusiones parciales.....	93
SECCIÓN 2	95
ANÁLISIS Y PROPUESTA DE NORMATIVA AMBIENTAL MINERA	95
CAPÍTULO I	95

DESCRIPCIÓN DE LA LEGISLACIÓN MINERA NACIONAL Y PROVINCIAL	95
1.1. Introducción	96
1.2. Legislación minera nacional	98
1.3. Legislación minera provincial	104
CAPÍTULO II	109
PROPUESTA METODOLÓGICA DE MONITOREO Y VIGILANCIA DE PAM	109
2.1. Introducción	109
2.2. Ficha de relevamiento e inventario de minas abandonadas y/o paralizadas.....	110
CAPÍTULO III	121
Proyecto de Ley de regularización de PAM en la Provincia del Neuquén	121
Proyecto de ley	121
Regulación de los pasivos ambientales de la actividad minera	121
SECCIÓN 3	125
CONCLUSIONES, RECOMENDACIONES Y PROYECCIONES FUTURAS	125
1.1. CONCLUSIONES GENERALES	125
1.2. RECOMENDACIONES Y PROYECCIONES FUTURAS	126
1.3. TRABAJOS PRESENTADOS A CONGRESOS, DERIVADOS DE ESTA TESIS	127
BIBLIOGRAFÍA DE CONSULTA Y LEGISLACIÓN	148
ANEXOS	150
ANEXO I. PROTOCOLO DAM DE ACUERDO A LA NOM-141-SEMARNAT-2004	151
ANEXO II. PROCEDIMIENTO DE EXTRACCIÓN QUÍMICA SECUENCIAL	155
ANEXO III. AUTOVALORES RESULTANTES DEL ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES	159
ANEXO IV. TRABAJOS PRESENTADOS EN CONGRESOS DERIVADOS DE ESTA TESIS	

160

ÍNDICE DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Diagrama de flujo de las operaciones para la obtención de oro	12
Figura 2. Principales operaciones realizadas en la planta minera de Andacollo, Neuquén	14
Figura 3. Ubicación geográfica de la localidad de Andacollo, Neuquén-Fuente Atlas de Neuquén (UNCOma), IGN. Compilado: Ing. Agr. J. C. Roca, 2013.	28
Figura 4. Precipitación media mensual de la localidad de Andacollo-Estación: Puente Andacollo. Fuente: Autoridad Interjurisdiccional de las Cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro.....	30
Figura 5. Temperaturas medias mensuales-Estación: Puente Andacollo. Fuente: Autoridad Interjurisdiccional de Cuencas de los Ríos Limay, Neuquén y Negro	31
Figura 6. Red Hidrográfica del sector minero Andacollo. Fuente: Google Earth. Elaborado por: Ing. Agr. J. C. Roca, 2013.	32
Figura 7. Caudales medios mensuales-Estación: Andacollo- Fuente: Sistema Nacional de Información Hídrica- Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación.....	33

Figura 8. Departamento Minas. Mapa de vegetación (Movia et al., 1983)	34
Figura 9. Ubicación y disposición de los taludes (TA, TB y TC) en el PAM	38
Figura 10. Ubicación del dique de relaves operativo (A) Ubicación del PAM (B)	39
Figura 11. Sitios de muestreo sobre los taludes A (derecha) y talud B (izquierda).....	41
Figura 12. Puntos de muestreo sobre el talud C.....	41
Figura 13. Etapas de extracción secuencial empleadas en el trabajo.....	45
Figura 14. Sistemas empleados para la identificación de microorganismos oxidantes del hierro y del azufre.....	47
Figura 15. Grado de distribución de metales en las muestras individuales recolectadas del talud A. (A: distribución del Zn, Pb, Mn y Cu; B: distribución del Fe)	50
Figura 16. Grado de distribución de metales en las muestras individuales recolectadas del talud B; (A: distribución del Zn, Pb, Mn y Cu; B: distribución del Fe)	51
Figura 17. Grado de distribución de metales en las muestras individuales recolectadas del talud C; (A: distribución del Zn, Pb, Mn y Cu; B: distribución del Fe)	52
Figura 18. Correlograma de elementos de las muestras individuales	53
Figura 19. Análisis multivariado de clúster sobre muestras individuales	54
Figura 20. Análisis de componentes mayoritarios de las muestras individuales	56
Figura 21. Aspecto visual de uno de los taludes caracterizados	58
Figura 22. Diagramas de difracción de rayos X para los taludes	59
Figura 23. Comparación del grado de contaminación de suelos propuesta por Kelley, 2002 ..	62
Figura 24. Fracciones de extracción de Cu en los diferentes taludes	64
Figura 25. Fracciones de extracción de Zn en los diferentes taludes.....	65
Figura 26. Fracciones de extracción de Fe en los diferentes taludes.....	66
Figura 27. Fracciones de extracción de Mn en los diferentes taludes	67
Figura 28. Fracciones de extracción de Pb en los diferentes taludes	68
Figura 29. Puntos de muestreo de las especies vegetales recolectadas de los taludes.....	73
Figura 30. Imágenes de animales pastando sobre los taludes que conforman el PAM.....	73
Figura 31. Partes constitutivas de las especies: <i>Mulinum spinosum</i> (A), <i>Chenopodium álbum</i> (B), y <i>Fabiana imbricata</i> (C)	75
Figura 32. Partes constitutivas de las especies: <i>Rosa rubiginosa –eglanteria</i> (A) y <i>Chenopodium album</i> (B)	76
Figura 33. Partes constitutivas de las especies: <i>Prosopis chilensis</i> (A) y <i>Bromus tectorum</i> (B)77	
Figura 34. Etapas de preparación y análisis de la vegetación recolectada.....	78
Figura 35. Imagen de la cobertura vegetal del sitio de estudio	81
Figura 36. Ejemplares de <i>Mulinum spinosum</i> en el sitio de estudio	82
Figura 37. Imagen de ejemplar de <i>Fabiana imbricata</i> (palo piche) recolectado del talud A.....	83
Figura 38. Imágenes de individuos de <i>Chenopodium album</i> recolectados del talud A (izquierda) y del talud B (derecha)	84
Figura 39. Ejemplar de <i>Rosa rubiginosa-eglanteria</i> recolectada del talud B.....	85
Figura 40. Imagen de individuos de <i>Bromus tectorum</i> recolectados del talud C	86
Figura 41. Individuo de <i>Prosopis chilensis</i> recolectada del talud C.....	87

Figura 42. Vista superficial del talud C, puede apreciarse la cobertura mayormente ocupada por gramíneas, sobre todo por <i>B. tectorum</i>	92
Figura 43. Autovalores obtenidos para el análisis estadístico de componentes principales ...	159

ÍNDICE DE TABLAS

	Pág.
Tabla I. Composición de los medios líquidos empleados para el enriquecimiento de los cultivos	46
Tabla II. Componentes mayoritarios de las muestras individuales	49
Tabla III. Componentes mayoritarios presentes en las muestras TA, TB y TC determinados por EDFRX	56
Tabla IV. Caracterización fisicoquímica por ICP de las muestras compuestas estudiadas	56
Tabla V. Constituyentes peligrosos según tipo de uso del suelo comparado con los niveles encontrados de metales en los tres taludes analizados en ppm	60
Tabla VI. Concentración máxima permitida de metales totales en suelos agrícolas en distintos países	61
Tabla VII. Clasificación del suelo según grado de contaminación por metales según Kelley, 2002. Concentraciones de Pb, Cu y Zn (mg.kg-1).....	61
Tabla VIII. Resultados de la prueba estática modificada de balance ácido- base (según Norma NOM-141-SEMARNAT, 2004)	63
Tabla IX. Contenido de metales pesados en las diferentes partes de las especies estudiadas	88
Tabla X. Resultados de los factores de bioconcentración y de traslocación de metales	89
Tabla XI. Contenido de metales pesados en los tejidos vegetales de las especies seleccionadas y comparación con la norma de referencia (National Research Council, 2005)	90
Tabla XII. Requerimiento de Fe en rumiantes (mg/Kg de materia seca consumida). Adaptado: NRC, 2001, NRC, 2007	91
Tabla XIII. Ejemplo de una hoja de muestreo para realizar la ficha de inventario de PAM.....	111
Tabla XIV. Valores de probabilidad de ocurrencia de los impactos observados	116
Tabla XV. Grado de reacción por el agregado de ácido clorhídrico	151
Tabla XVI. Cálculo del volumen de HCl 1,0 N para determinar el PN	152
Tabla XVII. Variabilidad explicada para componentes principales	159

1. INTRODUCCIÓN

De acuerdo al último informe de gestión elaborado en 2010 por la Secretaría de Minería de la Nación Argentina, la industria minera mostró un crecimiento sostenido en las exportaciones que ronda el 434%, el cual representó para el año 2011 un incremento acumulado en las inversión es del 1948%, la exploración 495% y la producción 841%, existiendo a la fecha aproximadamente 2,3 millones de Km² con potencial geológico para el desarrollo minero en todo el territorio nacional (<http://www.mineria.gov.ar/pdf/informe-de-gestion.pdf>).

Sin embargo y pese a los números descriptos, Argentina, no es como algunos otros países de sudamérica (Chile, Bolivia, Colombia y Perú) un país con tradición minera (Padilla, 2000; Oyarzún, J., 2010). Esta actividad se encuentra un poco más acentuada en algunas provincias del Noroeste (San Juan, Salta y La Rioja), pero no representa el motor económico del país.

Con respecto a la provincia del Neuquén, la actividad minera se encuentra mayormente relacionada a la explotación de rocas de aplicación, mostrando para el periodo comprendido entre los años 2007-2011 una producción creciente de 477.332-1.607.575 ton de áridos, calizas, material volcánico y ornamentales entre otros. En referencia a la producción de recursos minerales no metalíferos (arcilla, bentonita, yeso, etc.) y metalíferos (principalmente oro y plata) para el mismo periodo se evidenció una merma y un decrecimiento en la producción de 811.985–766.208 ton para no metalíferos y de 12,6–5,40 ton para metalíferos.

De los valores resultantes, se confirma que la provincia del Neuquén no posee a la fecha un desarrollo económico basado en las explotaciones de sus minerales en comparación con otras actividades tales como la agricultura, la ganadería y la explotación de hidrocarburos fundamentalmente (<http://www.energianeuen.gov.ar>).

El único emprendimiento minero metalífero en actividad en la Provincia del Neuquén, es el yacimiento Andacollo, que ha sido explorado y explotado desde 1980. El distrito mineralizado se caracteriza por sus depósitos polimetálicos de oro, plata, plomo, zinc y cobre (Rovere *et al.*, 2004), siendo el oro el principal mineral que se extrae de este sector. Desde el año 2001, la empresa MAGSA actual concesionaria del Estado provincial ha realizado las actividades de exploración, explotación y beneficio de minerales en el área de reserva, extrayendo fundamentalmente oro del sector minas Huaraco.

Al igual que en otras provincias argentinas, antes del boom minero de la década del '90 y de la sanción de la Ley Nacional de Protección Ambiental para la actividad minera (Ley 24.585/93), existieron decenas de medianas y pequeñas minas que fueron

explotadas y que actualmente se encuentran abandonadas (Ávila, 2009). Las viejas prácticas mineras y el manejo inadecuado de los residuos generados en el pasado así como también la falta de normas precisas que regulen el cierre de minas ha devenido en la acumulación de pasivos ambientales mineros (PAM) a lo largo de extensas áreas, provocando la contaminación de los recursos naturales cuyo uso puede poner en riesgo la salud pública.

El término pasivo ambiental (PA) ha sido definido de diversas maneras, pero ambientalmente, muchos autores han coincidido en que este vocablo de origen económico haría referencia al conjunto de daños realizados o gastos compensatorios que las empresas transfieren a la sociedad a lo largo de su historia (Russi & Martínez Alier, 2002). Otros autores, han definido específicamente a los PAM como los residuos y toda clase de instalaciones, escombreras, desmontes de minas, escorias, productos químicos, etc., que suelen quedar en diferentes zonas de un yacimiento inactivo, constituyendo un riesgo permanente y potencial para la salud de la población, el ecosistema circundante y la propiedad (Lamberti, 2008; Bustamante & Chaparro Ávila, 2008). Asimismo, la Asociación de Servicios de Geología y Minería Iberoamericanos (ASGMI) describe a los PAM como aquellos elementos, tales como instalaciones, edificaciones, superficies afectadas por vertidos, depósitos de residuos mineros, tramos de cauces perturbados, áreas de talleres, parques de maquinaria o parques de mineral que, estando en entornos de minas abandonadas o paralizadas, constituyen un riesgo potencial permanente para la salud y seguridad de la población, para la biodiversidad y para el medio ambiente (Páez-Campos & Portaneri, 2011). Esta última definición ha sido ampliamente utilizada en numerosos trabajos y ha servido de base para la redacción de la actual legislación peruana (Ley 28.271), única norma vigente que regula la gestión de los PAM en Latinoamérica (Kirschbaum *et al.*, 2012).

En Argentina, no existe una definición precisa para este término, sin embargo algunos sitios mineros abandonados donde pueden observarse impactos ambientales de diferentes características y magnitud, son reconocidos como pasivos ambientales por la Secretaría de Minería de la Nación, quienes poseen a disposición estudios de base de relevamientos de algunas explotaciones mineras a partir del año 1997 hasta el 2000, como parte de una caracterización de fuentes de contaminación (Páez-Campos & Portaneri, 2011).

Asimismo, se han contabilizado mediante fuentes oficiales y extraoficiales, la existencia de aproximadamente 300 PAM en Argentina, no existiendo en la actualidad un relevamiento de PAM en la provincia del Neuquén, lo cual agrava aún más la situación dado que se desconoce la cantidad, ubicación y el nivel de riesgo asociado a

la exposición de los pobladores a los metales y metaloides contenidos en los residuos dispersos en estas áreas.

Los principales residuos generados en la actividad son los estériles y los desechos. Los estériles son depositados en escombreras y los desechos en diques de colas o diques de relaves (García-Meza, 2003). Ambos materiales presentan en general elevadas concentraciones de metales y metaloides y en ocasiones remanente de sulfuros que no han sido recuperados en el proceso de flotación. Los sulfuros más abundantes en estos depósitos son la pirita y la arsenopirita que al ser expuestos a las condiciones de superficie, se desestabilizan y oxidan provocando la generación de drenaje ácido de minas (DAM) (Kirschbaum et al., 2012).

Este fenómeno, el DAM, de creciente preocupación mundial (Johnson, 2007; Johnson & Hallberg, 2008), se caracteriza por presentar bajos niveles de pH y elevadas concentraciones de metales y metaloides, que al transportarse pueden contaminar aguas, suelos y sedimentos (Moncur et al., 2004). Si bien son innumerables los impactos ambientales que la actividad minera provoca, el DAM y la contaminación de los suelos con metales, son sin dudas los de mayor relevancia, no solo porque su presencia en niveles elevados tienen efectos tóxicos capaces de alterar los ecosistemas (Wei et al., 2007; Yadav et al., 2009) sino que además, no son biodegradables y pueden bioacumularse en los tejidos de las plantas que han desarrollado mecanismos específicos para absorber, traslocar y acumular nutrientes (Lasat, 2000; Boularbah et al., 2006).

La absorción de los metales del suelo por parte de las plantas depende de la concentración de estos, de la especie vegetal involucrada, pero principalmente de su biodisponibilidad en el ambiente. Asimismo, la acumulación de metales en la biomasa vegetal los hace biodisponibles para los animales que las consumen y a su vez para los seres humanos que se alimentan de los productos cárnicos (Brun et al., 2001; Gincchio et al., 2002; Prieto García et al., 2005; Friesl et al., 2006). Esta posible vía de exposición es particularmente relevante en algunos PAM que han sido colonizados por especies nativas, naturalizadas o introducidas que son aprovechadas por los animales de pastoreo de las zonas que conviven con las actividades mineras.

El conocimiento de la dinámica de estos sitios, así como la intervención del Estado en la regulación de los PAM, no solo será importante para la mejora de los entornos mineros en la región, sino que de éstas cuestiones dependerá el éxito o el fracaso de la actitud y aptitud que la sociedad tiene respecto a estos emprendimientos y finalmente en el impacto económico que estas actividades tienen en las comunidades.

Por todo lo expuesto se pone de manifiesto la relevancia de haber realizado el trabajo que contempla la presente tesis de maestría ya que permite aportar datos concretos derivados del estudio de un pasivo ambiental minero (PAM) ubicado en el Norte de la provincia del Neuquén. Para ello se ha organizado el trabajo de la siguiente manera:

Describiendo en una primera sección las temáticas relacionadas a la caracterización preliminar de un pasivo ambiental minero (PAM) ubicado en el área de concesión minera que la empresa MAGSA explota en la localidad de Andacollo, Neuquén. Esta sección cuenta con un primer capítulo dónde se describe un marco teórico que aborda las generalidades correspondientes a los procesos mineros, los impactos ambientales producidos por la actividad, los residuos generados así como sus principales implicancias en la producción de drenajes ácidos, la biodisponibilidad de metales y metaloides y la toxicidad de estos elementos en el ambiente. El segundo capítulo contiene una descripción del sitio de estudio y el tercer y cuarto capítulo hacen referencia a las metodologías, resultados y conclusiones parciales respecto al análisis y caracterización de los relaves provenientes del pasivo minero (capítulo 3º) y a las metodologías, resultados y conclusiones parciales de los análisis realizados a las muestras de especies vegetales recolectadas del área bajo estudio (capítulo 4º).

A continuación en la segunda sección, se aborda por un lado una descripción de la legislación minera nacional y provincial (capítulo 1º), y una propuesta metodológica de monitoreo y vigilancia ambiental (capítulo 2º) y por otro lado un proyecto de ley cuyo objetivo es regular los pasivos ambientales mineros (PAM) dentro de la provincia del Neuquén.

Posteriormente, en una tercera sección se detallan las conclusiones generales, las recomendaciones pertinentes y las proyecciones futuras.

Por último, se describe la bibliografía utilizada para la redacción del trabajo, un anexo en dónde se señalan los procedimientos metodológicos de los ensayos de predicción de drenaje ácido de minas según la NOM-141-SEMARNAT-2004, el procedimiento metodológico adoptado para realizar el ensayo de extracción química secuencial, los autovalores resultantes del análisis estadístico, y finalmente los resúmenes de los trabajos generados producto de esta tesis.

1.1. HIPÓTESIS

El análisis de los pasivos ambientales mineros (PAM) generados por las actividades de concentración de minerales refractarios de oro en la provincia de Neuquén, actualmente a cargo de la Minera Andacollo God S.A., permitirá establecer

la capacidad de generación de ácido de los mismos y estimar el riesgo potencial al ambiente circundante cercana a la zona de explotación minera.

1.2. OBJETIVOS GENERALES

Caracterizar físico-química, mineralógica y biológicamente un PAM identificado en el yacimiento Andacollo y proponer una metodología de monitoreo y vigilancia ambiental para los PAM en general.

1.3. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Seleccionar un grupo de técnicas analíticas que permitan cuantificar el riesgo asociado a los PAM con el entorno minero. Diseñar un protocolo experimental y optimizarlo para ser utilizado en el relevamiento, control y seguimiento de los PAM.

2. Predecir la posible generación de drenaje ácido de mina (DAM) de relaves mineros antiguos en las inmediaciones de la planta de tratamiento de Andacollo Gold S.A.

3. Evaluar la toxicidad por elementos potencialmente tóxicos (EPT) presentes en plantas consumidas por animales de pastoreo en las zonas de acopio de pasivos mineros más antiguos.

4. Elaborar un plan de monitoreo y vigilancia ambiental para el resguardo ambiental en inmediaciones a los PAM.

5. Proponer un proyecto de ley tendiente a regularizar los PAM en la Provincia del Neuquén.

SECCIÓN 1

CARACTERIZACIÓN PRELIMINAR DE UN PASIVO AMBIENTAL MINERO EN LA LOCALIDAD DE ANDACOLLO-NEUQUÉN



Vista panorámica del pasivo ambiental minero. En la parte superior de la imagen puede observarse la planta de concentración perteneciente a la empresa Andacollo Gold S.A en la localidad de Andacollo, Neuquén.

CAPITULO I

MARCO TEÓRICO

1.1. Etapas productivas en la extracción de minerales metalíferos – La metalurgia extractiva del oro

La metalurgia extractiva es la rama de la metalurgia que partiendo de las menas minerales o de los materiales de reciclado, estudia cómo transformarlos en metales (productos finales). Esta ciencia ha pasado, en poco tiempo, de ser un arte a convertirse en una tecnología cuyos procesos no son muy distintos, salvo la escala, de los utilizados hace cincuenta o cien años atrás.

De todos los metales conocidos, el oro fue uno de los más preciados y utilizados ya desde la más remota antigüedad, por esta razón, a lo largo de la historia de la humanidad se ha dedicado tiempo y esfuerzo para la optimización de los diferentes procesos tecnológicos que involucra la industria minera para obtener este mineral en forma pura y poder utilizarlo en una amplia gama de aplicaciones en el mercado. Es de interés, por lo tanto recorrer los diferentes aspectos teóricos que acompañan estos emprendimientos desde la forma en que se encuentra el mineral de oro en la naturaleza hasta las operaciones minero-industriales que involucra su extracción (Sancho et al., 2000).

De manera general, el mineral debe ser tratado para liberar las fases minerales valiosas, *mena*, de las no valiosas, *ganga*. Esto se realiza a través de un conjunto de operaciones, denominadas de “preparación del mineral”, la cual incluye las etapas de reducción de tamaño por trituración y molienda. Posteriormente, se llevan a cabo una o más operaciones de clasificación y concentración pensadas para distinguir y separar las partículas minerales valiosas del resto de partículas, basándose en algunas propiedades físicas de estos materiales, como la densidad, magnetismo, electricidad o energía superficial (flotación). Las operaciones de concentración se continúan con las de extracción, las cuales conducen al material metálico y pueden realizarse mediante pirometalurgia o por hidrometalurgia.

La *pirometalurgia* incluye operaciones por vía seca con calentamiento a temperaturas elevadas (calcinación, tostación, fusión, volatilización, electrólisis ígnea o de sales fundidas y la metalotermia). La *hidrometalurgia*, se efectúa generalmente por una secuencia de etapas que contempla: la lixiviación del metal valioso a partir del mineral utilizando un reactivo acuoso, la purificación y/o concentración de la disolución y la precipitación del metal mediante métodos químicos o electroquímicos (Ballester et al., 2000). Por último, la extracción puede continuarse con el afino o refinamiento, cuya finalidad es un ajuste en la concentración de impurezas, mediante métodos

pirometalúrgicos (oxidación de impurezas y desoxidación del metal puro) o por métodos electroquímicos. En la figura 1 puede observarse un diagrama de flujo que resume las etapas de la obtención de oro, aunque no son las únicas, dado que cualquier procedimiento de extracción es una secuencia de operaciones que pretende preparar el material para la siguiente operación de manera efectiva y lo menos costosa posible.

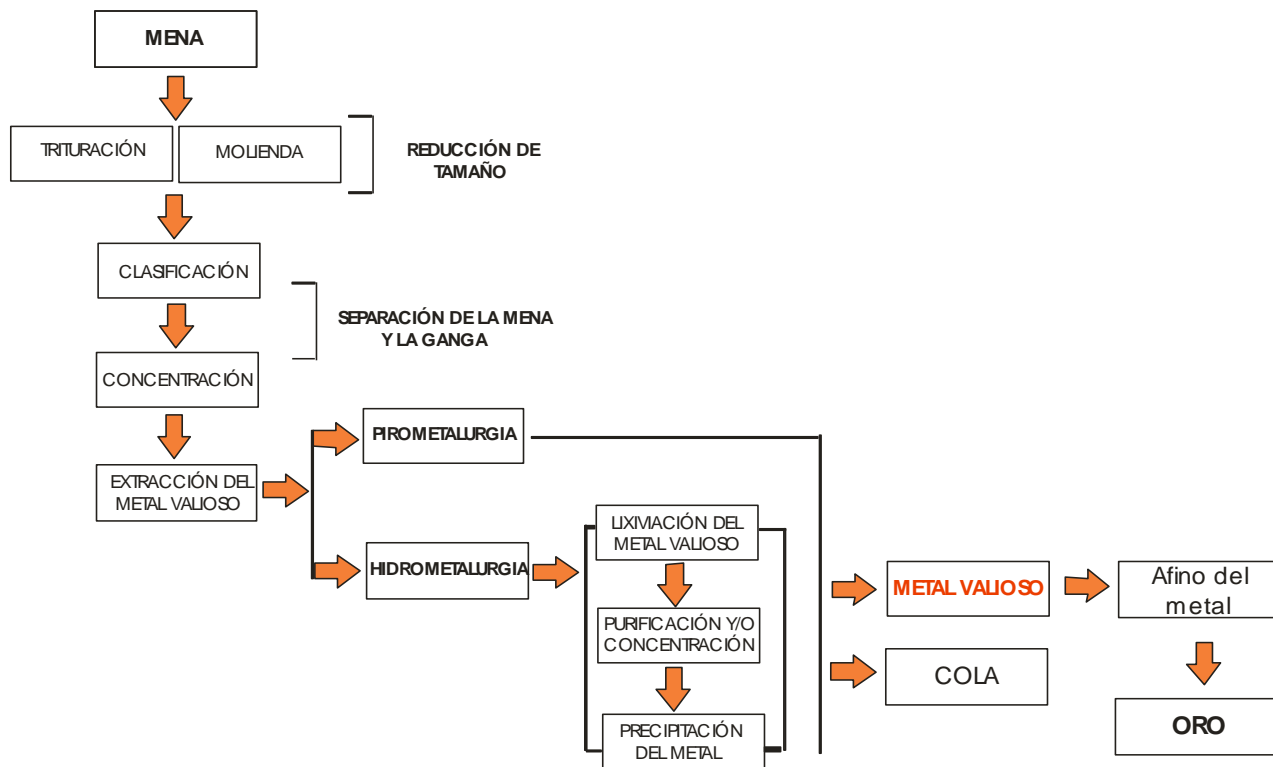


Figura 1. Diagrama de flujo de las operaciones para la obtención de oro

1.2. Procesos extractivos en el yacimiento Andacollo, Neuquén

Los primeros trabajos que se realizaron en el Noroeste de la provincia del Neuquén, más precisamente en el distrito minero Andacollo, estuvieron relacionados a la búsqueda de oro y datan de 1890 (Castro, 1999; Rovere *et al.*, 2004). Existen registros de explotaciones mineras llevadas a cabo en esta zona de manera artesanal por pirquineros y luego por cooperativas de capitales privados y estatales, pero es recién en el año 2001 que la Corporación Minera del Neuquén Sociedad del Estado Provincial CORMINE SEP celebró el contrato de concesión de aproximadamente 22.000 ha a la empresa Andacollo Gold S.A - MAGSA para explorar, explotar y beneficiar minerales en el área de reserva (Rovere *et al.*, 2004).

La producción de oro, que sustenta la actividad minera principal, se realiza en forma tradicional mediante la construcción de túneles subterráneos, el transporte del material proveniente de las minas y el proceso de beneficio en la planta concentradora, obteniendo minerales con una densidad que varía entre 2,7 y 2,8 g.cm³.

La primera etapa, de reducción de tamaño, consta de una trituración primaria, una trituración secundaria y la molienda para obtener el diámetro adecuado de partícula

necesario para llevar a cabo el proceso de flotación. La concentración es realizada mediante una mesa vibratoria, pero primeramente la pulpa es acondicionada para poder ser enviada a las celdas de flotación rougher. El desecho (relave), es enviado mediante una bomba de pulpas, al dique de relaves y el concentrado de la flotación rougher es enviado a flotación cleaner, dónde se aumenta la ley de oro. El relave de esta etapa es retornado a la flotación rougher y el concentrado es sometido a una segunda limpieza, para obtener el concentrado final de flotación (Informe de Impacto Ambiental MAGSA, 2002).

La última etapa del proceso es la lixiviación de los concentrados de oro producidos en la planta, utilizando soluciones de cianuro de sodio como complejante, este proceso se realiza en Chile por lo que el concentrado debe ser trasladado hasta este país a través de camiones.

El residuo sólido obtenido (relave) es una pulpa, con partículas sólidas angulosas y del tamaño de limos. Este producto cargado de elementos químicos utilizados en el proceso de flotación, es almacenado en diques impermeabilizados que permiten una disposición segura, reduciendo la contaminación del suelo, el aire y las aguas subterráneas y superficiales cercanas. En la figura 2 puede observarse un diagrama de flujo con las principales etapas de tratamiento de minerales de oro en la planta de la empresa Andacollo Gold S.A que opera en la provincia del Neuquén.

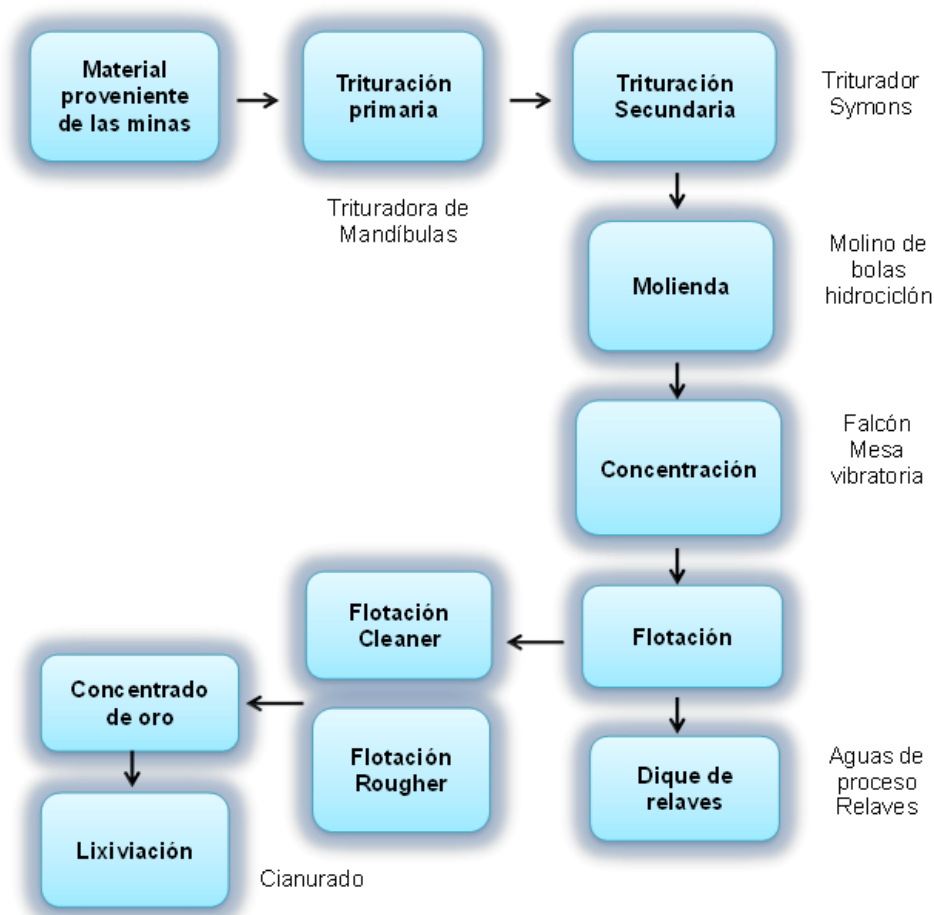


Figura 2. Principales operaciones realizadas en la planta minera de Andacollo, Neuquén

1.3. Impactos ambientales en el sector minero

En general, la industria minera ha sido asociada a la generación de severos impactos ambientales y en la actualidad, y en especial en nuestro país, es resistida por esa misma razón. Estos impactos ambientales surgen no solo por la aplicación de las técnicas tradicionales de explotación de minerales metalíferos (subterránea o a cielo abierto), sino también por el manejo inadecuado y la incorrecta disposición de los residuos generados en la actividad.

Si bien la utilización de los recursos naturales es fundamental para la supervivencia y prosperidad de las sociedades, el cambio del uso del ecosistema para la explotación de los minerales impacta en cierta forma el entorno de un yacimiento activo (Haque *et al.*, 2008). Los efectos ocasionados por las actividades mineras pueden ser particularmente graves y pueden plantear un riesgo sobre la salud humana y ecológica cuando se encuentran en proximidad a los centros urbanos.

Entre los problemas ambientales de mayor relevancia, pueden mencionarse: la generación de drenaje ácido de mina (DAM) acompañado por la lixiviación de metales pesados y metaloides (Nordstrom *et al.*, 2000; Moncur *et al.*, 2004; Kalin *et al.*, 2006),

la falla en estructuras de retención (diques) de los depósitos de relaves (presas y/o embalses), ocasionando por su naturaleza (tamaño de partícula, plasticidad y contenido de agua) avalanchas que se desplazan hacia las zonas más bajas de un valle depositándose en algunas ocasiones en los cauces de los ríos y arroyos (Armienta et al., 2001; McGregor & Blowes, 2002; Rammlmair, 2002; Lee & Gilkes, 2005; Lottermoser & Ashley, 2006; Graupner et al., 2007; Rammlmair et al., 2008), la dispersión eólica asociada al tamaño de partículas (Rammlmair & Grisseemann, 2000), y la contaminación visual dada por la ausencia de medidas de restauración de estos depósitos.

Los impactos ambientales relacionados a la actividad minera afectaron diferentes partes de la biosfera, detectándose contaminación en el aire, agua y suelo. En la actualidad se pone de manifiesto a nivel mundial una preocupación, especialmente centrada en los daños asociados a la producción de drenajes ácidos y la consecuente solubilización y movilización de los metales contenidos en los residuos de minas (Nieto et al., 2007; Johnson et al., 2008; Courtin-Nomade et al., 2009).

Se mencionan a continuación los residuos y efluentes generados durante las diferentes etapas productivas y el proceso de formación de drenajes ácidos de minas por ser una problemática de trascendencia mundial en los últimos años.

1.4. Residuos y efluentes generados en las diferentes etapas de producción

La actividad minera en sus diferentes etapas y operaciones genera una considerable cantidad de residuos, de los cuales los más importantes desde el punto de vista ambiental son los *estériles*, los cuales son almacenados en canchas de desmontes o botaderos y los *relaves* o *colas* que son dispuestos en presas o diques de relaves (Sinche González, 2007).

Luego de extraer el mineral de interés (mena), se genera un residuo o cola compuesta principalmente por partículas finas de ganga, estéril, pequeñas cantidades de mena que escapan del proceso de beneficio, reactivos residuales y agua; éstos son depositados en diques construidos en las proximidades de la mina que suelen abarcar grandes superficies de terreno. Las rocas extraídas de la mina que no ingresan al proceso de beneficio ya sea porque tienen baja concentración o no tienen metales de interés, son acumulados en montículos denominados escombreras. Las escombreras y los diques constituyen los principales sitios de desechos producidos por esta actividad (Kirschbaum & Murray, 2011)

Estos residuos en general poseen un exceso de metales pesados y metaloides que pueden causar graves daños a los ecosistemas, las plantas, animales, microorganismos y al ser humano si no son debidamente controlados (Kim et al., 2003).

Los métodos que se utilizan para eliminar las colas han sido desarrollados por presiones ambientales cada vez más estrictas. Los primeros métodos incluían la descarga de las colas en los ríos y corrientes y el depósito de las colas desaguadas más gruesas sobre el suelo, pero en la actualidad se realiza el diseño, construcción y operación de presas o diques para su disposición.

Se estima que cada año se producen en el mundo entre 15.000 y 20.000 millones de ton de residuos mineros sólidos, lo que se encuentra en el mismo orden de magnitud que la cantidad estimada de material movilizado en los procesos geológicos globales (Lottermoser, 2003).

Todos estos residuos deben ser manipulados, clasificados y tratados en forma separada y adecuada desde la generación hasta su destino final.

1.4.1. Estériles mineros

Estéril de mina es todo material sin valor económico extraído para permitir la explotación del mineral útil. Los estériles son de los más variados tipos: la capa superficial del suelo es considerada un estéril en minería (aunque sea el soporte de la vegetación), así como las rocas encajantes (Sánchez, 1995).

Un índice importante para la administración de los estériles es la relación estéril/mineral, que es el cociente entre la cantidad total de estériles y la cantidad de mineral extraído.

Los estériles se disponen generalmente en pilas y ocasionalmente se colocan nuevamente en la mina (Backfilling). El retorno del material al lugar de donde fue extraído es evidentemente el mejor método de manejo de los residuos, pues minimiza diversas consecuencias ambientales como la erosión acelerada y el impacto visual, sin embargo, este método no es factible de realizar en muchas minas afectadas por las aguas freáticas por lo que los estériles deben que ser dispuestos fuera de la cava (Sánchez, 1995).

Antiguamente, los estériles se disponían en valles o en laderas transformándose en escombreras potencialmente inestables, sujetas a formación de surcos y erosión acelerada y pudiendo causar eventualmente la contaminación química de las aguas superficiales aguas abajo, pero en la actualidad se forman pilas controladas con fajas intermedias drenantes y taludes de inclinación adecuados para permitir la revegetación y de esta forma reducir los riesgos de erosión y de ruptura de la pila.

1.4.2. Desechos mineros

En la planta de beneficio el mineral es normalmente fragmentado para permitir la liberación del mineral útil y su separación de los minerales de ganga a través de procesos físicos (concentración gravimétrica), químicos (lixiviación ácida) o físico-químicos (flotación) (Sánchez, 1995). En éste proceso se generan desechos, que son todos los residuos sólidos de las operaciones de tratamiento de los minerales. Como la mayoría de los procesos de beneficio son de vía húmeda, los desechos en general se presentan en forma de pulpa con una fracción sólida y una fracción acuosa conteniendo diferentes partículas minerales e iones disueltos.

Dado que ningún proceso de concentración tiene una recuperación del 100%, los desechos siempre contienen un pequeño porcentaje de mineral útil que puede eventualmente ser recuperado en el futuro cuando una nueva tecnología lo permita o cuando cambien las condiciones del mercado. Por esta razón, muchos desechos se almacenan en lugares apropiados que posibiliten su beneficio futuro.

La disposición más común es a cielo abierto y puede realizarse esencialmente de tres formas: en cuencas o fosas de desecho inundadas, en pilas controladas o en la misma mina. Estos desechos, están compuestos por varios tipos de minerales, los cuales pueden contener altas concentraciones de metales y metaloides (Dang *et al.*, 2002; Lee *et al.*, 2002; Matlock *et al.*, 2002; Kucukonder *et al.*, 2003) que pueden a futuro generar drenaje ácido de minas (DAM) y liberar iones metálicos, debido a la oxidación de minerales sulfurosos que forman ácido sulfúrico (Bunce *et al.*, 2001).

1.4.3. Drenaje Ácido de Minas (DAM)

El principal problema ambiental asociado a los yacimientos minerales es el drenaje ácido de minas (DAM) generado por la oxidación de sulfuros metálicos (principalmente pirita), así como las elevadas concentraciones de metales y metaloides presentes en el agua drenada de los sitios mineros (Pb, Zn, Cu, Cd, Cr, Fe, Mn, As, Se, Sb, etc.) (Akcil & Koldas, 2006; Vega *et al.*, 2006). El DAM se caracteriza por presentar bajos niveles de pH y elevadas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (EPT) disueltos (Johnson, 2000; Moncur *et al.*, 2004), que al transportarse, pueden contaminar suelos, sedimentos, aguas superficiales y subterráneas (Bain *et al.*, 2000; Armienta *et al.*, 2001). Estos procesos contribuyen significativamente al deterioro ambiental en sitios cercanos a las faenas mineras (Larocque & Rasmussen, 1998; Pérez-López *et al.*, 2010).

Los problemas más serios a nivel mundial se encuentran en yacimientos que tienen un alto contenido de sulfuro de hierro, principalmente en la forma de mineral pirita (FeS_2). La oxidación de relaves que contienen pirita ocurre lentamente de manera

natural en presencia de oxígeno atmosférico y agua, produciéndose ácido sulfúrico y sulfato férrico (Johnson, 2000; Johnson, 2003). Este proceso se acelera cuando se encuentran presentes microorganismos (fundamentalmente bacterias) capaces de catalizar estas reacciones y solubilizar cationes metálicos y metaloides de los minerales circundantes, los cuales pueden lixivarse y llegar a los cuerpos de agua; provocar una reducción del pH y causar la muerte de la flora y fauna acuáticas (EPA, 1994; Johnson & Hallberg, 2003; Belzile et al., 2004; Johnson, 2007; Johnson & Hallberg, 2008).

No solo se produce DAM por la oxidación de sulfuros metálicos, sino también por procesos naturales como el intemperismo químico de yacimientos metálicos, el intemperismo químico de rocas ricas en metales, erupciones volcánicas y zonas mineralizadas que pueden conducir a la generación de drenaje ácido de roca (DAR) (Redwan et al., 2011). Asimismo, puede generarse DAM durante la explotación de minas subterráneas especialmente cuando las actividades cesan y la mina se vuelve inactiva, dado que aumenta el nivel freático y se mezcla con el DAM contaminando los cursos de agua subterránea (Younger et al., 2003; Concas et al., 2006). Otra fuente, sino la más importante en estos últimos años es la que resulta cuando los relaves son depositados en presas o diques destinados a su almacenamiento, en donde ocurren los mismos procesos de oxidación a causa del contacto de los residuos con el agua y el oxígeno atmosférico. Este tipo de contaminación se produce de manera gradual y lenta y las consecuencias de su aparición pueden extenderse por décadas e incluso cientos de años (Leblanc et al., 2000; Bunce et al., 2001; Achterberg et al., 2003; Sarmiento et al., 2009).

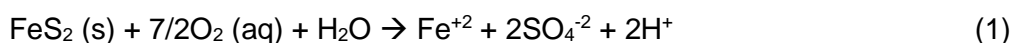
Este fenómeno de creciente preocupación mundial ocurre mayormente cuando hay escasa presencia de minerales consumidores de protones que ayudan a neutralizar los drenajes ácidos, que sumado a las altas concentraciones de metales y metaloides que contienen hacen que representen un riesgo ambiental permanente (Vega et al., 2006). Se ha estimado que alrededor de 19.000 Km de corrientes y ríos y 72.000 ha de lagos alrededor del mundo se encuentran contaminados por residuos mineros (Johnson & Hallberg, 2005). Asimismo, se ha reportado la disminución de la densidad y la riqueza de ciertos macroinvertebrados bentónicos en Pensilvania por efecto crónico de los drenajes de minas (Schmidt et al., 2002; Simmons et al., 2005).

1.4.3.1. *Procesos geoquímicos generadores de aguas ácidas*

Se pueden encontrar revisiones con distintos niveles de detalle sobre los procesos geoquímicos generales involucrados en la formación de aguas ácidas como en (Holmes & Crundwell, 2000; Blowes et al., 2005) entre otros.

El sulfuro metálico más frecuente en la naturaleza, en las explotaciones y residuos mineros es la pirita (FeS_2) tal como se mencionó precedentemente. Los mecanismos y velocidades para las reacciones de oxidación de este mineral han sido extensamente estudiados (Moses & Herman, 1991; Williamson & Rimstidt, 1994; Evangelou, 1995; Rimstidt & Vaughan, 2003; Descostes *et al.*, 2004).

La oxidación de la pirita se puede expresar en tres pasos. El primero de ellos, consiste en la oxidación del azufre, según una reacción que puede simplificarse como:



Donde se observa que, por cada mol de pirita oxidado se generan directamente 2 moles de hidrogenión (H^+), lo cual se traduce generalmente en un aumento de la acidez de la solución y, por tanto, en un descenso del pH. Una importante implicación para la generación de aguas ácidas que se puede derivar de la reacción (1) es que, para oxidar pirita por este mecanismo es necesaria la presencia tanto de agua como de oxígeno. Por lo tanto, la ausencia de agua (en climas áridos o en zonas bien drenadas) como de oxígeno (en medios completamente saturados de agua) conllevan a la detención de la producción de aguas ácidas. Existe evidencia de que en esta etapa, la catálisis microbiana puede incrementar entre 25 y 34 veces la velocidad de la reacción (Younger *et al.*, 2003; Kock & Schippers, 2006).

El Fe^{2+} liberado en la ecuación (1) puede, a su vez, ser oxidado posteriormente según muestra la ecuación (2):



Esta reacción consume parte de la acidez generada por la disolución oxidativa de la pirita (reacción 1). En soluciones acuosas a pH inferior a 4, la oxidación abiótica del $\text{Fe}(\text{II})$ es bastante lenta y su velocidad es prácticamente independiente del pH, sin embargo, en presencia de microorganismos, esta reacción puede incrementarse en varios órdenes de magnitud (Nordstrom & Alpers, 1999; Nordstrom, 2003).

El Fe^{3+} generado puede, a su vez, promover la oxidación de la pirita de acuerdo a la ecuación (3):



Esta reacción es mucho más rápida que la reacción 1 pero se encuentra limitada por la regeneración de Fe^{3+} mediante la reacción (2) que, a su vez, depende de la

presencia de microorganismos (Nordstrom & Alpers, 1999) y de la disponibilidad de oxígeno. La oxidación de piritita con Fe^{3+} como agente oxidante es predominante en soluciones ácidas mientras que, a valores de pH cercanos a la neutralidad, el principal oxidante es el O_2 , debido fundamentalmente a la baja solubilidad del Fe^{3+} en esas condiciones.

Por otra parte, el Fe^{3+} puede hidrolizarse y precipitar, de acuerdo a reacciones similares a la que se muestra en la ecuación (4):



Donde $\text{Fe}(\text{OH})_3$ representa un compuesto férrico teórico, que puede ser identificado en el fondo de las corrientes de agua (Rose & Cravotta, 2004). Es usual que en drenajes ácidos se produzca la precipitación de fases férricas más complejas, como los hidróxidos, oxihidróxidos y oxihidróxisulfatos denominados coloquialmente en conjunto como “ocres”. Entre estas fases, las más frecuentes son la schwertmannita ($\text{Fe}_8\text{O}_8\text{SO}_4(\text{OH})_6$), la jarosita ($(\text{K}, \text{Na}, \text{H}_3\text{O})\text{Fe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$), la goethita ($\alpha\text{-FeOOH}$) y la ferrihidrita ($\text{Fe}_5\text{OH}_8 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$).

Además de la piritita, se produce la oxidación de otros sulfuros como la pirrotina, la galena (PbS), la esfalerita (ZnS), la calcopirita (CuFeS_2) y la arsenopirita (FeAsS), entre otros. No obstante, es importante destacar que la disolución de estos sulfuros minoritarios no siempre produce acidez por sí misma, aunque se pueden generar hidrogeniones libres por la hidrólisis posterior de los metales liberados.

1.4.3.2. Factores que controlan la producción de aguas ácidas

Existen múltiples factores y procesos que determinan la generación y evolución de los drenajes ácidos (Mayer *et al.*, 2003). Dichos factores son:

1.4.3.2.1. Tipo, cantidad y disposición de materiales ricos en sulfuros y su relación con la accesibilidad de las soluciones acuosas y los gases

Uno de los factores más importantes que condiciona la evolución geoquímica de los entornos ricos en sulfuros es la distribución y abundancia relativa de los distintos sulfuros (Asta *et al.*, 2011) y la proporción de superficie mineral expuesta a las reacciones de meteorización.

La superficie expuesta tiende a ser especialmente elevada en el caso de los residuos mineros de granulometría muy fina y, especialmente, en aquellos situados en la zona vadosa, a los que el oxígeno puede acceder con mayor facilidad (Lottermoser, 2003; Blowes *et al.*, 2005). De hecho, lo más habitual en los diques de relaves es que

las reacciones de disolución de sulfuros comiencen en la interfase entre los residuos y el aire y que se desarrolle un frente de oxidación que se va movilizándose hacia abajo en los residuos hasta alcanzar el nivel piezométrico, donde la oxidación se detiene por no existir oxígeno disponible. En el caso de las pilas de residuos, su meteorización suele estar controlada por la alternancia de períodos de secado, durante los cuales se produce la oxidación de los sulfuros y pueden precipitar minerales secundarios, y períodos de lavado, debido a las precipitaciones o a la escorrentía, durante los cuales los productos de alteración son solubilizados y transportados y las superficies de los sulfuros se vuelven a quedar expuestas a la oxidación y húmedas (Asta et al., 2011).

Una vez solubilizados, la movilidad de muchos elementos, en especial de aquellos que pueden existir en varios estados de oxidación (incluido el Fe), depende también del carácter oxidante o reductor del medio en el que se encuentran lo que, en último término, está controlado generalmente por la disponibilidad de oxígeno.

Otro aspecto importante, es la porosidad y permeabilidad del residuo o roca meteorizada, ya que estas propiedades determinarán la accesibilidad de las superficies minerales y la circulación y renovación de las soluciones en contacto con los mismos. A su vez, es bastante frecuente que se produzca la precipitación de minerales secundarios en la superficie de lodos mineros y se forme una capa endurecida que puede limitar la difusión del oxígeno, retener muchos de los elementos potencialmente contaminantes movilizados por las reacciones de disolución e incluso dificultar la infiltración y circulación del agua (Dold & Fontboté, 2002; Acero et al., 2007; Graupner et al., 2007; Pérez-López et al., 2007; Acero et al., 2009).

1.4.3.2.2. Presencia y actividad de microorganismos

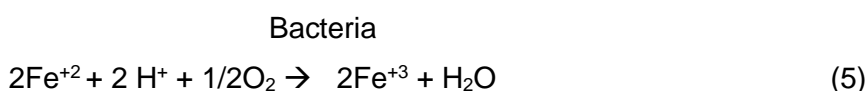
A pesar de la elevada acidez y la escasez de nutrientes, existe una gama bastante amplia de microorganismos adaptados a la vida en los sistemas de aguas ácidas que incluye, entre otros, bacterias, arqueas, algas verdes, hongos, micoplasmas y amebas (Baker & Banfield, 2003; Hallberg, 2010). Muchos de estos organismos desempeñan un importante papel catalizador de reacciones químicas que son clave en este tipo de ambientes y, por lo tanto, en la generación de drenajes ácidos (Sand et al., 2001). De hecho, esta capacidad es empleada en biometalurgia para aumentar la eficiencia de extracción de metales a partir de sulfuros (González-Toril et al., 2010).

La mayor parte de los microorganismos involucrados en estos procesos, se caracterizan por crecer quimiolitotróficamente en ambientes ácidos con pH menor a 3, altas concentraciones de iones metálicos y por ser capaces de utilizar el ion ferroso o los compuestos del azufre reducidos como fuente de energía (Rawlings, 1998; Watling, 2006). Además de estos últimos, también se pueden encontrar microorganismos

heterótrofos, los cuales eliminan del ambiente los compuestos orgánicos presentes ya sea células muertas o desechos metabólicos de los microorganismos quimiolitótrofos (Brierley, 2000).

La habilidad que presentan estos microorganismos en el ambiente principalmente bacterias, ha sido aplicada con éxito en procesos biotecnológicos como la biolixiviación o lixiviación bacteriana (Olson et al., 2003; Rawlings, 2005), la cual está provocada por la catálisis que ciertos microorganismos ejercen durante la disolución de determinadas menas minerales.

En los procesos de biolixiviación o lixiviación bacteriana, los microorganismos tienen un rol catalítico en la oxidación del ion ferroso (Fe^{+2}) y del azufre elemental producido durante la lixiviación química, a ion férrico (Fe^{+3}) e ion sulfato, respectivamente (ecuación 5 y 6). Los iones férricos corresponden a los agentes químicos oxidantes que disolverán el sulfuro metálico (Ballester, 2005; Watling, 2006).



Los microorganismos de mayor implicancia en la generación de DAM, son las bacterias acidófilas hierro y azufre oxidantes tal como *Acidithiobacillus ferrooxidans* (*A. ferrooxidans*), *Leptospirillum ferrooxidans* (*L. ferrooxidans*), la especie autotrófica facultativa *Sulfobacillus* (Druschel et al. 2004), así como el dominio Archaea (Baker & Banfield, 2003; Lottermoser, 2003).

- ***Acidithiobacillus ferrooxidans***: es una bacteria gram-negativa, mesófila y acidófila, que puede desarrollarse a pH entre 1,0 y 6,0, con un pH óptimo de crecimiento de 2-2,3 (Pronk et al., 1991; Ohmura et al., 2002; Valdés et al., 2003). Desarrolla preferentemente en un rango de temperatura entre 20 y 35°C, y su tamaño es de 0,3-0,5 x 1,0-1,8 μm . Es quimiolitótrofo obligado, puede utilizar la oxidación de hierro ferroso como fuente de energía y los siguientes sustratos oxidables: S^0 , S^{-2} , $\text{S}_2\text{O}_3^{-2}$, UO_2^{+2} , $\text{S}_4\text{O}_6^{-2}$, Cu^+ , Se^{-2} , Mo^{+5} (Giaveno, 2001). Utiliza oxígeno como aceptor final de electrones, aunque también puede utilizar hierro (III) como aceptor final de electrones y a partir de su reducción tomar la energía suficiente para desarrollarse en condiciones anaeróbicas. Estas bacterias se presentan sueltas o en pares y pueden presentar flagelo

polar y/o varios pili por célula. Usualmente se asume que la bacteria *A. ferrooxidans* es el microorganismo más importante en la generación de drenaje ácido (Leveille et al., 2001).

- ***Leptospirillum ferrooxidans***: es una bacteria gram-negativa, acidófila, quimiolitotrófica obligada, utiliza únicamente hierro (II) y/o pirita como fuente de energía y es aerobia estricta. Su tamaño es de 0,3-0,6 x 1-3,5 μm . Los cultivos jóvenes (menos de cuatro días) están constituidos por células en forma de vibriones, mientras que cultivos adultos (dos semanas) muestran cepas espiraladas con más de cuatro vueltas. Generalmente presentan un largo flagelo polar. Crece en medios inorgánicos en el rango de pH entre 1,2 a 2,0 (Coram & Rawlings, 2002; Falco et al., 2001). El pH óptimo para el crecimiento de *L. ferrooxidans* es de 1,6, mientras que la temperatura óptima de crecimiento es de 28-30 °C. Se ha demostrado que en ambientes cuyos pH son inferiores a 2,0, *L. ferrooxidans* es dominante frente a *A. ferrooxidans* (Kock & Schippers, 2008; Xie et al., 2009). Mientras que en relaves con pH entre 2,0- 4,0, la especie dominante es *A. ferrooxidans* (Léveillé et al., 2001).
- ***Sulfobacillus acidophilus***: es una bacteria formadora de endosporas, gram positiva que posee forma de bastón, su tamaño es de 0,5-0,8 μm x 3,0-5,0 μm . Es un termófilo moderado, pues crece en condiciones de temperatura entre 40°C y 60°C, siendo su óptimo crecimiento entre los 45°C y 50°C. El pH óptimo de crecimiento es de 2,0 (Norris et al., 1996), sin embargo es capaz de desarrollarse a valores de pH mucho menores (1, 0 – 1,5) (Yahya & Johnson, 2002).

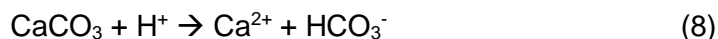
Posee las características de ser un microorganismo autótrofo, capaz de oxidar ion ferroso, azufre elemental y minerales sulfurados, por lo que es aeróbico debido a que requiere de la presencia de oxígeno para la oxidación de los minerales (Norris et al., 1996), no obstante en condiciones anóxicas puede comportarse como anaeróbico facultativo.

Estudios sobre la influencia del potencial redox en la cinética de oxidación de esta

bacteria muestran que si éste es menor a los 650 mV la velocidad oxidativa depende sólo de la concentración del ion ferroso, mientras que a valores mayores a 800 mV la cinética de oxidación disminuye considerablemente con el potencial, llegando a anularse al alcanzar el máximo potencial redox para que haya actividad bacteriana (Jian-Nan et al., 2007).

1.4.3.2.3. Tipo y cantidad de minerales con capacidad de neutralización

Las aguas de elevada acidez, pueden ser neutralizadas si contactan con minerales como carbonatos, hidróxidos o aluminosilicatos. La mayor parte del potencial de neutralización de la acidez en entornos mineros reside en la presencia de carbonatos y, en especial, de calcita (CaCO_3), que es el más común de estos minerales. La disolución de la calcita se puede resumir según las ecuaciones (7) y (8):



Además de la calcita, otros carbonatos comunes en entornos mineros son la dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), la ankerita ($\text{Ca}(\text{Fe}, \text{Mg})(\text{CO}_3)_2$) y la siderita (FeCO_3). La presencia de éstos u otros minerales carbonatados en cantidades suficientes como para neutralizar la acidez producida por la disolución de sulfuros hace que en muchos de estos entornos mineros no se generen aguas ácidas (Dold & Fontboté, 2002; Lottermoser, 2003). De hecho, la capacidad de neutralización de la acidez de los minerales carbonatados hace que en muchos casos se empleen en el tratamiento de muchos drenajes ácidos (Watten *et al.*, 2005; Rotting *et al.*, 2008; Soler *et al.*, 2008; Caraballo *et al.*, 2010).

En los casos que no existan carbonatos o éstos hayan sido completamente agotados en el sistema por disolución, los aluminosilicatos pueden neutralizar el pH. Sin embargo, estos minerales se disuelven mucho más lentamente que los carbonatos, con lo que su capacidad para neutralizar la acidez es mucho más reducida. Además, en el caso de los aluminosilicatos de hierro (tales como biotita $\text{K}(\text{Mg}, \text{Fe})_3(\text{AlSi}_3\text{O}_{10}(\text{OH}, \text{F})_2$ o clorita $(\text{Mg}, \text{Fe})_3(\text{Si}, \text{Al})_4\text{O}_{10}(\text{OH})_2 \cdot (\text{Mg}, \text{Fe})_3(\text{OH})_6$), su disolución puede conllevar a la generación indirecta de acidez debido a la oxidación del Fe^{2+} liberado y la subsiguiente hidrólisis del Fe^{3+} .

Una vez que los posibles minerales carbonatados presentes en el entorno minero han sido disueltos completamente, y siempre que los aluminosilicatos presentes no ejerzan un tamponamiento suficientemente efectivo, el pH de las soluciones continuará descendiendo mientras continúen las reacciones responsables de la generación de acidez.

Si el proceso prosigue en estos ambientes ácidosulfatados se forman hidróxidos y sulfatos de aluminio como gibsita, basaluminita, hidrobasaluminita y alunita (Bigham & Nordstrom, 2000; Kim & Kim, 2003; Sanchez-España *et al.*, 2006, Caraballo *et al.*, 2009).

1.4.3.2.4. Tipo y cantidad de minerales secundarios precipitados y su papel en la atenuación natural de elementos disueltos

Se denomina minerales secundarios a aquellos que se forman por el depósito de residuos (Blowes et al., 2005). El tipo de minerales secundarios que aparecen asociados a la meteorización de sulfuros depende en gran medida de la disponibilidad de agua y, en muchos casos, de factores climáticos. De este modo, en zonas en las que existe una importante evaporación (en la superficie de los diques de relaves mineros de zonas de clima árido o semiárido), es muy frecuente que los minerales secundarios dominantes sean sulfatos muy solubles y con grados de hidratación variables, mientras que en áreas más húmedas (en arroyos ácidos, lagos mineros o diques de relaves en regiones de clima húmedo) las sales muy solubles no pueden precipitar y, por tanto, los minerales secundarios más abundantes serán oxihidróxidos y oxihidrosulfatos mucho menos solubles (Alpers et al., 2000).

Entre los minerales secundarios más frecuentes en áreas dominadas por la evaporación se destacan los sulfatos ferrosos hidratados ($\text{FeSO}_4 \cdot n\text{H}_2\text{O}$), los (hidroxi)sulfatos mixtos de Fe(II) y Fe(III) y los (hidroxi) sulfatos férricos. Además de todas estas fases de hierro, es bastante común la aparición de sulfatos secundarios de calcio y de aluminio en zonas en las que existen carbonatos y silicatos de estos elementos asociados a los residuos de sulfuros (Alpers et al., 2000).

No obstante, en los arroyos y lagos mineros, en los que existe gran disponibilidad de agua, al igual que en la zona saturada de las balsas de lodos mineros, es mucho más común que se produzca la precipitación mayoritaria de otros oxihidrosulfatos más solubles. La precipitación de uno u otro mineral férrico depende, de las concentraciones de Fe(III) y sulfato, del pH, del potencial redox, de la temperatura y de las concentraciones de otros elementos disueltos, como el potasio o el sodio, entre otros. Así por ejemplo, la ferrihidrita precipita típicamente a valores de pH entre 4 y 7 y con relativamente bajas concentraciones de sulfato disuelto, mientras que la goetita es más bien un producto de transformación cristalográfica y envejecimiento mineral, siendo la schwertmanita y la jarosita los minerales más típicos en DAM (Alpers et al., 2000; Acero et al., 2006; Asta et al., 2010).

1.4.4. Metales y metaloides

Niveles elevados de metales y metaloides pueden encontrarse alrededor de minas metalíferas abandonadas y en suelos agrícolas cercanos a las zonas de faenas, depositados allí por la descarga y dispersión de los desechos mineros (Jung, 2001). Los metales contenidos en los residuos de mina son a menudo dispersos por la acción del viento y/o del agua (Adriano, 2001) causando graves erosiones por el arrastre de

partículas de pequeño tamaño que alteran la topografía regional y el microclima (Querol et al., 2002; Chopin et al., 2003; Razo et al., 2004). Cuando el agua de lluvia llega al suelo, algunos metales son disueltos, mientras que otros permanecen adsorbidos a las partículas del suelo. La extensión y el grado de afectación por metales y metaloides en las inmediaciones de una mina varía de acuerdo a las características geoquímicas y al grado de mineralización de las colas o relaves (Johnson, 2000).

Estos elementos potencialmente tóxicos, que se acumulan en los suelos pueden inducir una contaminación e introducirse en la cadena alimenticia poniendo en riesgo la seguridad de los ecosistemas y la salud humana (Shah & Nongkynrih, 2007; Reynders et al., 2008). En referencia a los ecosistemas acuáticos existe evidencia acerca de la creciente contaminación con metales y metaloides conforme aumenta la población, la urbanización, la industrialización y la expansión humana. La consecuencia de este crecimiento ha posibilitado el aporte de metales y metaloides proveniente de las descargas industriales, residuales y la deposición atmosférica (Linnik & Zubenko, 2000; Lwanga et al., 2003; Chaparro et al., 2004; Jordanova et al., 2004; Spiteri et al., 2005; Rijal et al., 2010; Sekabira et al., 2010).

La transferencia de los metales desde las minas a los residuos mineros y de aquí al drenaje subterráneo o superficial depende de factores como: las propiedades químicas intrínsecas del elemento (su mineralogía), la superficie de interacción sólido/agua, y el nivel (superficial o subterráneo) de la interacción (Oyarzún, J., 2001). Trazas de metales pueden ser inmovilizados dentro de los sedimentos fluviales mediante reacciones de absorción, co-precipitación, formación de complejos y co-adsorbido con óxidos e hidróxidos de hierro u otra forma de partícula (Awofolu et al., 2005; Okafor & Opuene, 2007; Mohiuddin et al., 2010).

Se ha demostrado que la determinación del contenido total de metales en el suelo no es una buena medida de la biodisponibilidad, es decir la fracción de metales que está disponible para ser captada por las raíces de las plantas, y por ello no proporciona una herramienta útil para evaluar los riesgos potenciales y la toxicidad (Ge et al., 2000; Sauve et al., 2000; Young et al., 2000). Por lo tanto, la evaluación de la proporción de metales que se encuentra en forma móvil y biodisponible resulta una herramienta más eficaz. La movilidad, biodisponibilidad y toxicidad de un elemento traza en el suelo depende de la concentración de éste en la solución del suelo, de su asociación con otras especies iónicas solubles (especiación química) y de la capacidad del suelo de liberar el elemento de la fase sólida (especiación química de sólidos del suelo) (Krishnamurti & Naidu, 2003). Los metales disueltos en la solución del suelo y la fracción del metal potencialmente lixiviable en el suelo, son móviles y pueden ser posiblemente absorbidos por las plantas o por diversos organismos del suelo (Sauvé et al., 2000).

CAPÍTULO II

DESCRIPCIÓN GEOGRÁFICA DEL SITIO DE ESTUDIO

A los efectos de tener un conocimiento general de la región en la que se realiza el trabajo experimental de esta tesis de maestría, se llevó a cabo una detallada búsqueda bibliográfica para evaluar los antecedentes y obtener datos que permitieron elaborar un capítulo introductorio donde se resumen los siguientes aspectos: situación geográfica, clima, tipos de suelo, flora y fauna, hidrología y actividades socioeconómicas de la población con énfasis en los recursos mineros que se explotan. Esta información eventualmente permitirá realizar una estimación de los posibles puntos de riesgo ambiental y estimar la dispersión que podrían sufrir los elementos potencialmente tóxicos en función de las variables analizadas (tipo de suelo, cantidad de precipitaciones recibidas, efecto de la movilidad de metales en función de la red hídrica regional, etc.).

2.1. Situación geográfica y límites de Andacollo, Neuquén

La cabecera del departamento Minas es el distrito minero Andacollo, localizado en el noroeste de la provincia del Neuquén, entre la localidad de Huinganco, 70 Km al noroeste de la localidad de Chos Malal (70°29'; 37°20', límite noroeste) y balsa Huitrín (70°02'; 37°39', límite sureste), cubriendo un área de 850 Km². El acceso a la zona se realiza a través de la Ruta Nacional N° 40 (Castro, 1999).

El centro urbano de Andacollo se encuentra ubicado en un valle circular sobre la ribera izquierda del río Neuquén, al pie de la Cordillera del Viento y a 60 km al oeste de Chos Malal. En la figura 3 puede observarse la ubicación de la localidad de Andacollo y sus límites geográficos.

2.2. Historia de exploración y explotación de oro en el distrito

Las primeras menciones que se conocen acerca de la existencia de oro en el distrito se remontan al siglo XVI, en épocas de la conquista de Chile, donde los españoles enviaron hombres para explorar el norte neuquino. En 1890, fue descubierto el oro aluvional y en 1900, las vetas de oro (Castro, 1992). Bravo (1934), hace una reseña sobre la exploración de aluviones del río Neuquén, con contenidos de oro entre 0,01-0,33 g/m³.

En 1936 la compañía Butter y Virant, comenzó con la explotación de las minas Erika y Aurora cerca de Huinganco, al norte de Andacollo, utilizando platos, bateas, cunas y canaletas para los placeres auríferos y pico, barretas, martillos y morteros para las vetas de oro.

En el año 1969, como parte del Plan Cordillerano llevado a cabo por la Dirección General de Fabricaciones Militares y las Naciones Unidas se realizó la prospección de diez áreas de la provincia del Neuquén, siendo el objetivo la búsqueda de depósitos de cobre diseminado. Dentro de dichas áreas solo tres se encuentran ubicadas en la zona de influencia del río Neuquén: a) *Cerro Mayal*, con presencia de oro y oxidados de cobre; b) *Cerro Caycayén*, constituye una fractura mineralizada con pirita oxidada y c) *Cura Mallín*, la cual ha sido considerada de alto interés por los tenores de Cu (30-3.400 ppm) y de Mo (16-2 ppm).

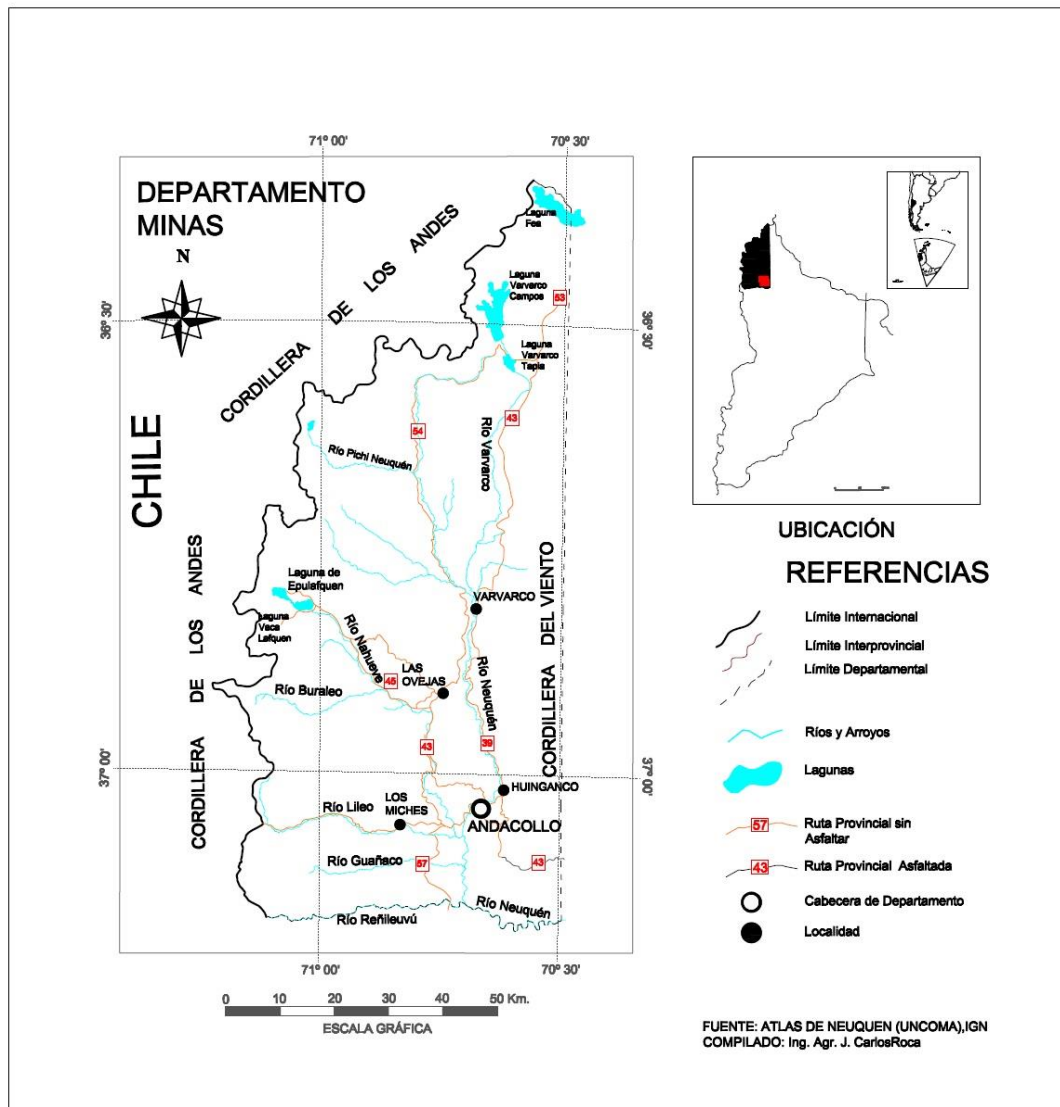


Figura 3. Ubicación geográfica de la localidad de Andacollo, Neuquén-Fuente Atlas de Neuquén (UNCOMA), IGN. Compilado: Ing. Agr. J. C. Roca, 2013.

A partir de 1976, la Corporación Minera del Neuquén, comenzó la exploración en varios aluviones del distrito, extendiendo la misma actividad a las vetas Erika, Sofía y otras menores. A estas épocas iniciales de explotación, corresponden algunas escombreras ubicadas en las cercanías de bocamina, así como las colas de la antigua planta de flotación, los cuales fueron depositadas en el cauce del río Neuquén, siendo

arrastradas aguas abajo por la corriente caudalosa (García et al., 1990; Castro, (1992-1994)).

Entre los años 1981 y 1987, la empresa CORMINE SEP Sociedad del Estado Provincial, realizó un plan de exploración preliminar en Los Maitenes, Pampa del Malal Caballo y Colo en primer término, una segunda etapa en la zona la Primavera y la tercera en el río Neuquén en cercanías a la localidad de Andacollo. También la Secretaría de Minería puso en marcha el denominado “proyecto aluviones” (Herrero, 1989), que tuvo como objetivo determinar el potencial minero entre La Primavera y Varvarco al noroeste de esta localidad.

Entre 1989 y 1991 la exploración es continuada por la UTE Aguilar-Kantek, adjudicataria de la licitación convocada al efecto. Como resultado, la firma alcanzó a determinar en ambas minas una reserva del orden de los 2.300 Kg de oro. Durante la exploración del área en 1993 y 1995, Placer Dome International localizó en el sector Sur del distrito una zona con evidencias de alteración hidrotermal, en la que realizó 1.142 m. de sondeos sin hallar mineralización significativa.

En octubre de 1998 la Corporación Minera del Neuquén, CORMINE SEP, entregó en usufructo por 20 años (con opción a otros 10 años) las minas y el área de reserva del distrito Andacollo (22 mil ha) a Minera Andacollo Gold S.A., empresa de capitales canadienses y chilenos en su mayoría quien opera en la actualidad el yacimiento del mismo nombre.

2.3. Características climáticas

La importante variabilidad morfológica del Departamento genera una desigual distribución de las características climáticas, particularmente en relación al gradiente pluviométrico oeste – este, producto del obstáculo que representa la Cordillera de los Andes a las masas de aire que proceden del oeste, originadas en el anticiclón del Pacífico (Bertani, 2011).

Las lluvias características en esta región son provocadas por sistemas frontales originadas en los sistemas de baja presión que ingresan desde el océano Pacífico, desde el sudoeste hacia el noreste. Ocurren principalmente en invierno y provocan fuertes vientos de dirección noroeste, oeste y sudoeste, lluvias de intensidad y nevadas. En forma menos frecuente, también en los meses de invierno, se produce el ingreso de masas de aire frío polar, que afecta la Patagonia con vientos del sur y sudeste. La precipitación anual es de 550 mm, distribuyéndose de la siguiente manera (Figura 4):

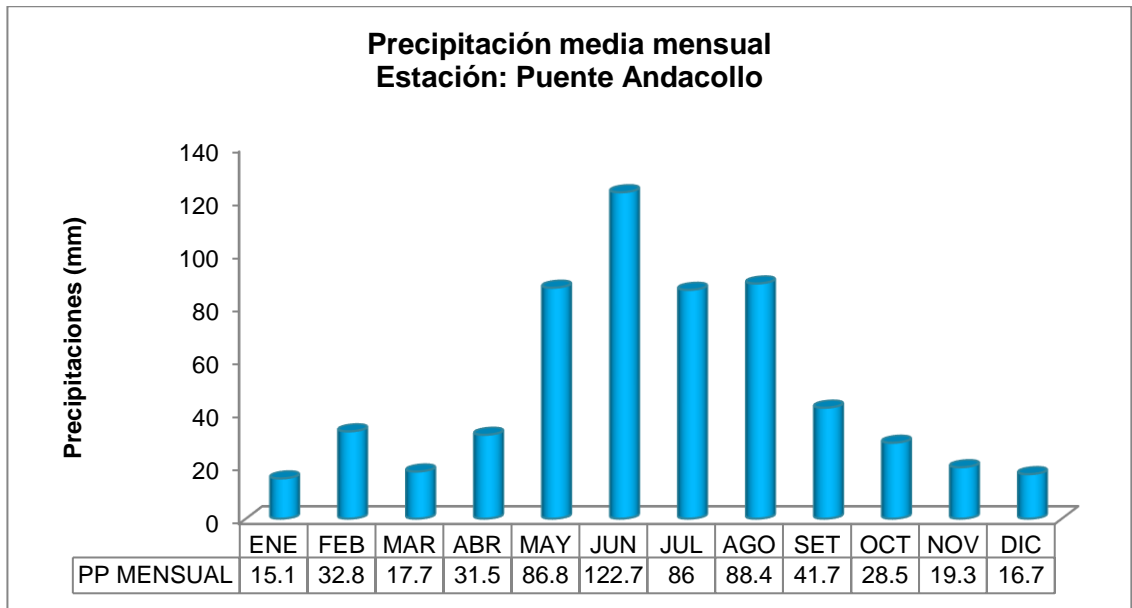


Figura 4. Precipitación media mensual de la localidad de Andacollo-Estación: Puente Andacollo. Fuente: Autoridad Interjurisdiccional de las Cuencas de los ríos Limay, Neuquén y Negro

Debido al comportamiento de la circulación atmosférica y a las características higrométricas de las masas de aire, el ingreso de aire húmedo a la zona queda restringido principalmente a los meses de invierno (hecho muy importante dado el tipo de economía predominantemente ganadera), lo que deriva en un clima de características mediterráneas, inviernos húmedos y fríos y veranos secos y cálidos (Bertani, 2011).

Con respecto a las temperaturas, las mismas reflejan el ingreso de aire cálido tropical o subtropical en el norte de Neuquén, entre los 38° y 36° de latitud sur, en los meses de verano, con máximas medias apenas por debajo de los 30°C. Si se analizan las series de datos máximas, las mismas superan los 30°C durante los meses de enero y febrero, con marcada frecuencia (Peña & Ostertag, 2006). Durante los meses de invierno las temperaturas máximas medias en la misma región se ubican entre los 8 y 12°C, definiendo una marcada amplitud térmica estacional, de más de 15°C.

Las temperaturas mínimas para los meses de invierno se ubican por debajo de los 0°C, lo que significa temperaturas absolutas muy inferiores a dichos valores, en algunos casos entre -10 y -15°C (Bertani, 2011). En la figura 5 se puede observar la distribución de las temperaturas medias mensuales reflejadas por la estación puente Andacollo.

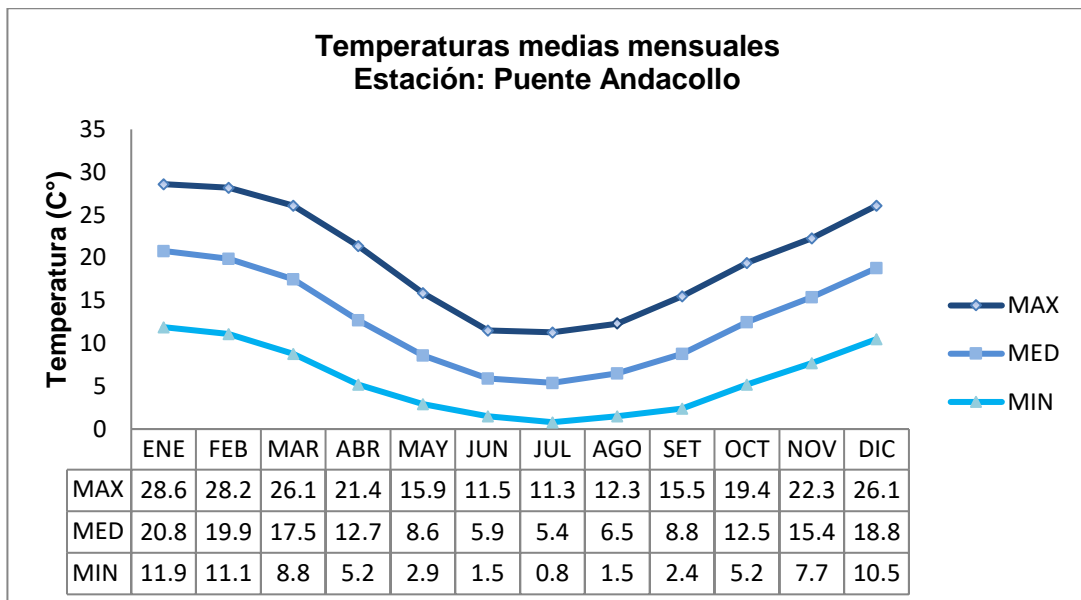


Figura 5. Temperaturas medias mensuales-Estación: Puente Andacollo. Fuente: Autoridad Interjurisdiccional de Cuencas de los Ríos Limay, Neuquén y Negro

2.4. Hidrografía

Aproximadamente toda la región (98 % del territorio) pertenece a la cuenca del río Neuquén. A la salida del departamento (Estancia Rahueco), el río Neuquén registra un caudal promedio de 225 m³/seg (Malinow, 1987). Este río, que se origina en la Cordillera de los Andes (Cerro Bayo 2.781 m), discurre por el valle denominado “Cajón de los Chenques” primero con rumbo sudoeste y luego oeste, hasta el paraje “Los Terneros” donde, siguiendo una falla geológica, toma un rumbo sur, atravesando la totalidad del departamento y convirtiéndose en el eje vertebrador de la región. En el tramo superior, el río tiene un caudal de sólo 16 m³/seg hasta recibir, en su margen derecha, el aporte del Pichi Neuquén (20,9 m³. seg⁻¹.). A esta altura el río adquiere un caudal significativo y corre por un valle más amplio con distintos niveles de terrazas de origen fluvial y glaciofluvial (Bertani, 2011). Una imagen de la red hidrográfica de la zona puede observarse en la figura 6.

RED HIDROGRÁFICA

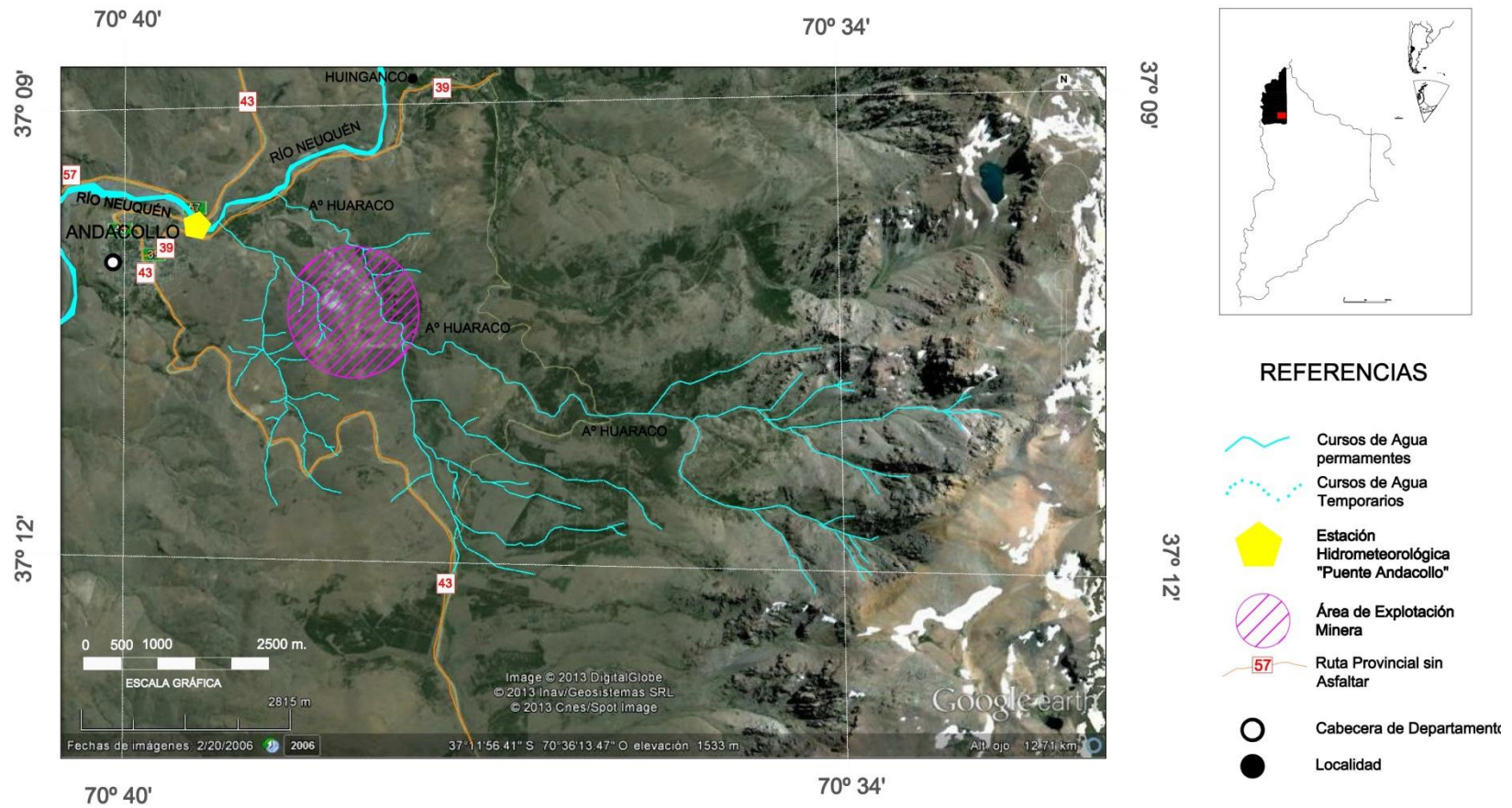


Figura 6. Red Hidrográfica del sector minero Andacollo. Fuente: Google Earth. Elaborado por: Ing. Agr. J. C. Roca, 2013.

El área de estudio se encuentra ubicada en la cuenca del arroyo Huaraco que nace en la Cordillera del Viento y vuelca sus aguas al río Neuquén. El arroyo no se encuentra aforado pero tiene un flujo permanente a lo largo del año con un mismo régimen pluvionival característico de la cuenca del río Neuquén a la que pertenece. El río Neuquén a la altura de la Estación Andacollo presenta un caudal medio anual de 112 m³/s, con la siguiente distribución mensual (Figura 7):

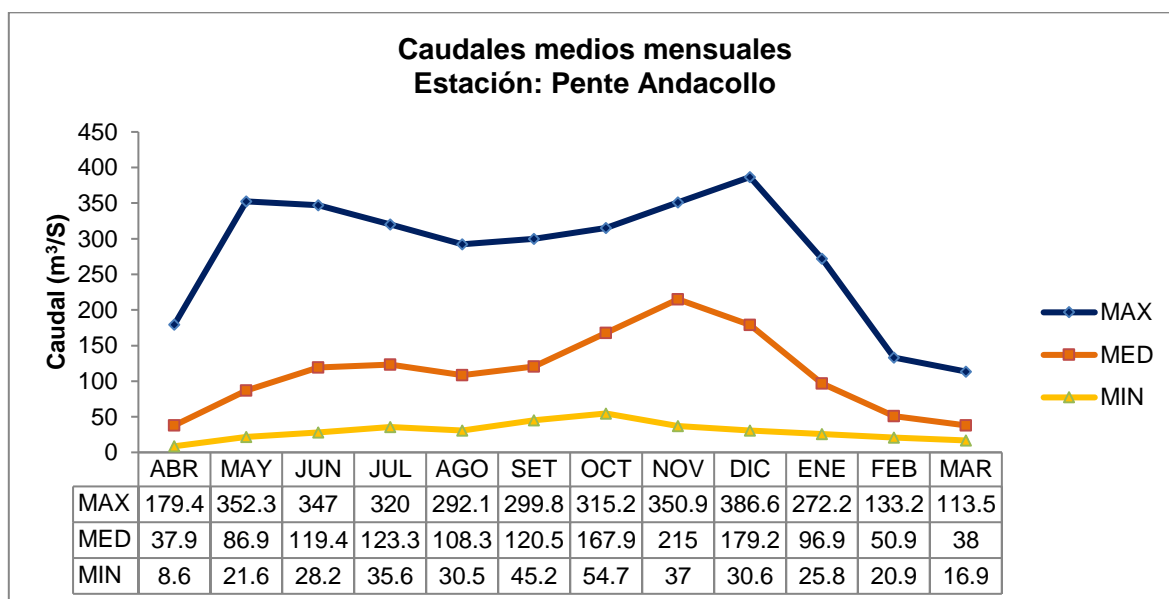


Figura 7. Caudales medios mensuales-Estación: Andacollo- Fuente: Sistema Nacional de Información Hídrica- Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación.

2.5. Vegetación

La variedad climática y la cantidad de pisos altitudinales existentes, dan como resultado una gran diversidad florística. Esto se refleja por la existencia en la región de tres provincias fitogeográficas (Cabrera, 1976): la patagónica con una fisonomía herbácea (dominada por diversas especies de *stipas*), la subantártica, con formación de bosques y la altoandina dónde aparecen especies achaparradas en forma dispersa.

El semidesierto de altura (Provincia altoandina) se ubica por encima de los 2.800/3.000 m de altitud. La vegetación dominante está compuesta por una estepa herbácea y por debajo de esas cotas comienza a transformarse en arbustiva (Bertani, 2011).

Sobre la ladera occidental de la Cordillera del viento, entre las cotas 1.300 y 1.500 m (entre las localidades de Varvarco y Huinganco) existen algunos remanentes de bosque de

Ciprés de la Cordillera (*Austrocedrus chilensis*) y Roble Pellín, única formación arbórea de la Provincia subantártica en esta zona.

Además del gradiente altitudinal y las precipitaciones, principales factores determinantes del tipo de vegetación, existen otros tales como la orientación de las laderas, las condiciones morfológicas, hidrológicas y el tipo de sustrato, que condicionan el desarrollo de la vegetación natural (Bertani, 2011).

En la figura 8, se muestran las variaciones de la composición de la vegetación dentro del departamento Minas (Movia et al., 1983). Los mallines presentes en este sector, constituyen un recurso natural muy valorado en la zona ya que aportan agua para el hombre y el ganado, además de proveer abundante forraje que en las zonas semiáridas, como es este caso, es el único sustento de los pobladores rurales.

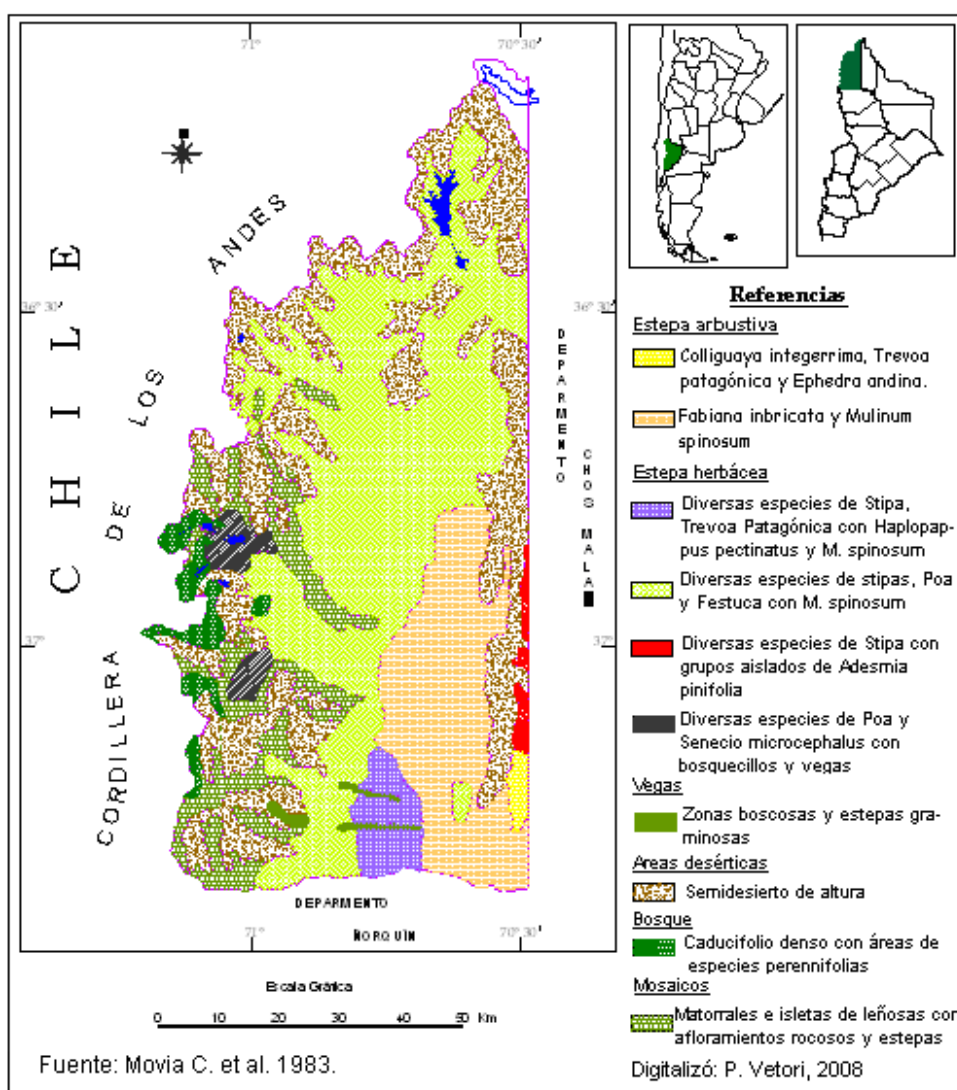


Figura 8. Departamento Minas. Mapa de vegetación (Movia et al., 1983)

2.6. Los suelos de la región

La totalidad del departamento presenta régimen de humedad de los suelos con edafoclima xérico, es decir, con déficit de humedad durante el verano. En las zonas montañosas altas o en algunos sectores de planicies basálticas, es común la presencia de afloramientos rocosos o simplemente la presencia de una delgada cubierta detrítica con escaso o nulo desarrollo edáfico. En el resto de la zona los suelos presentan en general un perfil poco diferenciado prevaleciendo la secuencia A1, C o A, AC, C y se los ha clasificado, en orden de importancia como Vitrixerandes mólicos y típicos, Haplacuoles énticos, Haploxeroles énticos y vitrándicos, Xerortentes típicos y Argixeroles cálcicos arídicos (Ferrer et al., 1991).

La textura dominante en este grupo de suelos es del tipo franco arenoso con retenciones hídricas elevadas para esta clase textural, entre 12% y 15% bar (Irisarri et al., 1979). Estos suelos presentan muy buena aptitud para el desarrollo de la vegetación, porque retienen la humedad en el perfil del suelo por mucho tiempo (Bertani, 2011).

2.7. Datos poblacionales y economía regional

Según el censo nacional del año 2001 la localidad de Andacollo, registraba una población total de 2.627 habitantes, en la actualidad y de acuerdo al último censo del año 2010 la población se ha mantenido relativamente estable en 2.653 habitantes. Los datos fueron recopilados de la página oficial de la Dirección de Estadísticas y censos de la Provincia del Neuquén (http://www.estadisticaneuquen.gob.ar/poblacion_composicionYdistribucion.html).

Históricamente el Departamento Minas se organizó en función a la ganadería extensiva. Más del 90% de su superficie se encuentra destinada al uso de pasturas en lotes cuya propiedad en gran medida son del Estado Provincial. En la actualidad, la producción mayoritaria se encuentra orientada a la cría de ganado caprino, la cual se ha incrementado en un 57% (Bertani, 2011).

Además de las actividades agrícola-ganaderas, el 19% de la población se encuentra empleada en la actividad minera, que si bien no ha tenido un crecimiento sostenido en los últimos años emplea a una gran parte de la población de Andacollo y sus alrededores.

2.8. Recursos minerales y mineralización

De los recursos minerales identificados en la hoja geológica de Andacollo 3772-IV, el oro ocupa el principal lugar. La mayoría de los yacimientos y manifestaciones auríferas del

departamento Minas, se localizan dentro del distrito minero Andacollo, el cual ha sido explorado y explotado desde finales del siglo XIX hasta la fecha. (Rovere et al., 2004).

El distrito mineralizado tiene aproximadamente 7 Km de ancho por 21,5 Km de largo, se ubica a una altura entre 1.000 y 2.960 msnm y se caracteriza por sus depósitos polimetálicos de oro, plata, plomo, zinc y cobre, principalmente en formas de vetas y escasamente en mantos, con desarrollo de brechas y stockworks (serie de fisuras dicotómicas y ramificadas a gran escala llenas de materia mineral) así como también oro diseminado de baja ley en los depósitos cuarcíferos (Zöllner & Amos, 1973).

El oro se presenta en tamaño grueso (mina Erika) y fino, asociado a cuarzo, pirita y limonitas, acompañado por galena, esfalerita y calcopirita en ganga de cuarzo, calcita, grafito, pirita, limonita y caolinita. El sector Andacollo, posee un elevado número de minas (41), las cuales se agrupan de acuerdo a la zona en:

Zona Cerro Minas - Torreón: Carlos Lamarca, Carlota, Constanza, Eulogia, Pepa, Evaristo, Don Víctor y Laura III.

Cerros Minas Norte: Esterlina y Eduardo.

Cerros Mina Huaraco: Santa Elena, Buena Vista y Solitaria.

Cerros Minas Centro: Sofía-Julia, Fortuna, La Sudamericana, Obdulia y El Manto.

Cerros Minas Sur: Rosario, Peludo, Juanita, La Monita y Don Víctor III.

Cerros Mina-Buena Esperanza: Clorinda, Hortencia y Esperanza

Zona sector Huiganco: Erika, Huiganco, Aurora, Huemules, La Helvetia, La Premia, La California y La Nueva. Destacándose la mina Erika por su historia y los trabajos que se han realizado en ella.

Sector La Primavera: Helena, El Porvenir, 17 de Octubre, La Victoria, Martha, Ester y Salamanca.

A partir de lo expuesto en este capítulo, se puede inferir acerca de cómo se encontrarían los residuos minerales producto de la actividad minera llevada a cabo en la región próxima a la localidad de Andacollo. El clima, el régimen de lluvias y precipitaciones níveas, los cambios de temperatura, las variaciones de los registros hidrológicos conforman una serie de factores que pueden acelerar la meteorización de cualquier residuo sólido que quede expuesto a estas condiciones medioambientales.

CAPÍTULO III

CARACTERIZACIÓN FISCOQUÍMICA, MINERALÓGICA Y BIOLÓGICA DEL PAM

En este capítulo se presentará en primer lugar la localización del sitio de muestreo que fuera seleccionado para evaluar el potencial peligro ambiental para la zona antes descrita.

A continuación se describirán una serie de ensayos físico químicos que permitieron la caracterización y evaluación del PAM.

Algunos de los ensayos se llevaron a cabo utilizando:

- 15 muestras individuales seleccionadas en sitios distribuidos en tres taludes (3.3.1)
- 3 muestras compuestas representativas de cada talud (TA, TB y TC) que se conformaron a partir de las 5 muestras recolectadas de cada talud (3.3.2)

Por último se presentan los resultados obtenidos en cada uno de los ensayos descritos y en algún caso se recurre al análisis estadístico para interpretarlos y efectuar las inferencias correspondientes.

3.1. Descripción del sitio de muestreo

El área de estudio comprende un sector ubicado a 200 m ($37^{\circ}10'51,30''$ Lat. S y $70^{\circ}38'25,80''$ de Long. O) de la actual planta de procesamiento de minerales que la empresa MAGSA opera desde el año 2001. Este PAM posee un área de afectación total de aproximadamente 1,41 ha, y puede observarse como los relaves vertidos sobre suelo natural se han desplazado a favor de la pendiente en dirección Este-Oeste formando tres taludes, que fueron denominados en este trabajo como TA (0,19 ha – 1182 msnm), TB (0,42 ha – 1175 msnm) y TC (0,21 ha – 1163 msnm) respectivamente (Figura 9).



Figura 9. Ubicación y disposición de los taludes (TA, TB y TC) en el PAM

Dentro del área de trabajo se pudo acceder además al dique de relaves de operaciones recientes, el cual se encuentra a unos 270 m aproximadamente de la planta de concentración. El dique ocupa una superficie aproximada de 4 ha y se encuentra actualmente al límite de su capacidad máxima, lo cual representa para la empresa un problema inminente en cuanto a la selección de la tecnología a emplear y el destino final de un enorme volumen de relaves dispuestos allí, que deben ser tratados adecuadamente para evitar la generación de un nuevo pasivo minero en el futuro. En la figura 10 puede observarse una imagen de ambos sitios, a la izquierda (A) el dique actual y a la derecha el PAM bajo estudio (B).



Figura 10. Ubicación del dique de relaves operativo (A) Ubicación del PAM (B)

3.2. Materiales y métodos

3.2.1. Muestreo de relaves mineros correspondientes al PAM bajo estudio

Para llevar a cabo la caracterización del nivel superficial de los residuos acopiados en los tres taludes, se trazaron grillas sobre las cuales se seleccionaron cinco puntos de muestreo al azar en cada talud (Figuras 11 y 12). Se recolectaron aproximadamente 2 Kg de muestra por punto de muestreo a una profundidad de 0-15 cm de la superficie. El material obtenido, fue colocado en bolsas de plástico sin el agregado de aditivos para su conservación.

Una vez en el laboratorio las muestras fueron homogeneizadas mediante cuarteo, secadas a temperatura ambiente y compuestas a partir de las muestras individuales a los fines de obtener tres muestras representativas de cada talud de procedencia, a las cuales se denominó como TA, TB y TC respectivamente. Posteriormente las muestras compuestas fueron secadas a 65°C durante 30 h, tamizadas a un tamaño de partícula > 74 µm utilizando un tamiz malla N° 200 y acondicionadas para realizar las siguientes determinaciones:

- **Caracterización fisicoquímica y mineralógica:** a) Análisis cuali-cuantitativo por Espectrometría de Fluorescencia de Rayos X, utilizando el método de parámetros fundamentales, b) Análisis mineralógicos por Difracción de Rayos X, c) Cálculo de la densidad real (Dr), densidad aparente (Da) y porcentaje de porosidad (P%), d) Determinación de pH y Eh en pasta saturada.

- **Ensayo de predicción de DAM:** se realizó la “Prueba Estática Modificada de Balance Ácido-Base” (PM-ABA) de acuerdo a la metodología establecida en la norma Mexicana NOM-141-SEMARNAT, 2004 (Anexo I), a la cual se le introdujo un factor de conversión para el cálculo del potencial de acidez (PA) adecuado para las características de los relaves analizados (Dold, 2003, 2010).

- **Determinación química de metales y metaloides:** por disolución parcial en agua regia y cuantificación utilizando Espectroscopia de Emisión Atómica con Plasma acoplado ICP-MS.

- **Evaluación de la movilidad de metales pesados:** a través del procedimiento de extracción química secuencial propuesto por la *Community Bureau of Reference* (BCR) de la European Commission (Ure *et al.*, 1993) (ver Anexo II).

- **Bioensayos para predecir el comportamiento biogeoquímico de los relaves:** Se investigó la presencia de microorganismos acidófilos oxidantes del hierro y del azufre y de heterótrofos acidófilos (Giaveno, 2001).



Figura 11. Sitios de muestreo sobre los taludes A (derecha) y talud B (izquierda)

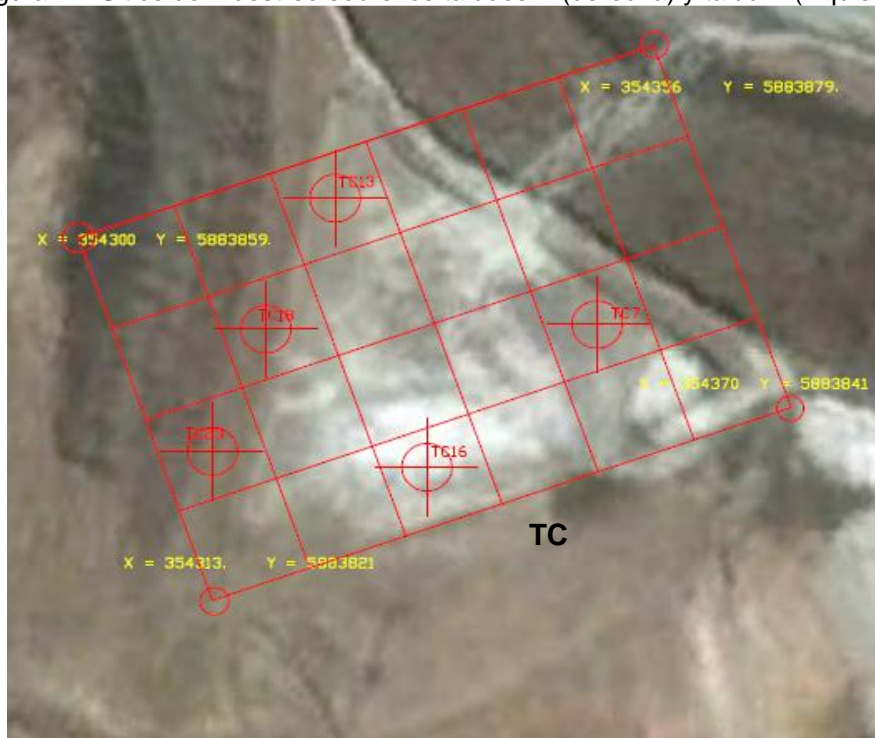


Figura 12. Puntos de muestreo sobre el talud C

Para realizar un estudio más amplio de la composición, distribución y comportamiento de los constituyentes mineralógicos de los relaves en cada uno de los puntos de muestreo

individuales (15 puntos de muestreo en total), se efectuó un análisis cuali-cuantitativo elemental por Espectrometría de Fluorescencia de Rayos X (EDFRX) al igual que a las muestras compuestas (TA, TB y TC). Asimismo, se realizó un análisis estadístico sobre los resultados obtenidos utilizando el lenguaje Rv. 2.15.3, que es un software libre, actual y potente para ser empleado en este tipo de análisis (R.D.C.T., 2012). En primer lugar, se llevó a cabo un correlograma (matriz de correlaciones gráficas), realizada con la librería corrgram (Wright, 2012), luego un análisis multivariado de clúster correspondiente a los tratamientos o muestras individuales y finalmente un análisis de componentes principales utilizando la librería ade4 (Chessel *et al.*, 2004; Dray *et al.*, 2007; Dray & Dufour, 2007).

3.2.2. Caracterización fisicoquímica y mineralógica

3.2.2.1. Análisis cuali-cuantitativo por Espectrometría de Fluorescencia de Rayos X

El análisis cuali-cuantitativo elemental por Espectrometría de Fluorescencia de Rayos X fue realizado en el Asentamiento Universitario Zapala, Neuquén. Para llevar a cabo dicho análisis se empleó un Espectrómetro Dispersivo en Energía Shimadzu, modelo EDX-800HS, utilizando el método de parámetros fundamentales. Para realizar este análisis, fue necesario diseñar un protocolo que permita utilizar este método de lectura para muestras que contienen sulfuros ya que no se cuenta con patrones apropiados para hacer la lectura directa.

3.2.2.2. Análisis mineralógico por Difracción de Rayos X DRX

Se llevó a cabo sobre mineral molido (<74µm) en equipo Rigaku modelo DII-Max, CuK α filtro de Ni. Los diagramas de las muestras fueron corridos desde 10° a 70° 2 θ , modo por pasos.

3.2.2.3. Cálculo de la densidad real, densidad aparente y porosidad (Richards, 1974)

Densidad real (ρ_r)

Para el cálculo de la densidad real, se pesó 10 g de cada muestra (dato w) y se colocó en una probeta analítica de 100 mL. Por otro lado, se llenó otra probeta analítica con 100 mL de agua destilada. Luego, se aforó a 100 mL la probeta con la muestra y se midió el volumen de agua que quedó en la probeta con el agua destilada (dato V). Finalmente se obtuvo la densidad real (ρ_r) mediante la ecuación (9):

$$\rho_r = w/V \quad (9)$$

Densidad aparente (ρ_a)

Para realizar la determinación de la densidad aparente, se pesó una probeta analítica de 10 mL completamente seca (dato P), se agregó muestra compactando la misma lo más posible y se midió el volumen que ocupaba la muestra en la probeta (dato V). Posteriormente, se pesó la probeta con la muestra (dato Pm) y se calculó la densidad aparente (ρ_a) a través de la ecuación (10):

$$\rho_a = (P_m - P) / V \quad (10)$$

Porosidad

A partir de los resultados obtenidos de ρ_r y de ρ_a , se calculó mediante la ecuación 11, la porosidad para cada muestra.

$$\text{Porosidad} = (\rho_r - \rho_a) / \rho_r * 100 \quad (11)$$

3.2.2.4. Determinación de pH y Eh en pasta saturada

Para el cálculo del pH y la conductividad eléctrica, se pesó 10 g de muestra y se vertió en un vaso de precipitados de 100 mL, se añadió luego agua destilada (pH 7); se selló el vaso y se agitó durante 30 min. Finalmente se registró el pH y la conductividad eléctrica utilizando para la medición de ambos parámetros un medidor de pH marca Orion 420 – A, equipado con los electrodos adecuados.

3.2.3. Ensayo de predicción de drenaje ácido de mina (DAM)

El ensayo de predicción de drenaje ácido de mina se realizó en base a la metodología descrita en el anexo I. Se comparó el potencial máximo de producción de acidez (PA) de los sulfuros y el potencial máximo de neutralización (PN) debido a los minerales alcalinos, para obtener el potencial de neutralización neto (PNN) que permitió evaluar si los residuos contienen o no suficientes carbonatos de calcio para neutralizar a los sulfuros, potenciales generadores de ácido.

El cálculo del PA fue corregido por un factor de conversión de 62,5 debido fundamentalmente al pH neutro reinante en el sistema y que de ser 31,25 tal como plantea la norma empleada, generaría una sobrevaloración en un 100 % dicho potencial (Dold, 2010).

Para simular el intemperismo al que está expuesto el relave en la zona de estudio, se determinó el PA por diferencia entre las concentraciones de azufre total y sulfatos, el poder de neutralización con adiciones de ácido clorhídrico y la determinación del pH luego de las

2, 22 y 24 h. Finalmente, en este trabajo se realizó el balance de ambos parámetros de acuerdo a la ecuación 12:

$$PNN = PN/PA \quad (12)$$

De acuerdo a lo descrito en la norma de referencia empleada (NOM-141-SEMARNAT, 2004), valores de PNN mayores a 1,2 permitirían predecir que los relaves no son potencialmente generadores de acidez, mientras que valores menores a 1,2 sugerirían que los relaves poseen potencial para generar acidez.

3.2.4. Determinación química de metales y metaloides

Se realizaron disoluciones parciales en agua regia a las muestras compuestas (TA, TB y TC), y se determinaron las concentraciones de metales y metaloides mediante un análisis por ICP en el laboratorio Alex Stewart, Argentina en la Ciudad de Mendoza Capital.

3.2.5. Evaluación de la movilidad de metales

En este trabajo se realizó el procedimiento en tres etapas, propuesto por la *Community Bureau of Reference* (BCR) de la European Commission (actualmente «Standards, Measurements and Testing Programme») a la cual se le añadieron dos etapas: una etapa inicial de extracción con agua destilada, y una etapa final con ácido nítrico 6M como extractante. El objetivo de este ensayo fue estimar la movilidad de los principales elementos potencialmente tóxicos encontrados en los residuos de minas (Ure et al., 1993; Ure, 1996; Guevara-Riba et al., 2004; Bacon et al., 2005) y su biodisponibilidad en el ambiente. Algunas particularidades de este ensayo y el procedimiento realizado en este trabajo se describen en el anexo II.

Finalmente, se determinó la concentración de Cu, Fe, Zn, Pb y Mn contenidos en cada uno de los extractos obtenidos mediante espectrofotometría de absorción atómica. Un esquema resumido del proceso analítico, se muestra en la figura 13.

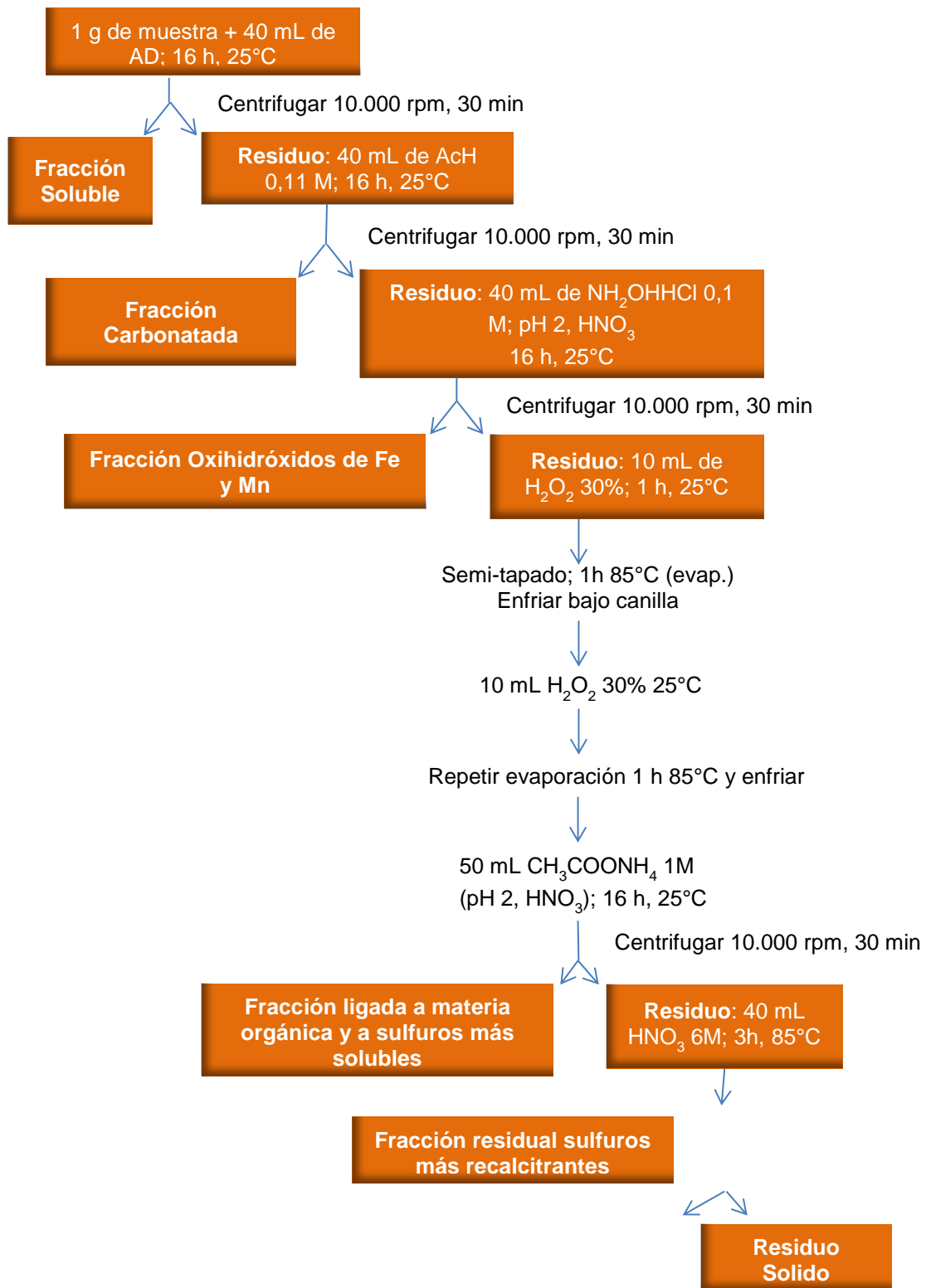


Figura 13. Etapas de extracción secuencial empleadas en el trabajo

3.2.6. Bioensayos para predecir el comportamiento biogeoquímico de los relaves

Tal como fuera mencionado en el apartado 1.5.2.2., se ha demostrado que la presencia de ciertos microorganismos oxidantes del hierro y del azufre en los residuos de minas, promueven a través de la catalización de reacciones de óxido-reducción, la solubilización de cationes metálicos y metaloides de los minerales circundantes, acelerando de ésta manera el proceso de formación del DAM, que se produciría normalmente en un lapso de tiempo mayor (Johnson & Hallberg, 2003; Belzile *et al.*, 2004; Johnson, 2007; Johnson & Hallberg, 2008).

Para detectar la presencia de estos microorganismos se realizaron bioensayos con el objetivo de identificar heterótrofos acidófilos totales, y autótrofos oxidantes del azufre y oxidantes del hierro, tales como *Acidithiobacillus ferrooxidans* y *Leptospirillum ferrooxidans*. Para ello se prepararon medios de cultivos apropiados para cada caso (Tabla I).

- Medio de sales minerales 9K pH=1,8, para oxidantes del hierro (Silverman & Lundgren., 1959).
- Medio de sales minerales 0K, para oxidantes el azufre pH=1,8.
- Medio de sales minerales para Heterótrofos acidófilos totales, pH= 3
- Medio de sales minerales para oxidantes del hierro (882), especialmente *Leptospirillum ferrooxidans*, pH = 1,8.

Tabla I. Composición de los medios líquidos empleados para el enriquecimiento de los cultivos

Compuestos y reactivos	Medio 9K (g/L) <i>Acidithiobacillus ferrooxidans</i>	Medio 0K (g/L) Oxidantes del azufre	TSB (g/L) Heterótrofos totales	882 (mg/L) <i>Leptospirillum ferrooxidans</i>
Mg SO ₄ .7H ₂ O	0,5	0,5	0,5	...
(NH ₄) ₂ SO ₄	3	3	1,25	132
KCl	0,1	0,1
K ₂ HPO ₄	0,5	0,5	...	27
FeSO ₄ .7H ₂ O	44,2	...	6,94	20
Ca(NO ₃) ₂ .4H ₂ O	0,014	0,014
Tryptone Soya Broth (TSB)	0,25	...
galactosa	1,8115	...
MgCl ₂ . 6 H ₂ O	53
CaCl ₂ .2 H ₂ O	147
ZnCl ₂	68
CoCl ₂ x 6 H ₂ O	64
H ₃ BO ₃	31
Na ₂ MoO ₄	10
CuCl ₂ x 2 H ₂ O	67
MnCl ₂ x 2 H ₂ O	62
H ₂ SO ₄ 10N	pH 1,8	pH 1,8	pH: 2	pH 1,8

El ensayo fue realizado siguiendo la metodología corriente descrita en bibliografía para frascos agitados y termostatizados (Giaveno, 2001). Para ello se utilizaron frascos de 250 mL con tapa para minimizar las pérdidas por evaporación. La agitación fue suministrada por un agitador rotatorio continuo operando a 200 rpm. El sistema fue mantenido en una cámara termostatizada para garantizar constancia de temperatura durante todo el ensayo (30°C). El material utilizado fue previamente esterilizado en autoclave a 120°C y 1,5 atm de presión.

Los frascos fueron cargados con 30 mL de medio de cultivo líquido de acuerdo al requerimiento de cada caso y se les adicionaron 1 g de relaves, correspondientes a las muestras TA, TB y TC. En la figura 14 se muestran los sistemas descritos para la identificación de microorganismos heterótrofos acidófilos totales y para los oxidantes del hierro y del azufre.



Figura 14. Sistemas empleados para la identificación de microorganismos oxidantes del hierro y del azufre

Para la identificación de los microorganismos, se utilizó en todas las experiencias un microscopio óptico Bausch & Lomb Galen™ equipado con dispositivo de contraste de fase y una cámara Petroff-Häusser. Asimismo, se midieron los valores de pH y Eh cada dos semanas aproximadamente utilizando un medidor de pH marca Orion Modelo 420 A.

3.3. Resultados

3.3.1. *Evaluación y análisis de componentes mayoritarios de las muestras individuales*

Los resultados obtenidos por EDFRX sobre las muestras individuales arrojaron valores que no mostraron variaciones significativas en cuanto al contenido de los

componentes analizados. Sin embargo, pudo observarse que en algunos puntos del mismo talud existió la presencia de algunos elementos en mayor concentración que en otros, tal es el caso de los puntos TA5 (S, Zn, Pb y Cu) y TA9 (Fe, Si, Al, Mn, Ca, K, Mg y Ti) correspondientes al talud A; TB5 (Si); TB16 (S, Fe, Zn, Pb, Mn, Ca y Cu); TB18 (Al, K, Mg y Ti) correspondientes al talud B, y los puntos TC13 (S, Fe, Si, Zn, Pb, Al, Mn, Cu, K y Ti) y TC16 (Ca y Mg) extraídas del talud C. En la Tabla II se muestran indicados en color rojo los valores más elevados de cada elemento en el talud cuando se efectuó una comparación entre las mismas muestras.

Tabla II. Componentes mayoritarios de las muestras individuales expresados en g%

	S	Fe	Si	Zn	Pb	Al	Mn	Ca	Cu	K	Mg	Ti	O	V	Rv
TA2	0,45	2,80	29,207	0,103	0,127	7,272	0,092	1,667	0,021	2,332	0,760	0,163	54,97	0,011	0,005
TA5	1,22	3,8	31,448	0,172	0,130	10,04	0,147	3,007	0,023	3,697	0,947	0,294	44,97	0,052	0,015
TA7	0,35	1,7	39,530	0,062	0,053	5,530	0,091	1,521	ND	2,017	0,594	0,098	48,43	ND	0,006
TA9	0,36	7,88	40,032	0,084	0,034	13,88	0,315	7,968	ND	4,316	1,733	0,901	22,41	0,033	0,028
TA11	0,23	1,56	32,608	0,025	0,025	6,710	0,074	1,421	ND	2,578	0,672	0,139	53,92	0,013	0,008
TB5	0,5	4,40	27,953	0,051	0,047	10,34	0,181	4,677	0,021	2,654	1,313	0,466	47,33	0,037	0,016
TB2	0,4	3,35	26,763	0,040	0,039	9,057	0,121	3,124	0,011	2,151	1,066	0,343	53,48	0,032	0,012
TB13	0,6	4,58	25,435	0,057	0,062	10,41	0,188	5,322	0,023	2,521	1,554	0,493	48,73	0,034	ND
TB16	0,65	5,60	27,687	0,094	0,084	10,91	0,219	5,900	0,025	2,736	1,481	0,535	44,55	0,039	0,016
TB18	0,61	5,04	27,851	0,06	0,050	11,07	0,218	5,891	0,014	2,969	1,596	0,541	44,04	0,018	0,012
TC7	0,7	1,44	34,206	0,06	0,066	4,956	0,069	1,365	0,008	1,645	0,425	0,132	54,87	0,011	0,004
TC13	0,93	5,77	48,973	0,16	0,150	11,29	0,243	3,654	0,037	4,417	1,015	0,521	22,72	0,045	0,019
TC16	0,46	4,15	31,880	0,07	0,048	9,410	0,187	4,629	0,013	2,315	1,055	0,435	45,29	0,030	0,014
TC18	0,77	2,93	45,711	0,10	0,071	5,961	0,174	2,741	0,024	2,520	0,551	0,239	38,16	0,021	0,014
TC23	0,64	3,44	35,881	0,14	0,134	7,659	0,129	2,030	0,024	2,446	0,739	0,287	46,39	0,027	0,013
ND: No detectado															

En base a los resultados obtenidos, se realizaron gráficos individuales con el objetivo de analizar la distribución de los metales (Zn, Pb, Mn, Cu y Fe) en las muestras recolectadas de los taludes A, B y C respectivamente. En la figuras 15, 16 y 17 pueden observarse las concentraciones de los metales mencionados en los diferentes taludes.

Los valores más elevados fueron encontrados para el talud A. La muestra TA5 presentó los mayores niveles de Zn, Pb y Cu, mientras que la muestra TA9 presentó los mayores niveles de Mn y Fe (Figuras 15 A y B).

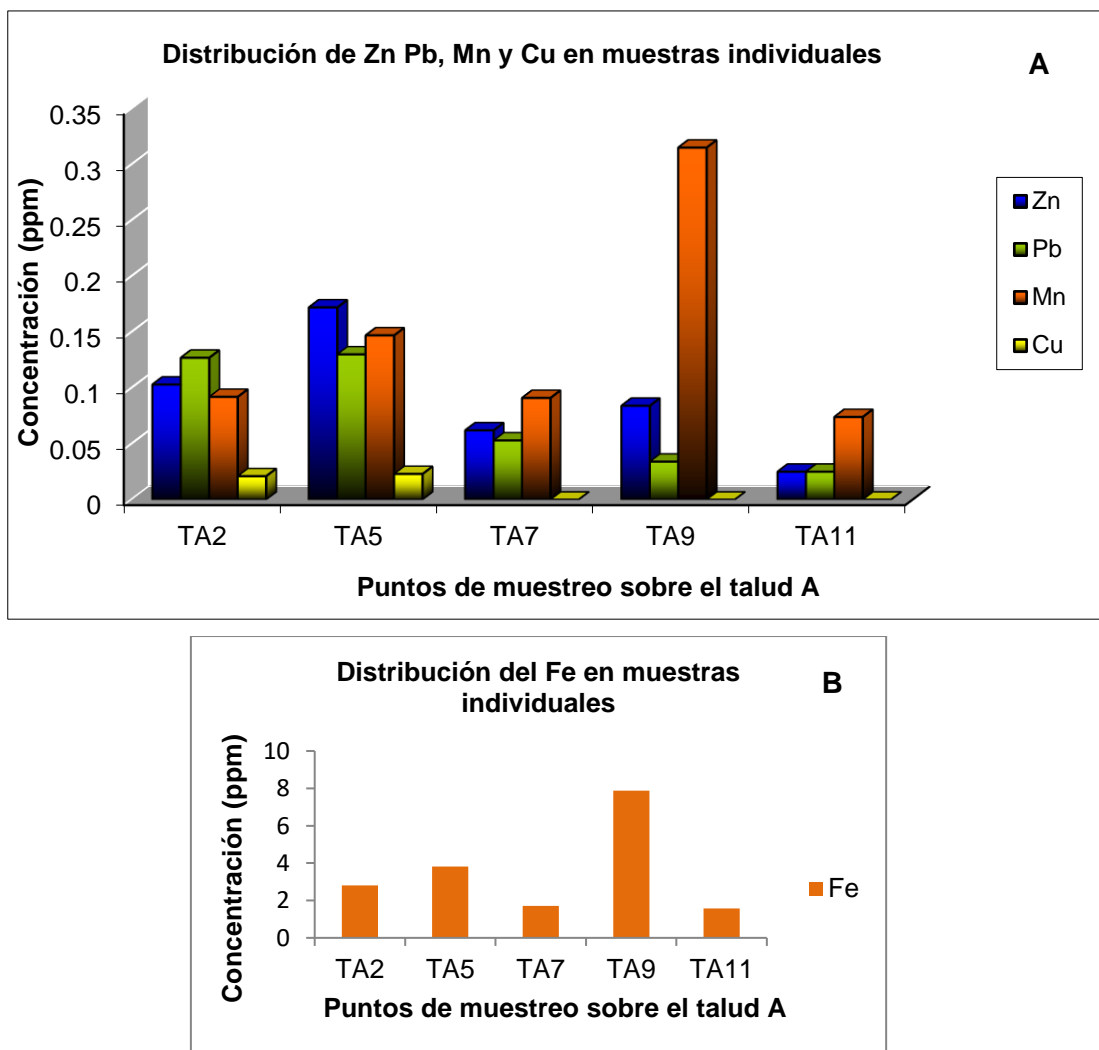


Figura 15. Grado de distribución de metales en las muestras individuales recolectadas del talud A. (A: distribución del Zn, Pb, Mn y Cu; B: distribución del Fe)

En el caso del talud B, se observó que la distribución de los elementos fue bastante homogénea, sin embargo los niveles de Zn, Pb, Mn, Cu y Fe fueron superiores en el punto de muestreo TB16 (Figuras 16 A y B).

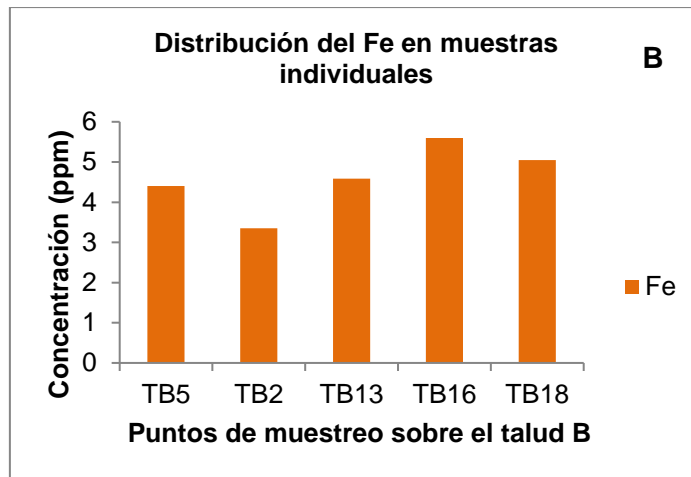
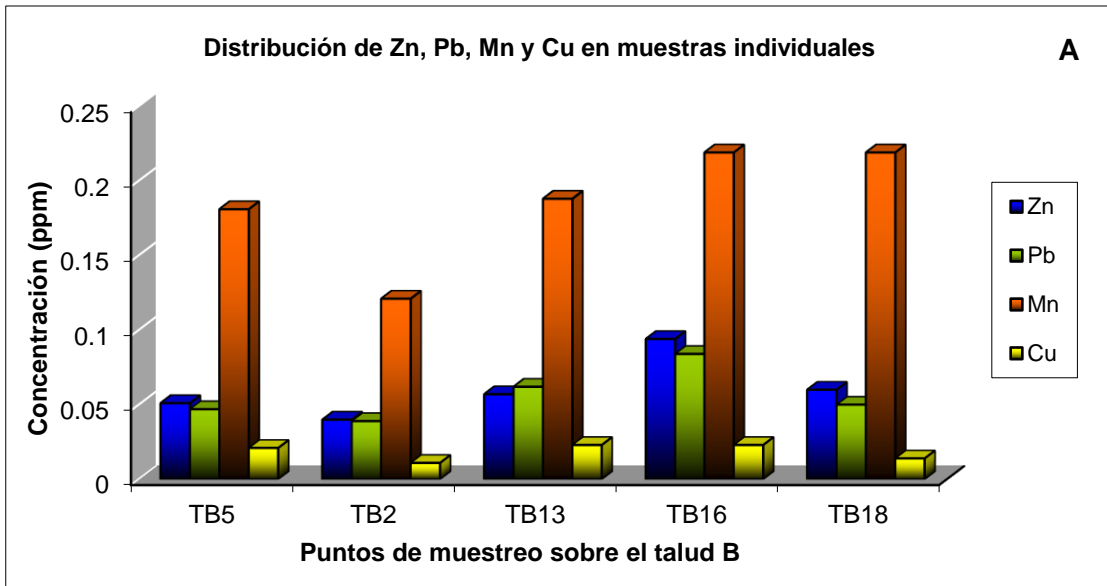


Figura 16. Grado de distribución de metales en las muestras individuales recolectadas del talud B; (A: distribución del Zn, Pb, Mn y Cu; B: distribución del Fe)

Con respecto a la distribución de los metales analizados sobre el talud C, se observó que los elementos Zn, Pb, Mn, Cu y Fe se encontraron en mayor concentración en el punto de muestreo TC13, tal como se muestra en la figuras 17 A y B.

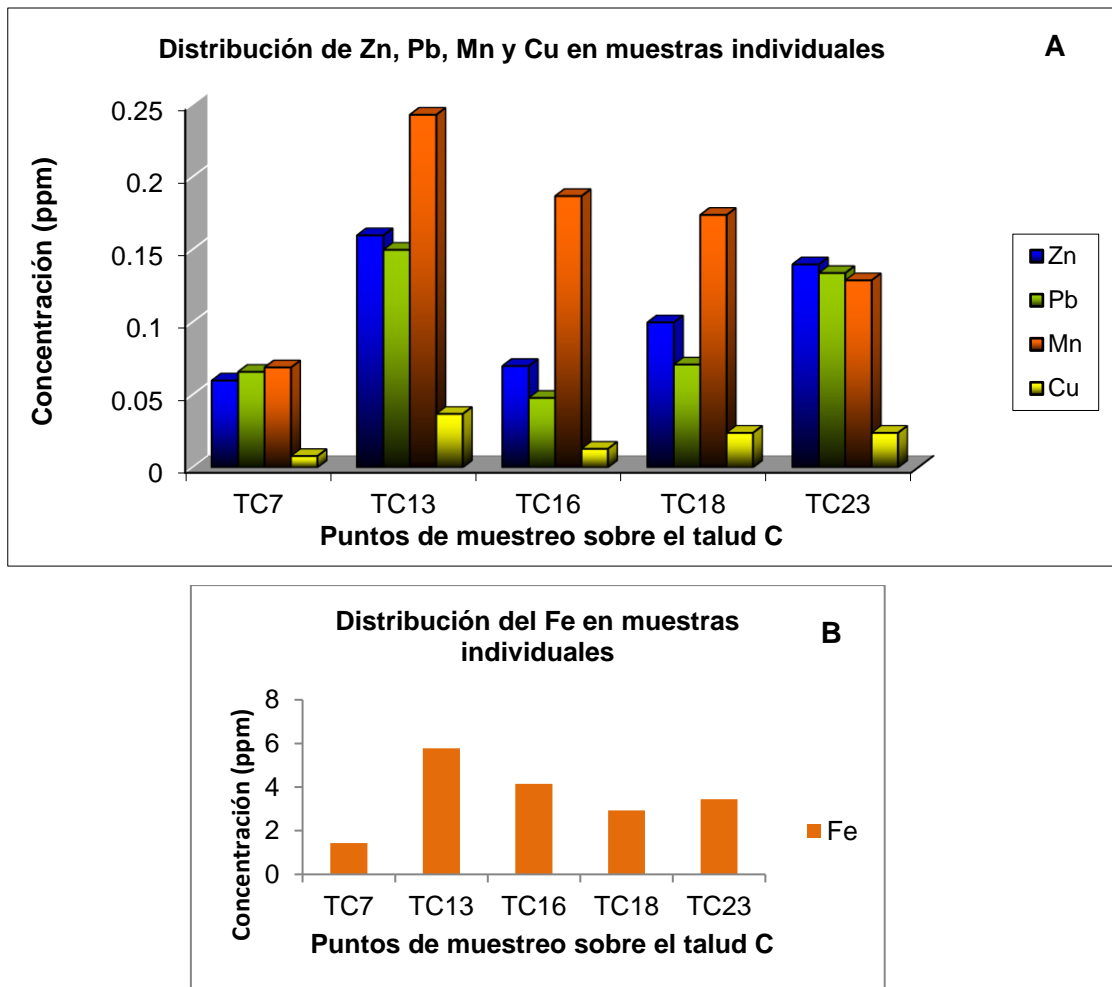


Figura 17. Grado de distribución de metales en las muestras individuales recolectadas del talud C; (A: distribución del Zn, Pb, Mn y Cu; B: distribución del Fe)

A continuación se describen los resultados del análisis estadístico realizado con el lenguaje Rv. 2.15.3 (R.D.C.T., 2012).

La composición química de las 15 muestras estudiadas, obtenidas mediante el análisis de difracción de fluorescencia de rayos X, se utilizó para efectuar diferentes pruebas estadísticas. Se evaluó en primer lugar si presentan diferencias en su composición química en relación con el talud que ocupan y por otro lado, si existe efectivamente alguna correlación particular entre los elementos químicos que las conforman.

3.3.1.1. Correlograma (*corrgram*), (Wright, 2012)

Este test estadístico se realizó considerando como variable de análisis la composición química de las 15 muestras en las cuales se detectaron 15 elementos cuya concentración se expresa en ppm.

En la figura 18, se observan en colores azules las correlaciones directas entre variables (elementos), y en colores rojos la correlación indirecta de las mismas. La intensidad del color proporciona una idea de la relación que existe entre las variables (a

mayor intensidad mayor relación entre variables). La información que se brinda en la diagonal principal de la matriz hacia arriba y hacia abajo es similar solo que se encuentra representada de manera diferente. En la diagonal principal hacia arriba, las tortas de color azul, muy cercanas al 100%, indican que las relaciones son lineales directas y muy estrechas.

Asimismo, puede interpretarse de las intersecciones entre filas y columnas, elementos como el Al y su relación con otros como el Mn, Zn, Ca y Ti, siendo esta última intersección importante en cuanto a que incrementos de la concentración de Al conllevan a incrementos significativos de la concentración de Ti. Por otro lado, respecto a las tortas de colores rojos que abarcan aproximadamente el 100%, el oxígeno y el Mn se comportarían de manera inversa, es decir que a mayor presencia de oxígeno, menor concentración de Mn existiría, en una relación muy estrecha.

Adicionalmente, se puede apreciar que algunos elementos como el S y el Pb o el S y el Zn están altamente correlacionados ya que, posiblemente tanto el S como los metales citados provienen de los sulfuros blenda y esfalerita detectados en la mayoría de las muestras mediante difracción de rayos X.

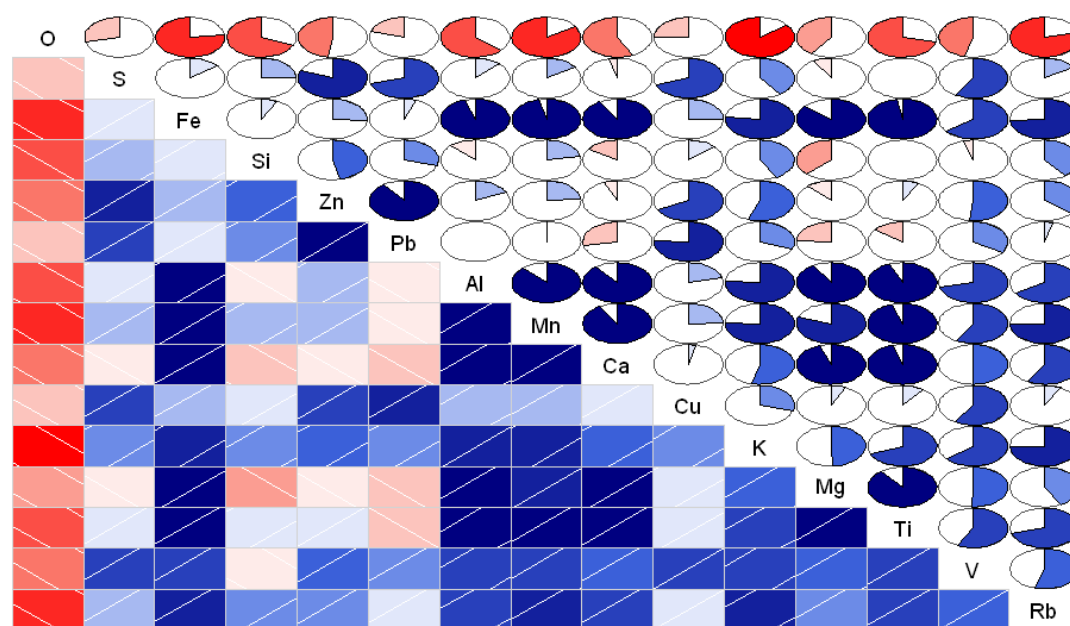


Figura 18. Correlograma de elementos de las muestras individuales

3.3.1.2. Análisis multivariado de clúster

El objetivo de este análisis de clúster fue el de agrupar a las muestras que más se parezcan entre sí, de acuerdo a sus características o variables. El clúster se encuentra formado en base a una matriz de distancia euclídea y agrupado con un criterio de encadenamiento (promedio), que fue de todos el que mayor correlación cofenética obtuvo. El criterio de agrupamiento consistió en generar 4 grupos, cuyo índice jerárquico

fue de 4,7 aproximadamente y definir según su parecido 4 grupos de tratamientos. En la figura 19 se muestra el diagrama de clúster arrojado por el programa. El primer grupo de derecha a izquierda se encuentra constituido por las muestras TC7, TA7, TA11, TC18, TA2 y TC23, el grupo 2 conformado por las muestras TB2, TB5, TC16, TB13, TB16 y TB18, el grupo 3 agrupó a las muestras TA5 y TC13 y por último, el grupo 4 unió solamente a la muestra TA9. Cada grupo se diferenció uno del otro debido fundamentalmente a características particulares que pueden observarse mejor en la explicación del análisis de componentes principales que se indica a continuación.

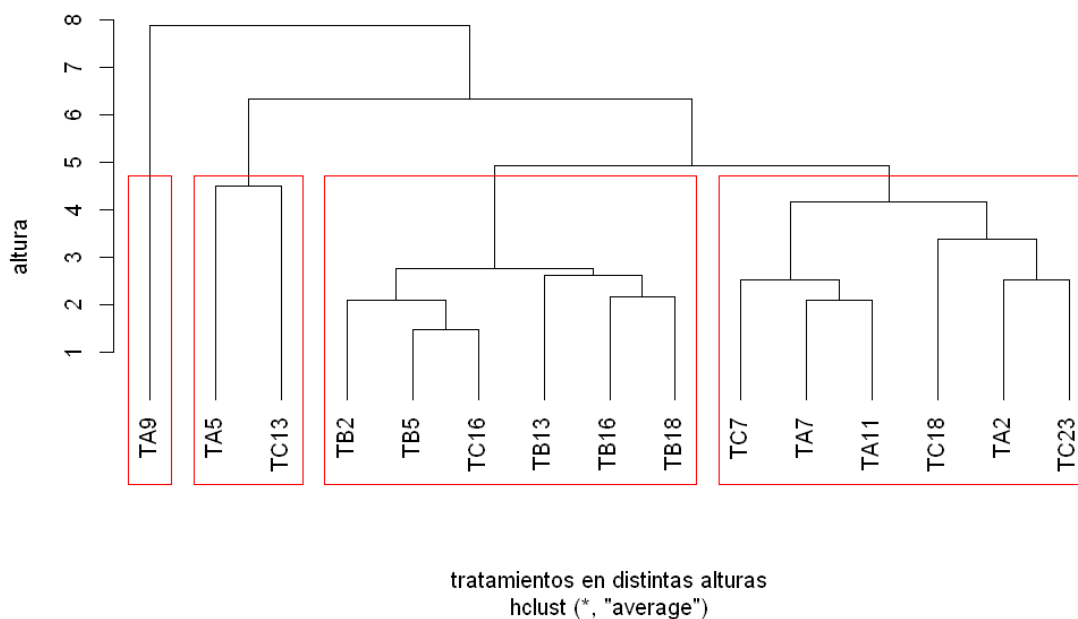


Figura 19. Análisis multivariado de clúster sobre muestras individuales

3.3.1.3. Análisis de componentes principales

El gráfico de la figura 20, corresponde a un análisis de componentes principales donde se ha graficado por un lado la proyección de los tratamientos (muestras) en un plano y por el otro, la proyección de las variables (elementos) en un círculo unitario. Las mismas se han realizado utilizando la librería ade4 (Chessel *et al.*, 2004; Dray *et al.*, 2007; Dray & Dufour, 2007).

En el círculo unitario cada elemento se representa mediante un vector, que dependiendo de su longitud indica la importancia de esa variable en el plano y en el componente o eje sobre el que se proyecta. El ángulo que forma el vector de una variable con el vector de otra variable puede informar acerca de la relación que existe entre ellas. Si el ángulo que se forma es pequeño, la relación entre variables es muy grande y si el ángulo es igual o cercano a un ángulo recto, las variables serán independientes. Puede observarse como ejemplo, que el Mn y el Al son vectores cuyo ángulo es muy pequeño, con lo cual se podría inferir que se encuentran muy

relacionados entre ellos. Lo opuesto ocurre con el Mg y el Pb, donde los vectores conforman un ángulo recto indicando en este caso que no existe relación entre las variables. Por otro lado, resulta interesante destacar que el sentido de los vectores puede brindar una idea del gradiente de la/s variables, es decir el incremento de concentración de esa variable. Puede observarse en el gráfico que en el caso de los vectores de Zn, Cu y Pb, que se encuentren en la parte superior del plano podrían tener mayor contenido de estos metales. Puede advertirse además, que una gran cantidad de variables poseen sus vectores orientados hacia la izquierda y sobre el componente 1 (horizontal), lo cual indicaría que es aquí donde se encontrarán las muestras que contengan estos elementos en mayor concentración.

Se puede de esta forma realizar la interpretación mediante la integración del gráfico de proyección de individuos y explicar por ejemplo que los tratamientos TC13 y TA5 (agrupados en el clúster 3) se caracterizan por su elevado contenido de metales pesados en comparación con los restantes tratamientos y que el tratamiento TA9 (agrupado solo en el clúster 4), presentaría la mayor concentración de Mg, Ti, Mn, Al, etc., pero no contendría valores elevados de metales pesados.

Por otra parte el hecho de que el elemento oxígeno se encuentre solo, discriminado en el cuadrante inferior derecho, y que presente una pendiente opuesta a la que tiene el resto de los elementos, coincide con la observación realizada en la figura 18 donde el oxígeno presenta correlación inversa respecto de los otros elementos.

La utilización de estos análisis estadísticos realizados con el programa Rv. 2.15.3, concuerdan con el análisis de elementos llevados a cabo anteriormente.

En el anexo III se describen los autovalores resultantes de este análisis, correspondientes a la variabilidad explicada por el plano.

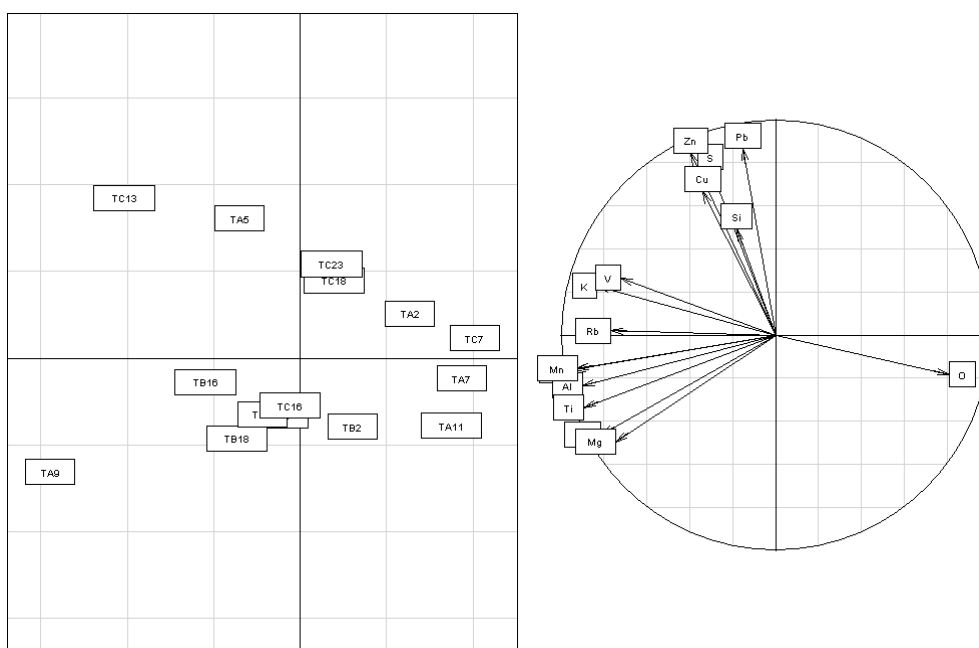


Figura 20. Análisis de componentes mayoritarios de las muestras individuales

El análisis de la composición y distribución de los elementos en las muestras individuales, permitió tener una idea global del estado de los relaves que componen el PAM.

3.3.2. Evaluación y análisis de componentes mayoritarios de las muestras compuestas

Los resultados de la caracterización fisicoquímica de las muestras compuestas TA, TB y TC se muestran en la Tabla III. La composición química fue estimada a través de un análisis semi-cuantitativo utilizando EDFRX y mediante un análisis de metales disueltos en agua regia por Espectroscopia de Emisión Atómica (ICP) (tabla IV). Los resultados obtenidos mostraron que los componentes mayoritarios presentes en las muestras fueron silicio y aluminio, alcanzando los siguientes porcentajes: SiO₂ (67,8%, 56,8% y 73,0%) y Al₂O₃ (15,6%, 18,8% y 13,2%) para TA, TB y TC respectivamente en concordancia con la fracción estéril de las rocas explotadas oportunamente.

Tabla III. Componentes mayoritarios presentes en las muestras TA, TB y TC determinados por EDFRX

Muestras	Determinación por EDFRX (g %)						
	Si	Al	Fe	Ca	Mg	S	K
TA	67,8	15,6	4,23	3,16	1,39	1,11	3,31
TB	56,8	18,8	5,86	6,33	1,98	1,07	3,08
TC	73,0	13,2	3,7	2,94	1,02	0,99	2,5
	Na	Mn	Zn	Pb	Cu	As	Ti
TA	0,20	0,15	0,09	0,062	0,023	0,009	0,37
TB	0,39	0,20	0,06	0,045	0,014	0,006	0,71
TC	0,27	0,14	0,08	0,053	0,022	0,018	0,41

Por otra parte las muestras presentaron proporciones variables de metales y metaloides (Fe, Zn, Mn, Cu, Pb y As) de acuerdo a las determinaciones utilizando ICP-MS.

Tabla IV. Caracterización fisicoquímica por ICP de las muestras compuestas estudiadas

	Metales pesados determinados por ICP						Ensayos Físicos				
	As ppm	Cu ppm	Fe %	Mn ppm	Pb ppm	Zn ppm	pH	Eh mV	D _r g.cm ⁻³	D _a g.cm ⁻³	P ₀ (%)
TA	66	65	2,55	1.082	762	766	7,50	215	3,03	1,28	57
TB	114	66	3,70	1.658	519	505	7,53	257	4,54	1,40	69
TC	100	92	2,41	1.052	765	828	7,62	240	5,00	1,47	70

D_r: densidad real

D_a: densidad aparente

P₀: porosidad

En general los viejos depósitos analizados pueden ser considerados como tecnosuelos, es decir suelos cuyas propiedades tienen un origen técnico (algo en el suelo reconociblemente hecho o extraído de la tierra por el hombre), o están sellados por roca dura técnica (material duro creado por el hombre, que tiene propiedades

diferentes a la roca natural). Dentro de esta nueva clasificación de suelos de referencia, se incluyen, los suelos de desechos (rellenos, lodos, escorias, escombros o desechos de minería y cenizas), pavimentos con sus materiales subyacentes no consolidados, suelos con geomembranas y suelos construidos en materiales hechos por el hombre. Una característica de estos tecnosuelos es que tienden a ser tratados con cuidado ya que pueden contener sustancias tóxicas resultantes de procesos industriales (BRMRS, 2007). Sobre el tecnosuelo de los taludes estudiados ha ido con el tiempo incorporándose componentes del suelo natural, sobre el cual además se insertaron diversas especies vegetales.

Es importante destacar que no se evidenció presencia de agua acumulada en los taludes, debido fundamentalmente a que el muestreo fue realizado en verano, época del año, caracterizada por las bajas o nulas precipitaciones en esta región y, por la pendiente dominante que favorece el escurrimiento superficial y subsuperficial hacia las zonas más bajas de los mismos.

Asimismo, se observó in situ la presencia de grandes cantidades de material de similares características a los relaves mineros contenidos en el dique de las operaciones actuales, solo que más meteorizados y en ocasiones cubierto con suelo y vegetación. En general los acopios de relaves se encuentran compuestos por una sucesión de capas cuya superficie (zona superior) se encuentra con un mayor grado de oxidación. Es frecuente la presencia de una capa compacta y endurecida en la superficie de los diques denominada "duripan", con espesores que varían entre 5 y 10 cm y color pardo a pardo amarillento. Este material actúa como una cubierta que aísla los residuos y los protege del avance rápido de la oxidación (Kirschbaum *et al.*, 2012). En el caso de los taludes estudiados, la coloración del duripan formado superficialmente era grisácea y amarillenta a una profundidad de 10-30 cm. En la figura 21 puede observarse el estado actual de uno de los taludes, así como los aspectos mencionados.



Figura 21. Aspecto visual de uno de los taludes caracterizados

Por encontrarse los taludes conformados por grandes volúmenes de relaves, se podría inferir que los mismos presentan en general una textura arenosa fina a gruesa con un pobre contenido de materia orgánica, un pH en pasta alcalino, un bajo contenido de macronutrientes y proporciones variables de micronutrientes.

Los valores de pH en pasta obtenidos para cada una de las muestras procedentes de los taludes, resultaron ser levemente mayores a 7 mientras que los valores de Eh fueron del orden de los 200 mV.

La estimación de la densidad real es una forma de inferir la composición mineralógica de los taludes, los valores obtenidos, todos significativamente superiores a $2,65 \text{ g.cm}^3$, indicarían que hay relativamente poca materia orgánica (no supera el 1%) y que poseen un elevado contenido de óxidos de Fe o minerales ferro-magnesianos. Han sido reportados valores semejantes de densidad real en relaves mineros en la bibliografía (Sinche-González, 2007; Lizárraga-Mendiola *et al.*, 2008).

Por otra parte la densidad aparente depende de las densidades de las partículas del suelo (arena, arcilla, limo y materia orgánica) y del tipo de empaquetamiento que este presenta. La medición de este parámetro puede utilizarse como indicador de la compactación y de las restricciones al crecimiento de las raíces, siendo los valores usuales $1,0 - 1,7 \text{ g.cm}^{-3}$. Los suelos compactados en general tienen densidades aparentes altas que restringen el crecimiento de las raíces e inhiben el movimiento del aire y el agua a través del suelo (Arshad *et al.*, 1996). Los valores de densidad aparente ideal para suelos francos-arcillosos arenosos son por lo general $< 1,60 \text{ g/cm}^3$, mientras que valores entre $1,69$ y $1,80 \text{ g.cm}^{-3}$, podrían afectar o restringir el crecimiento radicular. En las muestras estudiadas se hallaron valores de densidad aparente que variaron entre $1,3$ a $1,5 \text{ g.cm}^{-3}$, con lo cual podría inferirse que estos tecnosuelos presentarían las

condiciones apropiadas para permitir el normal desarrollo de las raíces de las plantas que crecen en estos sitios. Además de ello, pudo constatarse en todas las muestras porcentajes de porosidad mayores al 50%, con lo cual se encontraría facilitada la percolación del agua pluvial en los tres taludes.

Respecto al análisis por difracción de rayos X realizado a las muestras, se verificó la presencia de minerales arcillosos como: Sm (esmectita), I (illita), Cao (caolinita) y minerales arcillosos asociados a mica. Asimismo, se identificó Cz (cuarzo), Ga (galena), Py (pirita), Ca (calcita), Su (sulfato de hierro II), Ye (yeso) y Fd (feldespatos alcalinos y plagioclasas). En la figura 22 se presentan los diagramas de difracción de RX obtenidos para las tres muestras estudiadas.

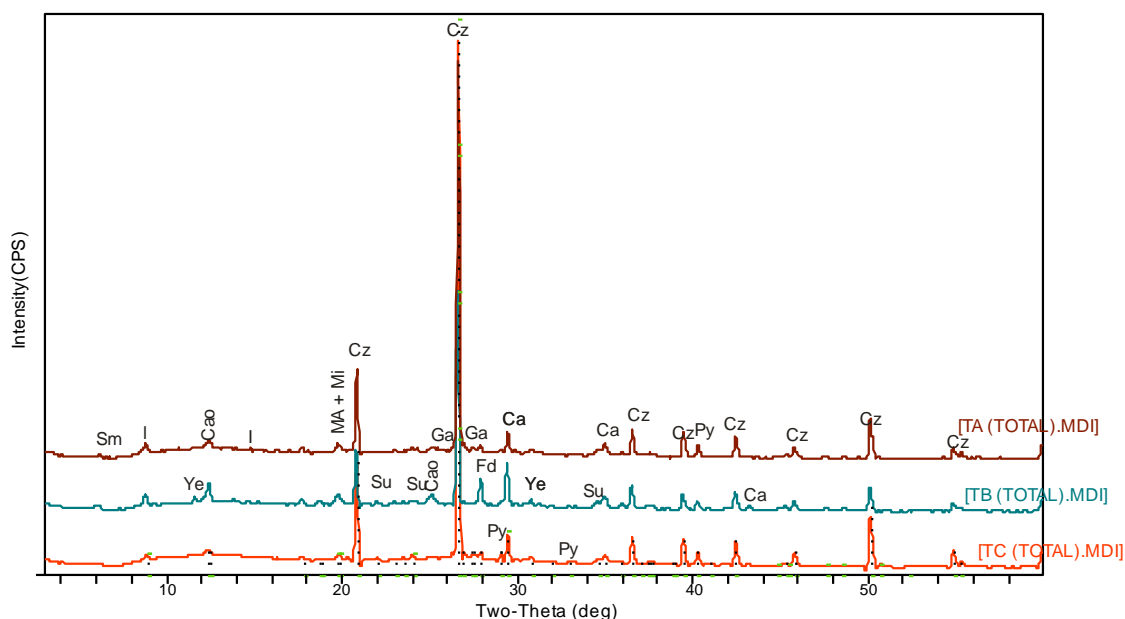


Figura 22. Diagramas de difracción de rayos X para los taludes

En general se observó una composición bastante similar entre las muestras y la intensidad de los picos mostraron una mayor proporción de algún componente en particular, siendo en todos los casos el contenido de Cz (cuarzo) el que mayor abundancia presentó. En este sentido, en orden decreciente de abundancia relativa se podría decir que: TA, presentó mayor abundancia de Cz / Py / Ca / Minerales arcillosos + mica / galena / feldespatos / yeso / Sulfato de hierro (II).

TB, mostró mayores contenidos de Cz / Minerales arcillosos + mica / feldespatos / Ca / Ye / Sulfato de hierro (II) / galena / Py, mientras que TC evidenció mayor abundancia de Cz / Minerales arcillosos + mica / Ca / galena / Py / feldespatos / Sulfato de hierro (II).

Se puede inferir a partir de este análisis, que las muestras recolectadas de los diferentes taludes al presentar pirita, podrían probablemente generar DAM en el futuro, dado que este componente es el mayor precursor en la generación de aguas ácidas al entrar en contacto con el aire y el agua.

3.3.3. Comportamiento de los elementos metálicos analizados y grado de contaminación presente en los suelos

No existe en Argentina una norma que defina el grado de contaminación de un suelo por metales pesados, pero si se encuentra estipulado en la Ley N° 24.051 de residuos peligrosos y su decreto reglamentario 831/98, los valores de referencia para muchos metales y su permisibilidad en base al uso del suelo.

Comparando los resultados obtenidos en las muestras con los límites permisibles normados en el Decreto 831/98 (Tabla V), se observó que, solo el As se encuentra en concentraciones superiores a los máximos permisibles para los tres tipos de uso del suelo definidos en esta Norma, y que el Pb se encuentra en valores superadores solo para los tipos de uso agrícola y residencial. En referencia a los elementos como el Ba, Co, Cu, Cr, Ni y V, nunca superaron los niveles máximos permisibles para ninguno de los usos del suelo mencionados, en tanto que el Cd y el Zn mostraron un nivel superador al máximo permisible en los taludes A (para el uso agrícola) y C (para el uso agrícola y residencial).

Finalmente los niveles hallados en el talud A de Mo y Ag fueron elevados para el uso de suelo agrícola y residencial, observándose además niveles de Ag sobre el talud C siempre elevados para los tres usos del suelo.

Tabla V. Constituyentes peligrosos según tipo de uso del suelo comparado con los niveles encontrados de metales en los tres taludes analizados en ppm

Constituyente Peligroso	Ley 24.051-Dto 831/98			Taludes		
	Uso Agrícola	Uso Residencial	Uso Industrial	TA	TB	TC
As	20	30	50	66	114	100
Ba	750	500	2000	85	96	59
Cd	3	5	20	4	3	6
Zn	600	500	1500	766	505	828
Co	40	50	300	6	13	8
Cu	150	100	500	65	66	92
Cr	750	250	800	39	23	19
Mo	5	10	40	6	4	4
Ni	150	100	500	23	20	12
Ag	20	20	40	35,7	7,1	115,9
Pb	375	500	1000	762	519	765
V	200	200	-	29	48	26

En la actualidad, se encuentra en la bibliografía una variedad de tablas con valores o límites máximos permisibles de metales y metaloides en el suelo. Una de ellas, proveniente de la Ley Federal Alemana (European Commission, 2001), compara los límites máximos permisibles para algunos metales como (As, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, Hg y

Zn) con el tipo de leyes a aplicar y con el tipo de suelo (arcilloso, limosos o arenoso). Asimismo, Leyes y Normas internacionales como las descritas en la tabla VI, son aún menos restrictivas en cuanto a los niveles máximos permisibles en suelos agrícolas que la correspondiente Ley de residuos peligrosos de Argentina.

Tabla VI. Concentración máxima permitida de metales totales en suelos agrícolas en distintos países

MP	¹ (BBoSchG/99)	² Directiva 86/278/EEC	³ Standard AS 4454/99	⁴ US	⁵ Canadá	⁶ E.H
As (20)	10	n.n.	20	n.n.	14	55
Pb (375)	40	40	150	150	60	530
Cd (3)	0,4	0,4	1	20	1,6	12
Cr (750)	30	60	100	1500	20	380
Cu (150)	100	40	100	750	100	190
Ni (150)	15	30	60	210	32	210
Hg (0,8)	0,1	0,3	1	8	0,5	10
Zn (600)	60	100-150	200	1400	220	720

MP: Metales pesados en suelos (mg.kg⁻¹). Se indican en negrita los valores de referencia estipulados en el Dto 831/98-Ley 24.051 de Argentina.

n.n.: no definido

1. Ley Federal Alemana de protección del suelo (U.E, 2004)
2. UE: España (Marmo, 2003)
3. Norma Australian Standard (ARMCANZ/ANZECC, 2000)
4. US (McGrath *et al.*, 1994)
5. Ley de Canadá (Lobell *et al.*, 1998)
6. Estándares Holandeses, Valores de intervención

Para predecir el grado de contaminación por algunos metales (Zn, Pb y Cu) en los taludes, se analizó la clasificación de suelos propuesta por Kelley, 2002 citada por (Acevedo *et al.*, 2005), la cual tiene en cuenta el grado de contaminación con metales establecida en cinco categorías (Tabla VII).

Tabla VII. Clasificación del suelo según grado de contaminación por metales según Kelley, 2002. Concentraciones de Pb, Cu y Zn (mg.kg⁻¹)

Categoría y grado de contaminación del suelo	Pb (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)
SNC	0-500	0-100	0-250
SCL	500-1.000	100-200	250-500
SC	1.000-2.000	200-500	500-1.000
SCA	2.000-10.000	500-2.500	1.000-5.000

SCIA	+ 10.000	+ 2.500	+ 5.000
Suelo no contaminado (SNC), contaminación ligera (SCL), contaminación (SC), contaminación alta (SCA) y contaminación inusualmente alta (SCIA)			

Los taludes A, B y C pueden ser categorizados como suelos “no contaminados” (SNC) de acuerdo a ésta clasificación, dado que en todos los casos fueron obtenidos niveles inferiores a 100 ppm de Cu. Con respecto a la concentración de Pb hallada en todos los casos, se podría, en base al mismo criterio, asignar un grado de “contaminación ligera” (SCL), mientras que los valores determinados de Zn presentaron “contaminación” (SC) debido a que en todos los casos se superó las 500 ppm. En la figura 23, se muestra el comportamiento de los elementos y la distribución de los mismos, de acuerdo a la clasificación propuesta por Kelley, 2002 (Acevedo *et al.*, 2005).

Clasificación del suelo según grado de contaminación por metales pesados según Kelley (Pb, Cu y Zn mg.Kg-1)

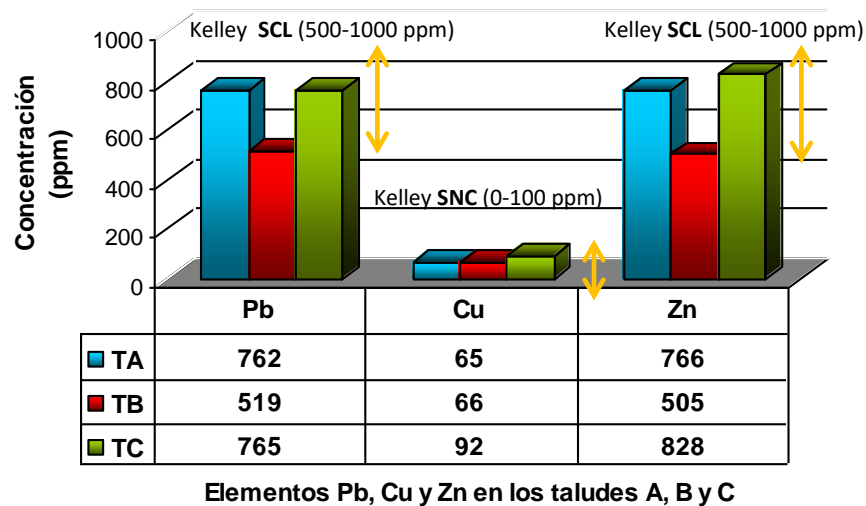


Figura 23. Comparación del grado de contaminación de suelos propuesto por Kelley, 2002

3.3.4. Prueba Estática Modificada de Balance Ácido-Base (PM-ABA) sobre muestras compuestas del nivel superior (0-15 cm)

Cuando se comparó el potencial máximo de producción de acidez (PA) de los sulfuros y el potencial máximo de neutralización (PN) asociado a los minerales alcalinos, para obtener el potencial de neutralización neto (PNN), se observó que las tres muestras analizadas presentaron un valor de PNN >1,2 (Tabla VIII), clasificándolas como potencialmente no generadores de drenaje ácido según la norma de referencia. Se

puede inferir que los relaves provenientes de los taludes A, B y C contienen suficiente cantidad de CaCO_3 para neutralizar los sulfuros de las muestras. Sin embargo, puede apreciarse que el resultado obtenido en relaves del talud C se encuentra en el límite del valor normado, siendo éste, un punto crítico para tener en cuenta en futuros monitoreos en el sitio.

Tabla VIII. Resultados de la prueba estática modificada de balance ácido- base (según Norma NOM-141-SEMARNAT, 2004) y Dold, 2010

MUESTRA	NaOH (mL) 0,1004N	PN	PA	PNN PN/PA	PNN (Dold, 2010)
TA	10,1	76,179	7,58	10,10	5,02
TB	11,7	92,870	17,09	5,43	2,7
TC	7,4	42,858	17,88	2,40	1,2

3.3.5. Evaluación de la movilidad de metales en muestras compuestas

La movilidad que presentan los metales y metaloides en el ambiente se encuentra estrechamente relacionada con la biodisponibilidad de estos en el medio. Si los metales pueden movilizarse en el ambiente, y ser absorbidos por las plantas por ejemplo, éstos deben estar biodisponibles y esta biodisponibilidad va a depender de la solubilidad y la movilidad de los mismos en la solución del suelo.

De acuerdo al procedimiento de extracción química secuencial adoptado y desarrollado en el punto 3.2.5, se cuantificaron en primer lugar las especies químicas que se solubilizan en agua, luego las que se encuentran asociadas a carbonatos, a óxidos de hierro y manganeso, a sulfuros y materia orgánica y por último las más recalcitrantes que solo se movilizarían en condiciones de acidez extrema y por ello suelen quedar en forma residual en la matriz. Se analizó el comportamiento de cinco metales Pb, Zn, Mn, Fe, y Cu, y se cuantificó la proporción del metal asociado a cada fracción. Las figuras 24, 25, 26, 27 y 28 muestran los diferentes perfiles de extracción obtenidos para cada metal de interés.

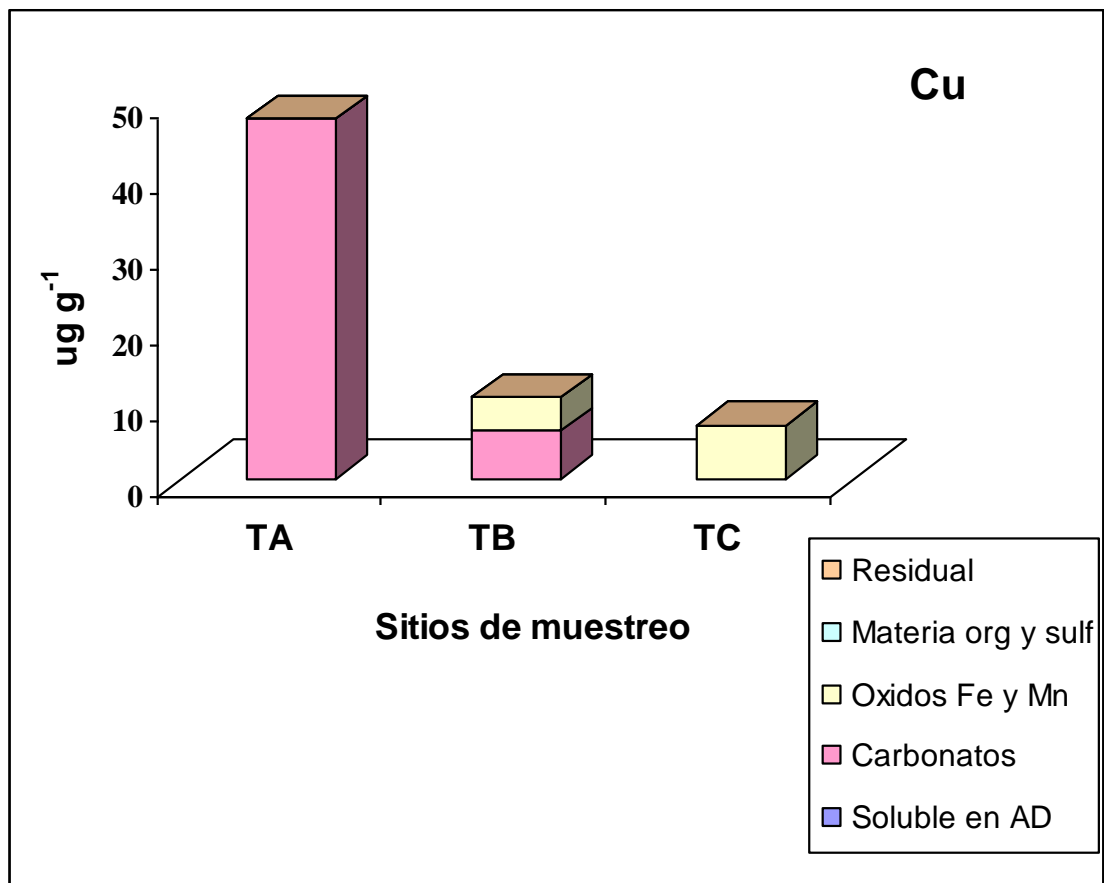


Figura 24. Fracciones de extracción de Cu en los diferentes taludes

El perfil de extracción para el Cu (Figura 24) mostró que se encuentra asociado a los carbonatos y a la fracción correspondiente a los óxidos de Fe y Mn. Estos resultados permiten inferir que el Cu presenta una movilidad media debida fundamentalmente a su asociación con los carbonatos y con los óxidos de Fe y Mn

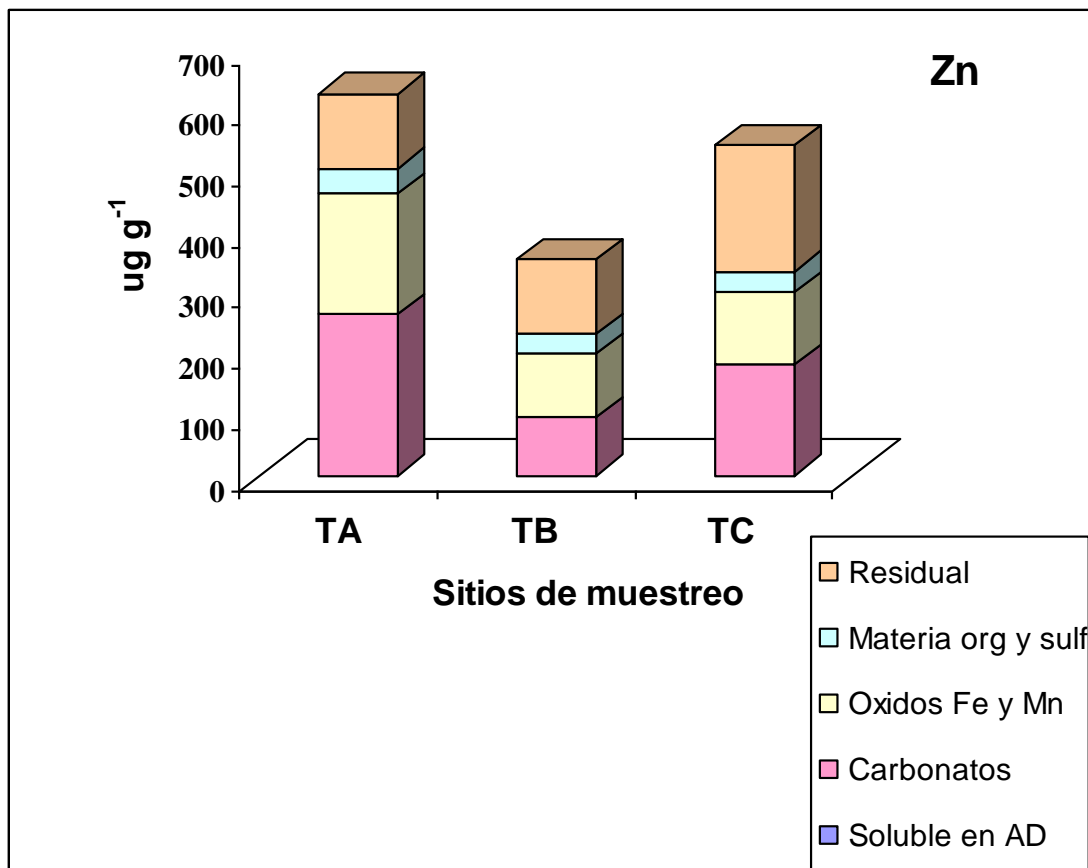


Figura 25. Fracciones de extracción de Zn en los diferentes taludes

En los perfiles obtenidos para los taludes estudiados, el Zn presentó un comportamiento homogéneo, con ligeras variaciones (figura 25). Solo en el talud C, el Zn se encontró dominante en la fracción residual. Si bien el Zn suele encontrarse mayormente asociado a las fracciones orgánicas del suelo (ácidos fúlvicos y húmicos) y minerales (arcillas) (Udo *et al.*, 1970; Pérez *et al.*, 1995), las muestras analizadas presentaron una baja asociación de éste elemento a la fase orgánica y mayores asociaciones a las fracciones de carbonatos, óxidos de Fe y Mn y residual.

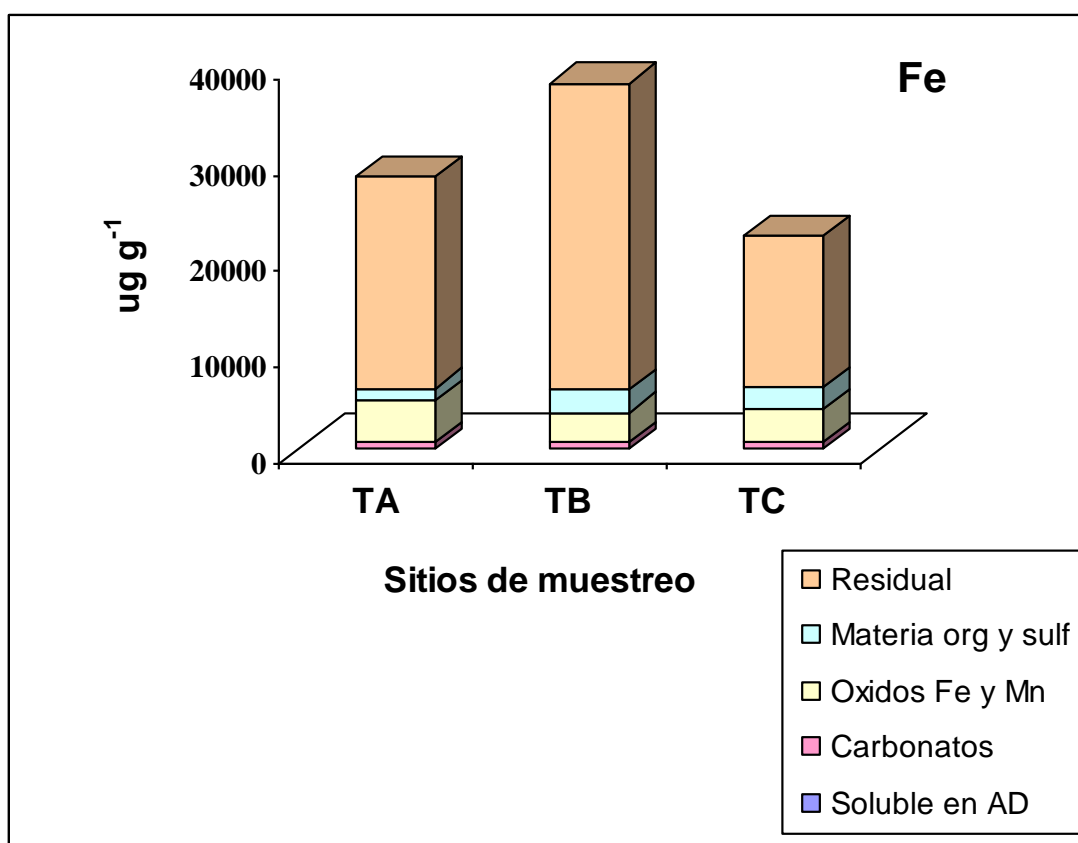


Figura 26. Fracciones de extracción de Fe en los diferentes taludes

En general el Fe fue el elemento más abundante en los tres taludes y fue extraído en todas las fracciones (Figura 26) excepto en la fracción soluble en agua. Los perfiles de extracción de Fe fueron muy similares para TA, TB y TC, siendo la fracción predominante la asociada a la fase residual, a los óxidos de Fe y Mn, y a la materia orgánica y sulfuros, respectivamente. Debido a que el Fe se encontró mayormente unido a la fase residual, puede inferirse que este metal fue menos móvil y prácticamente insoluble. La baja movilidad del Fe podría atribuirse a la presencia de $\text{Fe}(\text{OH})_3$ que es químicamente más estable. En los relaves el Fe suele presentarse con baja lixiviabilidad dado que se asume que en el proceso de flotación éste se oxida a Fe^{+3} el cual tiene alta estabilidad y usualmente persistirá en el medio ambiente inalterable largos períodos de tiempo, solo pudiendo ser disueltos por reducción microbiana entre otros procesos (Sinche González, 2007). Sin embargo en estos relaves la presencia de pirita está corroborada por DRX. La oxidación de la pirita genera acidez y si se agota la calcita drenaje ácido por lo tanto requieren de vigilancia ambiental futura.

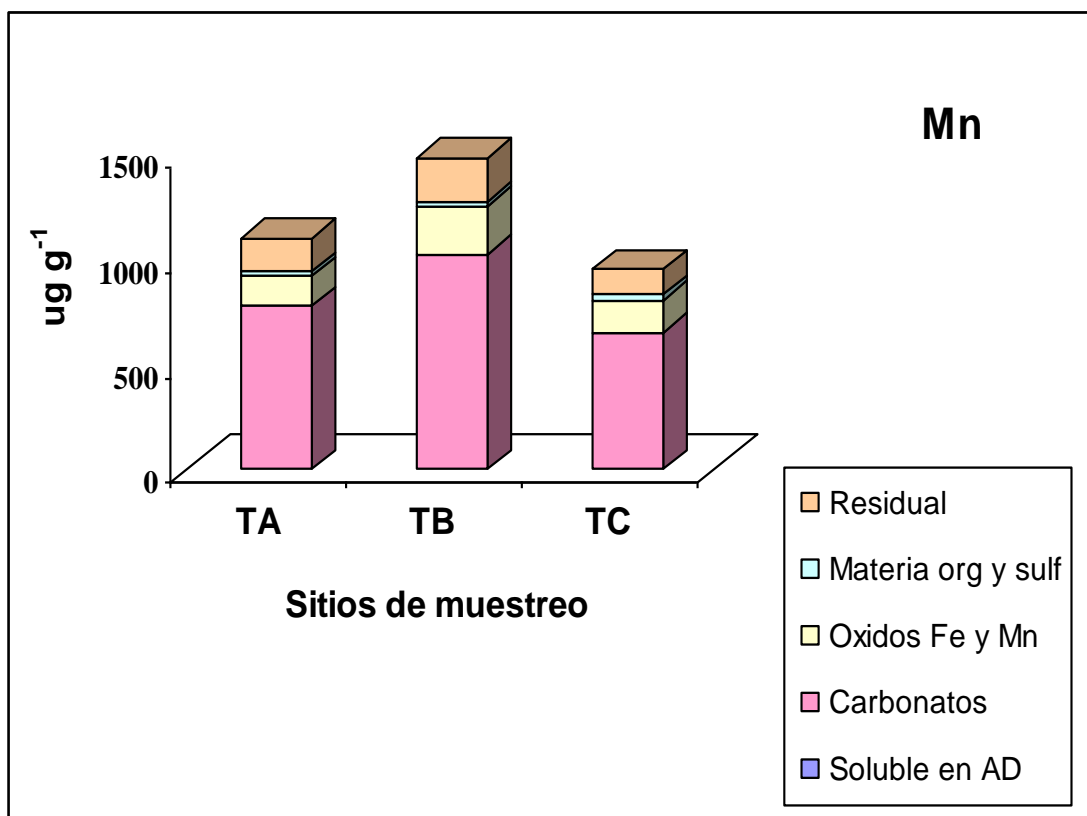


Figura 27. Fracciones de extracción de Mn en los diferentes taludes

El Mn es uno de los elementos más abundantes de la corteza terrestre y se encuentra presente en la mayoría de los suelos, sedimentos, rocas, el agua y muchos compuestos biológicos dado que al menos un centenar de minerales contienen este elemento, siendo los más importantes los óxidos, los carbonatos y los silicatos (Nordberg, 1998).

Los perfiles de extracción obtenidos para este metal (Figura 27) fueron bastante similares de un talud a otro, siendo la fracción más importante, la asociada a los carbonatos y en menor medida la asociada a las fracciones de óxidos de Fe y Mn y a la materia orgánica, quedando en la fracción residual el Mn.

En general se observa que el Mn presenta una mayor capacidad de movilización que los otros metales analizados ya que se encuentra principalmente unido a las fases más fácilmente intercambiables.

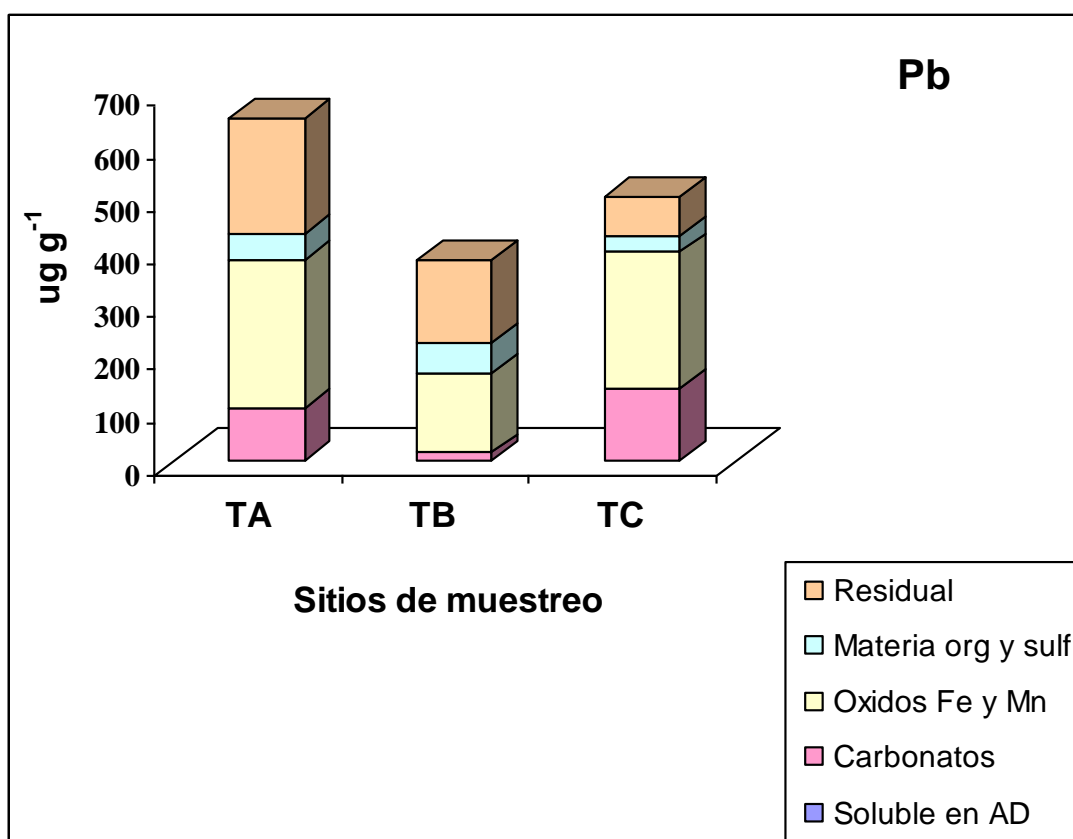


Figura 28. Fracciones de extracción de Pb en los diferentes taludes

El Pb es uno de los metales menos móviles en el suelo (Watmough & Hutchinson, 2004; Steignes *et al.*, 2005) por lo que presenta un alto riesgo de acumulación. Una vez que entra en el medio edáfico, establece uniones muy estables con sus componentes (Appel & Ma, 2002; Echeverría *et al.*, 2005).

Los perfiles de extracción mostraron una asociación mayoritaria a la fase asociada a los óxidos de Fe y Mn y a carbonatos en los taludes A, B y C (figura 28). Liu *et al.* (2002) describen que el ion Pb^{2+} en condiciones alcalinas puede oxidarse y generar Pb^{4+} , lo que facilitaría su oclusión dentro de nódulos de óxidos y concreciones de Mn, siendo la posible causa de las mayores concentraciones observadas de este elemento en estas fracciones. Asimismo, estudios realizados por Lindsay (1979), indica que a pH mayores a 7,5 las formas que controlarían la solubilidad del Pb en el suelo serían los carbonatos y los hidróxidos.

A pesar de lo descrito, no puede concluirse acerca de su movilidad en el suelo y su disponibilidad dado que son muchos los factores que pueden intervenir en la actividad de este metal en los suelos.

3.3.6. Comportamiento biogeoquímico de los relaves mineros

En referencia a los bioensayos realizados sobre las muestras de cada talud se pudo verificar la presencia de microorganismos oxidantes del hierro ya que los valores

de Eh se incrementaron significativamente respecto del valor inicial en los medios de cultivo utilizados. Por otra parte, no se pudo detectar la presencia de microorganismos oxidantes del azufre debido a que el pH se incrementó considerablemente durante el ensayo por los carbonatos contenidos en el mineral, enmascarando finalmente la producción biológica de ácido.

Los resultados de este ensayo indicaron claramente que los relaves se encuentran colonizados por una variedad de microorganismos que teniendo condiciones favorables de pH y Eh podrían catalizar las reacciones de generación de ácido y aportar a la solubilización o movilización de los cationes metálicos que en la actualidad están confinados en la matriz sólida.

3.4. Conclusiones parciales

La caracterización físico-química, mineralógica y biológica del nivel superficial de los relaves permitió contrastarlos con los distintos usos de suelos establecidos en el Decreto 831/93 (Ley 24.051) de residuos peligrosos de Argentina.

- Los análisis fisicoquímicos de las muestras permitieron determinar que en general presentan una textura franco-franco arenosa, con un pobre contenido en materia orgánica, un pH ligeramente alcalino, con escaso contenido de macronutrientes y micronutrientes.
- La presencia de pirita en las muestras recolectadas de los diferentes taludes (confirmada por DRX), podrían probablemente generar DAM en el futuro, dado que este componente es el mayor precursor en la generación de aguas ácidas al entrar en contacto con el aire y el agua.
- Las características de los suelos estudiados, típicas de las zonas áridas, no son las más adecuadas para sostener el crecimiento de las especies vegetales. Sin embargo, la densidad aparente calculada (que varió entre 1,3 y 1,5 g.cm⁻³) indicaría condiciones apropiadas para el normal desarrollo de las raíces de las plantas en los depósitos.
- Del análisis de los metales y metaloides, solamente el As presentó concentraciones que superaban los límites permisibles para los tres tipos de uso de suelos establecidos en el Dto. 831 (ley 24.051) de residuos peligrosos. Además, el Pb y el Zn superaron los niveles normados para el uso agrícola y residencial. Solo el Cu no se encontró superando los límites permisibles para ninguno de los usos señalados; Los metales Cd y Mo en todas las muestras superaron los límites permisibles para el uso agrícola. La concentración de Ag superó el límite permitido incluso para uso

industrial en relaves del talud C. Por otra parte, según la clasificación del grado de contaminación en suelos por metales propuesta por Kelley (2002), solamente el Pb y el Zn presentaron una ligera contaminación y una contaminación respectivamente.

- De manera general, los relaves mineros estudiados pueden ser considerados según la nueva clasificación de suelos como tecnosuelos, es decir suelos cuyas propiedades tienen un origen técnico (BRMRS, 2007).
- Los resultados arrojados en el ensayo de predicción de drenaje ácido de minas (PPN mayores a 1,2) en el nivel superior (0-15 cm), permitirían indicar que en estos niveles los relaves no son potenciales generadores de acidez, sin embargo se deberá prestar atención a los puntos correspondientes al talud C, quien presentó un valor PPN que se encuentra al límite del estipulado en la norma de referencia (1,2) cuando se consideró el factor de corrección (62,5) propuesto en Dold, 2010 para el cálculo de PA a niveles de pH cercanos a la neutralidad.
- El ensayo de extracción química secuencial mostró perfiles de extracción bastante similares entre los distintos taludes. El Cu evidenció una mayor asociación de este metal a los carbonatos y óxidos de Fe y Mn; el Zn se asoció también a los carbonatos y óxidos de Fe y Mn, y a la materia orgánica y a la fase residual. Se encontró una preferente asociación o afinidad del Mn a la fase de los carbonatos y una mayor asociación del Fe a la fase residual, y una evidente mayor afinidad del Pb a la fase asociada a los óxidos de Fe y Mn. Es decir, los metales como el Zn, Cu y Mn presentarían mayor movilidad ante una eventual generación de drenaje ácido. Sin embargo debería utilizarse (a futuro) un método de extracción secuencial más selectivo que permita separar mejor los sulfuros de la fase residual y de la fase de óxidos-hidróxidos de hierro y que se ajuste a la mineralogía presente en estos relaves
- Se evidenció la presencia de una capa compacta y endurecida sobre la superficie de los diques (duripan), que actúa como una cubierta sobre los residuos y los protege del avance de la oxidación, favoreciendo la disminución de la percolación del agua pluvial y la posterior distribución de los componentes de los residuos mineros al entorno.
- Por último, se debe destacar que la presencia de microorganismos oxidantes del hierro, detectados en el ensayo biológico, junto con las condiciones micro ambientales (pH, T, humedad, Eh) y la presencia de pirita en los residuos podrían favorecer o acelerar a futuro la oxidación de

los minerales y la consecuente distribución o dispersión de elementos potencialmente tóxicos más allá del área donde está contenido el PAM estudiado.

CAPÍTULO IV

CARACTERIZACIÓN PRELIMINAR DE LA VEGETACIÓN COLONIZADORA DEL PAM

4.1. Introducción

La disposición final de los residuos generados en las actividades mineras ha impactado notablemente suelos y acuíferos, y ha ocasionado la pérdida de cobertura vegetal y la formación de estructuras poco consolidadas susceptibles a la erosión eólica e hídrica. En sitios contaminados con metales y metaloides, la estructura de la vegetación y biodiversidad se encuentra reducida, usualmente se observan parches en el suelo y árboles esparcidos o ausentes (Wickland, 1990).

Las elevadas concentraciones de metales en las plantas, inhiben la germinación de semillas, el crecimiento y desarrollo, además de alterar muchos procesos bioquímicos y fisiológicos (Ej. daño de la membrana celular, reducción de la transpiración, inhibición de la síntesis de proteínas, daño e inhibición de la fotosíntesis y afectación de la actividad de varias enzimas) (Monni *et al.*, 2001, Atici *et al.*, 2003).

En general los pasivos ambientales mineros, representan nuevos espacios potenciales de colonización por parte de las especies vegetales presentes en las áreas circundantes a las explotaciones mineras, ya sean nativas, introducidas o naturalizadas, siendo de interés el estudio de la captación de metales por las mismas ya sea para aplicarlas en futuros programas de fitorremediación y/o por su potencial toxicidad al ser ingeridas por la fauna local (León-Lobos *et al.*, 2011).

En este capítulo en primer lugar se detalla una descripción y caracterización de la vegetación que se ha desarrollado sobre los taludes que constituyen el PAM localizado en el predio de la planta de tratamiento de Andacollo Gold SA, en segundo lugar se muestran los ensayos realizados para determinar la concentración de elementos potencialmente tóxicos acumulados en sus diferentes estructuras y la posterior evaluación del riesgo efectivo de dicha vegetación asociada al sitio donde se encuentran emplazadas.

4.2. Materiales y métodos

4.2.1. Muestreo de especies vegetales

El criterio de selección de las especies recolectadas del sitio para este trabajo fue por un lado la abundancia respecto a otras especies y, por el otro, el aprovechamiento de éstas por parte del ganado. En la figura 29 se observan en verde, los puntos de muestreo de las especies recolectadas en el campo y en la figura 30 animales pastando en el sector de estudio.



Figura 29. Puntos de muestreo de las especies vegetales recolectadas de los taludes

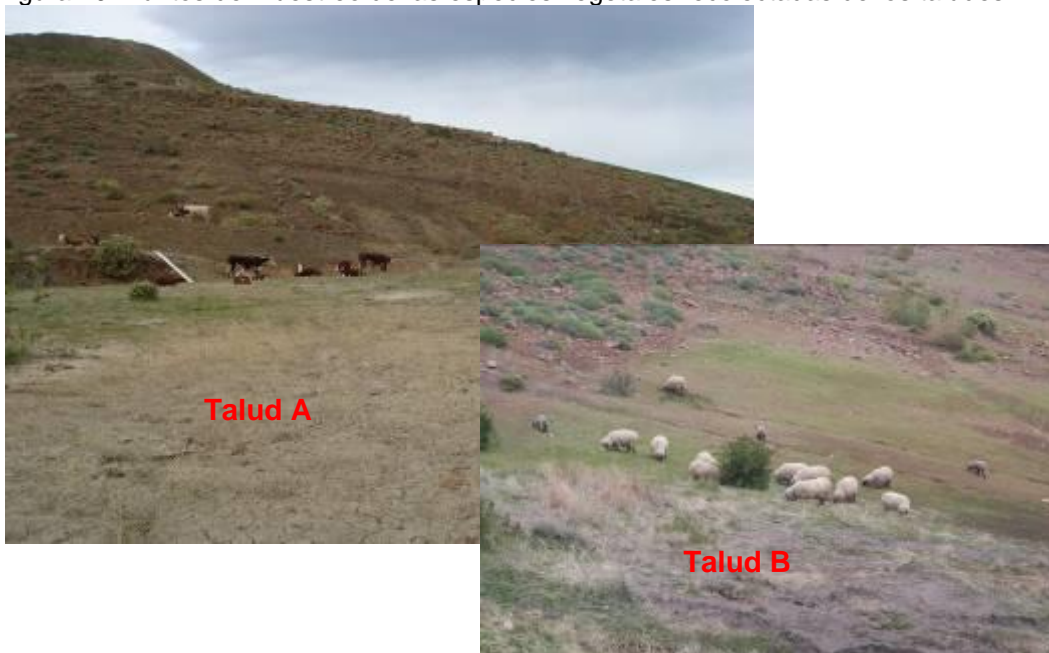


Figura 30. Imágenes de animales pastando sobre los taludes que conforman el PAM

La recolección de la vegetación fue realizada al azar, intentando conservar todas las partes constitutivas de las mismas (tallo, raíz, hojas y flores si existían). Cada especie fue colocada en bolsas de plástico apropiadas para su traslado al laboratorio y rotuladas para su posterior identificación.

4.2.2. Acondicionamiento y determinación de metales en los tejidos vegetales

Sobre las plantas recolectadas se evaluó la posible acumulación de metales en sus tejidos (tallo, raíz y hoja). Para ello, se realizó en primer lugar la descontaminación mediante un doble lavado con agua del grifo y dos veces con agua destilada para retirar todo material que se encontrara adherido a la superficie de las mismas. A continuación se procedió a separar en tallo, raíz y hoja a cada una de las plantas y se las colocó en bolsas de papel a los efectos de llevar a cabo el secado en estufa a 70°C durante 12-24 hs aproximadamente.

En las figuras 31, 32 y 33 se muestran las estructuras vegetales separadas en sus partes constitutivas, ordenadas de acuerdo al talud de procedencia.

Especies recolectadas del talud A





Figura 31. Partes constitutivas de las especies: *Mulinum spinosum* (A), *Chenopodium álbum* (B), y *Fabiana imbricata* (C)

Especies recolectadas del talud B



Figura 32. Partes constitutivas de las especies: *Rosa rubiginosa –eglanteria* (A) y *Chenopodium album* (B)

Especies recolectadas del talud C

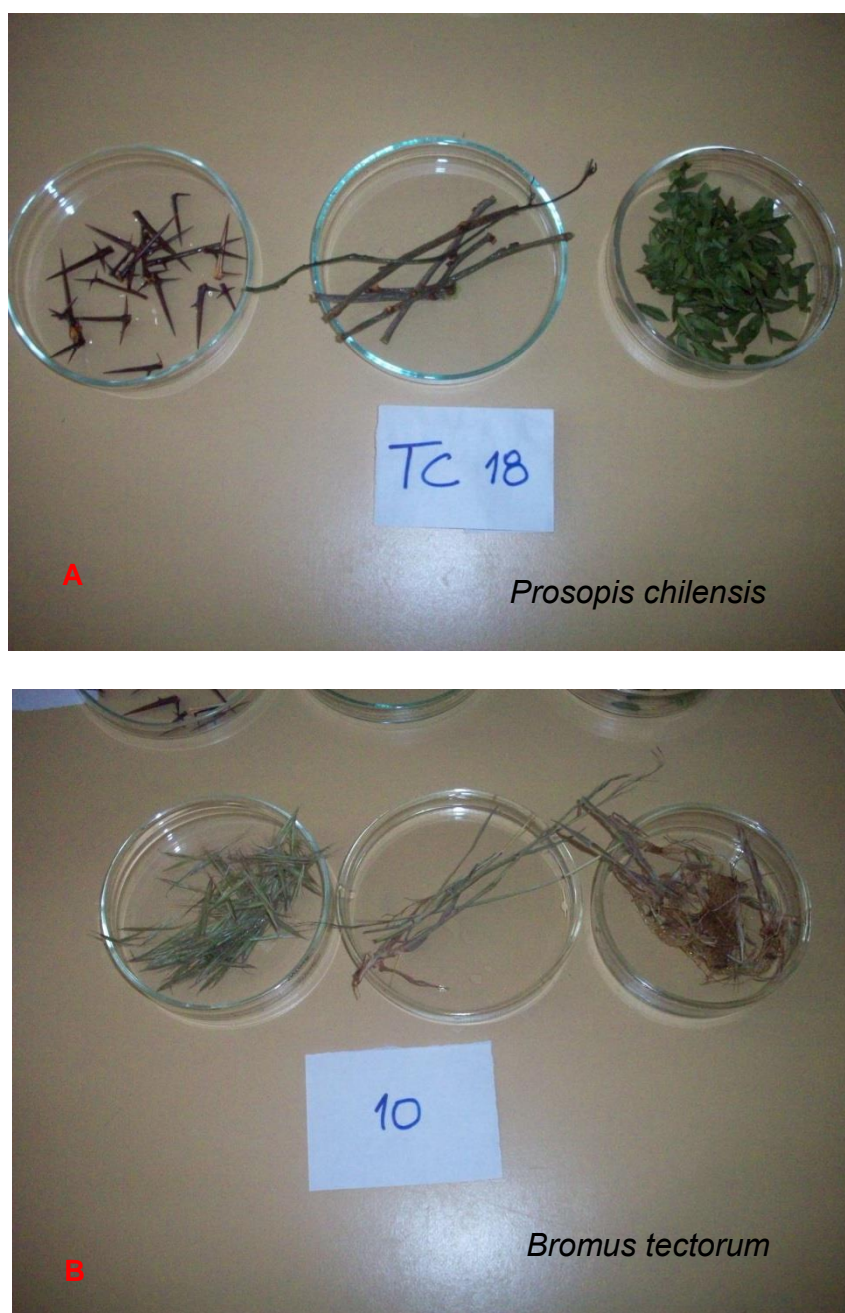


Figura 33. Partes constitutivas de las especies: *Prosopis chilensis* (A) y *Bromus tectorum* (B)

En algunas especies no se contó con alguna de las partes constitutivas mencionadas, por lo que se determinó el contenido de metales en otras estructuras, tales como espinas y flores en aquellas que las poseían.

Posteriormente, se efectuó la molienda, que fue realizada a través de un mortero de ágata hasta un tamaño de partícula tal que permita el ataque ácido final para la determinación de metales. Los procedimientos de descontaminación, secado y molienda fueron realizados según la metodología descrita por Sadzawka et al. (2007).

Una vez realizado el acondicionamiento de las muestras vegetales, fueron colocadas en vasos de teflón y sobre estufa precalentada (80-85°C) se llevó a cabo la digestión ácida mediante el agregado de pequeñas alícuotas de una mezcla de ácidos compuesta por HNO_{3(C)} y H₂SO_{4(C)} (4:1) concentrados. Durante el procedimiento de digestión se fueron agregando pequeños volúmenes de HNO_{3(C)} para producir la degradación total de la materia orgánica (Xú & Jaffé, 2006). Por último, los extractos obtenidos fueron colocados en tubos falcón y enrasados a 30 mL con agua destilada.

El contenido de Cu, Fe, Mn, Pb y Zn de los extractos fue determinado por espectrofotometría de absorción atómica, utilizando un espectrofotómetro de absorción atómica marca Shimadzu AA 6650F. En la figura 34, se resumen las diferentes etapas de acondicionamiento de las muestras vegetales.

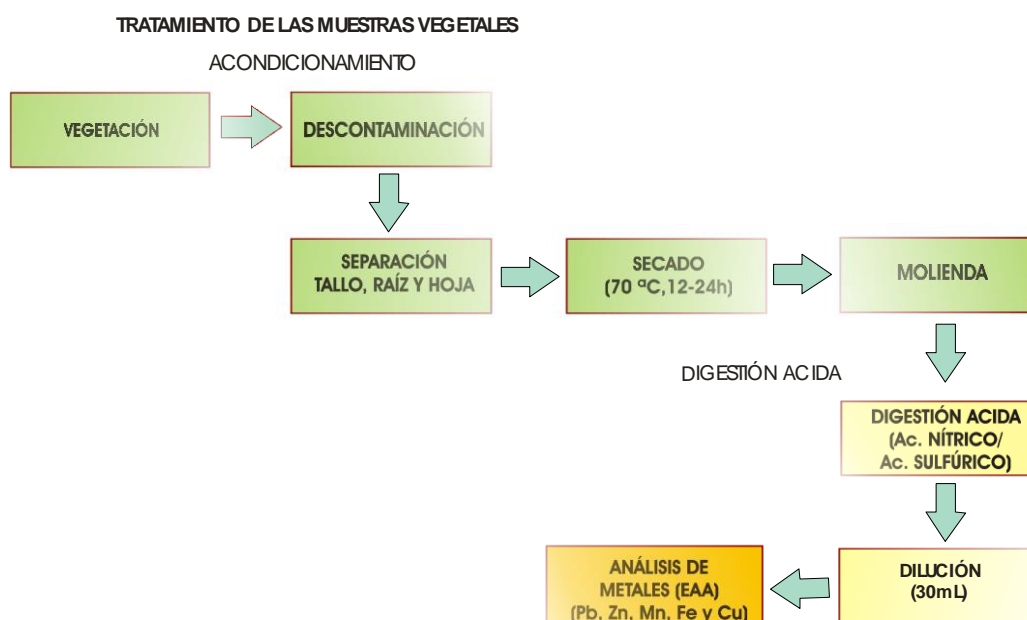


Figura 34. Etapas de preparación y análisis de la vegetación recolectada

4.2.3. Bioconcentración y traslocación de metales en la biomasa vegetal

Con los resultados obtenidos se determinaron los factores de bioconcentración (FB) y el de traslocación (FT) de acuerdo con los criterios establecidos por Fitz & Wenzel (2002). El factor de bioconcentración se calculó dividiendo la concentración del metal de interés en la fitomasa de la planta ($\mu\text{g g}^{-1}$) por la concentración del elemento en el suelo ($\mu\text{g g}^{-1}$) (Tu *et al.*, 2003; Rizzi *et al.*, 2004; Maldonado *et al.*, 2011):

- Factor de bioconcentración (FB), en la ecuación 13 se muestra la expresión de cálculo:

$$FB = C_{M^+R} / C_{M^+Re} \quad (13)$$

Dónde, C_{M^+R} es la concentración del metal en la raíz y C_{M^+Re} es la concentración del metal total en el relave.

El factor de traslocación se determinó dividiendo la concentración del metal de interés en la fitomasa aérea (hojas y tallos) ($\mu\text{g g}^{-1}$) por la concentración del metal en la fitomasa de la raíz. (Nagaraju & Karimulla, 2002; Anawar *et al.*, 2006; Xú & Jaffé, 2006).

- Factor de traslocación (FT), en la ecuación 14 se muestra la expresión de cálculo:

$$FT = C_{M^+AÉREA} / C_{M^+R} \quad (14)$$

Donde, $C_{M^+AÉREA}$ es la concentración del metal en las partes aéreas de la planta y C_{M^+R} es la concentración del metal en la raíz.

Además de los factores mencionados, se determinó la eficiencia de fitoextracción, mediante la expresión que se muestra en la ecuación 15.

$$EF = \% \text{ de metal extraído por la planta/metal presente en el talud} \quad (15)$$

4.2.4. Análisis de la toxicidad por metales en tejidos vegetales

Por último, se analizaron los resultados obtenidos y se compararon los niveles de metales en los tejidos vegetales con los niveles máximos permitidos para la dieta del ganado, estipulados por la *National Research Council* de Canadá por no tener valores de referencia en el país.

4.3. Resultados

4.3.1. Descripción de la vegetación recolectada del PAM

Del talud A se recolectó un individuo de la especie *Mulinum spinosum* (neneo), uno de *Fabiana imbricata* y uno de *Chenopodium album*, sobre el talud B un individuo de la especie *Chenopodium album* y uno de *Rosa rubiginosa L* y sobre el talud C un individuo de la especie *Bromus tectorum* y una de *Prosopis chilensis*. En algunas plantas no fue posible recolectar todas las partes constitutivas de las mismas, dado que al momento del muestreo o bien el tamaño de la planta no lo permitía, o en ocasiones alguna de las estructuras simplemente no existía.

De todas ellas, la especie *Bromus chilensis* presentó una abundancia de 60% aproximadamente y *Mulinum spinosum* (neneo) un 30%. Una imagen de la cobertura vegetal del área bajo estudio, construida a partir de los datos recopilados en el campo y procesados con el software informático IDRISI-32/1999, puede observarse en la figura 35. En dicha imagen se muestran en color rojo, las áreas que presentaban un 25%

aproximadamente de vegetación esparcida, en amarillo y verde claro los sectores con baja (25-50%) y moderada (50-75%) presencia de vegetación y en verde oscuro se representaron las áreas que mayor cantidad de especies presentaba (75-100%). En general esta última clasificación fue observada como manchones distribuidos en el área analizada.

COBERTURA VEGETAL

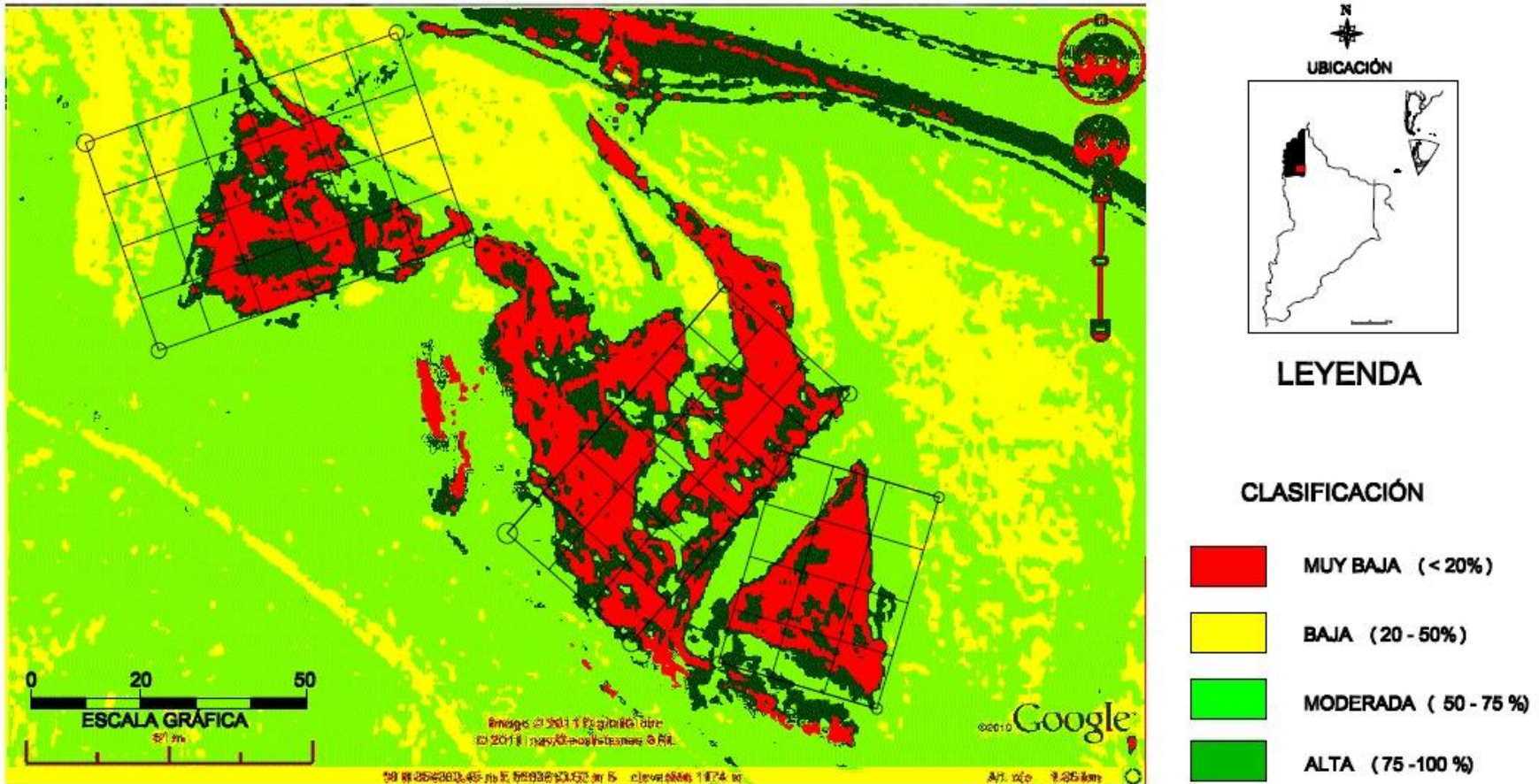


Figura 35. Imagen de la cobertura vegetal del sitio de estudio

4.3.1.1. *Mulinum spinosum* (neneo)

Es un arbusto espinescente, de hojas tripartitas que generalmente forma matorrales hemisféricos en cojín. Es una planta muy difundida como principal componente de la estepa herbáceo-arbustiva, apareciendo a altitudes de 40-1.500 m.s.n.m. Es la principal especie de disponibilidad primavera-estival cuyos brotes, flores y frutos forman parte importante de la dieta de ovinos y caprinos en la región patagónica. Se ha demostrado que dentro de un amplísimo grupo de vegetación autóctona, la especie *M. spinosum*, ha sido catalogada como una planta metalófito con capacidad de acumular metales (principalmente Cu) en sus tejidos (Bech et al., 2001; Ginocchio et al., 2002; Ginocchio & Baker 2004). Adicionalmente, se ha comprobado la presencia de ciertos metabolitos secundarios contenidos en hojas, flores y frutos (saponinas y flavonoides entre otros), los cuales consumidos en altas concentraciones producen efectos tóxicos en los animales que la consumen, así como un sabor amargo en las carnes de animales para consumo, lo que disminuye significativamente el valor comercial en la economía ganadera de la región (Chiaramello et al., 2003; Ochoa et al., 2003). Estas características hacen a la especie *M. spinosum* una herbácea apta para su consideración en los planes de vigilancia ambiental de la zona de estudio. En la figura 36 pueden observarse ejemplares de *M. spinosum* en el sitio de trabajo.



Figura 36. Ejemplares de *Mulinum spinosum* en el sitio de estudio

4.3.1.2. *Fabiana imbricata*

Es una de las cinco especies del género *Fabiana* que crecen en la Patagonia, cuya distribución se extiende desde el sur de Mendoza, hasta el centro de Chubut en Argentina y desde Atacama hasta Valdivia en Chile (Del Vitto & Petenatti, 1999). Forma matorrales y presenta características de xerofilia (Figura 37). Su ambiente principal es

la media ladera, en el quiebre de las pendientes. La cobertura de este arbusto en los matorrales es superior al 50%; mientras que en los peladales es muy inferior. Se trata de un arbusto de 1,5-3 m de altura (Correa, 1998). Presenta tallos densamente hojosos, con hojas imbricadas y una cápsula que contiene numerosas semillas reniformes con testa reticulada, de tamaño variable (Correa, 1998). La floración se extiende entre septiembre y enero (Montecino & Conejeros, 1985) y presenta un banco de semillas persistente (González, 2002). En medicina popular su infusión se utiliza para facilitar la digestión, como remedio contra enfermedades venéreas, como diurético y en infecciones de las vías respiratorias (Montecino & Conejeros, 1985). Según algunos autores la distribución de estos matorrales estaría controlada por la presencia de una napa freática poco profunda y por la separación de nichos de los sistemas radiculares (Higgins et al., 2000), sobre derrubio de rocas, o en suelos arenosos de textura gruesa, en los cuales las especies leñosas con raíces profundas logran aprovechar el agua (Oliva et al., 2001).



Figura 37. Imagen de ejemplar de *Fabiana imbricata* (palo picho) recolectado del talud A

4.3.1.3. *Chenopodium álbum*

También denominada “quinoa blanca” es una planta anual, erecta de 0,2 hasta 2 m de altura que posee hojas alternas irregularmente dentadas. Se encuentra distribuida en Argentina en una vasta zona que comprende desde La Rioja hasta Santa Cruz, siendo maleza de cultivos extensivos como trigo, arroz, girasol y lino. Las hojas son de formas muy variables, enteras o dentadas, percioladas. Es una especie que desarrolla en los meses de verano-otoño y que florece en la primavera. Respecto a la distribución suele encontrarse en bordes de caminos, terrenos removidos y como componente de

los cultivos (Aizpuru et al., 1999; Lauber & Wagner, 2000; Villarías, 2000; Carretero, 2004).

En general la familia *Chenopodiaceae*, a la cual pertenece *C. album*, se caracteriza por contener diferentes grupos de metabolitos secundarios de los cuales los más importantes son los alcaloides, esteroides, flavonoides, fenoles y saponinas (Ibrahim et al., 2007). Estas sustancias, que están distribuidas en diferentes órganos de la planta, principalmente en raíces, hojas y semillas, pueden interferir en el metabolismo de otros organismos, causando efectos variables, como fagorrepelencia, esterilización, bloqueo del metabolismo e interferencia en la metamorfosis sin necesariamente causar la muerte (Lancher, 2000). Tradicionalmente *C. album* ha sido utilizado desde centurias como diurético, laxante, sedante, hepatoprotector y por sus propiedades antiparasitarias. La actividad antihelmíntica de *C. album* se comprobó tanto in vitro como in vivo, justificando su uso en medicina popular (Jabbar et al., 2007). Los ejemplares recolectados en el campo pueden observarse en la figura 38.



Figura 38. Imágenes de individuos de *Chenopodium album* recolectados del talud A (izquierda) y del talud B (derecha)

4.3.1.4. *Rosa rubiginosa* L.

El género *Rosa* L. comprende numerosas especies originarias de Europa y Asia, varias de las cuales son invasoras en áreas naturales de diferentes regiones del mundo (Wiersema & León, 1999). Para Argentina están citadas tres especies de origen europeo: *Rosa rubiginosa* L, *Rosa sicula* Tratt y *Rosa micrantha* Borrer ex Sm. (Zuloaga & Morrone, 1999) y la especie de origen asiático, *Rosa multiflora* Thunb. (Rapoport & Brion, 1991; Ezcurra & Brion, 2005). Sin embargo, la única especie con distribución amplia en el norte de la Patagonia es *Rosa rubiginosa* L.

La misma, fue introducida a principios del siglo pasado y en la actualidad se encuentra naturalizada tanto en los bosques como en la estepa (Bran et al., 2004). Es una especie arbustiva exótica que crece en forma silvestre o cultivada en regiones de

clima lluviosos, frío y generalmente en suelos pobres de llanos y montañas de poca elevación. Puede llegar a medir hasta 2 m de altura; sus tallos son flexibles cubiertos de espinas de color violáceo. Sus flores son delgadas y con espinas. Desarrolla un fruto rojizo ovalado que contiene muchas semillas (70% de su peso). Es difundida por los animales, especialmente vacunos y equinos, que utilizan esta planta como forrajera. De las semillas, se extrae el aceite, cuyas bondades dermatológicas son conocidas desde fines del siglo XIX, mientras que sus frutos han sido utilizados para la fabricación de dulces y jaleas. Es una planta resistente a numerosas enfermedades, tolera niveles elevados de alcalinidad, no requiere suelo fértil ni buen drenaje y es tolerante a la sequía. En la figura 39 se muestra el ejemplar de *R. rubiginosa* L. recolectada del talud B.



Figura 39. Ejemplar de *Rosa rubiginosa-eglanteria* recolectada del talud B

4.3.1.5. *Bromus tectorum*

Es una gramínea de la familia de las poáceas, anual, de porte muy variable, normalmente de 30-50 cm, pero a veces enanizada. Posee panojas laxas de aspecto característico, color verdoso a violáceo, pajizo a la madurez. Es una planta adventicia nativa de Europa introducida en la década los años 40, que se ha naturalizado y es muy común en toda la Patagonia. Se encuentra descrita en ambientes muy diferentes como en Parque Nacional Laguna Blanca (Villamil & Testoni, 2012), en ambientes salinos (Gandullo, 2004) o en ambientes de alta montaña como el del Parque Provincial Trómen.

Esta especie definida como invasora por su gran capacidad de colonizar suelos perturbados ha sido evaluada para ser utilizada en trabajos de fitorremediación de metales pesados (Pastor & Hernández, 2002). También ha sido ampliamente estudiada su capacidad para crecer en ambientes mineros, tales como escombreras, vertederos

abandonados y suelos contaminados (Pastor & Hernández, 2002), así como, la capacidad para captar metales y metaloides como Cu, Zn, Ni y As, en niveles cercanos a los máximos establecidos por la normativa española (Pastor, 2009; Pastor *et al.*, 2008). En la figura 40 se muestra el ejemplar recolectado de esta especie.



Figura 40. Imagen de individuos de *Bromus tectorum* recolectados del talud C

4.3.1.6. *Prosopis chilensis* “algarrobo blanco”

De la familia leguminosae. En general se desarrolla como un árbol de 4-8 m de altura, con ramas flexuosas, nudosas espinas geminadas rectas, divergentes; hojas glabras, por lo común biyugas, pecíolo con mucrón alargado de 2 mm de longitud. Esta especie puede encontrarse desde el sur de Perú hasta el paralelo 34° S aproximadamente, siendo muy abundante en el Norte de Chile. Es cultivada en muchos países del mundo. En Argentina, se encuentra en las provincias fitogeográficas del Monte Septentrional y penetra en la porción más cercana de Chaco. La floración se produce durante los meses de octubre, noviembre y diciembre y la fructificación en febrero, marzo y abril (Soria *et al.*, 2007).

Los frutos de *Prosopis* tienen alrededor del 25% de glucosa, 11 - 17% de almidón y entre 7 - 11% de proteínas, hierro, calcio y presenta una buena digestibilidad (Soria *et al.*, 2007). Estas características lo hacen muy aprovechables para la alimentación animal y humana (arrobe, añapa, aloja). En medicina, se la utiliza como astringente, cicatrizante, desinflamante, antihemorrágico y diurético. En la figura 41 se muestra un ejemplar de esta especie recolectada del talud C.



Figura 41. Individuo de *Prosopis chilensis* recolectada del talud C

4.3.2. Contenido de metales en los tejidos vegetales

En la tabla IX se resumen los contenidos de metales en solución expresados como ppm en las diferentes partes de las plantas obtenidos por EAA. En el análisis de los resultados para cada metal ensayado, que se presenta a continuación, se indicó como no detectado cuando la concentración del metal fue menor que el límite de detección del equipo de absorción atómica utilizado.

4.3.2.1. Plomo

El plomo fue detectado solo en la raíz de las plantas recolectadas, a excepción de *M. spinosum* en donde se detectó su presencia en las hojas pero en baja concentración. Asimismo, se observó que en *R. rubiginosa*, *P. chilensis* y *F. imbricata*, no se detectó presencia de Pb con los métodos analíticos utilizados y que *C. album* fue la especie que presentó mayor concentración de este metal en la raíz.

4.3.2.2. Manganeso

El manganeso pudo detectarse en prácticamente todas las estructuras de las plantas (tallo, raíz, hojas, espinas, flores), sin embargo en algunas especies como *B. tectorum*, *C. album* y *M. spinosum*, el Mn presentó mayor concentración en la raíz. Mientras que las especies *P. chilensis*, *R. rubiginosa* y *F. imbricata* presentaron mayores

concentraciones de este elemento en sus partes aéreas, siendo esta última la que mayor concentración de Mn presentó en hojas.

4.3.2.3. Zinc

Este metal fue detectado en todas las especies seleccionadas a excepción de *R. rubiginosa*. En especies como *M. spinosum* y *F. imbricata* la mayor concentración pudo hallarse en las partes aéreas al contrario de lo sucedido en las especies *B. tectorum* y *C. album* en donde solo se encontró una mayor concentración en sus raíces. *F. imbricata* fue la especie que evidenció la mayor capacidad de captar este metal en las partes aéreas, sin embargo, en este caso no se determinó en raíz ya que no pudo recolectarse esta parte de tejido en el campo.

4.3.2.4. Cobre

En general el contenido de Cu en las especies seleccionadas para este estudio fue muy bajo. El ejemplar de *C. album* recolectado del talud A presentó cobre solo en sus tallos, mientras que el ejemplar de *C. album* recolectado del talud B solo evidenció Cu en sus raíces. *F. imbricata*, *R. rubiginosa*, *P. chilensis* y *B. tectorum* no presentaron Cu en sus tejidos.

4.3.2.5. Hierro

Sin dudas el ejemplar que presentó mayor capacidad de captar este metal fue *M. spinosum* con una concentración mayor en sus partes aéreas. En general el Fe se presentó en todas las especies y en concentraciones variables, siendo las especies *M. spinosum*, *F. imbricata* y *P. chilensis* las que presentaron mayor concentración en las partes aéreas, aunque para estas dos últimas no se pudieron recolectar sus raíces. Por último, los dos ejemplares de *C. album* y *B. tectorum* presentaron mayor concentración de Fe en sus raíces.

Tabla IX. Contenido de metales pesados en las diferentes partes de las especies estudiadas

Especies	Pb (ppm)	Mn (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)	Fe (ppm)	Partes
<i>M. spinosum</i>	0,20	0,49	<0,1	<0,10	1,83	hoja
	< 0,2	1,99	7,66	0,15	688,73	tallo
	0,61	3,85	0,93	<0,10	132,19	raíz
<i>F. imbricata</i>	< 0,2	1,73	3,07	<0,10	6,25	hoja
	< 0,2	0,57	6,12	<0,10	3,41	tallo
	< 0,2	1,09	0,51	<0,10	6,97	flor
<i>C. album</i>	< 0,2	0,22	<0,1	0,12	2,04	tallo
	0,26	0,31	0,24	<0,10	25,81	raíz
<i>C. album</i>	< 0,2	0,55	2,63	<0,10	4,30	hoja
	< 0,2	0,34	<0,1	<0,10	7,04	tallo
	0,98	1,11	3,60	0,34	83,62	raíz

<i>R. rubiginosa</i>	< 0,2	1,03	<0,1	<0,10	5,24	hoja
	< 0,2	0,28	<0,1	<0,10	1,01	tallo
	< 0,2	0,54	<0,1	<0,10	7,19	raíz
<i>P. chilensis</i>	< 0,2	0,93	0,15	<0,10	2,70	hoja
	< 0,2	0,21	<0,1	<0,10	9,37	tallo
	< 0,2	0,27	<0,1	<0,10	1,22	espinas
<i>B. tectorum</i>	< 0,2	0,30	<0,1	<0,10	3,41	hoja
	< 0,2	0,63	<0,1	<0,10	3,51	tallo
	0,58	1,59	1,10	<0,10	31,07	raíz

4.3.3. Bioconcentración y traslocación de metales

La acumulación de metales y metaloides en los tejidos vegetales por absorción u otras formas de asociación natural, permite que los metales y metaloides se encuentren biodisponibles a los seres humanos y animales a través del consumo de estos productos (Gincchio et al., 2002, Prieto García et al., 2005, Friesl et al., 2006). Es importante mencionar que las plantas expuestas a suelos contaminados pueden captar metales y metaloides directamente a través de las raíces por absorción directa del agua de escorrentía subterránea, superficial y/o subsuperficial que percola a través de los taludes durante las precipitaciones.

Para determinar que especies, tienen la propiedad de acumular metales en sus tejidos y cuales tienen la capacidad de traslocar estos a las partes aéreas, se calcularon los factores de bioconcentración (FB) y el de traslocación (FT) de acuerdo con los criterios establecidos por (Fitz & Wenzel, 2002).

Los resultados, se muestran en la tabla X, en la misma puede observarse que el FB alcanzó, en todos los casos, valores menores a 1 indicando una baja capacidad de estas plantas de captar metales del medio.

Por otra parte, solamente los FT de Fe y Zn calculados para *M. spinosum* ($FT_{Fe}= 2,61$; $FT_{Zn}= 4,12$) y el FT para Mn de la *R. rubiginosa* ($FT_{Mn}= 1,21$) presentaron un valor mayor a 1 indicando que estas especies vegetales tienen capacidad de traslocar esos metales desde la raíz a sus partes aéreas.

La eficiencia de fitoextracción fue solo significativa para la especie *Mulinum spinosum* alcanzando un valor de un 32,3% mientras que la especie *Bromus sp*, *Rosa eglanteria* y *Prosopis sp*, presentaron una mayor eficiencia de fitoextracción para el Mn (7,40, 1,34 y 1,11%). Por último, la especie *Chenopodium album* mostró mayor eficiencia para fitoextraer Pb y la especie *Fabiana imbricata* para fitoextraer Zn.

Tabla X. Resultados de los factores de bioconcentración y de traslocación de metales

PLANTAS	FACTOR DE BIOCONCENTRACIÓN			FACTOR DE TRASLOCACIÓN		
---------	----------------------------	--	--	------------------------	--	--

	Pb	Mn	Zn	Cu	Fe	Pb	Mn	Zn	Cu	Fe
<i>M. spinosum</i>	0,01	0,06	0,11	0,002	0,32	0,164	0,32	4,12	nd	2,61
<i>F. imbricata</i>	nd	0,03	0,126	nd	0,0065	nd	nd	nd	nd	nd
<i>B. tectorum</i>	0,02	0,07	0,041	nd	0,048	nd	0,39	nd	nd	0,15
<i>C. album</i>	0,005	0,007	0,0047	0,03	0,016	nd	0,71	nd	nd	0,08
<i>C. album</i>	0,02	0,013	0,13	0,05	0,027	nd	0,44	0,4	nd	0,074
<i>P. chilensis</i>	nd	0,013	0,0018	nd	0,005	nd	Nd	nd	nd	nd
<i>R. rubiginosa</i>	nd	0,011	nd	nd	0,003	nd	1,21	nd	nd	0,43

Nd: no detectado

4.3.4. Análisis del riesgo de toxicidad por metales

La Tabla XI presenta el contenido de metales pesados en ppm, es decir, en mg del metal por kg de tejido vegetal. En general las plantas no presentaron valores significativos en cuanto a la toxicidad por metales presentes en sus tejidos en comparación con las concentraciones máximas tolerables en la dieta del ganado según la National Research Council (NRC, 2005). La excepción fue la alta concentración de Fe presente en las especies *M. spinosum* (TA), *B. tectorum* (TC) y en *C. album* (TB), que superaron el valor límite establecido para el consumo del ganado.

Tabla XI. Contenido de metales pesados en los tejidos vegetales de las especies seleccionadas y comparación con la norma de referencia (National Research Council, 2005)

Talud	Especie vegetal	Pb (ppm)	Mn (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)	Fe (ppm)
TA	<i>Mulinum spinosum</i>	8,10	63,30	85,90	1,5	8227,50
	<i>Fabiana imbricata</i>	0,0	33,90	97,00	0,0	166,30
TB	<i>Chenopodium album</i>	3,90	7,95	3,60	1,8	417,75
	<i>Chenopodium album</i>	10,39	21,20	66,04	3,6	1006,64
	<i>Rosa rubiginosa</i>	0,0	18,50	0,0	0,0	134,40
TC	<i>Bromus tectorum</i>	17,93	77,94	34,02	0,0	1174,95
	<i>Prosopis chilensis</i>	0,0	14,10	1,50	0,0	132,90
Valor de referencia para la dieta del ganado (NRC, 2005)		100	2000	500	40	500

Si bien, el Fe es un elemento fundamental para la vida, porque participa de todos los procesos de óxido reducción del organismo, interviene en la respiración celular y forma parte de varias enzimas involucradas en el mantenimiento de las células (Forrellat *et al.*, 2000), aumentos en la concentración de Fe inhibe la absorción de Cu, afectando también el metabolismo del Zn. Mullis *et al.*, (2003), reportaron en novillos alimentados con dosis elevadas de Fe en el alimento disminuciones de la concentración de Cu en plasma e hígado atribuido al efecto antagónico del Fe, provocando anemia en los

animales sometidos a estas condiciones. Asimismo, se ha demostrado que en suelos ácidos con pH 4-5, el Fe en un ambiente reducido puede favorecer la liberación de Mo, haciendo que se encuentre más disponible para las plantas y que se formen complejos con el Fe que al interactuar con el Cu se vuelva más disponible para las mismas (Chicco & Godoy, 2002). Elevadas concentraciones de uno u otro elemento pueden provocar deficiencia o toxicidad en rumiantes (Schalm, 1964).

Asimismo, el Fe tiene un efecto inhibitorio sobre la población de microorganismos ruminales, debido a que al acumularse en las células microbianas, se eleva su concentración y esto puede llegar a inhibir la actividad enzimática sobre la degradación de celulosa en el rumen (Harrison *et al.*, 1962).

Los requerimientos de Fe para ovinos y caprinos oscila entre 30 mg Fe.Kg⁻¹ de materia seca (MS) (NRC, 2007) (Tabla XII). Con una dosis de 1.000 mg.Kg⁻¹ de MS consumida, puede causar la muerte de los animales y con una dosis de 250-500 mg.Kg⁻¹ de MS consumida pueden presentarse cuadros de diarrea, anemia y muerte de los animales, debido fundamentalmente a que el Fe no permite la absorción de Cu (NRC, 2001).

Tabla XII. Requerimiento de Fe en rumiantes (mg/Kg de materia seca consumida). Adaptado: NRC, 2001, NRC, 2007

ANIMALES	Dosis Tóxica de Fe (mg/Kg Ms)
Bovinos de leche	1.000
Bovinos de carne	1.000
Ovinos	500
Caprinos	500

4.3.5. Consideraciones acerca de las plantas muestreadas

B. tectorum: en general esta gramínea invasora, con una marcada habilidad de colonización de sitios afectados, ha mostrado en el área de estudio una cobertura aproximada del 40%, sobre todo en el talud C, donde presenta el mayor desarrollo en comparación con otras especies (Figura 42). Han sido reportados estudios sobre esta planta en sitios mineros de España (Madrid, Castilla-La Mancha) (Pastor, 2009), donde fue definida como una especie de interés, no solo por su capacidad de acumular metales, sobre todo Zn sino por su marcada abundancia en suelos antropizados, escombreras y vertederos, indicándose un interesante potencial como planta tolerante para ser utilizada en restauraciones ambientales. Asimismo, la abundancia que presenta, la hace atractiva para los animales de pastoreo sobre todo para el ganado ovino y vacuno, dado que se encuentra presente en casi todas las estaciones del año.



Figura 42. Vista superficial del talud C, puede apreciarse la cobertura mayormente ocupada por gramíneas, sobre todo por *B. tectorum*

Bromus tectorum no solo mostró capacidad para captar Zn (54,1-13,8), sino que además se han determinado concentraciones de Cu (9,5-2 ppm) y Ni (56 ppm) en algunas minas abandonadas de España (Pastor et al., 2008). En el área de estudio, *B. tectorum*, presentó niveles de metales que no superaron los valores de referencia para la dieta del ganado (NRC, 2005), a excepción del Fe cuyo valor es considerado una dosis tóxica para los rumiantes (NRC, 2001; NRC, 2007), sin embargo y de acuerdo al valor arrojado por el factor de traslocación (0,15 ppm), el hierro incorporado a la biomasa no sería aprovechada por el ganado vacuno, pero si por ovinos y caprinos, debido fundamentalmente a su modo de aprehensión del alimento (como consume el alimento), es decir, arrancándolos desde la raíz.

Chenopodium album: esta especie que desarrolla en los meses de verano-otoño y que florece en la primavera, fue identificada en los tres taludes estudiados. Se caracteriza por contener diferentes grupos de metabolitos secundarios (alcaloides, esteroides, flavonoides, fenoles y saponinas (Ibrahim et al., 2007), distribuidos en diferentes órganos de la planta. Es utilizada en medicina popular como diurético, laxante, sedante, hepatoprotector y como antiparasitario, sin embargo se desconoce si la misma se utilizada con estos fines en este caso. No se encontraron datos acerca de su empleo en programas de fitoremediación en la bibliografía, pero si fue posible identificar una especie del género *Chenopodiaceae* (*Chenopodium ambrosioides*) en sitios afectados por la disposición de escorias generadas en los procesos de fundición de metales en la localidad de Los Maitenes, Chile central, donde se encontraron niveles elevados de Cu (368 ppm) en su biomasa (González et al., 2008). Los resultados del

análisis de metales en esta especie mostró que solo el Fe superaba los valores de referencia definidos para la dieta del ganado (NRC, 2005) y que además estos niveles resultan tóxicos para los animales que pastorean en el sitio (NRC, 2001; NRC, 2007). Al igual que *B. tectorum*, *C. album*, presentó valores elevados de Fe en su biomasa y su factor de traslocación, fue inferior a 1 (0,079 ppm), con lo cual también se estima, que no representaría un riesgo toxicológico para el ganado vacuno, pero sí para el ganado ovino y caprino.

M. spinosum: Además de ser una planta muy difundida como principal componente de la estepa herbáceo-arbustiva, es una especie cuyos brotes, flores y frutos forman parte de la dieta de bovinos, ovinos y caprinos en la región patagónica.

Los análisis de metales en sus tejidos, reflejaron la presencia de los metales de interés en niveles que no superan los estándares definidos para la dieta del ganado (NRC, 2005), salvo para el Fe, dónde se encontraron valores que además de ser elevados de acuerdo a la norma de referencia, resultan tóxicos para los animales que las consumen (NRC, 2001; NRC, 2007). Esta especie mostró capacidad para traslocar el Fe a sus partes aéreas (tallo y hojas) siendo el factor de traslocación mayor a 1 (2,61 ppm), con lo cual puede inferirse que tanto el ganado vacuno como el ovino y el caprino, presentan un probable riesgo asociado al consumo de estas plantas. Además de haber mostrado tener el valor más elevado de Fe en su biomasa respecto a las otras especies analizadas, la presencia de ciertos metabolitos secundarios propios de su metabolismo (saponinas y flavonoides) hace de esta especie una planta con probable efecto tóxico sobre los animales que la consumen.

4.4. Conclusiones parciales

Estos resultados preliminares, muestran que tanto las especies nativas (*M. spinosum*) como las introducidas (*R. Rubiginosa L.*) presentes en los depósitos de relaves, se han adaptado a las condiciones de los tecnosuelos presentes en el sitio y se han desarrollado en toda el área estudiada, siendo en la actualidad aprovechadas por los animales de pastoreo de la zona.

Si bien todas las especies analizadas mostraron una baja capacidad de captar metales del medio, solo las especies *M. spinosum* y *R. rubiginosa*, evidenciaron capacidad para traslocar algunos elementos (Fe, Zn y Mn) desde las raíces hacia las partes aéreas, lo que resulta interesante a la hora de evaluar las condiciones toxicológicas a las que están expuestos los animales que pastorean frecuentemente en estos sitios.

Asimismo, el hecho de que existan especies colonizadoras espontáneas de los depósitos de los relaves estudiados indicaría que sobre estos desechos mineros

masivos, se llevan a cabo los procesos naturales de recuperación de la vegetación y con ello la restauración ambiental paisajística de la zona.

SECCIÓN 2

ANÁLISIS Y PROPUESTA DE NORMATIVA AMBIENTAL MINERA



Pila de concentrado de oro generado en las etapas minero-metalúrgicas en la planta concentradora de la empresa Andacollo Gold S.A en la localidad de Andacollo, Neuquén

CAPÍTULO I

DESCRIPCIÓN DE LA LEGISLACIÓN MINERA NACIONAL Y PROVINCIAL

En este capítulo se abordará el análisis del concepto pasivo ambiental en términos legales y se realizará una descripción de la legislación vigente en materia de regulación minera nacional y provincial a los efectos de evaluar los antecedentes normativos respecto de los pasivos ambientales en Argentina.

1.1. Introducción

El término “Pasivo Ambiental”, como el concepto de deuda ecológica, tiene un origen fundamentalmente económico (Russi & Martínez Alier, 2002). En una empresa el pasivo es el apartado del balance del ejercicio donde se registra el conjunto de deudas y gravámenes que disminuyen el activo. Aplicado en términos ambientales, el vocablo se referiría al conjunto de daños realizados o gastos compensatorios que la empresa transfiere a la comunidad a lo largo de su historia (Lamberti, 2008).

Existen varias definiciones de “Pasivo Ambiental Minero”, una de ellas propuesta por Anida Yupari en su informe “Pasivos Ambientales Mineros en Sudamérica” (2003), hace referencia a los impactos ambientales negativos generados por las operaciones mineras abandonadas con o sin dueño u operador identificables y en donde no se haya realizado un cierre de minas reglamentado y certificado por la autoridad correspondiente. Otra definición extraída del “Manual para el Inventario de Minas Abandonadas o Paralizadas” de la Asociación de Servicios de Geología y Minería Iberoamericanos (ASGMI) describe a los Pasivos Ambientales Mineros como aquellos elementos, tales como instalaciones, edificaciones, superficies afectadas por vertidos, depósitos de residuos mineros, tramos de cauces perturbados, áreas de talleres, parques de maquinaria o parques de mineral que, estando en la actualidad en entornos de minas abandonadas o paralizadas, constituyen un riesgo potencial permanente para la salud y seguridad de la población, para la biodiversidad y para el medio ambiente (Páez-Campos & Portaneri, 2011).

Al considerar los pasivos ambientales, surgen dos puntos de análisis, por un lado la evaluación monetaria (cuantificación del daño) y por el otro, la responsabilidad jurídica (¿quién debe hacerse cargo? o ¿quién debe pagar por los daños hacia la comunidad?). En primer lugar, la evaluación de los pasivos se enfrenta a problemas de inconmensurabilidad de valores, es decir, la imposibilidad de traducir en términos monetarios un daño producido, como por ejemplo ¿Cuál sería el valor monetario de la degradación del paisaje, de la pérdida de biodiversidad, etc.? (Munda & O’Neill, 1998). Asimismo, los daños ambientales y sus consecuencia a largo plazo no son fácilmente cuantificables debido a la interacción con los ecosistemas y con la sociedad humana (Chavas, 2000; European Environment Agency, 2001).

Cuando una empresa causa un daño a la colectividad, la responsabilidad moral es clara, pero el grado de responsabilidad jurídica del pasivo ambiental al que las empresas están sujetas depende del sistema legislativo nacional donde el daño se produce. Por esta razón muchas empresas transnacionales occidentales prefieren operar en los países del Sur, no solo porque estos países tienen las materias primas de interés sino porque las normativas ambientales y laborales son menos estrictas y por lo tanto esto permite ahorrar los costos. Sin embargo, muchas veces el problema principal no es la falta de legislación, sino de control por parte de los entes competentes (Russi & Martínez Alier, 2002).

Si bien son una herencia que se arrastra por siglos, es recién a fines de la década de los 80' que existe un notorio esfuerzo por conceptualizar, caracterizar, catastrar, y a partir de ello, elaborar leyes o proyectos de ley y desarrollar procesos de remediación o de mitigación de daños en los lugares más afectados. En países de larga tradición minera este concepto se encuentra incluido en la legislación ambiental o minera vigente, tal es el caso de Bolivia y Perú respectivamente, o bien en proyectos de Ley, como en el caso de Chile.

De acuerdo al artículo 2º) de la Ley de Pasivos Ambientales Mineros N° 28.271 de Perú, son considerados Pasivos Ambientales Mineros “aquellas instalaciones, efluentes, emisiones, restos o depósitos de residuos producidos por operaciones mineras, en la actualidad abandonadas o inactivas y que constituyen un riesgo permanente y potencial para la salud de la población, el ecosistema circundante y la propiedad” (Oblasser & Chaparro, 2008). Perú es el único país latinoamericano que posee una legislación específica para la gestión de los pasivos ambientales mineros.

En la propuesta legislativa de Chile se consideran los Pasivos Ambientales Mineros como las faenas mineras abandonadas o paralizadas, incluyendo sus residuos, que constituyen un riesgo significativo para la salud o seguridad de las personas, para el medio ambiente o para las actividades económicas (Oblasser & Chaparro, 2008).

En Argentina, el tema de la protección ambiental para la industria minera se incorporó en el Código de Minería en 1995 a través la ley N° 24.585 de Protección Ambiental para la Actividad Minera que modificó el antiguo artículo 282º). En esta legislación se tratan las actividades de “Prospección, exploración, explotación, desarrollo, preparación, extracción y almacenamiento de sustancias minerales comprendidas en el Código de Minería, incluidas todas las actividades destinadas al cierre de la mina” (Art. 4 inciso a), excluyendo así el tratamiento de áreas mineras abandonadas previas a la sanción de esta ley dejando un vacío conceptual y normativo al respecto (Páez-Campos, & Portaneri, 2011). Sin embargo, algunos sitios abandonados donde se observan impactos ambientales de diferentes características y

magnitud, son reconocidos como pasivos ambientales por la Secretaría de Minería de la Nación, dentro de su proyecto de Gestión Ambiental Minera (Kirschbaum et al., 2012).

1.2. Legislación minera nacional

De todas las normas mineras en Latinoamérica, la legislación minera Argentina, es la más antigua. El Código de Minería de Argentina fue promulgado en el siglo XIX y aunque ha experimentado una serie de modificaciones desde entonces, puede ser considerada como una de las más amplias cuyo objeto fue la de estimular la inversión privada y proteger el medio ambiente (Chaparro, 2002).

Entre los años 1993-1995, se implementaron reformas al marco regulatorio y de incentivos a la actividad minera que, junto con la modificatoria a la ley de Inversiones Extranjeras de 1976 (Ley 21.382) y su Decreto N° 1853 de 1993, resultaron decisivas para la radicación de inversiones en el sector. En efecto, en esos años se sancionaron las leyes de Inversiones Mineras, Reordenamiento Minero, Acuerdo Federal Minero y de Protección Ambiental que introdujeron modificaciones substanciales al Código de Minería de 1886 (base de la legislación nacional en materia de regulación minera), establecieron un régimen específico de incentivos tributarios y fiscales, y crearon las condiciones institucionales para una aplicación uniforme de la política minera en todo el país en el marco de un reordenamiento y fortalecimiento de sus instituciones (Moori-Koenig & Bianco, 2003). El marco normativo del sector minero de Argentina se encuentra comprendido por las siguientes leyes:

Ley N° 1919, Código de Minería (1886), Ley N°. 24.196, de Inversiones Mineras (1993), Ley N° 24.224, de Reordenamiento Minero (1993), Ley N° 24.402, de Financiamiento y Devolución Anticipada del IVA (1994), Ley N° 24.228, Acuerdo Federal Minero (1995), Ley N° 24.498, de Actualización Minera (1995), Ley N° 24.585, de Protección Ambiental (1995), Ley N° 25.429, de Actualización de Inversiones Mineras (2001, no reglamentada).

Las modificaciones más relevantes al marco regulatorio hacen referencia a los siguientes aspectos:

- Ampliación de las superficies de exploración y explotación y eliminación de la prohibición de colindancia.
- Modificación del Canon minero.
- Eliminación del sistema de subasta pública de minas por deuda de canon, disponiendo su caducidad y vacancia directa.
- Organización obligatoria del Catastro Minero en cada una de las provincias procurando el establecimiento de sistemas catastrales uniformes.

- Armonización de los códigos de procedimientos mineros provinciales tendientes al establecimiento de un código procesal único en todo el país.
- Protección ambiental de la actividad minera. La ley 24.585 de 1995, sancionada el mismo año, incorporó al Código de Minería un título complementario sobre la protección ambiental de la actividad minera que obliga la realización de estudios de impacto ambiental y sobre conservación, restauración y no contaminación del ambiente. Además especifica la posibilidad de suspensión de las labores y aún la caducidad de la concesión por daños al ambiente y obliga a constituir una provisión especial para cubrir daños que es deducible de la carga tributaria.
- Ordenamiento del Código de Minería.

En el área ambiental, quedan pendientes discusiones acerca de la necesidad de profundizar aspectos de la ley ambiental minera relativos a los alcances del estudio de los impactos económicos, sociales y culturales de los proyectos; la creación de normas que permitan asegurar estándares mínimos de calidad no solo en el tema ambiental sino también en el social, entre otros aspectos (Moori koenig & Bianco, 2003).

A diferencia de otros países de latinoamérica, Argentina por tener un sistema federal, el dominio sobre las propiedades mineras es ejercido tanto por las Provincias como por el Estado Nacional, siendo estas últimas las que otorgan las concesiones mineras (Chaparro, 2002). El artículo 122º de la Constitución Política señala que: *“Corresponde a las Provincias el dominio originario de los recursos naturales existentes en su territorio”*. Por su parte el Código de Minería establece que sin perjuicio de este dominio originario, la propiedad particular (desde 1980 el dominio “útil” de ellas) se establece por la concesión legal o por concesión de explotación. El Código agrega que el Estado no puede disponer de las minas sino en los casos en que el Código lo autoriza.

En materia ambiental, establece en el artículo 23º que con el fin de prevenir y subsanar las alteraciones ambientales que pueda ocasionar la actividad minera, la obligación de que las empresas constituyan una provisión especial para tal fin. La fijación del importe anual de esta provisión el cual quedaría a criterio de la empresa, pero que se consideraría como cargo deducible en la determinación del impuesto a las ganancias, hasta una suma equivalente al 5% de los costos operativos de extracción y beneficio. Los montos no utilizados por la provisión establecida deberán ser restituidos al balance impositivo del impuesto a las ganancias al finalizar el ciclo productivo.

1.2.1. *Ámbito de aplicación y alcances de la Ley Nacional Nº 24.585/95: de la Protección Ambiental para la Actividad Minera*

La Ley nacional 24.585 establece entre otras cosas que, todas las personas físicas y jurídicas, públicas y privadas, los entes centralizados y descentralizados y las empresas del Estado Nacional, Provincial y Municipal que desarrollen actividades tales como: a) Prospección, exploración, explotación, desarrollo, preparación, extracción y almacenamiento de sustancias minerales comprendidas en el Código de Minería, incluidas todas las actividades destinadas al cierre de la mina; b) Los procesos de trituración, molienda, beneficio, pelletización, sinterización, briqueteo, elaboración primaria, calcinación, fundición, refinación, aserrado, tallado, pulido, lustrado y otros que pueden surgir de nuevas tecnologías y la disposición de residuos cualquiera sea su naturaleza, serán responsables de todo daño ambiental, ya sea que lo ocasionen en forma directa o por las personas que se encuentren bajo su dependencia o por parte de contratistas o subcontratistas, o que lo cause el riesgo o vicio de la cosa. El titular del derecho minero será solidariamente responsable, en los mismos casos, del daño que ocasionen las personas por él habilitadas para el ejercicio de tal derecho.

La Autoridad de aplicación para lo dispuesto en la presente Ley, serán aquellas que determinen las provincias en el ámbito de su jurisdicción.

1.2.2. *De los instrumentos de gestión ambiental*

Los interesados, deben presentar ante la Autoridad de Aplicación un **Informe de Impacto Ambiental**, que si es aprobado, se emite una Declaración de Impacto Ambiental para cada una de las etapas del proyecto. El informe de Impacto ambiental debe contener (Art. 8º): *Para la etapa de prospección* (el tipo de acciones a desarrollar y el eventual riesgo de impacto ambiental), *Para la etapa de exploración* (descripción de los métodos a emplear y las medidas de protección ambiental que resulten necesarias). Asimismo, el informe de Impacto Ambiental debe incluir: a) La ubicación y descripción ambiental del área de influencia. b) La descripción del proyecto minero. c) Las eventuales modificaciones sobre suelo, agua, atmósfera, flora y fauna, relieve y ámbito sociocultural. d) Las medidas de prevención, mitigación, rehabilitación, restauración o recomposición del medio alterado, según correspondiere. e) Métodos utilizados (Art. 17º).

La **Declaración de Impacto Ambiental** será actualizada como máximo en forma bianual y deberá contener los resultados obtenidos de las acciones de protección ambiental ejecutadas así como los hechos nuevos que se hubieren producido (Art. 11º). Los equipos, instalaciones, sistemas, acciones y actividades de prevención, mitigación, rehabilitación, restauración o recomposición ambiental, consignadas por el responsable

e incluidas en la Declaración de Impacto Ambiental constituirán obligación del responsable y serán susceptibles de fiscalización de cumplimiento por parte de la autoridad de aplicación (Art. 13º).

1.2.3. De las normas de protección y conservación ambiental

Las normas reglamentarias de esta Ley establecerán: a) Los procedimientos, métodos y estándares requeridos, conducentes a la protección ambiental, según las etapas de actividad, categorización de las actividades por grado de riesgo ambiental y caracterización ecosistémica del área de influencia; b) La creación de un registro de consultores y laboratorios a los que los interesados y la autoridad de aplicación podrán solicitar asistencia para la realización de trabajos de monitoreo y auditoría externa; c) La creación de un registro de Infractores (Art. 16º).

1.2.4. De las responsabilidades ante el daño ambiental

Todo el que causare daño actual o residual al patrimonio ambiental, estará obligado a mitigarlo, rehabilitarlo, restaurarlo o recomponerlo, según correspondiere (Art. 18º). El incumplimiento a las sanciones establecidas, serán pasibles de sanciones tales como: a) Apercibimiento; b) Multas, las que serán establecidas por la Autoridad de Aplicación conforme las pautas dispuestas en el artículo 292 del Código de Minería; c) Suspensión del goce del Certificado de Calidad Ambiental de los productos; d) Reparación de los daños ambientales; e) Clausura temporal, la que será progresiva en los casos de reincidencia. En caso de tres (3) infracciones graves se procederá al cierre definitivo del establecimiento; f) Inhabilitación (Art. 19º).

1.2.5. De la educación y defensa ambiental

La autoridad de aplicación implementará un programa de formación e ilustración con la finalidad de orientar a la población, en particular a aquella vinculada a la actividad minera, sobre la comprensión de los problemas ambientales, sus consecuencias y prevención con arreglo a las particularidades regionales, étnicas, sociales, económicas y tecnológicas del lugar en que se desarrollen las tareas (Art. 22º). Asimismo, La autoridad de aplicación estará obligada a proporcionar información a quien lo solicitare respecto de la aplicación de las disposiciones del presente título. (Art. 23º).

1.2.6. Antecedentes normativos respecto a los pasivos ambientales en Argentina

Recientemente existe una tendencia focalizada en evitar la constitución de nuevos pasivos y remediar aquellos que ya se encuentran instalados como fuentes de contaminación en algunas provincias de Argentina, tal es el caso de la provincia de Jujuy

que en virtud a la gran historia de pasivos que registra impulsó en 2012 un proyecto legislativo para abordar esta problemática y cuya finalidad apunta a atender no solo los daños producidos, sino también a poder acudir ante eventualidades que se generen en el futuro. En esta provincia al igual que muchas otras ha transcurrido una larga historia de generación de daños ambientales por parte de la actividad minera (Mina Pan de azúcar, Providencia, Loma Blanca, Chinchilla, Mina Bélgica, La Pulpera, Mina Alejandra, Mina San Marcial, y Mina Santa Rosa, entre otras), que han sido producidos ante la ausencia de una normativa que se ocupe de la prevención y reparación del medioambiente (www.legislaturajujuy.gov.ar/img/sesiones/ftp/311-DP.../311-dp-13.docx).

En 2011 la provincia de Buenos Aires, sancionó con fuerza de ley una norma (Ley 14.343) que tiene por objeto regular la identificación de los pasivos ambientales, y la obligación de recomponer sitios contaminados o áreas con riesgo para la salud de la población, con el propósito de mitigar los impactos negativos en el ambiente (<http://www.gob.gba.gov.ar/legislacion/legislacion/l-14343.html>).

Si bien esta ley se encuentra vigente solo para el ámbito de la provincia de Buenos Aires y para los pasivos ambientales en general, marca un precedente para la regulación futura de los pasivos ambientales de la actividad minera en el país. La ley hace referencia al término pasivo como el conjunto de los daños ambientales, en términos de contaminación del agua, del suelo, del aire, del deterioro de los recursos naturales y de los ecosistemas, producidos por cualquier tipo de actividad pública o privada, durante su funcionamiento ordinario o por hechos imprevistos a lo largo de su historia, que constituyan un riesgo permanente y/o potencial para la salud de la población, el ecosistema circundante y la propiedad, y que haya sido abandonado por el responsable.

Por otro lado, existe en la actualidad un proyecto del Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo (PNUD) que financia la creación y funcionamiento del Sistema Ambiental Minero preventivo (SAMP), dependiente del Ministerio de Planificación Federal, Inversión Pública y Servicios que tiene como propósito fortalecer los lineamientos del SAMP (<http://www.undp.org.ar/programa/Proyectos/ARG07008.html>). Dentro del SAMP, existe un subprograma denominado Gestión Ambiental Minera (GEAMIN) que integra a su vez 4 (cuatro) componentes; 1) Fortalecimiento de la Gestión Ambiental Minera Descentralizada: Comprende la asistencia técnica para la armonización del marco legal ambiental minero través del desarrollo de talleres de discusión regional. Equipamiento informático y de control ambiental de campo, para mejorar el desempeño de las Unidades de Gestión Ambiental Minera Provinciales (UGAPs) u organismos equivalentes en todas las provincias del país. Incluye: estandarización de marcos jurídicos ambientales; estandarización de procedimientos

para la aplicación de medidas de protección del ambiente; estandarización de procedimientos de evaluación ambiental; capacitación a los equipos de profesionales y técnicos provinciales en temas tales como: gestión ambiental minera, evaluación de contaminación y pasivos ambientales mineros, cierre de minas y otros. Se dictarán cursos de sensibilización e información para funcionarios de los gobiernos provinciales. El componente incluye campañas de sensibilización e información socio-ambiental de la actividad minera a nivel nacional y en 10 provincias y 70 comunidades mineras del país, 2) Incorporación de Prácticas Ambientales en la Actividad Ladrillera Artesanal, 3) Apoyo a la Gestión Ambiental de Áreas Mineras Degradadas: Comprende la elaboración de: (i) el catastro nacional de áreas degradadas por la actividad minera previa a la sanción de la Ley N° 24.585 de 1995 que se encuentran desactivadas o abandonadas, incluyendo un plan estratégico para recuperación de áreas críticas; y (ii) evaluaciones detalladas de pasivos para caracterización in situ de las fuentes e impactos de la contaminación, en ocho áreas degradadas consideradas prioritarias por su impacto sobre el medio ambiente y la salud de residentes. A modo de experiencia piloto, se prepararán además planes y realizarán intervenciones integrales de remediación de los pasivos ambientales (Ej. recuperación de suelos, remoción, transporte o encapsulamiento de desechos contaminados, obras de derivación, control de erosiones) en tres de dichas áreas. Dicha experiencia quedará reflejada en un manual técnico para la posterior remediación de otros pasivos ambientales mineros y 4) Información Geo-ambiental de base: Bajo este componente se generará y sistematizará información geo-ambiental minera en áreas relevantes del país, a fin de contar con líneas de base en el Servicio Geológico Minero Argentino (SEGEMAR) que permitan apoyar acciones de gestión ambiental, incluyendo evaluaciones de impacto ambiental, planificación territorial y estudios de prospección y exploración asociados con la actividad minera. Comprende servicios de consultoría y de laboratorio, así como equipamiento y materiales de muestreo y viáticos y traslado de personal en el SEGEMAR, para el relevamiento a escala 1:100.000 de las características geológicas, hidrogeológicas, geoquímicas ambiental y ecológicas de ocho (8) áreas mineras (cerca de 4.000 km² cada una): Farallón Negro (Catamarca); Paramillos de Uspallata (Mendoza); Castaño Viejo (San Juan); Concordia-La Poma-San Antonio de Los Cobres (Salta); El Guaico (Córdoba); Gonzalito-Vicentino (Río Negro); La Ferrocarrilera-Lago Fontana-La Plata (Chubut); y Ushuaia (Tierra del Fuego). Dichas áreas fueron seleccionadas por el nivel de inversión minera potencial y existente, así como por existir en las mismas conflictos socio-ambientales inmediatos y de corto plazo. Esta actividad fortalecerá la capacidad del SEGEMAR para continuar en el futuro el relevamiento de información similar en el país.

Asimismo, el componente comprende servicios de consultoría y equipo para el diseño e implantación de un sistema de información geo-ambiental minera en SEGEMAR, a fin de agilizar la gestión de información dirigida a autoridades nacionales y provinciales, sector privado, sociedad civil y comunidades de las áreas de influencia de proyectos. Dicho sistema contará con una base de datos de información de base en las ocho áreas mineras seleccionadas, adecuará y ampliará el sistema de red existente y permitirá el acceso a la información vía la página Web tanto de la SM como de la SEGEMAR.

Por último, con el objeto de regular los pasivos ambientales generados por la actividad hidrocarburífera la Secretaría de Hidrocarburos y Minería de la provincia de Chubut, emitió en 2004 una resolución (11/04 SHyM) con el objeto de relevar y sanear las áreas afectadas por dicha actividad (<http://organismos.chubut.gov.ar/ambiente/2013/10/22/legislacion-de-la-provincia-del-Chubut/>). Si bien no hace referencia a los pasivos ambientales mineros, se encuentra en la actualidad un proyecto de ampliar esta norma a las actividades mineras.

1.3. Legislación minera provincial

El marco normativo del sector minero de la Provincia del Neuquén se encuentra comprendido por las siguientes Leyes y Decretos provinciales:

- Ley 902/75 código de procedimiento minero
- Ley Nº 1.084/78 modificatoria de la 902/75
- Decreto 330/97 Autoridad de Aplicación
- Decreto Nº 3.699/97 implementación de la sección 2º del título xiii del código de minería (t.o. Decr. Nº 456/97) "de la protección ambiental para la actividad minera"
- Ley 2.682/09 de protección ambiental y la conservación del patrimonio natural y cultural, que pueda ser afectado por la actividad minera.
- Decreto 2.321/10 reglamentario de la Ley 2.682/09

1.3.1. Decreto 3.699/97 reglamentario de la Ley 902/75

Esta norma, establece como Autoridad de Aplicación a la Dirección Provincial de Minería y hace referencia a los procedimientos necesarios para la realización del informe de impacto ambiental, del responsable que realizará la entrega del informe y del deber de las otras dependencias del Estado en colaborar para dar cumplimiento con los objetivos del trámite en los plazos determinados previamente.

Asimismo, hace mención al certificado de calidad ambiental, del control de la ejecución del informe de impacto ambiental, de las responsabilidades del daño ambiental, del registro de consultores y laboratorios y del registro de infractores

ambientales. Los anexos a la norma son seis: 1) Informe de impacto ambiental para la etapa de prospección, 2) Informe de impacto ambiental para la etapa de exploración, 3) Informe de impacto ambiental para la etapa de explotación, 4) Informe de impacto ambiental para la pequeña minería de áridos, 5) Estándares de calidad de los cuerpos receptores - **niveles guía de calidad de agua** (*fuentes de agua para bebida humana, para protección de vida acuática en agua dulce superficial, para protección de vida acuática en aguas saladas superficiales, para protección de vida acuática en aguas salobres superficiales, para irrigación, para bebida de ganado*), **niveles guía de calidad de los suelos, niveles guía de calidad de aire** y 6) tenor básico del certificado de calidad ambiental.

La renovación de la declaración ambiental estará sujeta a la presentación de la actualización del informe de impacto ambiental, el cual según lo previsto en el código de minería es bianual.

1.3.2. Ley N° 2.682/09 “La protección del ambiente y la conservación del patrimonio natural y cultural”

Las personas comprendidas en las actividades de (prospección, exploración, explotación, desarrollo, preparación, extracción y almacenamiento de sustancias minerales comprendidas en el Código de Minería, incluidas todas las actividades destinadas al cierre de la mina) y (los procesos de trituración, molienda, beneficio, pelletización, sinterización, briqueteo, elaboración primaria, calcinación, fundición, refinación, aserrado, tallado, pulido, lustrado y otros que pueden surgir de nuevas tecnologías y la disposición de residuos cualquiera sea su naturaleza) (Art. 4º), serán responsables de todo daño ambiental que se produzca por el incumplimiento de lo establecido en la presente Ley, ya sea que lo ocasionen en forma directa o por las personas que se encuentren bajo su dependencia o por parte de contratistas o subcontratistas, o que lo cause el riesgo o vicio de la cosa. El titular del derecho minero será solidariamente responsable, en los mismos casos, del daño que ocasionen las personas por él habilitadas para el ejercicio de tal derecho (Art. 3º).

Como Autoridad de Aplicación de esta Ley, se menciona a la Secretaría de Estado de Recursos Naturales y Servicios Públicos u Organismo que la reemplace a futuro. La Autoridad de aplicación es quien evaluará el informe de impacto ambiental y emitirá la Declaración de Impacto Ambiental que corresponda (Art. 7º).

El Informe de Impacto Ambiental para la etapa de prospección debe contener el tipo de acciones a desarrollar y el eventual riesgo de impacto ambiental que las mismas pudieran ocasionar. Para la etapa de exploración, el citado Informe debe contener una descripción de los métodos a emplear y las medidas de protección ambiental que

resulten necesarias (Art. 8º). La Declaración de Impacto Ambiental debe ser actualizada como máximo cada 2 (dos) años, debiéndose presentar un informe conteniendo los resultados de las acciones de protección ambiental ejecutadas, así como de los hechos nuevos que se hubieren producido.

Los equipos, instalaciones, sistemas, acciones y actividades de prevención, mitigación, rehabilitación, restauración o recomposición ambiental, consignadas por el responsable e incluidas en la Declaración de Impacto Ambiental constituyen obligación del responsable y son objeto de fiscalización de cumplimiento por parte de la autoridad de aplicación (Art. 13º). Cuando los procesos industriales mineros utilicen mercurio, soluciones de cianuro o soluciones de ácido sulfúrico en procesos de lixiviación o concentración debe establecerse una Zona de Protección Ambiental que tendrá un radio de diez kilómetros (10 km) desde el centro de cualquier localidad provincial que esté constituida como municipio (Art. 14º). Asimismo, la zona de protección ambiental deberá comprender una franja de terreno que mida mil metros (1.000 m) de ancho desde el área de riesgo de inundaciones de todos los ríos, arroyos y cuerpos de agua del territorio provincial (Art. 15º).

La zona de protección ambiental además debe garantizar las condiciones que aseguren el menor impacto, una efectiva protección de los cursos de agua y los acuíferos y las condiciones de estanqueidad, impermeabilidad y confinamiento de los procesos industriales mineros.

Cuando las explotaciones mineras realicen procesos de lixiviación o concentración con mercurio, soluciones de ácido sulfúrico o soluciones de cianuro, la Autoridad de Aplicación debe implementar una inspección permanente durante toda la etapa de explotación previsto en el proyecto, que estará a cargo de por lo menos un (1) profesional de las áreas de minería o geología con especialización en evaluación y remediación ambiental. La inspección podrá ser realizada con un representante de los vecinos perteneciente al municipio cercano al emprendimiento (Art.19º). Cuando se realicen actividades extractivas de los minerales a cielo abierto, la capa de terreno de desmonte debe depositarse en un terraplén cercano al yacimiento y una vez terminada la actividad minera, la concesionaria –en conjunto con la autoridad de aplicación– coordinará los procesos de recuperación para minimizar el impacto visual de las labores, sin perjuicio de las acciones de remediación previstas y aprobadas en la Declaración de Impacto Ambiental (Art. 20º).

La autoridad de aplicación implementará un programa de comunicación social con la finalidad de informar a la población, en particular a aquella vinculada a la actividad minera, sobre los alcances ambientales y consecuencias de la actividad minera, y su relación con las particularidades regionales, étnicas, sociales, económicas y

tecnológicas del lugar en que se desarrollen las tareas. Del mismo modo la Autoridad de Aplicación estará obligada a proporcionar información a quien lo solicitare respecto a la aplicación de las disposiciones de la presente Ley (Art. 21º y 22º).

La concesionaria que sea sancionada con la inhabilitación en sus actividades por aplicar malas prácticas que afecten el medioambiente e ignorar las disposiciones de la presente Ley, debe realizar las remediaciones correspondientes antes de retirarse en forma definitiva de la explotación, sin perjuicio de las demás acciones previstas en la Declaración de Impacto Ambiental (Art. 27º).

1.3.3. Decreto 2.321/10 reglamentario de la Ley 2.682/09

Que en la Ley 2.682 se reglamentarán los artículos 1º, 4º, 5º, 7º, 8º, 9º, 11º, 14º, 15º, 19º, 24º y 25º. Que teniendo en cuenta las incumbencias técnicas de la Ley, en la elaboración de su reglamentación han intervenido necesariamente la Dirección Provincial de Minería, la Subsecretaría de Medio Ambiente y la Dirección de Recursos Hídricos.

La presente reglamentación alcanza a toda la actividad minera en conjunto, que implique la utilización de sustancias referidas al artículo 14º de la Ley 2.682. Todo proyecto minero que implique la probable utilización de las sustancias o insumos mencionados en el Artículo 1º, deberá incluir desde la etapa de exploración, un estudio hidrológico e hidrogeológico con la siguiente información: a) Caracterización de los recursos hídricos superficiales y subterráneos; susceptibles de ser impactados en el área de influencia del proyecto b) Identificación de los usos actuales y potenciales de los recursos hídricos involucrados.

El informe de impacto ambiental, deberá ser elaborado conforme las pautas estipuladas en el Decreto N° 3699/97. El proponente deberá declarar en la etapa de exploración, el objeto y el listado de minerales que prevé explorar (Art. 8º).

Cuando los procesos industriales utilicen mercurio, soluciones de ácido sulfúrico o soluciones de cianuro en procesos de lixiviación y de concentración, la zona de protección ambiental, tendrá un radio de 10 Km desde el centro de a cualquier localidad provincial que este consolidada como municipio. Aquí se establece como centro de toda localidad al punto definido por la intersección de las diagonales principales de la figura geométrica que adopte el caso urbano. (Art. 14º).

Cuando los procesos industriales mineros utilicen las soluciones mencionadas, debe establecerse una zona de protección ambiental que corresponda con una franja de terreno que mida 1000 m de ancho desde el área de riesgo de inundaciones de todos los ríos, arroyos y cuerpos de agua del territorio provincial. Para determinar esta zona

de riesgo intervendrá la Autoridad de Aplicación del Código de Aguas a través de un informe técnico, pudiendo incrementar las distancias mínimas si así lo amerita. (Art. 15°).

El integrante vecinal designado del municipio involucrado, actuará en calidad de observador, con participación no vinculante y sin que ello implique delegar el Poder de Policía que le compete a la Autoridad de Aplicación. Los representantes municipales serán debidamente capacitados por la operadora del proyecto (Art. 19°).

El incumplimiento de las disposiciones establecidas en la presente Ley, cuando no estén comprendidas dentro del ámbito de las responsabilidades penales, será sancionado con: 1) Apercibimientos, 2) Multas, 3) Suspensión del goce del certificado de calidad ambiental, 4) Reparación de los daños ambientales, 5) Clausura temporal y 6) Inhabilitación. Las sanciones serán aplicadas de acuerdo a lo normado en los Artículos 28° y 29° de la Ley 1875 (TO 2.267), por la Autoridad de Aplicación (Art. 24°).

Es importante destacar que las normas analizadas contienen los procedimientos y términos de referencia para la elaboración del informe de impacto ambiental requerido en los términos de la Ley N° 24.585 para las etapas de prospección, exploración y explotación y que nada señala acerca de los análisis y procedimientos de monitoreo sobre antiguos depósitos, diques de colas, botaderos, etc. de explotaciones pasadas.

CAPÍTULO II

PROPUESTA METODOLÓGICA DE MONITOREO Y VIGILANCIA DE PAM

En este capítulo se elabora una propuesta metodológica de relevamiento de pasivos mineros, tendiente a generar un registro catastral de las probables fuentes de contaminación distribuidas en el territorio provincial.

Para alcanzar este objetivo, es necesario presentar esta propuesta como proyecto a la Legislatura provincial a fin de impulsar una norma que regule la disposición, el seguimiento y monitoreo de los sitios afectados por las actividades mineras.

2.1. Introducción

Analizada la normativa ambiental, resta distinguir entre los pasivos ambientales mineros producidos por las antiguas minas desarrolladas y abandonadas cuando no existían leyes ambientales; (situación caracterizada por empresas y responsables inexistentes y donde las acciones de remediación/restauración de los sitios afectados le corresponden al Estado nacional y/o provincial) y, aquellos derivados de la etapa de cierre de minas, la cual representa una obligación de las empresas mineras desde el inicio de la actividad aún en la etapa de proyecto, y debe ser continuamente actualizado para lograr las soluciones adecuadas para mitigación de los impactos ambientales mineros y la remediación y restauración del área afectada (Ávila, 2009).

La Secretaría de Minería de la Nación, se encuentra trabajando a través del programa de gestión ambiental para una producción sustentable en el sector productivo en la ejecución de cuatro temas principales, de los cuales los dos últimos, se encuentran orientados a la gestión ambiental de áreas mineras degradadas.

Algunos trabajos periodísticos han ampliado el conocimiento de la existencia de pasivos ambientales mineros y han demostrado la existencia de aproximadamente 75 explotaciones mineras abandonadas por diferentes propietarios en todo el país (<http://maps.google.com.ar/maps/ms?ie=UTF8&hl=es&oe=UTF8&msa=0&msid=116329813757296418090.00047d87ded27fb072ffc>).

En resumen se pueden contabilizar, entre fuentes oficiales y extraoficiales, la existencia de como mínimo 300 Pasivos Ambientales Mineros en Argentina excluyendo las provincias de Tucumán, Santa Cruz, Chaco, Formosa, Santa Fe, Entre Ríos, Corrientes y Misiones de las que no se han encontrado registros (Páez-Campos & Portaneri, 2011). La mayoría de los pasivos relevados, provienen en su mayoría de la minería metalífera, que son los generadores de mayor riesgo.

Para la elaboración de la presente propuesta se tomó como referencia el manual para el inventario de minas abandonadas o paralizadas, realizado por la Asociación de

Servicios de Geología y Minería Iberoamericanos (ASGMI) en el año 2010. En este manual, se pretende establecer una metodología común para una primera etapa del modelo de gestión de PAM, el cual se encuentra compuesto fundamentalmente por tres etapas: 1) Identificación, inventario y caracterización de minas abandonadas, 2) Clasificación de los PAM y evaluación de riesgos; y 3) Priorización y propuestas de remediación de los PAM.

En este caso y a los efectos prácticos se tomó como definición de PAM a aquellos elementos, tales como instalaciones, edificaciones, superficies afectadas por vertidos, depósitos de residuos mineros, tramos de cauces perturbados, área de talleres, partes de maquinarias o de mineral que, estando en la actualidad en entornos de minas abandonadas o paralizadas; constituyen un riesgo potencial permanente para la salud y seguridad de la población, para la biodiversidad y para el medio ambiente. Asimismo, se incluyen los elementos mencionados, que se encuentren en yacimientos activos que obtuvieron la concesión de explotación de minerales antes de la existencia de una norma que regule el control y monitoreo de áreas afectadas en antiguas explotaciones.

Una mina abandonada: es aquella de la cual su dueño hace abandono con el objetivo de desprenderse del dominio de la misma.

Una mina paralizada: es aquella que se encuentra detenida por otra causa, sea temporal o definitiva, excluyendo detenciones por razones operacionales, de mantenimiento u otras habituales en una instalación minera en operación.

En la presente propuesta se abordó principalmente la etapa de Identificación, inventario y caracterización de minas abandonadas, así como de elementos constituyentes de PAM en yacimientos activos, con el propósito de obtener un inventario o catastro minero provincial de estos sitios, incluyendo su distribución en el territorio y la información preliminar de los peligros e impactos visuales.

2.2. Ficha de relevamiento e inventario de minas abandonadas y/o paralizadas

2.2.1. Código de identificación

En el manual de inventario de minas abandonadas o paralizadas (ASGMI, 2010), se propone un código de identificación, compuesto por dos casilleros. En el primero se coloca la clave ISO 3166-1 del país, que para Argentina representa las siglas (AR) y en el segundo casillero se coloca la clave ISO 3166-2 para designar la provincia que para el caso de Neuquén, se encuentra representada con la clave AR-Q. En el caso de la codificación departamental y otras localidades provinciales, podría definirse a futuro el código: AR-Q (M-ANDA) para el PAM analizado en este estudio (M: Departamento Minas; ANDA: Localidad de Andacollo).

2.2.2. Número de ficha

Hace referencia al número de fichas empleadas en la identificación de una determinada mina. Pueden utilizarse varias fichas en los casos en que la complejidad de un determinado emplazamiento así lo requiera o cuando se encuentre una multiplicidad de depósitos de residuos asociados a una mina en particular.

En general deben registrarse en fichas independientes aquellos elementos pertenecientes a una mina cuando se encuentran aisladas y localizadas a distancias que impliquen diferentes ambientes (Ej. zona despoblada, cercanas a un río o arroyo, etc.).

En la tabla XIII, se esquematiza un ejemplo de una hoja de muestreo que puede encontrarse anexa a la ficha de inventario.

Tabla XIII. Ejemplo de una hoja de muestreo para realizar la ficha de inventario de PAM

CÓDIGO ID		Nº DE FICHA								
Fecha	Nº de muestra	Tipo de muestra	Ubicación				Medidas de campo			
			Descripción	Coord. N	Coord. E	Cota (m)	T. del agua (Cº)	pH	Eh	Vol. de muestra

A continuación se hará una descripción de cada uno de los ítems que conforman la ficha para el inventario de minas.

2.2.3. Identificación de la mina

Si existe información disponible en la Dirección de Minería de la Provincia o en el Servicio geológico correspondiente, o si es posible averiguarlo de otra manera, se registrará el nombre de la mina abandonada o paralizada. Los ítems que deberán completarse son los siguientes:

- **Empresa/Propietario:** Se registrará la información del concesionario minero ya sea una empresa, persona física o jurídica o bien, el nombre de la persona responsable del sitio.
- **Ubicación:** Se realizará la identificación mediante coordenadas geográficas (longitud, latitud) preferiblemente en el sistema Posgar y la altitud.

- **Región/ Provincia/ Departamento/ Municipio/ Localidad/ Paraje:** Se indicarán los nombres de las sucesivas subdivisiones que permitan ubicar más fácilmente la localización del área relevada.
- **Mapa topográfico** (Número, nombre y escala): se escribirá el número, nombre y escala de la hoja del correspondiente mapa topográfico de mayor detalle (mayor escala) que se encuentre disponible y en el que pueda situarse el emplazamiento de la mina inventariada.
- **Accesibilidad:** Se marcará la casilla correspondiente. La casilla "Croquis" se marcará siempre debido a que debe realizarse un croquis o un dibujo donde se muestre la ubicación de la mina abandonada o paralizada respecto a otros puntos de referencia importantes (caminos, casas, bosques, etc.), y/o de las instalaciones de la mina.

2.2.4. Tipo de minería

Aquí se debe marcar si el tipo de minería corresponde a una metálica o una no metálica. Asimismo, se registrará el tipo de roca o mineral principal producido en la mina, así como los secundarios. Es recomendable utilizar nombres comunes para las sustancias no metálicas y símbolos químicos para las sustancias metálicas.

2.2.5. Estado y tipo de mina

- **Estado de la mina abandonada/paralizada:** Debe marcarse en el casillero si la mina se encuentra abandonada o paralizada según corresponda y debe señalarse el año en que entró en estado de abandono o parálisis, en caso de que exista información.
- **Tipo:** Deberá señalarse si el tipo de mina es subterránea o a cielo abierto.
- **Sitios de laboreo accesibles:** En el caso de minas subterráneas, es importante señalar si las labores de interior mina (pozos, galerías, cámaras, etc.) se encuentran accesibles o no, especialmente por cuestiones inherentes a la seguridad de las personas. Marcar en las casillas sí o no según corresponda.
- **Inundada:** Se debe marcar lo que corresponda sí o no, si existe o no presencia de agua. Además debe describirse el color del agua y el pH cuando sea posible.
- **Efluentes:** Debe marcarse si o no según corresponda (presencia/ausencia) y debe además anotarse el color y el pH cuando corresponda.
- **Tamaño de aberturas:** Se anotarán las dimensiones aproximadas de aberturas presentes, indicando largo, ancho, profundidad y una estimación del volumen.

2.2.6. Estado y tipo de planta

En este apartado se registrarán las instalaciones existentes en el área minera abandonada. Se seleccionará el/los proceso/s de la planta de tratamiento marcando las correspondientes casillas. Si no existiere planta de tratamiento o restos de ésta, pero se sabe que existió una o más en el pasado, los procesos pueden ser identificados a través de la consulta de archivos, entrevistas, trabajadores, vecinos, etc. Es una información muy importante para poder determinar las características de los desechos residuales o la posibilidad de contaminación ambiental en los alrededores.

2.2.7. Depósito de residuos

Se seleccionaran los tipos de residuos mineros remanentes marcando las correspondientes casillas. Si existiesen varios depósitos de la misma naturaleza, se registrarán con nombres arbitrarios como depósito de relaves 1, 2, 3, etc. para poder identificarlos.

- **Tamaño del depósito:** se anotará en las correspondientes casillas el ancho, largo y altura del depósito de residuos así como el volumen estimado. En el caso de residuos depositados en un declive, en relación a la altura, es recomendable registrar el promedio de la altura, y no la máxima del depósito.
- **Color:** se describirá el color predominante o el que más se ajusta a la percepción visual de la masa de residuos. Se recomienda utilizar la notación Munsell.

2.2.8. Sustancias peligrosas

Si se tuviesen antecedentes de los procesos mineros desarrollados en la mina o planta abandonada, es posible seleccionar el nombre de la sustancia que se utilizó entre las que se han incluido en la ficha. Marcar la casilla correspondiente. Si se tuviese conocimiento de que fueron utilizadas sustancias que no se encuentran como opción, es importante registrarlas en la casilla reservada a otros. Se recomienda anotar como observaciones el lugar de almacenamiento de las sustancias y cualquier otra información relativa a la cantidad o condiciones en que se encuentre (esparcido, ordenado, aislado, etc.).

2.2.9. Situación del entorno

La información contemplada en este ítem resulta de importancia para la fase de evaluación de riesgos de los pasivos ambientales mineros. Se deberá registrar información sobre los elementos, naturales y artificiales existentes en el entorno del sitio minero tales como, bosques, ríos, arroyos, caminos, ferrocarriles, etc. y la distancia a/desde el área minera abandonada. Se recomienda referenciar los elementos incluidos

en un radio de 1 Km alrededor del área minera abandonada. Los contenidos de este ítem son:

- **Viviendas:** poblaciones o conjunto de casas.
- **Infraestructura vial:** caminos, puentes, túneles, etc.
- **Infraestructura urbana:** instalaciones públicas (escuelas, líneas de ferrocarril, líneas de transmisión de energía eléctrica, canales, etc.)
- **Áreas agrícolas y/o ganaderas:** tipos de productos agrícolas o de animales.
- **Explotación forestal:** masas arboladas con claro aprovechamiento forestal
- **Bosque y/o vegetación natural:** vegetación circundante de carácter autóctono o nativo.
- **Especies y/o ecosistemas valiosos:** Hábitat de especies amenazadas, áreas de espacios protegidos, reservas naturales (incluyendo las privadas), etc.
- **Otros recursos:** elementos del patrimonio cultural (yacimientos arqueológicos, edificios históricos, etc.) u otros bienes naturales importantes

2.2.10. Situación del agua

En este apartado se pretende describir las características hídricas, meteorológicas y climáticas en el entorno cercano a la mina abandonada. Se contemplan los siguientes aspectos:

- **Cause cercano, lago, canal, etc.:** Se marcará la opción sí, en caso de identificar la existencia de un cauce natural (río, arroyo, etc.), canal, laguna, embalse, pantano, o cualquier clase de cuerpo de agua superficial próximo a cualquiera de las labores mineras, anotando también la distancia aproximada en metros. Se debe incluir aquellos que, siendo reconocidos, no almacenan o transportan agua al momento de la visita, por ser estacionales o plurianuales.
- **Uso del agua:** Cuando existan zonas habitacionales o actividades agrícolas, ganaderas, industriales o de otro tipo deberá registrarse en las correspondientes casillas, confirmando la ubicación de la situación de las tomas de agua para consumo con respecto al cuerpo de agua al que se está haciendo referencia. Si el cuerpo de agua no abastece a ningún consumo, se seleccionará la casilla "No se usa".
- **Nombre/s de la secuencia de afluentes:** Los arroyos, ríos, etc. cercanos a las instalaciones mineras, generalmente confluyen con cauces mayores en una sucesión que finalmente en un lago por ejemplo, es necesario anotar el curso de agua y su sucesión.
- **Información sobre aguas subterráneas:** Se deberá confirmar la existencia, o no, de pozos en los alrededores de la mina abandonada (ubicación, profundidad, etc.)

o antecedentes de estudios de agua subterránea, y seleccionar lo que corresponda. En el caso de marcar sí, se anotara también su situación en el espacio “descripción”. Además, debe señalarse la existencia de aguas que permanezcan en el interior de una mina a cielo abierto y las que pudieran salir de la bocamina de una mina subterránea.

- **Información sobre precipitaciones:** Será de importancia poder recabar información acerca de la precipitación media anual en mm (cantidad) y de la estación que provee dichos datos.
- **Información sobre el clima:** Las condiciones climáticas son determinantes en los procesos físicos y químicos que se producen en minas abandonadas. Se deberá buscar y describir información relativa al clima del lugar.

2.2.11. Muestreo

Es posible que la mina abandonada presente drenajes o aguas que entran en contacto con residuos, sobre las cuales, además de identificar el color y el pH, es necesario realizar un análisis químico para determinar si esos efluentes son potencialmente contaminantes. Para ello deberán tomarse muestras durante el trabajo de campo. Se marcarán los casilleros correspondientes a las muestras de agua o residuos expuestos a la intemperie. Deberán anotarse en el casillero de “referencia” una clave de etiquetado de las muestras que se tomen.

Los análisis que se proponen en este punto son los realizados en este trabajo, por un lado ensayos químicos, físicos y mineralógicos tendientes a la identificación y cuantificación de especies químicas peligrosas y por el otro, un ensayo de predicción de DAM basado en protocolos existentes y de comprobada aplicación. Sumado a estos análisis siempre es adecuado realizar bioensayos tendientes a verificar la presencia de microorganismos oxidantes del hierro y del azufre, por el rol que estos ejercen sobre los residuos mineros y su potencial para generar drenajes ácidos en el futuro.

2.2.12. Identificación preliminar de impactos y/o peligros para bienes y personas

En el inventario solo se registra una primera estimación de la probabilidad de que ocurra un impacto ambiental o peligro, debido a que el análisis de las consecuencias, y por tanto de los riesgos de una mina abandonada, ha de realizarse mediante un procedimiento metodológico más complejo. La primera parte de este ítem hace referencia a la probabilidad de ocurrencia de un determinado suceso. El valor de la probabilidad de ocurrencia, estimado por el inspector que cumplimenta la ficha, deberá indicarse en el recuadro probabilidad correspondiente a cada tipo de impacto, proceso

o problema de seguridad. Estos valores de probabilidad, son los que pueden observarse en la tabla XIV.

Tabla XIV. Valores de probabilidad de ocurrencia de los impactos observados

Probabilidad	Valor	Criterio de juicio
NULA	0	No puede ocurrir
BAJA	1	Quizás no ocurra
MEDIANA	2	Posiblemente ocurra
ALTA	3	Seguramente ocurra o ha ocurrido

Los eventos posibles que puedan identificarse en terreno, deben ser descriptos en la casilla “descripción”, además de estimar en la casilla correspondiente el valor de la probabilidad de ocurrencia de acuerdo con lo expresado en la tabla anterior.

A continuación se muestra un modelo de planilla o ficha tipo para llevar a cabo la descripción de minas abandonadas o paralizadas en la provincia del Neuquén.



FICHA DE INVENTARIOS DE MINAS ABANDONADAS/PARALIZADAS
GESTIÓN DE PAM (PASIVOS AMBIENTALES MINEROS)

1/3

Código Id. []

Ficha Número []

1. Identificación de la Mina

Nombre de la Mina A/P	[]							
Empresa/ Propietario	[]							
Ubicación	Longitud	[]	Altitud (msnm)	[]	Latitud	[]		
Región	[]	Provincia	[]	Comuna/Municipio	[]	Paraje	[]	
Mapa topográfico Nro	[]	Nombre	[]	Escala	[]			
Accesibilidad	Con vehículo	[]	A pie/caballo	[]	Inaccesible	[]	Croquis	[]

2. Tipo de Minería

Metálica	[]	No Metálica	[]
Sustancia/s	[]		

3. Estado y Tipo de Mina

Estado	Abandonada desde el año	[]						
	Paralizada desde el año	[]	Hasta el año	[]				
	Subterránea	Labores accesibles	Si	[]	No	[]		
	Cielo abierto	Inundada	No	[]	Si	[]	Color del agua	[]
		Efluentes	No	[]	Si	[]	Color del agua	[]
							pH	[]
							pH	[]
Tamaño del hueco (m)	Ancho	[]	Largo	[]	Prof.	[]	Volumen estimado (m³)	[]
Observaciones	[]							

4. Estado y Tipo de Planta

Trituración/Molienda	[]	Cribado	[]	Lavadero	[]	Flotación	[]	Lixiviación	[]	Precipitación	[]	SXEW	[]
Refinación	[]	Tostación	[]	Cianuración	[]	Amalgam.	[]	Fusión/Convers.	[]	Otras	[]		[]

5. Depósito de Residuos

Desmonte/botadero	[]	Relaves	[]	Residuos de lixiviación	[]	Residuos de evap./precip.	[]			
Residuos industriales	[]	Escorias	[]	Otros acopios	[]		[]			
Tamaño de depósito (m)	Ancho	[]	Largo	[]	Altura	[]	Vol. est. (m³)	[]	Color	[]
Observaciones	[]									



**FICHA DE INVENTARIOS DE MINAS ABANDONADAS/PARALIZADAS
 GESTIÓN DE PAM (PASIVOS AMBIENTALES MINEROS)**

2/3

6. Sustancias peligrosas utilizadas

Mercurio Cianuro Acido sulfúrico Otros

Observaciones

7. Situación del entorno

	Distancia (m)	Descripción
<input type="checkbox"/> Viviendas	<input type="text"/>	<input type="text"/>
<input type="checkbox"/> Infraestructura Vial	<input type="text"/>	<input type="text"/>
<input type="checkbox"/> Infraestructura Urbana	<input type="text"/>	<input type="text"/>
<input type="checkbox"/> Áreas agrícolas y/o ganaderas	<input type="text"/>	<input type="text"/>
<input type="checkbox"/> Explotación forestal	<input type="text"/>	<input type="text"/>
<input type="checkbox"/> Bosques y/o vegetación natural	<input type="text"/>	<input type="text"/>
<input type="checkbox"/> Especies y Ecosistemas valiosos	<input type="text"/>	<input type="text"/>
<input type="checkbox"/> Otros	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Entorno geológico: Descripción		
Rocas del sustrato	Sedimentarias <input type="checkbox"/> Volcánicas <input type="checkbox"/> Volcano-sedimentarias <input type="checkbox"/> Intrusivas <input type="checkbox"/> Metamórficas <input type="checkbox"/>	
Morfología	Cono deyección <input type="checkbox"/> Valle <input type="checkbox"/> Laderas <input type="checkbox"/> Terrazas <input type="checkbox"/> Rambla <input type="checkbox"/> Altiplanicie <input type="checkbox"/> Litoral <input type="checkbox"/>	
Observaciones <input type="text"/>		

8. Situación del agua

Cauce cercano, lago, canal, etc. Si No Distancia aproximada

Uso del agua No se usa Consumo Humano Agrícola Industrial Otros

Nombre/s de la secuencia de afluentes >>> >>>

>>> >>> >>> Mar

Información sobre aguas subterráneas No Si Descripción

información sobre precipitaciones No Si Estación Cantidad(mm)

Información sobre clima o bioclima No Si Tipo

Observaciones

9. Muestreo

Agua No Si (ver hoja de muestreo) Referencia

Otros No Si (ver hoja de muestreo) Referencia



**FICHA DE INVENTARIOS DE MINAS ABANDONADAS/PARALIZADAS
 GESTIÓN DE PAM (PASIVOS AMBIENTALES MINEROS)**

3/3

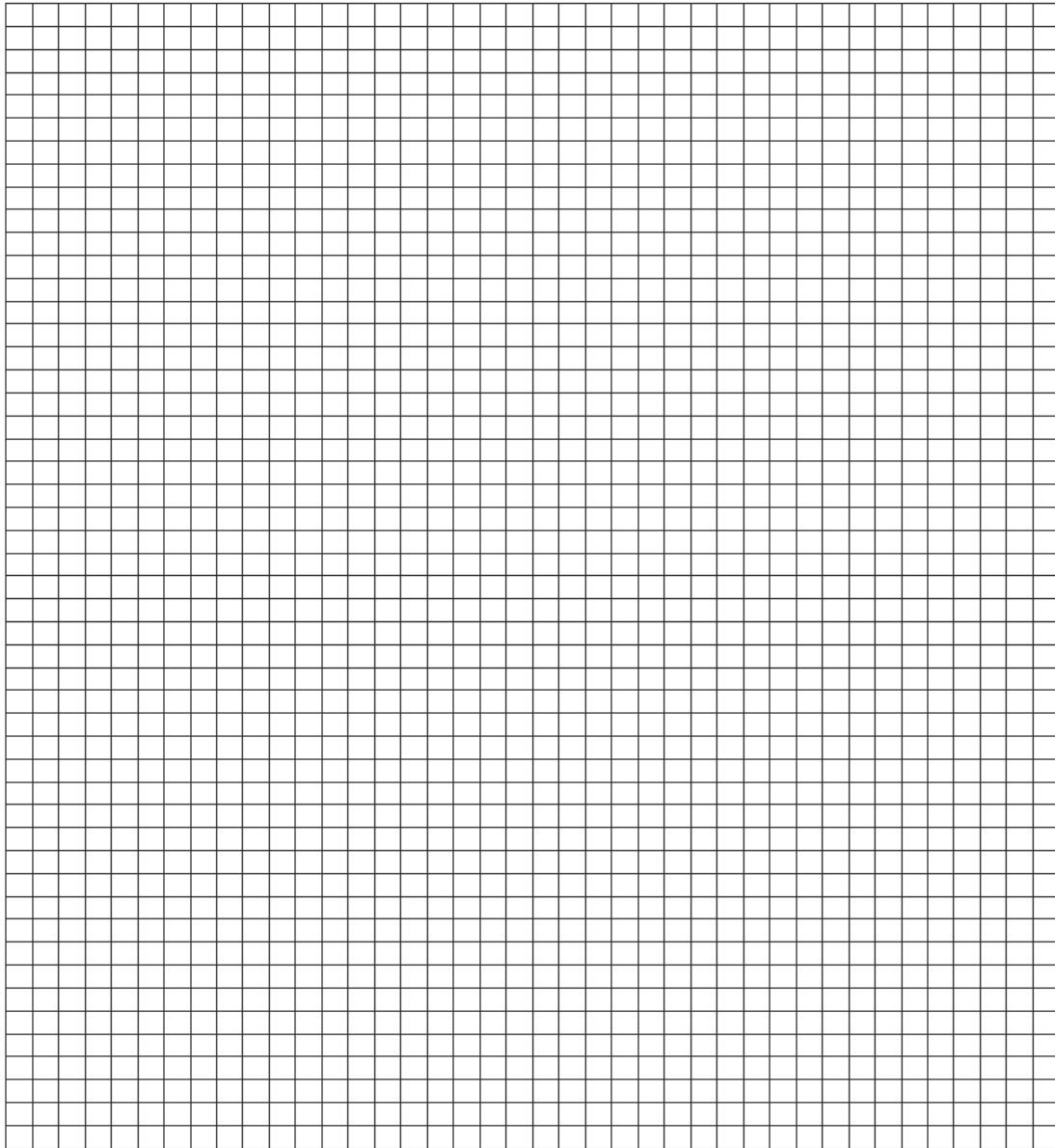
10. Identificación preliminar de impactos ambientales y/o peligrosos para bienes y personas

Probabilidad de ocurrencia	0: NULA _____ No puede ocurrir	1: BAJA _____ Quizas no ocurra
	2: MEDIANA _____ Posiblemente ocurra	3: ALTA _____ Seguramente ocurra o ha ocurrido
Procesos	Probabilidad	Descripción
Impactos ambientales		
Contaminación de aguas	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Generación de polvo	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Degradación de la cubierta vegetal	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Arrastre de residuos a otras áreas	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Otros	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Procesos Geodinámicos u otros presentes en el entorno		
Hundimientos/ subsidencias	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Movimientos en masa	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Inundación	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Sismicidad	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Erosión	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Otros	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Problemas de seguridad de las personas		
Caidas en pozos, piques, taludes, etc.	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Accidentes en una galería abierta	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Accidentes en instalaciones abandonadas	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Otros	<input type="text"/>	<input type="text"/>
Observaciones		
<hr/>		
<hr/>		
<hr/>		

Fecha Inspector Firma

Incidencias
<hr/>
<hr/>
<hr/>
<hr/>

CROQUIS ANEXO A LA FICHA INVENTARIOS DE MINAS A/P



Simbología de ejemplo



CAPÍTULO III

Proyecto de Ley de regularización de PAM en la Provincia del Neuquén

Con el fin de regular los pasivos ambientales mineros en la provincia del Neuquén, se propone a continuación un proyecto de Ley, tendiente a cuantificar, caracterizar y obtener los datos necesarios para predecir los posibles riesgos que estos sitios representan para las comunidades locales que conviven con la actividad.

Proyecto de ley

Regulación de los pasivos ambientales de la actividad minera

LA LEGISLATURA DE LA PROVINCIA DEL NEUQUÉN SANCIONA CON FUERZA DE LEY:

Artículo 1º) OBJETO: La presente Ley tiene por objeto la identificación de los pasivos ambientales mineros, la caracterización de los mismos, la determinación de responsabilidades y el financiamiento para la remediación y/o estabilización de las áreas afectadas con el fin de minimizar los impactos a la salud de la población, al ecosistema circundante y a la propiedad.

Artículo 2º) DEFINICIÓN: Son considerados pasivos ambientales mineros, aquellos elementos, tales como instalaciones, edificaciones, superficies afectadas por vertidos, depósitos de residuos mineros (colas, escombreras, diques de colas, pilas de stock, etc.), tramos de cauces perturbados, áreas de talleres, parques de maquinaria o parques de mineral que, estando en la actualidad en entornos de minas abandonadas o paralizadas, constituyan un riesgo potencial permanente para la salud y seguridad de la población, para la biodiversidad y para el medio ambiente.

Artículo 3º) AUTORIDAD DE APLICACIÓN: La Autoridad de Aplicación de la presente Ley será la Secretaría de Estado de Recursos Naturales y Servicios Públicos u organismo que la reemplace.

Artículo 4º) IDENTIFICACIÓN, RELEVAMIENTO E INVENTARIO DE PASIVOS AMBIENTALES MINEROS: La identificación, relevamiento y elaboración del inventario de pasivos ambientales mineros, será realizada por la Subsecretaría de medio ambiente de la Provincia del Neuquén con la asistencia de Universidades u organismos de

investigación oficiales. Los titulares de las concesiones mineras vigentes, brindaran las facilidades de acceso e información requeridas por la Autoridad de Aplicación. Este organismo deberá tener personal capacitado en el estudio de la mineralogía y geoquímica de los desechos mineros, capaz de entender los procesos de oxidación y movilidad de los metales, con criterio técnico- científico para determinar si las medidas de remediación/prevención son efectivas.

Artículo 5º) **RESPONSABLES DE LOS PASIVOS AMBIENTALES:** La Dirección Provincial de Minería a través de su órgano técnico competente realizará la identificación de los responsables de operaciones mineras que hayan hecho abandono de depósitos de residuos, labores e instalaciones mineras, generando pasivos ambientales en sus diversas modalidades. Asimismo, deberá identificar a los titulares de la concesión minera inactivos que mantienen el derecho de concesión en la actualidad y que posean pasivos ambientales.

Artículo 6º) **RESPONSABILIDADES:** Los titulares mineros responsables de pasivos ambientales que no desarrollen operaciones mineras y mantengan el derecho de titularidad de concesión, deberán presentar el plan de cierre correspondiente ante la Autoridad de aplicación.

Los titulares mineros que desarrollen operaciones mineras y mantengan el derecho de titularidad de concesión y que tengan pasivos ambientales mineros de explotaciones pasadas deberán presentar un informe de monitoreo bianual que contenga los análisis y ensayos necesarios para evitar la contaminación del ambiente.

Los titulares mineros responsables de los pasivos ambientales, celebrarán convenios de remediación ambiental con la Autoridad de Aplicación, teniendo en cuenta los criterios de equidad y corresponsabilidad, orientados al objeto de la presente Ley.

El Estado asumirá progresivamente los pasivos ambientales mineros en abandono de los titulares no identificados o de aquellos que caduquen su derecho a la concesión minera.

Artículo 7º) **PLAN DE GESTIÓN DE PASIVOS AMBIENTALES MINEROS:** Los responsables de los pasivos ambientales deberán presentar ante la Autoridad de Aplicación el **PLAN DE GESTIÓN DE PASIVOS MINEROS** el que contendrá los estudios, acciones y las obras que correspondan para controlar, mitigar, y eliminar, en lo posible, los riesgos y efectos contaminantes y dañinos a la población y al ecosistema en general. Una vez aprobado por la Autoridad de Aplicación se celebrará **EL CONVENIO** de remediación de pasivos ambientales con la Autoridad de Aplicación. Los estudios tendrán como referencia los límites máximos permisibles o estándares de

calidad establecidos en el Anexo del Decreto 3699/97 complementario de las disposiciones del Código de procedimientos mineros Ley 902 y/o las que en el futuro las replacen.

Artículo 8º) PLAZOS: Los plazos de presentación y ejecución del plan de GESTIÓN de pasivos ambientales mineros y el convenio de remediación por parte de los responsables se efectuará dentro de un plazo máximo de un año a partir de su notificación por parte de la Autoridad de Aplicación. El plazo para la ejecución del plan de GESTIÓN no será mayor a 5 (cinco) años, después de aprobado por la Autoridad de Aplicación y, excepcionalmente y solo cuando la magnitud del pasivo ambiental lo amerite el plazo podrá ser de hasta 10 (diez) años, según lo estime y apruebe la Autoridad de Aplicación.

Artículo 9º) FISCALIZACIÓN, CONTROL Y SANCIONES: La Dirección Provincial de Minería de la provincia, tendrán a su cargo la fiscalización y el control del cumplimiento de las obligaciones asumidas por los responsables del plan de cierre de los pasivos ambientales mineros y los convenios de remediación ambiental. En caso de incumplimiento en la presentación de los correspondientes planes de cierre de los pasivos ambientales mineros, se les aplicará la multa que quedará definida por la Autoridad de Aplicación y que será aplicada en proporción a la magnitud del pasivo ambiental minero.

El incumplimiento por parte de titulares de concesiones vigentes que no presenten el informe bianual de monitoreo de pasivos ambientales mineros, serán sancionados con:

- 1) Apercibimientos
- 2) Multas
- 3) Suspensión del goce del certificado de calidad ambiental
- 4) Clausura temporal, la que será progresiva en os casos de reincidencia. En caso de 3 (tres) infracciones, se procederá al cierre definitivo del establecimiento.
- 5) Inhabilitación

Artículo 10º) Las sanciones establecidas en el Artículo 9º) de la presente Ley se aplicarán previo sumario, conforme con las normas del proceso administrativo, que asegure el debido proceso legal y se graduarán de acuerdo con la naturaleza de la infracción y el daño producido.

Artículo 11º) El que cometiera una infracción habiendo sido sancionado anteriormente por otra infracción a la presente Ley, será tenido por reincidente a los efectos de la graduación de la pena.

Artículo 12º) FUENTES DE FINANCIAMIENTO: A fin de solventar la remediación de los pasivos ambientales mineros que el Estado asuma según lo establecido en el artículo 6º) de la presente Ley, se creará un fondo de compensación de pasivos ambientales mineros compuesto por un 10% del canon minero correspondiente.

Artículo 13º) Los titulares mineros responsables de pasivos ambientales que no desarrollen operaciones mineras y mantengan el derecho de titularidad de concesión, deberán presentar el plan de cierre correspondiente ante la Autoridad de Aplicación.

Artículo 14º) Comuníquese al Poder Ejecutivo, publíquese en el Boletín Oficial y archívese

///

SECCIÓN 3

CONCLUSIONES, RECOMENDACIONES Y PROYECCIONES FUTURAS



Equipo de carguío y transporte de mineral en la bocamina de la mina Buena Vista nivel I en el yacimiento Andacollo, Neuquén.

1.1. CONCLUSIONES GENERALES

- Los niveles superficiales (0-15 cm) del pasivo ambiental minero estudiado, no representa en la actualidad, un serio peligro en cuanto a su capacidad para generar drenajes ácidos y movilizar elementos potencialmente tóxicos al ambiente. Sin embargo se pudieron identificar algunos sitios puntuales que ameritan estudios más exhaustivos que permitan delimitar la verdadera situación y su impacto futuro en el ecosistema circundante. Futuros estudios permitirán definir el potencial peligro de generación de DAM en el volumen total de los relaves y profundizar el análisis sobre cuerpos de agua superficiales y subterráneos, incorporando técnicas más específicas de extracción secuencial que permitan una mejor discriminación de los minerales presentes en cada una de las etapas, a fin de obtener una mejor correlación con la mineralogía presente en estos sitios.
- La confirmación de la presencia de microorganismos oxidantes del hierro es un factor importante a tener en cuenta, debido al rol que ejercen en la producción de aguas acidas, aun en ambientes cuyos pH se encuentren cercanos a la neutralidad por su capacidad de generar microambientes que favorecen su desarrollo y la consecuente oxidación de la pirita.
- El grupo de técnicas empleadas, permitieron estimar el grado de afectación de la vegetación colonizadora de los mismos, demostrándose que solo el Fe fue capaz de bioacumularse en la biomasa (hojas y tallos) superando el valor límite establecido para el consumo del ganado, según la *National Research Council*, norma empleada como referencia en este trabajo.
- Del análisis de la legislación vigente y ante la ausencia de una norma específica, se pudo elaborar una propuesta metodológica de monitoreo y vigilancia de PAM que incluyó los aspectos más relevantes para la identificación y estudio de sitios afectados.
- Por último, se confeccionó un proyecto de Ley que contempla la incorporación de procedimientos y la inclusión del Estado como organismo de contralor lo cual permitirá el seguimiento y monitoreo de los residuos y efluentes de emprendimientos mineros. Esta acción será clave para el aseguramiento de la calidad de los suelos, el agua, la vegetación, el ganado y finalmente la salud pública de la región.

1.2. RECOMENDACIONES Y PROYECCIONES FUTURAS

A partir de los resultados obtenidos en esta tesis y del amplio análisis de la legislación vigente, es deseable en esta instancia final promover la incorporación al marco normativo regional el proyecto de Ley propuesto u otra norma que se estime necesaria, que regule los pasivos ambientales mineros así como la identificación y monitoreo de todos los existentes (minas abandonadas y/o paralizadas) que a la fecha se desconocen. Ello permitirá tener una noción más amplia de las fuentes de contaminación distribuidas dentro de la provincia y conocer el grado de peligrosidad asociado a esta industria, lo que en última instancia resultará beneficioso para toda la población que convive con la actividad minera.

1.3. TRABAJOS PRESENTADOS A CONGRESOS, DERIVADOS DE ESTA TESIS

En el Anexo V, se presentan los resúmenes de los trabajos presentados en congresos nacionales e internacionales. Los mismos, se mencionan a continuación y fueron generados a partir de este trabajo de tesis:

Evaluación preliminar de los relaves generados por la actividad minera Andacollo-Neuquén y predicción de DAM en el sitio (X Jornadas Argentinas de Tratamiento de Minerales, Salta, Argentina, Octubre de 2010).

Colonización de pasivos mineros de Andacollo por *Mullinum spinosum*: potencial toxicidad para animales de pastoreo (XI Jornadas Argentinas de Tratamiento de Minerales, Neuquén, Argentina 2012).

Movilidad de metales pesados en residuos mineros de Andacollo, Neuquén, y su potencial remediación por *Festuca arundinacea* (XI Jornadas Argentinas de Tratamiento de Minerales, Neuquén, Argentina 2012).

Evaluation of plant species for phytoremediation of a mining waste from Andacollo, Neuquén-Argentina (Simposio Internacional de Biohidrometalurgia IBS 2013).

BIBLIOGRAFÍA

- ACERO, P., AYORA, C., TORRENTÓ, C & NIETO, J.M., 2006.- The behavior of trace elements during schwertmannite precipitation and subsequent transformation into goethite and jarosite. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 70:4130-4139.
- ACERO, P., AYORA, C & CARRERA, J., 2007.- Coupled thermal, hydraulic and geochemical evolution of pyritic tailings in unsaturated column experiments. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 71:5325-5338.
- ACERO, P., AYORA, C., CARRERA, J., SAALTINK, M.W & OLIVELLA, S., 2009.- Multiphase flow and reactive transport model in vadose tailings. *Applied Geochemistry*. 24:1238-1250.
- ACEVEDO, E., CARRASCO, M., LEÓN, O., SILVA, P., CASTILLO, G., AHUMADA, I., BORIE, G & GONZÁLEZ, S., 2005.- Informe de criterios de calidad de suelo agrícola. Servicio agrícola y ganadero, Santiago, Chile, 205 pp.
- ACHTERBERG, E.P., HERZL, V.M.C., BRAUNGARDT, C.B & MILLWARD, G.E., 2003.- Metal behaviour in an estuary polluted by acid mine drainage: the role of particulate matter. *Environmental Pollution*. 121:283-292.
- ADRIANO, D.C., 2001.- Trace Elements in Terrestrial Environments. Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals, 2nd Edition. Springer Verlag, New York, 867 pp.
- AIZPURU, I., C. ASEGINOLAZA, P.M. URIBE-ECHEBARRÍA, P. URRUTIA & I. ZORRAKIN., 1999.- Claves ilustradas de la Flora del País Vasco y Territorios Limítrofes. Servicio Central de Publicaciones del Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz.
- AKCIL, A & KOLDAS, S., 2006.- Acid Mine Drainage (AMD): causes, treatment and case studies. *Journal of Cleaner Production* 14:1139-1145.
- ALPERS, C.N., J.L. JAMBOR & D.K. NORDSTROM., 2000.- Sulfate Minerals: Crystallography, Geochemistry, and Environmental Significance. *Rev. Mineral. Geochem.* 40, Mineralogical Society of America, 608 pp.

- ANAWAR, M.H., A. GARCIA-SANCHEZ, A. MURCIEGO & T. BUYOLO., 2006.- Exposure and bioavailability of arsenic in contaminated soils from the La Parrilla mine, Spain. *Environmental Geology* 50:170–179.
- APPEL, C. & L. MA., 2002.- Concentration, pH, surface charge effects on Cadmium and Lead sorption in three tropical soils. *J. Environ. Qual.* 31:581-589.
- ARMCANZ/ANZECC., 2000.- Guidelines for Direct Land Application of Biosolids and Biosolids Products. Australia.
- ARMIENTA, M.A., G. VILLASEÑOR, R. RODRÍGUEZ, L.K. ONGLEY & H. MANGO., 2001.- The role of arsenic-bearing rocks in groundwater pollution at Zimapán Valley, Mexico: *Environ. Geol.* 40(4-5):571-581.
- ARSHAD, M.A., B. LOWERY & B. GROSSMAN., 1996.- Physical test for monitoring soil quality. P. 123-142. In: DORAN, J.W. & JONES, A.J. (eds.), *Methods for assessing soil quality*. Soil Sci. Soc. Am. Spec. Publ. 49. SSSA, Madison, WI.
- ASGMI., 2010.- Asociación de servicios de Geología y minería Iberoamericana. Manual para el inventario de minas abandonadas o paralizadas. Disponible on line:http://www.igme.es/internet/asgmi/asambleas/XVIAsamblea/manual_inventario_PAMaprobado.pdf
- ASTA, M.P., C. AYORA, G. ROMAN-ROSS, J. CAMA, P. ACERO, A. GAULT, J. CHARNOCK & F. BARDELLI., 2010.- Natural attenuation of arsenic in the Tinto Santa Rosa acid stream (Iberian Pyritic Belt, SW Spain): The role of iron precipitates. *Chemical Geology*, 271:1-12.
- ASTA, M. P.A., P. ACERO SALAZAR, L.F. AUQUÉ SANZ, M.J. GIMENO SERRANO & J.B. GÓMEZ JIMÉNEZ; 2011.- Procesos geoquímicos en aguas ácidas por meteorización de sulfuros. *Boletín Geológico y Minero*, 122 (2):259-272 ISSN: 0366-0176.
- ATICI, Ö., G. AGAR & P. BATTAL., 2003.- Interaction between endogenous plant hormones and α -amylase in germinating chickpea seeds under cadmium exposure. *Fresenius Environmental Bulletin*, 12:781-785.
- ÁVILA, J.C., 2009.- Consideraciones sobre pasivos ambientales mineros y cierre de minas en Argentina. IX Jornadas de Comunicaciones de la Facultad de Ciencias Naturales. Universidad Nacional de Tucumán. Argentina.
- AWOFOLU, O.R., Z. MBOLEKWA, V. MTSHEMLA & O.S. FATOKI., 2005.- Levels of trace metal in water and sediments from Tyume River and its effects on an irrigated farmland. *International Journal of Environmental Science and Technology*. 7(3): 435-446.

- BACON, J.R., I.J. HEWITT & P. COOPER., 2005.- Reproducibility of the BCR sequential extraction procedure in a long-term study of the association of heavy metals. *Sci. Total Environ.* 337:191-205.
- BAIN, J.G., D.W. BLOWES, W.D. ROBERTSON & E.O. FRIND., 2000.- Modelling of sulfide oxidation with reactive transport at a mine drainage site: *J. Contam. Hydrol.* 41(1-2):23-47.
- BAKER, B.J. & J.F. BANFIELD; 2003.- Microbial communities associated with acid mine drainage. *FEMS Microbiology Reviews*, 44:139-152.
- BALLESTER, A., L.F. VERDEJA & J. SANCHO., 2000.- *Metalurgia Extractiva*. Editorial Síntesis S.A., Madrid, España. Vol. I. ISBN Vol. I: 84-7738-802-4, 507 pp.
- BALLESTER, A., 2005.- Mecanismo de biolixiviación. En: ACEVEDO, F. & GENTINA, J.C. (eds.), *Fundamentos y perspectivas de las tecnologías biomineras 1ª Ediciones Universitarias de Valparaíso*, Chile: 9-24.
- B.R.M.R.S."BASE REFERENCIAL MUNDIAL DEL RECURSO SUELO"., 2007.- Un marco conceptual para clasificación, correlación y comunicación internacional. Primera actualización 2007. FAO, Roma. *Informes sobre Recursos Mundiales de Suelos N° 103*.
- BECH, J., C.H. POSCHENRIEDER, J. BARCELÓ & A. LANSAC., 2001.- Plants from mine spoils in the South American area as potential source of germplasm for phytoremediation technologies. Leipzig, Germany. 203:83-91.
- BELZILE, N., C. YU-WEI, C. MEI-FANG & L. YUERONG., 2004.- A review on pyrrhotite oxidation. *Journal of Geochemical Exploration.* 84:65-75.
- BERTANI, L.A., 2011.- Evaluación geocológica de los paisajes del departamento Minas, Provincia del Neuquén, para el estudio de la degradación de la tierra. *Jornada del doctorado en Geografía*, La plata, Argentina.
- BETTIOL, C., L. STIEVANO, M. BERTELLE, F. DELFINO & E. ARGESE., 2008.- Evaluation of microwave assisted acid extraction procedures for the determination of metal content and potential bioavailability in sediments. *Applied Geochemistry.* 23: 1140-1151.
- BIGHAM, J.M. & D.K. NORDSTROM; 2000.- Iron and aluminium hydroxysulfates from acid sulfate waters. In: Alpers, N., Jambor, J.L. and Nordstrom, D.K. (eds.). *Sulfate Minerals - Crystallography, Geochemistry and Environmental Significance*, *Reviews in Mineralogy and Geochemistry* 40:351-403.
- BLOWES, D.W., C.J. PTACEK, J.L. JAMBOR & C.G. WEISNER., 2005.- The Geochemistry of Acid Mine Drainage. In: SHERWOOD LOLLAR, B. (eds.), *Treatise on Geochemistry*, vol. 9: Environmental Geochemistry. Elsevier-Pergamon, Oxford, 149-204.

- BOULARBAH, A., C. SCHWARTZ, G. BITTON, W. ABOUDRAR, A. OUHAMMOU & J. LOUIS MOREL., 2006.- Heavy metal contamination from mining sites in South Morocco; 2. Assessment of metal accumulation and toxicity in plants. *Chemosphere*. 63:811-817.
- BRAN, D., M. A. DAMASCOS, C. LÓPEZ, J. AYESA, F. UMAÑA & H. MORAGA., 2004.- Distribución, abundancia y disponibilidad de frutos de rosa mosqueta en la provincia de Neuquén. *Patagonia Forestal*. 10(1):6-8.
- BRAVO, C., 1934.- Informe sobre exploraciones auríferas. Dirección Nacional de Minería y Geología, publicación N° 106. Buenos Aires., Dir. de Minas y Geología. Disponible en la Biblioteca de la Subsecretaría de Minería de la Nación.
- BRIERLEY, J.A., 2000.- 2000 Wadsworth award lecture: Expanding role of microbiology in metallurgical processes. *Mining Engineering* 52:49-53.
- BRUN, L.A., J. MAILLET, P. HINSINGER & M. PEPIN., 2001.- Evaluation of copper availability to plants in copper-contaminated vineyard soils. *Environ. Pollut.* 111:293-302.
- BUNCE, N.J., M. CHARTRAND & P. KEECH., 2001.- Electrochemical treatment of acidic aqueous ferrous sulfate and copper sulfate as models for acid mine drainage. *Water resources*. 35:4410-4416.
- BURGUILLO, F., 2002.- Ajuste de ecuaciones a curvas: introducción a la regresión lineal no línea. Facultad de Farmacia, Universidad de Salamanca, España. V curso práctico de análisis de datos. Disponible: <http://web.usal.es/~burqui/ajustecurvas.pdf>.
- BUSTAMANTE, C.M. & E. CHAPARRO ÁVILA., 2008.- Conceptos básicos para entender la legislación ambiental aplicable a la industria minera en los países andinos. Recursos naturales e infraestructura. Naciones Unidas CEPAL, Santiago de Chile, Chile. ISSN: 1680-9017, 21-23 pp.
- CABRERA, A.L., 1976.- Regiones Fitogeográficas Argentinas. ACME, Buenos Aires, Argentina. 85 p.
- CARABALLO, M.A., T.S. RÖTTING, J.M. NIETO & C. AYORA., 2009.- Sequential extraction and DXRD applicability to poorly crystalline Fe- and Al-phase characterization from an acid mine water passive remediation system. *American Mineralogist*. 94:1029-1038.
- CARABALLO, M.A., T.S. RÖTTING, F. MACIAS, J.M. NIETO & C. AYORA., 2010.- Field multi-step limestone and MgO passive system to treat acid mine drainage with high metal concentrations. *Applied Geochemistry*. 24(12):2301-2311.
- CARRETERO, J.L., 2004.- Flora arvensis española. Las malas hierbas de los cultivos españoles. *Phytoma*. Valencia.

- CASTRO, L., 1992.- Los aluviones del Río Neuquén y su ambiente regional entre La Herradura y Balsa Huitrín, provincia del Neuquén. Universidad de Buenos Aires, tesis doctoral, Argentina, 265 pp.
- CASTRO, L., 1994.- Los aluviones del Rio Neuquén, aguas abajo del distrito aurífero de Andacollo, provincia del Neuquén, Argentina. *Internacional Mining Meeting*, 1:141-145.
- CASTRO, L.N.; 1999.- Aluviones auríferos río Neuquén, Neuquén. En *Recursos Minerales de la República Argentina* (Ed. E.O Zappettini), Instituto de Geología y Recursos Minerales SEGEMAR, Buenos Aires, *Anales* 35:1875-1881.
- CORREA, M.N., 1998. *Flora patagónica*. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria. Buenos Aires.
- CHAPARRO, A.E., 2002.- Actualización de la compilación de leyes mineras de catorce países de América latina y el Caribe. Vol. I. Serie Recursos naturales e Infraestructura. CEPAL. ECLAC. Santiago de Chile, Chile.
- CHAPARRO, M.A.E., J.C. BIDEGAIN, A.M. SINITO, S.S. JURADO & C.S.G. GOGORZA., 2004.- Relevant magnetic parameters and heavy metals from relatively polluted stream sediments and vertical and longitudinal distribution along a cross-city stream in Buenos Aires Province, Argentina. *Studia Geophysica et Geodaetica* 48(3):615-636.
- CHAVAS, J., 2000.- Ecosystem valuation under uncertainty and irreversibility. *Ecosystems* 3:11-15.
- CHEssel, D., A.B. DUFOUR & J. THIOULOUSE., 2004.- The ade4 package-I- One-table methods. *R News*, 4:5-10.
- CHIARAMELLO, A., C. ARDANAZ, E. GARCÍA & P. ROSSOMANDO., 2003.- Mulinane-type diterpenoids from *Mulinum spinosum*. *Phytochemistry*. 63:883-886.
- CHICCO, C.F & S. GODOY., 2002.- Nutrición mineral de los bovinos de carne en Venezuela. En: ROMERO, R., ARANGO, J & SALOMON, J. (eds). XVIII Curso sobre bovinos de carne Universidad Central de Venezuela, Facultad de Ciencias Veterinarias, Maracay, Venezuela, 135-155 pp.
- CHOPIN, E.I.B., S. BLACK, M.E. HODSON, M.L. COLEMAN & B.J. ALLOWAY., 2003.- A preliminary investigation into mining and smelting impacts on trace element concentrations in the soils and vegetation around Tharsis, SW Spain. *Mineral. Mag.* 67:279–288.
- CONCAS, A., C. ARDAU, A. CRISTINI, P. ZUDDAS & G. CAO., 2006.- Mobility of heavy metals from tailings to streams waters in a mining activity contaminated site. *Chemosphere* 63:244-253.

- CORAM, N.J. & D.E. RAWLINGS., 2002.- Molecular Relationship between Two Groups of the Genus *Leptospirillum* and the Finding that *Leptospirillum ferriphilum* sp. nov. Dominates South African Commercial Biooxidation Tanks That Operate at 40°C. *Applied and Environmental Microbiology*. 68:838-845.
- COURTIN-NOMADE, A., C. GROSBOIS, M.A. MARCUS, S.C. FAKRA, J.M. BENY & A.L. FOSTER., 2009.- The weathering of a sulfide orebody: speciation and fate of some potential contaminants. *Can Mineral*. 47:493-508.
- DANG, Z., C. LIU & M. HAIGH; 2002.- Mobility of heavy metals associated with the natural weathering of coal mine spoils. *Environmental Pollution*. 119: 419 - 426.
- DAVID, J., 2002.- *Statistics and data analysis in geology*. (3^{ra} Edición). Ed. Willey, EE.UU, 656 pp.
- DESCOSTES, M., P. VITORGE & C. BEAUCAIRE., 2004.- Pyrite dissolution in acidic media. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 68:4559-4569.
- DEL VITTO, L. & E. PETENATTI., 1999.- *Flora Patagónica*. En: CORREA, M.N. (eds.), Colección Científica INTA, Tomo VIII. Parte VI, Buenos Aires, Argentina, 536 pp.
- DOLD, B. & L. FONTBOTÉ., 2002.- A mineralogical and geochemical study of element mobility in sulfide mine tailings of Fe oxide Cu-Au deposits from the Punta del Cobre belt, northern Chile. *Chemical Geology*. 189(3-4):135-163.
- DRAY, S. & A.B. DUFOUR., 2007.- The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. *Journal of Statistical Software* 22(4):1-20.
- DRAY, S., A.B. DUFOUR & D. CHESSEL., 2007.- The ade4 package-II: Two-table and K-table methods. *R News* 7(2):47-52.
- DRUSCHEL, G.K., B.J. BAKER, T.M. GIHRING & J.F. BANFIELD., 2004.- Acid mine drainage biogeochemistry at Iron Mountain, California. *Geochem Transactions*. 5(2):13-32.
- EICHEVERRÍA, J., I. ZARRANZ, J. ESTELLA & J. GARRIDO., 2005.- Simultaneous effect of pH, temperature, ionic strength, and initial concentration on the retention of lead on illite. *Applied Clay Science*. 30:103-115.
- EVANGELOU, V.P., 1995.- *Pyrite oxidation and its control*. CRC Press, Boca Ratón, Florida, USA. 285 pp.
- EZCURRA, C. & C. BRION., 2005.- *Plantas del Nahuel Huapi*. Catálogo de la flora vascular del Parque Nacional Nahuel Huapi, Argentina, UNCOMA-RLB, San Carlos de Bariloche, 70 pp.
- FALCO, L., C. POGLIANI, G. CURUCHET & E. DONATI., 2001.- A comparison of bioleaching of covellite using a pure culture of *Thiobacillus ferrooxidans* or a mixed culture of *Leptospirillum ferrooxidans* and *Thiobacillus thiooxidans*. *Biohydrometallurgy: Fundamentals, Technology and Sustainable Development*.

- Proceedings of the International Biohydrometallurgy Symposium, IBS-2001. Ciminelli - García Jr. Eds. Elsevier Science. Part A, 67-74. ISBN 0 444 50623 3.
- FERRER, J., M. MENDIA & J. IRISARRI., 1991.- Estudio regional de los suelos de la provincia del Neuquen. Buenos Aires. CFI-COPAIDE, Provincia del Neuquén. Vol. 1 T2: 147 pp., T3: 197 pp.
- FITZ, W.J. & W.W. WENZEL., 2002.- Arsenic transformations in the soil–rhizosphere–plant system: fundamentals and potential application to phytoremediation. *J. Biotechnol.* 99:259-278.
- FORRELLAT, B.M., H.D.G. GAUTIER & N.F. DELGADO., 2000.- Metabolismo del hierro. *Ver. Cub. Hematol. Inmunol. Hemoter.* 16(3):149-160.
- FRIESL, W., J. FRIEDL, K. PLATZER, O. HORAK & M.H. GERZABEK., 2006.- Remediation of contaminated agricultural soils near a former Pb/Zn smelter in Austria: batch, pot and field experiments. *Environ. Pollut.* 144:40-50.
- GANDULLO, R., 2004.- Nueva Asociación de Ambientes Salinos. Departamento de Biología Aplicada, Fac. Cs. Agrarias, Universidad Nacional del Comahue, Río Negro, Argentina. *MULTEQUINA.* 13:33-37.
- GARCÍA, H., J. SOTO, L. CASTRO & N. ALARCÓN., 1990.- Minerales económicos en los aluviones entre Andacollo y Chos Malal, provincia del Neuquén. 3° Congreso Argentino de Geología Económica. 3:239-252.
- GARCÍA-MEZA, J.V., 2003.- Caracterización fisicoquímica de una muestra del desecho minero (jal) La Valenciana, Guanajuato, previa y posterior a bioensayos diagnósticos. Facultad de Química, UNAM, México DF, tesis doctoral, 154 pp.
- GE, Y., P. MURRAY & W.H. HENDERSHOT., 2000.- Trace metal speciation and bioavailability in urban soils. *Environ. Pollut.* 107:137-144.
- GIAVENO, M.A., 2001.- Estudios sobre lixiviación bacteriana de sulfuros metálicos. Tesis de Maestría. Facultad de Ingeniería, UNCo, Nqn, Argentina.
- GINCCHIO, R., P.H. RODRIGUEZ, R. BADILLA-OHLBAUM, H.E. ALLEN & G.E. LAGOS., 2002.- Effect of soil copper content and pH on copper uptake of selected vegetables grown under controlled conditions. *Environ. Toxicol. Chem.* 21:1736-1744.
- GINOCCHIO, R. & A. BAKER., 2004.- Metalófitas en América Latina: un recurso biológico y genético único poco conocido y estudiado en la región. *Revista Chilena de Historia Natural.* 77:185-194.
- GONZÁLEZ, S., 2002.- El banco de semillas como estrategia de regeneración post fuego en un pastizal del noroeste patagónico. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional del Comahue, CRUB, San Carlos de Bariloche.

- GONZÁLEZ, I., V. MUENA, M. CISTERNAS & A. NEAMAN., 2008.- Acumulación de cobre en una comunidad de vegetal afectada por contaminación minera en el valle de Puchuncaví, Chile central. *Rev. Chilena de Historia Natural*. 81:279-291.
- GONZÁLEZ-TORIL, E., A. AGUILERA, N. RODRIGUEZ, D. FERNANDEZ- REMOLAR, F. GOMEZ, E. DIAZ, A. GARCIA-MOYANO, J.L. SANZ & R. AMILS., 2010.- Microbial ecology of Rio Tinto, a natural extreme acidic environment of biohydrometallurgical interest. *Hydrometallurgy*. 104 (2-3):329-333.
- GRAUPNER, T., A. KASSAHUN, D. RAMMLMAIR, J.A. MEIMA, D. KOCK, M. FURCHE, A. FIEGE, A. SCHIPPERS & F. MELCHER., 2007.- Formation of sequences of cemented layers and hardpans within sulfide-bearing mine tailings (mine district Freiberg, Germany). *Applied Geochemistry*. 22(11):2486-2508.
- GUEVARA-RIBA, A., A. SAHUQUILLO, R. RUBIO & G. RAURET., 2004.- Assessment of metal mobility in dredged harbour sediments from Barcelona (Spain). *Sci. Total Environ*. 321:241–255.
- HALLBERG, K.B., 2010.- New perspectives in acid mine drainage microbiology. School of Biological Sciences, College of Natural Sciences, Bangor University, LL57 2UW, UK *Hydrometallurgy*. 104:448-453.
- HAQUE, N., R.J. PERALTA-VIDEA, L.G. JONES, E.T. GILL & L.J. GARDEA-TORRESDEY., 2008.- Screening the phytoremediation potencial of desert broom (*Baccharis sarothroides* Gray) growing on mine tailings in Arizona, USA. *Environmental pollution*. 153:362-368.
- HARRISON, G.A., K.A. DAWSON & R.W. HEMKEN., 1962.- Effects of high iron and sulfate ion concentration on dry matter digestion and volatile fatty acid production by ruminal microorganisms. *J. Anim Sci*. 70:1188-1194.
- HERRERO, J.C., 1989.- Proyecto aluviones, Área Andacollo. Secretaría de Minería. SEGEMAR, Informe 148. *Anales* N° 35.
- HIGGINS, S.I., W.J. BOND & W. TROLLOPE., 2000.- Fire, resprouting and variability: a recipe for grass-tree coexistence in savanna. *Journal of Ecology*. 88:213-229.
- HOLMES, P.R. & F.K. CRUNDWELL., 2000.- The kinetics of the oxidation of pyrite by ferric ions and dissolved oxygen: An electrochemical study. *Geochimica et Cosmochimica Acta*. 64:263-274.
- IBRAHIM, L.F., S.A. KAWASHTY, A.R. BAIUOMY, M.M. SHABANA, W.I. EL-ERAKY & S.I. EL NEGOUUMY., 2007.- A comparaty study of the flavonoids and some biological activities of two *Chenopodium* species. *Chemistry of Natural Compounds*. 43(1):24.
- IDRISI32 ACADEMIC UPDATE, 1987.- Clark Labs, Clark University 950 Main Street Worcester, MA 01610-1477, USA, 26 pp.

- INFORME DE IMPACTO AMBIENTAL (I.I.A), Minera Andacollo Gold S.A.- 2002.
 Proyecto Andacollo: Universidad Nacional del Comahue, Facultad de Ingeniería,
 Asentamiento Universitario Zapala.
- IRISARRI, J., 1979.- Los suelos del Departamento Minas. Facultad de Ciencias
 Agrarias. Informe Inédito. Unco. Cinco Saltos.
- JABBAR, A., M.A. ZAMAN, Z. IQBAL, M. YASEEN & A. SHAMIM; 2007.- Anthelmintic
 activity of *Chenopodium album* (L.) and *Caesalpinia crista* (L.) against
 trichostrongylid nematodes of sheep. *Journal of Ethnopharmacology* 114:86-91.
- JIAN-NAN, D., JIAN, G., XUE-LING, W., CHENG-GUI, Z., DIAN-ZUO, W. & GUAN-
 ZHOU, Q., 2007.- Jarosite-type precipitates mediated by YN22, *Sulfobacillus*
thermosulfidooxidans, and their influences on strain. *Trans. Nonferrous Met. Soc.*
China. 17:1038-1044.
- JOHNSON, D.B., 2000.- Biological removal of sulfurous compounds from inorganic
 waste waters. *In*: LENS P & HULSHOFF POL, L. (eds.), *Environmental*
Technologies to Treat Sulfur Pollution: Principles and Engineering. London
 International Association on Water Quality, 175-206 pp.
- JOHNSON, D.B., 2003.- Chemical and microbiological characteristics of mineral spoils
 and drainage waters at abandoned coal and metal mines. *Water Air Soil Pollut:*
Focus 2003. 3:47-66.
- JOHNSON, D.B. & K.B. HALLBERG., 2003.- The microbiology of acidic mine waters.
Res. Microbiol. 154:466-473.
- JOHNSON, D.B. & K.B. HALLBERG; 2005.- Acid Mine drainage remediation options: A
 review, *Science of the Total Environment*, 338:3-14.
- JOHNSON, D.B., 2007.- Physiology and ecology of acidophilic microorganisms. *In*:
 GERDAY, C. & GLANSDORFF, N. (eds.), *Physiology and Biochemistry of*
Extremophiles. ASM Press, Washington, D.C, 257-270 pp.
- JOHNSON, R.H., D.W. BLOWES, W.D. ROBERTSON & J.L. JAMBOR., 2008.- The
 hydrogeochemistry of the nickel rim mine tailings impoundment, Sudbury, Ontario.
J. Contam. Hydrol. 41:49–80.
- JOHNSON, D.B. & K.B. HALLBERG., 2008.- Carbon, iron and sulfur metabolism in
 acidophilic micro-organisms. *Adv. Microb. Physiol.* 54:201-255.
- JORDANOVA, D.V., V. HOFFMANN & K.T. FEHR., 2004.- Mineral magnetic
 characterization of Anthropogenic magnetic phases in the Danube river
 sediments (Bulgarian part). *Earth and Planetary Science Letters* 221:71-89.
- JUNG, M.C., 2001.- Heavy metal contamination of soils and waters in and around the
 Imcheon Au-Ag mine, Korea: *Appl. Geochem.* 16(11-12):1369-1375.

- KALIN, M., A. FYSON & W.N. WHEELER., 2006.- The chemistry of conventional and alternative treatment systems for the neutralization of acid mine drainage, *Sci. Total Environ.* 366:395-408.
- KIM, I.S., K.H. KANG, P. JOHNSON-GREEN & E.J. LEE., 2003.- Investigation of heavy metal accumulation in *Polygonum thunbergii* for phytoextraction. *Environmental Pollution* 126:235-243.
- KIM, J.J. & S.J. KIM., 2003.- Environmental, mineralogical, and genetic characterization of ochreous and white precipitates from acid mine drainages in Taebaeg, Korea. *Environmental Science and Technology* 37:2120-2126.
- KIRSCHBAUM, A., J. MURRAY, M. ARNOSIO, R. TONDA & L. CACCIABUE., 2012.- Pasivos ambientales mineros en el Noroeste de Argentina: aspectos mineralógicos, geoquímicos y consecuencias ambientales: *Revista Mexicana de Ciencias Geológicas.* 29(1):248-264.
- KIRSCHBAUM, A. & J. MURRAY., 2011.- Minería y aguas ácidas: contaminación y prevención. Vol. 1, Nº 1, Salta, Argentina.
- KOCK, D. & A. SCHIPPERS., 2006.- Geomicrobiological investigation of two different mine waste tailings generating acid mine drainage. *Hydrometallurgy* 83:167-175.
- KOCK, D. & A. SCHIPPERS., 2008.- Quantitative Microbial Community Analysis of Three Different Sulfidic Mine Tailing Dumps Generating Acid Mine Drainage. *Appl. Environ. Microbiol.* 74(16):5211-5219.
- KRISHNAMURTI, G.S.R. & R. NAIDU., 2003.- Solid-solution equilibria of cadmium in soils. *Geoderma* 113:17-30.
- KUCUKONDER, A., H. CAM, E. KUCUKONDER & O. SOGUT., 2003.- Qualitative and quantitative analysis of lignite coal and its ash samples taken from Soma-Darkale region. *Journal of Quantitative Spectroscopic Radiation* 77:329-333.
- LAMBERTI, A.M.; 2008.- Gestión y remediación de pasivos ambientales-Políticas y atribución de responsabilidad. *Estudios de derecho ambiental* 1ª edición, Alveroni Ed. Córdoba, Argentina, 312 pp.
- LANCHER, W., 2000.- *Ecofisiología vegetal.* São Carlos: Rima. 519 pp.
- LAROCQUE, A.C.L. & P.E. RASMUSSEN., 1998.- An overview of trace metals in the environment from mobilization to remediation. *Environmental Geology*, 33(2-3):85-91.
- LASAT, M., 2000.- Phytoextraction of metals from contaminated soil: a review of plant/soil/metal interaction and assessment of pertinent agronomic issues. *J. Hazard Subst Res.* 2:1-25.
- LAUBER, K. & G. WAGNER., 2000.- *Flora Helvética. Flore illustrée de Suisse.* Ed. Paul Haupt. Berne. Orobanche. 1857-1876 pp.

- LEBLANC, M., J.A. MORALES, J. BORREGO & F. ELBAZ-POULICHET; 2000.- 4.500 year old mining pollution in southwestern Spain: long term implications for modern mining pollution. *Economic Geology* 95:655-662.
- LEE, G., J.M. BIGHAM & G. FAURE., 2002.- Removal of trace metals by coprecipitation with Fe, Al, and Mn from natural waters contaminated with acid drainage in the Ducktown Mining District, Tennessee. *Applied Geochemistry*, 17(5):569-581.
- LEE, S.Y. & R.J. GILKES., 2005.- Groundwater geochemistry and composition of hardpans in southwestern Australian regolith. *Geoderma*, 126:59–84.
- LEÓN-LOBOS, P., R.A. GINOCCHIO & J.M. BAKER., 2011.- Fitoestabilización de Depósitos de Relaves en Chile - Flora y Vegetación Asociadas a Relaves Mineros Abandonados, Chile. 3:978-996.
- LÉVEILLÉ, S., L. LEDUC, G. FERRONI, A. TELANG & G. VOORDOUW., 2001.- Monitoring of bacteria in acid mine environments by reverse sample genome probing. *Can. J. Microbiol.* 47:431-442.
- LINDSAY, W. L., 1979.- Chemical equilibria in soil. John Wiley, New York, USA, 215 pp.
- LINNIK, P.M. & I.B. ZUBENKO., 2000.- Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy metal compounds, lakes and reservoirs. *Lake & Reservoirs: Research & Management* 5(1):11-21.
- LIU, F., C. COLOMBO, P. ADAMO, J.Z. HE & A. VIOLANTE., 2002.- Trace elements in manganese iron nodules from a Chinese Alfisol. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66:661-670.
- LIZÁRRAGA-MENDIOLA, L., M.C. DURÁN-DOMÍNGUEZ & M.R. GONZÁLEZ-SANDOVAL., 2008.- Environmental assessment of an active tailings pile in the State of Mexico (Central Mexico). *Research Journal of Environmental Sciences*, 2(3):197-208.
- LOBELL, B., M. TOOMBS, M. BLACKIE & J. SCHLEIHAUF., 1998.- Land application of sewage biosolids for crop production. Disponible on-line: <http://www.gov.on.ca:80/OMAFRA/english/environment/facts/95-069.htm>
- LÓPEZ, P.L. & J.M. COLLADO., 2002.- Extracciones químicas secuenciales de metales pesados. *Aplicación de ciencias geológicas. Estudios Geol.* 58:133 - 144.
- LOTTERMOSER, B.G., 2003.- Mine wastes: characterization, treatment and environmental impacts. Springer, Berlin, 304 pp.
- LOTTERMOSER, B.G. & P.M. ASHLEY., 2006.- Mobility and retention of trace elements in hardpan cemented cassiterite tailings, north Queensland, Australia. *Environ Geol*, 50:835-846.
- LWANGA, M.S., F. KANSIIME, P. DENNY & J. SCULLION., 2003.- Heavy metals in Lake George, Uganda with relation to metal concentrations in tissues of common fish species. *Hydrobiologia* 499(13):83-93.

- MALDONADO, M.A., T.E. FAVELA, C.F. RIVERA & S.T.L. VOLKE., 2011.- Lead bioaccumulation in *Acacia farnesiana* and its effect on lipid peroxidation and glutathione production. *Plant and Soil*. 339:377-389.
- MALINOW, G., 1987.- Inventario preliminar de los recursos hídricos provinciales de las cuencas sin información de caudales. Primera etapa: cuenca activa del río Neuquén. APA. Pcia. del Neuquén.
- MARMO, I., 2003.- Heavy metals in the context of EU policies on soil and waste. European Commission, DG [Environment www.europa.eu.int](http://www.europa.eu.int).
- MATLOCK, M.M., B.S. HOWERTON & D.A. ATWOOD., 2002.- Chemical precipitation of heavy metals from acid mine drainage. *Water Resources*, 36(19):4757-4764.
- MAYER, U., D.W. BLOWES & E.O. FRIND., 2003.- Advances in Reactive-Transport Modeling of Contaminant Release and Attenuation from Mine-Waste Deposits. *In*: JAMBOR, J.L., BLOWES, D.W. & RITCHIE, A.I.M. (eds.), *Environmental Aspects of Mine Wastes*, Mineralogical Association of Canada, 31:283-302.
- MCGRATH, S., A.C. CHANG, A.L. PAGE & E. WITTER., 1994.- Land application of sewage sludge: scientific perspectives of heavy metal loading limits in Europe and United States. *Environment rev.* 2:108.
- MCGREGOR, R.G. & D.W. BLOWES., 2002.- The physical, chemical and mineralogical properties of three cemented layers within sulfide-bearing mine tailings. *J. Geochem Explor.* 76:195-207.
- MOHIUDDIN, K.M., H.M. ZAKIR, K. OTOMO, S. SHARMIN & N. SHIKAZONO., 2010.- Geochemical distribution of trace metal pollutants in water and sediments of downstream of an urban river. *International Journal of Environmental Science and Technology* 7(1):17-28.
- MONCUR, M.C., C.J. PTACEK, D.W. BLOWES & J.L. JAMBOR., 2004.- Release, transport and attenuation of metals from an old tailings impoundment: *Appl. Geochem.* 20:639-659.
- MONNI, S., C. UHLIG, E. HANSEN & E. MAGEL., 2001.- Ecophysiological responses of *Empetrum nigrum* to heavy metal pollution *Environmental Pollution* 112:121-129.
- MONTECINO, S. & A. CONEJEROS., 1985.- *Mujeres mapuches: el saber tradicional en la curación de enfermedades comunes*. Ediciones CEMPEMCI. Santiago de Chile.
- MOORI-KOENIG, V. & C. BIANCO., 2003.- *Industria minera; Estudio 1 EG.33.6; Préstamo BID 925/OC-AR. Pre II. Coordinación del Estudio: Oficina de la CEPAL-ONU en Bs. As, a solicitud de la Secretaría de Política Económica, Ministerio de Economía de la Nación.*

- MOSES, C.O. & J.S. HERMAN., 1991.- Pyrite oxidation at circumneutral pH. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 55:471-482.
- MOVIA, C., G. OWER & C. PÉREZ., 1983.- Estudio de la Vegetación natural de la Provincia de Neuquén. Subsecretaría de Recursos Naturales. Provincia de Neuquén. Inédito.
- MULLIS, L.A., J.W. SPEARS, R.L. & McCRAW., 2003.- Effects of breed (Angus vs Simmental) and copper and zinc source and mineral status of steers fed high dietary iron. *J. Anim Sci.* 81:318-322.
- MUNDA, G. & J. O'NEILL., 1998.- Weak comparability of values as a foundation for ecological economics. *Ecological Economics* 26:277-286.
- NAGARAJU, A. & S. KARIMULLA., 2002.- Accumulation of elements in plants and soils in an around Nellore mica belt, Andhra Pradesh, India a biogeochemical study. *Environmental Geology* 41:852-860.
- NIETO, J.M., A.M. SARMIENTO, M. OLÍAS, C.R. CANOVAS, I. RIBA & J. KALMAN., 2007.- Acid mine drainage pollution in the Tinto and Odiel rivers (Iberian Pyrite Belt, SWSpain) and bioavailability of the transported metals to the Huelva Estuary. *Environ Int.* 33:445-55.
- NORDBERG, G., 1998.- Metales: propiedades químicas y toxicidad. *Enciclopedia de Salud y Seguridad en el Trabajo*. Cap. 63:2-51.
- NORDSTROM, D.K. & C.N. ALPERS., 1999.- Geochemistry of Acid Mine Waters. *In*: PLUMLEE, G.S. & LOGSDON, M.J. (eds.), *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, Part A: Processes, Techniques and Health Issues, Reviews in Economic Geology Vol. 6A*, Society of Economic Geologists, Inc., 133-160 pp.
- NORDSTROM, D.K., C.N. ALPERS, C.J. PTACEK & D.W. BLOWES., 2000.- Negative pH and extremely acidic mine waters from Iron Mountain, California. *Environ. Sci. Tec.* 34:254-258.
- NORDSTROM, D.K., 2003.- Effects of Microbiological and Geochemical Interactions in Mine Drainage. *In*: JAMBOR, J.L., BLOWES, D.W. & RITCHIE, A.I.M. (eds.), *Environmental Aspects of Mine Wastes, Short Course Series Vol. 31*, Mineralogical Association of Canada, 227-238 pp.
- NORRIS, P., CLARK, D., OWEN, J. & WATERHOUSE, S., 1996.- Characteristics of *Sulfobacillus acidophilus* sp. nov. and other moderately thermophilic mineral-sulphide-oxidizing bacteria. *Microbiology* 142: 775-783.
- OBLASSER, A. & E. CHAPARRO., 2008.- Estudio Comparativo de la Gestión de Los Pasivos Ambientales Mineros en Bolivia, Chile, Perú y Estados Unidos. División de Recursos Naturales e Infraestructura. CEPAL, Chile. www.eclac.org/publicaciones/xml/6/33416/lcl2869e.pdf

- OCHOA, J., N. SEOANE & F. BIDINOST., 2003.- El problema del *neneo* en Patagonia: una aproximación fitoquímica. Bol. Soc. Argent. Bot. 38: 213-215.
- OHMURA, N., K. SASAKI, N. MATSUMOTO & H. SAIKI., 2002.- Anaerobic Respiration Using Fe³⁺, SO y H₂ in the Chemolithoautotrophic Bacterium *Acidithiobacillus ferrooxidans*. J. Bacteriol. 184:2081-2087.
- OKAFOR, E.C. & K. OPUENE., 2007.- Preliminary assessment of trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in the sediments. International Journal of Environmental Science and Technology 4(2):233-240.
- OLIVA, G., I. NOY-MEIR & A. CIBILIS., 2001.- Fundamentos de la ecología de pastizales. En: BORRELLI, P. & G. OLIVA (eds.), Ganadería Ovina Sustentable en la Patagonia Austral. INTA Región Patagonia Sur. 272 pp.
- OLSON, J.G., J.A. BRIERLEY & C.L. BRIERLEY., 2003.- Bioleaching review part B: progress in bioleaching: applications of microbial processes by the mineral industries. Appl. Microbiol. Biotechnol. 63:249-257.
- OYARZÚN, J., 2001.- Algunos metales y metaloides con propiedades tóxicas o carcinogénicas: distribución natural y riesgos por contaminación en Chile. Revista Chilena de Salud Pública, Santiago, 5(2-3):96-101.
- OYARZÚN, J., 2010.- Claroscuro de una industria esencial: reflexiones sobre la aceptabilidad de la minería. Revista Todo es Historia, Buenos Aires, 237:5-11.
- PADILLA, C., 2000.- El pecado de la participación ciudadana. Conflictos ambientales en Chile. Observatorio Latinoamericano de Conflictos Ambientales Santiago, 117 pp.
- PAEZ CAMPOS R. & J.G. PORTANERI; 2011.- Elaboración de una Guía Metodológica para a Recuperación y Refuncionalización de Canteras Abandonadas en la Provincia de Misiones. Tesis de grado Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Universidad Nacional de La Pampa.
- PASTOR, J. & A.J. HERNÁNDEZ., 2002.- Estudio de suelos de vertederos sellados y de sus especies vegetales espontáneas para la fitorrestauración de suelos degradados y contaminados del centro de España. Anales de Biol. 24:145-153.
- PASTOR, J., S. GARCÍA-SALGADO, A.J. HERNÁNDEZ, M.A. QUIJANO & M.M. BONILLA; 2008.- Arsénico y otros metales pesados en plantas de comunidades de pastos del cerro de la plata. En: PASTOR, J., S. GARCIA SALGADO, A.J. HERNANDEZ, M.A. QUIJANO & BONILLA, M.M. (eds.) Pastos, clave en la gestión de los territorios: integrando diciplinas. Consejería de Agricultura y Pesca, Junta de Andalucía, 91-97pp.
- PASTOR, J., 2009.- Contenidos de metales pesados en gramíneas de ecosistemas desarrollados sobre antiguas minas abandonadas de Madrid y Castilla-La Mancha, Cumbre del Desarrollo Sustentable, Comisión Nacional del Medio

Ambiente (CONAMA), España, <http://hdl.handle.net/10261/52237>, ISBN: 978-84-6131481-2. España.

- PEÑA, O. & G. OSTERTAG., 2006.- Los estados del tiempo y sus efectos sobre la capacidad forrajera de un mallín. VI Jornadas Patagónicas de Geografía. Universidad Nacional de la Patagonia San Juan Bosco, Trelew.
- PÉREZ, C.L., MORENO, G.A. & GONZALEZ, P.J.; 1995.-Influencia de las fracciones de arcilla y arena en el contenido de metales pesados en suelos. *Edafología* 1: 83-89.
- PÉREZ-LÓPEZ R., J.M. NIETO, A.M. ALVAREZ-VALERO & G.R. DE ALMODOVAR., 2007.- Mineralogy of the hardpan formation processes in the interface between sulfide-rich sludge and fly ash: Applications for acid mine drainage mitigation. *American Mineralogist*, 92(11-12):1966-1977.
- PRIETO-GARCÍA, F., H.J. CALLEJAS, M.A. LECHUGA, J.C. GAYTÁN & E.E. BARRADO., 2005.- Acumulación en tejidos vegetales de Arsénico provenientes de aguas y suelos de Zimapán estado de Hidalgo, México. *Bioagro* 17:129-135.
- PRONK J.T., K. LIEM, P. BOS & J.G. KUENEN; 1991.- Energy Transduction by Anaerobic Ferric Iron Respiration in *Thiobacillus ferrooxidans*. *Applied and Environmental Microbiology* 57:2063-2068.
- QUEROL, X., A. ALASTUEY, J.D. DE LA ROSA, A. SÁNCHEZ DE LA CAMPA, F. PLANA & C.R. RUIZ., 2002.- Source apportionment analysis of atmospheric particulates in an industrialised urban site in southwestern Spain, *Atmos. Environ.* 36:3113-3125.
- RAMMLMAIR, D. & C.H. GRISSEMANN., 2000.- Natural attenuation in slag heaps versus remediation. In: Rammlmair D, Mederer J, Oberthür Th, Heimann RB, Pentinghaus H, editors. *Applied mineralogy in research, economy, technology, ecology and culture*, 2. Proc.6th International Congress on Applied Mineralogy, ICAM 2000, Göttingen, Germany, 645-8 pp.
- RAMMLMAIR, D., 2002.- Hard pan formation on mining residuals. In: MERKEL, B., PLANER-FRIEDRICH, B. & WOLKERSDORFER C. (eds.), *Uranium in the aquatic environment. Proceedings of International Conference Uranium Mining and Hydrogeology III and International Mine Water. Association Symposium Germany*: TU Bergakademie Freiberg, 173–82 pp.
- RAMMLMAIR, D., C. GRISSEMANN, M. FURCHE, U. NOELL, T. GRAUPNER & J.A. MEIMA., 2008.- Evidence of reduced water infiltration by microhardpans — electrical resistivity measurements at Peña de Hierro, Rio Tinto, Spain. Proc. 9th Int. Congress for Applied Mineralogy. Australasian Institute of Mining and Metallurgy, Publication Series No 8/2008, 349-56 pp.

- RAPOPORT, E. & C. BRION., 1991.- Malezas exóticas y plantas escapadas de cultivo en el noroeste patagónico: segunda aproximación. Cuadernos Alternatura N° 1:19. Ediciones Imaginaria, S. C. Bariloche.
- R.D.C.T (R. DEVELOPMENT CORE TEAM)., 2012.- R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- RAWLINGS, D.E., 1998.- Industrial practice and the biology of leaching of metals from ores. The 1997 Plan Labs Lecture. Journal of Industrial Microbiology & Biotechnology 20:268-274.
- RAWLINGS, D.E., 2005.- Characteristics and adaptability of iron- and sulfuroxidizing microorganisms used for the recovery of metals from minerals and their concentrates. Microb. Cell Fact. 4(1):13.
- RAZO, I., L. CARRIZALES, J. CASTRO, F. DÍAZ-BARRIGA & M. MONROY., 2004.- Arsenic and heavy metal pollution of soil, water and sediments in a semi-arid climate mining area in Mexico. Water, Air, and Soil Pollution, 152:129-152.
- REDWAN, M., D. RAMMLAIR & J.A. MEIMA., 2011.- Application of mineral liberation analysis in studying micro-sedimentological structures within sulfide mine tailings and their effect on hardpan formation. Science of the Total Environment 414:480-493.
- RENDINA, A., M. BARGIELA, L. DE CABO, S. ARREGHINI & A.F. IORIO., 2001.- Formas geoquímicas de metales pesados en sedimentos del Río Matanza y principales afluentes. Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat. 3(1):33-39.
- REYNDERS, H., L. BERVOETS, M. GELDERS, W.M. DE COEN & R. BLUST., 2008.- Accumulation and effects of metals in caged carp and resident roach along a metal pollution gradient. Science of the Total Environment. 391(1):82–95.
- RICHARDS, L.A., 1974.- Diagnóstico y rehabilitación de suelos salinos y sódicos. Noriega (eds.), Editorial Limusa. México D.F, México.
- RIJAL, M.L., E. APPEL, E. PETROVSKÝ & U. BLAHA., 2010.- Change of magnetic properties due to fluctuations of hydrocarbon contaminated groundwater in unconsolidated sediments. Environmental Pollution 158:1756-1762.
- RIMSTIDT, D.J. & D.J. VAUGHAN., 2003.- Pyrite oxidation: a state-of-the-art assessment of the reaction mechanism. Geochimica et Cosmochimica Acta, 67:873–880.
- RIZZI, L., G. PETRUZZELLI, G. POGGIO & G. VIGNA-GUIDI., 2004.- Soil physical changes and plant availability of Zn and Pb in a treatability test of phytostabilization. Chemosphere. 57:1039-1046.

- ROSE, A.W. & C.A. CRAVOTTA., 2004.- Geochemistry of Coal mine Drainage. Coal Mine Prediction and Pollution Prevention in Pennsylvania Cap 1. Pennsylvania Department of Environmental Protection. Pennsylvania EE.UU. <https://www.depstate.pa.us/deputate/mines>
- ROTTING, T.S., M.A. CARABALLO, J.A. SERRANO, C. AYORA & J. CARRERA., 2008.- Field application of calcite Dispersed Alkaline Substrate (calcite-DAS) for passive treatment of acid mine drainage with high Al and metal concentrations. *Applied Geochemistry* 23:1660-1674.
- ROVERE, E.I., A. CASELLI, S. TOURN, H.A. LEANZA, C.A. HUGO, A. FOLGUERA, L. ESCOSTEGUY, S. GEUNA, R. GONZALEZ, J. COLOMBINO & J.C. DANIELI., 2004.- Hoja Geológica 3772-IV. Andacollo, provincia del Neuquén. Instituto de Geología y recursos Minerales. Servicio Geológico Minero Argentino, Boletín 298, Buenos Aires, Argentina. 104 pp.
- RUSSI, D. & J. MARTÍNEZ-ALIER., 2002.- Los pasivos ambientales. Iconos. Revista de Ciencias Sociales, Facultad Latinoamericana de Ciencias Sociales, Sede académica de Ecuador, Quito, Ecuador. ISSN: 1390-1249, 123-131 pp.
- SADZAWKA, R.A., M.A. CARRASCO, R.F. DEMANET, H.P. FLORES, R. Z. GREZ, M.I.G. MORA & A. NEAMAN., 2007.- Métodos de análisis de tejidos vegetales. Segunda Edición. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Serie Actas INIA N°40, Santiago de Chile, 140 pp.
- SÁNCHEZ, L.E., 1995.- Drenaje de Minas a cielo abierto. Trabajo publicado en Aspectos Geológicos de Protección Ambiental, Vol I, UNESCO. Departamento de Engenharia de Minas Escola Politécnica da Universidad de São Paulo.
- SÁNCHEZ-ESPAÑA, J., E. PAMO, E. PASTOR, J. ANDRÉS & J. RUBÍ., 2006.- The removal of dissolved metals by hydroxysulphate precipitates during oxidation and neutralization of acid mine waters, Iberian Pyrite Belt. *Aquatic Geochemistry*, 12:269–298.
- SANCHO, J., L.F. VERDEJA & A. BALLESTER., 2000.- Metalurgia extractiva. Procesos de obtención, Vol. II, ©Editorial Síntesis S.A, ISBN:84-7738-803-2; Madrid, España, 428 pp.
- SAND, W., T. GEHRKE, P.G. JOZSA & A. SCHIPPERS., 2001.- (Bio)chemistry of bacterial leaching-direct vs. indirect bioleaching. *Hydrometallurgy*, 59:159-175.
- SARMIENTO, A.M., J.M. NIETO, M. OLÍAS & C.R. CÁNOVAS., 2009.- Hydrochemical characteristics and seasonal influence on the pollution by acid mine drainage in the Odiel river Basin (SW Spain). *Applied Geochemistry* 24:697-714.

- SAUVÉ, S., W. HENDERSHOT & W.E. ALLEN., 2000.- Solid-solution partitioning of metals in contaminated soils: dependence on pH, total metal burden, and organic matter. *Environ. Sci. Technol.* 34:1125-1131.
- SCHALM, O.W., 1964.- *Hematología veterinaria*. 1º ed, español. Ed. Hispano Americana. Mexico, 157-282 pp.
- SCHMIDT, T.S., D.J. SOUCEK & D.S. CHERRY., 2002.- Integrative assessment of benthic macroinvertebrate community impairment from metal-contaminated waters in tributaries of the Upper Powell River, Virginia, USA. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21:2233-2241.
- SEKABIRA, K., H. ORYEM-ORIGA, T.A. BASAMBA, G. MUTUMBA & E. KAKUDIDI., 2010.- Assessment of heavy metal pollution in the urban stream sediments and its tributaries. *International Journal of Environmental Science and Technology* 7(4):435-446.
- SHAH, K. & J.M. NONGKYNRIH., 2007.- Metal hyperaccumulation and bioremediation. *Biologia Plantarum*. 51(4):618-634.
- SILVERMAN, M.P. & D.G. LUNDGREN., 1959.- Studies on the chemoautotrophic iron bacterium *Thiobacillus ferrooxidans*. I. An improved medium and a harvesting procedure for securing high cellular yields. *Journal of Bacteriology* 77:642-647.
- SIMMONS, J.A., E.R. LAWRENCE & T.G. JONES., 2005.- Treated and untreated acid mine drainage effects on stream periphyton biomass, leaf composition, and macroinvertebrate diversity. *Journal of Freshwater Ecology* 20:413-424.
- SINCHE-GONZÁLEZ, M., 2007.- Evaluación del comportamiento ambiental de los contaminantes en residuos sólidos mineros metalúrgicos (RSMM) por el método de extracciones secuenciales y aplicación de modelos de movilidad y transporte. *Revista del Instituto de Investigaciones FIGMMG*. 10(19):78-86.
- SKOUSEN J., J. SIMMONS, L.M. MCDONALD & P. ZIEMKIEWICZ; 2002.- Acid-Base-Accounting to predict post-mining drainage quality on surface mines. *Journal of Environmental Quality*, 31:2034-2044.
- SOLER, J.M., M. BOI, J.L. MOGOLLÓN, J. CAMA, C. AYORA, P.S. NICO, N. TAMURA & M. KUNZ., 2008.- The passivation of calcite by acid mine water. Column experiments with ferric sulfate and ferric chloride solutions at pH 2. *Applied Geochemistry*, 23(12):3579-3588.
- SORIA, D.N., SALOMON A.M., RUBIO C. & FERNANDEZ, R., 2007. Informe técnico: herbario digital seco de Lavalle. Laboratorio de Desertificación y Ordenamiento Territorial. LADyOT – IADIZA - CRICYT. Mendoza, Argentina, 93 pp.
- SPITERI, C., V. KALINSKI, W. RÖSLER, V. HOFFMANN & E. APPEL., 2005.- Magnetic screening of a pollution hotspot in the Lausitz area Eastern Germany correlation

- analysis between magnetic proxies and heavy metal contamination in soils. *Environmental Geology* 49:1-9.
- STEINNES, E., T.E. SJOBÁKK, C. DONISA & L. BRÁNNVAL., 2005.- Quantification of pollutant lead in forest soils. *J. Environ. Qual.* 69:1399-1404.
- TESSIER, A., C. CAMPBELL & M. BISSON., 1979.- Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*. 51(7):844-851.
- TU C., L.Q. MA & B. BONDADA., 2003.- Arsenic accumulation in the hyperaccumulator Chinese brake and its utilization potential for phytoremediation. *J. Environ. Qual.* 31:1671-1675.
- UDO, J.E., BOHM, H.L. & TUCKER, C.T., 1970.- Zinc Adsorption by Calcareous Soils. *Soil Sci. Soc. Amer. Proc.* 34: 405-407.
- URE, A.M., P. QUEVAUVILLER, H. MUNTAU & B. GRIEPINK., 1993.- Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the commission of the European Communities. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 51(14):135-51.
- URE, A.M., 1996.- Single extraction schemes for soil analysis and related applications. *Sci. Total Environ.* 178:3-10.
- VALDÉS, J., F. VELOSO, E. JEDLICKI & D. HOLMES., 2003.- Metabolic reconstruction of sulfur assimilation in the extremophile *Acidithiobacillus ferrooxidans* based on genome analysis. *BMC Genomics* 4:51.
- VEGA, F.A., E.F. COVELO & M.L. ANDRADE., 2006.- Competitive sorption and desorption of heavy metals in mine soils: influence of mine soil characteristics. *J. Colloid Interf. Sci.* 298:582–592.
- VILLAMIL, C.B. & D. TESTONI., 2012.- Inventario Florístico Parque Nacional Laguna Blanca. Departamento de Biología, Bioquímica y Farmacia, Universidad Nacional del Sur, Administración de Parques Nacionales, Bahía Blanca, Argentina.
- VILLARÍAS, J.L., 2000.- Atlas de malas hierbas. Ed. Mundi-Prensa. Madrid, 301 pp.
- WATLING, H.R., 2006.- The bioleaching of sulphide minerals with emphasis on copper sulphides – A review. *Hydrometallurgy* 84:81-108.
- WATMOUGH, S.A. & T.C. HUTCHINSON., 2004.- The quantification and distribution of pollution Pb at a woodland in rural south central Ontario, Canada. *Environ. Pollut.* 128:419-428.
- WATTEN, B.J., B.J. SIBRELL & M.F. SCHWARTZ., 2005.- Acid neutralization within limestone sand reactors receiving coal mine drainage. *Environmental Pollution*, 137:295-304

- WEI, Z., B. XI, Y. ZHAO, S. WANG, H. LIU & Y. JIANG., 2007.- Effect of inoculating microbes in municipal solid waste composting on characteristics of humic acid. *Chemosphere* 68:368–374.
- WICKLAND, D.E., 1990.- Vegetation of heavy metal contaminated soils in North America. In: SHAW, A.J. (eds.), *Heavy metal tolerance in plants: Evolutionary aspects*. CRC Press, Boca Raton, 39-51 pp.
- WIERSEMA, J.H. & B. LEÓN., 1999.- *World economic plants, a standard reference*. C. R. C. Press, Boca Ratón, London, 749 pp.
- WILLIAMSON, M. & J. RIMSTIDT., 1994.- The kinetics and electrochemical rate-determining step of aqueous pyrite oxidation. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 58:5443-5454.
- WRIGHT, K., 2012.- Corrgram: Plot a correlogram. R package version 1.3. <http://CRAN.R-project.org/package=corrgram>
- XIE, X., S. XIAO & J. LIU., 2009.- Microbial Communities in Acid Mine Drainage and Their Interaction with Pyrite Surface. *Curr. Microbiol.* 59:71-77.
- XU, S. & P.R. JAFFÉ., 2006.- Effects of plants on the removal of hexavalent chromium in wetland sediments, *J. Environ. Quality*, 35:334-341.
- YADAV, S.K., A.A. JUWARKAR, G.P. KUMAR, P.R. THAWALE, S.K. SINGH & T. CHAKRABARTI., 2009.- Bioaccumulation and phyto-translocation of arsenic, chromium and zinc by *Jatropha curcas* L.: impact of dairy sludge and biofertilizer. *Bioresour. Technol.* 100:4616-4622.
- YAHYA, A. & JOHNSON, D.B., 2002.- Bioleaching of pyrite at low pH and low redox potentials by novel mesophilic Gram-positive bacteria. *Hydrometallurgy*. 63:181-188.
- YOUNG, S.D., T.A. CARSTENSEN, L. RESENDE & N. CROUT., 2000.- Methods for determining labile cadmium and zinc in soil. *Eur. J. Soil Sci.* 51:12-136.
- YOUNGER, P.L., A. JAYAWEERA, A. ELLIOT, R. WOOD, P. AMOS & A.J. DAUGHERTY., 2003.- Passive treatment of acidic mine waters in subsurfaceflow systems: exploring RAPS and permeable reactive barriers. *Land Contam Reclam*, 11:127-35.
- YUPARI, A., 2003.- *Pasivos Ambientales Mineros en Sudamérica*. Informe elaborado para la Comisión Económica para América Latina y el Caribe – CEPAL, el Instituto Federal de Geociencias y Recursos Naturales – BGR, y el Servicio Nacional de Geología y Minería – SERNAGEOMIN, Chile.
- ZÖLLNER, W. & A.J. AMOS., 1973.- Descripción geológica de la Hoja 32b, Chos Malal, provincia del Neuquén. Servicio Geológico Minero Argentino, Buenos Aires, Argentina, Boletín 143:1-91.

ZULOAGA, F.O. & O. MORRONE., 1999.- Catálogo de las Plantas Vasculares de la República Argentina II. Monogr. Syst. Bot. Missouri Bot. Gard. 74:1-1267.

BIBLIOGRAFÍA DE CONSULTA Y LEGISLACIÓN

DECRETO 3.699/97 reglamentario de la Ley 902/75. Disponible on-line:

www.neuquen.gov.ar/boficial/pdf/bo04100802896.pdf

DECRETO 2.321/10 reglamentario de la Ley 2.682/09. Disponible on-line:

<http://200.5.98.14/svrfiles/normaslegales/pdf/LEY2682.pdf>

EPA; 1994.- Acid Mine Drainage Prediction. Office of Solid Waste. Special Waste Branch. Environmental Protection Agency. Washington, D.C. EEUU. 2 pp.

<http://www.epa.gov/ebtpages/envipublications.html>

EUROPEAN COMMISSION; 2001.- Survey of wastes spread on land. Appendix F. Germany. Disponible on-line:

<http://eropa.eu.int/comm/environment/pubs/home.htm>

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY; 2001.- "Late lessons from early warnings: the precautionary principle 1896-2000", En environmental Issue Report 22, Copenhagen.

LEY 24.051- Dto 831 Ley de Residuos Peligrosos de Argentina

LEY Nacional N° 24.585/1995. Disponible on-line:

<http://www.infoleg.gov.ar/infolegInternet/anexos/30000-34999/30096/norma.htm>

LEY N° 2.682/09. La protección del ambiente y la conservación del patrimonio natural y cultural, que pueda ser afectado por la actividad minera.

LEY de Inversiones Extranjeras 21.382/76. Disponible on-line:

http://www.sice.oas.org/investment/NatLeg/Arg/ArgLIIn_s.asp

LEY 14.343/1. Identificación de Pasivos ambientales de la Provincia de Buenos Aires

NATIONAL RESEARCH COUNCIL., 2001.- Nutrient requirements of dairy cattle. 7th edition, Washington D.C. 138-139 pp

NATIONAL RESEARCH COUNCIL., 2005.- Mineral Tolerance of Animals. 2nd revised ed. National Academy of Sciences, Washington.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL., 2007.- Nutrient requirements of small ruminants. Washington D.C., 131-132 pp.

NMX-B-021,1982.- Determinación de las formas de azufre en el carbón. Secretaria de Comercio y Fomento Industrial. Dirección general de Normas, Naucalpan, Edo. de México.

NOM-141-SEMARNAT., 2004.- Oficial Mexican Norm that establishes the procedures for tailings characterization, as well as especifications for site preparation, Project,

construction, operation and post-operation of tailings piles. Secretary of Environment and Natural Resources, México, D. F México, 29 pp.
UNION EUROPEA (UE)., 2004. Disponible on line: www.europarl.eu.int

ANEXOS



Vista panorámica de la localidad de Andacollo, Neuquén-Argentina

ANEXO I. PROTOCOLO DAM DE ACUERDO A LA NOM-141-SEMARNAT-2004.

ANEXO II. PROCEDIMIENTO DE EXTRACCIÓN QUÍMICA SECUENCIAL

ANEXO III. AUTOVALORES RESULTANTES DEL ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES

ANEXO IV. TRABAJOS PRESENTADOS EN CONGRESOS DERIVADOS DE ESTA TESIS

ANEXO I. PROTOCOLO DAM DE ACUERDO A LA NOM-141-SEMARNAT-2004

MUESTRAS:

2 Kg de muestra inicial

Secado: estufa a 65 °C durante 24 hs aproximadamente

Homogeneización por Cuarteo: 200 g

Molienda y tamizado: malla 200 (< 0,74)

Tamaño de la muestra final: 10 g

“Se requiere que la muestra proveniente del sitio de muestreo sea de 2 Kg, se encuentre molida y tamizada a un tamaño de malla 200.”

Determinación del potencial de Neutralización (PN)

Parte A: Medición cualitativa de carbonatos

Peso de la muestra: 2 g

Materiales: papel de aluminio, HCl 25% v/v

Procedimiento: Colocar la muestra sobre el papel aluminio, agregar agua para humedecerla y liberar el aire contenido, agregar unas gotas de HCl y observar el grado de efervescencia y calificar en base a la tabla XV:

Tabla XV. Grado de reacción por el agregado de ácido clorhídrico

Muestra	Grado de reacción al agregar HCl 25% v/v
1	NULO
2	BAJO
3	MODERADO
4	FUERTE

Parte B: Medición del potencial de neutralización

Peso de la muestra: 2 g

Materiales: Erlenmeyer de 250 mL, agua destilada 90 mL, HCl 1N, pHmetro, NaOH 0,1 N para la titulación final.

Procedimiento: colocar la muestra en un matraz Erlenmeyer de 250 mL, agregar 90 mL de agua destilada (**MEZCLA 1**)

1. Al inicio de la prueba “T0” agregar el volumen de HCl 1 N indicado en la tabla XVI, de acuerdo al grado de reacción obtenido anteriormente (**MEZCLA 2**) y se registrar el volumen añadido (V_A).

2. Se agita la **MEZCLA 2** a temperatura ambiente durante 2 hs y agregar el volumen de HCl 1 N indicado en la tabla XXVI, para el T= 2hs. (**MEZCLA 3**). Se registra el volumen añadido (V_B).
3. Se agita la **MEZCLA 3** durante 22 hs y al cabo de ese tiempo se mide el pH, si es mayor a 2,5 se añade HCl 1 N para disminuir la acidez hasta un valor de 2 a 2,5 y se continua la agitación por 2 hs más. Se registra el vol. añadido (V_C).
4. Si el pH medido a las 24 hs de agitación resulta ser menor a 2,0 es necesario repetir la medición del poder de neutralización, pues al inicio de la prueba se adicionó demasiado HCl.
5. Se adiciona agua destilada al matraz hasta un vol. final de 125 mL y se titula con una solución de NaOH 0,1 N hasta un pH final de 8,3. La titulación puede ser potenciométrica.
6. Se calcula el total de mL gastados de HCl 1N como: $V_F = V_A + V_B + V_C$
7. Se calcula el potencial de neutralización (PN) expresado en $\text{Kg}_{\text{CaCO}_3}/\text{ton}$ de relaves, utilizando la siguiente ecuación (16):

$$\text{PN} = \frac{(V_F \text{ en mL de HCl}) - (0,1 \times \text{Vol. en mL de NaOH})}{\text{Peso de la muestra (g)}} \times 50 \quad (16)$$

Tabla XVI. Cálculo del volumen de HCl 1,0 N para determinar el PN

Grado de reacción (neutralización de carbonatos)	HCl solución 1,0 N (mL)	
	Tiempo 0	Tiempo 2 h
Nulo	1,0	1,0
Bajo	2,0	1,0
Moderado	2,0	2,0
Fuerte	3,0	2,0

Determinación del potencial de acidez (PA)

Parte A: Determinación de azufre total en rocas silicatadas

Parte A1: Ataque ácido

Muestra: 0,5 g

Materiales: Vasos de teflón, recipientes de alta temperatura para el secado, plancha calefactora, pipetas de 5 mL y 10 mL, varillas de vidrio, matraz de 250 mL

Reactivos: HNO_3 (1+1), HClO_4 (1:4), HF conc., HCl conc.

Procedimiento: se recomienda realizar el ensayo por triplicado o duplicado

1. Pesar 0,5 g de muestra finamente dividida y secar en estufa a 105 °C durante 2-3 hs aproximadamente hasta peso constante en vaso de teflón.

2. Humedecer la muestra con agua, agregar 5 mL de HNO_3 (1+1) y 10 mL de HF concentrado, llevar a sequedad sobre plancha caliente.
3. Agregar 5 mL de HNO_3 (1+1), 3 mL de HClO_4 (1:4) y 10 mL de HF concentrado, llevar a sequedad sobre plancha caliente hasta evaporación total.
4. Agregar 10 mL de HF concentrado, 5 mL de HNO_3 (1+1) y 3 mL de HClO_4 (1:4) y llevar a sequedad sobre plancha caliente.
Si los tres ataques no fueran suficientes para eliminar toda la sílice, repetir el procedimiento anterior hasta total ataque de la muestra.
5. Retomar el residuo seco con 5 mL de HCl y agua caliente. Trasvasar a un matraz de 250 mL con la ayuda de una varilla de vidrio y enrasar con agua destilada. Para muestras de relaves de Andacollo se sugiere utilizar matraces de 100 mL.
6. Enrasar los matraces y proceder a la determinación de sulfatos totales mediante el método espectrofotométrico.

Parte A2: método espectrofotométrico para la determinación de azufre total (expresado como sulfatos totales)

Reactivos: Cloruro de bario cristalizado, Solución alcohólica de glicerina (añadir un volumen de glicerina incolora a 2 volúmenes de etanol al 95 %), Solución ácida de cloruro de sodio (disolver 67 g de cloruro de sodio en 200 mL de agua y agregar 8 mL de HCl $d= 1,19 \text{ g mL}^{-1}$; filtrar si es necesario), Solución patrón de sulfato 100 ppm (disolver 147,9 mg de sulfato de sodio anhidro en agua y completar el volumen a 1000 mL).

Procedimiento:

1. Curva de calibración: En frascos erlenmeyers colocar 0, 3, 6, 9, 12 y 15 mL de solución patrón de sulfato y completar el volumen a 50 mL con agua destilada (50, 47, 44, 41, 38 y 35 mL respectivamente).
2. Medir un volumen de muestra menor de 50 mL (tal que contenga entre 0 y 18,5 mg/L de SO_4^{2-}) y colocarlo en un erlenmeyer.

A todos los frascos erlenmeyers (muestra y patrones) agregar:

- 2.1. 10 mL de solución alcohólica de glicerina. 5 mL de solución ácida de cloruro de sodio.
- 2.3. Agregar de una sola vez 200 mg BaCl_2 (punta de espátula) y agitar.
- 2.4. Después de 2 minutos leer la transmitancia a 460 nm.

Cálculos:

Curva de calibración: representar gráficamente los valores de transmitancia en función de la concentración de sulfatos obtenidos según la ecuación 17.

$$\text{sulfatos}(\text{mg l}^{-1}) = \frac{n \times 1000}{V} \quad (17)$$

Dónde:

n = contenido de sulfatos, en mg, obtenido a partir de la curva de calibración.

V = volumen de la muestra en mL

Parte B: Determinación de sulfatos de acuerdo a la NMX-B-021-1982

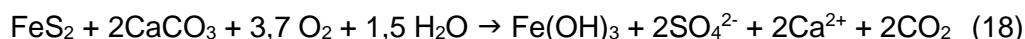
Muestra: 2 g

Materiales: matraz Erlenmeyer de 250 mL, HCl (2+23), etanol, plancha caliente, papel filtro de poro medio (resistente a ácido), vaso de precipitados de 400 mL, agua destilada, matraz de 250 mL.

Procedimiento: Se pesan las muestras y se transfieren a un matraz Erlenmeyer de 250 mL. Se agrega en pequeñas cantidades 50 mL de HCl (2:23) agitando constantemente para que se humedezca perfectamente el mineral. Se añaden unas gotas de etanol para ayudar al proceso. Se coloca en una plancha calentada ligeramente y se hierve durante 30 min. Se filtra cuidadosamente empleando un papel de filtro de poro medio (resistente a ácido) y se recogen los filtrados en un vaso de 400 mL. Luego se lava con suficiente agua destilada el residuo y el papel de filtro para asegurarse que se transfiere todo el extracto de ácido HCl al vaso. El filtrado obtenido se trasvasa a un matraz de 250 mL y se enrasa con agua destilada. Se determina luego la concentración de sulfatos solubles en las muestras mediante el método espectrofotométrico.

Parte C: Cálculo del potencial de acidez PA

Se calcula el potencial de acidez como la diferencia entre el azufre total (St) y el azufre soluble (Ss) y se multiplica por 31,25, valor que se obtiene de la siguiente reacción de neutralización de los sulfuros (Skousen et al., 2002) (Ecuación 18):



De acuerdo a la estequiometría de esta reacción, 1 Ton de relaves que contiene 10 Kg de S (1%) requiere 31,25 Kg de CaCO_3 para no producir acidez. Por lo anteriormente expuesto, el potencial de acidez (PA) expresado como Kg requeridos de CaCO_3 /Ton de relaves, se calcula utilizando las ecuaciones 19 y 20:

$$\text{PA} = \% \text{S}^{2-} \times 31,25 \quad (\text{si } \text{pH} < 6,3) \quad (19)$$

$$PA = \% S^{2-} \times 62,5 \quad (\text{si } pH > 6,3) \quad (\text{Dold, 2010}) \quad (20)$$

$$\% S^{2-} = (\% St - \% S_{\text{soluble}}) \quad (21)$$

Interpretación de resultados:

La relación entre los valores de potencial de neutralización (PN) y el potencial de acidez (PA) expresados ambos como Kg de carbonato de calcio por Ton de relaves, permite evaluar si los relaves contienen o no suficiente carbonato de calcio para neutralizar a los sulfuros (potenciales generadores de ácido):

- Cuando $PN/PA \leq 1,2$; los relaves son potenciales generadores de DA
- Cuando $PN/PA > 1,2$; los relaves no son potenciales generadores de DA

ANEXO II. PROCEDIMIENTO DE EXTRACCIÓN QUÍMICA SECUENCIAL

Particularidades de la extracción química secuencial

La extracción química secuencial consiste en tratar sucesivamente un sustrato con reactivos de grado creciente de extractabilidad: agua, disoluciones salinas, ácidos débiles, agentes quelantes, reductores, oxidantes; que permitan liberar gradualmente los metales pesados en función de su capacidad de movilización: en forma soluble, ad/absorbido en los minerales, ad/absorbidos en la materia orgánica y otros, liberando las especies químicas en orden de movilidad y peligrosidad decreciente (Burguillo, 2002; David, 2002). El ensayo consiste en exponer una muestra sólida a una serie de soluciones reactivas de fuerza creciente y/o de características diferentes (Bettioli *et al.*, 2008). En la actualidad, no existe una secuencia de aplicación de estas soluciones reactivas plenamente aceptada, ni todos los métodos desarrollados incluyen la totalidad de los agentes. A pesar de ello existen cinco clases de fracciones o fases constituyentes de los sólidos que suelen ser objetivo común de las investigaciones (López & Collado, 2002), ellas son:

Fase I) Esta fase contiene las especies metálicas más móviles y potencialmente disponibles a concentraciones muy bajas que son solamente accesibles por las técnicas analíticas más sensibles tales como la espectrometría de absorción atómica electrotermal (ETAAS) o la espectrometría de masas de plasma acoplado inductivo (ICP-MS). Está relativamente poco amortiguada y, consecuentemente, sujeta a alteraciones por cambios de pH, por ejemplo. Esta fase puede ser aislada por centrifugación, sustitución y selectivamente por diálisis. Especies similares pueden ser obtenidas mediante extracción con agua (Ure, 1996).

Fase II) *Fase intercambiable*: los metales adsorbidos sobre minerales de arcilla, los óxidos hidratados de hierro y manganeso o los ácidos húmicos en los sedimentos constituyen la fracción intercambiable (López & Collado, 2002). En esta fase los metales pesados están específicamente adsorbidos y serán probablemente liberados cuando la composición iónica del agua cambie (Dang *et al.*, 2002). La liberación de estos metales unidos débilmente mediante enlaces electrostáticos es promovida por intercambio iónico con cationes tales como el Ca^{2+} , Mg^{2+} o $(\text{NH}_4)^+$. El acetato de amonio (1 mol L^{-1} , pH 7) es quizás el reactivo preferido debido a su relativamente alta concentración, y el poder de complejación metálica del acetato previene la reabsorción o precipitación de los iones metálicos liberados (Ure, 1996).

Fase III) *Fracción carbonatada*: Dado que los minerales carbonatados presentes en suelos y sedimentos son susceptibles a los cambios de pH, los metales asociados a la fracción carbonatada, es decir; precipitados o coprecipitados con carbonatos, se suelen solubilizar empleando soluciones reactivas con pH ácido y de diversa composición. Se suele utilizar acetato sódico (NaOAc) 1 M, a pH 5 ajustado con ácido acético (Tessier *et al.*, 1979), EDTA y ácido acético para atacar las fases de carbonato (Ure, 1996).

Fase IV) Los óxidos y oxihidróxidos de Fe y Mn se presentan en los sedimentos y rocas como nódulos, concreciones, material cementante o también formando películas sobre partículas de diferente naturaleza. Estos óxidos y oxihidróxidos aparecen en un grado muy variable de cristalinidad, son excelentes captadores de elementos metálicos traza y son termodinámicamente inestables bajo condiciones anóxicas o reductoras. En esta fracción los metales están adsorbidos o co-precipitados (Dang *et al.*, 2002). Los métodos más apropiados para extraer los metales de la fracción ligada a óxidos y oxihidróxidos de Fe y Mn incluyen la acción combinada de reactivos que reducen el hierro y el manganeso a sus formas ferrosa y manganosa, respectivamente, junto a agentes capaces de mantener en solución las cantidades liberadas de metales, que suelen ser relativamente elevadas (Tessier *et al.*, 1979).

Fase V) Los metales traza pueden aparecer ligados a la materia orgánica (organismos vivos, detritus, películas sobre partículas minerales, etc.), y los mecanismos de enlace de estos metales con la fracción de materia orgánica incluyen procesos tales como acomplejamiento, adsorción y quelación (Dang *et al.*, 2002). La materia orgánica se degrada en condiciones naturales oxidantes, dando lugar a la liberación de los metales traza asociados a ella. El reactivo más comúnmente empleado para extraer la fracción ligada a la materia orgánica es el peróxido de hidrógeno en un medio ácido, sin embargo la oxidación de todas las formas de materia orgánica pueden no completarse. Existen métodos más eficientes para destruir la materia orgánica (por

ejemplo ácido nítrico concentrado usado separadamente o en combinación con ácidos perclórico o clorhídrico), pero estos usualmente sufren de una falta de especificidad debido a que pueden también efectuar un ataque parcial de las láctices de silicato (Tessier et al., 1979).

Fase residual: Tras la separación de las cinco primeras fracciones, ya citadas, el sólido residual debe contener principalmente minerales primarios y secundarios que incluyen elementos traza en sus estructuras cristalinas. Es esperable que estos elementos ligados a la fracción residual no se solubilizan fácilmente ni en un intervalo de tiempo razonablemente corto, al menos bajo las condiciones normalmente reinantes en la naturaleza, por lo que se considera que estos elementos traza sólo pueden movilizarse mediante la digestión del sólido residual utilizando ácidos fuertes y a elevadas temperaturas (López & Collado, 2002). Este ataque final se lleva a cabo mediante fusión alcalina o bien empleando algunos ácidos fuertes (por ejemplo, ácidos nítrico o perclórico) o utilizando disoluciones obtenidas como mezcla de ácidos fuertes (Tessier et al., 1979). En el protocolo de Tessier se emplea para este ataque final una solución mezcla de ácido fluorhídrico, ácido nítrico y ácido perclórico.

Los metales asociados a las primeras fracciones (no residuales) se consideran de origen predominantemente antropogénico y potencialmente móviles, mientras que la residual (metales retenidos en las estructuras cristalinas de minerales silicatados y óxidos cristalizados) es considerada una fase muy estable y corresponde a la parte del metal que difícilmente puede ser movilizadada (Rendina et al., 2001).

En este trabajo se realizó el procedimiento en tres etapas, propuesto por la *Community Bureau of Reference* (BCR) de la European Commission (actualmente «Standards, Measurements and Testing Programme») a la cual se le añadieron dos etapas: una etapa inicial de extracción con agua destilada, y una etapa final con ácido nítrico 6M como extractante.

- Primera etapa (Fracción soluble): Se colocó 1 g de muestra y 40 mL de agua destilada en tubos de centrifuga de 250 mL. Se agitó a 180 rpm en un agitador orbital durante 16 h a temperatura ambiente (25 °C). Posteriormente, se centrifugó a 1.000 rpm durante 30 min y se reservó luego el sobrenadante en la heladera (4°C) hasta el momento de su análisis.
- Segunda etapa (Fracción carbonatada): Se añadió al residuo obtenido en la primera etapa, 40 mL de ácido acético 0,11 M. Se agitó a 180 rpm en un agitador orbital durante 16 h a temperatura ambiente. Transcurrido ese lapso de tiempo se centrifugó a 1.000 rpm durante 30 min y se reservó el sobrenadante en la heladera (4°C) hasta su análisis. El residuo obtenido se lavó agitando cuidadosamente con 20 mL de agua destilada y se centrifugó durante 15 min a

- 1.000 rpm. El agua de lavado se descartó teniendo la precaución de no perder parte del residuo sólido.
- Tercera etapa (óxidos de Fe y Mn): Al residuo de la segunda etapa se le añadió 40 mL de solución de clorhidrato de hidroxilamina 0,1 M acidificada con ácido nítrico hasta pH 2. Luego, fue agitado a 180 rpm durante 16 h a temperatura ambiente. Se opero de manera similar que en la segunda etapa, centrifugando para separar el extracto del residuo. Se extrajo el sobrenadante y se reservó en heladera a (4 °C) hasta su análisis. Se lavó y centrifugó de igual forma que en la segunda etapa. El agua de lavado se descartó.
 - Cuarta etapa (Materia orgánica y sulfuros más solubles): Al residuo de la tercera etapa se le agregó 10 mL de peróxido de hidrógeno al 30%. Se tapó el recipiente y se lo dejó a temperatura ambiente durante 1 h, para que se produzca la digestión. Se agitó manualmente de forma ocasional para promover un buen ataque. Se continuó con la digestión durante 1 h en baño termostatzado a 85 °C y luego se elevó la temperatura del baño hasta 99-99,8 °C para reducir el volumen a pocos mL. Se añadió nuevamente 10 mL de peróxido de hidrógeno al 30%, se tapó y se calentó en el baño a 85 °C durante 1 h. Al cabo de este tiempo se destapó el recipiente y se incrementó la temperatura del baño para que la muestra se evapore hasta sequedad. A continuación se agregó al residuo, 50 mL de acetato de amonio 1 M y se agitó durante 16 h a temperatura ambiente. Operando de forma similar que en las etapas anteriores, se separó el extracto del residuo centrifugando a 1.000 rpm durante 30 min y se reservó a 4 °C en heladera hasta su análisis. Se lavó y centrifugó de igual forma que en las etapas anteriores. El agua de lavado fue descartado.
 - Quinta etapa (Fracción residual sulfuros mas recalcitrantes): Finalmente, se añadió 40 mL de ácido nítrico (HNO₃) 6M y se calentó en el baño termostatzado a 85 °C durante 3 h. Una vez transcurrido este tiempo, se centrifugó y se reservó el líquido sobrenadante a 4 °C en heladera hasta su análisis.
 - Cabe consignar que queda un sólido remanente que no es atacado por los ácidos usados en la quinta etapa que seguramente contiene los minerales más resistentes y estables en el tiempo. Este residuo sólido debería reservarse para análisis mineralógico por DRX y consistiría en la verdadera "fracción residual" que mencionan otros autores.

ANEXO III. AUTOVALORES RESULTANTES DEL ANÁLISIS DE COMPONENTES PRINCIPALES

Tabla XVII. Variabilidad explicada para componentes principales

	inertia	cum	Ratio
1	7,44	7,44	0,53
2	3,57	11,01	0,79
3	1,61	12,62	0,90
4	0,46	13,08	0,93
5	0,34	13,42	0,96
6	0,26	13,68	0,98
7	0,20	13,88	0,99
8	0,07	13,96	1,00
9	0,02	13,98	1,00
10	0,01	13,99	1,00
11	0,01	14,00	1,00
12	0,00	14,00	1,00
13	0,00	14,00	1,00
14	0,00	14,00	1,00

La tabla XVII indica la variabilidad explicada por cada uno de los componentes del método de componentes principales. Este método estadístico descriptivo resume la información reteniendo los componentes o ejes y rotándolos de manera que los mismos obtengan la mayor variabilidad. Para el caso de los datos analizados, los dos primeros componentes retienen un 79% de variabilidad (ver columna ratio fila 2). Este valor resultó muy interesante dado que nos dice que en un plano podemos obtener el 79% de la información.

En la figura 43, se pueden observar los autovalores obtenidos para el análisis estadístico de componentes principales arrojados por el programa estadístico Rv. 2.15.3.

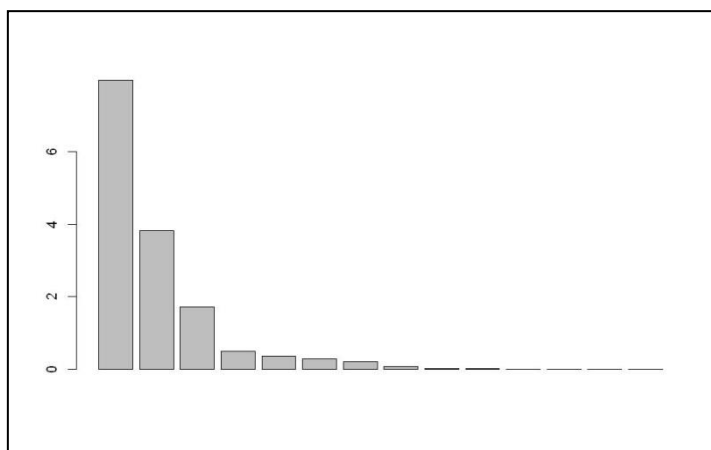


Figura 43. Autovalores obtenidos para el análisis estadístico de componentes principales

ANEXO IV. TRABAJOS PRESENTADOS EN CONGRESOS DERIVADOS DE ESTA TESIS

EVALUACIÓN PRELIMINAR DE LOS RELAVES GENERADOS POR LA ACTIVIDAD MINERA ANDACOLLO-NEUQUÉN Y PREDICCIÓN DE DAM EN EL SITIO

Giaveno A.^a, Cordero C.^a, Ulloa R.^a, Chiacchiarini P.^a, Pettinari G.^b, Rueda M.^c, Donati
E.^d

^aDpto. de Qca., ^bCIMAR y ^cAsent. Univ. Zapala. FI-UNCo IDEPA (CONICET-UNCo)
Buenos Aires 1400, Neuquén, Argentina 299-44 e-mail patchia@uncoma.edu.ar
^dCINDEFI (CONICET-UNLP), Fac. Cs. Exactas, UNLP. Calle 50 y 115 La Plata,
Argentina

RESUMEN

La localidad de Andacollo es el único distrito minero metalúrgico de la provincia del Neuquén en actividad. Aunque hay registros de explotaciones mineras llevadas a cabo en la zona en forma artesanal por pirquineros y luego por cooperativas de capitales privados y estatales, es recién en el año 1998 que comenzaron en la zona las actividades de explotación sistemática con inversiones en exploraciones, pruebas metalúrgicas, modificaciones de la planta de tratamiento y la construcción de un nuevo tranque de relaves húmedo. La producción de oro, que sustenta la actividad minera, se realiza en forma tradicional mediante la construcción de túneles subterráneos. Si bien esta forma de explotación produce menor cantidad de residuos de la que se obtiene por minería a gran escala, que opera a cielo abierto (>100000 toneladas de roca) el estudio de los pasivos ambientales no deja de ser una cuestión de interés en pos de asegurar la sanidad del medio ambiente. Los pasivos mineros generados provienen de las operaciones primarias de separación y concertación de minerales y se los denomina "relaves". Son depositados en "presas de relaves", obras de ingeniería destinadas al almacenamiento y disposición final de los mismos. Los residuos sólidos acopiados pueden representar un riesgo al ambiente, debido a la lixiviación de elementos potencialmente tóxicos que forman parte de su composición química y mineralógica. El drenaje ácido de mina (DAM) es uno de los problemas de mayor importancia en relación a la contaminación ambiental y puede generarse como resultado de la oxidación de sulfuros (principalmente pirita), la hidrólisis de óxidos metálicos y la alta concentración de metales pesados y metaloides en el agua proveniente de las minas. El objetivo de este trabajo fue realizar un análisis preliminar del sitio caracterizando los relaves viejos acopiados en décadas anteriores y los relaves nuevos generados en las operaciones de concentración reciente. Para realizar el estudio se recolectaron muestras superficiales de relaves de la presa antigua y de la que se encuentra en actividad. Los materiales extraídos fueron caracterizados mediante análisis físico-químicos y mineralógicos (el contenido de humedad, porosidad, densidad real y aparente, determinación de color, pH, espectrometría de fluorescencia de rayos X y difracción de rayos X). La predicción del drenaje ácido de mina se llevó a cabo a través de la prueba estática modificada "Acid-Base Accounting Modified" (PM-ABA) de acuerdo a la metodología establecida en la NOM-141-SEMARNAT-2004. Adicionalmente, se realizaron bioensayos, utilizando medios de enriquecimiento específicos en frascos agitados termostatzados, para determinar la presencia de microorganismos acidófilos oxidantes del hierro y del azufre, característicos de ambientes con DAM.

Palabras clave: Drenajes ácidos de mina, pasivo ambiental minero, biooxidación
COLONIZACIÓN DE PASIVOS MINEROS DE ANDACOLLO POR *MULLINUM SPINOSUM*: POTENCIAL TOXICIDAD PARA ANIMALES DE PASTOREO
COLONIZATION OF MINE WASTE FROM ANDACOLLO BY *MULLINUM SPINOSUM*: POTENTIAL TOXICITY FOR GRAZING ANIMALS

Cintia G. Cordero¹, Karen E. Incignieri¹, Patricia Chiacchiarini¹, Mónica Rueda²,
Graciela Colavita³, Alejandra F. Giaveno¹

¹Dpto. de Qca. FI-UNCo/IDEPA (CONICET-UNCo) Buenos Aires 1400, Neuquén-Argentina

²AFIZ-UNCo 12 de Julio y Rahue Zapala, Neuquén-Argentina

³Dpto de Biología Aplicada FCA-UNCo Cinco Saltos Río Negro-Argentina

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue caracterizar fisicoquímica y mineralógicamente un Pasivo Ambiental Minero (PAM) ubicado a 200m de la planta de concentración de minerales de Andacollo-Neuquén. Se tomaron muestras de relaves y de especies vegetales que colonizan estos PAM. Sobre los relaves se realizaron ensayos de: predicción de drenaje ácido de mina (DAM) utilizando la metodología (PM-ABA), análisis de metales pesados, ensayos físicos, movilidad de metales (extracción secuencial-BCR) y bioensayos para detectar microorganismos característicos de ambientes con DAM. Sobre la vegetación se determinó el contenido de metales en sus tejidos y se calculó los factores de bioconcentración, translocación y la eficiencia de fitoextracción, especialmente sobre la especie autóctona *Mulinum spinosum* (neneo), consumida por animales de pastoreo. Los resultados mostraron que la zona estudiada no representa un potencial peligro para los animales ni para el ambiente.

Palabras Clave: procesos minerales, pasivos mineros, metales pesados, fitorremediación

ABSTRACT

The aim of this study was to characterize the physicochemical and mineralogical an environmental mining waste located at 200 m far from the ore concentration plant site in Andacollo Neuquén, Argentina. Samples of tailings and plant species that colonize these wastes were collected and analyzed. Several assays were performed in order to characterize the tailing mine: prediction of acid mine drainage (AMD) (PM-ABA), heavy metal analysis, physical testing, mobility of metals (BCR-sequential extraction) and bioassays for detecting the characteristic microorganisms of environments with AMD. In samples of vegetal tissue was determined on the content of metals in their tissues, and then, it were calculated the factors of bioconcentration and translocation and the efficiency of phytoextraction, especially in the indigenous species *Mulinum spinosum* (neneo), consumed by grazing animals. The results showed that the study area does not represent a potential hazard to animals or the environment

Keywords: mineral processing, waste mining, heavy metals, phytoremediation

MOBILITY OF HEAVY METALS IN ANDACOLLO MINING WASTE, NEUQUEN, AND ITS POTENTIAL REMEDIATION USING *FESTUCA ARUNDINACEA*

Karen E. Incignieri¹, Cintia G. Cordero¹, Laura T. Lavallo¹, Patricia Chiacchiarini¹,
Susana Martínez Stagnaro², Alejandra Giaveno¹

¹Dpto. de Qca. FI-UNCo/IDEPA (CONICET-UNCo) Buenos Aires 1400, Neuquén-Argentina

²AFIZ-UNCo 12 de Julio y Rahue Zapala, Neuquén-Argentina

RESUMEN

La fitorremediación se define como el uso de plantas para remover, inmovilizar o transformar a formas inocuas contaminantes inorgánicos y orgánicos presentes en el medio ambiente. En este trabajo se evaluó la fitoestabilización de relaves mineros, provenientes de la planta de concentración de minerales de oro que funciona actualmente en Andacollo, Neuquén. Se utilizó la especie vegetal *Festuca arundinacea*, la cual fue sembrada en diferentes sistemas conteniendo suelo, y relave en proporciones crecientes (0, 25, 50, 75 y 100%). Se realizó la caracterización fisicoquímica de las muestras, se evaluó la potencial generación de ácido y la biodisponibilidad de los metales. Todas las mezclas resultaron textural y nutricionalmente aptas para sostener el crecimiento de *Festuca Arundinacea* y no hubo diferencias estadísticamente significativas en la masa vegetal total obtenida. El cálculo del factor de traslocación resultó menor a 1 para todos los metales indicando mayor concentración de los mismos en las raíces de la planta.

Palabras Clave: *Festuca*, metales pesados, relaves, DAM, fitorremediación

ABSTRACT

The phytoremediation is defined as the use of plants to remove, immobilize and transform inorganic and organic contaminants from environment to innocuous forms. In this work, the phytostabilization of tailings mine, generated in the gold minerals concentration plant that operates in Andacollo, Neuquén, was evaluated. The vegetal specie used was *Festuca arundinacea* and it was seeded in different systems with soil and increase proportions of tailings (0, 25, 50, 75 y 100%). The physicochemical characterization of the samples was carried out and the potential acid mine drainage and metals biodisponibility was evaluated. All the proportions resulted textural and nutritional suitable to support *Festuca* growth and there were not statistically significant differences in the plant mass obtained. The result of translocation factor calculation was less than 1 for all metals indicating more concentration of them on the plants roots.

Keywords: *Festuca*, heavy metals, tailings, AMD, phytoremediation

EVALUATION OF PLANT SPECIES FOR PHYTOREMEDIATION OF A MINING WASTE FROM ANDACOLLO, NEUQUÉN-ARGENTINA

Cintia Cordero¹, Karen Incignieri¹, Patricia A. Chiacchiarini^{1,2} (*), Teresa L. Lavallo^{1,2}, María A. Giaveno^{1,2}

¹Departamento de Química, Facultad de Ingeniería. Facultad de Ciencias del Ambiente y la Salud. Universidad Nacional del Comahue.

²IDEPA (CONICET-UNCo) Universidad Nacional del Comahue. Buenos Aires 1400 (8300) Neuquén, Argentina.

(*) patchia2004@yahoo.com.ar, institution phone number: +54 299 4490300 int. 456

ABSTRACT

Mining waste disposal and treatment is one of the biggest environmental challenges that mining confront at present. A promising approach is the phytoremediation technology, where living plants are used to remove metals from impacted sites or to stabilize mine tailings in order to resist the weathering processes. The aim of this work was to evaluate the growth of several plant species on a mining waste from gold ores concentration plant that operates in Andacollo, Neuquén-Argentina, to encourage the execution of an environmental restoration plan in this area.

The physicochemical characterization of the solid samples was carried out and the potential acid mine drainage (AMD) and mobility of metals (BCR-sequential extraction) were evaluated. For the forestation assays *Pinus ponderosa*, *Pinus murrayana*, *Populus nigra* species and a characteristic herbaceous plant, *Festuca arundinacea*, were selected.

Results on the tailing analyses showed pH in saturated paste of 8.4, a sandy texture and low organic matter content. The net neutralization potential (NNP) was 4.49. The tailings used in this study are considered non-potentially acid generating. The BCR-sequential extraction results show that no metals were present in the water soluble fraction minimizing the risks of spreading heavy metals in the future. Considering the phytoremediation assays, *Festuca arundinacea* was able to grow on waste mining and produced only 30% less dry biomass than the control test. The translocation factor calculated for Cu, Pb, Fe and Mn was less than 1 for all metals, indicating higher concentration of them in the roots tissue. When trees were tested the percentages of survival observed were 30% for *P. ponderosa*, 60% for *P. murrayana* and 30% for *Populus nigra*. The results obtained suggest that this vegetal species may be used in environmental restoration plans at large scale assays offering a solution for the disposal of these mining wastes.

Keywords: *mining waste, phytoremediation, Pinus, Festuca, Populus*