



UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES Y DE LA CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA
MAGÍSTER EN GESTIÓN Y PLANIFICACIÓN AMBIENTAL
PROGRAMA INTERFACULTADES

**EVALUACIÓN DEL RIEGO CON AGUA CLARA DE RELAVE
ALTA EN MOLIBDENO Y SULFATOS SOBRE LA CALIDAD DEL
SUELO Y DEL FORRAJE**

Tesis para optar al Grado de Magíster en
Gestión y Planificación Ambiental

ANNELIE MARLEN ZBINDEN VÉLIZ

Directora de Tesis
M. Adriana Carrasco Rimassa

Santiago, Chile.
2011



UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES Y DE LA CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA

MAGÍSTER EN GESTIÓN Y PLANIFICACIÓN AMBIENTAL

PROGRAMA INTERFACULTADES

**EVALUACIÓN DEL RIEGO CON AGUA CLARA DE RELAVE
ALTA EN MOLIBDENO Y SULFATOS SOBRE LA CALIDAD
DEL SUELO Y DEL FORRAJE**

ANNELIE MARLEN ZBINDEN VÉLIZ

Directora de Tesis:
M. Adriana Carrasco Rimassa, M.Sc.

COMISIÓN DE EVALUACIÓN

Presidente:
Carmen Luz de la Maza Asquet, Ph.D., M.Sc.

Profesor informante (1)
Juan Pablo Fuentes Espoz, Ph.D., M.Sc.

Profesor informante (2)
Rosanna Ginocchio Cea, Dr.

Santiago, Chile
2011

AGRADECIMIENTOS

Deseo expresar mi agradecimiento al Programa de Becas de CONICYT, por otorgarme la Beca Magíster Nacional–2008, con la que me fue posible financiar parte de mis estudios.

Agradezco también a CICA Ingenieros, por brindarme la posibilidad de realizar esta investigación en la Estación Experimental Loncha, especialmente al Sr. Andrés Bubben, por su apoyo, amistad y gratas conversaciones en los incontables viajes a terreno.

Un especial agradecimiento a Olga León Segura, por su constante apoyo, su disposición a escucharme, sus valiosos aportes y por todo el tiempo dedicado a esta investigación.

Muy especialmente también deseo agradecer a mi profesora Directora de Tesis, Sra. M. Adriana Carrasco Rimassa, académica e investigadora de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile, por su comprensión, dedicación, apoyo y valiosos aportes para la elaboración de este documento.

Asimismo, agradezco a la Sra. Jovita González y al Sr. Carlos González por su excelente colaboración en el manejo de los ensayos de campo, sus consejos y su especial acogida.

A Cecilia Barquín, gracias por su ayuda y sus muy buenos consejos, que me fortalecieron para seguir adelante en momentos difíciles. A mis compañeros y amigos del MGPA, por compartir las angustias y gratificaciones, a todos ellos gracias.

A mi familia, muchas gracias por comprender mis repetidas ausencias, debido al tiempo dedicado a la presente investigación, por otorgarme las condiciones necesarias para la concentración, y por su paciencia infinita.

ÍNDICE GENERAL

	Pág.
ÍNDICE DE CUADROS	vi
ÍNDICE DE FIGURAS	viii
RESUMEN	1
ABSTRACT	3
1. INTRODUCCIÓN	5
1.1. Problema de investigación	6
1.2. Objetivos	6
1.2.1. Objetivo general	6
1.2.2. Objetivos específicos	7
1.3. Hipótesis	7
2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	8
2.1. Agua clara de relaves de la minería del cobre	8
2.1.1. Generalidades	8
2.1.2. Riego con agua clara de relave	10
2.2. Agua clara de relave del embalse Carén	12
2.2.1. Área de influencia de la descarga del embalse Carén	14
2.2.2. Normativa aplicable	15
2.3. Molibdeno en el suelo	
2.3.1. Biodisponibilidad y absorción de Mo	14

2.3.2.	Función biológica y efecto en la cadena trófica	19
2.4.	Sulfato	21
2.4.1.	Efectos en el suelo y cadena trófica	21
2.5.	Calidad del suelo	22
2.5.1.	Evaluación de la calidad del suelo mediante indicadores	23
3.	MATERIALES Y MÉTODO	26
3.1.	Antecedentes del área y suelos del estudio	26
3.2.	Calidad química del agua clara de relave y del agua del pozo Barrera	28
3.3.	Propiedades químicas del suelo	31
3.3.1.	Muestreo de suelos	31
3.3.2.	Determinación de las propiedades químicas	31
3.4.	Ensayos de campo	32
3.4.1.	Rendimiento de ballica y trébol	33
3.4.2.	Nodulación simbiótica de trébol.	34
3.4.3.	Respiración edáfica.	34
3.4.4.	Composición solución suelo	37
3.4.5.	Número de lombrices.	38
3.4.6.	Concentración de Cu, Mo y S en tejido vegetal	39
3.5.	Análisis estadístico	41
3.5.1.	Propiedades químicas del suelo	41
3.5.2.	Rendimiento de ballica y trébol	41
3.5.3.	Nodulación simbiótica de trébol.	41
3.5.4.	Respiración edáfica.	42

3.5.5.	Composición de la solución suelo	42
3.5.6.	Número de lombrices.	42
3.5.7.	Concentración de Cu, Mo y S en tejido vegetal	42
4.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN	44
4.1.	Caracterización química del agua clara de relave y del agua del pozo Barrera	44
4.1.1.	Contenido de molibdeno	44
4.1.2.	Contenido de SO_4^{2-} y CE	46
4.1.3.	pH	50
4.1.4.	Cationes, aniones y razón de adsorción de sodio	51
4.2.	Calidad química del suelo	55
4.2.1.	Materia orgánica	56
4.2.2.	pH	57
4.2.3.	Capacidad de intercambio catiónico (CIC)	58
4.2.4.	Salinidad	59
4.2.4.1.	Conductividad eléctrica	59
4.2.4.2.	Contenido de SO_4^{2-} soluble	62
4.2.4.3.	Contenido de Cl^- y HCO_3^- solubles	64
4.2.4.4.	Contenido de Ca^{2+} , Mg^{2+} solubles	66
4.2.4.5.	Contenido de Na^+ y K^+ solubles	68
4.2.4.6.	Razón de adsorción de sodio y porcentajes de saturación de sodio	69
4.2.5.	Macronutrientes disponibles (N-P-K)	71
4.2.6.	Micronutrientes Fe, Zn, Mn y Cu extraíbles con DTPA	72

4.2.7.	Contenido de molibdeno total y molibdeno soluble	74
4.2.8.	Análisis multivariado de las propiedades químicas de los suelos RACR y SIN RIEGO	77
4.2.9.	Composición de la solución suelo	78
4.2.9.1	Solución suelo bajo cultivo de ballica	78
4.2.9.2.	Solución suelo bajo cultivo de trébol	79
4.3.	Calidad biológica del suelo	81
4.3.1.	Rendimiento de ballica y trébol	81
4.3.2.	Nodulación simbiótica de trébol.	85
4.3.3.	Respiración edáfica.	86
4.3.4.	Número de lombrices.	89
4.4.	Calidad del forraje de ballica y trébol	91
4.4.1.	Concentración de Cu	91
4.4.2.	Concentración de Mo	92
4.4.3.	Relación Cu: Mo	93
4.4.4.	Concentración de S	94
4.4.5.	Relaciones de concentración hoja: raíz en plantas de ballica y trébol	95
4.4.5.1.	Relación de Cu	95
4.4.5.2.	Relación de Mo	96
4.4.5.3.	Relación de S	97
5.	CONCLUSIONES	99
6.	PROYECCIONES	101
7.	BIBLIOGRAFÍA	102

8. APÉNDICES	113
Apéndice 1. Descripción del los perfiles de suelo y análisis de textura	113
Apéndice 2. Análisis complementarios de tejidos de ballica y trébol de suelos RACR1 y RAPB	115
9. ANEXOS	118
Anexo 1: Estándares de interpretación de análisis químico de suelos	118
Anexo 2: Categorías de suelos y aguas afectados por sales	121

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro		Pág.
Cuadro 1.	Concentraciones promedio, anuales mensuales de Mo, SO_4^{2-} , pH y CE en agua del estero Carén entre 1994 y 2005.	13
Cuadro 2.	Ejemplos de indicadores de calidad de suelo y su relación con las funciones y condiciones del mismo.	25
Cuadro 3.	Métodos utilizados en los análisis químicos de agua.	29
Cuadro 4.	Métodos utilizados en los análisis químicos de suelo.	32
Cuadro 5.	Sitios de muestreo de lombrices.	39
Cuadro 6.	Métodos de determinación de Mo, Cu y S en tejido vegetal.	40
Cuadro 7.	Cationes y aniones medidos y RAS calculada en agua clara de relave del estero Carén y en agua del pozo Barrera entre octubre y diciembre de 2008.	52
Cuadro 8.	Composición salina hipotética del agua clara de relave y agua del pozo Barrera.	54
Cuadro 9.	Contenido de materia orgánica (MO) en suelos RACR y SIN RIEGO.	56
Cuadro 10.	Valores de pH en suelos RACR y SIN RIEGO.	57
Cuadro 11.	Capacidad de intercambio catiónico (CIC) de los suelos RACR y SIN RIEGO.	59
Cuadro 12.	Conductividad eléctrica (CE) en suelos RACR y SIN RIEGO.	60
Cuadro 13.	Contenido de Cl^- y HCO_3^- solubles en suelos RACR y SIN RIEGO.	65
Cuadro 14.	Contenido de Ca^{2+} y Mg^{2+} solubles en suelos RACR y SIN RIEGO.	67
Cuadro 15.	Contenido de Na^+ y K^+ solubles en suelos RACR y SIN RIEGO.	68
Cuadro 16.	Razón de adsorción de sodio (RAS) y porcentajes de saturación de sodio (PSI) en suelos RACR y SIN RIEGO.	70
Cuadro 17.	Contenido de N, P y K disponibles en suelos RACR y SIN RIEGO.	71
Cuadro 18.	Contenido de Fe y Zn extraíbles con DTPA en suelos RACR y SIN RIEGO.	72
Cuadro 19.	Contenido de Mn y Cu extraíbles con DTPA en suelos RACR y SIN RIEGO.	74
Cuadro 20.	Contenido de Mo total y Mo soluble en suelos RACR y SIN RIEGO.	75

Cuadro 21.	Concentración de Mo de la solución suelo RACR1-ballica y RAPB-ballica.	79
Cuadro 22.	Concentración de SO_4^{2-} y CE de la solución suelo RACR1-ballica y RAPB-ballica.	79
Cuadro 23.	Concentración de Mo de la solución suelo RACR1-trébol y RAPB-trébol.	80
Cuadro 24.	Concentración de SO_4^{2-} y CE de la solución suelo RACR1-trébol y RAPB-trébol.	81
Cuadro 25.	Número de nódulos en trébol de los suelos RACR1 y RAPB.	85
Cuadro 26.	Valores de CO_2 medido y simulado en suelos RACR1 y RAPB.	86
Cuadro 27.	Carbono potencialmente mineralizable (C_o) y constante de descomposición (K) en suelos RACR y RAPB.	87
Cuadro 28.	Mediciones del número de lombrices en otoño y primavera, bajo distintas condiciones de riego y cultivo.	89
Cuadro 29.	Concentración de Cu en tejidos de ballica y trébol cultivados en suelos RACR1 y RAPB.	91
Cuadro 30.	Concentración de Mo en tejidos de ballica y trébol cultivados en suelos RACR1 y RAPB.	92
Cuadro 31.	Relación Cu:Mo en tejidos de ballica y trébol cultivados en suelos RACR1 y RAPB.	93
Cuadro 32.	Concentración de S en tejidos de ballica y trébol cultivados en suelos RACR1 y RAPB.	95

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura		Pág.
Figura 1.	Diagrama del procesamiento de minerales sulfurados y procesos pirometalúrgicos	9
Figura 2.	Ubicación del Embalse Carén.	12
Figura 3.	Ubicación de las estaciones de monitoreo.	13
Figura 4.	Área de influencia de la descarga del embalse Carén	14
Figura 5.	Mapa de ubicación Hacienda Loncha.	26
Figura 6.	Promedio de precipitaciones mensuales en la estación Barrera - Loncha entre los años 1983 y 2003.	27
Figura 7.	Ubicación del pozo Barrera y de la estación de monitoreo E1 en el estero Carén.	28
Figura 8.	Diagrama para estimar la composición salina del agua.	30
Figura 9.	Disposición de los ensayos experimentales.	33
Figura 10.	(A) Marcación del cubo de suelo; (B) Extracción del cubo de suelo; (C) Raíz lavada para el conteo de nódulos.	34
Figura 11.	Frascos de vidrio de 1 L conteniendo muestra de suelo, trampa de NaOH y vial con agua destilada.	35
Figura 12.	(A) Lisímetros instalados en terreno con protección de pvc; (B) Aplicación de vacío; (C) Extracción de solución suelo con jeringa.	37
Figura 13.	(A) Extracción del cubo de suelo; (B) Búsqueda de lombrices en suelo disgregado; (C) recolección de lombrices.	38
Figura 14.	Contenido de Mo en agua clara de relave del estero Carén y en agua del pozo Barrera.	44
Figura 15.	Contenido de Mo en agua clara de relave y en agua del pozo Barrera entre octubre de 2008 y enero de 2009 y los límites permitidos en la normativa vigente.	45
Figura 16.	Contenido de SO_4^{2-} y CE en agua del estero Carén.	46
Figura 17.	Contenido de SO_4^{2-} y CE en agua del pozo Barrera.	47

Figura 18.	Contenido de SO_4^{2-} en agua clara de relave y en agua del pozo Barrera entre octubre de 2008 y enero de 2009 y los límites establecidos en la normativa vigente.	48
Figura 19.	Conductividad eléctrica del agua clara de relave y del agua del pozo Barrera, entre octubre de 2008 y noviembre de 2009 y los rangos definidos en la Norma de riego.	49
Figura 20.	Valores de pH del agua del estero Carén y del agua del pozo Barrera	50
Figura 21.	Valores de pH medidos y rangos permitidos por la Norma Chilena de riego y el DS 90.	51
Figura 22.	Contenido de SO_4^{2-} en suelos SIN RIEGO (pradera natural sin riego) y RACR (regado con agua clara de relave)	62
Figura 23.	Bi-plot de los componentes principales (CP) 1 y 2 para las propiedades químicas del suelo SIN RIEGO (pradera natural sin riego) y del suelo RACR (rotación de cultivos regados con agua clara de relave), muestreados a profundidades de: 0 – 30, 30 -60, 60-90 y 90 – 120 cm.	77
Figura 24.	Rendimiento de tres cortes de ballica RACR1 (regada con agua clara de relave y RAPB (regada con agua del pozo Barrera).	82
Figura 25.	Rendimiento de trébol RACR1 (regado con agua clara de relave) y RAPB (regado con agua del pozo Barrera).	84
Figura 26.	Evolución del CO_2 acumulado, medido y simulado	88
Figura 27.	Relación de concentración hoja: raíz para Cu, en plantas de ballica y trébol RA CR1 (regadas con agua clara de relave) y RAPB (regadas con agua de pozo Barrera).	96
Figura 28.	Relación de concentración hoja: raíz para Mo, en plantas de ballica y trébol RACR1 (regadas con agua clara de relave) y RAPB (regadas con agua del pozo Barrera).	97
Figura 29	Relación de concentración hoja: raíz para S, en plantas de ballica y trébol, RACR1 (regadas con agua clara de relave) y RAPB (regadas con agua del pozo Barrera).	98

RESUMEN

La utilización continua en riego agrícola, de agua clara de relaves mineros generados por flotación alcalina de sulfuros de cobre, puede afectar la calidad del suelo, los productos agrícolas y la malla trófica, debido a que contiene altas concentraciones de molibdeno y sulfatos. El objetivo de ésta investigación fue evaluar el efecto del riego con agua clara de relave, alta en molibdeno y sulfatos, sobre la calidad química y biológica del suelo y sobre la calidad del forraje de ballica (*Lolium perenne* L.) y trébol blanco (*Trifolium repens* L.). El estudio se realizó durante los años 2008 y 2009 en la Hacienda Loncha, propiedad de CODELCO-Chile. Los cambios en las propiedades químicas del suelo debidos al riego con agua clara de relave, se evaluaron comparando las propiedades de dos suelos de la serie Quilamuta, uno regado con agua clara de relave durante 15 a 20 años, bajo rotación de cultivos anuales (RACR), y el otro sin riego, bajo pradera natural durante el mismo período (SIN RIEGO).

Los suelos se muestrearon aleatoriamente, considerando tres repeticiones a profundidades de 0–30, 30–60, 60–90 y 90-120 cm. Se determinó: materia orgánica, pH, capacidad de intercambio catiónico, conductividad eléctrica, iones solubles (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- , y CO_3^{2-}), RAS, PSI, N, P y K disponibles; Cu, Fe, Zn y Mn extraíbles con DTPA; Mo total y Mo soluble. Se establecieron ensayos de campo con cultivos de ballica y trébol, regados con agua clara de relave y con agua de pozo. Se extrajo la solución suelo y se determinó: Mo soluble, SO_4^{2-} y CE. La calidad biológica del suelo se evaluó comparando el rendimiento del forraje, la respiración edáfica, la nodulación simbiótica en trébol y el número de lombrices. La calidad del forraje se evaluó determinando su concentración de Mo, Cu y S y su relación Cu:Mo. Se realizaron análisis de varianza, pruebas de diferencia mínima significativa y análisis multivariado por componentes principales.

El deterioro de la calidad química del suelo se manifestó con un desbalance de nutrientes y aumento de la salinidad. El suelo RACR presentó menor pH, mayor CE y mayor contenido de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} y Cl^- solubles, K disponible, Mn-DTPA, Cu-DTPA, Mo total y Mo soluble. El contenido de Mo total del suelo RACR, es similar y mayor a los contenidos encontrados en suelos contaminados. Es posible que luego de 15 a 20 años de riego con agua clara de relave, la capacidad del suelo para retener Mo esté siendo superada en las dos primeras estratas, por lo que su calidad ambiental y su función ate-

nuante de contaminantes están siendo afectadas. El deterioro de la calidad biológica del suelo se manifestó con una reducción de los rendimientos de los forrajes RACR, indicando un efecto sobre la función de productividad del suelo. El forraje regado con agua clara de relave fue de inferior calidad que el forraje regado con agua de pozo debido a que presentó un mayor contenido de Mo y una menor relación Cu:Mo. Sin embargo, ninguno de los forrajes alcanzó la relación Cu:Mo > 2:1, recomendada para evitar trastornos alimenticios como molibdenosis e hipocuprosis; La capacidad del suelo para producir alimentos sanos para los animales rumiantes, es afectada en mayor medida por el riego con agua clara de relave

ABSTRACT

Continued use in agricultural irrigation, of clear water from mining tailings generated by alkaline flotation of copper sulphides, can affect soil quality, agricultural products and the food chain, because they contain high concentrations of molybdenum and sulphate. The aim of this study was to evaluate the effect of irrigation, with clear water from tailings, high in molybdenum and sulfate, on the chemical and biological quality of soil and forage quality of ryegrass (*Lolium perenne* L.) and white clover (*Trifolium repens* L.). The research was conducted during 2008 and 2009 years, in the Hacienda Loncha, owned by Codelco-Chile. Changes in soil chemical properties due to irrigation with clear water from tailings were assessed by comparing the properties of two Quilamuta soil serie, one in rotation with annual crops and irrigated with clear water from tailings for 15 a 20 years (IWCW), and the other under natural pasture without irrigation during the same period (WITHOUT IRRIGATION).

The soils were randomly sampled, considering three replicates at depths of 0–30, 30–60, 60–90 y 90–120 cm. It was determined: organic matter, pH, CIC, EC, soluble ions (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- , y CO_3^{2-}), SAR, PSI, available N, P and K; DTPA extractable Cu, Fe, Zn and Mn. Field trials were established with ryegrass and clover crops irrigated with clear water from tailings and well water. Soluble Mo, SO_4^{2-} , and EC were determined in soil solution extracted by suction lysimeters. Biological soil quality was evaluated by comparing forage yield, soil respiration, symbiotic nodulation of clover and number of earthworms. Forage quality was evaluated by measuring the concentration of Mo, Cu and S and their Cu:Mo ratio. Analysis of variance, least significant difference tests and multivariate analysis of principal components, were conducted.

Deterioration of soil chemistry quality was manifested as an imbalance of nutrients and increased salinity. Compared with WITHOUT IRRIGATION, soil IWCW had lower pH, greater electric conductivity, and higher content of soluble ions (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} and Cl^-), available K, total and soluble Mo, Cu-DTPA and Mn-DTPA. Total Mo content in soil IWCW is similar and higher than the contents found in contaminated soils. It is possible that after 15 to 20 years of irrigation with clear water from tailings, the soil's ability to retain Mo is being overcome in the first two strata, so that environmental quality and its role in mitigation of pollutants are affected. Deterioration of soil biology quality was mani-

fested in reduced yields of forages irrigated with clear water of tailings, indicating an effect on the role of soil productivity. Forage irrigated with clear water from tailings was of lower quality than forage irrigated with well water because it had a higher content of Mo and a lower Cu:Mo ratio. However, none of the forages reached the Cu:Mo ratio $> 2:1$, recommended to prevent eating disorders such as molybdenosis and hypocuprosis; The ability of soil to produce healthy food for ruminant animals, is affected more by irrigation with clear water from tailings.

INTRODUCCIÓN

La calidad del agua se define por sus características físicas, químicas y biológicas y corresponde a las propiedades que influirán en su aceptabilidad para un uso específico, es decir, cuán bien la calidad del agua satisface las necesidades del usuario (Sancha *et al.*, 2005).

El agua clara de relaves del embalse Carén, propiedad de El Teniente, VI región, no cumple con la normativa de calidad de agua para uso en riego (INN, 1987 NCh 1333), debido a sus altos contenidos de Mo y SO_4^{2-} .

La utilización continua de agua de baja calidad en riego y con manejo inadecuado, puede provocar un deterioro de la calidad de los suelos cuya recuperación puede ser técnicamente dificultosa y en algunos casos económicamente inviable (Báez, 1999).

Según Evanylo y McGuinn (2000), el término "calidad del suelo" se ha acuñado para describir la combinación de características, que permite a los suelos llevar a cabo una amplia gama de funciones. Su evaluación y supervisión se basa en indicadores que integran aspectos biológicos, químicos y físicos del suelo. Este enfoque conduce a soluciones más integrales en comparación con la evaluación independiente de cada propiedad del suelo (Friedman *et al.*, 2001).

Los efectos que derivan del uso en riego de aguas de baja calidad pueden ser modificados por suelo, clima y cultivo, y también por la experiencia y conocimiento del usuario del agua, por lo que algunos organismos internacionales recomiendan no establecer límites a los constituyentes del agua, y más bien, evaluar su conveniencia de uso de acuerdo a las condiciones sitio-específicas que podrían incidir en la acumulación de sus constituyentes en el suelo, restringir el rendimiento o deteriorar la calidad de los cultivos (Sancha *et al.*, 2005). Por estos motivos es de vital importancia que las directrices de calidad del agua se adapten a las condiciones locales, para lo cual, es esencial realizar investigaciones locales.

La calidad del agua de riego debe evaluarse en función de la severidad de los problemas que producirá su uso prolongado en el tiempo. En el caso del agua clara del embalse Carén, su uso en riego podría deteriorar la calidad de los suelos al generar acumulación de molibdeno (Mo), aumento de su disponibilidad en el suelo y problemas de salinidad. El aumento del contenido de Mo soluble y disponible en el suelo, puede ocasionar un incremento de Mo en el forraje producido. La ingesta elevada de Mo por animales rumiantes provoca una deficiencia fisiológica de cobre (Cu) conocida como molibdenosis. La disponibilidad del Cu para los rumiantes está fuertemente influenciada por los niveles de azufre (S) y Mo en la dieta de los animales. Rosa y Mattioli (2002), sugieren que la relación Cu: Mo en dietas para rumiantes debe ser mayor de 2:1 para evitar una deficiencia condicionada de Cu.

Por otra parte, el consumo de S aumenta la sensibilidad de los rumiantes al Mo y también puede disminuir la disponibilidad de Cu independientemente de los niveles de Mo en la dieta. De acuerdo a Bolasell (2005), una concentración de S en la dieta superior al 0,3% contribuye a la deficiencia de Cu.

1.1. Problema de investigación

La utilización en riego agrícola, de agua clara de relaves mineros alta en molibdeno y sulfatos, puede afectar la calidad del suelo, los productos agrícolas y la malla trófica. Por ello, es importante saber si esta agua puede ser utilizada en riego sin generar externalidades ambientales negativas, como afectar la calidad química y biológica del suelo y la calidad de los forrajes producidos.

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo general

Evaluar el efecto del riego con agua clara de relave, alta en molibdeno y sulfato, sobre la calidad química y biológica del suelo y sobre las concentraciones de Mo, S y Cu en el forraje de ballica (*Lolium perenne* L.) y trébol blanco (*Trifolium repens* L.).

1.2.2. Objetivos específicos

- Caracterizar la calidad química del agua clara de relave.
- Determinar cambios en la calidad química de un suelo regado por 15 a 20 años con agua clara de relave.
- Determinar cambios en la calidad biológica de un suelo regado por 15 a 20 años con agua clara de relave.
- Determinar las concentraciones de Mo, Cu y S y la relación Cu: Mo en el tejido de ballica y trébol regados con agua clara de relave.

1.3. Hipótesis

El riego por 15 a 20 años con agua clara de relave alta en molibdeno y sulfato deteriora la calidad química y biológica del suelo. La relación Cu: Mo en el forraje de ballica y trébol regados con agua clara de relave es <2:1, lo que limita el uso del agua clara de relave para el riego de praderas.

REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1. Agua clara de relaves de la minería del cobre

2.1.1. Generalidades

La industria minera, tanto en Chile como en el resto del mundo, utiliza agua en sus procesos productivos y genera efluentes (Brantes, 2008 a). El producto de las plantas de procesamiento de minerales, en donde se realizan el chancado, la molienda, seguido por la flotación, clasificación y espesamiento, es un concentrado (parte valiosa del mineral) y un desecho (relave) que es enviado depósitos de relave (Lagos, 1997; Andía y Lagos, 2001).

Según el DS 248 (2007), el relave corresponde a una suspensión de sólidos en líquido formando una pulpa, que se genera en las plantas de concentración de minerales. El término se aplica también a la fracción sólida de la pulpa. El agua clara de relave corresponde al agua, en gran medida libre de partículas en suspensión, que se ubica en un sector de la cubeta de los depósitos, una vez decantados naturalmente los sólidos. Un embalse de relaves corresponde a un tipo específico de depósito, donde el muro de contención está construido con material de empréstito y se encuentra impermeabilizado en el coronamiento y en su talud interno (DS 248, 2007).

En los casos en que el depósito de relaves o el espesador estén ubicados a la misma altura que la planta de flotación, el agua puede recuperarse y reutilizarse en el proceso. Ejemplos son las instalaciones de Chuquicamata, Escondida, Mantos Blancos, Candelaria y Pelambres (Lagos, 1997). En otros casos el depósito y/o los espesadores están ubicados a mucho menor altura que la respectiva planta de flotación y resulta poco rentable bombear el agua de vuelta al proceso, como ocurre con el Embalse Carén y el Tranque Ovejerías, pertenecientes a la División El Teniente y Andina de Codelco, respectivamente (Lagos, 1997). En la Figura 1 se muestra un diagrama de flujo que representa el procesamiento de minerales sulfurados y procesos pirometalúrgicos.

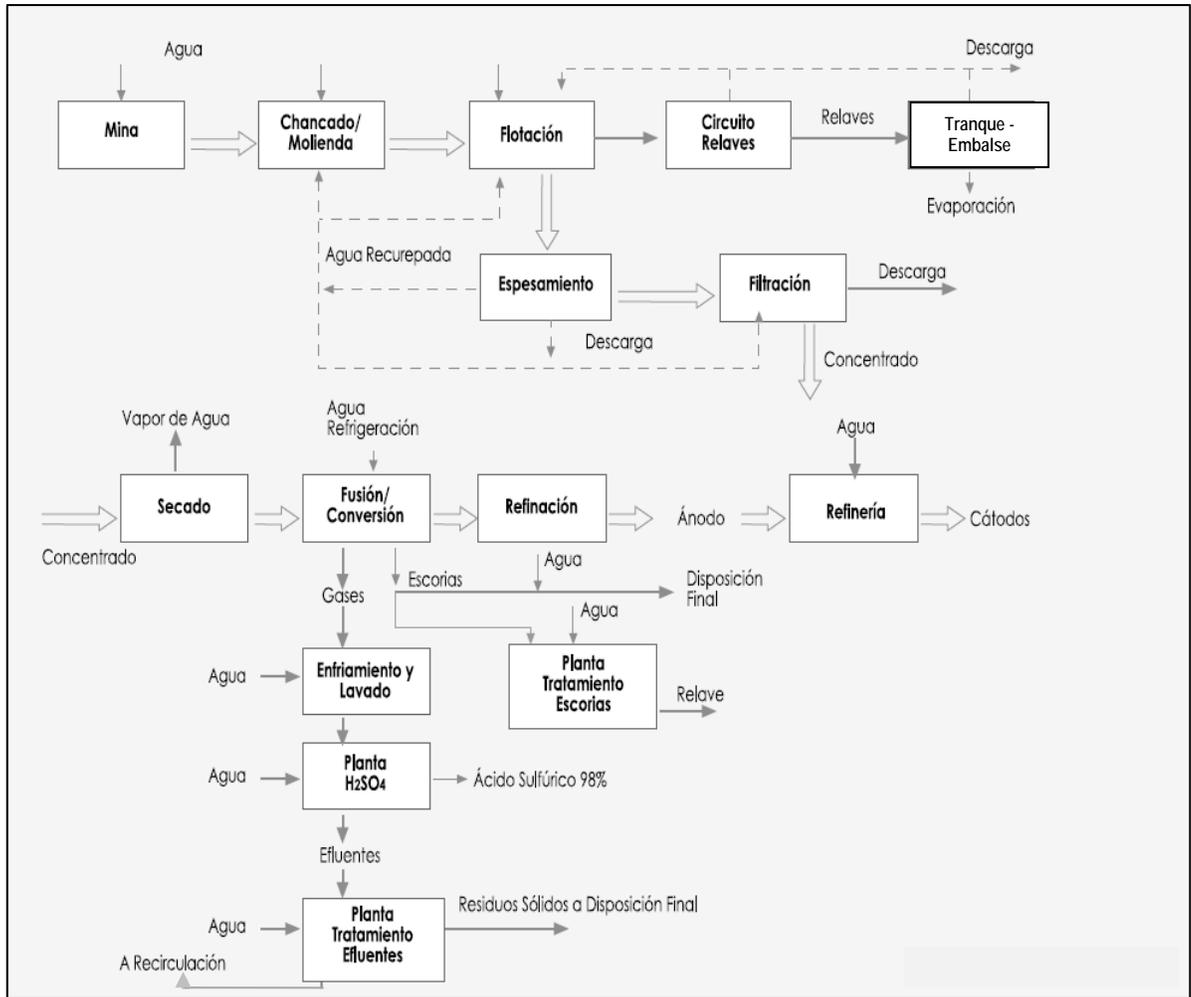


Figura 1. Diagrama del procesamiento de minerales sulfurados y procesos pirometalúrgicos [Brantes, 2008 b]

Dependiendo de la distancia entre la planta concentradora y las instalaciones de filtrado y almacenaje, las aguas residuales pueden o no ser recirculadas. Cuando no es posible recircular, una parte de esta agua puede destinarse a uso industrial y otra se descarga al medio ambiente bajo condiciones controladas. En todos los casos, los efluentes deben ser sometidos a una estricta evaluación y a un control periódico, que aseguren que su calidad no impactará negativamente en el medio en el cual serán descargados y que, efectivamente puedan ser utilizados en el destino que se les asigne (AMPL, 2002).

2.1.2. Riego con agua clara de relave

Como se señaló anteriormente, en los casos en los que no es posible recircular el agua clara de los relaves, una parte de ella se descarga al medio ambiente bajo condiciones controladas (AMPL, 2002), en cuyo caso, debe considerarse que los niveles de metales y sales presentes pueden no hacerla apta para su uso en riego agrícola (Lagos, 1997), o en el caso de su evapotranspiración mediante bosques plantados, debe evaluarse la acumulación de sus constituyentes en el suelo o su movilización hacia otros componentes del ecosistema.

Entre las experiencias de descarga al medio ambiente se pueden señalar: el “Sistema de disposición de relaves a largo plazo, Proyecto Embalse Ovejería”, que incluyó la forestación de 520 ha con eucaliptus para evapotranspiración de las aguas claras (Codelco, 2001); El riego de una plantación forestal en las inmediaciones del tranque Las Tórtolas, en donde, posteriormente, el proyecto de desarrollo Los Bronces comprendió la eliminación del riego con aguas claras, y su reemplazo paulatino por bosque nativo (EIA Proyecto de desarrollo Los Bronces, 2007); y el caso de Minera Los Pelambres, en donde aunque el agua de los relaves se reutiliza en el procesamiento, el concentrado de cobre se mezcla con agua para su transporte hasta el puerto y posteriormente el exceso de agua del concentrado es filtrado y bombeado para regar 72 hectáreas de eucaliptus en el sector del puerto de embarque (Brantes, 2008 b).

Cabe destacar, que para muchos componentes de las aguas claras de relave, generadas en diversos depósitos existentes en Chile, la información es de difícil acceso, escasa, o muy incompleta; Sin embargo, de los antecedentes y la literatura consultada durante este estudio, se puede señalar que las aguas claras de los relaves de cobre presentan algunas características químicas similares, cuyos componentes solubles más representativos son iones SO_4^{-2} , Ca^{+2} y MoO_4^{-2} , más la fracción insoluble que sedimenta con la consecuente depositación de relaves, lo que no significa que todas las aguas claras de relave presenten igual composición, por lo que se deben evaluar condiciones sitio-específicas que determinarán el impacto de su uso o destino final. Según la Universidad de Chile (2002), son de alta ocurrencia en las aguas claras de relaves los iones sulfato, molibdeno, cobre y manganeso, alguno de los cuales pueden impactar, significativamente, algunos usos importantes de las aguas receptoras de ellas, como son su utilización en abasteci-

miento humano y riego. Por otra parte, y de acuerdo a Sancha *et al.* (2005), cualquiera sea el tipo de componente del agua de riego, las decisiones sobre los criterios de calidad para su utilización deben integrar conocimientos o criterios sobre calidades de suelo, sensibilidad de cultivos, prácticas de buen manejo agrícola, entre otras. Además, se debe señalar que debido a la enorme variabilidad de los suelos de Chile, y al comportamiento heterogéneo de las propiedades de los mismos, es necesario recurrir a análisis sitio-específicos que permitan conocer sus características y el impacto que provocaría en ellos el aporte de constituyentes externos.

En el caso del embalse Carén, el agua clara contiene altos niveles de Mo y SO_4^{2-} y aunque Codelco ha invertido recursos importantes en demostrar la viabilidad de algunos cultivos regados con esta agua, no existe información de carácter científico para que se cursen resoluciones oficiales que permitan su utilización en riego (Lagos, 1997), por lo que esta agua, en principio, es descartada del uso en riego.

Por otra parte, se debe señalar que de acuerdo a Sancha *et al.* (2005), en muchas ocasiones, el agua de baja calidad es el único recurso hídrico disponible para riego. En otros casos su utilización en agricultura puede solucionar serios problemas de manejo y disposición final, siempre y cuando no impacte negativamente el medio ambiente, la calidad de las cosechas, ni la salud de los trabajadores.

De acuerdo a Báez (1999), la utilización continua de agua de baja calidad, con manejo inadecuado, puede provocar un deterioro de la calidad de los suelos cuya recuperación puede ser técnicamente dificultosa y en algunos casos económicamente inviable. Por otra parte, Ayers y Westcott (1994) y Sancha *et al.* (2005), destacan que los problemas derivados del uso de agua de baja calidad dependen del tipo de suelo, clima y cultivo, al igual que de la experiencia y conocimiento del usuario del agua. Por este motivo, algunos organismos internacionales recomiendan no establecer límites a los constituyentes del agua de riego, sino evaluar la conveniencia de su uso basados en las condiciones que podrían incidir en la acumulación de los constituyentes del agua y aquellas que puedan restringir el rendimiento y calidad de los cultivos. Por consiguiente, resulta esencial establecer la aptitud de un agua para el riego, la que según Avellaneda *et al.* (s.a), estaría determinada por cinco factores fundamentales: el agua per se, el suelo, la planta, el clima y el complejo cultural.

2.2. Agua clara de relave del embalse Carén

En el embalse Carén se depositan los relaves de la mina El Teniente desde 1987. El transporte de dicho material se realiza a través de un relaveducto de 87 km de longitud (Universidad de Chile, 2002). Este embalse está construido sobre el cauce del estero Carén (Figura 2). Una vez depositados los relaves en el embalse, el proceso de sedimentación genera un agua clara que corresponde al efluente del embalse, que se descarga en forma controlada al estero Carén aguas abajo del muro (CICA, 2006; EIA Peraltamiento embalse Carén, 2007).

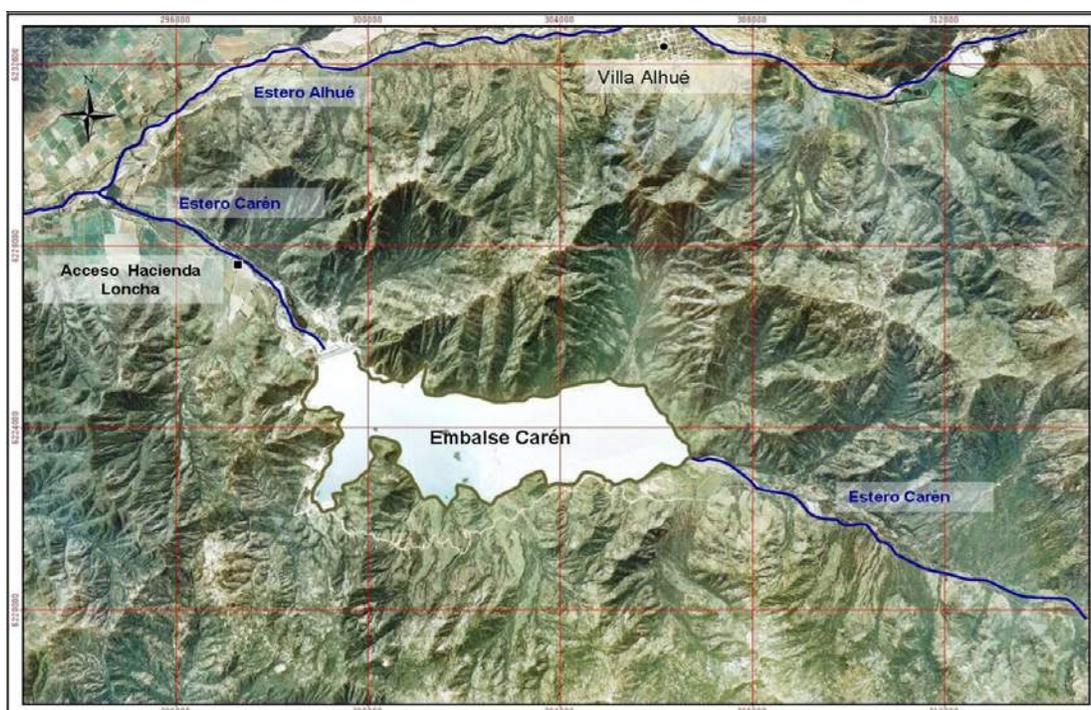


Figura 2. Ubicación del Embalse Carén [EIA, Peraltamiento embalse Carén,2007]

El agua clara de relave descargada desde este embalse contiene, entre otros elementos: Cu, Fe, Al, B, Mn, Mo, Cd, Pb y SO_4^{2-} . Los elementos que presentan niveles más significativos son Mo y SO_4^{2-} (Lagos, 1997; Universidad de Chile, 2002). En el caso del pH se observa que es levemente básico (Universidad de Chile, 2002).

En el estudio de impacto ambiental Peraltamiento embalse Carén (2007), se encuentran las concentraciones promedio mensuales de Mo, SO_4^{2-} , pH y CE del agua superficial

de los esteros Carén y Alhué, entre los años 1994 y 2005. Sus resultados se muestran en el Cuadro 1 y la ubicación de las estaciones de monitoreo se indican en la Figura 3.

Cuadro 1. Concentraciones promedio, anuales mensuales de Mo, SO₄²⁻, pH y CE en agua del estero Carén entre 1994 y 2005 (EIA, Peraltamiento embalse Carén, 2007)

Estación de monitoreo	Mo mg L ⁻¹	SO ₄ mg L ⁻¹	pH	CE μmho cm ⁻¹
Estero Carén aguas arriba del embalse (C1) ¹	< 0,01	14	7,9	120
Estero Carén aguas abajo embalse (E1) ²	1,46	1.614	8,2	2.385
Estero Alhué aguas abajo de la confluencia con el estero Carén (E2) ³	1,10	1.256	8,1	1.943

¹ Estación de monitoreo ubicada en el estero Carén antes de su ingreso al embalse

² Estación de monitoreo ubicada a la salida del embalse

³ Estación de monitoreo ubicada aguas abajo de la confluencia del estero Carén con el estero Alhué

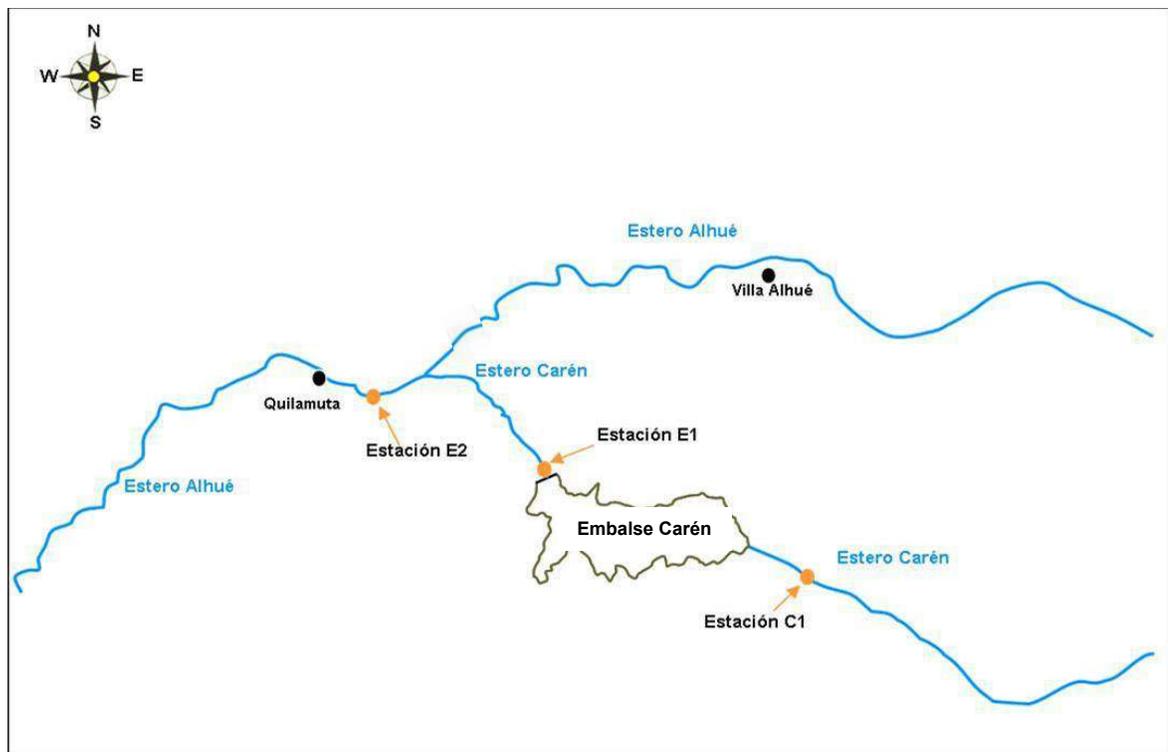


Figura 3. Ubicación de las estaciones de monitoreo [EIA, Peraltamiento del embalse Carén, 2007]

2.2.1. Área de influencia de la descarga del embalse Carén

El área de influencia del agua clara de relave descargada desde el embalse Carén corresponde al sector de la cuenca del estero Carén, desde el embalse hasta el lago Rapel y de la cuenca del estero Alhué, después de su confluencia con el estero Carén (Figura 4)

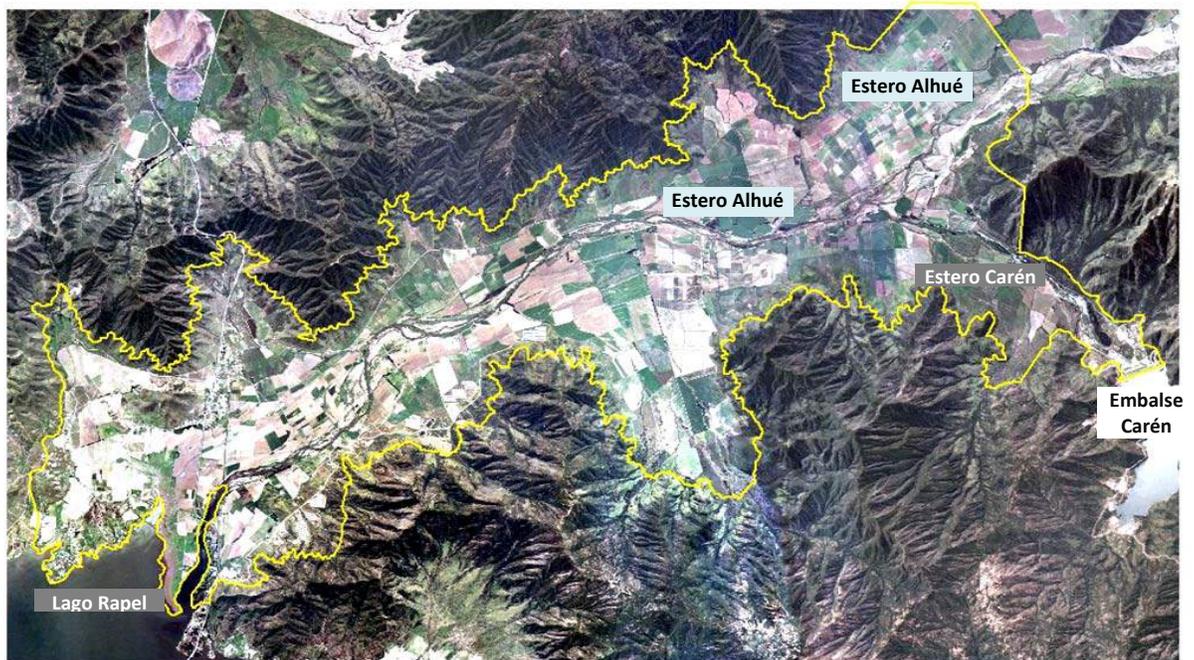


Figura 4. Área de influencia de la descarga del embalse Carén [CIREN 2003]

De acuerdo a CIREN (2003), en el área de influencia se dedican aproximadamente 1.340 ha de riego a cultivos anuales y 2.380 ha a la producción de frutas, correspondiendo a un 38,3% y a un 60,5% respectivamente. La misma fuente destaca que las plantaciones frutales se encuentran preferentemente en aquellas propiedades del estrato empresarial (predios mayores a 20 ha), y que la mayoría de los predios que se dedican a cultivos anuales pertenecen al estrato subfamiliar. Los cultivos que más se siembran en el área corresponden a maíz, papas y ajos, que representan el 76,6 % de la superficie total sembrada de cultivos anuales. En relación a los frutales, las principales especies corresponden a vid de mesa con 926,7 ha, que representa el 38,9 % del total plantado. Le sigue en importancia el nogal con 304,6 ha que representa el 12,8 % y la vid vinífera con 212,6 ha, representando un 8,9 % del total. También se encuentran en la zona superficies menores de almendros, cerezos, ciruelos y durazneros.

Cabe señalar que de acuerdo a la metodología de encuestas utilizada por CIREN (2003), existe una superficie considerada como barbecho o descanso (122,4 ha), la que probablemente tenga relación con la rotación de cultivos y que tradicionalmente se utiliza como pasturas de alimentación animal. Del mismo modo, se debe tener en cuenta que la superficie sembrada de maíz corresponde mayoritariamente a maíz de grano el cual se destina a alimentación animal, al igual que los rastrojos o desechos de las cosechas, que en general se arriendan para talaje.

Por otra parte, el estudio de CIREN (2003) informa que la actividad ganadera del área corresponde a gallinas (1.741.371), vacunos (938), caballos (344), ovejas (314) y otras especies menores.

2.2.2. Normativa aplicable

Actualmente los depósitos de relaves que vierten su agua clara a cuerpos y/o cursos de aguas superficiales se encuentran sometidos al DS 90 (2000), el cual permite descargar, entre otros compuestos, 1 mg L^{-1} de Mo y 1.000 mg L^{-1} de SO_4^{2-} a cuerpos de agua fluviales sin capacidad de dilución. Sin embargo, en agosto de 2006 entró en vigencia el DS 80 (2006), que norma específicamente el Mo y SO_4^{2-} de efluentes descargados al estero Carén, constituyendo es una norma de emisión especial, que fija un estándar menos exigente para las concentraciones de Mo y SO_4^{2-} ($1,6 \text{ mg L}^{-1}$ y 2.000 mg L^{-1} respectivamente) que el contemplado para el resto de las aguas superficiales (APL Codelco, 2006; Beltrán, 2007; Codelco, 2008; Brantes, 2008a). Esta norma fue resistida por considerarse que atenta contra la igualdad, la libre competencia y el cuidado del medio ambiente (Beltrán, 2007).

Por otra parte, el agua clara del embalse Carén no cumple con la normativa chilena de calidad de agua para uso en riego (NCh 1333), la cual permite solamente $0,01 \text{ mg L}^{-1}$ de Mo y 250 mg L^{-1} de SO_4^{2-} (INN,1987).

Este caso refleja una cuestión más profunda respecto de nuestra normativa ambiental, y es que las normas de emisión se establecen analizando la problemática desde el punto de vista del contaminador y no del contaminado, porque las concentraciones

máximas se estipulan para los riles que expulsa un emisor y no para la concentración tolerable en un cauce (Beltrán, 2007).

2.3. Molibdeno en el suelo

En general, el contenido de Mo de los suelos depende del material parental y del grado de meteorización. Se encuentra en forma natural en cantidades del orden de 1 a 3 mg kg⁻¹. El mineral primario del Mo es MoS₂, el cual durante la meteorización es oxidado principalmente a MoO₄²⁻ y HMoO₄⁻ (Adriano, 2001).

En el suelo, el Mo se puede encontrar fijado en la red cristalina de minerales primarios y secundarios, fijado como anión por los constituyentes del suelo, adsorbido por la materia orgánica, intercambiable y soluble en agua. Las últimas dos formas son lábiles y pueden estar fácilmente disponibles para las plantas (Gupta, 1997).

El anión MoO₄²⁻ domina en ambientes de pH neutros a moderadamente alcalinos y el HMoO₄⁻ domina en ambientes de pH ácido. Estos aniones pueden ser coprecipitados por materia orgánica, CaCO₃ y precipitado por varios cationes como Pb²⁺, Cu²⁺, Zn²⁺, Mn²⁺ y Ca²⁺. Por otra parte, la adsorción diferencial de Mo por hidróxidos de Fe, Al, y Mn contribuye a la retención del Mo (Kabata-Pendias, 2000) con un máximo de adsorción entre pH 4 y 5 (Marczenko y Lobinski, 1991; Kaiser *et al.*, 2005; Balík *et al.*, 2006). Al contrario de la mayoría de los micronutrientes, la movilidad del Mo se incrementa en soluciones de suelo alcalinas (Kabata-Pendias, 2000).

2.3.1. Biodisponibilidad y absorción de Mo

Para que los metales puedan ser absorbidos por un ser vivo, éstos deben encontrarse en forma disponible, es decir, biodisponible (Vullo, 2003).

La biodisponibilidad comprende la fracción del metal que está disponible para su absorción, y corresponde a las formas soluble e intercambiable en equilibrio con la solución del suelo (Gupta, 1997; Acevedo *et al.*, 2005). De acuerdo a Greger (2004), la proporción

de metal del suelo que puede ser absorbida por las raíces de las plantas, corresponde a lo que se ha denominado fitodisponibilidad.

El concepto de biodisponibilidad se encuentra íntimamente relacionado con las condiciones del medio (Vullo, 2003). Al respecto, Acevedo *et al.* (2005) indican que entre los factores que afectan la biodisponibilidad destacan las propiedades químicas del suelo (pH, contenido y tipo de arcilla, contenido de materia orgánica, óxidos de Fe, Al y Mn, potencial redox, capacidad de intercambio catiónico, cationes y aniones solubles) y la especie o variedad del cultivo.

La concentración total de los metales se encuentra repartida en distintas fracciones o especies químicas, por lo que el contenido total es un criterio insuficiente para evaluar el verdadero riesgo, debido a que la movilidad de los metales y su biodisponibilidad para los seres vivos depende de la especie química en la que se encuentren (Cruz-Guzmán, 2007 y González *et al.*, 2009).

El contenido de Mo total de los suelos no es un buen indicador de su biodisponibilidad (Adriano, 2001) ya que las formas de Mo disponibles para las plantas corresponden solamente a la fracción soluble, presente en la solución suelo, y al Mo adsorbido por los coloides. De acuerdo a Gupta (1997) y a Kabata-Pendias (2000), las raíces de las plantas absorben Mo en la forma aniónica de molibdato (MoO_4^{2-}) por flujo de masas, difusión e intercepción radical (Adriano, 2001) y su absorción es proporcional a su concentración en la solución suelo (Kabata-Pendias, 2000).

La solubilidad y por lo tanto la disponibilidad de Mo para las plantas está altamente dominada por el pH del suelo. A diferencia de otros micronutrientes, la biodisponibilidad del Mo es mayor bajo condiciones alcalinas que bajo condiciones de acidez (Gupta, 1997; Kabata Pendias, 2000; Hale *et al.*, 2001; O'Connor *et al.*, 2001; Adriano, 2001; Basta *et al.*, 2005; Kaiser *et al.*, 2005). En suelos ácidos ($\text{pH} < 5,5$) y especialmente si tienen altos niveles de óxidos de Fe, el Mo está escasamente disponible para las plantas (Kabata-Pendias, 2000).

El Mo es más fácilmente absorbido por las plantas desde suelos húmedos y alcalinos. La absorción por las plantas se relaciona con la alta actividad del MoO_4^{2-} en medio

alcalino, así como con la capacidad de formar tiomolibdatos solubles en condiciones reducidas (Kabata – Pendias, 2000). Suelos bien drenados pueden mostrar lixiviación de Mo, pero el pH generalmente es el factor dominante en determinar la biodisponibilidad y la lixiviación del Mo (O'Connor *et al.*, 2001; Kaiser *et al.*, 2005).

Existe poca información sobre la distribución del Mo en el perfil de los suelos. De acuerdo a Reddy *et al.* (1997) y Adriano (2001), el Mo tiende a acumularse en el horizonte A, en la capa arable o en los primeros centímetros del perfil de suelo. El Mo soluble puede perderse desde el perfil especialmente en suelos alcalinos donde es más móvil, y si no lixivia del perfil por efecto del agua de riego o lluvia, puede ser absorbido y acumulado por las plantas.

Otras propiedades del anión MoO_4^{2-} se refieren a su relación antagonista con nutrientes como S, P y Cu, que pueden afectar la disponibilidad o la absorción del Mo (Gupta, 1997).

Marczenko y Lobinski (1991) recomiendan aplicación de fertilizantes sulfatados en suelos con alto contenido de Mo, para que se reduzca su absorción. Se ha planteado que el efecto inhibitorio de los aniones SO_4^{2-} sobre la absorción de Mo ocurre principalmente durante el proceso de absorción, con algún mecanismo antagónico durante la translocación desde las raíces a la parte aérea (Adriano, 2001). Debido a que el MoO_4^{2-} y el SO_4^{2-} son aniones bivalentes y tienen estructura tetraédrica, pueden competir por sitios de sorción y, en sistemas biológicos pueden ser absorbidos, transportados y excretados por las mismas rutas (Smith *et al.*, 1997; Adriano, 2001). Se ha encontrado que aplicaciones de S provocan un efecto antagónico en el contenido de Mo de cultivos como coles de bruselas, soya, tabaco, trébol y hierbas perennes (Gupta, 1997). Al respecto, Kabata – Pendias (2000), señala que la relación Mo-S puede tener efecto antagónico o estimular la absorción de Mo por las plantas, dependiendo del rango de aplicación o del contenido de S y P de los fertilizantes.

La absorción de Mo generalmente es mejorada por la presencia de P y disminuida por la presencia de SO_4^{2-} (Fassbender y Bornemisza, 1987; Gupta, 1997). El efecto del P en aumentar la concentración de Mo en las plantas se asocia a la formación de un fosfomolibdato que es más fácilmente absorbido por las plantas (Gupta, 1997; Kabata – Pen-

dias, 2000) pero también se asocia a que el ión fosfato es más fuertemente retenido por los suelos, por lo que aumenta la disponibilidad del MoO_4^{2-} (Fassbender y Bornemisza, 1987). Al respecto, Zhang *et al.* (2006) indican que aplicaciones de H_2PO_4^- pueden aumentar la concentración de Mo en la solución suelo por desplazamiento del MoO_4^{2-} desde la superficie de los coloides. Sin embargo, Kabata – Pendias (2000) indica que la información respecto de los efectos de la fertilización con P sobre la disponibilidad de Mo es contradictoria.

Respecto a otras interacciones como Mo-Mn, Mo-Fe y Mo-Cu, Kabata - Pendias (2000), señala que el antagonismo Mo-Mn generalmente proviene de la influencia del pH del suelo sobre la disponibilidad de ambos elementos; la interacción Mo-Fe se manifiesta con baja disponibilidad de Mo en suelos ricos en Fe, pero también, incrementos en los niveles de Mo podrían inducir deficiencias de Fe; y en general, aquellos factores que incrementan la disponibilidad de Mo para las plantas, tienen un efecto inhibitorio en la absorción de Cu.

2.3.2. Función biológica y efecto en la malla trófica

El Mo es un micronutriente esencial para las plantas; es absorbido y translocado a diferentes partes del vegetal en forma de anión MoO_4^{2-} (Adriano, 2001).

Al igual que otros micronutrientes, el Mo es requerido en pequeñas cantidades. Una adecuada concentración de Mo en la mayoría de los cultivos es entre 0,1 y 10 mg kg^{-1} , (Adriano, 2001; Navarro y Navarro 2003). Según Kabata - Pendias (2000) las concentraciones de Mo en los tejidos de la mayoría de las plantas por lo general se encuentran dentro del rango de 0,03 a 0,15 mg kg^{-1} . Por su parte, O'Connor *et al.* (2001) indican que la concentración de Mo en las plantas rara vez supera 1 mg kg^{-1} , pero leguminosas como la alfalfa y el trébol pueden acumular de 2 a 40 mg kg^{-1} en condiciones naturales. Al respecto, Adriano (2001) señala que las leguminosas normalmente contienen mayor cantidad de Mo que las gramíneas que crecen en la misma área.

En plantas superiores se han encontrado enzimas que contienen Mo como cofactor. Las funciones del Mo están estrechamente relacionadas con el metabolismo del N, ya que forma parte de los sistemas enzimáticos nitrogenasa y nitrato reductasa. Por esta razón

una deficiencia de Mo se relaciona siempre con el metabolismo del N. El requerimiento de Mo es alto en leguminosas dependientes de la fijación de N₂, particularmente en los nódulos radicales (Sharma y Chatterjee, 1997; Gupta, 1997; Kabata – Pendias, 2000; Adriano, 2001; Navarro y Navarro, 2003; Kaiser *et al.*, 2005).

Una vez absorbido por las raíces, el Mo es translocado diferencialmente hacia distintas partes de la planta y tiende a ser acumulado, en orden decreciente en: hojas > tallos > semillas o frutos (Adriano, 2001).

Los casos de toxicidad por exceso de Mo en plantas en condiciones de campo son en general muy raros, ya que pueden tolerar concentraciones relativamente altas de este elemento en sus tejidos. Sin embargo, el exceso de Mo en plantas destinadas a alimentación animal puede dar lugar a serios trastornos alimenticios (Sharma y Chatterjee, 1997; Kabata-Pendias, 2000; Navarro y Navarro, 2003). Ward (1978), indica que los términos molibdenosis, hipocuprosis y deficiencia condicionada de Cu son utilizados para describir la condición causada en los rumiantes por una alta ingesta de Mo en la dieta, cuya sintomatología incluye despigmentación y caída del pelaje, cuadros diarreicos, anemia, trastornos esqueléticos y reproductivos, entre otros.

En animales rumiantes, la ingesta elevada de Mo provoca deficiencia fisiológica de Cu y puede ocasionar la formación de tiomolibdatos en el rumen, los cuales se unen al Cu reduciendo su absorción (Ward, 1978; O'Connor *et al.*, 2001; Bolasell, 2005). Los niveles de Mo y S, y en menor grado los niveles de Fe, Zn y Cd, en la dieta de los animales rumiantes, afecta la disponibilidad de Cu (Brem y Roux, 1991; Ramírez *et al.*, 1997; Rosa y Mattioli, 2002; INTA, 2004; Bolasell, 2005; O'Connor *et al.*, 2001). Esta interacción o interferencia de otros elementos en la disponibilidad y absorción de Cu es conocida como deficiencia secundaria o condicionada (Repetto *et al.*, 2004; Rosa y Mattioli, 2002).

La interferencia del Mo en la absorción del Cu por los rumiantes, es dependiente de la relación Cu:Mo en la dieta. Rosa y Mattioli (2002) sugieren que esta relación debe ser mayor de 2:1 para evitar la deficiencia condicionada de Cu, sin embargo, O'Connor *et al.* (2001) indican que la relación aceptable para las raciones no es fija, considerándolo más bien un umbral de riesgo tolerable desde proporciones de 5:1 a 2:1.

2.4. Sulfato

El S es un elemento esencial para el desarrollo y mantención de las plantas y es clasificado como un macronutriente (Fageira, 2009). Los compuestos de S participan en muchos e importantes procesos, por ejemplo: biosíntesis de lípidos, clorofila, carotenos, aminoácidos sulfurados (cisteína, cistina y metionina), acetilcoenzima A, entre otros (Navarro y Navarro, 2003; Fageira, 2009).

Las plantas absorben el S principalmente en la forma de SO_4^{-2} (Hernández, 2002; Navarro y Navarro, 2003; Alfaro *et al.*, 2006), sin embargo, en el suelo no más del 10% del S se encuentra como SO_4^{-2} , estando mayoritariamente en forma orgánica. En el caso del agua clara de relave vertida al estero Carén, la concentración de SO_4^{-2} es alta y proviene de la disolución de las especies minerales anhidrita y yeso, abundantemente distribuidas en el yacimiento de la mina El Teniente (Universidad de Chile, 2002).

La concentración de S en las plantas es un importante criterio para definir si existe deficiencia o suficiencia en los cultivos, sin embargo, como ocurre con la mayoría de los nutrientes, la concentración es variable de acuerdo a la especie, edad y parte analizada de la planta (Fageira, 2009). En general un nivel suficiente de S en los tejidos varía de 1 a 3 g kg^{-1} (0,1 a 0,3%).

2.4.1. Efectos en el suelo y la malla trófica

El SO_4^{-2} junto con otros iones como Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- y HCO_3^- contribuyen a la salinidad del agua de riego y a la cantidad total de sólidos disueltos en el agua (Universidad de Chile, 2002). El término salinidad del agua se refiere a la concentración total de los principales iones inorgánicos en el agua de riego, drenaje y aguas subterráneas (Rhoades *et al.*, 1992).

El riego con agua salina puede provocar acumulación de sales en la zona radical de los cultivos y pérdidas de rendimiento debido a que las plantas no pueden absorber suficiente agua de la solución del suelo, resultando en un estrés hídrico (Martínez, 1991; Ayers y Westcott, 1994; Báez, 1999). Cuando el agua de riego contiene altas concentraciones de Ca^{+2} y SO_4^{-2} , estos elementos pueden combinarse en el suelo y formar yeso, lo

que según Sancha *et al.* (2005), generaría menos riesgo al utilizar esta agua. Sin embargo, de acuerdo a García y Dorronsoro (s.a.), la forma o estado de las sales es variable y estacional. Las sales pueden encontrarse en el suelo precipitadas bajo la forma de cristales, disueltas en la disolución, o bien retenidas, adsorbidas en el complejo de cambio. El contenido en sales en cualquiera de estas tres situaciones está cambiando continuamente al cambiar la humedad edáfica.

El SO_4^{-2} es un ión cargado negativamente y puede ser lixiviado desde capas superiores a estratas más profundas del suelo, especialmente en suelos livianos o arenosos (Fageira, 2009). El S puede interactuar con otros nutrientes, por ejemplo, los requerimientos de S de algunos cultivos pueden aumentar con el incremento de N en el medio de cultivo. También se han reportado deficiencias de S cuando se aplican grandes cantidades de N, resultando en una disminución del rendimiento (Fageira, 2009).

Por otra parte, el S es un elemento esencial para los rumiantes, se encuentra en su organismo en concentraciones por encima de los 70 mg kg^{-1} de peso vivo (Bavera, 2006). El consumo de S ejerce influencia sobre la sensibilidad al Mo y además puede disminuir la disponibilidad de Cu independientemente de los niveles de Mo en el alimento. Una concentración de S en la dieta superior al 0,3% (base materia seca) contribuye a la deficiencia de Cu (Bolasell, 2005). Altos contenidos de SO_4^{-2} en el agua, pueden ser problemáticos en sí mismos o en relación con la calidad del forraje. El forraje con 3 a 4 g de S kg^{-1} (base materia seca) puede ser nocivo para rumiantes ya que reduce el apetito y la tasa de crecimiento (Kandyli, 1984) y puede conducir a trastornos neurológicos causados por necrosis cerebral (Gould *et al.*, 1991).

2.5. Calidad del suelo

La Sociedad Americana de la Ciencia del Suelo define la calidad del suelo como la capacidad funcional de un tipo específico de suelo, para sustentar la productividad animal o vegetal, mantener o mejorar la calidad del agua y el aire, y sostener el asentamiento y salud humanos, con límites ecosistémicos naturales o determinados por el manejo (Karlen *et al.*, 1997)

Doran y Zeiss (2000), utilizan como sinónimos los términos calidad de suelo y salud del suelo, sin embargo el uso del término calidad de suelo por lo general se asocia con la idoneidad para un determinado uso y el término salud se utiliza en un sentido más amplio, para indicar la capacidad del suelo para funcionar como un elemento esencial del sistema de vida, manteniendo la productividad biológica, promoviendo la calidad del medio ambiente, y manteniendo a plantas y animales.

Las interpretaciones del concepto calidad de suelo son diversas y se originan en puntos de vista específicos y en motivaciones de los usuarios (tipo específico de uso). Este fenómeno pone de manifiesto que la calidad del suelo no puede ser la misma para fines distintos y sólo en un nivel superior de agregación de diferentes cualidades, puede representar una suma de percepciones (Tóth et al., 2007). No existe un acuerdo común sobre el significado de la expresión calidad del suelo, por lo que la utilización y aplicación del concepto es un proceso en evolución (Astier et al., 2002), aunque la mayoría de las definiciones hacen referencia a un uso definido. Esto ha creado un cierto debate entre los científicos (Barbiroli et al., 2004), a pesar de lo cual, se utiliza como herramienta de gestión de tierras (Franzluebbers y Haney 2006), dado que permite evaluar múltiples aspectos del suelo y sus conexiones de manera integrada (Friedman et al., 2001; Tóth et al., 2007).

2.5.1. Evaluación de la calidad del suelo mediante indicadores

La calidad del suelo es esencialmente un concepto interdisciplinario. Su evaluación y supervisión se basa en indicadores capaces de integrar sus aspectos biológicos, químicos y físicos. Este enfoque conduce a soluciones más integrales en comparación a la evaluación independiente de cada propiedad de suelo (Friedman *et al.*, 2001; Aboin *et al.*, 2008). Para hacer operativo el concepto, es esencial generar estrategias de análisis que le den coherencia, para lo cual, Astier *et al.* (2002) proponen incluir tres principios importantes:

- 1) **Productividad del suelo**, referido a la habilidad del mismo para promover la productividad, sin perder sus propiedades físicas, químicas y biológicas.

- 2) **Calidad medio ambiental**, entendida como la capacidad de un suelo para atenuar los contaminantes, patógenos, y posibles daños hacia el exterior del sistema,

incluyendo también los servicios ecosistémicos que ofrece (reservorio de carbono, mantenimiento de la biodiversidad, recarga de acuíferos, etc.)

3) **Salud del suelo**, que se refiere a la capacidad de un suelo para producir alimentos sanos y nutritivos para los seres humanos y otros organismos.

Por otra parte, es preciso contar con variables que permitan evaluar la condición del suelo. A estas variables que conllevan información acerca de los cambios o tendencias del suelo, se les denomina indicadores, los cuales constituyen instrumentos de análisis que simplifican, cuantifican y comunican fenómenos complejos (Astier *et al.*, 2002; Bautista *et al.*, 2004; Cantú *et al.*, 2007).

Los indicadores de calidad del suelo pueden clasificarse como variables físicas, químicas y biológicas (Friedman *et al.*, 2001; Aboin *et al.*, 2008), o procesos que ocurren en él (Bautista, *et al.*, 2004). De acuerdo con Astier *et al.* (2002), Ditzler y Tugel (2002) y Van Dang (2007), los indicadores pueden ser variables cualitativas o cuantitativas. Algunos indicadores se utilizan rutinariamente porque son relativamente fáciles de medir y cuentan con protocolos establecidos en la mayoría de los laboratorios de análisis de suelos. Variables biológicas y bioquímicas son menos comunes debido a las dificultades analíticas y a su mayor variabilidad espacial y temporal (Aboin *et al.*, 2008). Sin embargo, como señala Astier *et al.* (2002), las propiedades biológicas son más dinámicas y sirven como señales tempranas de degradación o de mejoría. Friedman *et al.* (2001), Ditzler y Tugel (2002) y Bautista *et al.* (2004), sostienen que los indicadores que se empleen deben reflejar las principales restricciones del suelo, en congruencia con la función o las funciones principales que se evalúan. De la misma forma Franzluebbbers y Haney (2006), se refieren a que los indicadores de la calidad del suelo deben reflejar las funciones del suelo. De acuerdo con Astier *et al.* (2002), seleccionar previamente un grupo de indicadores sería difícil, ya que cada circunstancia ecosistémica o agroecosistémica responde a condiciones muy particulares. Así, por ejemplo, al análisis concurren diferentes tipos de suelo, de problemas ambientales, de sistemas de manejo, de escalas de tiempo y espacio, etc.

Un indicador útil debe ser fácil de medir, capaz de medir los cambios en las funciones del suelo, evaluarse en una cantidad razonable de tiempo, accesible a muchos usuarios, aplicable a las condiciones de campo, sensible a las variaciones de la gestión, repre-

sentar propiedades físicas, biológicas o químicas del suelo y evaluarse mediante métodos cualitativos y / o cuantitativos. En el Cuadro 2 se indican algunos ejemplos de indicadores de calidad de suelo y su relación con las funciones y condiciones del mismo (Friedman *et al.*, 2001).

Cuadro 2. Ejemplos de indicadores de calidad de suelo y su relación con las funciones y condiciones del mismo [Adaptado de Acevedo *et al.*, 2005; Franzluebbers y Haney, 2006].

Indicador	Relación con las funciones y condiciones del suelo
Indicadores químicos	
pH	Actividad química y biológica, límites para el crecimiento de las plantas y actividad microbiana, indicativo de la disponibilidad potencial de macro y micronutrientes y metales.
Conductividad eléctrica	Actividad microbiológica y crecimiento de plantas, límites para la actividad microbiológica y el crecimiento de las plantas, acumulación de sales en el suelo y restricción de rendimiento
Materia orgánica	Fertilidad del suelo, estabilidad, grado de erosión, potencial productivo.
N-P-K disponibles	Fertilidad, disponibilidad para el crecimiento de las plantas
Capacidad de intercambio catiónico	Fertilidad del suelo, potencial productivo
Metales disponibles	Niveles de contaminación y de toxicidad para el crecimiento de las plantas y calidad de los cultivos
Indicadores biológicos	
Respiración edáfica	Medición de la actividad microbiana.
Nº de lombrices	Relacionado con el funcionamiento de las mallas tróficas del suelo
Rendimiento del cultivo	Producción potencial del cultivo, disponibilidad de nutrientes

MATERIALES Y MÉTODO

3.1. Antecedentes del área y suelos del estudio.

La investigación se realizó al interior de la Hacienda Loncha propiedad de CODELCO-Chile, ubicada en el valle del estero Carén, en las coordenadas UTM 6.225.761 m Norte y 298.272 m Este, a 42 km al poniente de Rancagua y a 8 km aguas arriba de la confluencia de los esteros Carén y Alhué (Figura 5). Administrativamente, pertenece a la Región Metropolitana, provincia de Melipilla, comuna de Alhué.



Figura 5. Mapa de ubicación de la Hacienda Loncha [Adaptado de Google Earth, 2010]

Según la Clasificación de Köppen, el área del estudio se localiza en una zona de clima templado Mediterráneo, presenta variaciones por efecto de la topografía local y clasifica como Csb1. El régimen hidrológico del estero Carén es del tipo pluvial, por lo que el escurrimiento natural sólo es abundante en los meses de invierno (EIA Peraltamiento del embalse Carén, 2007). Las precipitaciones mensuales entre 1988 y 2003 se presentan en la Figura 6.

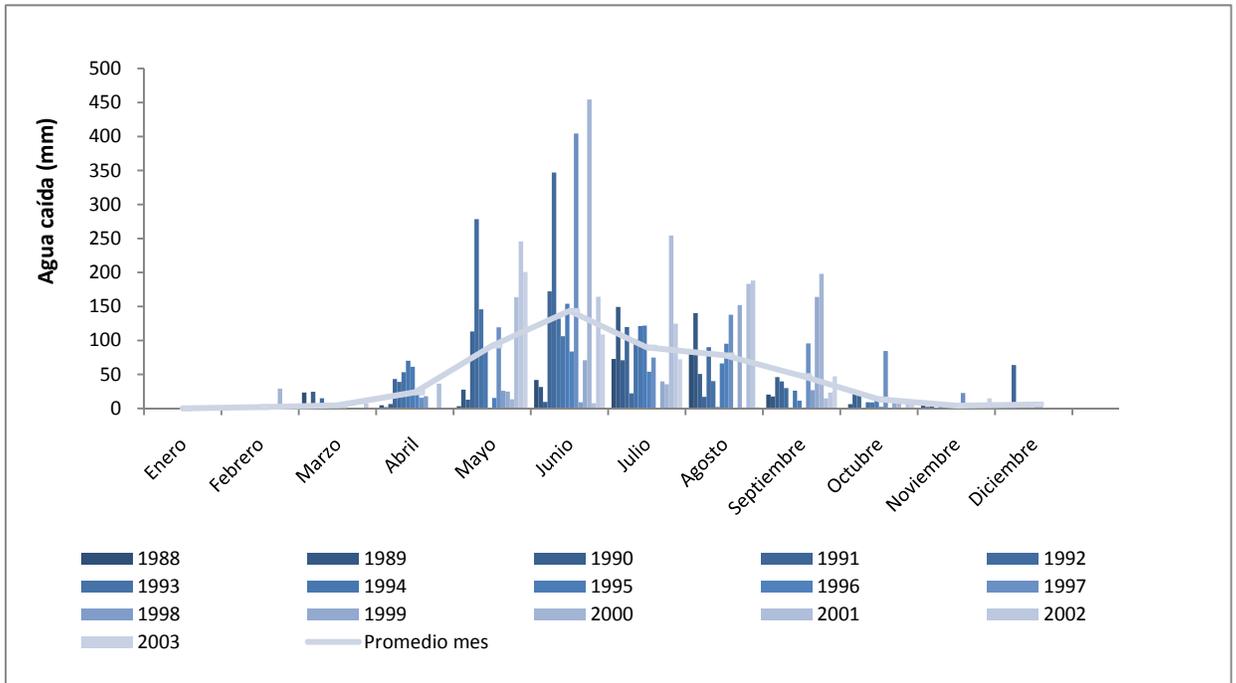


Figura 6. Promedio de precipitaciones mensuales en la estación Barrera – Loncha entre los años 1983 y 2003 [Datos de EIA Peraltamiento del embalse Carén, 2007]

Los suelos del ensayo corresponden a uno regado con agua clara de relave durante 15 a 20 años y bajo rotación de cultivos (RACR), y el otro a un suelo sin riego durante el mismo período y bajo pradera natural (SIN RIEGO), lo que permite realizar evaluación del efecto del uso prolongado en el tiempo del agua clara de relave en riego agrícola.

Ambos suelos corresponden a la Serie Quilamuta, perteneciente a la familia franca gruesa, mixta, térmica del orden de los Inceptisoles. Son de origen aluvial, estratificados, profundos y se presentan ocupando tanto abanicos aluviales como terrazas. Presentan colores pardo oscuro y pardo grisáceo oscuro, las texturas son franco arenosas finas o muy finas, se encuentran débilmente estructurados y no muestran restricciones para el arraigamiento. La profundidad efectiva varía entre 70 y 120 cm. El drenaje del suelo varía de bueno a imperfecto. La capacidad de uso de estos suelos varía de II a V, dependiendo de la textura y el drenaje (EULA, 2004). En el Apéndice 1 se muestra la descripción de los perfiles de suelo y los análisis de textura.

Dado que el suelo RACR ha sido sujeto de labranzas periódicas y el suelo SIN RIEGO no ha sido labrado por 15 a 20 años, el estudio presenta limitaciones debidas al diferente manejo de los suelos.

3.2. Calidad química del agua clara de relave y del agua del pozo Barrera

Se realizó una revisión de los antecedentes históricos de la calidad del agua clara de relave en la estación de monitoreo E1 del estero Carén ubicada a la salida del embalse y del agua del pozo Barrera, considerando pH, CE, contenido de SO_4^{2-} y Mo. La información fue recopilada desde tres fuentes:

- 1) Registros de monitoreo de agua del sector Carén, provistos por la Unidad de Gestión de Calidad de Codelco-Teniente (Registros Codelco Teniente 2006 a 2009)
- 2) Estudio Hidrológico Carén- Alhué (CICA, 2006)
- 3) Estudio de Impacto Ambiental Peraltamiento del Embalse Carén (EIA, Peraltamiento embalse Carén 2007)

Con los antecedentes se elaboró una base de datos que incluyó registros mensuales desde 1987 a 2009 y se construyó gráficas que permitieron observar tendencias al alza de la CE y del contenido de SO_4^{2-} en el agua del pozo Barrera y una disminución del contenido de Mo en el agua clara de relave.

Por otra parte, durante el periodo de riego de la presente investigación, se muestreó el agua de riego de la Estación Experimental Hacienda Loncha, la cual debido a su lugar de captación en la estación de monitoreo E1 del estero Carén, a 200 m aguas abajo del embalse (Figura 7), corresponde a agua clara de relave sin aportes externos (CICA, 2006).



Figura 7. Ubicación del pozo Barrera y de la estación de monitoreo E1 en el estero Carén [EIA Peraltamiento del embalse Carén, 2007]

Las muestras se colectaron mensualmente desde octubre a diciembre de 2008, de acuerdo a la metodología señalada por Sadzawka (2006), desde un estanque dispuesto para el riego de los ensayos y que mantiene flujo diario de agua fresca. Se utilizó botellas plásticas de 250 mL previamente lavadas al ácido. Las botellas se llenaron al máximo verificando la ausencia de aire, se sellaron y fueron transportadas refrigeradas en una heladera, inmediatamente al laboratorio de Análisis Ambientales de INIA – La Platina en donde se determinó Mo soluble, pH, conductividad eléctrica y salinidad completa (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} , Cl^- , HCO_3^- , CO_3^{2-}). Adicionalmente en enero de 2009 se analizó Mo soluble, pH, CE y SO_4^{2-} . En paralelo, se determinaron las mismas propiedades en el agua del pozo Barrera, ubicado a 2.100 m aguas abajo del embalse. Estas muestras se colectaron desde una llave habilitada para el riego de los ensayos de la estación experimental. Previo a la toma de muestras se abrió la llave durante 30 minutos. Los métodos utilizados en el laboratorio de Análisis Ambientales de INIA – La Platina para los análisis químicos de agua se muestran en el Cuadro 3.

Cuadro 3. Métodos utilizados en los análisis químicos de agua.

Variable	Método
Preparación de la muestra	Filtrado por 0,45 μm
Molibdeno soluble	Espectrofotometría de absorción atómica (EAA) con llama óxido nitroso/ acetileno o EAA con horno de grafito, según rango de concentración
pH	Potenciometría
CE	Conductivimetría
Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+	EAA para Ca^{2+} y Mg^{2+} y espectrofotometría de emisión atómica (EEA) para Na^+ y K^+
Cl^-	Titulación potenciométrica con nitrato de plata
SO_4^{2-}	Colorimetría con cromato de bario
CO_3^{2-} y HCO_3^-	Titulación potenciométrica con H_2SO_4
RAS	$\frac{[\text{Na}^+]}{\sqrt{([\text{Ca}^{2+}] + [\text{Mg}^{2+}]) / 2}}$ donde []=mmol(+) L^{-1} (Richards, 1954)
PSI	Estimado según relación: $\frac{100 (0,0126 + 0,01475 \text{ RAS})}{1 + (- 0,0126 + 0,01475 \text{ RAS})}$ (Richards, 1954)

RAS: Relación de adsorción de sodio. PSI: Porcentaje de sodio intercambiable

Para estimar la composición salina del agua se utilizó el modelo propuesto por Villafañe y Guarisma (1998) sustentada en la composición iónica del agua y que considera la posibilidad de precipitación de sales de baja solubilidad (Figura 8).

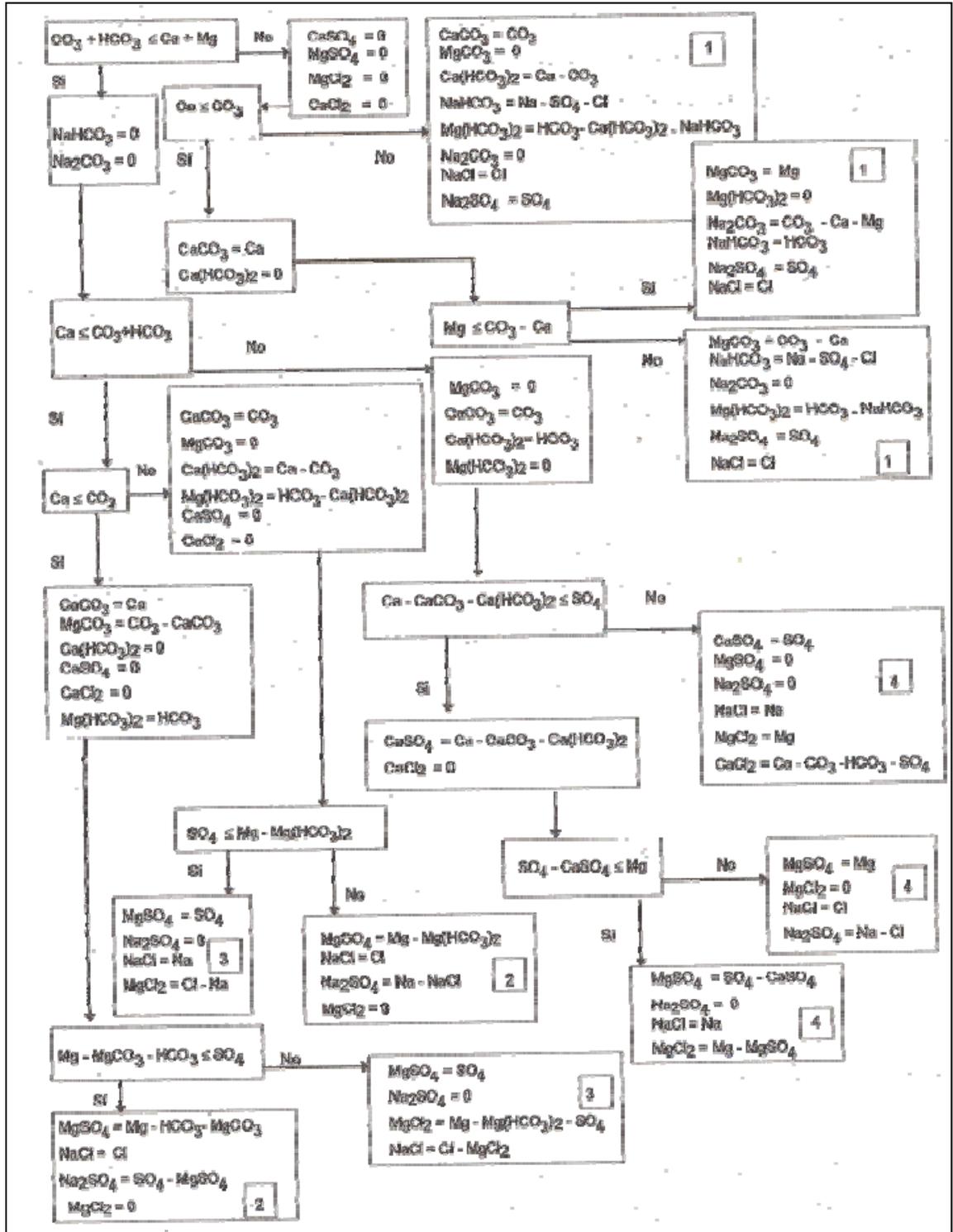


Figura 8. Diagrama para estimar la composición salina del agua [Villafañe y Guarisma, 1998]

3.3. Propiedades químicas del suelo

3.3.1. Muestreo de suelos

En abril de 2008 se muestrearon los suelos RACR y SIN RIEGO a profundidades de: 0-30, 30-60, 60-90 y 90-120 cm. Las muestras se colectaron aleatoriamente desde una superficie aproximada de 200 m² de cada suelo, considerando tres repeticiones por profundidad. Para ello se hicieron tres excavaciones en cada suelo que permitieron extraer las muestras con pala, midiendo la profundidad con una huincha de medir marca Tornado y retirando, cada vez, el volumen de suelo correspondiente a cada rango de profundidad. Cada volumen de suelo fue minuciosamente mezclado para extraer aproximadamente dos kg de muestra, los que fueron dispuestos en bolsas plásticas y enviados a INIA – La Platina para su análisis.

3.2.2. Determinación de las propiedades químicas

Las muestras se enviaron al Laboratorio de Análisis Ambientales de INIA - La Platina para determinar: MO, pH, CE, N, P y K disponibles; Mo total y Mo soluble; Cu, Fe, Zn y Mn extraíbles con DTPA; Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, SO²⁻₄, Cl⁻, HCO⁻₃, y CO²⁻₃ solubles; CIC, RAS y PSI. Los métodos de análisis se indican en el Cuadro 4.

Cuadro 4. Métodos utilizados en los análisis químicos de suelo

Variable	Método
Materia Orgánica	Combustión húmeda y titulación
pH	Suspensión 1:2,5 y determinación potenciométrica
CE	Extracto de saturación y determinación por conductivimetría
N	Extracción con cloruro de potasio 2N
P	P-Olsen, extracción con bicarbonato de sodio 0,5 M, pH 8,5 y determinación por colorimetría
K	Acetato de amonio 1,0 M y determinación por EAA
Molibdeno total	Digestión ácida y espectrofotometría de absorción atómica (EAA) con llama acetileno/óxido nitroso y/o atomización electrotérmica (horno de grafito)
Molibdeno soluble	Extracto de saturación y EAA con llama óxido nitroso/acetileno y/o EAA con horno de grafito
Cu, Zn, Fe, Mn	Extracción con DTPA a pH 7,3 y determinación por EAA
Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ , K ⁺	Extracto de saturación, EAA para Ca ²⁺ y Mg ²⁺ y espectrofotometría de emisión atómica (EEA) para Na ⁺ y K ⁺
Cl ⁻	Extracto de saturación y titulación potenciométrica con nitrato de plata
SO ₄ ²⁻	Extracto de saturación y colorimetría con cromato de bario
CO ₃ ²⁻ , HCO ₃ ⁻	Extracto de saturación y titulación potenciométrica con H ₂ SO ₄
CIC	Saturación con acetato de sodio, pH 7 y EEA
RAS	$\frac{[Na^+]}{\sqrt{([Ca^{2+}] + [Mg^{2+}])}} / 2$ donde []=mmol(+) L ⁻¹ (Richards,1954)
PSI	Estimado según relación: $\frac{100 (-0,0126 + 0,01475 RAS)}{1 + (- 0.0126 + 0.01475 RAS)}$ (Richards, 1954)

RAS: Relación de adsorción de sodio. PSI: Porcentaje de sodio intercambiable

3.4. Ensayos de campo

En septiembre de 2008, se establecieron ensayos de campo con cultivos de ballica y trébol, donde el suelo RACR se continuó regando con agua clara de relave y el suelo SIN RIEGO se regó con agua del pozo Barrera, dando lugar a los siguientes tratamientos:

RACR1-trébol: suelo regado con agua clara de relave, bajo cultivo de trébol

RACR1-ballica: suelo regado con agua clara de relave, bajo cultivo de ballica

RAPB-trébol: suelo regado con agua del pozo Barrera, bajo cultivo de trébol

RAPB-ballica: suelo regado con agua del pozo Barrera, bajo cultivo de ballica

La unidad experimental correspondió a una parcela de 31,5 m² (3,5 m x 9 m) y se utilizaron tres repeticiones (Figura 9).

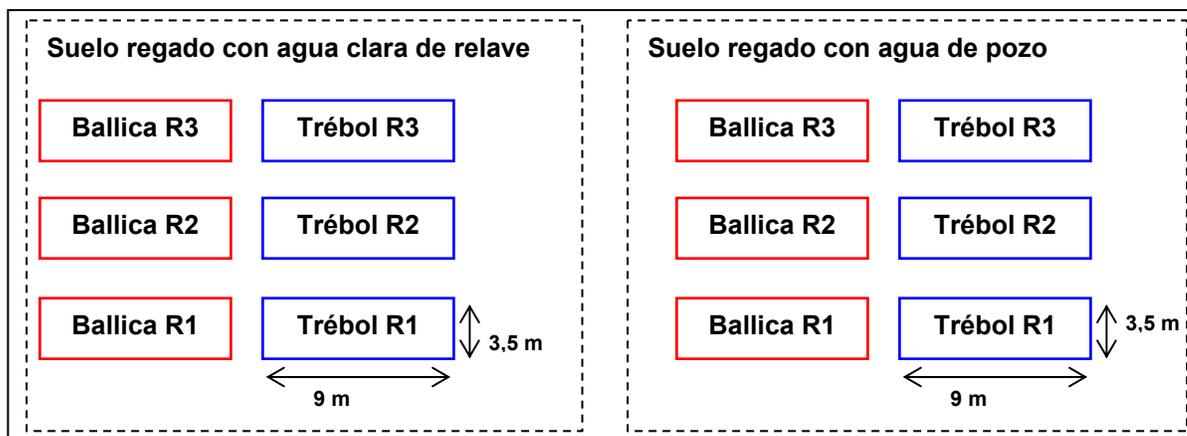


Figura 9. Disposición de los ensayos experimentales.

Para el establecimiento de cada especie se utilizó una dosis de siembra de 25 kg ha⁻¹ más un 30% considerando condiciones de preparación de suelo, características de la semilla, y método de siembra (manual). Las semillas corresponden a semilla corriente de *Lolium perenne* L. variedad NUI y semilla corriente pelletizada de *Trifolium repens* L. variedad HUIA.

El control de malezas se realizó de forma manual, manteniendo los cultivos libres de malezas durante todo el período del ensayo. No se utilizó fertilizantes ni se realizó control fitosanitario. El riego se aplicó mediante aspersion de acuerdo a las necesidades de los cultivos. La cantidad total de agua aplicada entre la siembra (9 de septiembre de 2008) y el último corte (19 de diciembre de 2008) equivale a 675 mm. Para evitar el ingreso de agua desde cultivos aledaños hacia las parcelas de ensayo RACR1, se excavó una zanja perimetral de 1 m de profundidad y 60 cm de ancho.

3.4.1. Rendimiento de ballica y trébol

Se determinó la producción de materia seca de tres cortes de ballica y un corte de trébol, considerando tres repeticiones. El primer corte de ballica (C1) se realizó cuando ésta alcanzó 25 cm de altura y los siguientes (C2 y C3) cada 30 días. El trébol se muestreó cuando se observó un 50% de floración. Dado que posteriormente se realizarían análisis de

tejidos, las muestras se sometieron a un proceso de lavado con agua potable, posteriormente con solución de EDTA 0,01 M para eliminar la contaminación externa y finalmente con agua destilada. Para determinar la materia seca, las muestras se secaron a 60°C hasta masa constante.

3.4.2. Nodulación simbiótica de trébol

El número de nódulos presentes en las raíces principales de las plantas de trébol se determinó mediante la extracción de cubos de suelo de una superficie de 20 cm² y una profundidad de 30 cm. Las raíces fueron lavadas cuidadosamente y luego se contabilizó el número de nódulos (Figura 10). La determinación se realizó cuando las plantas alcanzaron un 50% de floración y se consideraron tres repeticiones (Baginski, 2008 ¹).

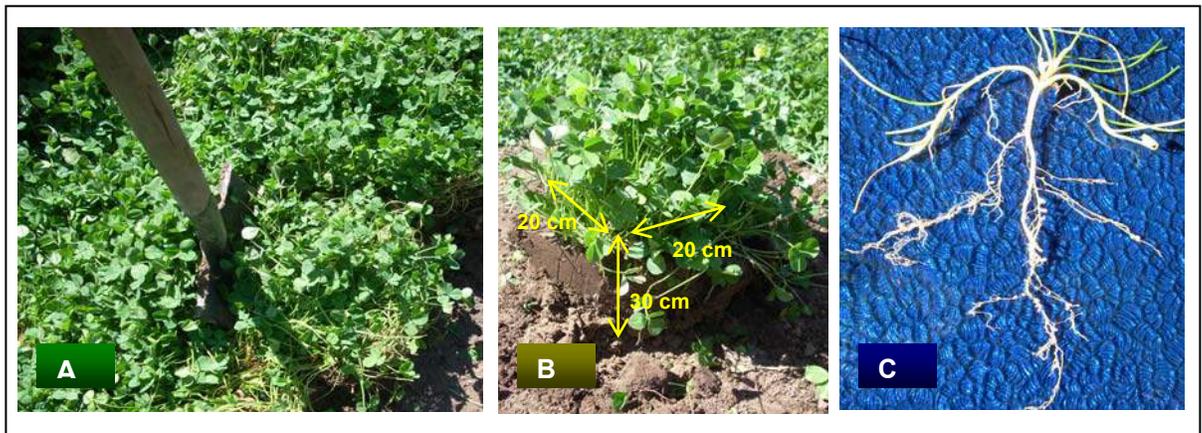


Figura 10. (A) Marcación del cubo de suelo; (B) Extracción del cubo de suelo; (C) Raíz lavada de trébol para el conteo de nódulos.

3.4.3. Respiración edáfica

La medición de la respiración edáfica se realizó en el Laboratorio de Química de Suelos y Aguas de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile. Se utilizó el método descrito por García *et al.* (2003) el cual consiste en estimar el CO₂ desprendido desde una muestra suelo durante su incubación en un sistema cerrado. El CO₂ desprendido es capturado en una trampa de NaOH que posteriormente es valorada con HCl. El muestreo de suelo se realizó en enero de 2009 en forma aleatoria desde los ensayos establecidos de ballica y trébol (RACR1-trébol; RACR1-ballica; RAPB-trébol y

¹ Baginski, C. 2008. Académico Fac. Cs. Agronómicas, Universidad de Chile. Comunicación personal.

RAPB-ballica), a una profundidad de 0 - 5 cm y considerando 3 repeticiones. Las muestras fueron secadas al aire y tamizadas a 2 mm.

Posteriormente se humectó el suelo a 60% de su capacidad de campo, para lo cual se determinó el contenido de humedad del suelo seco al aire y se calculó el agua a agregar. El contenido de agua a capacidad de campo fue determinado en el laboratorio Agrolab.

Se utilizaron frascos de vidrio de un litro (sistema cerrado), dentro de los cuales se dispuso vasos de vidrio (100 mL) conteniendo suelo húmedo a 60% de su capacidad de campo en cantidad equivalente a 50 g de suelo seco. Junto a los vasos, se colocó un vial de vidrio con 5 mL de NaOH 1 M correspondiente a la trampa de solución alcalina. Otro vial con 10 mL de agua destilada fue incluido para mantener la humedad. Los frascos de vidrio fueron cerrados herméticamente y llevados a una cámara incubadora marca Kottermann 2735, donde se mantuvieron en oscuridad, a 28 °C durante 21 días. Además, se utilizaron dos frascos como blanco, es decir, sin muestra de suelo (Figura 11).



Figura 11. Frascos de vidrio de 1 L conteniendo muestra de suelo, trampa de NaOH y vial con agua destilada.

Las trampas de NaOH fueron reemplazadas de tal manera que no llegaran a saturarse de CO₂ (días 1, 2, 4, 6, 14 y 21). A cada trampa de NaOH extraída de los frascos se agregó 2 mL de cloruro de bario (BaCl₂ 1,5 M) a fin de precipitar el CO₂ capturado y dos gotitas fenolftaleína al 1% como indicador ácido base. Posteriormente se tituló con ácido clorhídrico (HCl 1 M) el remanente de NaOH que no reaccionó con el CO₂. La pérdida de

humedad de las muestras de suelo se determinó cada 2 días por diferencias de peso y se rehumedecieron con agua destilada para mantenerlas al 60% de su capacidad de campo.

Cálculo de C - CO₂: de la titulación, se obtuvo el gasto de HCl, valor que permite obtener el C que se emitió asociado al CO₂ mediante la siguiente ecuación:

$$C - CO_2 \text{ (mg C - CO}_2\text{)} = (B - V) \times N \times E$$

Donde:

B = volumen (mL) de HCl empleado en la valoración de los blancos

V = volumen (mL) de HCl empleado en la valoración de las muestras de suelo

N = Normalidad del ácido (igual a 1 para el HCl 1M)

E = peso equivalente de C, que tiene un valor igual a 6.

Los valores observados fueron expresados en mg C-CO₂/100 g de suelo seco. Dada la tendencia de la evolución del CO₂ acumulado en el tiempo, se utilizó una ecuación de cinética de primer orden correspondiente a un modelo exponencial para representarla:

$$C_t = C_o * (1 - e^{-Kt})$$

Donde:

C_t = valor simulado de carbono mineralizado como CO₂ (mg C/100 g suelo seco), al tiempo específico t (días)

C_o = carbono potencialmente mineralizable

K = constante de descomposición.

Los valores de C_o y K de la ecuación, se obtuvieron realizando una serie de regresiones mediante un proceso iterativo, para lo cual se utilizó la herramienta Solver del programa Microsoft Excel, minimizando la sumatoria del error cuadrático de los valores de CO₂ medidos y simulados.

3.4.4. Composición de la solución suelo

En los ensayos se instalaron lisímetros de succión marca IRROMETER, a 50 y 100 cm de profundidad para extraer la solución suelo. Se utilizó tres repeticiones para cada caso (RACR1-trébol, RACR1-ballica, RAPB-trébol y RAPB-ballica). La instalación de los lisímetros se realizó en enero de 2009, dos meses antes de la extracción y de acuerdo a las instrucciones del fabricante. Con la humedad del suelo a capacidad de campo y utilizando un bombín de succión marca IRROMETER, se aplicó un vacío de 80 centibares a los lisímetros, el cual se mantuvo por 8 horas y posteriormente se extrajo la solución suelo mediante jeringas de 25 mL previamente lavadas al ácido (Figura 12).



Figura 12. (A) Lisímetros instalados en terreno con protección de pvc; (B) Aplicación de vacío; (C) Extracción de solución suelo con jeringa.

Las muestras de solución suelo fueron refrigeradas y enviadas al Laboratorio de Análisis Ambientales de INIA – CRI La Platina. En ellas se determinó CE, contenido de Mo y contenido de SO_4^{2-} , de acuerdo a los métodos indicados en el Cuadro 3.

De acuerdo a Sánchez, J. (1995), las limitaciones más importantes del este tipo de muestreo corresponden a la representatividad de las muestras, el tiempo de muestreo, la perturbación del suelo y modificación de la conductividad hidráulica de la cerámica; Además señala que se producen fenómenos de adsorción/desorción en la superficie de la cerámica que afectan sobre todo a fosfatos. La instalación de la cápsula produce una perturbación de la fase gaseosa del suelo que tiende a equilibrarse con la fase gaseosa atmosférica, pudiendo producir la precipitación o transformación del agua muestreada y aumento del pH. Específicamente indica que el análisis de metales como Al, Cd, Cr, Cu, Fe, Mg, Mn, Ni, Pb, Zn, no es aconsejable y que las concentraciones de Ca, Na, K, Mg y NH_4 de las soluciones

son fuertemente influenciadas por la composición química de las cerámicas. Sin embargo, en lo que respecta a la medida de nitritos, nitratos, cloruros, sulfatos, pesticidas y conductividad eléctrica, este tipo de muestreo sería favorable.

3.4.5. Número de lombrices

El número de lombrices se midió entre las 11 y las 13 hrs, en otoño y primavera de 2009, mediante muestreos de cubos de suelo de una superficie de 20x20x30 cm³ (Figura 13).



Figura 13. (A) Extracción del cubo de suelo; (B) Búsqueda de lombrices en suelo disgregado; (C) recolección de lombrices.

Los cubos de suelo extraídos fueron dispuestos sobre un plástico para disgregarlos y contar las lombrices presentes de acuerdo a la metodología propuesta por el Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA, 1999). Se consideró tres repeticiones y los resultados se expresaron en número de lombrices por metro cuadrado. Los sitios muestreados se describen en el Cuadro 5.

Cuadro 5. Sitios de muestreo de lombrices

Sitios muestreados en otoño	
Suelo sin agua clara de relave	-Bajo pradera natural de 15 a 20 años sin riego -Bajo cultivo de trébol de 9 meses regado con agua del pozo Barrera -Bajo cultivo de ballica de 9 meses regada con agua del pozo Barrera
Suelo RACR	-Bajo cultivo de alfalfa de 7 años , regado con agua clara de relave por 15 a 20 años -Bajo rotación de cultivos anuales, regado con agua clara de relave por 15 a 20 años, rastreado previo siembra
Sitios muestreados en primavera	
Suelo sin agua clara de relave	-Bajo pradera natural de 15 a 20 años sin riego -Post cultivo de trébol incorporado en otoño, regado con agua del pozo Barrera -Post cultivo de ballica incorporada en otoño, regada con agua del pozo Barrera
Suelo RACR	-Bajo cultivo de alfalfa de 7 años regado con agua clara de relave por 15 a 20 años. -Bajo rotación de cultivos anuales, regado con agua clara de relave por 15 a 20 años, bajo cultivo de avena de 22 días

Los ensayos de trébol y ballica regados con agua clara de relave no fueron considerados en el muestreo ya que la presencia de una zanja perimetral de 1 metro de profundidad afectaría la población de lombrices.

3.4.6. Concentración de Cu, Mo y S en tejido vegetal

Se determinó la concentración de Cu, Mo y S en los tejidos aéreos y radicales de plantas de ballica y trébol, RACR1 y RAPB.

La calidad de los forrajes se analizó determinando la concentración de Cu, Mo y S y la relación Cu:Mo de las muestras de tejido previamente colectadas, lavadas y secadas para determinar rendimiento (tres cortes de ballica y uno de trébol).

Se extrajo las raíces de las plantas al momento del tercer corte de ballica y del único corte de trébol. Las muestras fueron lavadas cuidadosamente con agua potable para retirar el suelo adherido y posteriormente se utilizó el mismo procedimiento que el indicado para el tejido aéreo. Se calculó la relación de concentración hoja:raíz para cada elemento dividiendo la concentración de la parte aérea por la concentración de las raíces. En el caso de ballica se utilizó el promedio de la concentración de los tres cortes realizados

Las muestras fueron enviadas al Laboratorio de Análisis Ambientales de INIA – CRI La Platina para determinar la concentración de Mo y Cu y al Laboratorio de Diagnóstico Nutricional de la misma institución para determinar el contenido de S, en hojas y raíces por separado (Cuadro 6)

Cuadro 6. Métodos de determinación de Mo, Cu y S en tejido vegetal

Elemento	Método
Mo	Calcinación, solubilización de las cenizas y espectrofotometría de absorción atómica con llama de óxido nitroso/acetileno o con horno de grafito según rango de concentración
Cu	Calcinación, solubilización de las cenizas y espectrofotometría de absorción atómica con llama de aire/acetileno
S	Calcinación y determinación por turbidimetría

Para garantizar la exactitud de los resultados generados por el laboratorio, se envió una muestra de referencia certificada (Standard Reference Material 1515, National Institute of Standard and Technology). De acuerdo a la metodología propuesta por Linsinger (2006), se calculó la incertidumbre expandida para un intervalo de confianza de 95% y se comprobó que no hay diferencias significativas entre el resultado de la medida del laboratorio y el valor certificado para Cu y Mo.

3.5. Análisis estadístico

3.5.1. Propiedades químicas de los suelos

Se utilizó un diseño completamente al azar con estructura factorial de 2x4, donde el primer factor corresponde al tipo de suelo (RACR y SIN RIEGO) y el segundo a la profundidad de muestreo (0-30, 30-60, 60-90 y 90-120 cm). Se realizaron análisis de varianza ($p < 0,05$), pruebas de diferencia mínima significativa y análisis multivariado por componentes principales. Para ello se utilizó los programas estadísticos INFostat (InfoStat, 2003) y MSTAT (Michigan State University, 1989).

3.5.2. Rendimiento de ballica y trébol

Para el análisis de rendimiento en tres cortes de ballica se utilizó un diseño en bloques completos al azar con estructura factorial de 2x3, donde el primer factor corresponde al tipo de suelo (RACR1-ballica y RAPB-ballica) y el segundo factor corresponde al corte (C1: primer corte con 25 cm de altura, C2: segundo corte a los 30 días del primero y C3: tercer corte a los 30 días del segundo). Para medir el rendimiento de trébol se utilizó un diseño en bloques completos al azar con estructura de un factor que corresponde al suelo (RACR1-trébol y RAPB-trébol). En ambos casos las muestras se colectaron considerando tres submuestras de $0,5 \times 0,6 \text{ m}^2$ por repetición, la unidad experimental correspondió a una parcela de $31,5 \text{ m}^2$ ($3,5 \text{ m} \times 9 \text{ m}$) y se utilizaron tres repeticiones.

Se realizaron análisis de varianza ($p < 0,05$) y pruebas de diferencia mínima significativa. Para ello se utilizó el programa estadístico MSTAT (Michigan State University, 1989).

3.5.3. Nodulación simbiótica de trébol

El diseño utilizado correspondió a bloques completos al azar con estructura de un factor que corresponde al tipo de suelo (RACR1-trébol y RAPB-trébol). Se realizaron análisis de varianza ($p < 0,05$) y pruebas de diferencia mínima significativa. Se utilizó el programa estadístico MSTAT (Michigan State University, 1989).

3.5.4. Respiración edáfica

Se utilizó un diseño en bloques completos al azar con estructura factorial de 2x2, donde el primer factor corresponde al tipo de suelo (RACR1 y RAPB) y el segundo factor corresponde a la especie cultivada en el suelo (trébol y ballica). Se realizaron análisis de varianza ($p < 0,05$) y pruebas de diferencia mínima significativa. Para ello se utilizó el programa estadístico MSTAT (Michigan State University, 1989).

3.5.5. Composición de la solución suelo

Se utilizó un diseño en bloques completos al azar con estructura factorial de 2x2, donde el primer factor corresponde al suelo (RACR1 y RAPB) y el segundo factor corresponde a la profundidad de muestreo de la solución suelo (50 y 100 cm). Se realizaron análisis de varianza ($p < 0,05$) y pruebas de diferencia mínima significativa. Para ello se utilizó el programa MSTAT (Michigan State University, 1989).

3.5.6. Número de lombrices

Debido a la concurrencia de distintos factores de variación en los sitios muestreados, solamente se realizaron análisis descriptivos. Para ello se utilizó el programa estadístico INFOSTAT (InfoStat, 2003).

3.5.7. Concentración de Cu, Mo y S en tejido vegetal

La concentración de cada elemento en el tejido se analizó utilizando un diseño en bloques completos al azar con estructura factorial de 2x4, donde el primer factor corresponde al tipo de suelo (RACR1 y RAPB) y el segundo factor al tipo de tejido (ballica de primer corte, ballica de segundo corte, ballica de tercer corte y trébol). Se realizaron análisis de varianza ($p < 0,05$) y pruebas de diferencia mínima significativa. Para ello se utilizó el programa estadístico MSTAT (Michigan State University, 1989).

En el análisis de las relaciones de concentración hoja:raíz se utilizó un diseño en bloques completos al azar con estructura factorial de 2x2, donde el primer factor corres-

ponde al tipo de suelo (RACR1 y RAPB) y el segundo a la especie (trébol y ballica). Se realizaron análisis de varianza ($p < 0,05$) y pruebas de diferencia mínima significativa. Para ello se utilizó el programa estadístico MSTAT (Michigan State University, 1989).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. Caracterización química del agua clara de relave del estero Carén y del agua del pozo Barrera.

4.1.1. Contenido de Mo

Al analizar los antecedentes históricos del contenido de Mo en el agua clara de relave del estero Carén, se observó la existencia de variaciones estacionales debidas el efecto de dilución de las precipitaciones; la concentración aumenta en períodos estivales y disminuye en períodos invernales. En la Figura 14 se observa que la concentración de Mo en el agua del estero Carén, (Estación de monitoreo E1) ha disminuido considerablemente desde rangos de 4,5 a 5 mg L⁻¹ en los primeros años de descarga del embalse, hasta valores menores de 1 mg L⁻¹ en 2009 y el contenido de Mo en el agua del pozo Barrera, se ha mantenido entre <0,01 y 0,01 mg L⁻¹.

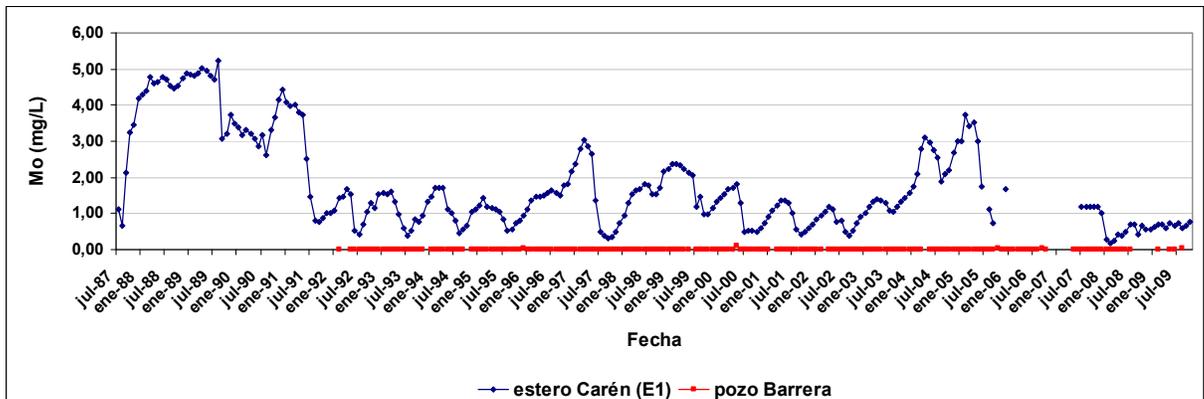


Figura 14. Contenido de Mo en agua clara de relave del estero Carén y agua del pozo Barrera.

La disminución del contenido de Mo del agua clara de relave entre 1987 y 1991 puede relacionarse con la mineralogía de los centros de explotación, ya que según CICA (2006), esta disminución coincide con cambios de sitios de explotación de la mina El Teniente. El descenso del contenido de Mo en los últimos dos años a niveles <1 mg L⁻¹ puede explicarse por la puesta en marcha de la planta de abatimiento de Mo, comprometida por CODELCO en un acuerdo de producción limpia (APL Codelco, 2006).

Los muestreos realizados durante la presente investigación, indicaron que el contenido de Mo en el agua clara de relave del estero Carén varió entre 0,696 y 0,562 mg L⁻¹, mientras que en el agua del pozo Barrera, varió entre 0,0068 y 0,0027 mg L⁻¹. Al comparar el contenido de Mo de ambas aguas con los límites permitidos en la normativa vigente (Figura 15), se puede observar que el Mo del agua clara de relave supera el límite permitido para agua de riego (NCH 1333), pero está bajo los límites permitidos en los DS80 (2006) y DS90 (2000).

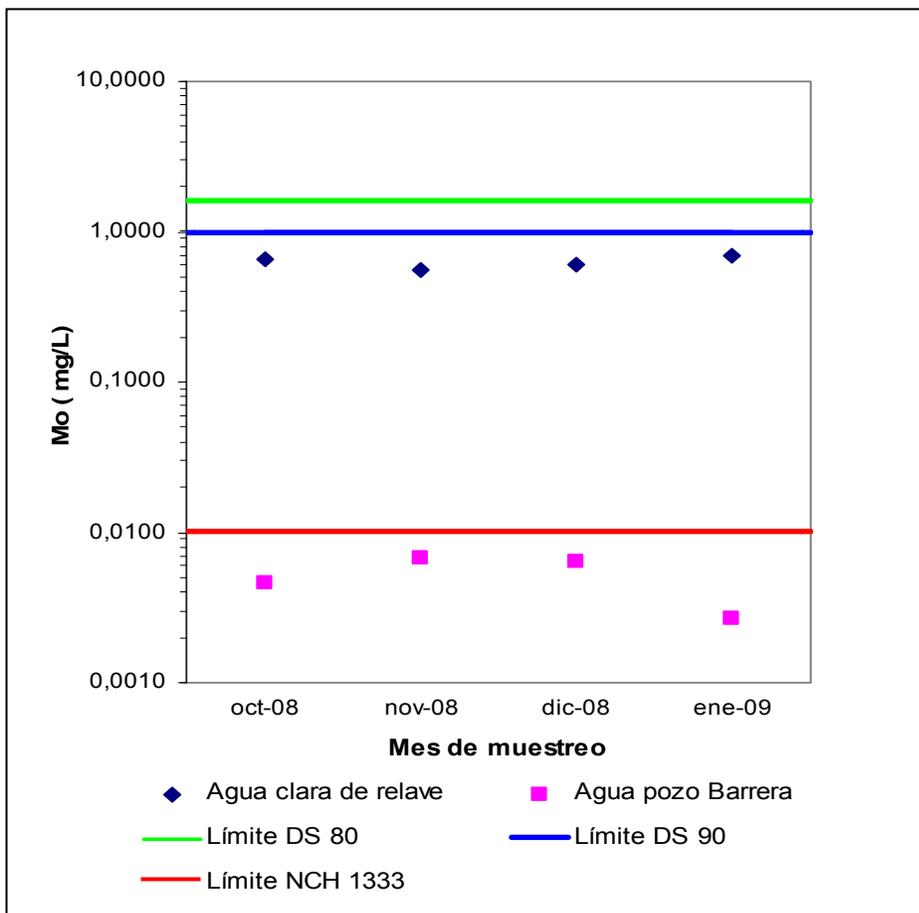


Figura 15. Contenido de Mo en agua clara de relave y en agua del pozo Barrera, entre octubre de 2008 y enero de 2009 y los límites permitidos en la normativa vigente. Eje Y en escala logarítmica.

4.1.2. Contenido de SO_4^{2-} y CE

Al analizar antecedentes históricos de la calidad del agua del estero Carén y del pozo Barrera se observó que la CE del agua clara de relave y del agua del pozo Barrera, está directamente relacionada con el contenido de SO_4^{2-} (Figura 16).

Ayers y Westcott (1994) y Universidad de Chile (2002), señalan que el contenido de SO_4^{2-} contribuye a la salinidad junto con otros iones como Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- y HCO_3^- . Por otra parte, el estudio de CICA (2006) indica que la CE del agua del estero Carén se debe en un 80% al contenido de SO_4^{2-} presente, el cual proviene principalmente de la disolución de las especies minerales anhidrita y yeso, abundantemente distribuidas en el yacimiento de la mina El Teniente (Universidad de Chile, 2002). Ambas variables mantienen un comportamiento estacional, aumentando en períodos estivales y disminuyendo en los invernales por el efecto de dilución de las precipitaciones (Figura 16).

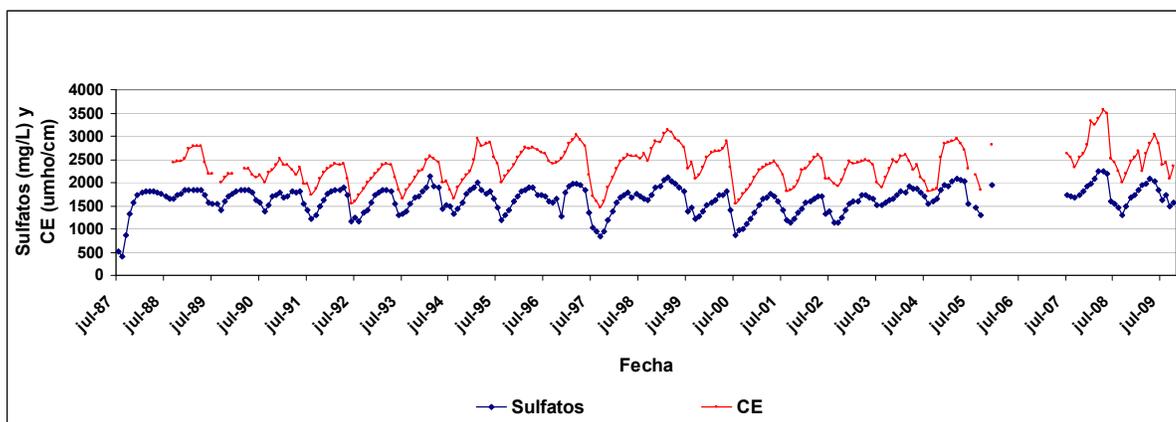


Figura 16. Contenido de sulfato (SO_4^{2-}) y conductividad eléctrica (CE) en agua del estero Carén.

El agua del pozo Barrera muestra un aumento de la CE y una tendencia al alza del contenido de SO_4^{2-} , desde niveles de 5 mg L^{-1} en julio de 1992 hasta más de 400 mg L^{-1} en julio de 2009 (Figura 17).

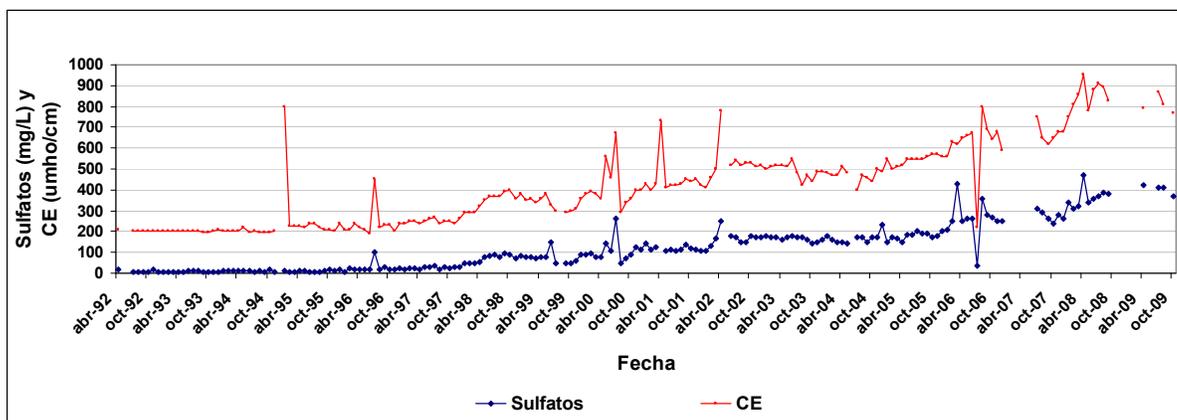


Figura 17. Contenido de sulfato (SO_4^{2-}) y conductividad eléctrica (CE) en agua del pozo Barrera.

El aumento de SO_4^{2-} se relaciona con la movilidad del SO_4^{2-} proveniente desde la infiltración de áreas de riego agrícola, desde el embalse y desde el estero Carén. Al respecto, el EIA del Peraltamiento del embalse Carén (2006) señala que la calidad química del agua subterránea del valle de Carén se ve influenciada principalmente por las aguas infiltradas desde el estero Carén, desde áreas de riego agrícola y en menor medida por la infiltración desde el embalse, dependiendo de la ubicación del pozo de muestreo.

Durante el período de riego de esta investigación, el contenido de SO_4^{2-} en el agua clara de relave varió entre 1.469 y 1.627 mg L^{-1} y en el agua del pozo Barrera entre 356 y 424 mg L^{-1} . En la Figura 18 se comparan los contenidos de SO_4^{2-} medidos en ambas aguas durante el periodo de riego con los límites que indica la normativa vigente.

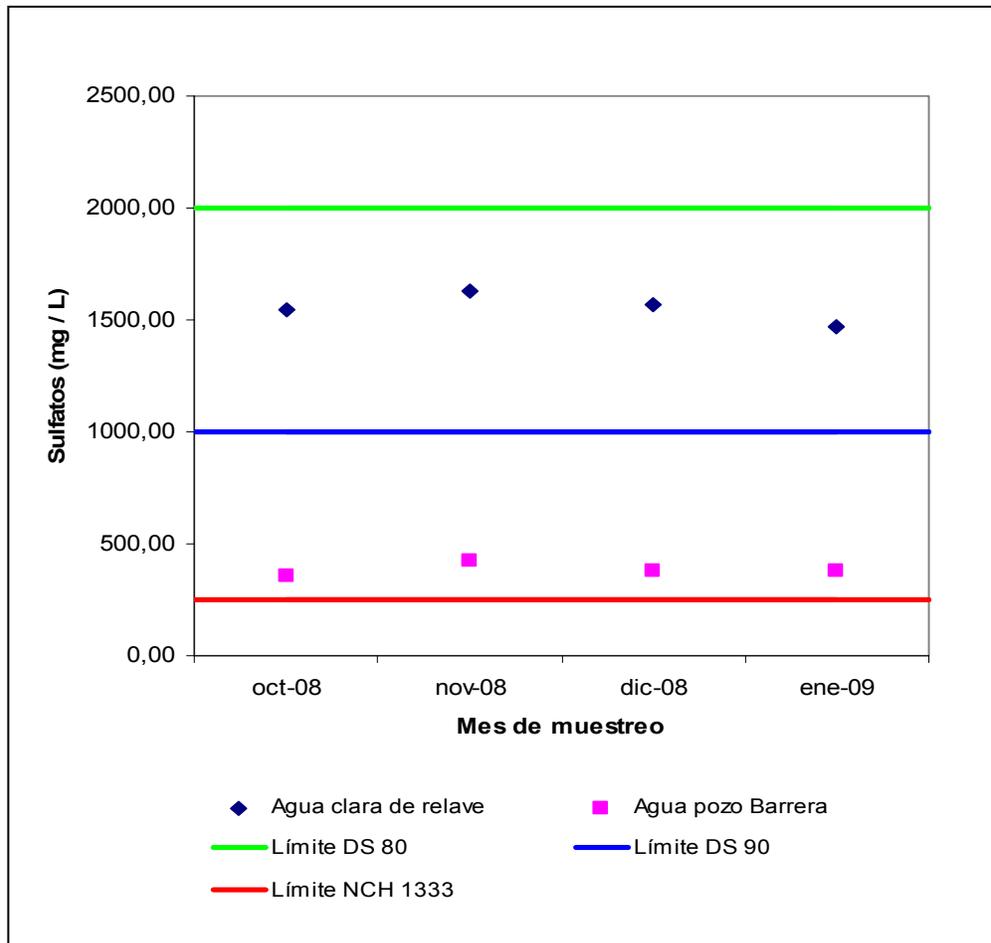


Figura 18. Contenidos de sulfato (SO_4^{2-}) en agua clara de relave y en agua del pozo Barrera, entre octubre de 2008 y enero de 2009 y los valores límites establecidos en la normativa vigente.

El agua clara de relave cumple con los límites definidos para el contenido de SO_4^{2-} en el DS80 (2.000 mg L^{-1}) y sobrepasa los límites establecidos en el DS 90 (1.000 mg L^{-1}) y en la NCh 1333 (250 mg L^{-1}). El contenido de SO_4^{2-} en el agua del pozo Barrera sobrepasó el límite establecido en la NCh 1333.

Los muestreos realizados durante el periodo de riego de la presente investigación, indicaron que la CE del agua clara de relave varió entre 2,53 y 2,93 dS m^{-1} y la CE del agua del pozo Barrera varió entre 0,88 y 1,02 dS m^{-1} . En la Figura 19 se muestra la CE medida y los rangos definidos en la Norma Chilena 1333.

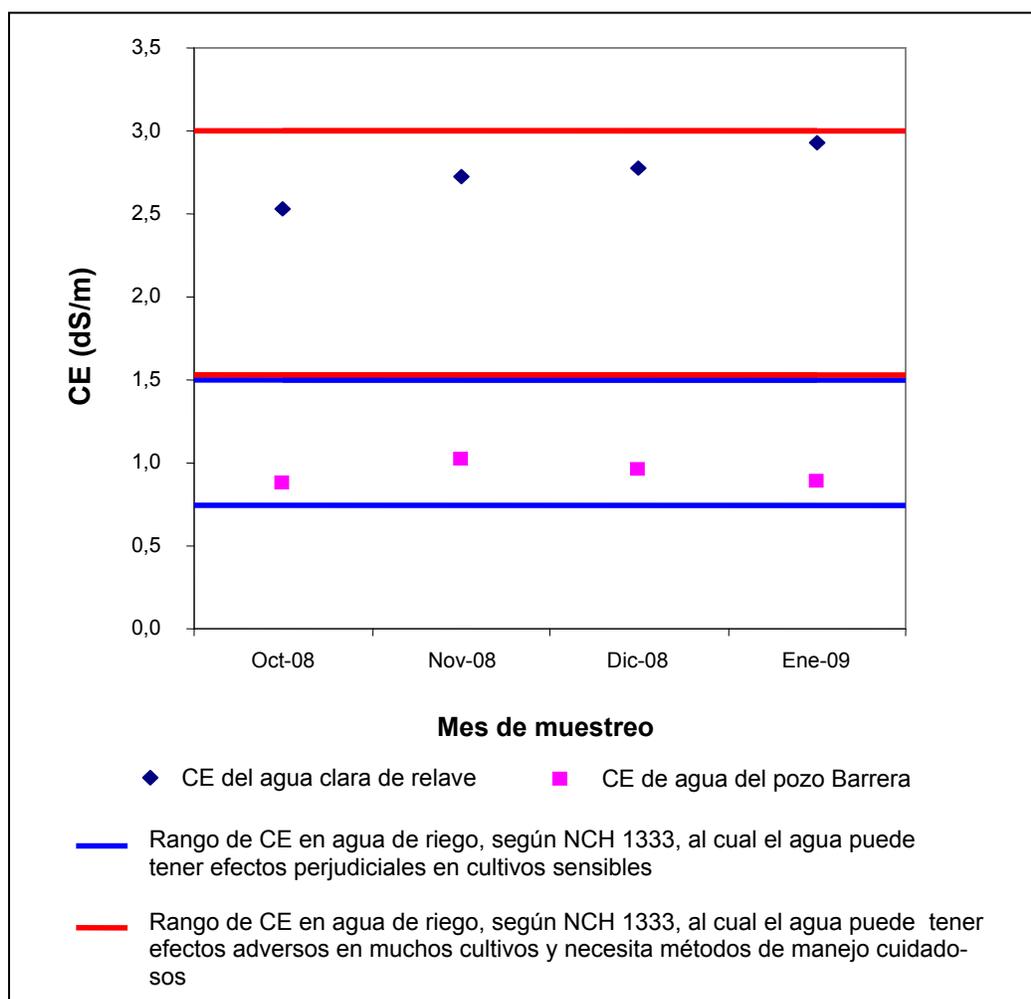


Figura 19. Conductividad eléctrica (CE) del agua clara de relave y del agua del pozo Barrera, entre octubre de 2008 y noviembre de 2009 y los rangos definidos en la Norma de riego.

De acuerdo a la Norma chilena de riego en su clasificación según salinidad, el agua clara de relave se encuentra en el rango de CE entre 1,5 y 3,0 dS m^{-1} , en el cual “puede tener efectos adversos en muchos cultivos y necesita métodos de manejo cuidadosos”. Según la misma clasificación, el agua del pozo Barrera se encuentra en el rango donde su CE entre 0,75 y 1,5 dS m^{-1} , “puede tener efectos perjudiciales en cultivos sensibles”. Por otro lado, de acuerdo a Ayers y Westcott (1994), el uso en riego de agua con CE entre 0,7 y 3,0 dS m^{-1} “genera potenciales problemas de salinización y tiene un grado de restricción moderado”. Este grado de restricción de uso es “severo” para aguas con CE > 3,0 dS m^{-1} . Según Sierra *et al.* (2001), el agua con CE entre 0,76 y 1,5 dS m^{-1} genera un “riesgo medio de salinización del suelo”, el agua con CE entre 1,6 y 3,0 dS m^{-1} genera un “alto riesgo de salinización” y aquella con CE > 3,0 genera un “muy alto riesgo de salinización”.

Cabe señalar que los criterios de calidad de agua no deben ser absolutos, porque la gestión del agua y el drenaje pueden influenciar la aptitud del recurso. Dada la alta CE del agua clara de relave y la tendencia al alza de la salinidad del agua del pozo Barrera, es necesario implementar prácticas de manejo cuidadoso para el uso en riego de ambas aguas, para evitar problemas de salinización del suelo, pérdidas de rendimiento en cultivos y efectos perjudiciales en el agua subterránea de la cuenca.

4.1.3. pH

Los antecedentes históricos del pH del agua clara de relave del estero Carén y del pozo Barrera muestran amplias variaciones mensuales y no se visualiza un comportamiento estacional (Figura 20).

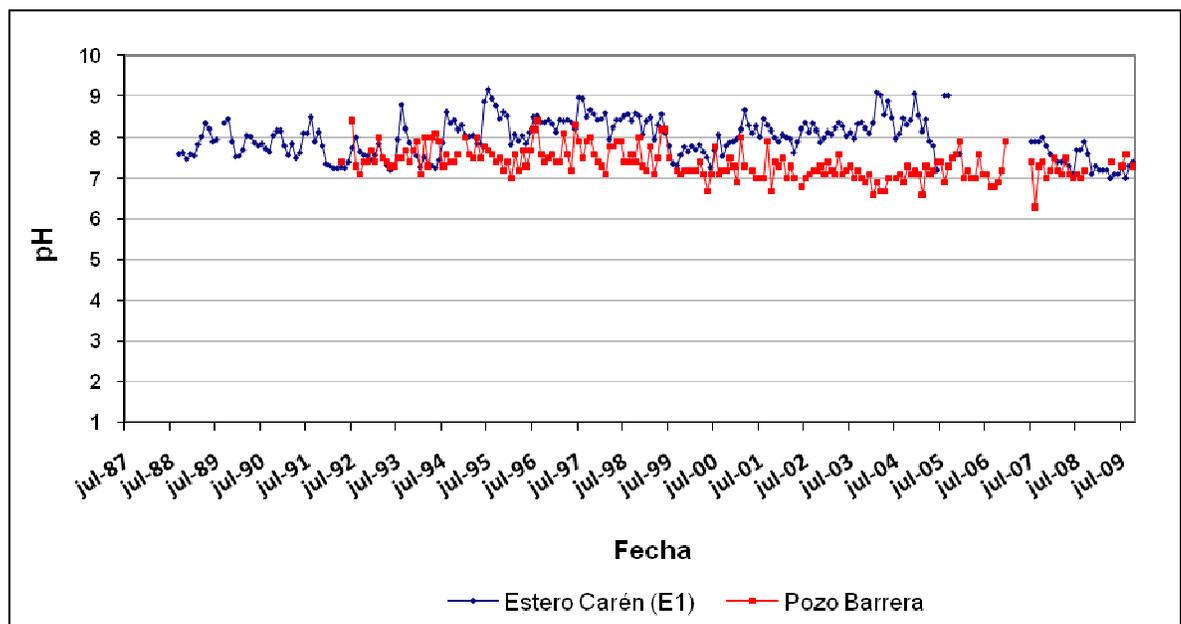


Figura 20. Valores de pH del agua del estero Carén y del agua del pozo Barrera.

Desde 2007 se visualiza una disminución del pH del agua clara de relave, lo que podría explicarse por la puesta en marcha de la planta de abatimiento de Mo, en donde también se regula el pH de la descarga al estero Carén (DIA-PAMo, 2006)

Durante el periodo de riego del presente estudio, el pH del agua clara de relave y del agua del pozo Barrera estuvo dentro del rango permitido por la Norma Chilena de riego

(NCh 1333), y también dentro del rango de pH permitido por el DS 90 (Figura 21). No se observaron diferencias importantes según el origen del agua.

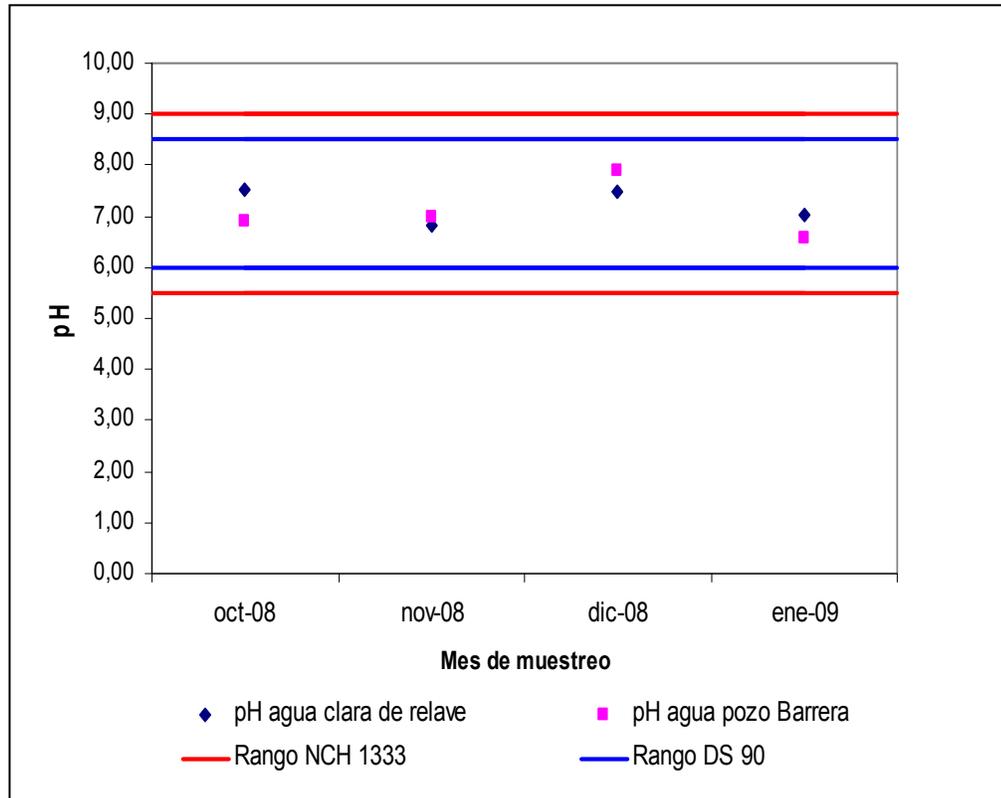


Figura 21. Valores de pH medidos y rangos permitidos por la Norma Chilena de riego y el DS 90.

4.1.4. Cationes, aniones y relación de adsorción de sodio

Entre octubre y diciembre de 2008, los contenidos de Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- y SO_4^{2-} fueron mayores en el agua clara de relave que en el agua del pozo Barrera, en cambio los contenidos de Mg^{2+} y HCO_3^- fueron mayores en el agua del pozo Barrera (Cuadro 7).

Cuadro 7. Cationes y aniones medidos y RAS calculada en el agua clara de relave del estero Carén y en el agua del pozo Barrera entre octubre y diciembre de 2008.

Variable	Agua clara de relave			Agua pozo Barrera		
	Oct-08	Nov-08	Dic-08	Oct-08	Nov-08	Dic-08
Ca ²⁺ mmol(+)/L	29,10	30,71	31,48	5,23	6,60	5,99
Mg ²⁺ mmol(+)/L	0,95	1,08	1,47	3,43	4,27	4,15
Na ⁺ mmol(+)/L	2,86	3,75	4,39	1,18	1,40	1,30
K ⁺ mmol(+)/L	1,78	2,18	2,33	0,06	0,07	0,06
CO ₃ ²⁻ mmol(-)/L	ND	ND	ND	ND	ND	ND
HCO ₃ ⁻ mmol(-)/L	0,99	0,57	0,62	1,65	1,73	1,75
Cl ⁻ mmol(-)/L	0,51	1,13	1,15	0,15	0,28	0,26
SO ₄ ²⁻ mmol(-)/L	32,14	33,88	33,20	7,40	8,82	7,89
RAS	0,74	0,94	1,08	0,57	0,60	0,58

ND: No detectado

De acuerdo a Ayers y Westcott (1994) y Baccaro *et al.* (2006), el exceso de sales solubles perjudica el crecimiento de los cultivos, ya que dificulta la absorción de agua debido a un efecto de potencial osmótico. Sin embargo, no sólo es importante la concentración total de sales en el agua, sino también la composición de ésta en cuanto al tipo de cationes y aniones presentes (Baccaro *et al.*, 2006). En el caso del agua clara de relave se observa una predominancia del catión Ca²⁺ y del anión SO₄²⁻ sobre los demás iones del agua, en cambio, en el caso del agua del pozo Barrera, aparece además, un mayor contenido del catión Mg²⁺.

En relación al contenido de Na⁺ y a la RAS, Ayers y Westcott (1994) señalan que el exceso de Na⁺ en el agua de riego promueve la dispersión del suelo y la descomposición estructural solamente si el Na⁺ excede al Ca²⁺ en una relación de aproximadamente 3:1. De acuerdo a los valores de la RAS y la CE de ambas aguas analizadas, y a los criterios de interpretación de Ayers y Westcott (1994), no es probable que se produzcan efectos en la tasa de infiltración de agua en el suelo, ya que ambas aguas tienen una RAS entre 0 y 3, y una CE mayor a 0,7 dS m⁻¹

Por otra parte, de acuerdo a Baccaro *et al.*, (2006) cuando se trata de llevar estos datos a condiciones de campo existen discrepancias, ya que la solución del suelo casi siempre posee mayor concentración de sales que el agua de riego, debido a los procesos de evaporación y absorción de agua por los cultivos.

La RAS abarca los problemas de infiltración que se podrían generar en el suelo debido a un exceso de Na^+ en relación con el Ca^{+2} y el Mg^{+2} , sin embargo no considera los cambios de solubilidad que se producen en el suelo, a consecuencia de la precipitación o la disolución durante o después de un riego. La precipitación puede tener lugar debido a la presencia de Ca^{+2} suficiente, junto con carbonatos, bicarbonatos o sulfatos, pero después de un riego, puede ocurrir disolución o precipitación. De acuerdo con Ayers y Westcott (1994) la ecuación de la RAS no tiene en cuenta estos cambios y conduce a cierto grado de error, pero aún se considera un procedimiento de evaluación aceptable para la mayoría del agua de riego.

De acuerdo a Villafañe y Guarisma (1998) y a Jarsun (2008), con la composición salina del agua se podrían prever las posibilidades de precipitación de sales de solubilidad baja, así como los riesgos de sodificación. Según Baccaro *et al.* (2006), a medida que los iones Ca^{2+} y Mg^{2+} precipitan, aumenta la concentración relativa de Na^+ . Por otra parte, Guarisma, (1998) y Jarsun (2008), indican que si se formara sulfato de calcio, se mantendría suficiente Ca^{2+} en solución y se evitaría la sodificación del suelo.

Considerando que aniones y cationes se combinarán para formar las sales constituyentes del agua, se puede señalar que la primera sal que se formará es la de menor solubilidad. Siguiendo el orden y la rutina propuesta por Villafañe y Guarisma (1998) y por Jarsun (2008), se obtiene la composición salina que se indica en el Cuadro 8.

Cuadro 8. Composición salina hipotética del agua clara de relave y agua del pozo Barrera.

Sal formada (mmol(+/-)L ⁻¹)	Agua clara de relave			Agua pozo Barrera		
	Oct-08	Nov-08	Dic-08	Oct-08	Nov-08	Dic-08
Ca(HCO ₃) ₂	0,99	0,57	0,62	1,65	1,73	1,75
CaSO ₄	28,11	30,14	30,86	3,58	4,87	4,24
MgSO ₄	0,95	1,08	1,47	3,43	3,95	3,65
NaCl	0,51	1,13	1,15	1,18	1,4	1,3
Na ₂ SO ₄	2,35	2,62	3,21	0	0	0
MgCl ₂	0	0	0	0	0,32	0,5

En el caso del agua clara de relave y el agua del pozo Barrera, hipotéticamente se formaría sulfato de calcio y como su solubilidad (30 meqL⁻¹), es ligeramente superior a la de los bicarbonatos de calcio, hipotéticamente se mantendrá suficiente calcio en solución como para evitar la sodificación del suelo. Por otra parte, de acuerdo a Sancha *et al.* (2005), aquellas aguas de riego que contienen una alta proporción de sales débilmente solubles como sulfato de calcio, presentan problemas de formación de depósitos blancos en hojas y frutos cuando se usa en riego por aspersión.

Cabe destacar que la composición salina de agua del pozo Barrera permite la formación de MgSO₄ que presenta alta solubilidad (5760 meqL⁻¹) y menores cantidades de NaCl y MgCl₂, cuyas solubilidades son también muy altas (6108 y 14955 meqL⁻¹ respectivamente). Así mismo, la composición del agua clara de relave permitiría la formación de Na₂SO₄, el cual es de muy alta solubilidad (6830 meqL⁻¹) y menores cantidades de MgSO₄ y NaCl.

El modelo propuesto por Villafañe y Guarisma (1998), supone la precipitación de las sales en orden de solubilidad, pero tiene la limitación de obviar las interacciones que se producen en el suelo y alteran la solubilidad de las mismas. Por otra parte, de acuerdo a Baccaro *et al.* (2006), las razones de precipitación de las sales dependerían también, de la proporción de agua que infiltra a través del suelo.

Por otra parte, Avelladeda *et al.* (s.a) señalan que debe considerarse un factor interpretativo de concentración (FIC), que relaciona el valor de la CE del extracto de

saturación, que se supone corresponde al suelo en equilibrio con el agua de riego en cuestión y la CE de esta última. Los mismos autores utilizan además, el concepto de sulfato de calcio potencialmente activo, correspondiente al sulfato de calcio proveniente del agua de riego que podría mantenerse en solución en el extracto de saturación que se considera en equilibrio.

Sin embargo, el concepto del FIC es relativo, dado que su valor final, dependerá de la concentración de iones de calcio y sulfatos inicialmente presentes en el agua y del contenido de otras sales como el NaCl, ya que un incremento de su concentración aumenta la solubilidad del yeso, o de otras sales que podrían tener iones comunes o antagónicos Avelladeda *et al.* (s.a).

Se debe señalar que de acuerdo a Ruz, (2011)² para estimar la composición salina del agua y su posterior efecto en el suelo, sería más correcto utilizar el índice de saturación, que en lugar de concentraciones, utiliza actividades iónicas, las que dan cuenta de la interacción de un compuesto o elemento con otro. Para ello se deben realizar pruebas de laboratorio, establecer algunas correlaciones previas y posteriormente recurrir a algún simulador.

En este sentido y dado que la mayoría de los modelos parten de supuestos teóricos, el criterio utilizado en esta investigación solo permite tener una idea aproximada del comportamiento que el agua tendría en el suelo.

4.2. Calidad química del suelo

Los cambios en las propiedades químicas del suelo, debidos al riego por 15 a 20 años con agua clara de relave, se evaluaron comparando las propiedades de los suelos RACR y SIN RIEGO, donde el suelo RACR representa el resultado del riego con agua clara de relave durante un período prolongado de tiempo, con la salvedad de aquellos cambios que pudieran explicarse por la perturbación física inherente al manejo agrícola del suelo.

² Ruz, Natalia.(2001). Ingeniero Civil Químico, Universidad de Chile. Conversación personal.

4.2.1. Materia Orgánica (MO)

El análisis estadístico del contenido de materia orgánica (MO) mostró interacción entre el tipo de suelo y la profundidad de muestreo. La principal fuente de variación correspondió al factor profundidad, con un 96,6% de la suma de cuadrados.

El contenido de MO fue mayor en suelo SIN RIEGO que en el suelo RACR solamente en la primera profundidad, en las siguientes profundidades no se observaron diferencias significativas entre ambos suelos (Cuadro 9).

Cuadro 9. Contenido de materia orgánica (MO) en suelos RACR y SIN RIEGO.

Profundidad ----- cm -----	MO	
	RACR ¹	SIN RIEGO ²
0 - 30	18,7 Ab	23,0 Aa
30 - 60	8,0 Ba	7,3 Ba
60 - 90	4,0 Ca	3,7 Ca
90 - 120	4,0 Ca	4,0 Ca
LSD (5%)	1,649	
CV	10,37%	

¹ Suelo regado con agua clara de relave durante 15 a 20 años; ² Suelo sin riego bajo pradera natural durante 15 a 20 años. Mayúsculas indican diferencias significativas en profundidad de un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual profundidad.

De acuerdo con Fassbender y Bornemisza (1987), en la primera estrata del suelo RACR existe un “muy bajo” contenido de MO y en la primera estrata del suelo SIN RIEGO, un “bajo” contenido (Anexo 1, Cuadro 1.1). El contenido de MO del suelo es de vital importancia para proveer de energía, sustratos y de la biodiversidad necesaria para sostener numerosas funciones del suelo. En el contexto de la calidad del suelo, se reconoce a la MO del suelo como un importante atributo en su evaluación ya que su mantención e incremento otorga beneficios sobre algunas propiedades físicas y químicas del suelo (Doran y Parkin, 1994; Galantini y Rosell, 2006 y Alvarado, 2008).

El menor contenido de MO del suelo RACR se explica debido al sistema agrícola al cual ha estado sometido durante 15 a 20 años, con repetidas cosechas y sin considerar

una debida incorporación de rastrojos al suelo. Además, el laboreo del suelo, acelera la descomposición de la materia orgánica con su consecuente disminución (Loomis y Connor, 2002).

4.2.2. pH

El análisis estadístico del pH mostró interacción entre los factores tipo de suelo y profundidad de muestreo. La fuente de variación más relevante correspondió al tipo de suelo, con un 79% de la suma de cuadrados. El pH del suelo RACR fue menor que el pH del suelo SIN RIEGO en todas las profundidades analizadas (Cuadro 10). El pH del suelo RACR tuvo el valor más bajo en la profundidad 0 – 30 cm y el más alto en la profundidad 30 -60 cm. En cambio, el mayor pH del suelo SIN RIEGO se observó en la profundidad 0-30 cm, disminuyendo hacia las estratas más profundas.

Cuadro 10. Valores de pH en suelos RACR y SIN RIEGO.

Profundidad ----- cm -----	pH	
	RACR ¹	SIN RIEGO ²
0 - 30	5,33 Db	6,39 Aa
30 - 60	5,58 Ab	6,29 Ba
60 - 90	5,52 Bb	5,99 Ca
90 - 120	5,46 Cb	5,85 Da
LSD (5%)	0,055	
CV	0,43%	

¹ Suelo regado con agua clara de relave durante 15 a 20 años; ² Suelo sin riego bajo pradera natural durante 15 a 20 años. Mayúsculas indican diferencias significativas en profundidad de un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual profundidad.

De acuerdo al estándar de interpretación de análisis de suelos de INIA (2010), la primera estrata del suelo RACR corresponde a un suelo de pH “fuertemente ácido” y la primera estrata del suelo SIN RIEGO corresponde a un suelo de pH “ligeramente ácido” (Anexo 1, Cuadro 1.2).

El cambio de pH del suelo RACR en relación al suelo SIN RIEGO podría atribuirse en parte, al manejo agrícola al cual ha estado sometido el suelo RACR durante 15 a 20

años ya que de acuerdo con Rengel (2003), un sistema agrícola puede dar lugar en el largo plazo a un descenso del pH del suelo.

Entre las actividades humanas que acidifican el suelo destaca la agricultura altamente extractiva, laboreo intensivo y el uso de fertilizantes amoniacales, y entre los procesos naturales, se puede mencionar que la descomposición de materia orgánica genera ácidos orgánicos y anhídrido carbónico que acidifican el suelo; las plantas que fijan nitrógeno, también lo hacen (Campillo y Sadzawka, 2006). También es posible que la concentración de sales del suelo RACR esté incidiendo en su pH, al respecto, Fassbender y Bornemisza (1987) y Bonhn *et al.* (2001) indican que el aumento de la concentración de sales de la solución suelo se traduce en una reducción del pH.

En el contexto de la calidad del suelo, el monitoreo del pH se utiliza como indicador de la disponibilidad de macro y micronutrientes y metales. La reacción del suelo condiciona en forma decisiva la vida de los microorganismos y los importantes procesos en que ellos intervienen y también la mayor o menor disponibilidad de muchos elementos químicos que son esenciales para las plantas, y otros que a determinadas concentraciones podrían resultar tóxicos y producir alteraciones (Navarro y Navarro, 2003). Desde el punto de vista de la disponibilidad del Mo, el descenso del pH podría considerarse positivo, dado que la disponibilidad de Mo decrece con la disminución del pH, sin embargo, también se deben considerar las limitantes que un bajo pH impone a la productividad de los cultivos, a la actividad biológica del suelo y a su posible efecto en el aumento de la disponibilidad de otros metales no evaluados en el presente estudio.

4.2.3. Capacidad de intercambio catiónico (CIC)

Al analizar estadísticamente la capacidad de intercambio catiónico (CIC) se observó interacción entre el tipo de suelo y la profundidad de muestreo. La principal fuente de variación correspondió al factor profundidad, con un 43,1% de la suma de cuadrados. La interacción entre factores representó un 31,7% de la variación.

No se observó diferencias entre la CIC del suelo RACR y la CIC del suelo SIN RIEGO en las dos primeras profundidades. En cambio, en las profundidades 60-90 y 90-120 cm, la CIC del suelo RACR es mayor que la CIC del suelo SIN RIEGO (Cuadro 11).

Cuadro 11. Capacidad de intercambio catiónico (CIC) de los suelos RACR y SIN RIEGO.

Profundidad ----- cm -----	CIC pH 7,0	
	RACR ¹ -----	SIN RIEGO ² -----
	cmol (+) kg ⁻¹	
0 - 30	13,9 Aa	14,0 Aa
30 - 60	12,4 Ba	12,8 Ba
60 - 90	14,0 Aa	11,9 Cb
90 - 120	14,3 Aa	13,4 ABb
LSD (5%)	0,711	
CV	3,06%	

¹ Suelo regado con agua clara de relave durante 15 a 20 años; ² Suelo sin riego bajo pradera natural durante 15 a 20 años. Mayúsculas indican diferencias significativas en profundidad de un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual profundidad.

La menor CIC del suelo RACR se observó en la profundidad 30 – 60 cm, en cambio la menor CIC del suelo SIN RIEGO se observó en la profundidad 60 -90 cm. Sin embargo, aún cuando estadísticamente son diferentes, las diferencias observadas no son relevantes.

De acuerdo al estándar de interpretación de INIA (2010), ambos suelos presentan una CIC normal, ya que se encuentran entre 11 y 19 cmol(+) kg^{-1} (Anexo 1, Cuadro 1.2).

En el contexto de calidad de suelo, la CIC de los suelos tiene relación con la fertilidad y el potencial productivo de los suelos.

4.2.4. Salinidad

4.2.4.1. Conductividad eléctrica (CE)

Al evaluar la CE del extracto de saturación, se observó interacción entre el tipo de suelo y la profundidad de muestreo. La fuente de variación más relevante correspondió al tipo de suelo, con un 90% de la suma de cuadrados.

La CE fue menor en el suelo SIN RIEGO que en el suelo RACR en todas las profundidades evaluadas (Cuadro 12).

Cuadro 12. Conductividad eléctrica (CE) en suelos RACR y SIN RIEGO.

Profundidad ----- cm -----	CE	
	RACR ¹ -----	SIN RIEGO ² -----
0 – 30	3,5 Aa	0,8 Bb
30 - 60	2,9 Ba	0,6 Cb
60 – 90	2,7 Ca	0,8 BCb
90 – 120	2,6 Ca	1,5 Ab
LSD (5%)	0,197	
CV	5,86%	

¹ Suelo regado con agua clara de relave durante 15 a 20 años; ² Suelo sin riego bajo pradera natural durante 15 a 20 años. Mayúsculas indican diferencias significativas en profundidad de un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual profundidad.

La mayor CE del suelo RACR se observó en la profundidad 0-30 cm, mientras que la mayor CE del suelo SIN RIEGO se observó en la profundidad 90 – 120 cm. Esto se explica porque el suelo SIN RIEGO se ha mantenido con pradera natural y sin riego durante 15 a 20 años, en donde el movimiento descendente de las sales se debe al efecto de lavado que provocan las precipitaciones invernales, en cambio el suelo RACR ha recibido durante 15 a 20 años una carga importante de sales provenientes del agua de riego.

Se debe señalar que la diferente tendencia de la CE en el perfil del suelo RACR en relación al suelo SIN RIEGO, puede atribuirse en parte, a la época de muestreo que corresponde al final del período de riego y previo al inicio de las precipitaciones. También es posible que la diferencia se deba a las distintas especies de sales presentes y a su distinta solubilidad.

Por otra parte, Villafañe y Guarisma (1998), señalan que aun cuando un perfil de suelo sea fisicoquímicamente homogéneo, la situación salina cambia en profundidad, ya que por cada sección delgada de suelo va percolando una lámina diferente de agua y en consecuencia el equilibrio que se logra es diferente.

De acuerdo al estándar de interpretación de análisis del extracto de saturación de suelo de INIA (2010), la CE del suelo SIN RIEGO en sus tres primeras estratas se encuentra en el rango considerado “bajo” y en la estrata 90-120 cm se encuentra en un

nivel "normal". En cambio la CE del suelo RACR se considera "alta" en todas las profundidades analizadas (Anexo 1 Cuadro 1.3). De acuerdo a Sierra, *et al.* (2001) y a la clasificación de suelos afectados por sales de INIA (2010), el suelo RACR en su primera estrata, se considera ligeramente salino, manifestando un cambio debido al riego con agua clara de relave, en relación al suelo SIN RIEGO (Anexo 2 Cuadro 2.1).

Cabe destacar que según Sadzawka (1999), la salinidad medida en el extracto de saturación no corresponde a la real de la solución del suelo, correspondiendo aproximadamente la mitad de la conductividad de la solución del suelo a capacidad de campo y casi la cuarta parte de la conductividad que tendría la solución del suelo en el punto de marchitez permanente.

En relación a la calidad del suelo, la salinidad impone límites a la actividad microbiológica del suelo, al crecimiento de las plantas y restringe los rendimientos en la producción agrícola. De acuerdo a Ayers y Westcott (1994), el nivel de salinidad del suelo RACR limita la gama de especies factibles de cultivar sin pérdidas de rendimiento, evidenciando un deterioro de la función productiva del suelo.

De acuerdo con Avellaneda, *et al.* (s.a.) el criterio de la CE para evaluar el efecto perjudicial del agua se justifica en el caso de que las sales existentes sean, por su naturaleza o concentración, capaces de aumentar su conductividad eléctrica en forma proporcional a la concentración que sufre el agua de riego en el suelo, debido a que la peligrosidad salina en última instancia, corresponde al riesgo de aumento de la succión osmótica, la que está relacionada con la CE. Sin embargo, es lógico suponer que a igualdad de CE inicial, será menos peligrosa aquella agua que contenga sales de limitada solubilidad en concentración tal que, parte de ellas precipiten durante la forzosa concentración que sufrirán en el suelo.

Por otra parte, cabe destacar que la gravedad de los efectos osmóticos es variable de acuerdo a las especies y su fase de crecimiento y en algunos casos, podría pasar inadvertido a causa de una declinación uniforme de los rendimientos (George, 2004). De acuerdo al contenido salino indicado por la CE, varios cultivos y frutales presentarían restricciones para su establecimiento y producción, por ejemplo, frejol, frutilla, zanahoria,

lechuga, papa, maíz, alfalfa, cerezo, limonero, duraznero y vid, entre otros (Sierra, *et al.*, 2001).

Para recuperar suelos afectados por sales existen métodos y técnicas de lavado posibles de implementar. Sin embargo y de acuerdo a Pla, (1998) generalmente se presentan dificultades derivadas de la escasez de agua de buena calidad para el lavado, o de problemas potenciales de contaminación de otras aguas superficiales o subterráneas, por lo que resultaría más conveniente, cuando aún es posible, preestablecer con modelos predictivos adecuados, cuáles serían las mejores alternativas de manejo del agua de riego y drenaje para evitar y controlar los problemas de salinización en cada combinación particular, actual o hipotética, de clima, suelo y agua de riego disponible.

4.2.4.2. Contenido de SO_4^{2-} soluble

El análisis estadístico del contenido de SO_4^{2-} soluble mostró efectos significativos del tipo de suelo y de la profundidad. La principal fuente de variación correspondió al suelo, con un 89,2% de la suma de cuadrados. La profundidad representó solamente un 9,4% de la variabilidad de los datos.

El contenido de SO_4^{2-} soluble fue mayor en el suelo RACR que en el suelo SIN RIEGO en todas las profundidades evaluadas. En ambos suelos, el mayor contenido de SO_4^{2-} se encontró en la profundidad 90-120 cm (Figura 22).

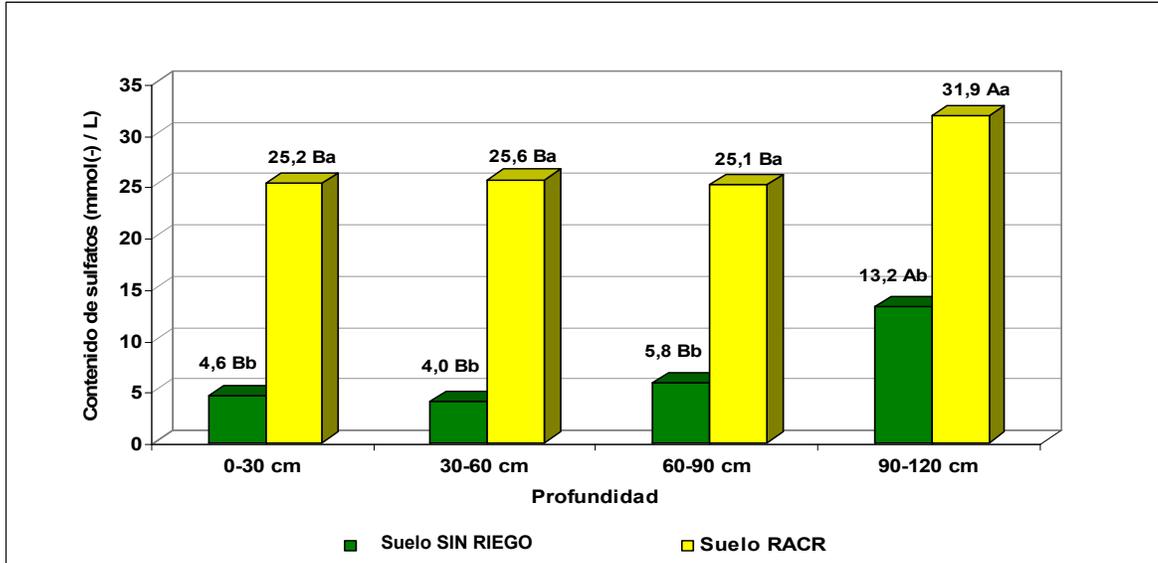


Figura 22. Contenido de SO_4^{2-} soluble en suelos SIN RIEGO (pradera natural sin riego) y RACR (regado con agua clara de relave). Mayúsculas indican diferencia ($p < 0,05$) en profundidad de un mismo suelo, minúsculas indican diferencia entre suelos a una misma profundidad.

De acuerdo al estándar de interpretación de INIA (2010), el suelo SIN RIEGO tiene un “bajo” contenido de SO_4^{2-} soluble en las tres primeras estratas y un contenido “normal” en la profundidad 90-120 cm. En cambio el suelo RACR presenta un “alto” contenido de SO_4^{2-} ($> 20 \text{ mmol}(-) \text{ L}^{-1}$) en todas las profundidades analizadas (Anexo 1, Cuadro 1.3), corroborando que el riego con agua clara de relave afecta la calidad química del suelo.

Según los resultados de los análisis químicos de agua y la aplicación del modelo de Villafañe y Guarisma (1998), el sulfato de calcio sería hipotéticamente un componente importante del agua clara de relave y posiblemente, del suelo RACR. Esta sal es considerada de baja solubilidad por lo que es bastante inocua para las plantas; el S y el Ca no producen toxicidad, sino más bien podrían producir desbalances nutricionales (Sierra, *et al.*, 2001). En cuanto a su efecto osmótico, no es tan intenso como el producido por otras sales como el cloruro de sodio (muy soluble), esto se traduce en que una salinidad media no sería tan perjudicial del rendimiento, si se compara con estándares de salinidad de campo y con estudios realizados en macetas, en donde normalmente se usa cloruro de sodio para estudiar el efecto salino sobre el crecimiento de las plantas.

Cabe destacar que la relación entre el contenido de SO_4^{2-} y la CE que se observó en el análisis temporal del agua clara de relave (Figura 16) no ocurre en el suelo, en donde la mayor CE del suelo RACR se observó en la primera estrata, con un menor contenido de SO_4^{2-} . Esto podría explicarse por el mayor contenido de iones Cl^- , Na^+ , K^+ y Mg^{2+} en la primera estrata (Cuadros 13, 14 y 15). Al respecto, Avellaneda *et al.* (s.a.) señala que la variación de la CE no es proporcional a la variación de la concentración de las sales y al tipo de sales presentes.

Desde el punto de vista de la calidad del suelo, como atenuador de contaminantes, el mayor contenido de SO_4^{2-} en la estrata más profunda de ambos suelos estaría evidenciando un movimiento descendente de estos iones, poniendo de manifiesto que estos suelos no estarían funcionando como un filtro para el SO_4^{2-} , dado que no impiden su movilización hacia aguas subterráneas. Esto concuerda con los resultados del análisis temporal de la calidad del agua del pozo Barrera (Figura 17)

Por otra parte, según Smith, *et al.* (1997) y Adriano (2001), el contenido de SO_4^{2-} en el suelo podría afectar la absorción de Mo por las plantas, ya que durante este proceso se produce un efecto antagónico entre los aniones SO_4^{2-} y MoO_4^{2-} . Al respecto, Gupta (1997) señala que aplicaciones de S han provocado un efecto antagónico en el contenido de Mo de cultivos como coles de bruselas, soya, tabaco, trébol y hierbas perennes. Sin embargo, en la presente investigación, el alto contenido de SO_4^{2-} del suelo RACR no impidió una alta absorción de Mo por las plantas, probablemente por el alto contenido de Mo.

4.2.4.3. Contenido de Cl^- y HCO_3^- solubles

Al analizar los contenidos de Cl^- y HCO_3^- se observó interacción entre el tipo de suelo y la profundidad evaluada. La principal fuente de variación del contenido de Cl^- correspondió al factor profundidad con un 37,7% de la suma de cuadrados. El factor suelo representó el 24,6% y la interacción entre factores correspondió a un 36,85% de la variabilidad de los datos. La fuente de variación más relevante del contenido de HCO_3^- correspondió a la interacción entre los factores suelo y profundidad, con un 39,7% de la suma de cuadrados. El factor profundidad representó un 39% de la variación y el factor suelo un 19,7%.

El contenido de Cl⁻ del suelo RACR fue mayor que el del suelo SIN RIEGO hasta los 90 cm de profundidad (Cuadro 13).

Cuadro 13. Contenido de Cl⁻ y HCO₃⁻ solubles en suelos RACR y SIN RIEGO.

Profundidad	Cl ⁻		HCO ₃ ⁻	
	RACR ¹	SIN RIEGO ²	RACR	SIN RIEGO
----- cm -----	mmol(-) L ⁻¹ -----			
0 - 30	7,0 Aa	0,9 ABb	0,24 Ab	2,14 Aa
30 - 60	2,3 Ba	0,6 Bb	0,23 Ab	0,41 Ba
60 - 90	1,2 Ca	0,6 Bb	0,23 Ab	0,39 Ba
90 - 120	0,9 Cb	1,2 Aa	0,27 Aa	0,23 Ba
LSD (5%)	0,39		0,164	
CV	12,39%		18,53%	

¹ Suelo regado con agua clara de relave durante 15 a 20 años; ² Suelo sin riego bajo pradera natural durante 15 a 20 años. Mayúsculas indican diferencias significativas en profundidad de un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual profundidad.

El mayor contenido de Cl⁻ del suelo RACR se observó en la profundidad 0 - 30 cm. En cambio, el mayor contenido de Cl⁻ del suelo SIN RIEGO se observó en las profundidades 0 - 30 y 90 -120 cm

En general, contenidos de Cl⁻ inferiores a 10 mmol(-)L⁻¹ en el extracto de saturación pueden considerarse sin problemas (Sierra *et al.*, 2001). Aunque de acuerdo al estándar de interpretación de INIA (2010), el contenido de Cl⁻ del extracto de saturación en la estrata 0-30 cm del suelo RACR se considera “bajo”, al compararlo con el suelo SIN RIEGO, el análisis temporal indica un aumento considerable de Cl⁻ (de 0,9 a 7 mmol(-)L⁻¹).

La diferente distribución en profundidad del Cl⁻ soluble en el suelo RACR y SIN RIEGO, podría estar reflejando una limitación del movimiento de las sales en profundidad ya que de acuerdo a Baccaro *et al.* (2006), el Cl⁻ es un anión que puede moverse libremente hacia las aguas subterráneas, exceptuando suelos de pH ácido con predominio de óxidos de hierro y podría ser adsorbido como consecuencia del desarrollo de cargas positivas.

Por otra parte, también se puede señalar que la composición salina del agua clara de relave permitiría la formación de NaCl, considerando que los iones Cl⁻ y Na⁺ se encuentran

mayoritariamente en la primera estrata de suelo RACR (Cuadros 13 y 14), es posible que estas sales estén aportando al aumento de la CE (Cuadro 12)

El contenido de HCO_3^- en el suelo SIN RIEGO fue mayor que en el suelo RACR en las tres primeras profundidades debido al pH más ácido del suelo RACR (Cuadro 10); en cambio, en los 90-120 cm no se observó diferencias entre ambos suelos por presentar pH's fuertemente a moderadamente ácidos (5,46 y 5,85 respectivamente) No se observó diferencias entre los contenidos de HCO_3^- a distintas profundidades del suelo RACR debido a sus bajos pH's. A diferencia de esto, en el suelo SIN RIEGO se observó un mayor contenido de HCO_3^- a los 0 -30 cm de profundidad; en las siguientes profundidades, los contenidos de HCO_3^- no mostraron diferencias entre si, resultados que se atribuyen a valores de pH más altos (Cuadro 10).

En relación al estándar de interpretación de INIA (2010), todas las estratas analizadas en ambos suelos se encuentran en un nivel "muy bajo" de HCO_3^- ($\leq 2,5 \text{ mmol(-)L}^{-1}$) De acuerdo a Sierra *et al.* (2001), este ión puede afectar una adecuada nutrición de Fe en las plantas, pero contenidos menores a 4 mmol(-)L^{-1} se consideran no restrictivos para la mayoría de las especies.

4.2.4.4. Contenido de Ca^{2+} y Mg^{2+} solubles

El análisis estadístico de los contenidos de Ca^{2+} y Mg^{2+} solubles, mostró interacción entre el tipo de suelo y la profundidad. La principal fuente de variación del contenido de Ca^{2+} , correspondió al tipo de suelo, con un 96,4 % de la suma de cuadrados. En cambio, la fuente más relevante de variación del contenido de Mg^{2+} correspondió a la interacción de los factores suelo y profundidad, con un 53,7% de la suma de cuadrados.

El contenido Ca^{2+} soluble fue mayor en el suelo RACR que en el suelo SIN RIEGO en todas las profundidades evaluadas (Cuadro 14).

Cuadro 14. Contenido de Ca^{2+} y Mg^{2+} solubles en suelos RACR y SIN RIEGO.

Profundidad ----- cm -----	Ca^{2+}		Mg^{2+}	
	RACR ¹	SIN RIEGO ²	RACR	SIN RIEGO
	----- mmol(+) L ⁻¹ -----			
0 - 30	31,6 Aa	5,70 Bb	2,8 Aa	1,2 Bb
30 - 60	30,0 Ba	3,59 Cb	1,5 Ba	0,7 Cb
60 - 90	30,0 Ba	5,38 Bb	1,2 Ca	1,0 Bb
90 - 120	30,1 Ba	11,71 Ab	1,5 Bb	3,6 Aa
LSD (5%)	1,323		0,212	
CV	4,13%		7,16%	

¹ Suelo regado con agua clara de relave durante 15 a 20 años; ² Suelo sin riego bajo pradera natural durante 15 a 20 años. Mayúsculas indican diferencias significativas en profundidad de un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual profundidad.

El mayor contenido de Ca^{2+} soluble del suelo RACR se observó en la profundidad 0 – 30 cm, en cambio, el mayor contenido de Ca^{2+} soluble del suelo SIN RIEGO se observó en la profundidad 90 – 120 cm.

De acuerdo al estándar de interpretación de INIA (2010), el suelo SIN RIEGO tiene un nivel “muy bajo” de Ca^{2+} soluble ($< 10 \text{ mmol(+) L}^{-1}$) en las tres primeras estratas analizadas y un nivel “bajo” en la estrata 90-120 cm. En cambio el suelo RACR presenta un nivel “muy alto” ($\geq 25 \text{ mmol(+) L}^{-1}$) en todas las estratas analizadas, evidenciando el aporte del agua clara de relave, el cual, como se señaló anteriormente, formaría hipotéticamente sulfato de calcio y pequeñas cantidades de $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$

El contenido de Mg^{2+} soluble del suelo RACR fue mayor que el del suelo SIN RIEGO en todas las profundidades evaluadas con excepción de la profundidad 90 – 120 cm, donde el contenido de Mg^{2+} soluble fue mayor en el suelo SIN RIEGO. El mayor contenido de Mg^{2+} soluble del suelo RACR se observó en la profundidad 0 – 30 cm y el mayor contenido de Mg^{2+} soluble del suelo SIN RIEGO se observó en la profundidad 90 – 120 cm (Cuadro 13). De acuerdo al análisis del extracto de saturación y los estándares de interpretación de INIA (2010) ambos suelos se encuentran en un nivel “muy bajo” de Mg^{2+} soluble ($\leq 7,0 \text{ mmol(+) L}^{-1}$). Cabe señalar que de acuerdo al análisis del agua clara de relave, existe la posibilidad de que se forme MgSO_4

4.2.4.5 Contenido de Na⁺ y K⁺ solubles

El análisis estadístico de los contenidos de Na⁺ y K⁺ solubles, mostró interacción entre el tipo de suelo y la profundidad. La principal fuente de variación de los contenidos de Na⁺ y K⁺ solubles correspondió al tipo de suelo, con un 62,2 y un 40,1% de la suma de cuadrados, respectivamente. El factor profundidad representó el 14,7 % de la variación del contenido de Na⁺ soluble y el 39,9% de la variación del contenido de K⁺ soluble.

El contenido de Na⁺ soluble del suelo RACR fue mayor que en el suelo SIN RIEGO en todas las profundidades, sin embargo, el mayor contenido de Na⁺ soluble del suelo RACR se encontró en la profundidad 0 – 30 cm y el mayor contenido de Na⁺ del suelo SIN RIEGO se observó en la profundidad 90 – 120 cm (Cuadro 15).

Cuadro 15. Contenido de Na⁺ y K⁺ solubles en suelos RACR y SIN RIEGO.

Profundidad ----- cm -----	Na ⁺		K ⁺	
	RACR ¹	SIN RIEGO ²	RACR	SIN RIEGO
	----- mmol(+) L ⁻¹ -----			
0 - 30	10,2 Aa	0,9 Bb	2,4 Aa	0,7 Ab
30 - 60	5,6 Ba	0,9 Bb	1,2 Ba	0,5 Bb
60 - 90	4,1 Ca	1,2 Bb	0,9 Ca	0,4 Bb
90 - 120	3,9 Ca	2,0 Ab	0,6 Da	0,2 Cb
LSD (5%)	0,51		0,19	
CV	8,14%		12,93%	

¹ Suelo regado con agua clara de relave durante 15 a 20 años; ² Suelo bajo pradera natural sin riego durante 15 a 20 años. Mayúsculas indican diferencias significativas en profundidad de un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual profundidad.

De acuerdo al estándar de interpretación de INIA (2010) el contenido de Na⁺ soluble del suelo RACR, se considera “normal” en la primera estrata y se considera “bajo” en las siguientes profundidades. En cambio, el contenido de Na⁺ soluble del suelo SIN RIEGO es “muy bajo” en todas las profundidades evaluadas, evidenciando que el riego con agua clara de relave ha realizado aportes de Na⁺ al suelo.

Como se indicó anteriormente, la composición salina del agua clara de relave permitiría la formación de NaCl y Na₂SO₄ y considerando que ion Na⁺ se encuentra

mayoritariamente en la primera estrata de suelo RACR (Cuadros 13 y 14), es posible que estas sales estén aportando al aumento de la CE (Cuadro 12).

El contenido de K^+ soluble del suelo RACR fue mayor que el del suelo SIN RIEGO en todas las profundidades evaluadas. Ambos suelos presentaron el mayor contenido en la profundidad 0 -30 cm y el menor contenido en la profundidad 90-120 cm.

De acuerdo al estándar de interpretación de INIA (2010), el contenido de K^+ soluble del suelo RACR es “normal” en la primera estrata, “bajo” en la segunda estrata y “muy bajo” en las dos últimas profundidades. En cambio el contenido de K^+ soluble del suelo SIN RIEGO, es “muy bajo” en todas las profundidades analizadas.

Cabe señalar que de acuerdo a Navarro y Navarro (2003), la cantidad de K^+ en la solución del suelo es siempre baja y se encuentra en equilibrio con el potasio intercambiable (mucho más abundante), que restablece la concentración en la solución. El aporte de potasio al suelo produce cambios en su dinámica, la que dependerá del tipo de arcillas predominantes.

4.2.4.6. Razón de adsorción de sodio y porcentajes de saturación de sodio

Al analizar estadísticamente la RAS y el PSI se observó interacción entre el tipo de suelo y la profundidad de muestreo. La principal fuente de variación de la RAS correspondió al factor suelo con un 50% de la suma de cuadrados. La interacción entre factores representó un 31,6% de la variabilidad de los datos. En cambio, la variación del PSI se debió en igual proporción al tipo de suelo y a la interacción entre factores (36,5% de la suma de cuadrados). La RAS del suelo RACR fue mayor que la del suelo SIN RIEGO en todas las profundidades evaluadas (Cuadro 16).

Cuadro 16. Razón de adsorción de sodio (RAS) y porcentajes de saturación de sodio (PSI) en suelos RACR y SIN RIEGO.

Profundidad ----- cm -----	RAS		PSI	
	RACR ¹	SIN RIEGO ²	RACR	SIN RIEGO
0 - 30	2,47 Aa	0,49 Bb	2,3 Aa	0,2 ³ Ab
30 - 60	1,40 Ba	0,62 Ab	0,8 Ba	0,2 Ab
60 - 90	1,05 Ca	0,67 Ab	0,3 Ca	0,2 Aa
90 - 120	0,99 Ca	0,72 Ab	0,2 Ca	0,2 Aa
LSD (5%)	0,110		0,145	
CV	6,02%		14,54%	

¹ Suelo regado con agua clara de relave durante 15 a 20 años; ² Suelo sin riego bajo pradera natural durante 15 a 20 años. ³El valor informado por laboratorio es < 0,2. Mayúsculas indican diferencias significativas en profundidad de un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual profundidad.

Sin embargo, aún cuando estadísticamente son diferentes, las diferencias observadas no son relevantes, dado que una RAS entre 2 y 4 se considera normal.

El PSI del suelo RACR fue mayor que el PSI del suelo SIN RIEGO solamente en las dos primeras profundidades. En cambio, bajo los 60 cm no se observó diferencias entre ambos suelos. El PSI del suelo SIN RIEGO no muestra diferencias entre profundidades. En cambio, en el suelo RACR se observó mayor PSI en las dos primeras profundidades. Cabe señalar que los suelos con PSI <15 y CE < 4 son considerados normales y que de acuerdo a la clasificación de suelos afectados por sales de INIA (2010), una RAS en el extracto de saturación entre 2 y 4 es “normal”.

Desde el análisis de salinidad se debe destacar que aunque se han desarrollado modelos teóricamente muy precisos para predecir los cambios de composición y concentración iónica de la solución del suelo, estos se encuentran sujetos en las influencias de procesos cambiantes muy difíciles de prever y precisar en la mayoría de los casos. Otros modelos basados en correlaciones empíricas sólo son aplicables a situaciones y condiciones muy particulares (Pla, 1998). Por estas razones sería recomendable conducir esfuerzos para desarrollar un modelo sitio-específico que permita determinar bajo qué condiciones y en qué niveles se favorece la precipitación o disolución en el suelo bajo estudio, de las sales de solubilidad limitada presentes en el agua clara de relave. La consideración y cuantificación de las posibilidades de precipitación y disolución de las sales de solubilidad limitada presentes en el suelo y las aguas de riego es muy importante, e inclu-

so decisiva, para una predicción adecuada de los problemas de salinización de los suelos bajo riego, y de los niveles de contaminación con sales de las aguas de drenaje efluentes.

4.2.5. Macronutrientes disponibles N, P y K

Al analizar estadísticamente los contenidos de N, P y K disponibles, se encontró interacción entre el tipo de suelo y la profundidad evaluada. La fuente de variación más importante en los contenidos de N, P y K correspondió al factor profundidad, con más de un 50% de la suma de cuadrados. En cambio, el tipo de suelo constituyó solamente un 22,2% de la variación del contenido de N, un 35,4% de la variación del contenido de P y un 19,4% de la variación del contenido de K.

El contenido de N disponible fue mayor en el suelo RACR que en el suelo SIN RIEGO en las profundidades 0-30 y 30-60 cm. En las profundidades 60-90 y 90-120 cm, no se observaron diferencias entre ambos suelos (Cuadro 17).

Cuadro 17. Contenido de N, P y K disponibles en suelos RACR y SIN RIEGO.

Profundidad	N		P		K	
	RACR ¹	SIN RIEGO ²	RACR	SIN RIEGO	RACR	SIN RIEGO
----- cm -----	----- mg kg ⁻¹ -----					
0 – 30	30,3 Aa	11,0 Ab	30,0 Ab	32,3 Aa	469,0 Aa	280,7 Ab
30 – 60	14,0 Ba	4,0 Bb	13,3 Cb	29,7 Ba	276,3 Ba	232,7 Bb
60 – 90	7,0 Ca	6,7 Ba	15,0 Bb	27,7 Ca	218,3 Ca	180,3 Cb
90 – 120	6,3 Ca	4,7 Ba	11,7 Db	18,3 Da	191,3 Da	113,3 Db
LSD (5%)	3,838		1,619		15,82	
CV	21,12%		4,20%		3,73%	

¹ Suelo regado con agua clara de relave durante 15 a 20 años; ² Suelo sin riego bajo pradera natural durante 15 a 20 años. Mayúsculas indican diferencias significativas en profundidad de un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual profundidad.

El contenido de P disponible fue mayor en suelo SIN RIEGO que en suelo RACR en todas las profundidades evaluadas. El mayor contenido de P se encontró en la profundidad 0-30 cm de ambos suelos, sin embargo, en el suelo RACR, el contenido de P disminuyó en la profundidad 30-60 cm, mostró un leve aumento en la tercera estrata y finalmente se observó nuevamente una leve disminución en la profundidad 90-120 cm. En cambio, en el suelo SIN RIEGO se observó una disminución gradual del contenido de P en cada

profundidad. Cabe destacar que aunque se observaron diferencias estadísticas en el contenido de P de la primera estrata, ellas no son agrónomicamente relevantes.

El contenido de K disponible fue mayor en el suelo RACR que en suelo SIN RIEGO en todas las profundidades evaluadas (Cuadro 17). El mayor contenido de K disponible, se observó en la primera profundidad de ambos suelos.

De acuerdo al estándar de interpretación de INIA (2010), el contenido de N es “bajo” en la primera estrata del suelo SIN RIEGO y “medio” en la primera estrata del suelo RACR. El contenido de P y K disponibles en la primera estrata de ambos suelos se considera “muy alto”, pero con diferencias importantes en el contenido de K (Anexo 1, Cuadro 1.2).

Dado que en el análisis del agua clara de relave no se incluyó los contenidos de N y P, no es posible atribuir directamente los cambios en estas propiedades del suelo RACR al efecto del riego. Los niveles de N y P observados en el suelo RACR podrían relacionarse a remanentes de fertilización de cultivos anteriores.

En relación al contenido de K disponible, el análisis de agua revela un aporte de K^+ soluble y además, es poco probable que el significativo aumento del contenido de K disponible en el suelo sea originado por fertilizaciones anteriores, de las cuales cabe señalar, no se tiene registro. Para futuras investigaciones se sugiere incluir la determinación de los contenidos de N y P en el agua de riego y registrar en un libro de campo todos los manejos agrícolas que se realicen en la estación experimental.

4.2.6. Micronutrientes Fe, Zn, Mn y Cu extraíbles con DTPA

En el análisis de los contenidos de micronutrientes extraíbles con DTPA, se observó interacción entre el tipo de suelo y la profundidad evaluada. La principal fuente de variación en el contenido de Fe, Zn y Mn correspondió a la profundidad, la cual representó más de un 70% de la variabilidad de los datos. En cambio, en el contenido de Cu, la fuente de variación más relevante fue el tipo de suelo con un 86,9% de la suma de cuadrados.

El Fe-DTPA del suelo RACR disminuyó en profundidad hasta los 90 cm, en cambio, el Fe-DTPA del suelo SIN RIEGO disminuyó solamente hasta los 60 cm de profundidad. No

existen diferencias entre los contenidos de Fe-DTPA de los suelos RACR y SIN RIEGO en la profundidad 0 – 30 cm, sin embargo, en las siguientes profundidades el contenido de Fe-DTPA fue mayor en el suelo SIN RIEGO que en el suelo RACR (Cuadro 18).

Cuadro 18. Contenido de Fe y Zn extraíbles con DTPA en suelos RACR y SIN RIEGO.

Profundidad ----- cm -----	Fe-DTPA		Zn-DTPA	
	RACR ¹	SIN RIEGO ²	RACR	SIN RIEGO
	----- mg kg ⁻¹ -----			
0 – 30	44,2 Aa	44,8 Aa	0,47 Ab	1,03 Aa
30 - 60	24,9 Bb	27,6 Ba	0,25 Bb	0,37 Ba
60 – 90	22,6 Cb	29,0 Ba	0,15 Ca	0,16 Ca
90 – 120	21,8 Cb	27,2 Ba	0,17 Ca	0,16 Ca
LSD (5%)	2,19		0,055	
CV	4,18%		6,50%	

¹ Suelo regado con agua clara de relave durante 15 a 20 años; ² Suelo sin riego bajo pradera natural durante 15 a 20 años. Mayúsculas indican diferencias significativas en profundidad de un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual profundidad.

El Contenido de Zn del suelo RACR fue menor que el contenido de Zn del suelo SIN RIEGO en las profundidades 0 – 30 cm y 30 – 60 cm. En las dos últimas profundidades no se observaron diferencias significativas entre ambos suelos.

De acuerdo al estándar de interpretación de INIA (2010), el contenido de Fe-DTPA en la primera estrata de ambos suelos es “muy alto”; el contenido de Zn-DTPA es “alto” en la primera profundidad del suelo SIN RIEGO y “muy bajo” en la primera profundidad del suelo RACR.

En relación a los contenidos de Cu y Mn extraíbles con DTPA, el suelo RACR tuvo mayores contenidos de ambos elementos que el suelo SIN RIEGO en todas las profundidades evaluadas. En la primera estrata de ambos suelos, se encontró el mayor contenido de Mn y el menor contenido de Cu (Cuadro 19).

Cuadro 19. Contenido de Mn y Cu extraíbles con DTPA en suelos RACR y SIN RIEGO.

Profundidad	Mn-DTPA		Cu-DTPA	
	RACR ¹	SIN RIEGO ²	RACR	SIN RIEGO
----- cm -----	----- mg kg ⁻¹ -----			
0 – 30	13,6 Aa	7,6 Ab	2,73 Ba	1,83 Cb
30 - 60	3,8 Ca	2,8 Cb	2,97 Aa	2,07 ABb
60 – 90	4,1 Ca	2,5 Cb	3,17 Aa	1,90 BCb
90 – 120	6,5 Ba	3,6 Bb	2,97 Aa	2,23 Ab
LSD (5%)	0,351		0,212	
CV	3,65%		5,00%	

¹ Suelo regado con agua clara de relave durante 15 a 20 años; ² Suelo sin riego bajo pradera natural durante 15 a 20 años. Mayúsculas indican diferencias significativas en profundidad de un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual profundidad.

De acuerdo al estándar de interpretación de análisis de suelos de INIA (2010), el nivel de Mn-DTPA en todas las profundidades de ambos suelos es “alto”, pero con diferencias importantes entre ellos. También el contenido de Cu-DTPA en todas las profundidades analizadas de ambos suelos se considera “alto”. Se puede señalar que de acuerdo a CICA (2006), el agua clara de relave contiene Mn en cantidades que promedian 0,1 mg L⁻¹, pero con varios máximos de 0,7 mg L⁻¹ entre 1996 y 1999. El mismo estudio de CICA muestra que entre los años 1994 y 1998 se observaron contenidos de Cu entre 0,01 y 0,03 mg L⁻¹ y en los años 2004 y 2005 algunos máximos de 0,4 mg L⁻¹.

4.2.7. Contenido de Mo total y Mo soluble

Cuando se analizó estadísticamente el contenido de Mo total y Mo soluble se encontró interacción entre el tipo de suelo y la profundidad. Sin embargo, se observó una diferencia en la importancia de las fuentes de variación; para el Mo total la principal fuente de variación correspondió al tipo de suelo, con un 57,2% de la suma de cuadrados y la profundidad sólo representó un 24,6% de la variabilidad de los datos. En cambio, en el contenido de Mo soluble, la profundidad adquiere mayor importancia con un 37,5% de la suma de cuadrados, seguido por el factor suelo con un 33,3% de la variación.

El contenido de Mo total fue significativamente mayor en suelo RACR que en suelo SIN RIEGO en todas las profundidades evaluadas. El contenido de Mo total en el suelo

y la segunda estrata del suelo están saturadas y debido a ello se observa un aumento en la tercera y cuarta estrata.

Al relacionar lo anterior con el concepto de calidad del suelo, cabe destacar que uno de los componentes de su multifuncionalidad es su calidad medioambiental, la que de acuerdo a Astier *et al.* (2002) se refiere a su capacidad para atenuar contaminantes y posibles daños hacia el exterior del sistema. En este caso particular, el suelo RACR ha retenido Mo proveniente del agua de riego, limitando su movimiento hacia aguas subterráneas, pero posiblemente su capacidad de retención ha sido superada en la primera y segunda estrata.

Por otra parte, el contenido de Mo total en el suelo, independientemente de otras propiedades, no es un indicador aceptable para evaluar su disponibilidad para las plantas y por tanto su probabilidad de absorción (Navarro y Navarro, 2003). De acuerdo a Gupta (1997), entre el 88 y 94% del Mo presente en los suelos es considerado no disponible. Las formas disponibles para las plantas son la fracción soluble, presente en la solución suelo y la fracción adsorbida por los coloides. El pH del suelo y otros factores inciden en la solubilidad y por tanto en su absorción por las plantas (Smith, *et al.*, 1997; Reddy *et al.*, 1997; Gupta, 1997; Kabata-Pendias, 2000), por lo que el Mo fitodisponible se relaciona mejor con el contenido de Mo soluble.

La mayor concentración de Mo soluble del suelo RACR, se encuentra en la profundidad 30-60 cm, coincidiendo con un mayor pH y una disminución en el contenido de P-disponible en comparación con las demás estratas analizadas. Estos resultados concuerdan con lo indicado por Marczenko y Lobinski (1991); Smith *et al.* (1997); Reddy *et al.* (1997); Gupta (1997); Kabata-Pendias (2000); Hale *et al.* (2001); O'Connor *et al.* (2001); Adriano (2001); Kaiser *et al.* (2005); Basta *et al.* (2005) y Balík *et al.* (2006), quienes señalan que la adsorción y solubilidad del Mo es altamente dependiente de la acidez del suelo, aumentando la solubilidad con incrementos de pH.

La menor disponibilidad de P en la estrata 30 -60 se puede asociar a una mayor adsorción de fosfatos y por lo tanto, a una competencia por los sitios de adsorción entre los aniones fosfato y molibdato. Al respecto, Fassbender y Bornemisza (1987) señalan que el ión fosfato es más fuertemente retenido por los suelos, por lo que aumenta la disponibilidad

del MoO_4^{2-} . Así mismo, Zhang *et al.* (2006) indican que aplicaciones de H_2PO_4^- pueden aumentar la concentración de Mo en la solución suelo por desplazamiento del MoO_4^{2-} desde la superficie de los coloides al ocupar los sitios de adsorción. Por otra parte, Ribera *et al.* (2010) señalan que con aplicaciones simultáneas de P y Mo pueden producir forrajes con altos contenidos de Mo y bajas relaciones Cu:Mo.

4.2.8. Análisis multivariado de las propiedades químicas de los suelos RACR y SIN RIEGO

Al realizar el análisis de componentes principales (CP), se encontró que los dos primeros componentes (CP1 y CP2) explicaron el 81,3% de la variación de los datos (Figura 23).

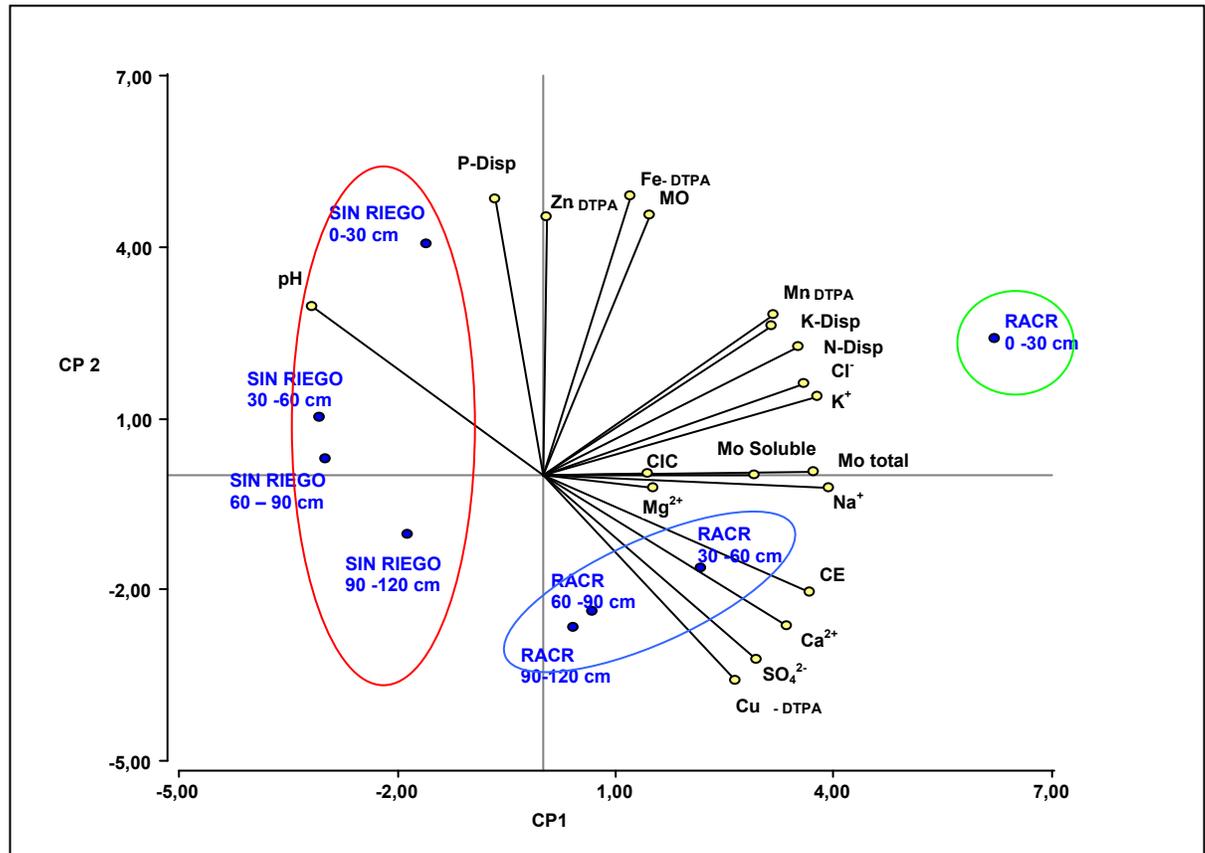


Figura 23. Bi-plot de los componentes principales (CP) 1 y 2 para las propiedades químicas del suelo SIN RIEGO (pradera natural sin riego) y del suelo RACR (rotación de cultivos regado con agua clara de relave), muestreados a profundidades de: 0–30, 30–60, 60–90 y 90–120 cm.

El CP1 explicó el 51,4% de la variabilidad, total donde las variables con más peso fueron: Mo total, N y K disponibles, Mn-DTPA; Ca^{2+} , Na^+ , K^+ y Cl^- solubles, pH y CE. El CP2 explicó el 29,9% de la variabilidad; las variables con más peso fueron: MO, P disponible, Fe, Zn y Cu-DTPA y SO_4^{2-} soluble

El CP1 separó el suelo SIN RIEGO del suelo RACR debido a que los mayores contenidos de Mo y cationes solubles se encuentran en el suelo RACR. El CP2 separó a los suelos por profundidad, en ambos suelos la primera profundidad se asoció a mayores contenidos de MO, Fe-DTPA, Zn-DTPA, P y K-disponible. Bajo los 30 cm de profundidad, el suelo RACR se relacionó a mayor CE y mayores contenidos de SO_4^{2-} soluble, Cu-DTPA y Ca^{2+} soluble. Además, se puede apreciar que el pH se correlacionó negativamente con Mo soluble y que la CE se correlacionó positivamente con el contenido de SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Na^+ , K^+ y Cl^- solubles. Las profundidades 30-60, 60-90 y 90 120 cm del suelo RACR se asociaron a menor pH, mayor CE, mayores contenidos de SO_4^{2-} , Ca^+ y Cu-DTPA. En cambio, la primera profundidad del suelo RACR se relacionó a mayor contenido de Mo total, K^+ y Cl^- solubles, N y K disponibles y Mn-DTPA.

4.2.9. Composición de la solución suelo

4.2.9.1. Solución suelo bajo cultivo de ballica

La concentración de Mo de la solución suelo bajo cultivo de ballica mostró interacción entre el tipo de suelo (RACR1-ballica y RAPB-ballica) y la profundidad de muestreo (50 y 100 cm). La principal fuente de variación correspondió a la profundidad, con un 81,4% de la suma de cuadrados.

La concentración de Mo en la solución suelo bajo ballica fue mayor a 50 cm que a 100 cm de profundidad en los dos suelos evaluados. Sin embargo, en la solución del suelo RACR1-ballica la concentración de Mo fue mayor que en la solución del suelo RAPB-ballica solamente en la primera profundidad evaluada; en la segunda profundidad de muestreo no se encontraron diferencias entre suelos (Cuadro 21).

Cuadro 21. Concentración de Mo de la solución suelo RACR1-ballica y RAPB-ballica.

Profundidad	Mo	
	RACR1-ballica ¹	RAPB-ballica ²
----- cm -----	-----	-----
50	733,5 Aa	397,0 Ab
100	11,48 Ba	52,5 Ba
LSD (5%)	122,18	
CV	20,54%	

¹ Suelo regado con agua clara de relave bajo cultivo de ballica; ² Suelo regado con agua del pozo barrera bajo cultivo de ballica. Mayúsculas indican diferencias significativas en profundidad de un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual profundidad.

En cuanto a la concentración de SO_4^{2-} y la CE de la solución suelo bajo ballica, se observó que la principal fuente de variación correspondió al tipo de suelo, con un 97 y un 91,5% de la suma de cuadrados respectivamente. En ambas propiedades no se observó diferencias debidas al factor profundidad.

La concentración de SO_4^{2-} y la CE de la solución suelo fueron mayores en el suelo RACR1-ballica que en el suelo RAPB-ballica (Cuadro 22).

Cuadro 22. Concentración de SO_4^{2-} y CE de la solución suelo RACR1-ballica y RAPB-ballica.

Suelo	SO_4^{2-}	CE
	----- mmol(-) L ⁻¹ -----	----- dS m ⁻¹ -----
RACR1-ballica ¹	37,8 A	3,3 A
RAPB-ballica ²	11,1 B	1,2 B
LSD (5%)	2,88	0,42
CV	8,39%	13,26%

¹ Suelo regado con agua clara de relave bajo cultivo de ballica; ² Suelo regado con agua del pozo Barrera bajo cultivo de ballica. Mayúsculas indican diferencias significativas.

4.2.9.2. Solución suelo bajo cultivo de trébol

El análisis estadístico de la concentración de Mo de la solución suelo bajo cultivo de trébol, mostró interacción entre el tipo de suelo y la profundidad de muestreo. La principal fuente de variación correspondió al tipo de suelo con un 45,5% de la suma de cuadrados.

La concentración de Mo de la solución suelo fue mayor a 50 cm de profundidad que a 100 cm solamente en el suelo RACR1. A 50 cm de profundidad, la solución del suelo RACR1-trébol tuvo mayor concentración de Mo que la solución del suelo RAPB-trébol y a 100 cm de profundidad, las diferencias no fueron estadísticamente significativas (Cuadro 23).

Cuadro 23. Concentración de Mo de la solución suelo RACR1-trébol y RAPB-trébol.

Profundidad	Mo	
	RACR1-trébol ¹	RAPB-trébol ²
----- cm -----	----- $\mu\text{g L}^{-1}$ -----	
50	82,40 Aa	3,42 Ab
100	14,60 Ba	1,89 Aa
LSD (5%)	20,37	
CV	39,98%	

¹ Suelo regado con agua clara de relave bajo cultivo de trébol; ² Suelo regado con agua del pozo Barrera bajo cultivo de trébol. Mayúsculas indican diferencias significativas en profundidad de un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual profundidad.

La concentración de Mo en la solución bajo cultivo de trébol fue menor que bajo cultivo de ballica, posiblemente debido a la mayor absorción por las plantas de trébol, ya que el requerimiento de Mo es mayor en leguminosas que en gramíneas (Sharma y Chatterjee, 1997; Gupta, 1997; Kabata – Pendias, 2000; Adriano, 2001; Navarro y Navarro, 2003; Kaiser *et al.*, 2005).

En cuanto a la concentración de SO_4^{2-} y la CE, se observó interacción entre el tipo de suelo y la profundidad. En ambas variables, la principal fuente de variación correspondió al tipo de suelo, con un 41,3 y un 65,8% de la suma de cuadrados, respectivamente.

La concentración de SO_4^{2-} y la CE de la solución suelo bajo cultivo de trébol fue mayor en el suelo RACR1 que en el suelo RAPB solamente a 50 cm de profundidad; a 100 cm no se observaron diferencias (Cuadro 24).

Cuadro 24. Concentración de SO_4^{2-} y CE de la solución suelo RACR1-trébol y RAPB-trébol.

Profundidad	SO_4^{2-}		CE	
	RACR1 ¹	RAPB ²	RACR1	RAPB
----- cm -----	----- mmol(-) L ⁻¹ -----		----- dS m ⁻¹ -----	
50	44,3 Aa	14,5 Bb	3,9 Aa	1,5 Bb
100	38,1 Aa	37,7 Aa	4,4 Aa	2,7 Aa
LSD (5%)	8,542		0,840	
CV	12,74%		14,60%	

¹ Suelo regado con agua clara de relave bajo cultivo de trébol; ² Suelo regado con agua del pozo Barrera bajo cultivo de trébol. Mayúsculas indican diferencias significativas en profundidad de un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual profundidad.

Al comparar la concentración de SO_4^{2-} y la CE de la solución del suelo RACR1-trébol a distintas profundidades, no se observó diferencias, en cambio, al comparar a distintas profundidades del suelo RAPB-trébol, se observó menor concentración de SO_4^{2-} y menor CE a los 50 cm que a los 100 cm de profundidad

4.3. Calidad biológica del suelo

4.3.1. Rendimiento de ballica y trébol

El análisis estadístico del rendimiento de ballica mostró efectos significativos del factor suelo (RACR1 y RAPB) y del número de corte (C1, C2 y C3), donde la principal fuente de variación correspondió al factor número del corte, con un 67,1% de la suma de cuadrados. El factor suelo representó un 30,1% de la variación.

La Figura 24 muestra el rendimiento del ensayo de ballica, se observa que la MSA del tratamiento RAPB fue significativamente mayor que la del RACR1 y que la MSA cosechada en el primer corte fue significativamente menor que la cosechada en el segundo y en el tercer corte.

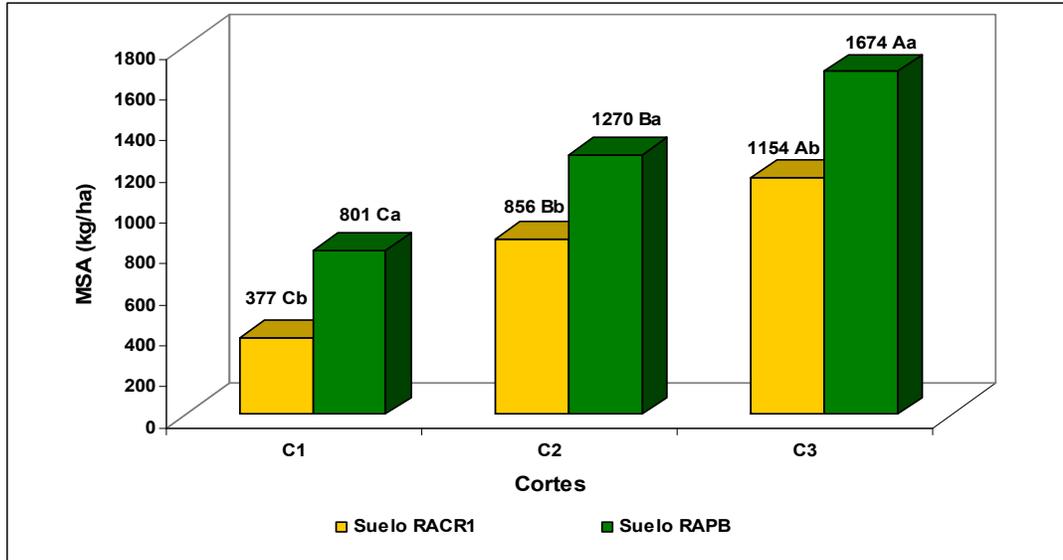


Figura 24. Rendimiento de tres cortes de ballica regada con agua clara de relave (RACR1) y regada con agua del pozo Barrera (RAPB). Mayúsculas indican diferencias ($p < 0,05$) entre cortes de ballica cultivada en un mismo suelo, minúsculas indican diferencia entre suelos. MSA: materia seca aérea.

El deterioro en la productividad de las plantas de ballica RACR1 no puede atribuirse directamente al contenido de Mo del suelo, ya que varios autores señalan que la mayoría de las plantas no se ven afectadas en su rendimiento ni muestran síntomas visibles de toxicidad con altos niveles de Mo en el suelo (Sharma y Chatterjee, 1997; Kabata-Pendias, 2000 y Navarro y Navarro, 2003).

Dado que la especie ballica (*Lolium perenne* L) es clasificada como medianamente tolerante a la salinidad (Ayers y Westcott, 1994), no se esperaba una disminución de rendimiento por estrés osmótico, sin embargo, la menor productividad puede atribuirse a desbalances nutricionales, lo cual pudo causar además, que las plantas estuvieran más propensas a estrés osmótico (Navarro y Navarro, 2003). Esto se confirma con los resultados de los análisis complementarios de tejido, que señalan que el contenido de Zn en el tejido de ballica RACR1 fue un 40% menor que el contenido del tejido RAPB (Apéndice 2, Cuadro 2.1), coincidiendo con los resultados del análisis de suelo, que indicaron que el nivel de Zn-DTPA de la primera estrata del suelo RACR ($0,47 \text{ mg kg}^{-1}$) es “bajo” y el del suelo SIN RIEGO ($1,03 \text{ mg kg}^{-1}$) es “alto” (Cuadro 17). Por otra parte, Navarro y Navarro (2003) señalan que plantas con alguna deficiencia de Zn presentan en sus hojas altos contenidos de Fe y Mn, condición que se ratificó con los análisis complementarios de teji-

do, donde se observó que el contenido de Mn en la MSA de ballica RACR1 fue un 60% mayor que el contenido de Mn de ballica RAPB y el contenido de Fe en ballica RACR1 fue 118% mayor que en ballica RAPB (Apéndice 2, Cuadros 2.2 y 2.3 respectivamente).

El alto contenido de P-Olsen encontrado en ambos suelos (Cuadro 17), pudo contribuir a potenciar la deficiencia de Zn del suelo RACR, restringiendo su absorción por las plantas RACR1. Según Navarro y Navarro, (2003) existe una correlación positiva entre un alto contenido de P en el suelo y una deficiencia de Zn en las plantas, atribuible a la formación de fosfatos de Zn insolubles y a la inmovilización en la planta por acumulación de P absorbido. Al respecto, Kabata –Pendias (2000) señala que los mecanismos específicos de interacción Zn-P aún no son bien comprendidos, pero generalmente el efecto antagonista del P sobre el Zn es más pronunciado que el efecto del Zn sobre el P. Por otra parte, Kabata –Pendias (2000) señala que un alto contenido de Fe en el suelo puede disminuir la absorción de Zn, condición que también se observó en ambos suelos estudiados (Cuadro 18) y que posiblemente potenció la deficiencia debida al bajo contenido de Zn del suelo RACR.

También se observó que el contenido de Mg en ballica RACR1 es un 33% menor que el contenido de Mg en ballica RAPB (Apéndice 2 Cuadro 2.4). Sin embargo, como se mencionó anteriormente, de acuerdo al análisis del extracto de saturación y los estándares de interpretación de INIA (2010) ambos suelos se encuentran en un nivel muy bajo de Mg ($\leq 7,0 \text{ mmol(+) L}^{-1}$), por lo que se cree que el contenido de Mg del agua del pozo Barrera (Cuadro 7) atenuó la baja disponibilidad del elemento en el suelo RAPB, permitiendo una mayor absorción por esas plantas. Además, los análisis de suelo revelaron un “muy alto” contenido de K disponible en el suelo RACR, en cambio, el contenido de K disponible del suelo SIN RIEGO, aunque también es “muy alto”, es significativamente menor que el del suelo RACR (Cuadro 16). De acuerdo al International Plant Nutrition Institute (IPNI 2010) y Navarro y Navarro, (2003) al aumentar el contenido de K en el medio, se reduce la absorción de Mg y consecuentemente disminuye el contenido de Mg en los tejidos vegetales.

En cuanto al rendimiento del trébol, al analizar estadísticamente los resultados, se observó que la MSA trébol RACR1 fue un 18% menor que la del trébol RAPB (Figura 25).

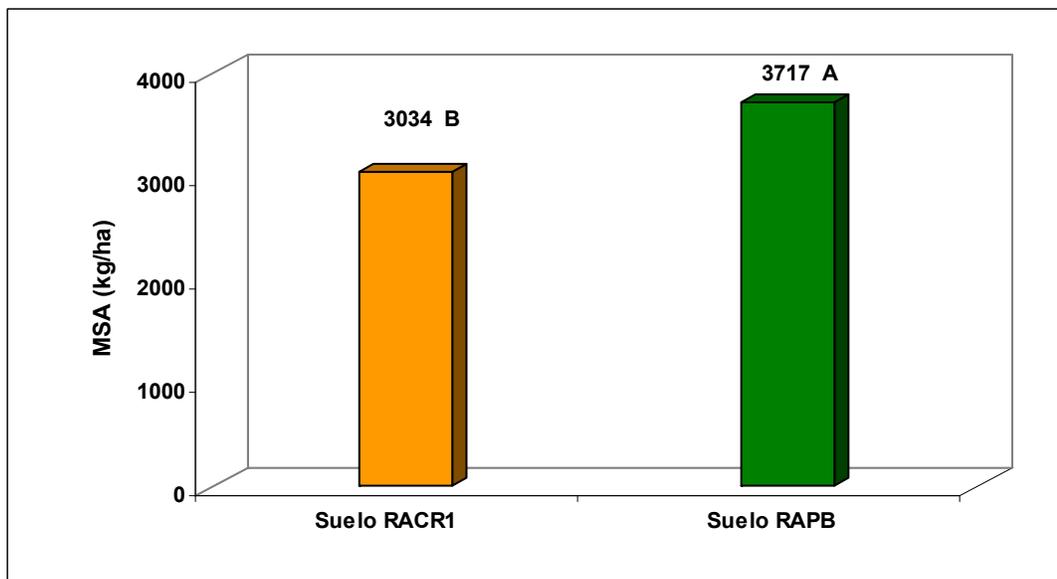


Figura 25. Rendimiento de trébol regado con agua clara de relave (RACR1) y regado con agua del pozo Barrera (RAPB) Mayúsculas indican diferencia significativa ($p < 0,05$). MSA: materia seca aérea.

Al igual que en el caso de la ballica, el deterioro en la productividad de las plantas, aunque menor, no puede atribuirse directamente al contenido de Mo del suelo.

A diferencia de la ballica, la especie trébol (*Trifolium repens* L), corresponde a una especie medianamente sensible a la salinidad, por lo que se esperaba una disminución de rendimiento cercana al 25% (Ayers y Westcott 1994).

Los desbalances nutricionales observados en ballica no se manifestaron en trébol, donde no se detectó diferencias entre los contenidos de Zn, Fe y Mn en los tejidos de las plantas RACR1 y RAPB (Apéndice 2, Cuadros 2.1, 2.2 y 2.3 respectivamente). Contrario a lo que ocurrió en ballica, el bajo contenido de Zn del suelo RACR no se reflejó en una disminución de la concentración de Zn en los tejidos de trébol. Al respecto, Taiz y Zeiger (2010), señalan que distintas especies, incluso similares, muestran diferencias significativas en su eficiencia en el uso de los nutrientes. Esto se debe a diferencias en la velocidad de crecimiento, distribución de raíces, fase de desarrollo, eficiencia en la absorción y utilización de los nutrientes. Ello implicaría que en un determinado lugar, plantas de una especie pueden ser deficientes en algunos nutrientes, mientras que plantas de otra especie o variedad, creciendo en el mismo ambiente, pueden no mostrar evidencias de la defi-

ciencia. Rengel y Graham (1993), también señalan que los genotipos de las plantas varían ampliamente en su tolerancia a suelos deficientes de Zn; de acuerdo a los mismos autores, en la mayoría de los casos esto implicaría una extracción más eficiente de Zn desde el suelo, sin embargo, las comparaciones entre especies deben tratarse con precaución, porque también existen diferencias importantes entre variedades de una misma especie.

4.3.2. Nodulación simbiótica de trébol

Al evaluar el número de nódulos presentes en las raíces principales de las plantas, se observó mayor número de nódulos en las plantas RACR1 que en las RAPB (Cuadro 25).

Cuadro 25. Número de nódulos en trébol de los suelos RACR1 y RAPB.

Suelo	Nódulos en trébol
	--- N°/1,2 L de suelo ---
RACR1 ¹	893 A
RAPB ²	592 B
LSD (5%)	144,9
CV	5,56%

¹ Regado con agua clara de relave; ² Regado con agua del pozo Barrera. Mayúsculas indican diferencias significativas.

El mayor número de nódulos desarrollados en plantas RACR1 no se reflejó en una mayor producción de materia seca y tampoco en un mayor contenido de N. El contenido de N de las plantas de trébol RACR1 no fue diferente al de las plantas RAPB (Apéndice 2, Cuadro 2.5).

De acuerdo a Zahram, (1999) la salinidad puede actuar como factor de estrés afectando directamente el metabolismo de los nódulos. Los estudios desarrollados por Gili *et al.* (2004) indican que la simbiosis puede ser más sensible a la salinidad que las cepas de *Rhizobium*, debido a una falla en alguno de los procesos involucrados en la fijación de nitrógeno y por ello no encontraron una relación entre el número nódulos y la producción de materia seca. Se puede señalar que en este caso, el desarrollo de un mayor número de nódulos representa una ineficiencia, debido al gasto energético de las plantas en la

mantención de los nódulos, sin un aporte significativo en el contenido de N o una mayor producción de materia seca.

4.3.3. Respiración edáfica

La respiración edáfica evaluada a través del CO₂ medido y el CO₂ simulado (C_t) mediante la función $C_t = C_o \cdot (1 - e^{-kt})$ presentó interacción entre el tipo de suelo (RACR1 y RAPB) y la especie cultivada (trébol y ballica). La principal fuente de variación del CO₂ medido y del C_o correspondió al factor especie, con más de un 60% de la suma de cuadrados. En cambio, la principal fuente de variación de C_t estuvo dada por la interacción de los factores, con un 66,9% de la suma de cuadrados. La principal fuente de variación observada en K fue el factor suelo, con más de un 90% de la suma de cuadrados.

La emisión acumulada de CO₂ fue mayor en los suelos bajo cultivo de trébol que bajo cultivo de ballica. Se observó una mayor emisión acumulada de CO₂ en el suelo RACR1-trébol, que en el suelo RAPB-trébol, en cambio, bajo cultivo de ballica, la emisión acumulada de CO₂ fue mayor en el suelo RAPB-ballica que en suelo RACR1-ballica. En el Cuadro 26 se observa que estas relaciones se mantienen para el CO₂ simulado.

Cuadro 26. Valores de CO₂ acumulado en 21 días, medido y simulado en suelos RACR1 y RAPB.

Especie	CO ₂ medido		CO ₂ simulado	
	RACR1 ¹	RAPB ²	RACR1	RAPB
	----- mg C-CO ₂ / 100 g Suelo -----			
Trébol	35,5 Aa	27,3 Ab	35,1 Aa	26,7 Ab
Ballica	19,3 Bb	23,9 Ba	18,6 Bb	23,2 Ba
LSD	1,68		1,65	
CV	3,18%		3,19%	

¹ Regado con agua clara de relave; ² Regado con agua del pozo Barrera; Mayúsculas indican diferencias en un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos e igual especie cultivada.

El carbono potencialmente mineralizable (C_o) fue significativamente mayor en suelos bajo cultivo de trébol que bajo cultivo de ballica. El C_o bajo cultivo de trébol, fue mayor en suelo RACR1 que en el suelo RAPB, en cambio, el C_o bajo cultivo de ballica no mostró diferencias estadísticas entre suelos (Cuadro 27).

Cuadro 27. Carbono potencialmente mineralizable (C_o) y constante de descomposición (K) en suelos RACR1 y RAPB.

Especie	C_o		K	
	RACR1 ¹	RAPB ²	RACR1	RAPB
	----- mg C/100 g Suelo -----		----- mg C d ⁻¹ -----	
Trébol	61,60 Aa	39,26 Ab	0,040 Bb	0,055 Ba
Ballica	28,27 Ba	31,13 Ba	0,051 Ab	0,065 Aa
LSD	4,894		0,0044	
CV	6,13%		6,62%	

¹ Suelo regado con agua clara de relave; ² Suelo regado con agua del pozo Barrera. Mayúsculas indican diferencias significativas en un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual especie cultivada.

La constante de descomposición (K) fue mayor en el suelo RAPB que en el suelo RACR1 (Cuadro 27), señalando una disminución de la velocidad de descomposición en los tratamientos RACR1. Ello podría explicarse al considerar el menor pH y la mayor salinidad del suelo regado con agua clara de relave (Cuadros 10 y 12 respectivamente).

En la Figura 26 se muestra la evolución del CO_2 acumulado, medido y simulado mediante la ecuación $C_t = C_o (1 - e^{-kt})$

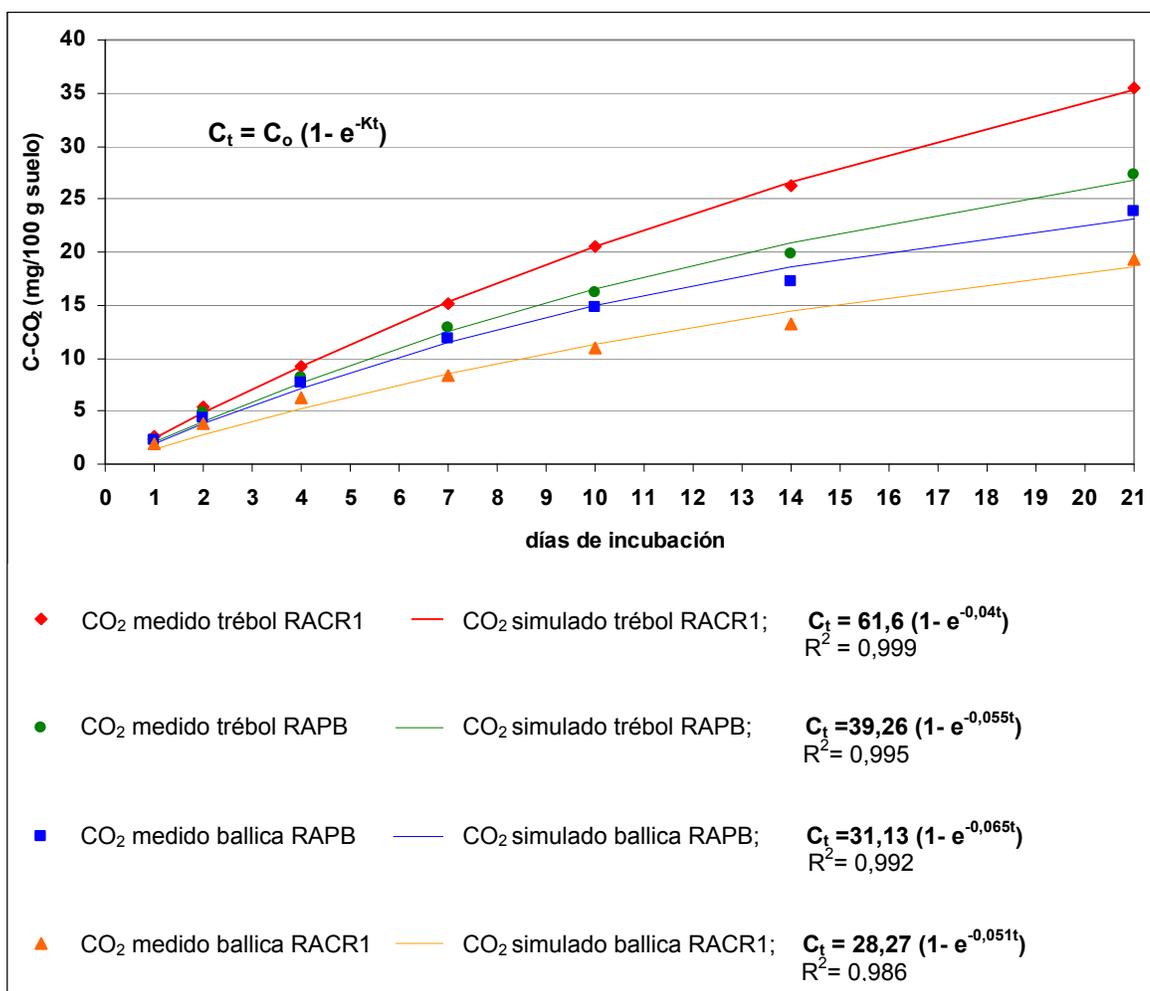


Figura 26. Evolución del CO₂ acumulado, medido y simulado.

La respiración edáfica como indicador biológico de calidad de suelo señala una mayor actividad biológica en suelos bajo cultivo de trébol, atribuible a la presencia de bacterias fijadoras de nitrógeno (*Rhizobium leguminosarum* biovar *trifolii*), las que en ausencia del hospedero (condiciones de laboratorio), se comportan como organismos de vida libre, alimentándose de la descomposición de organismos muertos, materia orgánica o compuestos químicos que han sido secretados por las raíces de las plantas (Fernández, 2003). El suelo RACR1 emitió más CO₂ que el suelo RAPB solamente bajo cultivo de trébol, coincidiendo con el mayor contenido de carbono potencialmente mineralizable (C_o) calculado (Cuadro 26). Al respecto, se puede señalar que la emisión de CO₂ desde los suelos depende, entre otros factores, del contenido y calidad de la materia orgánica presente y que la disponibilidad de nutrientes asimilables y particularmente la de sustratos carbonados metabolizables, limita la actividad de la microbiota (Acuña *et al.*, 2006).

4.3.4. Número de lombrices

En la medición del número de lombrices presentes bajo diferentes ambientes (riego y cultivo), se observó que en otoño, el mayor número de lombrices se encontró en trébol regado con agua de pozo y alfalfa de 7 años regada con agua clara de relave, ambos sectores con una media de 83,3 lombrices m⁻² de suelo. En cambio en primavera, el mayor número de lombrices se observó en pradera natural sin riego, con una media de 125 lombrices m² (Cuadro 28).

Cuadro 28. Mediciones del número de lombrices en otoño y primavera, bajo distintas condiciones de riego y cultivo.

Lombrices en otoño					
Medidas de resumen	Suelo regado con agua clara de relave por 15 a 20 años		Suelo sin riego	Suelo regado con agua de pozo Barrera	
	Suelo rastreado, sin cultivo	Alfalfa de 7 años	Pradera natural	Trébol de 9 meses	Ballica de 9 meses
	N° m ⁻²				
Media	33,3	83,3	58,3	83,3	66,7
DE	14,4	14,4	14,4	28,9	14,4
EE	8,3	8,3	8,3	16,7	8,3
CV	43,3	17,3	24,7	34,6	21,7
Mín	25	75	50	50	50
Máx	50	100	75	100	75
n	3				
Lombrices en primavera					
	Avena de 22 días	Alfalfa de 7 años	Pradera natural	Suelo post trébol ¹	Suelo post ballica ²
Media	41,7	91,7	125	91,7	83,3
DE	14,4	28,9	25	14,4	14,4
EE	8,3	16,7	14,4	8,3	8,3
CV	34,6	31,5	20	15,8	17,3
Mín	25	75	100	75	75
Máx	50	125	150	100	100
n	3				

¹ Suelo con rastrojo de trébol incorporado en otoño; ² Suelo con rastrojo de ballica incorporado en otoño.

En primavera, en el suelo post trébol con rastrojo incorporado, al igual que en el suelo con alfalfa de siete años, se observó una media de 91,7 lombrices m² (Cuadro 28).

La medición del número de lombrices como indicador de calidad biológica de suelo, muestra que en todos los ambientes evaluados se produjo un aumento de la población entre los períodos de otoño y primavera, que fluctúa entre un 10 y un 50%. El menor y mayor número de lombrices se encuentra bajo pradera natural sin riego, en otoño y primavera respectivamente. Según Edwards (2004) y Monrroy *et al.* (2006) la actividad de las lombrices en climas templados varía entre las estaciones del año, estando más activas en primavera y otoño ya que en invierno penetran más profundo en el suelo donde encuentran mayor protección a las bajas temperaturas; durante períodos secos también se mueven a mayor profundidad.

El Servicio de Conservación de Recursos Naturales de Estados Unidos (NRCS), se refiere a la presencia de lombrices como indicador de un sistema sano, señalando que en pastizales y bosques templados de EE.UU, 1 m² puede contener entre 100 y 500 lombrices (Edwards, s.a.). Según Peres *et al.* (2006), las poblaciones de lombrices son muy sensibles a parámetros químicos y físicos, encontrando poblaciones tan bajas como 50 individuos m⁻² en suelos cultivados y tan altas como 400 individuos m⁻² en praderas. Las lombrices de tierra son componentes importantes del sistema suelo, principalmente debido a sus efectos favorables sobre la estructura y fertilidad del suelo y porque pueden utilizarse como indicadores biológicos de contaminación de suelos (Webber, 2007).

En los suelos regados con agua del pozo Barrera y en el suelo regado con agua clara de relave y cultivo de alfalfa por 7 años, la variación de la población entre estaciones fue de un 10%, pero en el suelo regado con agua de pozo las condiciones de muestreo fueron diferentes entre estaciones. En otoño, el muestreo se realizó bajo cultivo de trébol de 9 meses y en primavera, bajo rastrojo incorporado del mismo trébol. Debido al laboreo del suelo, se puede asumir que el aumento de la población en primavera se vio disminuido (Edwards y Bohlem, 1996). Dado que el suelo bajo cultivo de alfalfa no fue labrado durante 7 años, era esperable encontrar una mayor población de lombrices en primavera. Es posible que la presencia de lombrices en los ambientes regados con agua clara de relave, esté manifestando la existencia de adaptaciones o una posible selección por presión de Mo, SO₄⁻² y otros elementos que han estado presentes en el suelo durante un largo período, lo que sugiere que la selección se ha producido durante muchas generaciones. Sin embargo, para determinar la existencia de adaptaciones o reacciones toxicológicas es necesario realizar investigaciones que incluyan la evaluación de variables reproductivas,

características morfológicas y fisiológicas, concentración crítica en el organismo, entre otras (Spurgeon y Hopkin, 1999a; Spurgeon y Hopkin, 1999b; Webber, 2007; Bleeker y Van Gestel, 2007; Arnold *et al.*, 2008).

4.4. Calidad del forraje de ballica y trébol

4.4.1. Concentración de Cu

El análisis estadístico de la concentración de Cu en los tejidos de ballica y trébol, mostró interacción entre el tipo de suelo (RACR1 y RAPB) y el tipo de tejido (trébol, ballica de primer corte, ballica de segundo corte y ballica de tercer corte). La principal fuente de variación correspondió al tipo de tejido, con un 80,1% de la suma de cuadrados.

Al comparar la concentración de Cu en los tejidos RACR1, la mayor concentración se observó en el tejido de trébol, mostrando diferencias importantes con respecto a la concentración de Cu de los tres cortes de ballica. En cambio, al analizar los tejidos RAPB, la concentración de Cu en trébol fue igual a la concentración encontrada en ballica de primer corte (Cuadro 29).

Cuadro 29. Concentración de Cu en tejidos de ballica y trébol cultivados en suelos RACR1 y RAPB.

Tejido	Concentración de Cu	
	RACR1 ¹	RAPB ²
	mg kg ⁻¹	
Trébol	9,20 Aa	8,00 Aa
Ballica C1	7,25 Ba	8,09 Aa
Ballica C2	3,79 Cb	6,01 Ba
Ballica C3	4,89 Ca	4,12 Ca
LSD (5%)	1,304	
CV	11,47%	

¹ Suelo regado con agua clara de relave; ² Suelo regado con agua del pozo Barrera. Mayúsculas indican diferencias significativas en un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual tejido.

Según Morales *et al.* (2007), aquellos forrajes con niveles de Cu menores a 10 mg kg⁻¹ promueven una deficiencia de Cu en los animales rumiantes, sin embargo, dietas altas en

Mo, causan igualmente una deficiencia de Cu. Como se indicó anteriormente, ambos suelos tienen un alto contenido de Cu-DTPA en la primera estrata, sin embargo, su absorción por las plantas pudo afectarse por la presencia en el suelo de cantidades elevadas de Mo, P y Fe. Esto concuerda con lo indicado por Navarro y Navarro (2003) y Kabata-Pendias (2000), quienes señalan que una limitada absorción de Cu puede agravarse con aplicaciones de Mo al suelo, que el P en cantidades elevadas puede disminuir la concentración de Cu en las hojas y altos contenidos de Fe podrían reducir la absorción de Cu desde la solución suelo.

4.4.2. Concentración de Mo

Al analizar estadísticamente la concentración de Mo, se observó interacción entre el tipo de suelo y el tipo de tejido. El principal factor de variación correspondió al factor suelo, con un 45,7% de la suma de cuadrados. El factor tejido representó un 26,8% de la variación y la interacción de los factores un 24,9%.

La concentración de Mo fue mayor en los tejidos aéreos RACR1 que en los RAPB. En los tejidos RACR1, la mayor concentración de Mo se observó en trébol y la menor concentración en ballica de primer corte. En los tejidos RAPB, la mayor concentración de Mo se encontró en ballica de tercer corte y la menor concentración en ballica de primer corte (Cuadro 30).

Cuadro 30. Concentración de Mo en tejidos de ballica y trébol cultivados en suelos RACR1 y RAPB.

Tejido	Concentración de Mo	
	RACR1 ¹	RAPB ²
	-----	-----
	mg kg ⁻¹	
Trébol	92,10 Aa	8,61 ABb
Ballica C1	18,87 Da	5,27 Bb
Ballica C2	30,57 Ca	15,30 ABb
Ballica C3	59,17 Ba	18,40 Ab
LSD (5%)	10,24	
CV	18,64%	

¹ Regado con agua clara de relave; ² Regado con agua del pozo Barrera. Mayúsculas indican diferencias significativas en un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual tejido.

Es posible señalar, que el contenido de Mo en las plantas está reflejando un efecto combinado entre el contenido de Mo soluble del suelo, el alto contenido de P de ambos suelos y el alto contenido de SO_4^{2-} del suelo bajo riego con agua clara de relave. De acuerdo a Fassbender y Bornemisza (1987), Gupta (1997) y Kabata - Pendias (2000), la absorción de Mo usualmente es mejorada por la presencia de P y disminuida por la presencia de SO_4^{2-} . Sin embargo, los resultados de esta investigación muestran que la alta concentración de SO_4^{2-} no impidió una alta absorción de Mo por las plantas RACR1.

4.4.3. Relación Cu: Mo

Las relaciones Cu: Mo de los tejidos RAPB fueron significativamente mayores y mejores (más cercanas a 2) que las relaciones de los tejidos RACR1. El tejido que presentó la mejor y mayor relación Cu:Mo fue ballica RAPB de primer corte (Cuadro 31).

Cuadro 31. Relación Cu:Mo en tejidos de ballica y trébol cultivados en suelos RACR1 y RAPB.

Tejido	Relación Cu:Mo	
	RACR1 ¹	RAPB ²
Trébol	0,10 Bb	0,98 Ba
Ballica C1	0,38 Ab	1,54 Aa
Ballica C2	0,13 Bb	0,40 Ca
Ballica C3	0,08 Bb	0,24 Ca
LSD (5%)	0,168	
CV	19,19%	

¹ Regado con agua clara de relave; ² Regado con agua del pozo Barrera. Mayúsculas indican diferencias significativas en un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual tejido.

Las relaciones Cu: Mo de trébol RACR1 y ballica RACR1 de segundo y tercer corte no mostraron diferencias entre sí. Tampoco se observó diferencias entre la relación Cu:Mo de ballica RAPB de segundo y tercer corte. La relación Cu:Mo de trébol RACR1 fue significativamente menor que la de trébol RAPB.

En el análisis estadístico de la relación Cu: Mo de los tejidos, se encontró interacción entre el tipo de suelo y el tipo de tejido. El principal factor de variación correspondió al

factor tipo de tejido, con un 40,1% de la suma de cuadrados. El factor suelo representó un 39,5% de la variación y la interacción de los factores un 18%.

Se puede señalar que los forrajes RACR1 fueron de calidad inferior a los forrajes RAPB, ya que presentaron exceso de Mo y menor relación Cu:Mo. Sin embargo, aunque los forrajes RAPB presentaron una mejor calidad, dada su mayor relación Cu:Mo, ésta se encontró bajo el mínimo recomendado (2:1) para evitar la ocurrencia de molibdenosis e hipocuprosis en rumiantes (O'Connor *et al.*, 2001; Rosa y Mattioli, 2002).

Al integrar el concepto de calidad del suelo, en relación a su capacidad de producir alimentos sanos y nutritivos para los seres humanos y otros organismos (Astier *et al.* (2002), se puede señalar que el suelo RACR manifiesta un deterioro de su funcionalidad, por cuanto los forrajes producidos, poseen un mayor contenido de Mo, menor relación Cu:Mo y pueden provocar trastornos alimenticios en aquellos animales rumiantes que lo consuman.

4.4.4. Concentración de S

El análisis estadístico de la concentración de S presentó interacción entre el tipo de suelo y el tipo de tejido. La principal fuente de variación correspondió al factor tipo de tejido, con un 38,4% de la suma de cuadrados. La interacción entre los factores representó un 36,7% de la variación.

La mayor concentración de S se encontró en ballica RACR1 de tercer corte y la menor concentración en ballica RACR1 de primer y segundo corte; estos dos últimos tejidos no presentaron diferencias entre sí. La concentración de S en el tejido de trébol RACR1 fue igual a la concentración en el tejido de trébol RAPB. Tampoco se observó diferencias entre las concentraciones de S en los tejidos de ballica RACR1 y ballica RAPB de tercer corte; En cambio, los tejidos de ballica RAPB de primer y de segundo corte presentaron mayor concentración de S que los mismos cortes RACR1 (Cuadro 32).

Cuadro 32. Concentración de S en tejidos de ballica y trébol cultivados en suelos RACR1 y RAPB.

Tejido	Concentración de S	
	RACR1 ¹	RAPB ²
	----- g kg ⁻¹ -----	
Trébol	3,93 Ba	3,43 Ba
Ballica C1	3,30 Cb	3,93 ABa
Ballica C2	3,30 Cb	4,03 Aa
Ballica C3	4,50 Aa	4,13 Aa
LSD (5%)	0,529	
CV	7,82%	

¹ Regado con agua clara de relave; ² Regado con agua de pozo. Mayúsculas indican diferencias significativas en un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual tejido.

El contenido de S de los tejidos vegetales fue superior a 0,3% en trébol y ballica provenientes de los suelos RACR1 y RAPB. De acuerdo a Rosa y Mattioli (2002) y Bolasell (2005), este contenido de S en el alimento podría interferir en el metabolismo del Cu de los rumiantes y provocar hipocuprosis, independientemente de los niveles de Mo en la dieta. Dado que inicialmente el suelo SIN RIEGO mostró un bajo contenido de sulfatos, se puede señalar que el alto contenido de sulfato del agua del pozo Barrera está condicionando la calidad de los forrajes producidos. Así mismo, el alto contenido de sulfato de los suelos RACR, sumado al alto contenido de ión en el agua clara de relave, condicionan la calidad de la producción de forrajes.

4.4.5. Relaciones de concentración hoja:raíz en plantas de trébol y ballica

4.4.5.1. Relación de Cu

Al calcular la relación de concentración hoja:raíz para Cu, en plantas de ballica y trébol RACR1 y RAPB, no se observó diferencias significativas. En ambas especies y ambos suelos, el Cu se concentró más en las raíces que en las hojas de las plantas. Sin embargo, manteniendo la relación de concentración, las plantas de ballica concentraron una menor cantidad Cu que las de trébol (Figura 27).

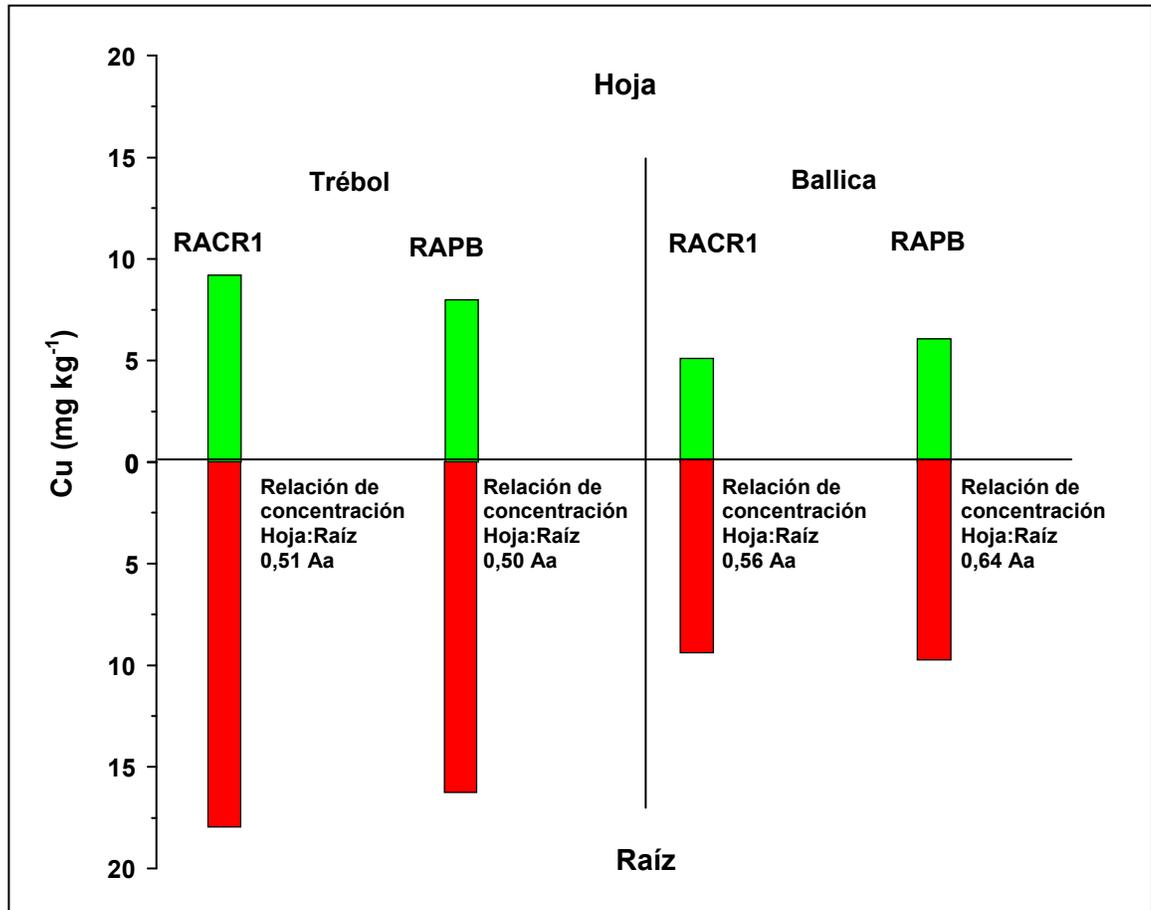


Figura 27. Relación de concentración hoja:raíz para Cu, en plantas de ballica y trébol RACR1 (regadas con agua clara de relave) y RAPB (regadas con agua del pozo Barrera). Letras mayúsculas indican diferencia ($p < 0,05$) entre suelos; Letras minúsculas indican diferencia entre especies.

4.4.5.2. Relación de Mo

Al evaluar la relación de concentración hoja:raíz para Mo en plantas de trébol y ballica RACR1 y RAPB, se observó que las plantas de trébol mantuvieron la misma relación independientemente del nivel de Mo en el suelo, concentrando más Mo en la raíz. En cambio, las plantas de ballica concentraron el Mo en las hojas cuando se cultivaron en el suelo RAPB y en la raíz cuando se cultivaron en el suelo RACR1. Esto podría indicar que frente a mayores contenidos de Mo en el suelo, las plantas de ballica concentran el elemento en la raíz (Figura 28).

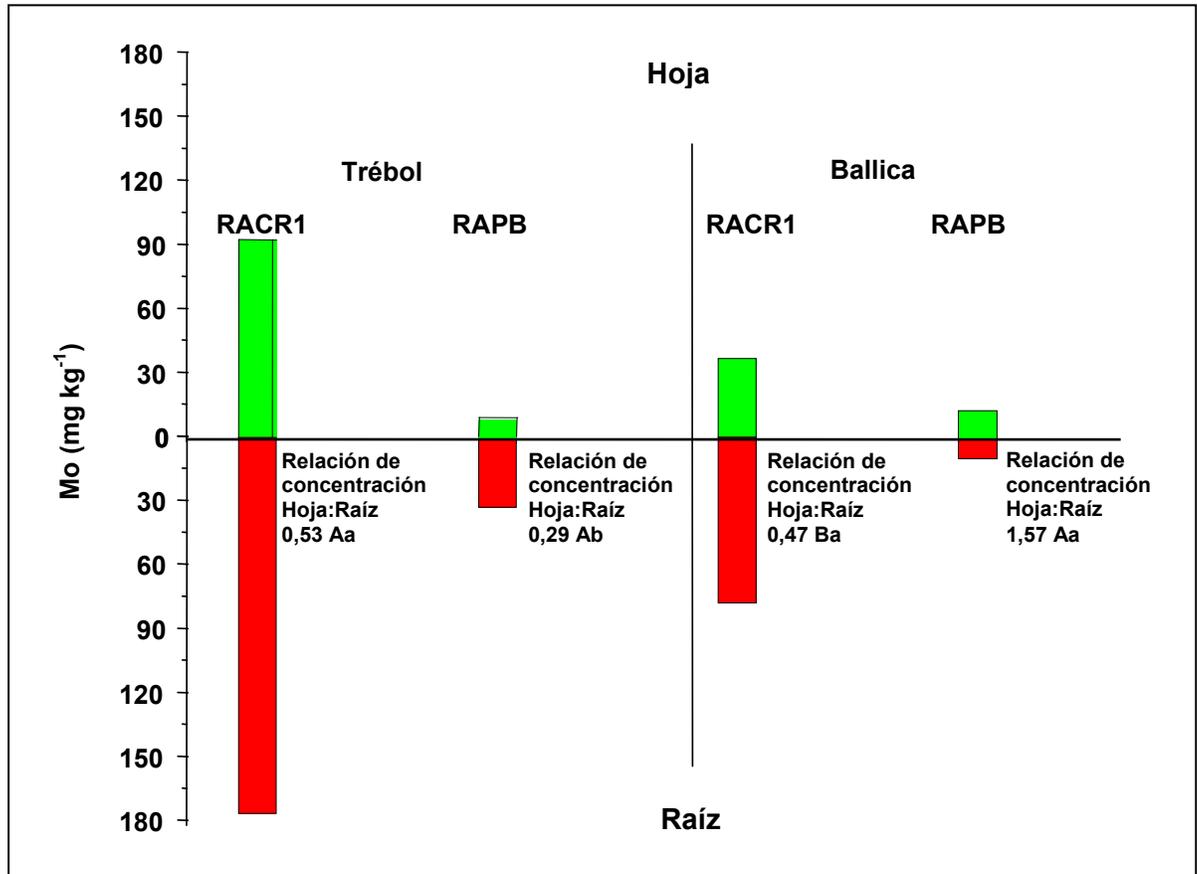


Figura 28. Relación de concentración hoja:raíz para Mo, en plantas de ballica y trébol RACR1 (regadas con agua clara de relave) y RAPB (regadas con agua del pozo Barrera). Mayúsculas indican diferencia significativa ($p < 0,05$) entre suelos; Minúsculas indican diferencia significativa entre especies.

4.4.5.3. Relación de S

Cuando se determinó la relación de concentración hoja:raíz para S, en plantas de trébol y ballica RACR1 y RAPB, se observó que las plantas de trébol mantuvieron una relación cercana a uno, es decir, la concentración de S fue similar en hojas y raíces. En cambio, las plantas de ballica concentraron el elemento en las hojas (Figura 29).

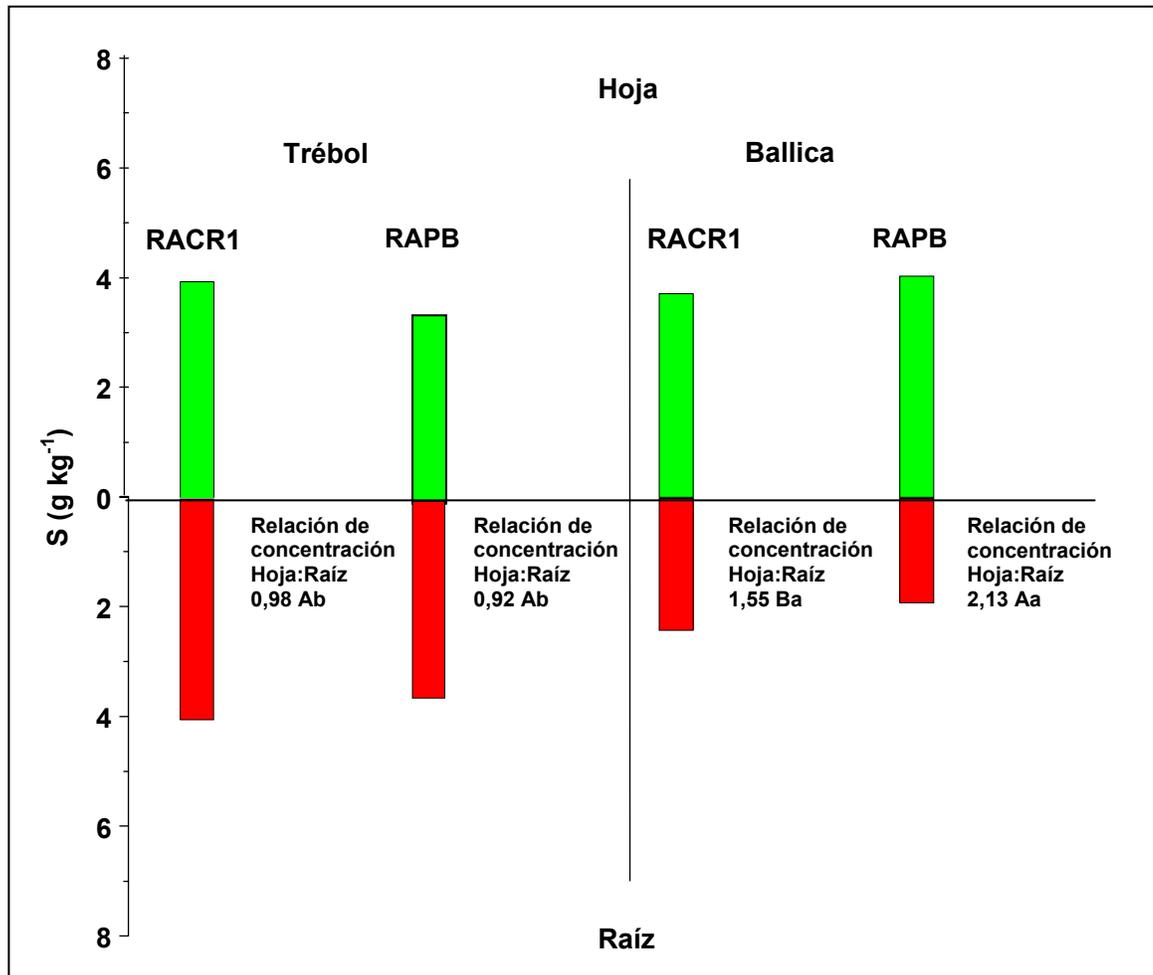


Figura 29. Relación de concentración hoja: raíz para S, en plantas de ballica y trébol RACR1 (regadas con agua clara de relave) y RAPB (regadas con agua de pozo). Letras mayúsculas indican diferencia significativa ($p < 0,05$) entre suelos; Letras minúsculas indican diferencia significativa entre especies.

No hubo diferencia entre las plantas de trébol RACR1 y RAPB. En cambio en ballica, las plantas RACR1 tuvieron menor relación de concentración hoja:raíz que las plantas RAPB.

CONCLUSIONES

A partir del análisis y discusión de los resultados de la presente investigación es posible formular las siguientes conclusiones:

Hay un deterioro de la calidad química del suelo regado con agua clara de relave, que se manifiesta con un desbalance de nutrientes y aumento de la salinidad. Debido a sus constituyentes, el agua clara de relave utilizada en riego durante 15 a 20 años provocó un aumento de la CE del suelo y de su contenido de Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , SO_4^{2-} y Cl^- solubles, Mo total, Mo soluble, K disponible y Cu y Mn extraíbles con DTPA. Debido al aumento de su CE, el suelo se transformó en un suelo levemente salino. Se produjo un deterioro de la función de productividad del suelo, ya que limita la gama de especies factibles de producir sin restricciones y haciendo necesario implementar prácticas de manejo cuidadoso del agua para riego.

Los niveles de Mo total del suelo SIN RIEGO se encuentran en el rango considerado normal, pero los contenidos de Mo total del suelo RACR, son similares y mayores a los contenidos encontrados en suelos contaminados. Es posible que luego de 15 a 20 años de riego con agua clara de relave, la capacidad del suelo para retener Mo esté siendo superada en las dos primeras estratas, por lo que su calidad ambiental y su función atenuante de contaminantes están siendo afectadas.

Hay un deterioro de la calidad biológica del suelo regado con agua clara de relave, que se observa con una reducción en los rendimientos de trébol y ballica, indicando un efecto sobre la función de productividad del suelo. El mayor número de nódulos en trébol RACR1 no se reflejó en un aumento del rendimiento ni en un mayor contenido de N, posiblemente debido al efecto de la salinidad sobre la eficiencia de la actividad nodular.

El alto contenido de Mo y S y la baja relación Cu:Mo de los forrajes de ballica y trébol RACR1, indican que su consumo por animales rumiantes puede inducir trastornos alimenticios como molibdenosis e hipocuprosis. Debido a su mejor relación Cu:Mo, los forrajes RAPB se consideran de mejor calidad que los forrajes RACR1, sin embargo, no alcanzaron la relación Cu:Mo mínima recomendada (>2:1) y pueden ser peligrosos, aunque en

distinto grado, si se utilizan en alimentación de rumiantes. La capacidad del suelo para producir alimentos sanos para los organismos, es afectada en mayor medida por el riego con agua clara de relave.

El riego durante 15 a 20 años con agua clara de relave del estero Carén ha provocado cambios en la calidad química y biológica del suelo, en la calidad del forraje producido y en la calidad del agua subterránea. Esta última se observa principalmente con el aumento del contenido de SO_4^{2-} y de la CE del agua del pozo Barrera.

PROYECCIONES

Debido a sus constituyentes, el uso en riego del agua clara del embalse de relaves Carén, de la Minera El Teniente, VI Región, presenta restricciones y requiere de un manejo cuidadoso.

Los componentes del agua clara de relave (principalmente alto contenido de Mo y sulfatos) han provocado un aumento del tenor salino del suelo limitando la gama de especies factibles de cultivar sin pérdidas de rendimiento. Sin embargo, aunque los rendimientos en forraje de ballica y trébol fueran aceptables, los altos contenidos de Mo y S y su baja relación Cu:Mo, determinan que su uso no sea apropiado para la alimentación de rumiantes, por lo cual no se recomienda utilizar el agua clara de relave en riego de praderas y tampoco es recomendable destinar esta agua para la bebida de los animales.

Es pertinente estudiar en profundidad los componentes de las dietas y suplementos alimenticios que pudieran atenuar trastornos como molibdenosis e hipocuprosis, los que en vista de los antecedentes aportados por la presente investigación, pueden producirse al utilizar el forraje producido en estos suelos, aún luego de 15 a 20 años sin riego.

Bajo las actuales condiciones del sistema, es necesario estudiar el efecto del riego, tanto con agua clara de relave como con agua de pozos y norias, sobre otras combinaciones suelo-cultivo. Al respecto, se puede señalar que los valles de Carén y Alhué tienen una importante superficie de riego destinada a vides y frutales y también, pero en menor escala, a cultivos como papa, maíz, hortalizas, chacras, praderas y semilleros; los cultivos podrían verse afectados por los constituyentes del agua de riego utilizada.

El efecto de las sales del agua de riego sobre cultivos y frutales podría manejarse satisfactoriamente utilizando técnicas de lavado de suelo, pero constituye una potencial fuente de salinización y contaminación por SO_4^{2-} del acuífero subterráneo del valle. Por esta razón, otro aspecto importante de estudiar se refiere al monitoreo de la calidad química del agua de riego, tanto de origen superficial como subterránea, a distintos niveles de la cuenca y su efecto sobre el suelo, los cultivos y el acuífero. Para evaluar adecuadamente de los problemas de salinización es posible adaptar y aplicar modelos que per-

mitan determinar bajo qué condiciones y en qué niveles se favorece la precipitación o disolución en el suelo, de las sales presentes en las distintas fuentes de agua. También es importante determinar el uso actual que se hace de las distintas fuentes de agua, tanto para riego agrícola, para bebida animal y humana y uso recreativo.

BIBLIOGRAFÍA

- Aboin, M., Coutinho, H., Peixoto, R., Barbosa, J. Y Rosado, A. 2008. Soil bacterial community structure and soil quality in a slash and burn cultivation system. *Applied Soil Ecology* (38):100 – 108.
- Acevedo, E., Carrasco, M. A., León, O., Martínez, E., Silva, P., Castillo, G., Ahumada, I., Borie, G. y González, S. 2005. Criterios de calidad de suelo agrícola. Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Agronómicas [En línea] http://www2.sag.gob.cl/biblioteca_digital/documentos/medio_ambiente/criterios_calidad_suelos_agricolas/ [Consulta: 13 de octubre de 2009].
- Adriano, D. 2001. Trace elements in terrestrial environments. Biochemistry, bioavailability and risk of metals. Springer-Verlag, New York, USA. [En línea] <http://books.google.cl/books?id=H17Tw8NujfYC&printsec=frontcover&dq=trace+elements+in+terrestrial+environments&cd=1#v=onepage&q&f=false> [Consulta: 10 de junio de 2009].
- Acuña, O., Peña, W., Serrano, E., Pocasangre, L., Rosales, F., Delgado, E., Trejos, J. y Segura, A. 2006. La importancia de los microorganismos en la calidad y salud de suelos. Memorias XVII Reunião internacional ACORBAT-Joinville- Santa Catarina- Brasil. V2 Trabajos completos 222-233.
- Andía, M. y Lagos, G. 2001. Costo de cierre de tranques de relave en Chile. Centro de Minería, Pontificia Universidad Católica de Chile. En: Hacia la integración de aspectos ambientales, económicos y comerciales en el sector minero. Cipma 117-129.
- Alfaro, M., Bernier, R. y Iraira, S. 2006. Efecto de fuentes de azufre sobre el rendimiento y calidad de trigo y pradera en dos Andisoles. *Agricultura Técnica* 66(3):283-294
- Alvarado, S. 2008. Dinámica de la materia orgánica en suelos agrícolas. En: XI Congreso ecuatoriano de la ciencia del suelo.
- AMPL, 2002. Acuerdo Marco de Producción Limpia Sector Gran Minería. [En línea] http://www.tecnologiaslimpias.cl/chile/docs/ampl_agua.pdf. [Consulta: 28 de diciembre de 2010]
- APL Codelco. 2006. Acuerdo de producción limpia. “Reducción de emisiones de molibdeno en División El Teniente e Implementación de Norma de Eficiencia Energética en Codelco”.
- Arnold, R., Hodson, M. y Langdon, C. 2008. A Cu tolerant population of the earthworm *Dendrodilus rubidus* (Savigny, 1832) at Coniston copper miner, Cumbria, UK. *Environmental Pollution* (154): 713 – 722.
- Astier, M., Maas, M. y Etchevers, J. 2002. Derivación de indicadores de calidad de suelos en el contexto de la agricultura sustentable. *Agrociencia* (36): 605-620.

- Avellaneda, M., Bermejillo, A. y Mastrantonio, L.(s.a.). Aguas de riego. Calidad y evaluación de su factibilidad de uso. Universidad Nacional de Cuyo. Facultad de Ciencias Agrarias. Departamento de Ingeniería Agrícola. Cátedra de Química Agrícola. [En línea] http://www.agrarias.uncu.edu.ar/upload/Apunte_Agua.pdf [Consulta: 15 de diciembre de 2010]
- Ayers, R. y Westcott, D. 1994. Water quality for agriculture. FAO. Irrigation and drainage. Paper 29. [En línea] <http://www.fao.org/DOCREP/003/T0234E/T0234E00.HTM> [Consulta: 12 de junio de 2009].
- Báez, A. 1999. Efecto de la calidad del agua de riego sobre las propiedades del suelo. Monografía presentada como requisito para optar al Grado Académico de Especialista en Producción Vegetal. Post-grado en Producción Vegetal. Facultad de Ciencias Agrarias - Univ. Nac. de Mar del Plata. Estación Experimental INTA Balcarce. [En línea] <http://www.inta.gov.ar/barrow/info/documentos/agricultura/pdf/TesisBaez.pdf> [Consulta:16 de junio de 2009].
- Baccaro, K.; Degorgue, M.; Lucca, M.; Picone, L.; Zamuner, E. y Andreoli, Y. 2006. Calidad del agua para consumo humano y riego en muestras del cinturón hortícola de Mar del Plata. RIA 35 (3): 95-110. INTA, Argentina. [En línea] http://www.inta.gov.ar/ediciones/ria/35_3/07_.pdf [Consulta: 20 de diciembre de 2011]
- Balík J., Pavlíková, D., Tlustoš, P., Sýkora, K. y Černý, J. 2006. The fluctuation of molybdenum content in oilseed rape plants after the application of nitrogen and sulphur fertilizers. Plant Soil Environ, 52 (7): 301–307.
- Barbiroli, G., Casalicchio, G. y Raggi A. 2004. A new approach to elaborate a multifunctional soil quality index. Developments in Soil Science: Soil Quality Index. J Soils & Sediments 4(3):201 – 204.
- Basta, N., Ryan, J. y Chaney, R. 2005. Trace element chemistry in residual-treated soil: key concepts and metal bioavailability. J. Environ. Qual. (34):49–63.
- Bautista, A., Etchevers, J., Del Castillo, R. y Gutiérrez, C. 2004. La calidad del suelo y sus indicadores. Ecosistemas 13 (2): 90-97. [En línea] <http://www.revistaecosistemas.net/articulo.asp?id=149> [Consulta: 16 de junio de 2009].
- Bavera, G. 2006. Suplementación mineral y con nitrógeno no proteico del bovino a pastoreo. Elementos minerales esenciales 3ª edición, Ed. del autor. (1):13-19. [En línea] <http://www.produccion-animal.com.ar> [Consulta: 8 de mayo de 2009].
- Beltrán, A. 2007. El DS 80/06: Discusión, tramitación y consecuencias de una norma de emisión especial. Centro de estudios Fiscalía del medio ambiente.
- Brantes, R. 2008 a. Análisis comparativo de normativas de descarga de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales. [En línea] www.cochilco.cl [Consulta: 6 de mayo de 2009].
- Brantes, R. 2008 b. Buenas prácticas y uso eficiente del agua en la industria minera. [En línea] www.cochilco.cl [Consulta: 22 de diciembre 2010].

- Brem, J. y Roux, J. 1991. Aspectos clínico-hematológicos de la molibdenosis experimental en bovinos con y sin tratamiento parenteral de cobre. *Vet. Arg.* 8(71):38-48 [En línea] www.produccion-animal.com.ar [Consulta: 8 de mayo de 2009].
- Bleeker, E. y Van Gestel, C. 2007. Effects of spatial and temporal variation in metal availability on earthworms in Floyd plain soils of the river Dommel, The Netherlands. *Environmental Pollution* (148): 824 – 832.
- Bolasell. 2005. Evaluación de distintas fuentes de cobre para rumiantes. [En línea] www.produccion-animal.com.ar [Consulta: 8 de mayo de 2008].
- Bohn, H., McNeal, B., O'Connor, G. (2001). *Soil chemistry*. 3rd. Ed. John Wiley and Sons, Inc., New York.
- Campillo R. y Sadzawka A. 2006. Acidificación de los suelos: Origen y mecanismos involucrados. *Serie Actas* (38):44-60. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. [En línea] <http://www.inia.cl/medios/biblioteca/serieactas/NR33853.pdf> [Consulta: 15 de abril de 2009].
- Cantú, M., Becker, A, Bedano, J. y Shiavo, H. 2007. Evaluación de la calidad del suelo mediante el uso de indicadores e índices. *Cien. Suelo* (Argentina) 25(2):173-178.
- CICA. 2006. Recopilación y análisis de antecedentes hidrológicos e hidrogeológicos del valle Carén – Alhué. CICA ingenieros consultores.
- CIREN, 2003. Estudio del uso y los derechos de aprovechamiento de aguas en el área de influencia del estero Carén.
- CODELCO. 2001. Informe sustentable N° 10. [En línea] <http://www.codelco.cl/desarrollo/10/1.asp> [Consulta: 28 de diciembre de 2010].
- CODELCO. 2008. Desarrollo sustentable, gestión de residuos líquidos. [En línea] http://www.codelco.cl/desarrollo/gestion_residuos_liquidos.asp [Consulta: 10 de junio de 2008].
- Cruz-Guzmán, M. 2007. La contaminación de suelos y aguas. Su prevención con nuevas sustancias naturales. *Serie Ciencias* 74. Universidad de Sevilla. [En Línea] http://books.google.cl/books?id=KPCJItVcQRoC&pg=PA57&dq=especiacion+de+metales+pesa-dos&hl=es&ei=ollzTd2kE8T6lwelzICACg&sa=X&oi=book_result&ct=result&resnum=5&ved=0CDqQ6AEwBDgK#v=onepage&q&f=false [Consulta 20 de abril de 2009]
- DIA PAMo. 2006. Declaración de impacto ambiental Planta de abatimiento de Mo y regulación del pH del Ril Carén. [En línea] http://seia.sea.gob.cl/expediente/expedientesEvaluacion.php?modo=ficha&id_expediente=1273492 [Consulta: 10 de mayo de 2009].
- Ditzler y Tugel. 2002. Soil quality field tools: Experiences of USDA-NRCS Soil Quality Institute. *Agron. J.* (94):33–38.
- Doran, J. y Parkin, T., 1994. Defining and assessing soil quality. En: Doran, J., Coleman, D., Bezdicek, D., y Stewart, B. (Eds.), *Defining soil quality for a sustainable environment*. Soil Sci. Soc. Am., Am. Soc. Agron., Madison, WI, pp. 3–21.

- Doran y Zeiss, 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*. (15): 3–11.
- DS 90/2000. Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos. Límites máximos permitidos para la descarga a cuerpos de agua fluviales. Ministerio Secretaría General de la Presidencia, Chile.
- DS 80/2006. Norma de emisión para molibdeno y sulfatos de efluentes descargados desde tranques de relaves al estero Carén. Ministerio Secretaría General de la Presidencia, Chile.
- DS 248. 2007. Reglamento para la aprobación de proyectos de diseño, construcción, operación y cierre de los depósitos de relaves. Ministerio de Minería, Chile. [En línea] http://www.sernageomin.cl/pdf/reglamentos_seguridad_minera/DS248_Reglamento_DepositosRelave.pdf [Consulta: 5 de agosto de 2008].
- Edwards, C. 2004. *Earthworm ecology*. Second edition. CRC Press. [En línea] <http://books.google.com/books?id=7mHvxY+1BKsC&printsec=frontcover&dq=earthworm+ecology&hl=es&cd=1#v=onepage&q&f=false> [Consulta: 3 de septiembre de 2009].
- Edwards, C. y Bohalem, P. 1996. *Biology and ecology of earthworms*. Third edition. Chapman y Hall. [En línea] http://books.google.cl/books?id=ad4rDwD_GhsC&pg=PA295&lpg=PA295&dq=earthworms+to+clean+polluted+soils&source=bl&ots=38f0tIXswW&sig=ocOR6utkad aVXUMeQuk-PEBj0ZJA&hl=es&ei=Eu3SuSoHdHR8AaV54GUDw&sa=X&oi=book_result&ct=result&resnum=2#v=onepage&q=earthworms%20to%20clean%20polluted%20soils&f=false [Consulta: 3 de septiembre de 2009].
- Edwards, s.a. Soil quality, soil biology. Earthworms. [En línea] http://soils.usda.gov/sqi/concepts/soil_biology/earthworms.html [Consulta: 3 de mayo de 2009].
- EIA Peraltamiento Embalse Carén. 2007. Estudio de impacto ambiental “Peraltamiento embalse Carén. [En línea] www.e-seia.cl [Consulta: 10 de junio de 2008].
- EIA Proyecto de desarrollo Los Bronces. 2007. Estudio de impacto ambiental “Proyecto de desarrollo Los Bronces. [En línea] www.e-seia.cl [Consulta: 3 de enero de 2011].
- EULA. 2004. Establecimiento de un ordenamiento territorial orientado a la protección y uso sustentable del área del Cordón de Cantillana. Centro EULA - Chile, Universidad de Concepción. [En línea] http://www.sinia.cl/1292/articles-37027_eula.pdf [Consulta: 16 de junio de 2008].
- Evanylo, G. y Mcguinn, R. 2000. Agricultural management practices and soil quality: Measuring, assessing, and comparing laboratory and field test kit indicators of soil quality attributes. Virginia Cooperative Extension. Virginia Polytechnic Institute and State University [En línea] <http://www.ext.vt.edu/pubs/compost/452-400/452-400.html> [Consulta: 16 de agosto de 2008].

- Fageira, N. K. 2009. The use of nutrients in crops plants. CRC Press-USA. 430p. [En línea] http://books.google.com/books?id=tOON1NkPieMC&pg=PA124&dq=The+use+of+nutrient+s+in+crops+plants.+CRC+PressUSA.&hl=es&ei=XDAVTMKIicK88gbC3JmyCg&sa=X&oi=book_result&ct=result&resnum=2&ved=0CDIQ6AEwAQ#v=onepage&q&f=false [Consulta: 16 de abril de 2010].
- Fassbender, H. y Bornemisza, 1987. Química de suelos con énfasis en suelos de América Latina. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura, San José de Costa Rica. [En línea] <http://books.google.cl/books?id=MekNAQAIAAJ&pg=PR11&dq=quimica+de+suelos+libro&cd=2#v=onepage&q&f=false> [Consulta: 12 de febrero de 2010].
- Fernández, M. 2003 Manual de nodulación. 53p [En línea] <http://www.nitragin.com.ar/Manual%20de%20nodulacion-Sept03.pdf> [Consulta: 12 de septiembre de 2008].
- García, I. y Dorronsoro, C. s.a. Contaminación del suelo: Tema 12 Contaminación por sales solubles. Departamento de Edafología y Química Agrícola Universidad de Granada. España. [En línea] <http://edafologia.ugr.es/conta/tema12/sales.htm> [Consulta: 15 de septiembre de 2009]
- Gonzalez, E.; Tornero, M.; Angeles, Y. y Bonilla, N. 2009. Concentración total y especiación de metales pesados en biosólidos de origen urbano. Rev. Int. Contam. Ambient. 25 (1): 15-22 [En línea] <http://www.scielo.org.mx/pdf/rica/v25n1/v25n1a2.pdf> [Consulta 2 de enero de 2001].
- Franzluebbers, A. y Haney, R. 2006. Assessing soil quality in organic agriculture. Critical issue report: Soil quality. The Organic Center. [En línea] http://www.organic-center.org/report-files/Soil_Quality_Report.pdf [Consulta: 10 de octubre de 2009].
- Friedman, D., Hubbs, M., Tugel, A., Seybold, C. y Sucik, M. 2001. Guidelines for soil quality assessment in conservation planning. United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service, Soil Quality Institute. [En línea] <http://www.tilthproducers.org/tpqpdfs/57.pdf> [Consulta: 6 de junio de 2008].
- García, C., Gil, F., Hernández, T. y Trasar, C. 2003. Técnicas de análisis de parámetros bioquímicos en suelos. Ed. Mundi-Prensa. [En línea] <http://books.google.cl/books?id=p9yfvDILqEAC&pg=PA9&dq=metodos+de+analisis+de+parametros+bioquimicos+en+suelos&cd=1#v=onepage&q&f=false> [Consulta: 6 de diciembre de 2008].
- Galantini, J. y Rosell, R. 2006. Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. Soil Tillage Research (87): 72–79
- George, P. 2004. Agricultural water quality criteria irrigation aspects. Resource management Technical Report N° 30. Department of Agriculture Western Australia.
- Gili, P., Marando, G., Irisarri, J. y Sagardoy, M. 2004. Efecto de las técnicas de lavado y fertilización sobre la salinidad en suelos del alto valle de Río Negro y Neuquén, Argentina Agric. Téc. Chillán. 64 (3) 295-304 [En línea] http://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S036528072004000300010&script=sci_arttext [Consulta: 25 abril de 2010].

- Goldberg, S. 2009. Influence of soil solution salinity on molybdenum adsorption by soils. *Soil. Sci.* (174):9-13.
- Gould, D., Mcallister, M., Savage, J. y Hamar, D. 1991. High sulfide concentrations in rumen fluid associated with nutritionally induced polioencephalomalacia. *Am. J. Vet. Res.* (52):1164–1169.
- Greger, M. 2004. Metal availability, uptake, transport and accumulation in plants. En: Heavy metal stress in plants, from biomolecules to ecosystems. Prasad, M. [En línea] <http://books.google.cl/books?id=LmjqrKXXP1cC&printsec=frontcover&dq=heavy+metals+stress+in+plants&lr=&cd=1#v=onepage&q=heavy%20metals%20stress%20in%20plants&f=false> [Consulta: 5 de agosto de 2008].
- Gupta, H. 1997. Molybdenum in agriculture. Cambridge University Press. [En línea] <http://books.google.cl/books?id=UGeG7ZOy0PYC&pg=PP1&dq=molybdenum,+gupta&lr=&cd=2#v=onepage&q&f=false> [Consulta: 5 de septiembre de 2008].
- Hale, K., Mcgrath, S., Lombi, E., Stack, S., Terry, N., Pickering, I., George, G. y Pilon-Smits, E. 2001. Molybdenum sequestration in *Brassica* Species. *Plant Physiol* 126(4):1391–1402.
- Hernández R. 2002. Nutrición mineral de las plantas. [En línea] <http://www.forest.ula.ve/~rubenhg/nutricionmineral/> [Consulta: 2 de octubre de 2008].
- InfoStat, 2003. Programa InfoStat versión profesional 1.6. Grupo InfoStat-FCA-UNC, Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- INIA. 2010. Interpretación de resultados de análisis químico de suelos. [En línea] http://www.laboratoriosuelosinia.cl/in_q_s.htm [Consulta: 6 febrero 2010].
- INN. 1987. NCh 1333 Of. 78 Modificada en 1987. Requisitos de calidad para diferentes usos.
- INTA. 2004. Animales sin cobre. E.E.A INTA Mercedes. *Brangus* 26(48):64-66. [En línea] www.produccion-animal.com.ar [Consulta: 8 de mayo de 2008].
- IPNI. 2010. International plant nutrition institute. Magnesium deficiency. [En línea] [http://www.ipni.net/ppiweb/mexnca.nsf/\\$webindex/A3E829709EB883FF06256C1400708B1A?opendocument&navigator=conozca+las+deficiencias+de+nutrientes](http://www.ipni.net/ppiweb/mexnca.nsf/$webindex/A3E829709EB883FF06256C1400708B1A?opendocument&navigator=conozca+las+deficiencias+de+nutrientes) [Consulta: 14 de abril de 2010].
- Jarsún, O. 2008. Manual de uso e interpretación de aguas. Secretaría de ambiente, Gobierno de Córdoba. [En línea] <http://www.secretariadeambiente.cba.gov.ar/PDF/MANUAL%20DE%20USO%20E%20INTERPRETACION%20DE%20AGUAS.pdf> [Consulta: 20 de diciembre de 2010].
- Kabata-Pendias, A. 2000. Trace elements in soils and plants. Third Edition. CRC Press -Boca Raton, USA. 413 p.
- Kaiser, B., Gridley, K., Brady, J., Phillips, T. y Tyerman, S. 2005. The role of molybdenum in agricultural plant production. *Annals of Botany* (96): 745–754.
- Kandyliis, K. 1984. Toxicity of sulphur in ruminants: review. *J. Dairy Sci.* (67):2179–2187. [En línea] <http://jds.fass.org/cgi/reprint/67/10/2179.pdf> [Consulta: 6 de abril de 2010].

- Karlen, D., Mausbach, M., Doran, J., Cline, R., Harris, F. y Schuman, G. 1997. Soil quality: A concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* (61):4-10.
- Lagos, G. 1997. Eficiencia del uso del agua en la minería del cobre. Centro de minería Pontificia Universidad Católica de Chile. EN: Seminario del Centro de Estudios Públicos sobre gestión del agua en la minería, Junio de 1997. Serie documentos CEP 273.
- Linsinguer, T. 2006. Comparación del resultado de una medida con el valor de referencia certificado. Nota técnica de ERM. En: Materiales de Referencia y comparaciones interlaboratorios. CENMA. [En línea] http://www.cenma.cl/cenma/labqui/libro_cenma.pdf [Consulta 8 de marzo de 2009]
- Loomis, R. y Connor, D. 2002. Ecología de cultivos: Productividad y manejo en sistemas agrarios. Mundi-Prensa. 593p. [En línea] http://books.google.cl/books?id=jYTLv1muPa4C&pg=PA196&lpg=PA196&dq=relacion+matte-ria+organica,+CIC+y+arcillas&source=bl&ots=qRb0MWogZj&sig=MIN51uz1h3QRIfprwHRvXxMsPhw&hl=es&ei=llqXTKW9CISclge1kbHVBQ&sa=X&oi=book_result&ct=result&resnum=7&ved=0CC4Q6AEwBigK#v=onepage&q&f=false [Consulta: 15 abril de 2010].
- Marczenko, Z. y Lobinski, R. 1991. Determination of molybdenum in biological materials. *Pure & App. Chem.* 63(11):1627-1636. [En línea] <http://old.iupac.org/publications/pac/1991/pdf/6311x1627.pdf> [Consulta: 3 de mayo de 2008].
- Martínez, L. 1991. Salinización de suelos en Copiapó (I): Creciente incorporación de sales amenaza la productividad del suelo agrícola. *Ambiente y Desarrollo* – Agosto 1991:55-57.
- Michigan State University. 1989. Software MSTAT-C. Russell D. Freed (Director MSTAT). Crop & Soil Sciences Department.
- Monrroy, F., Ayra, M., Dominguez, J. y Velondo, A. 2006. Seasonal population dynamics of *Eisenia foetida* (Savigny, 1826) Oligochaeta, Lumbricidae, in the field. *C.R. Biologies* (329): 912-915.
- Morales, E., Domínguez, I., Gonzalez-Ronquillo, M. y Jaramillo, G. 2007. Diagnóstico mineral en forraje y suero sanguíneo de bovinos lecheros en dos épocas en el valle central de México. *Tec. Pecu. Mex.* 45(3):329-344.
- Navarro, G. y Navarro, S. 2003. Química agrícola. El suelo y los elementos químicos esenciales para la vida vegetal. 2^{da} Ed. Mundi-Prensa. 487p.
- O'Connor G. A., Brobst, R.B., Chaney, R. L., Kincaid, R. L., Mcdowell, L. R., Pierzynski, G. M., Rubin, A. y Van Riper, G.G. 2001. A modified risk assessment to establish molybdenum standards for land application of biosolids *J. Environ. Qual.* (30):1490–1507.
- Pizarro, F. 1996. Riegos localizados de alta frecuencia (RLAF). Madrid. Ediciones Mundi Prensa. 513 p.

- Pla, I. 1998. Modelización de los procesos de disolución y precipitación de sales en el suelo en relación al manejo del riego y del drenaje. [En línea] <http://nates.psu.ac.th/Link/SoilCongress/bdd/symp29/349-t.pdf> [Consulta: 15 de diciembre de 2010]
- Peres, G., Cluzeau, D., Ferrand, C. y Peron, D. 2006. Earthworms used as indicators of agricultural management. EUR 22245 EN. Bio Bio Project. [En línea] http://eusoils.jrc.ec.europa.eu/esdb_archive/eusoils_docs/other/EUR22245.pdf [Consulta: 2 de marzo de 2009].
- Ramírez, C.E., Tittareffi, C.M., Mattioli, G.A., Guliodori, M. y Puchuri, M.C. 1997. Hipocupremia bovina en 5 partidos de la Provincia de Buenos Aires, Argentina. Vet. Arg., 14(131):12-17. [En línea] www.produccion-animal.com.ar [Consulta: 6 de mayo de 2008].
- Reddy, K., Munn, L. y Wang, L. 1997. Chemistry and mineralogy of molybdenum in soils. En: Gupta, U. 1997. Molybdenum in agriculture. Cambridge University Press. [En línea] <http://books.google.cl/books?id=UGeG7ZOy0PYC&pg=PP1&dq=molybdenum,+gupta&lr=&cd=2#v=onepage&q&f=false> [Consulta: 5 de septiembre de 2008].
- Registro Codelco-Teniente. 2009. Registro de monitoreo sector Carén. Unidad de gestión de calidad de Codelco-Teniente.
- Repetto, J. C., Donovan, A. y García, F. 2004. Carencias minerales, Limitantes de la producción. Motivar, Bs. As., 2(18):6-7. [En línea] www.produccion-animal.com.ar [Consulta: 6 de mayo de 2008].
- Ribera, A., Mora, M., Ghiselini, V., Demanet, R. y Gallardo, P. 2010. Phosphorus-molybdenum relationship in soil and red clover (*Trifolium pratense* L.) on an acid andisol R.C. Suelo Nutr. Veg. 10(1): 78 – 91.
- Rengel, Z. 2003. Handbook of soil acidity. Marcel Decker, Inc, USA. [En línea] <http://books.google.cl/books?id=txCB1LgaYPYC&printsec=frontcover&dq=handbook+of+soil+acidity&cd=1#v=onepage&q&f=false> [Consulta: 31 de mayo de 2010].
- Rengel, Z. y Graham, R. 1993. Genotypic variation in Zinc uptake and utilization by plants En: Zinc in soils and plants. Robson, A. 1993. [En línea] http://books.google.cl/books?id=nxWDF_OlrOMC&printsec=frontcover&dq=Zinc+in+Soils+and+Plants&source=bl&ots=XtqgNAZSeK&sig=XbIGS71DYpNUNDw5SqInAjTsf4&hl=es&ei=Z9-bTID1CMX7lwfxpvGuCg&sa=X&oi=book_result&ct=result&resnum=1&ved=0CCQQ6AEwAA#v=onepage&q&f=false [Consulta: 4 de junio de 2010]
- Richards, L. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Agriculture Handbook 60, USDA. [En línea] http://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/Place/53102000/hb60_pdf/hb60complete.pdf [Consulta: 10 de octubre de 2010]
- Rhoades J., Kandiah A. y Mashali A.M. 1992. The use of saline waters for crop production - FAO irrigation and drainage. Paper 48. [En línea] <http://www.fao.org/docrep/T0667E/t0667e00.htm#Contents> [Consulta: 12 de mayo de 2008].

- Rosa, D. y Mattioli, G.A. 2002. Metabolismo y deficiencia de cobre en los bovinos. *Analecta Veterinaria* 22(1): 7-16 [En línea] www.produccion-animal.com.ar [Consulta:6 de mayo de 2008].
- Sadzawka, A. 1999. Manual de química, diagnóstico y recuperación de suelos afectados por sales. Curso de capacitación para operadores del programa de recuperación de suelos degradados. Zona Norte y Central (regiones I a VI). INIA, Santiago, enero, 1999. pp. 303-335.
- Sadzawka, A. 2006. Métodos de análisis de aguas para riego. Serie de actas INIA N° 37. [En Línea] <http://www.inia.cl/medios/biblioteca/serieactas/NR33999.pdf> [Consulta: 25 de marzo de 2008]
- Sancha, A., Castillo, G., Espinoza, C., Mena, M., Cornejo, J., Rivas, H. y Molina, M. 2005. Criterios de calidad de aguas o efluentes tratados para uso en riego. División de Recursos Hídricos y Medio Ambiente de la Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas de la Universidad de Chile. [En línea] http://www2.sag.gob.cl/biblioteca_digital/documentos/medio_ambiente/criterios_calidad_suelos_aguas_agricolas/pdf_aguas/informe_final.pdf [Consulta: 25 mayo de 2008].
- Sánchez, J. 1995. Nuevas tecnologías para el control y muestreo de la zona no saturada. Avances en la investigación de la zona no saturada (): 33-48. [En línea] http://abe.ufl.edu/carpena/files/pdf/zona_no_saturada/avances_en_la_investigacion_v2/c02_p33_48.pdf [Consulta: 3 de enero 2011]
- Sharma, C. y Chatterjee, C. 1997. Molybdenum availability in alkaline soils. En: Gupta, U. 1997. Molybdenum in agriculture. Cambridge University Press. [En línea] <http://books.google.cl/books?id=UGeG7ZOy0PYC&pg=PP1&dq=molybdenum,+gupta&lr=&cd=2#v=onepage&q&f=false> [Consulta: 5 de septiembre de 2008].
- Sierra, C., Céspedes, R. y Osorio, A., 2001. Caracterización de la salinidad de los suelos y aguas del valle del río Copiapó. *Boletín INIA* 70. ISSN0717-4829.
- Smith, K., Balistrieri, L., Smith, S. y Severson, R. 1997. Distribution and mobility of molybdenum in the terrestrial environment. En: Gupta, U. 1997. Molybdenum in agriculture. Cambridge University Press. [En línea] <http://books.google.cl/books?id=UGeG7ZOy0PYC&pg=PP1&dq=molybdenum,+gupta&lr=&cd=2#v=onepage&q&f=false> [Consulta: 5 de septiembre de 2008].
- Spurgeon, D. y Hopkin, S. 1999 a. Tolerance to zinc in populations of the earthworm *Lumbricus rubellus* from uncontaminated and metal – contaminated ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* (37):332 -337.
- Spurgeon, D. y Hopkin, S. 1999 b. Seasonal variation in the abundance, biomass and biodiversity of earthworms in soils contaminated with metal from primary smelting works. *Journal of applied ecology* (36):173 -183.
- Taiz, L. y Zeiger, E. 2010. Plant physiology on line. [En línea] <http://5e.plantphys.net/index.php> [Consulta: 2 junio de 2010].

- Tóth, G., Stolbovoy, V. y Montanarella, L. 2007. Soil quality and sustainability evaluation - An integrated approach to support soil-related policies of the European Union. EUR 22721 En: Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. [En línea] <http://eusoils.jrc.it/ESDBArchive/eu soilsdocs/other/ EUR22721.pdf> [Consulta: 25 mayo de 2008].
- Universidad de Chile. 2002. Propuesta para regular las emisiones de nitratos desde depósitos de relaves. División de Recursos Hídricos y Medio Ambiente. Departamento de Ingeniería Civil. Universidad de Chile.
- USDA. 1999. Soil quality test kit guide. [En línea] http://soils.usda.gov/sqi/assessment/files/test_kit_complete.pdf [Consulta: 25 mayo de 2008].
- Van Dang, M. 2007. Quantitative and qualitative soil quality assessments of tea enterprises in Northern Vietnam. African Journal of Agricultural Research 2(9):455-462. [En línea] <http://www.academicjournals.org/AJAR> [Consulta: 31 mayo de 2008]
- Villafañe, F. y Guarisma, F. 1998. Propuesta para calificar y manejar el agua de riego según su salinidad. Agronomía Trop. 48(3):251-273.
- Vullo, D. 2003. Microorganismos y metales pesados: una interacción en beneficio del medio ambiente: Rev. Química Viva (2):3-8. [En línea] <http://www.quimicaviva.qb.fcen.uba.ar/Actualizaciones/metales/metales.htm> [Consulta: 10 febrero de 2008].
- Ward, G. 1978. Molybdenum toxicity and hypocuprosis in ruminants: A review. J.Anim. Sci. (46):1078-1085. [En línea] <http://jas.fass.org/> [Consulta: 31 mayo de 2008].
- Webber, G. 2007. The role of earthworms as biological indicators of soil contamination. Bulletin USAMV-CN. 63-64 [En línea] <http://journals.usamvcj.ro/zootehnie/article/viewFile/2009/1935> [Consulta: 2 abril de 2009].
- Zahram, H. 1999. *Rhizobium*-Legume symbiosis and nitrogen fixation under severe conditions and in an arid climate. Microbiol. Mol. Biol. Rev. 63(4): 968–989 [En línea] <http://mmbr.asm.org/> [Consulta: 28 mayo de 2010].
- Zhang, F., Shen, J. y Zhu, Y. 2006. Nutrient interactions in soil – plant system. En: Lai, R. 2006. Encyclopedia of soil science. Second edition Vol 2. Taylor and Francis Group. [En línea] <http://books.google.cl/books?id=627Qopsj7bsC&printsec=frontcover&dq=Encyclopedia+of+soil+science&cd=1#v=onepage&q&f=false> [Consulta: 20 marzo de 2010].

APÉNDICE 1

Descripción de los perfiles y análisis de textura de los suelos estudiados.

Cuadro 1.1. Descripción del perfil del suelo SIN RIEGO

Profundidad	Descripción
0 – 12 cm	Color 10YR 5/3 en seco y 7,5YR 3/2 en húmedo; textura franco arenoso fino; ligeramente plástico y ligeramente adhesivo; friable en húmedo; estructura de bloques angulares gruesos, duros. Raíces finas y muy finas escasas, gruesas ocasionales; poros gruesos, escasos, finos a muy finos comunes. Límite lineal abrupto. Depositación de materia orgánica.
12 – 22 cm	Color 10YR 4/2 en seco y 7,5YR 3/3 en húmedo; textura franco arenoso fino; no plástico y no adhesivo; friable en húmedo; estructura de bloques subangulares medios fuertes, duro. Raíces finas y muy finas escasas; poros finos escasos. Límite lineal abrupto.
22 – 35 cm	Color 10YR 5/3 en seco y 7,5 YR 3/2 en húmedo; textura franco arenoso; no plástico y no adhesivo; friable en húmedo; estructura prismática fina, dura. Raíces muy finas muy escasas, poros gruesos escasos y finos comunes. Límite lineal claro
35 cm y más	Color 10YR 5/3 en seco y 7,5 YR 3/2 en húmedo; textura franco arenoso; no plástico y no adhesivo; firme en húmedo; estructura prismática media gruesa, muy dura. Raíces finas y muy finas comunes; poros gruesos y finos comunes.
Cultivo anterior: sin cultivo; pradera natural	

Cuadro 1.2. Descripción del perfil del Suelo RACR

Profundidad	Descripción
0 -22 cm	Color 7,5 YR 3/2 en húmedo; textura franco arenoso (gravilla muy fina); ligeramente plástico y no adhesivo; friable en húmedo; estructura de bloques subangulares finos, débil. Raíces finas y muy finas comunes; poros finos comunes, medios y gruesos escasos. Límite lineal abrupto.
22 – 38 cm	Color 10YR 3/3 en húmedo; textura franco arcillo arenoso con gravilla fina; ligeramente plástico y ligeramente adhesivo; firme en húmedo; estructura prismática, medios fuerte, duros. Raíces gruesas escasas; poros muy finos comunes. Límite gradual ondulado
38 – 90 cm	Color 10YR 3/3 en húmedo; textura franco arenoso fino; ligeramente plástico y ligeramente adhesivo; friable en húmedo; estructura prismática media, moderada; Raíces muy finas comunes; poros finos y gruesos comunes. Límite ondulado abrupto
90 cm y más	Color 10YR 4/3 en húmedo; textura arenosa; no plástico y no adhesivo; estructura de bloques subangulares, finos, medios débiles. Raíces finas escasas; poros finos y medios abundantes
Cultivo anterior: Rotación maíz - papa	

Cuadro 1.3. Textura y retención de humedad de los suelos RACR y SIN RIEGO

Profundidad	Textura				Retención de humedad		
	Arcilla (%)	Limo (%)	Arena (%)	Clase textural	CC ¹ (%)	PMP ² (%)	Humedad aprovechable
Suelo RACR							
0-20 cm	21	34	45	Franco	17,1	6,4	10,7
20-40 cm	21	34	45	Franco	17,3	6,5	10,8
40-60 cm	21	32	47	Franco	16,4	6,3	10,1
Suelo SIN RIEGO							
0-20 cm	21	36	43	Franco	17,1	5,8	11,3
20-40 cm	27	36	37	Franco	20,5	6,9	13,6
40-60 cm	27	30	43	Franco	17,9	6,9	11,0

¹CC= humedad a capacidad de campo, 0,33 bar; ²PMP= punto de marchites permanente, 15,0 bar

APÉNDICE 2

Análisis complementarios de tejidos de ballica y trébol de suelos RACR1 y RAPB

Cuadro 2.1. Concentración de Zn en tejidos de ballica (mezcla de tres cortes) y trébol de suelos RACR1 y RAPB

Tejido	Concentración de Zn	
	Suelo RACR1 ¹	Suelo RAPB ²
	g kg ⁻¹	
Trébol	24,83 Aa	27,70 Ba
Ballica	19,40 Bb	32,30 Aa
LSD	3,56	
CV	6,02%	

¹ Regado con agua clara de relave; ² Regado con agua de pozo. Mayúsculas indican diferencias significativas en un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual especie cultivada.

Cuadro 2.2 Concentración de Fe en tejidos de ballica (mezcla de tres cortes) y trébol de suelos RACR1 y RAPB

Tejido	Concentración de Fe	
	Suelo RACR1 ¹	Suelo RAPB ²
	g kg ⁻¹	
Trébol	194,3 Ba	172,3 Aa
Ballica	403,3 Aa	184,3 Ab
LSD	67,5	
CV	12,48%	

¹ Regado con agua clara de relave; ² Regado con agua de pozo. Mayúsculas indican diferencias significativas en un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual especie cultivada.

Cuadro 2.3. Concentración de Mn en tejidos de ballica (mezcla de tres cortes) y trébol de suelos RACR1 y RAPB

Tejido	Concentración de Mn	
	Suelo RACR1 ¹	Suelo RAPB ²
	g kg ⁻¹	
Trébol	60,67 Ba	97,00 Aa
Ballica	254,66 Aa	158,00 Ab
LSD	63,8	
CV	19,74%	

¹ Suelo regado con agua clara de relave; ² Suelo regado con agua de pozo. Mayúsculas indican diferencias significativas en un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual especie cultivada.

Cuadro 2.4. Concentración de Mg en tejidos de ballica (mezcla de tres cortes) y trébol de suelos RACR1 y RAPB

Tejido	Concentración de Mg [g kg ⁻¹]	
	Suelo RACR1 ¹	Suelo RAPB ²
	-----	-----
	g kg ⁻¹	
Trébol	2,4 Ab	3,6 Aa
Ballica	1,4 Bb	2,4 Ba
LSD	0,238	
CV	6,01%	

¹ Regado con agua clara de relave; ² Regado con agua de pozo. Mayúsculas indican diferencias significativas en un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual especie cultivada.

Cuadro 2.5. Concentración de N en tejidos de ballica (mezcla de tres cortes) y trébol, de suelos RACR1 y RAPB

Tejido	Concentración de N	
	Suelo RACR1 ¹	Suelo RAPB ²
	-----	-----
	g kg ⁻¹	
Trébol	35,2 Aa	34,3 Aa
Ballica	18,2 Ba	20,8 Ba
LSD	3,12	
CV	7,13%	

¹ Regado con agua clara de relave; ² Regado con agua de pozo. Mayúsculas indican diferencias significativas en un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual especie cultivada.

Cuadro 2.6. Concentración de P en tejidos de ballica (mezcla de tres cortes) y trébol, de suelos RACR1 y RAPB

Tejido	Concentración de P	
	Suelo RACR1 ¹	Suelo RAPB ²
	-----	-----
	g kg ⁻¹	
Trébol	2,9 Ba	2,8 Ba
Ballica	3,8 Aa	3,7 Aa
LSD	0,27	
CV	5,11%	

¹ Regado con agua clara de relave; ² Regado con agua de pozo. Mayúsculas indican diferencias significativas en un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual especie cultivada.

Cuadro 2.7. Concentración de K en tejidos de ballica (mezcla de tres cortes) y trébol de suelos RACR1 y RAPB

Tejido	Concentración de K	
	Suelo RACR1 ¹	Suelo RAPB ²
	g kg ⁻¹	
Trébol	42,4 Aa	37,1 Aa
Ballica	28,1 Ba	33,7 Aa
LSD	6,02	
CV	10,63%	

¹ Regado con agua clara de relave; ² Regado con agua de pozo. Mayúsculas indican diferencias significativas en un mismo suelo; Minúsculas indican diferencias significativas entre suelos a igual especie cultivada.

ANEXO 1

Estándares de interpretación de resultados de análisis químico de suelos

Cuadro 1.1. Interpretación del contenido de materia orgánica del suelo según Fassbender y Bornemisza (1987).

MO (%)	Interpretación
<2	muy bajo
2 – 5	bajo
5 – 8	medio
8 – 15	alto
>15	muy alto

Cuadro 1. 2. Interpretación de análisis químico de suelos según INIA (2010).

Variable	Rango	Categoría
N disponible (mg kg ⁻¹)	0 - 10	Muy Bajo
	11 - 20	Bajo
	21 - 35	Medio
	36 - 80	Alto
	mas de 81	Muy Alto
K disponible (mg kg ⁻¹)	menor o igual a 50	Muy Bajo
	50.1 - 100	Bajo
	100.1 - 180	Medio
	180.1 - 250	Alto
	igual o mayor a 250	Muy Alto
P-Olsen (mg kg ⁻¹)	menor o 5.0	Muy Bajo
	5.1 - 10.0	Bajo
	10.1– 20.0	Medio
	20.1– 30.0	Alto
	igual o mayor a 30.1	Muy Alto
Cu- DTPA (mg kg ⁻¹)	menor a 0.1	Muy Bajo
	0.1 – 0.3	Bajo
	0.3– 0.5	Medio
	mayor a 0.5	Alto

Zn- DTPA (mg kg ⁻¹)	menor a 0.25	Muy Bajo
	0.25 – 0.50	Bajo
	0.50 – 1.00	Medio
	mayor a 1.01	Alto
Fe- DTPA (mg kg ⁻¹)	menor a 1	Muy Bajo
	1.0 – 2.5	Bajo
	2.6 – 4.5	Medio
	mayor a 4.5	Alto
Mn- DTPA (mg kg ⁻¹)	menor a 0.2	Muy Bajo
	0.2 – 0.5	Bajo
	0.6 – 1	Medio
	mayor a 1	Alto
pH	menor o igual a 4.5	Extremadamente ácido
	4.6 - 5.0	Muy Fuertemente ácido
	5.1 - 5.5	Fuertemente ácido
	5.6 - 5.9	Moderadamente ácido
	6.0 - 6.5	Ligeramente ácido
	6.6 – 7.3	Neutro
	7.4 – 7.8	Ligeramente alcalino
	7.9 – 8.4	Moderadamente alcalino
	8.5 – 9.0	Fuertemente alcalino
mayor a 9.0	Muy fuertemente alcalino	
CE (dS m ⁻¹)	menor o igual a 0.1	Muy Bajo
	0.1 – 0.5	Bajo
	0.5 – 0.9	Normal
	1.0 – 3.0	Alto
	igual o mayor a 3.0	Muy Alto
CIC (cmol(+) kg ⁻¹)	menor o igual a 5	Muy Bajo
	5 – 10	Bajo
	11 – 19	Normal
	20 – 29	Alto
	igual o mayor a 30	Muy Alto
PSI (%)	menor o igual a 7 - 8	Normal

Cuadro 1.3. Interpretación de análisis en el extracto de saturación según INIA (2010)

Variable	Rango	Categoría
CE (dS m ⁻¹)	menor o igual a 0.5	Muy Bajo
	0.5 – 1.0	Bajo
	1.0 – 2.5	Normal
	2.5 – 4.0	Alto
	igual o mayor a 4.0	Muy Alto
Calcio (mmol (+)L ⁻¹)	igual o menor a 10	Muy Bajo
	10 - 15	Bajo
	15 - 20	Normal
	20 - 25	Alto
Magnesio (mmol (+)L ⁻¹)	menor o igual a 7	Muy Bajo
	7 - 9	Bajo
	9 - 13	Normal
	13 - 15	Alto
	igual o mayor a 15	Muy Alto
Potasio (mmol (+)L ⁻¹)	menor o igual a 1	Muy Bajo
	1 - 2	Bajo
	2 - 4	Normal
	4 - 5	Alto
	igual o mayor a 5	Muy Alto
Sodio (mmol (+)L ⁻¹)	4 – 8	Bajo
	8 – 12	Normal
	12 – 15	Alto
	igual o mayor a 15	Muy Alto
Cloruros (mmol (-)L ⁻¹)	menor o igual a 5	Muy Bajo
	5 - 9	Bajo
	9 - 14	Normal
	14 – 18	Alto
	igual o mayor a 18	Muy Alto
Sulfatos (mmol (-)L ⁻¹)	menor o igual a 5	Muy Bajo
	5 – 10	Bajo
	10 – 15	Normal
	15 – 20	Alto
	igual o mayor a 20	Muy Alto
Bicarbonatos (mmol (-)L ⁻¹)	2.5 – 3.5	Bajo
	3.5 – 4.5	Normal
	4.5 – 5.0	Alto
	Igual o mayor a 5.0	Muy Alto

ANEXO 2. Categorías de suelos y aguas afectados por sales

Cuadro 2.1. Categoría de suelos afectados por sales según INIA (2010).

Variable	Rango	Categoría
CE extracto de saturación (dS m ⁻¹)	0.0 – 2.0	No Salino
	2.1 – 4.0	Ligeramente Salino
	4.1 – 8.0	Moderadamente Salino
	8.1 – 16.0	Fuertemente Salino
	igual o mayor a 16	Muy Fuertemente Salino
RAS	1 – 2	Bajo
	2 – 4	Normal
	4 – 5	Alto
	igual o mayor a 5	Muy Alto

Cuadro 2.2. Restricción de uso de agua para riego de acuerdo a su CE y RAS según Ayers y Westcott (1994)

Variable	Grado de restricción de uso			
	Ninguno	Leve o moderado	Severo	
CE	< 0.7	0.7 – 3.0	> 3.0	
SAR	0 – 3	> 0.7	0.7 – 0.2	< 0.2
	3 – 6	> 1.2	1.2 – 0.3	< 0.3
	6 – 12	> 1.9	1.9 – 0.5	< 0.5
	12 – 20	> 2.9	2.9 – 1.3	< 1.3
	20 – 40	> 5.0	5.0 – 2.9	< 2.9