

66065

GOMEZ, M.L.
Modelado Geoquímico

2009

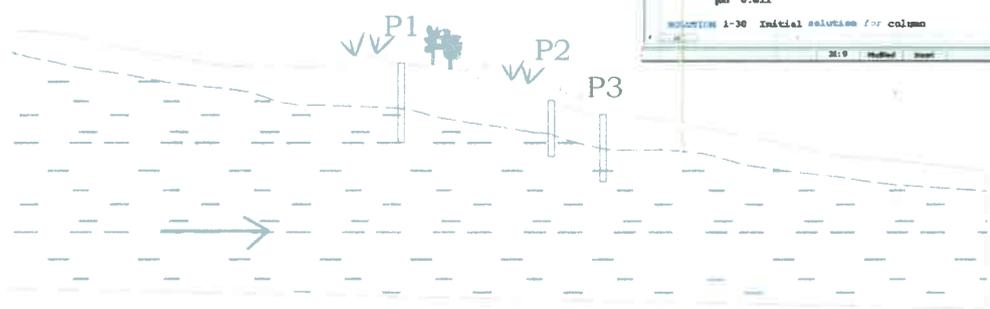
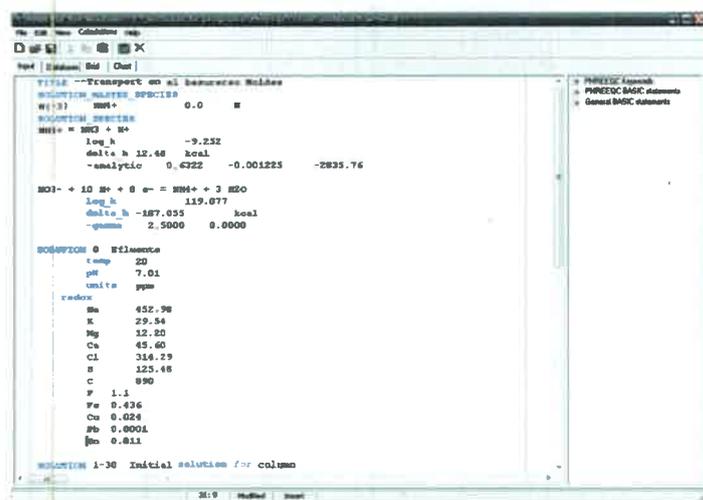
66065



Doctorado en Cs. Geológicas
Facultad de Ciencias Exactas Físico-Químicas y Naturales
Universidad Nacional de Río Cuarto

Tesis Doctoral

**MODELADO GEOQUIMICO DE CONTAMINANTES
PROCEDENTES DE EFLUENTES URBANOS E INDUSTRIALES
EN EL ACUÍFERO CLÁSTICO DEL ÁREA DE CORONEL
MOLDES, CÓRDOBA**



Lic. María Laura Gomez

Año 2009



El presente trabajo de Tesis fue realizado en el Departamento de Geología, Facultad de Ciencias Exactas, Físico Químicas y Naturales, de la Universidad Nacional de Río Cuarto, y se presenta como requerimiento para optar al grado de Doctor en Ciencias Geológicas.

Director de Tesis:

Dr. Daniel Martínez

Co-Directora de Tesis:

Dra. Mónica Blarasín

Aprobado por el jurado:

Dr. Eduardo Kruse

Dr. Jorge Carrica

Dr. Luis Vives

Río Cuarto, 27 de Marzo de 2009

66065

MFN:
Clasif:
<i>De 0127</i>
<i>T.559</i>

Mi trabajo de tesis está dedicado...

A Fernando

El amor de mi vida. La persona que amo,
Y quien hace de mi vida un sueño hecho realidad.

A mi familia

Maravillosa y única, a la que debo lo que soy,
mis valores, empeño y fortaleza.

Amor a la patria
Amor a la libertad
Dignidad personal
Cumplimiento del deber
Devoción a la ciencia
Devoción al trabajo
Respeto a la justicia y a mis semejantes
Afecto a los míos, parientes, discípulos y amigos

Bernardo Houssay
Premio Nóbel de Medicina, 1947.

Gracias . . .

A Dios, por todo lo que me ha dado y por permitirme llegar hasta aquí.

A mi familia, por su inmenso amor, confianza y apoyo incondicional. Por enseñarme a enfrentar las adversidades sin rendirme jamás, a ser perseverante, a ser feliz y a vivir la vida con alegría.

A Fernando "El Amor de mi Vida". Por su paciencia, por darme fuerzas, por hacer mejores los momentos difíciles y por estar siempre a mi lado... TE AMO.

A los amigos, viejos y nuevos, por ocupar en mi vida este lugar tan especial, por compartirlo todo, por brindarme cariño, apoyo y ser parte de los momentos maravillosos y los no tanto...

A mis hermanos, regalo de la vida, por ser más que amigos.

A la gente de Coronel Moldes y productores del área rural, por su predisposición y ayuda generosa. A la gente del municipio, en especial a vos Rubén, Gracias!

Al Departamento de Geología, por sus enseñanzas en todos estos años y a todos aquellos quienes desinteresadamente aportaron en esta investigación.

A mi director y co-directora, por iniciarme en el fascinante mundo de la hidrogeología y la investigación.

A los jurados de tesis, por sus enseñanzas y aportes, no solo al final, sino desde el principio.

A CONICET y a la Universidad Nacional de Río Cuarto, por brindarme el apoyo económico y el lugar para desarrollar mis tareas de investigación.

A todos los argentinos, porque gracias a ellos es posible una universidad PÚBLICA y GRATUITA.

GRACIAS!

ÍNDICE GENERAL

Resumen	I
Abstract	III
Agradecimientos	V
Capítulo 1	i
INTRODUCCIÓN	2
Modelación geoquímica	5
HIPÓTESIS	6
OBJETIVO GENERAL	6
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	6
LOCALIZACIÓN GENERAL DEL AREA DE ESTUDIO	7
Capítulo 2	9
MATERIALES Y MÉTODOS	10
Historia Geológica y Geomorfología	10
Análisis textural y mineralógico del loess	11
Inventario de fuentes contaminantes y análisis de Vulnerabilidad	12
Hidrometeorología y características climáticas	13
Hidrología superficial	15
Hidrología Subterránea	15
Cálculo aproximado de la Recarga	17
Hidrogeoquímica	17
Modelación Geoquímica	20
Capítulo 3	22
DESCRIPCIÓN DEL ÁREA	23
HISTORIA GEOLÓGICA REGIONAL	23
ESTRATIGRAFÍA REGIONAL	28
GEOLOGÍA, ESTRUCTURA Y ESTRATIGRAFÍA LOCAL	35
Capítulo 4	42
GEOMORFOLOGÍA	43
Planicie eólica típica	45
Planicie eólica con médanos removilizados	45
Faja aluvial del arroyo Sampacho	45
Capítulo 5	46
CARACTERÍSTICAS GENERALES DEL LOESS DE LA REGIÓN CHACOPAMPEANA ARGENTINA	47
Composición mineralógica y características químicas del loess	49
Características texturales del loess en la zona de Coronel Moldes	52
Características mineralógicas del loess en la zona de Coronel Moldes	54
Característica general del loess	56
Análisis de Capacidad de Intercambio Catiónico en sedimentos	56

loésicos de Coronel Moldes	
Análisis geoquímico de los sedimentos y suelo de la zona de estudio	57
Capítulo 6	61
HIDROMETEOROLOGÍA	62
Clasificación Climática	62
Temperatura	62
Vientos	63
Precipitaciones	63
Rellenos de Series	63
Análisis de Consistencia	66
Análisis de las Series	70
Balance Hídrico Modular	72
Balance Hídrico Seriado	73
Capítulo 7	79
HIDROLOGIA SUPERFICIAL	80
Capítulo 8	83
CARACTERIZACIÓN HIDROGEOLÓGICA GENERAL DEL SUR DE LA PROVINCIA DE CORDOBA	84
Hidrología	84
Hidrodinámica	85
Capítulo 9	92
INVENTARIO DE FUENTES CONTAMINANTES	93
ANÁLISIS DE LA VULNERABILIDAD, AMENAZA Y PELIGRO DE CONTAMINACIÓN	101
Aplicación del método GOD y DRASTIC para evaluar la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero libre de Coronel Moldes	101
Concepto de Vulnerabilidad	101
Descripción del método GOD y su implementación en el acuífero de Coronel Moldes	103
Descripción del método DRASTIC y su implementación en el acuífero de Coronel Moldes	107
Determinación del Peligro en el acuífero Coronel Moldes	112
Capítulo 10	116
HIDROQUÍMICA DEL SUR DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA	117
HIDROQUÍMICA DEL ÁREA DE CORONEL MOLDES	118
Clasificación hidrogeoquímica y relaciones iónicas	118
Cationes mayoritarios	126
Dureza	126
Nitratos	127
Sílice	128
As y F	128

Cálculos de Índices de Saturación	134
Análisis Cluster y factorial por componentes principales	137
Variaciones temporales de los constituyentes químicos del agua subterránea	140
APTITUDES DE USO DEL RECURSO HÍDRICO SUBTERRÁNEO	144
Aptitud para Consumo Humano	144
Aptitud para Riego	146
Aptitud de uso ganadero	148
Hidrogeoquímica en los alrededores del basural	148
Metales pesados en el agua subterránea	153
Evolución hidroquímica del acuífero en la zona de Coronel Moldes	155
Laguna de efluentes líquidos urbanos	156
ANÁLISIS HIDROQUÍMICO DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN EL ÁREA DEL BASURAL MUNICIPAL	161
Análisis químicos y clasificación geoquímica	162
Calcio, magnesio y dureza	167
Sodio y cloruros	169
Diagramas de Gibbs	169
Sulfatos	171
Nitratos y nitritos	171
Amonio y sílice	172
DQO, DBO ₅ y análisis microbiológico	173
O ₂ disuelto	174
As y F	175
Metales pesados	176
Modelo conceptual de funcionamiento del sistema acuífero de Coronel Moldes en el área afectada por el basural municipal	179
Capítulo 11	181
MODELACIÓN GEOQUÍMICA	182
Conceptos básicos	182
Condiciones de estabilidad para el modelo de transporte	185
Modelación hidrogeoquímica. Concepto y programas de aplicación	186
Tipo de modelos hidrogeoquímicos	188
Selección de los códigos utilizados	188
Aplicación de modelos en el acuífero de Coronel Moldes	190
Modelación geoquímica a escala regional y local	190
Análisis de la composición en áreas de recarga	191
Análisis de la evolución geoquímica a lo largo de filotes de flujo	194
Modelación geoquímica en el acuífero afectado por el basural	199
Modelo I	202
Modelo II	203

Modelo III	203
Modelo VI	203
Resultados de los modelos de mezcla	204
Simulación de transporte reactivo unidimensional	204
Simulación con iones mayoritarios para una columna de 220 m	205
Simulación con iones metálicos para una columna de 220 m	212
Simulación con iones mayoritarios y metálicos para una columna de 30 m	219
COMPORTAMIENTO DE IONES MAYORITARIOS Y METALES EN EL AGUA SUBTERRÁNEA DEBAJO DEL SITIO DE DISPOSICIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS Y LÍQUIDOS URBANOS	227
Capítulo 12	228
CONCLUSIONES	229
Capítulo 13	233
BIBLIOGRAFIA	231

INDICE DE FIGURAS

Figura 1.1: Generación de residuos sólidos urbanos ponderada por localidad. <i>Fuente:</i> Nirich (2000)	4
Figura 1.2: A) Ubicación General de área de estudio, B) Ámbito de la Hoja IGM Coronel Moldes C) Localización del sitio municipal de residuos sólidos urbanos.	7
Figura 2.1: Ubicación de los puntos de muestreo del estudio a escala de semidetalle, local y de detalle.	16
Figura 3.1: Ubicación de la Región Chacopampeana en América del Sur. Tomado de Chebli et al., 1999.	24
Figura 3.2: Sur de la Provincia de Córdoba. Ubicación de la Hoja Geológica Río Cuarto, SEGEMAR. <i>Fuente:</i> Degiovanni et al. (2005).	25
Figura 3.3: Espesores sedimentarios totales. Los círculos negros corresponden a puntos de control del subsuelo. Las áreas oscuras al Oeste son afloramientos de basamento y al Sur y en Uruguay, afloramientos del Paleozoico inferior. Equidistancia 1000 m. <i>Fuente:</i> Chebli et al. (1999).	27
Figura 3.4: Distribución de la transgresión del Mioceno en territorio argentino. <i>Fuente:</i> Aceñolaza (2000).	28
Figura 3.5: Esquema estratigráfico del Sur de Córdoba, ámbito de la Hoja Geológica Río Cuarto, al E del área de estudio. <i>Fuente:</i> Degiovanni et al. (2005)	30
Figura 3.6: Esquema Geológico, Sur de la provincia de Córdoba. Perfil A-B de la Figura 3.2. <i>Fuente:</i> Blarasin et al., 2007.	31
Figura 3.7: Esquema hidroestratigráfico para el Sur de la provincia de Córdoba definido por Blarasin (2003).	32
Figura 3.8: Esquema geológico del Sur de la Provincia de Córdoba. <i>Fuente:</i> Blarasin, 2003.	34
Figura 3.9: Mapa topográfico del área de estudio, Coronel Moldes y sus alrededores. Ámbito de la Hoja IGM Coronel Moldes 3366-30-4.	36
Figura 3.10: Sondeo N° 5. Error = 7%.	36
Figura 3.11: Esquema estratigráfico realizado con datos de perforaciones y SEV. <i>Fuente:</i> Gonzalez (2006).	38
Figura 3.12: Columna estratigráfica sobre el A° Sanpacho	39
Figura 3.13: Esquema estratigráfico para Coronel Moldes y sus alrededores.	41
Figura 4.1: Unidades geomorfológicas definidas por Degiovanni et al. (2005) para el Sur de la provincia de Córdoba.	44
Figura 4.2: Unidades geomorfológicas definidas en el ámbito de la Hoja IGM Coronel Moldes	44
Figura 4.3: Cárcavas sobre camino rural en la zona de Coronel Moldes.	45
Figura 5.1: Distribución del loess y loessoides en Argentina según diversos autores. (1) Sayago (1995), (2) Frenguelli (1955), (3) Polanski (1963). No se ha incluido el loess del Holoceno Tardío representado por Iriondo (1997). <i>Fuente:</i> Zárate (2003).	48
Figura 5.2: Análisis textural de loess en la zona del basural municipal de Coronel Moldes. A) Perforación 3 (P3) a los 5 m de profundidad. B) Perforación 3 (P3) a los 8 m de profundidad.	53
Figura 5.3: Fracción liviana. Muestra M2	55
Figura 5.4: Fracción liviana. Muestra M3.	56
Figura 6.1: Temperatura media anual para la zona de Río Cuarto. Datos suministrados por la Estación Meteorológica UNRC.	62
Figura 6.2: Datos cedidos por la Facultad de Agronomía de la UNRC.	63
Figura 6.3: Dobles acumulaciones Estación UNRC y Echeverri. Intervalo 1975-1995.	68
Figura 6.4: Dobles acumulaciones Estación UNRC y Tarquino. Intervalo 1975-1995.	68
Figura 6.5: Dobles acumulaciones Estación UNRC y SanCor. Intervalo 1975-1995.	68
Figura 6.6: Dobles acumulaciones Estación UNRC y Ea. La María. Intervalo 1975-1995.	69
Figura 6.9: Dobles acumulaciones Estación UNRC y Tarquino. Intervalo 1975-2005.	69
Figura 6.10: Dobles acumulaciones Estación UNRC y Ea. La María. Intervalo 1975-2005.	69
Figura 6.11: Dobles acumulaciones Estación Echeverri (Corregido por método de	70

dobles acumulaciones, 1920-1995) y Tarquino (1996-2005) Vs Ea. La María. Intervalo 1920-2005.	
Figura 6.12: Curva Cronológica Anual. Nueva Serie (Series Echeverri y Tarquino). Zona Coronel Moldes para 111 años. Intervalo 1896-2007.	71
Figura 6.13: Gráfico de desvío estándar de las precipitaciones anuales para una serie de 111 años. Zona Coronel Moldes.	71
Figura 6.14: Balance hídrico Modular para una serie de 111 años (Serie Echeverri + serie Tarquino) para la zona de Coronel Moldes y sus alrededores. Intervalo 1896-2007.	73
Figura 6.15: Balance hídrico seriado correspondiente a una serie de 99 años para la zona de Coronel Moldes y alrededores. Intervalo 1909-2007.	76
Figura 6.16: Excesos hídricos para la serie de 99 años obtenidos del balance hídrico seriado. A) Período 1909-1950, B) Período 1951-2007.	78
Figura 7.1: Principales cuencas hidrográficas del Sur de Córdoba. <i>Fuente:</i> Degiovanni y Blarasin (2005).	80
Figura 7.2: Cuenca del A° Suco. <i>Fuente:</i> Blarasin et al. (1994)	81
Figura 7.3: Mapa de escurrimientos superficiales, zona de Coronel Moldes y alrededores. La dirección general de escurrimiento superficial es NO-SE.	82
Figura 8.1: Perforación profunda realizada por la DIPAS en la localidad de Coronel Moldes.	85
Figura 8.2: Mapa de líneas equipotenciales del acuífero libre Coronel Moldes.	86
Figura 8.3: Mapa de líneas equipotenciales del acuífero libre en los alrededores del sitio municipal de disposición de residuos sólidos urbanos de Coronel Moldes.	87
Figura 8.4: Perfil general de las perforaciones en el área del sitio municipal de disposición de residuos sólidos urbanos de la localidad de Coronel Moldes	87
Figura 8.5: Mapa de isopropundidad del nivel freático del acuífero Coronel Moldes.	88
Figura 8.6: Profundidad del nivel freático medido en el entorno de la Hoja IGM Coronel Moldes (estudio escala de semidetalle) para el mes de Marzo de 2004 y Noviembre de 2006.	89
Figura 8.7: Profundidad del nivel freático medido en el estudio a escala local, para el mes de Noviembre de 2006 y Abril de 2007.	89
Figura 8.8: Valores de potencial hidráulico correspondientes a las perforaciones realizadas en el Basural Municipal entre los años 2006 y 2007.	90
Figura 8.9: Valores de precipitaciones totales de cada mes para los años 2004, 2005, 2006 y 2007 de la serie Tarquino.	90
Figura 9.1: Al fondo, empresa láctea en la zona de Coronel Moldes, junto a sus efluentes arrojados al costado del camino de ingreso a la ciudad.	96
Figura 9.2: Sitio de disposición de residuos sólidos urbanos de la localidad de Coronel Moldes.	98
Figura 9.3: Laguna de efluentes líquidos urbanos localizada en el predio del basural municipal	99
Figura 9.4: Camión atmosférico arrojando los efluentes en la laguna dentro del basural.	99
Figura 9.5: Bolsas de sal y envases de pesticidas comunes en el basural municipal.	100
Figura 9.6: Fosa donde se vuelcan los desechos provenientes del frigorífico local.	100
Figura 9.7: Mapa de fuentes contaminantes en la zona de Coronel Moldes y sus alrededores.	101
Figura 9.8: Procesos que afectan el transporte de contaminantes en el suelo, en la zona no saturada y zona saturada. <i>Fuente:</i> Foster (1987).	102
Figura 9.9: Método GOD para la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos. <i>Fuente:</i> Foster et al. (2002)	104
Figura 9.10: Método GOD-S para la evaluación de la vulnerabilidad. <i>Fuente:</i> Foster et al. (2002)	104
Figura 9.11: Intervalos considerados para el parámetro: Profundidad del nivel freático.	105
Figura 9.12: Mapa de Vulnerabilidad a la contaminación del acuífero libre de la zona de Coronel Moldes y sus alrededores. Método GOD	107
Figura 9.13: Mapa de Vulnerabilidad, Método DRASTIC	112
Figura 9.14: Esquema conceptual para la evaluación del peligro de los recursos hídricos subterráneos. <i>Fuente:</i> Foster et al. (2002)	113

Figura 9.15: Mapa de Amenaza para el acuífero Coronel Moldes.	114
Figura 9.16: Mapa de Peligro a la contaminación del acuífero Coronel Moldes.	115
Figura 10.1: Mapa de salinidad para el acuífero libre del Sur de la provincia de Córdoba. <i>Fuente:</i> (Blarasin, 2003).	117
Figura 10.2: Esquema hidroquímico para el Sur de la provincia. <i>Fuente:</i> (Blarasin, 2003).	118
Figura 10.3: Puntos de muestreo del agua subterránea del acuífero libre Coronel Moldes.	119
Figura 10.4: Mapa de CE del acuífero libre. Coronel Moldes y sus alrededores.	119
Figura 10.5: Mapa de pH del acuífero libre. Zona Coronel Moldes y sus alrededores.	121
Figura 10.6: Diagrama de Piper mostrando la composición iónica del agua subterránea. Zona Coronel Moldes y sus alrededores.	122
Figura 10.7: Mapa con diagramas de Stiff. Acuífero libre Coronel Moldes.	123
Figura 10.8: Mapa de clasificación geoquímica del agua subterránea. Acuífero libre Coronel Moldes.	123
Figura 10.9: Relación rNa^+/rCa^{+2} en el agua subterránea del acuífero libre Coronel Moldes.	125
Figura 10.10: Relación $rCl^-/rHCO_3^-$ en el agua subterránea del acuífero libre Coronel Moldes.	125
Figura 10.11: Concentración de nitratos en el agua subterránea del acuífero libre. Zona Coronel Moldes y alrededores.	127
Figura 10.12: Relación $As-HCO_3^-$ en el agua subterránea del acuífero libre. Zona Coronel Moldes y alrededores.	128
Figura 10.13: Concentración de As en el agua subterránea del acuífero libre. Zona Coronel Moldes y alrededores.	129
Figura 10.14.: Relación As - pH en aguas bicarbonatadas sódicas del acuífero libre Coronel Moldes.	129
Figura 10.15: Concentración de As en el agua subterránea del acuífero libre. Zona Coronel Moldes y alrededores.	130
Figura 10.16: Relación As - F- en el acuífero libre. Zona Coronel Moldes y alrededores.	130
Figura 10.17: Relación $As - Na^+/Ca^{+2}$ en aguas del acuífero libre. Zona Coronel Moldes y alrededores.	131
Figura 10.18: Relación $F- - Na^+/Ca^{+2}$ en aguas del acuífero libre. Zona Coronel Moldes y alrededores.	131
Figura 10.19: Relación $As - Na^+/Ca^{+2}$ en aguas bicarbonatadas sódicas del acuífero libre. Zona Coronel Moldes y alrededores.	131
Figura 10.20: Relación $F- - Na^+/Ca^{+2}$ en aguas bicarbonatadas sódicas del acuífero libre. Zona Coronel Moldes y alrededores.	131
Figura 10.21: Relación $F- - pH$ en aguas bicarbonatadas sódicas del acuífero libre. Zona Coronel Moldes y alrededores	132
Figura 10.22: Gráfico de estabilidad de la fluorita y estado de saturación del agua subterránea del acuífero libre Coronel Moldes respecto a este compuesto.	132
Figura 10.23: Gráfico de estabilidad de calcita y estado de saturación del agua subterránea del acuífero libre Coronel Moldes respecto a este compuesto.	133
Figura 10.24: Diagrama de estabilidad mineral para el agua subterránea del acuífero libre Coronel Moldes. Reproducido de Henderson (1984).	136
Figura 10.25: Análisis Cluster entre variables, agua subterránea del acuífero libre Coronel Moldes.	138
Figura 10.26: Análisis Cluster entre observaciones, agua subterránea del acuífero libre Coronel Moldes.	138
Figura 10.27: Gráfico sobre un eje de coordenadas de las 3 primeras componentes extraídas del análisis factorial.	140
Figura 10.28: Diagramas de caja mostrando la concentración de NO_3^- , en mg/l, en el agua subterránea del acuífero libre para los muestreos del año 2004 y 2006.	143
Figura 10.29: Evidencias de fluorosis dental en adultos de la zona de Coronel Moldes y sus alrededores.	145
Figura 10.30: Diagrama para la clasificación del agua para riego (Laboratorio de Salinidad de EEUU). Agua subterránea acuífero libre Coronel Moldes.	148

Figura 10.31: Área de estudio a escala local, en los alrededores del basural municipal de Coronel Moldes.	149
Figura 10.32: Gráfico de Piper-Hill. Agua subterránea del acuífero libre. Estudio a escala local en los alrededores del basural municipal Coronel Moldes.	150
Figura 10.33: Diagrama para la clasificación del agua para riego (Laboratorio de Salinidad de EEUU). Agua subterránea acuífero libre Coronel Moldes.	151
Figura 10.34: Diagramas de caja mostrando la concentración de algunos compuestos en el agua subterránea del acuífero libre en el estudio a escala local para diferentes períodos.	153
Figura 10.35: Valores de CE medidos en campo para la laguna de efluentes líquidos urbanos localizada dentro del basural municipal.	156
Figura 10.36: Diagrama de Piper Hill representando la composición del efluente.	157
Figura 10.37: Mapa equipotencial en bases al censo realizado en el estudio a escala local. Localización de las perforaciones en estudio en el área del basural municipal.	161
Figura 10.38: Perfil general de las perforaciones en el sitio municipal de disposición de residuos sólidos urbanos en la localidad de Coronel Moldes	162
Figura 10.39: Filetes de flujo regionales y locales en el acuífero libre en el entorno del sitio municipal de disposición de residuos sólidos urbanos la localidad de Coronel Moldes.	163
Figura 10.40: Diagrama de Piper-Hill para muestras extraídas del acuífero libre en la zona del basural municipal de Coronel Moldes. Muestreo Dic-06.	164
Figura 10.41: Diagrama de Piper-Hill para muestras extraídas del acuífero libre en la zona del basural municipal de Coronel Moldes y para el efluente de residuos líquidos urbanos localizada en el mismo predio. Muestreo Dic-06.	165
Figura 10.42: Diagramas de caja mostrando la variación de la CE, expresada en $\mu\text{S}/\text{cm}$, para el agua subterránea del acuífero libre en la zona del sitio de disposición de residuos sólidos urbanos.	166
Figura 10.43: Diagramas de caja mostrando la concentración de algunos compuestos en el agua subterránea del acuífero libre en la zona del basural municipal.	166
Figura 10.44: Diagramas de caja mostrando la concentración de Ca^{+2} y Mg^{+2} en el agua subterránea del acuífero libre en la zona del basural municipal.	167
Figura 10.45: Diagrama de saturación respecto a calcita.	168
Figura 10.46: Diagramas de caja mostrando los valores de dureza medidos (mg/l CaCO_3) en el agua del acuífero libre en la zona del basural municipal.	169
Figura 10.47: Mecanismos que controlan la calidad del agua subterránea (Gibbs, 1970) para las muestras tomadas en el sector del basural municipal de Coronel Moldes.	171
Figura 10.48: Diagramas de caja mostrando la concentración (en mg/l) de As y F- en el agua subterránea del acuífero libre en la zona del basural municipal.	176
Figura 10.49: Concentración de metales en el agua del acuífero en la zona del basural y la de la laguna de efluentes líquidos urbanos. Coronel Moldes.	177
Figura 10.50: Relaciones de estabilidad para óxidos e hidróxidos de Fe. Los puntos en color indican los valores para el agua subterránea en la zona del basural municipal.	177
Figura 10.51: Perfil representando en forma esquemática la contaminación a partir de la composición del agua subterránea y de los datos obtenidos de P2 y P3.	180
Figura 11.1: Escala de observación versus dispersividad longitudinal (Gelhar et al., 1985) En: Domenico y Schwartz (1990).	184
Figura 11.2: Relación Coeficiente de dispersión/difusión versus número de Peclet (Bear, 1972). En Appelo y Postma (1996).	186
Figura 11.3: Concentración en mol/l de Cl^- y SO_4^{-2} en la celda 22 a medida que P2 fluye en cada step.	208
Figura 11.4: Concentración en mol/l de Ca^{+2} y Na^+ en la celda 22 a medida que P2 fluye en cada step.	209
Figura 11.5 : Concentración en mol/l de Mg^{+2} y K^+ en la celda 22 a medida que P2 fluye en cada step.	209
Figura 11.6 : Concentración de los cationes adsorbidos en mmol/l sobre las superficies de intercambio, en la celda 22 a medida que P2 fluye en cada step.	210
Figura 11.7: Variación del IS de calcita en la celda 22, a medida que P2 fluye en cada step.	211

Figura 11.8: Concentración en mol/l de HCO_3^- en la celda 22 a medida que P2 fluye en cada step.	211
Figura 11.9: Concentración en mol/l de los iones mayoritarios en la celda 22, a medida que el efluente de la laguna fluye en cada step.	215
Figura 11.10: Concentración en mol/l de Fe y Cu en la celda 22, a medida que el efluente de la laguna fluye en cada step.	216
Figura 11.11: Concentración de los iones metálicos adsorbidos, en mol/l, sobre las superficies de intercambio (arcillas, materia orgánica e hidróxidos), en la celda 22, a medida que el efluente de la laguna fluye en cada step.	217
Figura 11.12: Concentración en mol/l de Pb y Zn en la celda 22, a medida que el efluente de la laguna fluye en cada step.	218
Figura 11.13: Variación del IS de algunos hidróxidos en la celda 22, a medida que el efluente de la laguna fluye en cada step.	219
Figura 11.14: Concentración en mol/l de los iones mayoritarios en la celda 30, a medida que el agua de P2 fluye en cada step.	222
Figura 11.15: Concentración de los cationes adsorbidos, en mol/l, sobre las superficies de intercambio, en la celda 30 a medida que P2 fluye en cada step	223
Figura 11.16: Concentración en mol/l de Fe, Cu, Pb y Zn, en la celda 30, a medida que el efluente de la laguna fluye en cada step.	225
Figura 11.17: Concentración de los iones metálicos adsorbidos, en mol/l, sobre las superficies de intercambio (arcillas, materia orgánica e hidróxidos), en la celda 30, a medida que el efluente de la laguna fluye en cada step	226
Figura 11.18: Variación del IS de algunos hidróxidos en la celda 30, a medida que el efluente de la laguna fluye en cada step.	226

INDICE DE TABLAS

Tabla 2.1: Estaciones pluviométricas obtenidas de productores de la zona y de la UNRC.	13
Tabla 5.1: Composición química del loess en Argentina. <i>Fuente:</i> Sayago et al. (2001)	50
Tabla 5.2: Composición química de muestras de loess procedentes de Missouri, EEUU (Ebens and Connor, 1980) y varios (America, China, Europa, Nueva Zelanda; Taylor et al., 1983). <i>Fuente:</i> Smedley et al. (2005).	51
Tabla 5.3: Elementos traza en muestras de loess. Contenidos en ppm. <i>Fuente:</i> Nicolli et al. (1989) y Nicolli et al. (2004).	51
Tabla 5.4: Concentración de As en sedimentos loessicos de la llanura Chacopampeana de Argentina. Concentraciones en mg/Kg.	52
Tabla 5.5: resultados de los valores de CIC obtenidos para sedimentos del área del basural municipal de Coronel Moldes.	57
Tabla 5.6: Composición química de los óxidos mayoritarios en sedimentos loessicos de la zona de Coronel Moldes y sus alrededores. Expresados en $\%$.	58
Tabla 5.7: Elementos mayoritarios del Loess Argentino, para el loess de la Pampa Húmeda: Teruggi (1957) y para el loess Chaco-Saltaño: Torra et al. (1999)	59
Tabla 5.8: Constituyentes químicos de muestras de loess en el N de la provincia de La Pampa. <i>Fuente:</i> Smedley et al. (2005).	60
Tabla 6.1: Datos de precipitación estación SanCor.	64
Tabla 6.2: Datos de precipitación estación Lucasiewich.	64
Tabla 6.3: Método de interpolación regional para completar los datos de precipitación faltantes de la Estación SanCor (intervalo 1975-1997).	65
Tabla 6.4: Relleno de la serie SanCor	65
Tabla 6.5: Método de interpolación regional para completar los datos de precipitación faltantes de la Estación Lucasiewich (intervalo 1993-2003).	66
Tabla 6.6: Relleno de la serie Lucasiewich.	66
Tabla 8.1: Concentración, en mg/l, de Cl^- en muestras de agua de lluvia y del agua subterránea.	91
Tabla 8.2: Porcentaje de recarga según método del ion Cl^-	91
Tabla 9.1: Clasificación y categorización de fuentes de contaminación difusa en la zona	94

de Coronel Moldes y sus alrededores según metodología POSH y Foster et al. (2002).	
Tabla 9.2: Valores de CE y Na ⁺ para muestras de efluentes industriales en la zona de Coronel Moldes. Para Marzo de 2006 - Mayo de 2006 y Diciembre de 2006. Los valores más altos corresponden a los meses de menores precipitaciones (Mayo).	96
Tabla 9.3: Clasificación y categorización de fuentes puntuales de contaminación en la zona de Coronel Moldes y sus alrededores según metodología POSH y Foster et al. (2002).	97
Tabla 9.4: Resumen de las características químicas e índices de peligro para actividades industriales comunes. Fuente: BNA 1975; DAME, 1981; Hackman, 1978; Luin y Starknburg, 1978; Nemerow, 1963 y 1971; Mazurek, 1979; US-EPA, 1977 y 1980 y WHO, 1982 y otros informes no publicados, en Foster et al. (2002).	97
Tabla 9.5: Intervalos del nivel freático en la asignación de cada factor	105
Tabla 9.6: Cálculo de la Vulnerabilidad del acuífero Coronel Moldes	106
Tabla 9.7: Cálculo de la Vulnerabilidad del acuífero Coronel Moldes, Método GOD-S	106
Tabla 9.8: Rangos y valores de los parámetros considerados en el Método DRASTIC. Fuente: Aller et al. (1987).	109
Tabla 9.9: índices de ponderación. Fuente: Aller et al. (1987).	110
Tabla 9.10: Parámetros DRASTIC con su peso relativo de importancia y los rangos encontrados en el área de estudio junto a sus correspondientes puntajes.	111
Tabla 9.11: Clasificación y categorización de fuentes en la zona de Coronel Moldes y sus alrededores según metodología POSH y Foster et al., (2002).	114
Tabla 10.1: Análisis químico de las muestras tomadas del acuífero libre Coronel Moldes.	120
Tabla 10.2: Parámetros estadísticos de las muestras analizadas	120
Tabla 10.3: Coeficientes de correlación para el agua subterránea del acuífero libre. Zona Coronel Moldes y sus alrededores.	124
Tabla 10.4: IS para algunos minerales en el agua subterránea del acuífero libre de la zona de Coronel Moldes y sus alrededores.	135
Tabla 10.5: Análisis Factorial, factores, autovalores y varianza que explican	139
Tabla 10.6: Matriz de componentes	140
Tabla 10.7: Prueba No paramétrica para muestras relacionadas (CE).	141
Tabla 10.8: Prueba No paramétrica para muestras relacionadas (HCO ₃ ⁻).	141
Tabla 10.9: Prueba No paramétrica para muestras relacionadas (pH).	142
Tabla 10.9: Prueba No paramétrica para muestras relacionadas (Cl).	142
Tabla 10.10: Prueba No paramétrica para muestras relacionadas (NO ₃ ⁻).	143
Tabla 10.11: Restricciones y aptitudes de uso del agua del acuífero libre Coronel Moldes.	145
Tabla 10.12: Análisis químico de muestras extraídas en los alrededores del basural. Expresados en mg/l y la Conductividad eléctrica en µS/cm. Nov de 2006.	149
Tabla 10.13: Concentraciones de metales en el agua subterránea afectada por contaminación (B44, B61, B62, B63) y "no contaminada" (B61) en los alrededores del basural.	154
Tabla 10.14: Límites máximos admitidos por el Código Alimentario Argentino (CAA) para algunos metales en agua potable.	154
Tabla 10.15: Valores de DBO ₅ y DQO de muestras pertenecientes a la laguna de efluentes localizada dentro del basural. Valores expresados en mg/l.	156
Tabla 10.16: Resultado del análisis microbiológico al efluente líquido urbano de la laguna. Zona del basural municipal de Coronel Moldes.	158
Tabla 10.17: Concentración de algunos elementos metálicos analizados en el efluente de residuos líquidos urbanos de la laguna localizada dentro del basural municipal de Coronel Moldes.	160
Tabla 10.18: Muestreo perforaciones del basural, Junio de 2006. Concentraciones expresadas en mg/l y CE en µS/cm.	162
Tabla 10.19: Muestreo perforaciones del basural, Diciembre de 2006. Concentraciones expresadas en mg/l y CE en µS/cm.	162
Tabla 10.20: Muestreo perforaciones del basural, Febrero de 2007. Concentraciones expresadas en mg/l y CE en µS/cm.	162
Tabla 10.21: Muestreo perforaciones del basural, Junio de 2007. Concentraciones	163

expresadas en mg/l y CE en $\mu\text{S}/\text{cm}$.	
Tabla 10.22: Concentraciones de Amonio y sílice en P1 P2 P3 (Jun-07). SD: Sin Determinación.	172
Tabla 10.23: Análisis de DQO y DBO ₅ a las muestras extraídas de las perforaciones realizadas en el basural. Concentraciones expresadas en mg/l.	174
Tabla 10.24: Análisis bacteriológico realizado en P1, P2, y P3 para diferentes períodos de muestreo.	174
Tabla 10.25: Valores de O ₂ disuelto medidos en campo en P2, P3 (Jun-07).	175
Tabla 10.26: Análisis de algunos elementos metálicos en el agua del acuífero afectada por el sitio de disposición de residuos sólidos urbanos. Análisis correspondiente al muestreo de febrero de 2007.	176
Tabla 11.1: Componentes iónicos y fases minerales consideradas en la modelación. Agua inicial: agua de lluvia. Agua subterránea final: P1, B81, B19	191
Tabla 11.1: Composición iónica (mmol/l) del agua de lluvia de Coronel Moldes y del agua subterránea de los pozos usados en los modelos de balance de masa. Localización de los pozos Figura 8.2.	193
Tabla 11.2: Resultado de los modelos geoquímicos inversos en el estudio de la composición del agua subterránea en áreas de recarga en la zona de Coronel Moldes. Considerando al agua inicial al agua de lluvia. Valores en mmol/l.	193
Tabla 11.3: Composición iónica (mmol/l) del agua de lluvia de Coronel Moldes y del agua subterránea de los pozos usados en los modelos. Localización de los pozos Figura 8.2.	195
Tabla 11.4: Componentes iónicos y fases minerales consideradas en la modelación. Agua inicial: agua de lluvia. Agua subterránea final: B24, B36, B26.	195
Tabla 11.5: Resultado de los modelos geoquímicos inversos en el agua subterránea bicarbonatada sódica de la zona de Coronel Moldes. Considerando como agua inicial al agua de lluvia. Valores en mmol/l.	196
Tabla 11.6: Componentes iónicos y fases minerales consideradas en la modelación	197
Tabla 11.7: Composición iónica (mmol/l) del agua de lluvia de Coronel Moldes y del agua subterránea de los pozos usados en los modelos de balance de masa. Localización de los pozos Figura 8.2.	198
Tabla 11. 8: Resultado de los modelos geoquímicos inversos en el estudio de la composición del agua subterránea. Valores en mmol/l.	198
Tabla 11.9: Componentes iónicos y fases minerales consideradas en la modelación	200
Tabla 11.10: Composición iónica (mmol/l) de la laguna de efluentes y del agua subterránea de los pozos realizados en la zona del basural de Coronel Moldes.	201
Tabla 11.11: Resultado de los modelos de mezcla efectuados entre el efluente derivado de la laguna, el agua del acuífero sin contaminar en la zona del basural (P1) y el agua contaminada en P2 y P3. Valores en mmol/l.	201
Tabla 11.20: Datos de entrada para la simulación del transporte reactivo en una columna de 220 m	206
Tabla 11.21: Datos de entrada para la simulación del transporte reactivo con metales en una columna de 220 m	213
Tabla 11.22: Datos de entrada para la simulación del transporte reactivo en una columna de 30 m	220
Tabla 11.23: Datos de entrada para la simulación del transporte reactivo en una columna de 30 m	223

RESUMEN

El acuífero libre Coronel Moldes, conformado por sedimentos arenosos muy finos-limosos de edad cuaternaria y origen eólico (loess), constituye la fuente de abastecimiento para la mayor parte de la población rural. La importancia de su estudio y protección se basa en que además la localidad de Coronel Moldes, con 8.850 habitantes, posee una economía basada en el uso exclusivo del agua subterránea.

Entre los problemas ambientales y de afectación a este acuífero libre se encuentra el mal manejo de los residuos sólidos urbanos. Los mismos son acumulados desde hace 26 años en una zona de médanos cercana a la localidad. Se depositan en forma descontrolada 84 tn de basura por semana, la cual se vuelca directamente sobre el suelo involucrando todo tipo de desecho. En una laguna ubicada dentro del basural, se vierten los efluentes procedentes de los sistemas de saneamiento in situ procedentes de la ciudad.

El objetivo principal de la investigación consistió en la realización del modelado geoquímico del transporte de contaminantes derivados de efluentes urbanos en el acuífero poroso clástico de la típica Llanura Chacopampeana.

El clima de la zona es Mesotermal Subhúmedo-húmedo y presenta pendientes topográficas promedio del 0,55%.

Hay que destacar en esta investigación que la etapa de adquisición de datos de base consumió la mayor parte de los recursos disponibles, tanto desde el punto de vista temporal como económico.

La investigación y adquisición de datos se realizó a tres escalas de estudio. Se procedió al estudio geológico-geomorfológico, hidrogeológico e hidrogeoquímico a una escala 1:50.000, en un área de 440 Km². Luego se aumentó la escala de trabajo (1:25.000) en un área de 33 Km² incluyendo al basural y una escala de mayor detalle, con un área aproximada de 1 Km² dentro del basural y su entorno más próximo. El estudio a escala de detalle involucró la realización de 3 perforaciones: una aguas arriba, otra dentro del basural y una última 30 m aguas abajo. Se realizaron análisis químico y de capacidad de intercambio a muestras de suelo, sedimentos de la zona no saturada y saturada, y de aquellos que componen el fondo de la laguna.

La vulnerabilidad a la contaminación del acuífero libre indica que domina en esta zona una vulnerabilidad moderada.

El agua del acuífero libre es principalmente de tipo bicarbonatada sódica y bicarbonatada-sulfatada sódica, resultando en general aguas dulces con salinidades menores a 2000 mg/l.

El Na⁺ y los HCO₃⁻ resultaron los componentes químicos dominantes. El agua del acuífero resultó alcalina y oxidante con alta concentración de NO₃⁻ vinculada a procesos de contaminación. El As y F⁻ se encuentran generalmente en altas concentraciones y los mayores valores se asociaron al ambiente geoquímico de aguas bicarbonatadas sódicas y más altos pH. La composición y textura del loess, bajas permeabilidades, bajos gradientes hidráulicos, y consecuentemente bajas velocidades de circulación del agua en el acuífero y características geoquímicas de aguas sódicas son condiciones propicias para la movilización (disolución y desorción) de los altos tenores de As y F⁻ en el agua subterránea estudiada.

La aptitud del agua para consumo humano se ve limitada por la presencia en altas concentraciones de sales, As, F⁻ y NO₃⁻.

Los elementos traza metálicos (Fe, Cu, Cr, Pb y Zn) se encuentran en bajas concentraciones y por debajo de los límites impuestos para consumo humano. Las condiciones oxidantes del medio influyen en la movilidad de estos metales, provocando la precipitación o adsorción a los coloides orgánicos e inorgánicos de los sedimentos.

La laguna de residuos líquidos urbanos presenta condiciones reductoras, presencia de amonio, alta CE y pH, elevada concentración de Cl⁻, Na⁺, HCO₃⁻ y concentración más alta de iones metálicos que las medidas en el agua subterránea. Los valores de DBO₅, DQO, y recuento de bacterias superan los límites impuestos para el vertido superficial de efluentes líquidos.

La influencia del basural y la laguna de efluentes sobre el acuífero libre resultó en un aumento de Cl⁻, SO₄⁻², Na⁺, HCO₃⁻, K⁺, Mg⁺², NO₃⁻, NO₂⁻, Si, As, F⁻, Cu y Pb, DQO, DBO₅, microorganismos aerobios y anaerobios con disminución del O₂ disuelto en el agua subterránea inmediatamente debajo de esta fuente contaminante. Se observa una disminución de todos los constituyentes orgánicos e inorgánicos a una distancia de 30 m aguas abajo sin que se alcancen las características naturales encontradas aguas arriba del basural.

De la modelación geoquímica e implementación de NETPATH y PHREEQC se obtuvo que los procesos de disolución/precipitación de carbonatos, disolución e hidrólisis de silicatos junto a proceso de intercambio catiónico gobiernan las reacciones químicas que resultan en la composición del agua del acuífero Coronel Moldes. Los modelos indicaron una recarga importante en la zona de médanos donde se localiza el basural, resultando en similares valores a los obtenidos por el método de ion Cl (25%).

La incorporación del lixiviado procedente de la laguna de efluentes, y los producidos a partir del propio basural, se infiltran hacia la zona no saturada y alcanzan la zona saturada sin llegar a generar en el acuífero el típico ambiente reductor.

Las condiciones alcalinas y oxidantes del acuífero junto a procesos redox, de intercambio catiónico, disolución/precipitación y adsorción constituyen los proceso más importantes de atenuación a la contaminación. Cabe resaltar la importancia de la zona no saturada y el suelo sobre la protección del acuífero libre como actores fundamentales en los procesos de adsorción, intercambio, precipitación y filtrado de la mayor parte de los compuestos orgánicos e inorgánicos generados por la fuente de contaminación o movilizados a partir de su presencia.

El flujo advectivo domina sobre el dispersivo, observando una variación para éste último en respuesta a cambios en las escalas de estudio.

El sitio de disposición de residuos sólidos urbanos de Coronel Moldes debe ser re-localizado a un sitio alejado de estas zonas de recarga local, siendo necesaria la implementación de un relleno sanitario a partir del cual se reduce el impacto ambiental sobre todas las esferas.

ABSTRACT

The unconfined aquifer is constituted mainly by aeolian sediments (loess) of Holocene age. Rural and urban activities rely exclusively on the exploitation of groundwater. Drinking water supply is a basic need and has thus become a worldwide issue. Moreover, not only the supply but also the quality and composition of this resource have become the focus of attention.

Environmental problems and groundwater quality affection is related with urban solid and liquid waste. The municipal waste disposal site has accumulated the garbage produced at the city of Coronel Moldes since 1982. Nearly 84 tons of solid waste is accumulated every day over a sand dunes area. Solid wastes are placed directly over the natural soil without any control and management.

The main objective of this study includes hydrogeochemical contaminant modeling from urban wastes in a typical phreatic aquifer of Chacopampean plain.

The climate is mesothermal sub humid-humid and the general topographic gradient is an average of 0.55 % in an area of 440 Km².

The investigations include study in 1:50.000 and 1:25.000 scale, with a detail study in the MWDS area. Three wells were drilled on the disposal site area over a line flow, located upgradient, over and immediately downgradient of MWDS. Chemical analysis and CIC were determined on sediments from saturated and unsaturated zone, and sediment from the pond.

The Vulnerability index indicates that the zone has a moderate vulnerability.

Groundwater type of phreatic aquifer is mainly sodium-bicarbonate, sodium bicarbonate-sulfide, with salinities less than 2000 mg/l.

Na⁺ and HCO₃⁻ are dominant major species in groundwater. Groundwater is mostly alkaline, with pH values ranging from 7.31 to 8.85. The presence of high concentrations of nitrate evidences contamination from anthropogenic sources and the prevalence of an oxidant environment. The highest values of As and F agreed with sodium bicarbonate waters as well as with the highest values of pH recorded. The composition and texture of loess, low permeability and hydraulic gradients together with the geochemical features of sodium bicarbonate waters are proper conditions for the mobilization of As and F in groundwater.

Groundwater exceeds CAA limits for water supply in As, F⁻, salts and NO₃⁻. Heavy metals do not seem to contribute a significant pollution problem at MWDS, mainly because of strong attenuation by sorption and precipitation of these trace elements.

The leachate of LWOSS presented a reducing condition, NH₄⁺, high specific conductance, pH, Cl⁻, Na⁺, HCO₃⁻ and heavy metals respect to groundwater. COD and BOD₅ exceed DIPAS limits.

Groundwater over MWDS present high concentration of Cl⁻, SO₄⁻², Na⁺, HCO₃⁻, K⁺, Mg⁺², NO₃⁻, NO₂⁻, Si, As, F⁻, Cu, Pb, COD, BOD₅, high values for aerobic bacteria and less dissolved oxygen than the background values. These values decreased to P3, 30 m downgradient from MWDS.

Using geochemical code NETPATH and PHREEQC it is possible to conclude that dissolution/precipitation of carbonates, dissolution and hydrolysis of silicates and cation exchange are the main processes that control groundwater chemistry.

Models indicate similar percentage of recharge in sand dunes areas than that one obtained from ion Cl⁻ method.

Higher Peclet number indicates that the advection in water is moving chemicals faster than dispersive flow. The dispersion result changing according to the scale of study.

It was not possible to find the typical reducing conditions with redox zoning around MWDS such as many authors have indicated. In this intermediate state, it is possible to find nitrates in low concentrations. Under these conditions, metals can become mobile, and low oxygen values could also be present.

This polluted area has an important thick vadose zone. This characteristic allows the natural attenuation processes to take place. Attenuation is generally the most effective process in the unsaturated zone and in particular in the upper soil layers where biological activity is greater. The presence of soil layers contributes to reduce, retard, and transform chemical and microbiological contamination from the contamination sources to the groundwater.

The investigation shows that it is necessary for authorities to develop a prevention program that locates the MWDS far away from dune zones and includes a new technical design that prevents groundwater contamination.



CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

INTRODUCCIÓN

El agua subterránea se origina a partir de la infiltración profunda del agua de lluvia y del agua superficial. En términos generales puede decirse que el agua subterránea fluye lentamente a través de las formaciones geológicas en contacto con los minerales y parcialmente aislada de la fase atmosférica. Debido a este aislamiento parcial con respecto a la superficie de la tierra y a los largos tiempos de residencia en el acuífero, el agua subterránea tiene una inercia mayor que las aguas superficiales tanto en términos de renovación (cantidad) como de vulnerabilidad a los contaminantes (calidad) (Jordana y Batista, 2004).

América latina es una de las regiones con mayores reservas hídricas de todo el mundo. América del Sur concentra el 26% de la disponibilidad de agua para solamente el 6% de la población mundial. Pero América Latina también es una de las regiones que enfrentan los problemas más serios de abastecimiento debido a que posee al mismo tiempo algunas de las zonas más húmedas del planeta y los desiertos más áridos, además de un alto riesgo de contaminación (Bárceñas et al., 2007). Las aguas subterráneas cumplen un rol importante, y en numerosos casos vital, para el suministro de agua potable de muchas áreas urbanas y rurales de la Región de América Latina y el Caribe (Foster e Hirata, 1988).

Los procesos químicos que ocurren entre el agua del acuífero y los minerales que lo componen definen las características químicas naturales del agua subterránea. Se producen variaciones espaciales y temporales de esta composición, que el hombre altera, a través de sus actividades, retardando o acelerando reacciones, generalmente por la incorporación de compuestos al acuífero.

Todas las actividades económicas, primarias, secundarias y de servicio producen residuos que pueden dañar al ambiente incluyendo el agua subterránea. Los sitios de disposición de residuos sólidos urbanos, junto a la actividad minera y a los accidentes con sustancias peligrosas, representan la principal amenaza a la calidad del agua subterránea (Zaporozec, 2002). El riesgo asociado a un determinado vertido no es intrínseco al vertido sino que depende de múltiples factores que tienen que ver con el propio sistema de vertido, con las características del medio receptor y con las condiciones ambientales en sentido amplio (Foster et al., 2002). El diagnóstico de este tipo de escenarios y el estudio de las características hidrogeológicas e hidrogeoquímicas permite establecer una aproximación de la situación de contaminación de este tipo de vertidos, con base para la protección y gestión de acuíferos.

La práctica de disposición sobre el suelo de efluentes domésticos e industriales no tratados es cada día más difundida y menos atendida por organismos responsables de los países en vías de desarrollo. Los efectos del desarrollo experimentado por los países de América Latina visto a través del conocimiento

de la población, el desarrollo industrial, la urbanización y otros aspectos, han producido un incremento considerable tanto de cantidad y variedad de los residuos sólidos derivados de las actividades del hombre (Foster e Hirata, 1988).

Entre los mayores problemas ambientales que presenta la Argentina se encuentra la incorrecta gestión de los residuos sólidos urbanos, los que en la mayoría de los pueblos y ciudades se vierten sin control o se depositan en rellenos sanitarios mal diseñados generando un importante impacto al medio físico y la salud humana. Para toda la provincia de Córdoba, sólo en un 7,5% de los casos, la basura se opera en vertederos controlados (rellenos sanitarios), el 52,5 % en vertederos semicontrolados (con cobertura de residuos) y en un 40% de los casos los residuos quedan a cielo abierto donde con el fin de reducir la basura, los insectos y la presencia de roedores, estos residuos son incinerados generando gases de alta peligrosidad y toxicidad (incluidos algunos cancerígenos) (Nirich, 2000).

La localidad de Coronel Moldes con un total de 8.850 habitantes, junto a otras integra el grupo de ciudades con la mayor tasa de crecimiento anual de toda la provincia y un aumento de residuos sólidos urbanos que acompaña este desarrollo (Nirich, 2000). Coronel Moldes contribuye junto a otras localidades de la provincia con el 22% del total de la basura generada en la provincia en un total donde la ciudad de Córdoba y Río Cuarto aportan el 78% restante. Sin embargo integra el grupo de aquellas que generan menor porcentaje de basura (Figura 1.1).

El manejo de los residuos sólidos urbanos que se hace en la localidad de Coronel Moldes es un ejemplo de falta de control y gestión al respecto. Los mismos fueron depositados durante años en un predio de localización inapropiada, al N de la ciudad, luego dado de baja y reutilizado con fines recreativos, cuya potencialidad de contaminación al acuífero nunca fue evaluada. En el año 1982 la disposición de residuos sólidos urbanos fue derivada hacia el sector NE, a 6 Km de la ciudad en un predio de 11 ha careciendo de estudios técnicos para su ubicación y diseño. El mismo funciona hasta la actualidad y se vierten alrededor de 84 tn de residuos sólidos domiciliarios por semana.

La basura se coloca directamente sobre el suelo natural, sin cobertura de tierra, sin realizar excavaciones y con remociones periódicas para despejar la entrada al basural. Es común la quema de basura y la presencia de roedores. En una laguna ubicada dentro del basural, se vierten los efluentes procedentes de los sistemas de saneamiento in situ de la ciudad, incluso hay registros que muestran que en el año 2005 se volcaron efluentes de un matadero.

La presencia de éstos sitios de disposición de residuos urbanos afecta a todas las esferas terrestres generando un importante impacto al medio físico y /o a la salud humana. Los líquidos lixiviados a partir de los depósitos de basura a cielo

abierto constituyen una amenaza al sistema acuífero, única fuente de abastecimiento para muchos habitantes de la zona.

La localidad de Coronel Moldes posee una economía basada fundamentalmente de emprendimientos agroganaderos los que, junto con las restantes actividades urbanas y rurales, están basados en el uso exclusivo del agua subterránea.



Figura 1.1: Generación de residuos sólidos urbanos ponderada por localidad. Fuente: Nirich (2000)

El acuífero libre, clástico, es la fuente de abastecimiento de agua para la mayor parte de la población rural. Se extiende hasta los 45-60 m de profundidad y la zona no saturada presenta espesores de 2,6 a 14 m. Este acuífero presenta cierto grado de degradación natural por la presencia de altos tenores de As y F

(Blarasin et al., 2004) sumado a una degradación antrópica derivada de fuentes diversas potencialmente contaminantes. Dadas su característica de libre este acuífero es susceptible de ser afectado por las diferentes fuentes de contaminación existentes en superficie, y por eso se lo ha hecho objeto de esta investigación.

La investigación hidrogeológica vinculada a estudios de contaminación se basa en un buen conocimiento de las condiciones de subsuelo y características geológicas, que darán el marco físico a través del cual el agua subterránea y los contaminantes fluyen. El estudio hidrogeoquímico permitirá establecer los procesos naturales que ocurren en el acuífero y que determinan la composición química del agua en su estado natural o afectado por el hombre.

El conocimiento de la movilidad de los contaminantes procedentes de los lixiviados del basural municipal sobre el medio geológico, permitirá conocer el impacto que este foco puntual de contaminación genera sobre un acuífero de la típica llanura loésica del Sur de la provincia de Córdoba, permitiendo además valorar la importancia de las barreras geológicas en la selección de sitios para diversas actividades, estimar el riesgo y señalar medidas de control y protección del recurso hídrico subterráneo.

Con este estudio se pretende aportar información útil en la gestión eficiente y la planificación territorial, en un marco sustentable del recurso hídrico subterráneo.

Modelación geoquímica

Predecir las características químicas del agua subterránea durante el transporte se ha vuelto un trabajo cada vez más importante para hidrogeólogos y geoquímicos. El problema consiste en definir las líneas de flujo en el acuífero, los tiempos de tránsito a lo largo de esa línea de flujo y predecir las reacciones químicas que alteran la concentración durante el transporte (Appelo y Postma, 1996). Cuando varias reacciones se combinan los cálculos se vuelven excesivamente laboriosos y es allí cuando la implementación de modelos numéricos cobra real importancia.

Los modelos hidrogeoquímicos aplicados permiten conocer la distribución de las especies químicas en el agua y cómo éstas interactúan con la materia sólida del acuífero. Éstos se emplean fundamentalmente para predecir la distribución de las diferentes especies químicas presentes en una disolución acuosa, así como la transferencia de masa que se produce al poner en contacto diferentes fases (García y García, 2004). La complejidad de los cálculos que requieren los modelos de equilibrio, consecuencia de la complejidad de los sistemas hidrogeoquímicos reales y la necesidad de realizar procedimientos iterativos, se ve superada gracias a la ayuda de códigos de computación diseñados a tal efecto (Martínez et al., 2000).

El programa NETPATH (Plummer et al., 1991) constituye un ejemplo muy simple a partir del cual es posible interpretar la evolución química del agua a lo largo de la línea de flujo. Los datos de entrada corresponden a la composición de un agua inicial y de un agua final junto a una lista de fases (minerales) que pueden disolverse y/o precipitar. La salida del programa es una lista de todas las reacciones posibles que involucran los minerales listados que satisfacen las restricciones del balance de masas. Con la misma función y con una base de datos más amplia, PHREEQC2.0 (Parkhuts y Appelo, 1999) incluye además la posibilidad de simular el transporte unidimensional de solutos en agua subterránea incorporando todos los términos del transporte en conjunto con las posibilidades de simulación hidrogeoquímica.

A través de la modelación geoquímica se intentará dilucidar los procesos que generan cambios en la composición química del agua subterránea entre aguas iniciales y finales relacionadas evolutivamente a lo largo de una línea de flujo atendiendo principalmente al transporte de iones mayoritarios y algunos minoritarios y traza. Se pretende efectuar el modelado geoquímico de transporte de contaminantes derivados de efluentes urbanos en el acuífero poroso clástico, a fin de conocer el impacto que este foco puntual de contaminación genera sobre el acuífero libre.

HIPOTESIS

Hipótesis A: La calidad del agua subterránea, sometida a cambios espaciales y temporales, se encuentra afectada por contaminación derivada de la actividad humana y la vulnerabilidad del acuífero.

Hipótesis B: Los procesos de transporte y evolución de contaminantes en la zona del basural están influenciados por las características del acuífero, de la ZNS, de la propia carga contaminante e hidroclimáticas.

Hipótesis C: El agua subterránea del acuífero libre Coronel Moldes es el principal agente movilizador de las sustancias contaminantes derivadas del basural y de la laguna de efluentes.

OBJETIVO GENERAL

Efectuar el modelado geoquímico de la movilidad de los contaminantes derivados de efluentes urbanos e industriales en el acuífero poroso clástico del área de Coronel Moldes con el fin de aportar información a la gestión del recurso hídrico subterráneo y la planificación territorial.

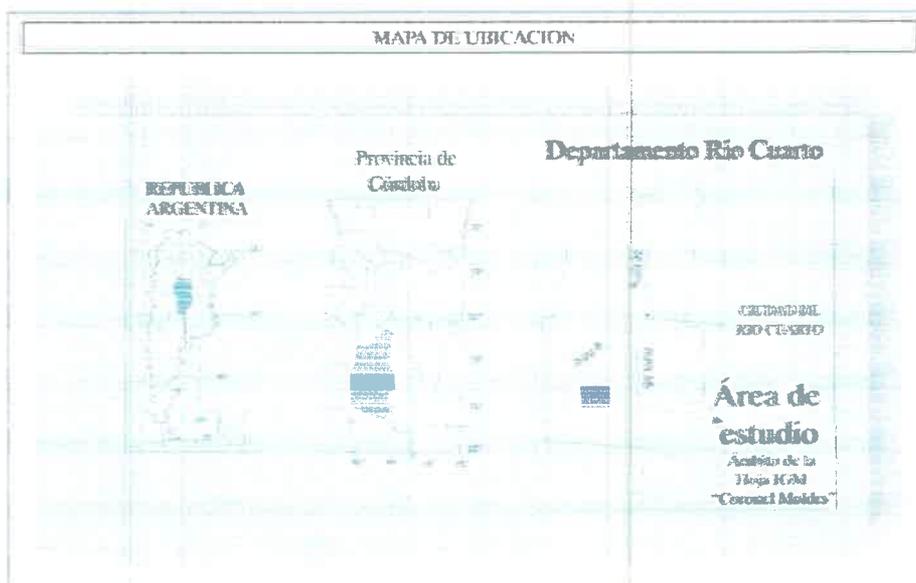
OBJETIVOS ESPECÍFICOS

-Realizar un estudio geológico-geomorfológico del área.

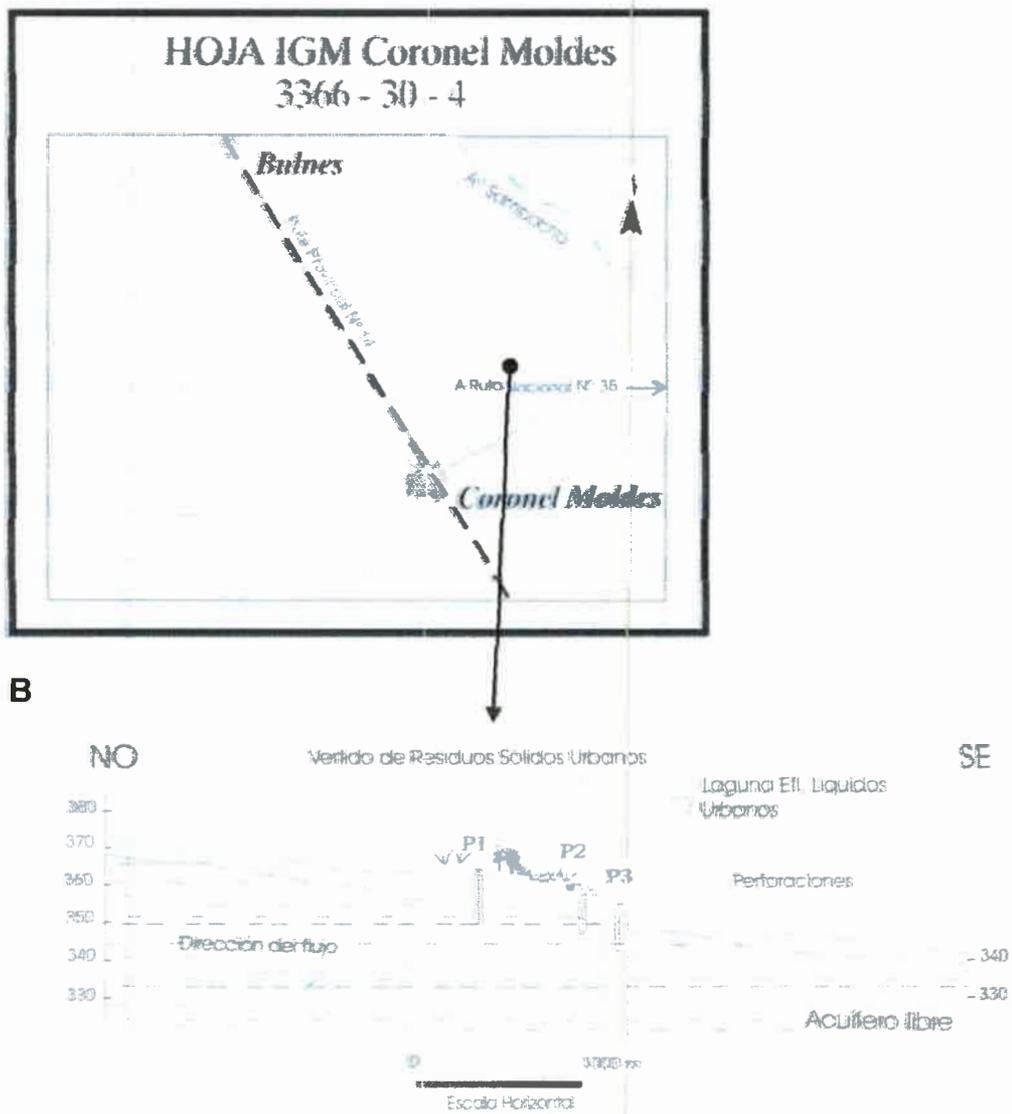
- Evaluar las características hidrogeológicas, hidrodinámicas e hidrogeoquímicas del agua subterránea y sus condicionantes en el área seleccionada.
- Identificar las características (materiales, porosidad, permeabilidad) de la zona no saturada.
- Evaluar la vulnerabilidad, amenaza y peligro de contaminación del acuífero freático.
- Conocer y clasificar según el comportamiento hidrogeoquímico a los contaminantes presentes en las diferentes fuentes existentes en localidad de Coronel Moldes y sus alrededores.
- Reconocer y cuantificar los diferentes procesos naturales de degradación y retención de contaminantes.
- Evaluar la evolución del transporte de contaminantes a través de la modelación numérica del proceso.
- Proponer la redefinición de sitios y modos de vertido.
- Difundir los resultados obtenidos en distintos ámbitos de la sociedad (académico, educativo, de gestión y medios de difusión) para favorecer mecanismos de respuesta socio - institucionales más adecuados ante cambios en las condiciones ambientales.

LOCALIZACIÓN GENERAL DEL AREA DE ESTUDIO

El área de estudio se encuentra en el sector Sur de la provincia de Córdoba, entre los 33° 30' y 33° 40' Latitud Sur y 64° 30' y 64° 45' longitud Oeste (Figura 1.2). Abarca 440 Km² y se eleva en promedio unos 400 metros sobre el nivel del mar (msnm). El sitio de disposición de residuos sólidos urbanos se localiza a 6 Km al NE de la localidad de Coronel Moldes, corresponde a una zona de médanos a 358 msnm.



A



C

Figura 1.2: A) Ubicación General de área de estudio, B) Ámbito de la Hoja IGM Coronel Moldes C) Localización del sitio municipal de residuos sólidos urbanos.

CAPÍTULO 2

MATERIALES Y MÉTODOS

MATERIALES Y MÉTODOS

En este Capítulo se presenta la metodología general seguida en la investigación. La misma comprendió tareas en los tres ámbitos de estudio especificados para las Ciencias de la Tierra, incluyendo actividades de gabinete, campo y laboratorio.

Cabe señalar que la zona de estudio integra una de las tantas regiones del Sur de la provincia de Córdoba que carecían de estudios de base locales que permitieran iniciar investigaciones de detalle como la que se plantea en el tema de Tesis.

Es así que fue necesario entonces plantear el estudio desde un ámbito regional y un entorno local a la fuente de contaminación seleccionada. Se realizaron los estudios a escala 1:50.000, en un área de 440 Km² que rodea al sitio de disposición de residuos sólidos urbanos y a la localidad de Coronel Moldes. Luego se aumentó la escala de trabajo (1:25.000) a un área de 33 Km², en los alrededores del basural municipal. Finalmente, se incrementó la escala hasta un área aproximada de 1 Km², incluyendo al basural y su entorno más próximo.

Cartografía

La tarea inicial en la investigación consistió en la búsqueda de antecedentes (recopilación y análisis) del área de estudio. Para la cartografía de base se utilizaron cartas topográficas 1:50.000 del Instituto Geográfico Militar (IGM) año 1969. La Hoja IGM (3366-30-4) Coronel Moldes se tomó como base para la caracterización regional del entorno rural a la localidad de Coronel Moldes. Se utilizaron también fotomosaicos del año 1970, Esc. 1:50.000 e imágenes satelitales: LANDSAT ETM+ 229/83, en formato digital del año 2000, escala 1:50.000. Utilizando el Software Envi, se realizaron ventanas georreferenciadas del área de estudio. Con el uso conjunto de fotografías aéreas e imágenes satelitales se realizó el análisis y definición de las unidades geomorfológicas que permitieron la elaboración del mapa Geomorfológico preliminar.

Luego de su comprobación en campo donde se relevaron materiales aflorantes y expuestos en barranca de los arroyos y procesos geomorfológicos e hidrológicos activos, se confeccionó el mapa geomorfológico definitivo.

Historia Geológica y Geomorfología

La historia geológica regional se reconstruyó en base a estudios realizados por diversos autores entre los que se señala el trabajo de Chebli et al. (1999), quienes presentan la historia pre-cuatemaria de la llanura Chacopampeana, el trabajo de Ramos (1999) quien presenta la evolución tectónica del centro de Argentina y el trabajo de Cantú (1992) quien presenta la secuencia cuatemaria para la provincia

de Córdoba. Para estudios más detallados en el Sur de la provincia de Córdoba y los alrededores de Coronel Moldes, se tomó como base la Carta Geológica Río Cuarto (Degiovanni et al., 2005), trabajos de Blarasin (2003) y de González (2006).

Se consideraron además los estudios de Blarasin (2003) y Degiovanni et al. (2001), cuya descripción y marco regional se basa en la interpretación de la estratigrafía del subsuelo tomando como base las perforaciones profundas realizadas, una por YPF y otra por Hunt Oil Co., en diferentes puntos del Sur de la provincia de Córdoba. Estos autores contaron con más de 80 perforaciones someras realizadas para captación de agua, cuya profundidad es variable y no superan los 400 m. Entre estas quedan incluidas aquellas perforaciones realizadas en el marco de esta investigación, en la localidad de Coronel Moldes, y aquellas realizadas en Coronel Moldes y Bulnes por la Dirección Provincial de Aguas y Saneamiento (DIPAS).

Se realizaron perfiles sedimentológicos en las márgenes del arroyo Sampacho y en diferentes puntos sobre los caminos en los alrededores de Coronel Moldes.

Se consideraron datos de estudios geoelectrónicos realizados por el Lic. Juan Felizzia en un predio localizado a 10 Km al NO de la localidad de Coronel Moldes.

Las características generales de los suelos que componen el área de estudio fueron tomadas de la carta de suelos de la provincia de Córdoba realizada por el INTA Manfredi (Gorgas y Tassile, 2003).

Análisis textural y mineralógico del loess

Se realizó el análisis textural de muestras de sedimentos procedentes del acuífero y de la zona no saturada empleando tamizado por vía seca, según normas ASTM (1993) E-11-81 con Tamiz N°: 5, 10, 18, 40, 60, 120, 230 y fondo, en el laboratorio de sedimentología de la Universidad Nacional de Río Cuarto.

Se enviaron muestras al INGEIS para el análisis químico de sedimentos: el suelo natural (aquel supuesto no contaminado por el basural), de suelo contaminado (sobre el que depositan los residuos sólidos), los sedimentos que componen los médanos, los del fondo de la laguna de efluentes líquidos urbanos y muestras tomadas de la zona no saturada (ZNS) y zona saturada (ZS) de perforaciones realizadas en la ciudad y en el área del basural.

Salvo para los sedimentos que componen el fondo de la laguna de efluentes líquidos, las restantes muestras fueron enviadas al INTA Balcarce para la determinación de la Capacidad de Intercambio Catiónico.

Se realizó el análisis mineralógico a dos muestras de loess tomadas de la ZNS y ZS del acuífero debajo del basural, usando la metodología de Brewer (1976). La fracción arena muy fina, del tamiz malla ASTM N° 230, fue la que se consideró en el análisis por vía óptica dado que es la fracción cuantitativamente más abundante. Sobre esta fracción se realizó una clasificación densimétrica para separar minerales livianos de los pesados usando Bromoformo (pe 2,88). Para la identificación mineralógica se colocaron los granos sobre un portaobjeto incluidos en un medio diáfano, los minerales livianos en nitrobenzeno (n: 1,55) y los minerales pesados en bromoformo (n: 1,59). La identificación se realizó bajo el microscopio de luz polarizada NIKON (E600) disponible en el Departamento de Geología de la UNRC.

Se consideraron los trabajos de Blarasin (1984), Nicolli et al. (1989), Nicolli et al. (2004), Smedley et al. (2002), Smedley y Kinniburgh (2002), Rossi (1996), entre otros, quienes avanzaron en el estudio respecto a la composición mineralógica y/o química del loess en zonas con formaciones geológicas similares.

Inventario de fuentes contaminantes y análisis de Vulnerabilidad

Se relevaron aquellas actividades de uso del territorio (sitios de disposición de residuos sólidos y líquidos urbanos, tambos, frigoríficos, lagunas de disposición de residuos derivados de la industria láctea, sitios antiguos y actuales de disposición de residuos sólidos urbanos, ferias ganaderas municipales y privadas, feet-lots) que permitirán a futuro y, junto al conocimiento de los aspectos hidrogeológicos generales, evaluar la afectación de diferentes contaminantes al medio subterráneo y la correcta ubicación de puntos de monitoreo. Este inventario de fuentes contaminantes fué utilizado además para la confección de los mapas de vulnerabilidad y peligro a la contaminación del acuífero libre. Como señala Zaporozec (2002), conocer la existencia y extensión, o potencial impacto, de las fuentes contaminantes, es una información necesaria para todo programa de protección.

Se evaluó la Vulnerabilidad a la contaminación del acuífero freático, empleando metodología DRASTIC (Aller et al., 1987) y GOD (Foster, 1987), a fin de identificar unidades hidrogeológicas con diferentes niveles de vulnerabilidad. Los mapas de vulnerabilidad son usados como guía para la localización del desarrollo futuro y para minimizar el impacto que el proyectado desarrollo puede tener sobre los recursos hídricos subterráneos (Merchant, 1994). Junto a este, los mapas de Amenaza y Peligro de contaminación fueron obtenidos mediante la metodología de Foster e Hirata (1988) a partir de la aplicación del Sistema de Información Geográfica ArcView 3.2 (ESRI, 1999).

Hidrometeorología y características climáticas

Debido a que en la zona no se encuentran estaciones meteorológicas, los datos de precipitación utilizados corresponden a los relevados por los pobladores, mientras que los de temperatura y vientos fueron recogidos de la estación meteorológica de la Universidad Nacional de Río Cuarto, ubicada a 60 Km de la localidad de Coronel Moldes. Este registro comprende el período 1974-2007. Se utilizó esta información dado que en áreas de llanura los valores de temperatura y vientos no varían significativamente a la distancia considerada.

Los datos de temperatura junto a las precipitaciones han sido sometidos a tratamiento estadístico a fin de conocer los valores medios y su distribución temporal (mensual y anual). Se analizaron las curvas cronológicas anuales, los cálculos de precipitación media anual y las curvas de distribución de promedios mensuales.

Los datos de precipitación analizados corresponden a 6 series, algunas de ellas no consecutivas, que se presentan en la Tabla 2.1.

La Serie Ea. La María (1920-2005) fue tomada de productores localizados a 63 Km al SE de la localidad de Coronel Moldes.

Tabla 2.1: Estaciones pluviométricas obtenidas de productores de la zona y de la UNRC.

Estación	Intervalo	Modulo Pluviométrico (mm)
UNRC	1974-2005	794
TARQUINO	1971-2007	875
Ea. LA MARÍA	1920-2005	781
ECHEVERRI	1896-1995	813
LUCASIEWICH (*)	1993-2003	1000
SANCOR (*)	1975-1997	828

(*) Estaciones con años de datos faltantes

Si bien se contaba con una estación más, la perteneciente al Municipio de Coronel Moldes, ésta fue descartada del análisis ya que presentó una serie de años corta y con grandes períodos sin información. Para completar los datos faltantes de los años 2006 y 2007 de la serie Tarquino, se utilizaron los registros propios del pluviómetro y muestreador de lluvia instalados en la ciudad de Coronel Moldes.

En el estudio de la información meteorológica se implementaron metodologías para el análisis de consistencia de datos y determinar errores sistemáticos en los datos. El objetivo aquí fue conocer la confiabilidad de las series de precipitaciones recogidas, las que aparecen con medias superiores a las obtenidas en Río Cuarto y otras zonas del Sur de Córdoba. Para ello, se utilizó el método de dobles acumulaciones entre dos series de datos. Este método contrasta los datos de

estaciones próximas en el espacio y sujetas al mismo régimen hidrológico, considerando a una de ellas como estación de confianza. Cabe aclarar que la serie UNRC fue sólo utilizada en el estudio de relleno de series. Para completar las series con datos faltantes se utilizó el método de interpolación regional (Orsolini, et al., 2000), determinando cual sería la estación confiable a partir de la que se rellenaría la nueva serie.

El tratamiento de la información hidrometeorológica incluyó además la realización de balances hídricos necesarios para conocer excesos o déficit de agua y lo que queda retenido en el suelo. El balance hídrico es la contabilización del agua del suelo y representa el balance de agua que entró como precipitación (P) y que salió debida a la evapotranspiración. Esto puede ser calculado con valores medios, denominado balance hídrico normal, o con valores secuenciales a lo largo de uno o varios años, denominado balance hídrico seriado.

Lozada y Sentelhas (2002) señalan que el balance hídrico, estimado con valores normales o promedios de Evapotranspiración Potencial (ETP) y P, no considera la variabilidad interanual de esos procesos, por lo que la ocurrencia de eventuales déficit en regiones húmedas o excesos en regiones áridas, no serían identificados por este tipo de balance. Sin embargo se han analizado a fin de tener una idea global de lo que ocurre con el agua de lluvia y obtener los valores de ETP que posteriormente se utilizaron en los balances seriados.

Los cálculos de Evapotranspiración Potencial se realizaron según la metodología de Thornthwaite y Mather (1955). Se realizaron balances hídricos modulares según la metodología de Thornthwaite (1948) y el programa BALUBA 1.0 (Hurtado et al., 1991).

Se realizaron balances hídricos seriados a nivel del suelo de paso mensual para las series disponibles implementando el software PDIMES (Ravelo, 1990). En este último variables de ingreso son P y ETP mensuales para cada año de la serie. El programa calcula los valores de almacenaje, recarga potencial, recarga, agua potencialmente extraíble, agua extraída, evapotranspiración real y escurrimientos (entendiendo como tales los excesos hídricos que se resuelven en escurrimiento superficial e infiltración efectiva). En este balance se tiene en cuenta la humedad antecedente del suelo, lo cual permite obtener una aproximación más real de lo que ocurre con el agua en el sistema.

El programa considera dos capas de suelo, la capa superior que contiene 25 mm de agua útil y la capa inferior que contiene una determinada cantidad de agua útil en función de la profundidad considerada y las características propias del suelo (en el presente caso los 125 mm para completar el valor de agua útil de 150 mm, correspondiente a un Haplustol Típico). Este aspecto tiene una fundamentación agronómica, pues la capa superior e inferior del suelo pierde humedad a un ritmo diferente (Blarasin, 2003).

Para la clasificación climática de la zona se tomó en cuenta la clasificación de Thornthwaite del año 1948 (Burgos y Vidal, 1949) basada en Índices de aridez, de humedad e hídrico.

Hidrología superficial

Respecto a la hidrología de superficie, se re-definió la red de escurrimiento superficial utilizando cartas topográficas, antecedentes (Blarasin et al., 1994) y relevamientos de campo. Se confeccionó el mapa de escurrimientos superficiales definiéndose redes de drenaje, cursos permanentes y escurrimientos superficiales. Todos los mapas que se presentan en esta tesis fueron confeccionados con el programa de edición gráfica CorelDRAW 11.

Hidrología Subterránea

Se realizaron ensayos de permeabilidad in situ con permémetro de carga variable (tipo Guelph) y/o ensayos de bombeo (según Jacob) para conocer parámetros geohidrológicos del acuífero (K, T y S), todo esto realizado en el marco del trabajo realizado por Blarasin et al. (2004) en la ciudad de Coronel Moldes.

Para completar el modelo estratigráfico se obtuvo información de dos perforaciones, una realizada en la ciudad de Coronel Moldes y otra situada a 2 Km al Este de la misma (ambas pertenecientes a particulares) y de dos nuevas perforaciones realizadas durante el 2006 en el entorno del basural. Se sumó la información obtenida de Sondeos Eléctricos Verticales (SEV) efectuados en el marco de la investigación y aquellos realizados en los alrededores de la zona de estudio por González (2006). Los mismos se realizaron a fin de ampliar el conocimiento sobre las características litológicas del acuífero freático y de los diferentes niveles confinados existentes en la zona. Los SEV se realizaron siguiendo la metodología de Wenner Simétrico con una abertura de malla constante de 8 m. El análisis y comparación entre las curvas de resistividad en campo con las curvas teóricas fueron realizadas, en colaboración con el Lic. Juan Felizzia, implementando el software IPI2 Win v 2.0 (2000) de Geoscan. M. Ltd.

El estudio hidrogeológico se realizó en tres escalas de trabajo diferentes a fin de caracterizar el acuífero libre desde un marco general (escala de semidetalle), pasando por el local, hasta uno de detalle que permita dar una aproximación del impacto que el lixiviado procedente del basural genera sobre el agua subterránea. Se definió para cada escala de trabajo una red de pozos a censar y muestrear para posterior análisis físico-químico del agua.

El estudio hidrogeológico a escala de semidetalle se realizó a una escala 1:50.000, en un área de 440 Km² (Figura 2.1), en la que se definió una red de perforaciones de 1pozo/16 km² aproximadamente. Luego se aumentó la escala de trabajo (1:25.000) en un área de 33 Km², con un total de 13 pozos, hasta una escala de mayor detalle, con un área aproximada de 1 Km² dentro del basural y su entorno más próximo. Este estudio involucró 3 perforaciones: una aguas arriba (P1), otra dentro del basural (P2) y una última 30 m aguas abajo (P3).

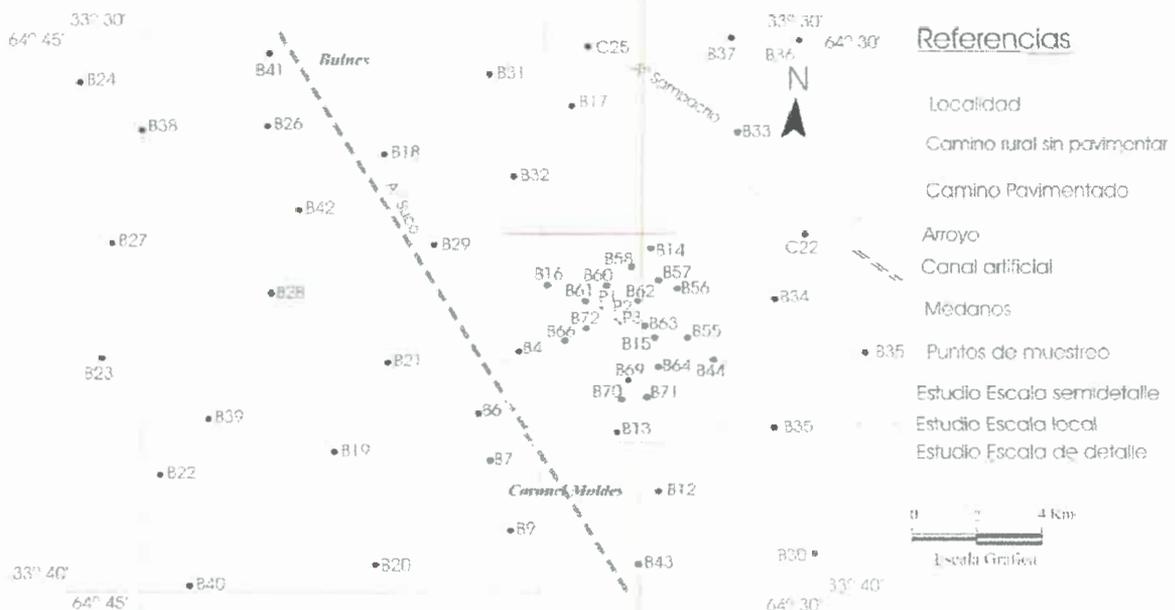


Figura 2.1: Ubicación de los puntos de muestreo del estudio a escala de semidetalle, local y de detalle.

El muestreo también tuvo diferentes escalas de tiempo. El censo a escala de semidetalle se efectuó en el año 2004 y en el año 2006, para la escala local el censo se efectuó teniendo en cuenta las variaciones estacionales, realizando tres muestreos, en Marzo de 2006, en Noviembre de 2006 y otro en abril de 2007. El censo de las perforaciones del basural tuvo mayor regularidad, cada dos meses, según disponibilidades económicas e imprevistos técnicos.

La exploración hidrológica subterránea consistió en el censo de pozos existentes y pertenecientes a pobladores rurales que captan el agua de los primeros 15-20 metros del acuífero. Se midieron en cada uno de ellos, niveles estáticos del acuífero libre (utilizando sonda piezométrica de señal lumínica y sonora) y se extrajeron muestras de agua midiendo in situ pH, conductividad, sales disueltas totales (SDT) y temperatura, con el instrumental de campo apropiado (Conductímetro Hanna, pHmetro LaMotte). Las muestras fueron acondicionadas para su transporte al laboratorio y posterior análisis físico-químico completo.

El relevamiento del ámbito local, en los alrededores del basural (33 Km²), se realizó con el objeto de efectuar comparaciones con un ambiente hidrogeológico idéntico pero supuesto no contaminado, adoptando este escenario como referente de valores de "fondo" o "línea de base" regional.

Vinculado a la dinámica del agua subterránea se elaboraron mapas de equipotenciales del acuífero freático y mapas isopáquico de la zona no saturada (isoprofundidad del nivel freático). Se calcularon gradientes hidráulicos $i = H_1 - H_2 / L$ y velocidad real efectiva según $V_{real} = K \cdot i / p_e$, con $K = 0,2$ y 1 m/día (Blarasin et al., 2004) y $p_e = 7\% - 10\%$ (Blarasin, 2003).

Cálculo aproximado de la Recarga

En la localidad de Coronel Moldes se instaló un muestreador de lluvias, según normas del Instituto Nacional de Geocronología Isotópica (INGEIS) tomando como base el colector estandar diseñado por la OMS (Panarello y Dapeña, 2001). A partir del análisis químico del agua de lluvia, del agua subterránea en la zona de médanos y de aquellas muestras tomadas de pozos localizados en la llanura, no afectados por procesos de contaminación ni de descarga natural, se implementó el método de balance de los cloruros a fin de estimar la recarga del acuífero freático. Según aquel, aceptando algunas simplificaciones razonables, puede establecerse que:

$$R/P \cong Cl_p / Cl_R$$

Donde:

R= Recarga anual

P= precipitación anual

Cl_p = concentración media de cloruros en el agua de lluvia de la zona de recarga del acuífero.

Cl_R = idem en el agua de recarga (habitualmente se toma agua freática)

Este coeficiente R/P permite inferir que porcentaje de lluvia local se convierte en recarga al acuífero.

Hidrogeoquímica

El análisis físico-químico de las muestras se realizó en el laboratorio de hidrogeoquímica del Departamento de Geología de la UNRC. El mismo consistió en la determinación de pH (electrodo Orion-9104 y potenciómetro 710 A), conductividad (conductímetro Hanna y/o Sprite con compensación automática de temperatura). Se determinaron las concentraciones de aniones mayoritarios HCO_3^- determinados por titulación, SO_4^{2-} por turbidimetría, Cl^- determinados por titulación

y de cationes mayoritarios Na^+ - K^+ por fotometría de llama (Fotómetro Metrolab Modelo 315), Ca^{+2} y Mg^{+2} determinados por titulación. Además se midieron elementos minoritarios y trazas tales como NO_3^- F mediante potenciometría (electrodos de ión selectivo Orion modelo 9609 y 9307, respectivamente). También in situ se controlaron nitritos y nitratos con test semicuantitativos. As (total) se determinó utilizando el test semicuantitativo colorimétrico de Merck (intervalo de lectura entre 0,005 y 0,5 mg/l). Para algunas muestras recogidas en el estudio a nivel regional ha sido posible la determinación de Si, por el método de molibdosilicato según metodología de Standard Methods (APHA y AWWA, 1995), en el laboratorio del Centro de Geología de Costas y el Cuaternario de la Universidad Nacional de Mar del Plata.

Posteriormente, con todos los datos obtenidos en laboratorio, se realizaron los cálculos para obtener concentraciones de aniones y cationes en meq/l y mg/l. Se calcularon propiedades tales como: dureza ($r\text{Ca}^{+2}$ $r\text{Mg}^{+2}$) en meq/l y en ppm de CaCO_3 , alcalinidad TA ($r\text{CO}_3^{-2}$) y TAC ($r\text{HCO}_3^- + r\text{CO}_3^{-2}$) en meq/l y ppm de CaCO_3 , RAS (Relación de Adsorción Sodio) y CRS (Carbonato de Sodio Residual) en meq/l. La definición del carácter geoquímico del agua se realizó en función de los iones dominantes según clasificación Piper-Hill y Stiff utilizando el software RockWorks (2002). La información obtenida permitió elaborar mapas hidroquímicos que representan la distribución areal de la salinidad, relaciones iónicas, tenores de As, F, nitratos, etc. Toda la cartografía mencionada fue realizada con el programa CorelDraw 11.

El recurso hídrico subterráneo fue clasificado para diferentes usos, utilizando las normas de Código Alimentario Argentino para consumo humano, la clasificación de Aguas y Aguadas (Bavera, 2001) para uso ganadero y el conocido diagrama del Laboratorio de Salinidad de Riverside para riego (US Salinity Laboratory Staff, 1954)

El estudio de detalle se realizó a fin de establecer las características de la pluma contaminante por lo que se realizaron nuevas perforaciones en el área del basural, las mismas localizadas sobre un filete de flujo del agua subterránea: una aguas arriba (P1, hasta los 16 m de profundidad, realizada por el municipio), otra dentro del basural (P2, hasta los 10,50 m) y una ubicada 30 m aguas abajo (P3, hasta los 12,50 m). Las perforaciones fueron realizadas a rotación con circulación de agua, sin agregado de lodo ni otro tipo de aditivos para evitar posibles contaminaciones, encamisando con caño de PVC de 4" y filtro de 3 m de longitud en el tramo final elaborado a partir de ranurado del propio caño.

Se extrajeron muestras de agua en las tres perforaciones y de la laguna de efluentes que se ubica dentro del basural, midiéndose *in situ* pH, Conductividad eléctrica y temperatura. Se realizaron análisis físico-químicos y microbiológicos, determinándose iones mayoritarios disueltos, algunos minoritarios y propiedades de interés (HCO_3^- , CO_3^{-2} , Cl, SO_4^{-2} , Na^+ , K^+ , Ca^{+2} , Mg^{+2} , pH, F, As, NO_3^- , CE,

SDT, según la metodología descrita, Alcalinidad, Dureza, DBO₅ -Demanda bioquímica de oxígeno- y DQO -demanda química de oxígeno-) y microorganismos aerobios mesófilos totales, coliformes totales y fecales, *Escherichia coli* y *Pseudomonas aeruginosa*.

Dada la naturaleza del efluente, la determinación de la concentración de Cl⁻ se realizó con el método de titulación potenciométrica, utilizando un electrodo indicador, uno de referencia (Ag-ClAg) y un dispositivo de medida de potencial, según procedimiento del Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA y AWWA, 1995). Esta determinación se realizó en el Departamento de Química de la UNRC, en colaboración con el Dr. Nelio Vitorazi.

Los análisis bacteriológico y de DBO₅ y DQO fueron realizados en el departamento de Microbiología y de Ingeniería de la UNRC, respectivamente. Las muestras fueron convenientemente refrigeradas y para la determinación de DQO fueron además acidificadas a pH menor a 2 mediante el agregado de ácido sulfúrico. Para estos parámetros el análisis se realizó dentro de las 24 hs de recogidas las muestras. Del mismo modo, se tomaron muestras para la determinación de algunos metales en el agua subterránea, ellos fueron: Fe, Cu, Cr, Pb y Zn. La determinación analítica se realizó, luego de la remoción de los sólidos por filtrado, con espectrofotómetro UV-VIS y espectrofotómetro de Absorción Atómica en un laboratorio privado de la ciudad de Río Cuarto. Se seleccionaron para ello muestras procedentes de perforaciones en el estudio a escala local, influenciadas por fuentes contaminantes, como son corrales y por efluentes provenientes de un frigorífico y de una empresa láctea, y a una muestra considerada la más natural (menos contaminada). También, se determinaron metales a las muestras tomadas de las tres perforaciones realizadas en el basural y a la laguna de efluente, esto para el muestreo correspondiente al mes de febrero de 2007.

Sólo ha sido posible determinar a las tres perforaciones y la laguna de efluentes concentraciones de oxígeno disuelto, Amonio y Si para el muestreo realizado en Junio de 2007. La determinación de Si y amonio (por método de Neslerización, método de Obras Sanitarias) fueron realizadas en el laboratorio del Centro de Geología de Costas y el Cuatremario de la Universidad Nacional de Mar del Plata, según metodologías indicadas.

La información hidrogeoquímica obtenida fue sometida a tratamiento estadístico uni y multivariado, utilizando el software SPSS versión 8.0 (SPSS Inc, 1998), a fin de encontrar asociaciones entre los diferentes componentes y las características geoquímicas del agua subterránea en las diferentes escalas de trabajo.

Se aplicó la modelación geoquímica inversa a fin de identificar las reacciones que permitan explicar las características químicas observadas en el agua subterránea en la región, cuantificar la influencia de la recarga local y procesos de contaminación debidos al lixiviado procedente del basural y la laguna de efluentes ubicada en el mismo predio.

Para la modelación inversa de balance de masas se utilizó el programa NETPATH (Plummer et al., 1991). Este programa ha sido diseñado para el cálculo de la distribución de las especies químicas a partir de la disolución de minerales, de procesos de mezcla entre aguas de diferente composición, a partir de cambios en la temperatura, condiciones de evaporación y/o cambios en las condiciones redox.

Se ha partido de un modelo hidrogeoquímico conceptual en el que, como se verá más adelante, la composición del agua no puede explicarse por balance de masas incluyendo reacciones químicas. Dicho modelo conceptual considera que la composición del agua inicial y final están contenidas sobre una misma línea de flujo, es decir son efectivamente evolutivas.

En los modelos inversos fueron considerados diferentes escenarios en el ámbito de semidetalle, local y de detalle, considerando los cambios químicos que ocurren en la evolución desde aguas bicarbonatadas a sulfatadas sódicas y desde el agua de lluvia hacia aguas bicarbonatadas sódicas menos evolucionadas. Se simularon procesos de mezcla que incluyan al efluente de la laguna y el agua del acuífero en las inmediaciones del basural y procesos de evaporación a fin de obtener una aproximación al cálculo de recarga realizado. La composición química del agua de lluvia fue determinada en varias muestras tomadas en la localidad de Coronel Moldes.

Las condiciones de equilibrio de la solución con respecto a diferentes especies minerales, fueron analizadas a partir de la obtención de los índices de saturación (IS) con el programa PHREEQC2.0 (Parkhurst y Appelo, 1999) desde la interfase que con el mismo tiene el programa AquaChem 4.0 También se implementó el programa NETPATH (Plummer et al., 1991), a partir del cual se pudieron conocer otros parámetros de las soluciones como alcalinidad y valores de fuerza iónica. El cálculo de los IS para las diferentes fases minerales es necesario a la hora de seleccionar aquellas reacciones termodinámicamente correctas.

En los modelos inversos se utilizaron las fases minerales obtenidas de estudios mineralógicos realizados en el marco de la investigación y de aquellos obtenidos de los antecedentes del loess del Sur de la provincia de Córdoba. Algunas de las fases reactivas que han sido consideradas de importancia en los sedimentos pampeanos (Martínez y Bocanegra, 2002; Martínez y Osterrieth, 1999) son:

calcita, sílice amorfa, intercambio catiónico y disolución o pérdida de CO₂ en sistema abierto.

La modelación del transporte reactivo unidimensional para la calibración de los parámetros hidráulicos fue realizada implementando el código PHREEQC (Parkhurst y Appelo, 1999). Los escenarios de la modelación fueron los siguientes:

- 1- La simulación del transporte unidimensional considerando a los iones mayoritarios (HCO₃⁻, SO₄⁻², Cl⁻, Na⁺, K⁺; Ca⁺², Mg⁺²) y utilizando especialmente al ion Cl⁻, conservativo, a fin de calibrar el valor de dispersividad del acuífero.
- 2- La modelación del flujo advectivo-dispersivo considerando los valores de dispersividad asumido en el paso anterior, simulando el flujo unidimensional considerando iones metálicos (Fe, Cu, Pb y Zn) y mayoritarios presentes en el efluente.

Este proceso de modelación se realizó simulando dos columnas (una de 220 m y otra de 30m) las cuales tuvieron diferente número y ancho de celdas, con valores de dispersividad que estuvieron en función del factor de escala considerado.

CAPÍTULO 3

MARCO GEOLÓGICO REGIONAL Y LOCAL

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA

El área de estudio integra una pequeña parte del SE de la Llanura Chacopampeana. Como se ha señalado la reconstrucción de la historia geológica regional se realizó en base a estudios de diversos autores entre los que se rescata el trabajo de Chebli et al. (1999), quien presenta una síntesis sobre las cuencas sedimentarias de la Llanura Chacopampeana basada en información de subsuelo. Chebli et al. (1999) expresan que la ausencia de inversiones tectónicas recientes ha provocado la falta de afloramientos de las principales secuencias contenidas en la región, siendo la única fuente de información pre-cuatemaria aquella proveniente de la exploración por hidrocarburos.

Para el cuaternario del sur de la provincia de Córdoba los estudios se inician con investigaciones llevadas a cabo por Cantú y colaboradores (Prámparo, 1982; Cantú y Degiovanni, 1984; Cantú y Degiovanni, 1987; Cantú y Blarasin, 1987; Cantú y Becker, 1988). Cantú (1992) realiza una síntesis muy importante del Holoceno de la Provincia de Córdoba, donde establece los nombres formacionales de varias unidades litoestratigráficas tanto para el Pleistoceno como para el Holoceno, así como dos unidades pedoestratigráficas. Posteriormente, Cantú (1998) realiza una nueva modificación a su interpretación estratigráfica, reconociendo otra unidad pedoestratigráfica en el Pleistoceno superior. Otros estudios geológicos generales del Sur de la provincia de Córdoba fueron tomados de (Degiovanni et al., 2005), (Blarasin et al., 2005) y Blarasin (2003).

HISTORIA GEOLÓGICA REGIONAL

El área de Coronel Moldes y sus alrededores pertenecen a la provincia geológica argentina denominada Llanura Chacopampeana.

La Llanura Chacopampeana (Figura 3.1) comprende una extensa superficie, con más de 1.000.000 km², resultando difícil su delimitación con precisión. A grandes rasgos puede decirse que comprende desde la frontera con Bolivia y Paraguay, al Norte, hasta el río Negro al Sur y, desde la línea de costa de la provincia de Buenos Aires y el río Uruguay, hasta los cordones orográficos más orientales pertenecientes a las Sierras Subandinas, Pampeanas y Pintada (Russo et al., 1979, Chebli et al., 1999).

Los procesos tectónicos recientes, que tanto han modificado desde el Pleistoceno al resto del territorio nacional, no han actuado mayormente en esta enorme superficie. Esto ha provocado la falta de afloramientos de las principales secuencias sedimentarias de la región. Las secuencias sedimentarias del Paleozoico inferior afloran solamente a gran distancia, en la Cordillera Oriental, Uruguay, Paraguay, Ventania y Tandilia. Para el Paleozoico Superior existe una situación

similar, con algunos afloramientos en el extremo Norte de las Sierras Pampeanas Orientales (Chebli et al., 1999).



Figura 3.1: Ubicación de la Región Chacopampeana en América del Sur. Tomado de Chebli et al., 1999.

Tectónicamente esta llanura es una gran cuenca integrada por bloques delimitados por estructuras meridionales a submeridionales, a las que se asocian otras de rumbo E-O y NNO-SSE.

Según Passotti (1974) existen evidencias de actividad neotectónica manifestadas por la interrupción de la red de drenaje Pleistocena por un evento tectónico Post Pleistoceno que generó dislocaciones importantes en el zócalo. Según la autora las reactivaciones de las dislocaciones del zócalo responderían a la orogenia Andica, por lo que la morfología superficial responde a eventos tectónicos que afectaron al zócalo cristalino y a la potente capa de sedimentos que la cubre.

Estudios de Degiovanni et al. (2005) para la Hoja Geológica Río Cuarto (Figura 3.2), señalan que si bien, la fase principal de movimiento se asigna al Plioceno-Pleistoceno, su continuación en el Holoceno se pone en evidencia por la manifestación de sismicidad concentrada aproximadamente a 33° Latitud Sur, entre la Precordillera y las Sierras Pampeanas, por dislocaciones de unidades sedimentarias de edad Pleistocena Superior y por la frecuente actividad microsísmica en la región.

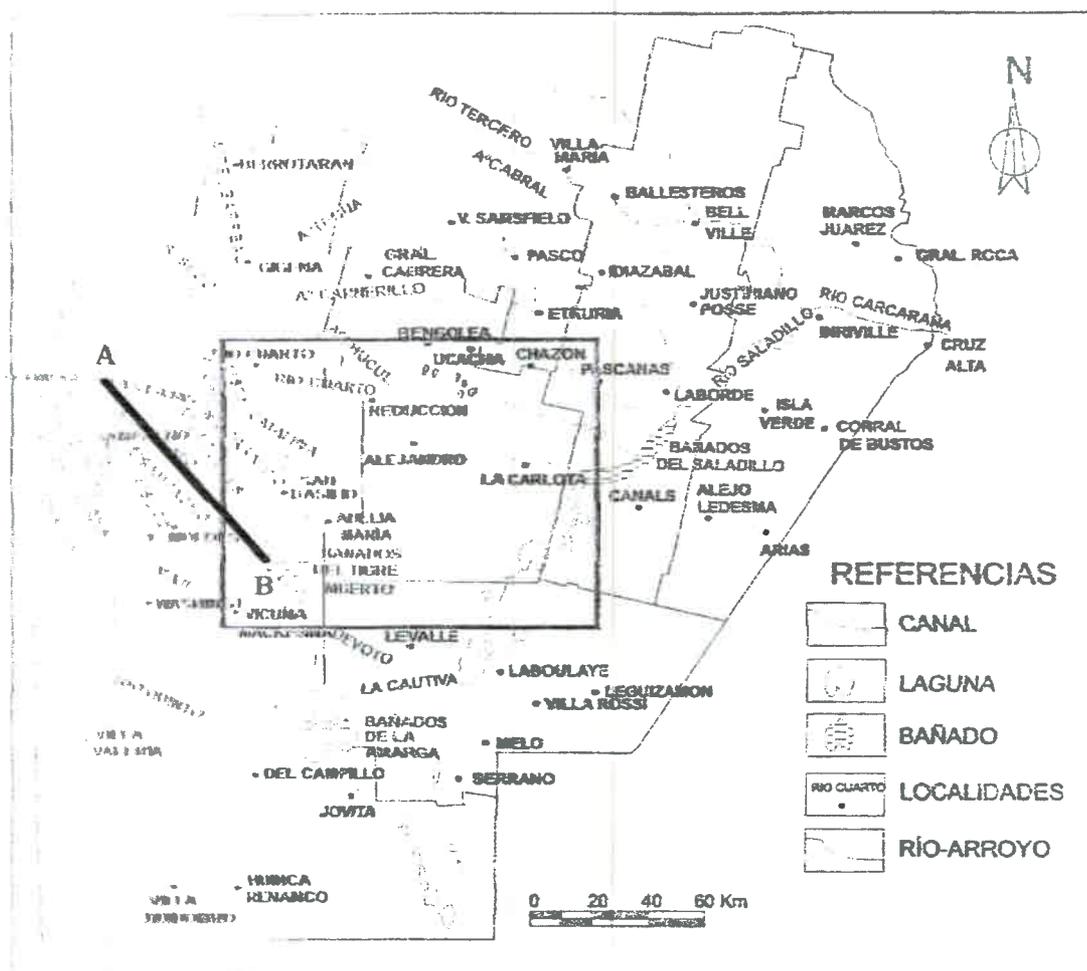


Figura 3.2: Sur de la Provincia de Córdoba. Ubicación de la Hoja Geológica Río Cuarto, SEGEMAR. *Fuente:* Degiovanni et al. (2005).

Estudios de Sagripanti (2006) del Sur de la provincia de Córdoba, señalan que la región presenta evidencias de neotectonismo, siendo las fallas de Las Lagunas y Las Lajas-Sampacho (localizadas al Norte de Coronel Moldes) las estructuras más

activas a las que se asocian terremotos históricos y actividad microsísmica permanente. Según Sagripanti (2006), la región de Sampacho, cuenta con un grado leve a medio-fuerte de sismicidad superficial, y ha sido epicentro de una serie de crisis sísmicas ocurridas durante 1934 produciendo terremotos superior a de M 5,5 y M 6,0 grados en la escala de Richter, que destruyó el 90% de la localidad de Sampacho.

Dado que la tendencia general de la llanura Chacopampeana fue marcadamente negativa, su relleno sedimentario está integrado por rocas de edad cámbrico-ordovícica a holocena (Chebli et al., 1999). Desde un punto de vista regional, puede decirse que esta cuenca es parte de un gran antepaís, que recibió sedimentos provenientes del levantamiento andino y que hoy constituye mayormente el lugar de tránsito de esos materiales hacia la plataforma y talud continental Atlántico. Aunque en la actualidad parece tener, desde el punto de vista de la dinámica cortical, una tendencia negativa a probablemente neutra, ésta es el resultado de una transición entre la subsidencia mesozoica y la progresiva inversión andina (Chebli et al., 1999). Debajo de esta gran planicie, los espesores de la columna sedimentaria no son constantes, presentan grandes variaciones indicando la presencia de diversos depocentros de distintas edades y ambientes geológicos que conforman las distintas cuencas (Favetto, et al., 2004) (Figura 3.3).

La Figura 3.3 de Chebli et al. (1999) muestra los espesores sedimentarios totales identificados por encima de lo que se interpreta en sísmica como basamento. Este basamento se correlaciona en general con niveles en los cuales algunas perforaciones han llegado a atravesar rocas ígneas plutónicas (desde gabros olivínicos hasta granitos) y rocas metamórficas, en general de alto grado.

Hacia el SE de la Provincia de Córdoba, en una perforación de YPF, en la localidad de Ordóñez, se ha encontrado a 3.402 m, después de perforar 20 m de rocas gneisicas, un granito rosado de 441 ± 10 m.a. lo que se interpreta sería parte del Cratón proterozoico del Río de la Plata definido por Ramos (1988). A 100 Km al NO de la localidad de Ordóñez Stappenbeck (1926) y Favetto et al. (2004) señalan que un pozo en la localidad de Santiago Temple encontró basamento a los 997 m profundizándose rápidamente hacia el E (en menos de 15 Km.) alcanzando los 5.000 m de profundidad. Por su parte, Degiovanni, et al., 2005, en estudios del sur de la provincia de Córdoba, señalan que en la perforación realizada por la empresa Hunt Oil al Norte de la localidad de General Levalle (Figura 3.2) no se alcanzó el basamento, aún cuando la perforación llegó a los 5.179 m de profundidad.

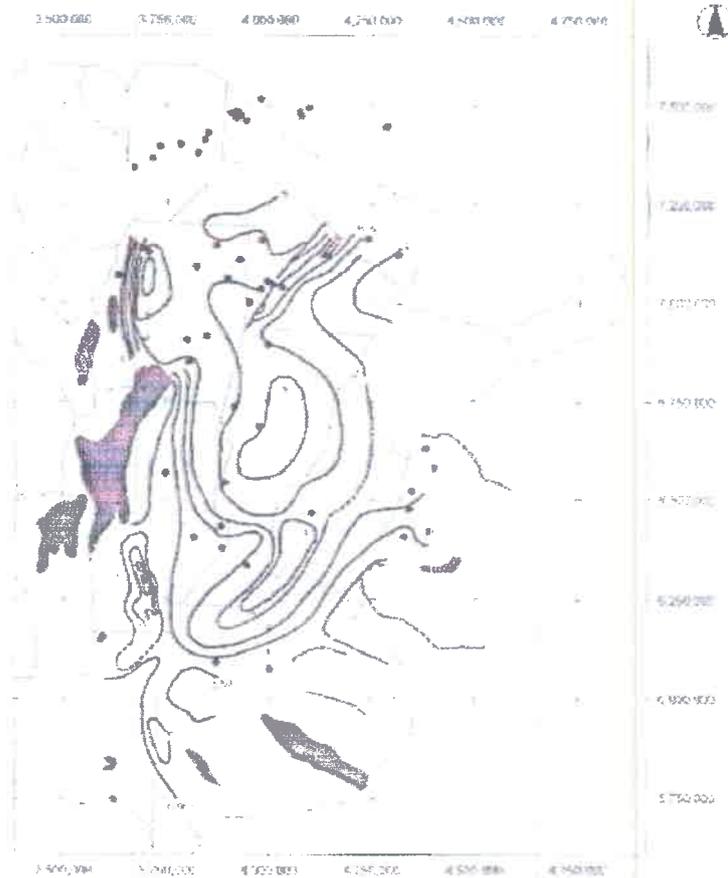


Figura 3.3: Espesores sedimentarios totales. Los círculos negros corresponden a puntos de control del subsuelo. Las áreas oscuras al Oeste son afloramientos de basamento y al Sur y en Uruguay, afloramientos del Paleozoico inferior. Equidistancia 1000 m. *Fuente:* Chebli et al. (1999).

En el Mesozoico la separación de África y Sudamérica como consecuencia del desmembramiento del Gondwana, ocurrido a partir del Jurásico, tiene su reflejo en la generación de cuencas de rift periféricas a la porción austral de la llanura. El Mesozoico aflora en la mesopotamia, en Uruguay y la fuerte inversión de las sierras pampeanas ha expuesto al sur de las mismas una secuencia volcánico sedimentaria (Chebli et al., 1999).

Este régimen distensivo, generó un rift intracratónico, evidenciado por el desarrollo de cuencas menores, generando entre otras, la cuenca de General Levalle localizada en el subsuelo austral de la provincia de Córdoba (Chebli et al., 1999). Según estos autores la cuenca de rift responde a fracturas normales de crecimiento dispuesta de manera alargada N-S (de 150 Km., con ancho variable de 5 a 50 Km.).

En el Cenozoico y como resultados de la subducción de la placa oceánica de Nazca debajo de la continental Sudamericana, se produjeron importantes deformaciones próximas al borde occidental de la llanura (Cordillera y Sierras Pampeanas) (Chebli et al., 1999). Al sur de la provincia de Córdoba, las sedimentitas terciarias son fundamentalmente depósitos clásticos continentales y marinos que se disponen discordantemente sobre el basamento cristalino o sobre los estratos rojos del Cretácico (Degiovanni et al, 2005).

Hacia el Mioceno una transgresión marina de aguas someras y cálidas deja depósitos al Este de la provincia de Córdoba (Figura 3.4). Estos sedimentos fueron encontrados por debajo de los 180 m de profundidad, en numerosas perforaciones hidrogeológicas, al Este del bloque de Levalle. Los afloramientos terciarios son escasos y por lo general están cubiertos por los sedimentos cuaternarios (Blarasin, 2003). Para el mioceno en el sector occidental de la provincia el ambiente de depositación era continental (Figura 3.4) y está representado por potentes bancos de arcillas rojas y marrones con intercalaciones más delgadas de arenas.

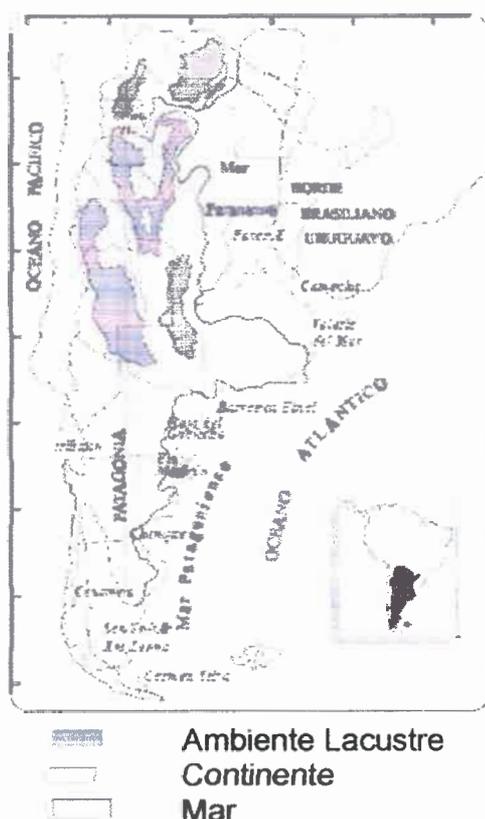


Figura 3.4: Distribución de la transgresión del Mioceno en territorio argentino. Fuente: Aceñolaza (2000).

ESTRATIGRAFÍA REGIONAL.

Para el Paleozoico inferior, diversos autores proponen un régimen distensivo, con diferentes depocentros, de los cuales sólo se conoce el relleno del hemigraben de Las Breñas en el noroeste de la Llanura Chacopampeana (Chebli et al., 1999). En Blarasin (2003) se indica que las perforaciones de Ordóñez, Santiago Temple y Camilo Aldao, no hallaron secuencias del Paleozoico Inferior en Córdoba.

Para el Paleozoico superior esta llanura se localizaba en el margen O de lo que constituía el Supercontinente de Gondwana, representado por vastas cuencas las cuales forman parte de un importante registro para la reconstrucción de la historia de ese supercontinente (Limarino y Spalletti, 2006).

Existen para este período dos grupos principales de cuencas en la parte Sur de Sudamérica: Cuencas de Intraplaca localizadas al E y cuencas a lo largo del margen activo de Gondwana, casi exclusivamente en lo que es hoy la región andina. Ambos tipos de cuencas estaban separadas por áreas elongadas y elevadas, hacia el Norte forma el Arco Pampeano, que se mantiene como una zona paleogeográfica elevada durante la sedimentación del Paleozoico Superior. La división entre éstos tipos de cuencas, intracratónicas y de margen activo, refleja no sólo la localización paleogeográfica de las áreas depositacionales, sino también, las importantes diferencias tectónicas, magmáticas, e historias de sedimentación que cada tipo de cuenca presenta. En general, las cuencas de intraplaca están desarrolladas sobre una corteza o cuasi-corteza continental (Limarino y Spalletti, 2006). A partir de datos sísmicos, se presume para el sustrato de esta llanura la existencia de rocas plegadas de probable edad paleozoica inferior (Chebli et al., 1999).

Los depósitos Neopaleozoicos tienen continuidad y están claramente limitados a un área identificable como llanura Chacoparanense (Chebli et al., 1999). En el carbonífero temprano se localiza sobre el margen activo de Gondwana una marcada actividad tectónica de las cuencas y una falta significativa en la sedimentación de las cuencas de intraplaca (Limarino y Spalletti, 2006). En el Carbonífero tardío – Pérmico temprano, ocurre la máxima extensión glaciaria sobre las regiones cratónicas (Limarino y Spalletti, 2006). Aparecen aquí los depósitos diamícticos de la Fm Ordóñez.

Winn y Steinmetz (1998) sostienen que la Fm Ordóñez superior es en parte contemporánea con depósitos glaciares paleozoicos de la cuenca del Paraná en Brasil, pero asociada a un casquete de hielo diferente. En la parte sur de la cuenca Chacoparanaense, la parte media baja de la Fm Ordóñez, está compuesta por areniscas, pizarras carbonatadas, diamictitas y pizarras depositados en ambientes de transición marinos someros (Limarino y Spalletti, 2006).

La perforación realizada en General Levalle no alcanzó estas secuencias, por lo que su presencia no pudo ser confirmada. Debe aclararse que las areniscas muy diagenizadas aflorantes en el Cerro Suco y en las canteras de la localidad de Sampacho han sido asignadas a esta edad por diversos autores (Sosic, 1964; entre otros).

El pérmico medio-superior transcurre con condiciones tectónicas extensional asociadas al comienzo del quiebre de Gondwana. La sedimentación de depósitos marinos someros, deltaicos y fluviales dominan en el ámbito de intraplaca (Limarino y Spalletti, 2006).

Estudios de Degiovanni et al. (2005) para el sur de la provincia de Córdoba señalan que en el Cretácico, y asociado a procesos de rifting dentro de la placa sudamericana, comienza el relleno de la cuenca de Levalle (Figura 3.5) con secuencias clásticas continentales, areniscas inferiores de rift, con intercalaciones frecuentes de limolitas y evaporitas de la Fm. Gral. Levalle. Estas se intercalan basaltos asimilados a los de la Fm. Serra Geral en Brasil y culmina con una nueva secuencia clástica asignada al Cretácico superior de la Fm. Tacuarembó, integrada por areniscas con intercalaciones de lutitas.

Hacia el final del régimen extensional, se depositaron los sedimentos de la Fm. Mariano Boedo, compuestos por conglomerados con clastos de basaltos, areniscas, pelitas y rocas carbonáticas, que marcan como señaló Chebli et al. (1999) la transición de un ambiente continental a marino costero. Hacia el final del Paleoceno se produce una fuerte regresión y se depositan discordantemente sedimentitas continentales aluviales que se incluyen en la Fm. Chaco (Degiovanni et al., 2005). Para la cuenca de Levalle consiste fundamentalmente en 90 m de niveles areniscosos, limolíticos y arcilíticos de colores castaños.

Posteriormente, en el subciclo Neógeno del ciclo Ándico se produce la inversión del régimen tectónico a compresivo. Tanto el desarrollo del subciclo Neógeno como del Paleógeno fue controlado por las variaciones de velocidad de convergencia entre las placas de Nazca y Sudamericana (Ramos, 1999). Durante el Mioceno-Plioceno se produce la segmentación de los Andes y las suturas eopaleozoicas y las fallas normales paleozoicas-mesozoicas afectadas por la inversión tectónica se transforman, en su mayoría, en fallas inversas de alto ángulo con plano buzante al este (Chebli et al., 1999).

En la Llanura, según Chebli et al. (1999), el bloque de Levalle constituye la única manifestación de inversión cenozoica en subsuelo. Esto y una nueva reactivación y levantamiento de las Sierras Pampeanas es respuesta a la horizontalización de la placa oceánica de Nazca, a la latitud aproximada de 32° S, evidenciada por un menor engrosamiento cortical y acortamiento de los orógenos (Jordan y Allmendinger, 1986).

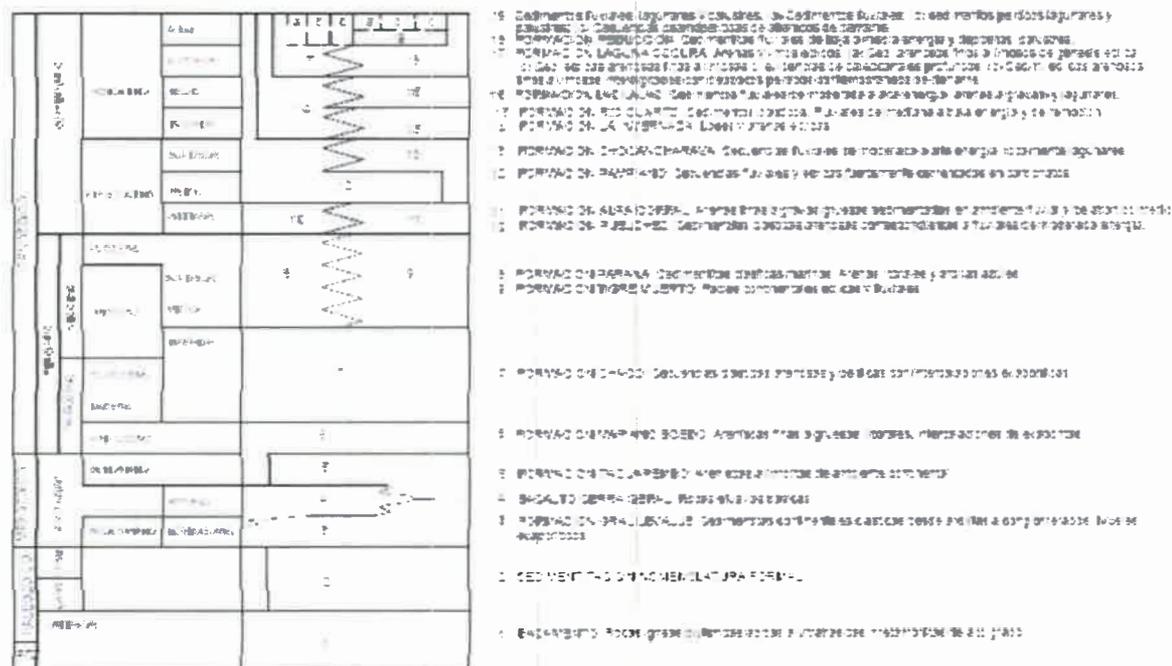


Figura 3.5: Esquema estratigráfico del Sur de Córdoba, ámbito de la Hoja Geológica Río Cuarto, al E del área de estudio. Fuente: Degiovanni et al. (2005)

Hacia el Mioceno se produce una nueva transgresión marina de aguas someras y cálidas, correspondiente a la **Fm Paraná** (Yrigoyen, 1969), cuyos sedimentos tienen una amplia distribución areal, reconociéndose los en la Mesopotamia, provincia de Bs. As., Santa Fe y Este de la provincia de Córdoba. Estos materiales fueron hallados por debajo de los 180 m de profundidad, en numerosas perforaciones hidrogeológicas, al E del bloque de Levalle (Blarasin, 2003). En estudios de Degiovanni et al. (2005) y en la mitad occidental de la Hoja Río Cuarto, se observan intercalaciones de potentes bancos de origen continental de arcilitas rojas y marrones con intercalaciones de areniscas de la **Fm Tigre Muerto** (Blarasin et al., 2000). A ésta última Blarasin et al. (2000) la asignan al Mioceno al correlacionarla con la **Fm Paraná**, de origen marino, que ha sido alumbrada en otras perforaciones del E provincial. El ambiente de sedimentación correspondía a facies fluviales distales, palustres-lacustres y eólicas, correspondiendo predominantemente a condiciones climáticas subtropicales con una alta disponibilidad de materiales pelíticos. Esto es indicio de la existencia para esa época de depocentros continentales bien definidos, como propone Aceñolaza (2000) y como el que actualmente se desarrolla en los Bañados del Tigre Muerto (Figura 3.2 y Figura 3.6).

Blarasin et al. (2000) señalan que en el sector occidental de la provincia de Córdoba, la **Fm Tigre Muerto**, de origen continental, los niveles confinados en los

materiales arenosos y areno-gravosos, de reducido espesor, intercalan entre paquetes de limos y arcillas ocráceas.

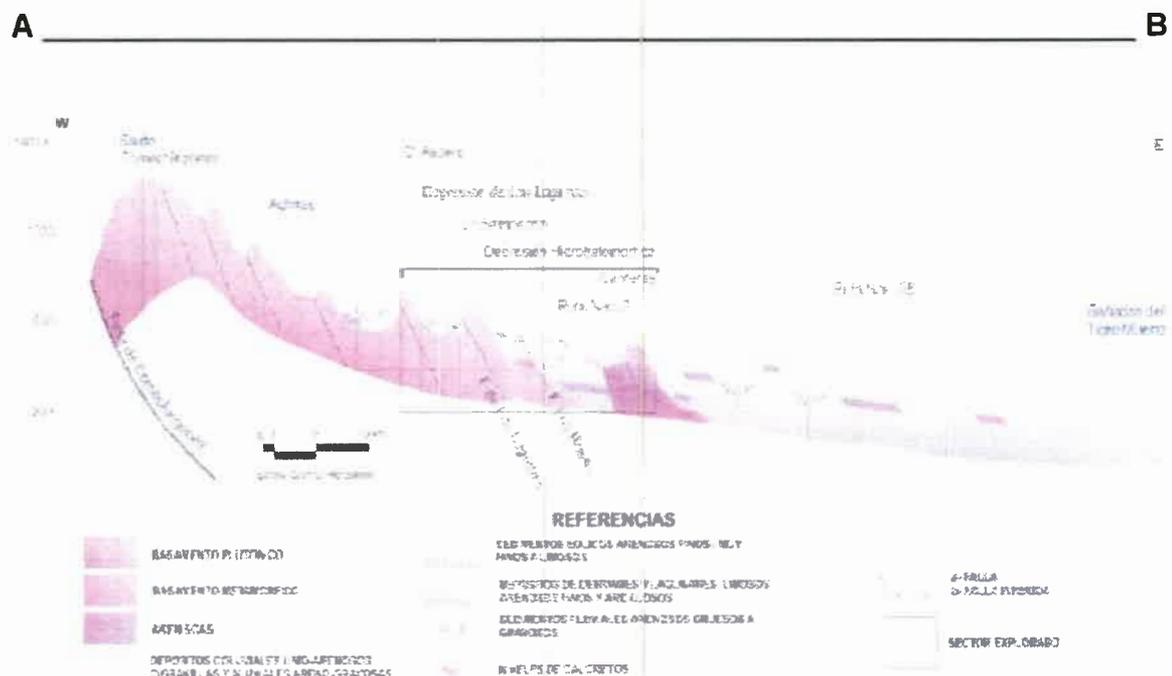


Figura 3.6: Esquema Geológico, Sur de la provincia de Córdoba. Perfil A-B de la Figura 3.2. *Fuente:* Blarasin et al., 2007.

Hacia el límite Terciario-Cuaternario se depositaron importantes secuencias fluviales representadas en el sector occidental de la llanura por arenas finas a gravas gruesas, agrupadas en la Fm Alpa Corral (Terciario superior, Cantú, 1992) que hacia el este van gradando a arenas finas, asimiladas a la Fm Puelches, del Plio-Pleistoceno inferior (Doering, 1882; Santa Cruz, 1972a y b), muy difundida en las provincias orientales vecinas, aunque en la provincia de Córdoba los sedimentos son más finos. Estas secuencias plio-pleistocenas se correlacionan con regimenes de mayor energía vinculadas al último movimiento Ándico y con persistencia de condiciones húmedas. Según Cantú (1992) este correspondería a un período erosivo de gran intensidad vinculado a un ascenso importante de las Sierras Pampeanas. En el sector occidental de la provincia los sedimentos de la Fm Alpa Corral constituyen los acuíferos semiconfinados y/o confinados mas someros de la columna hidroestratigráfica (Blarasin, 2003) (Figura 3.7).

EDAD	UNIDADES LITOESTRATIGRÁFICAS		UNIDADES HIDROESTRATIGRÁFICAS	UNIDADES HIDROLITOLÓGICAS
	SECTOR OCCIDENTAL	SECTOR ORIENTAL		
Holoceno superior	Formación Laguna Oscura Sedimentos eólicos arenosos muy finos y limosos-	Formación Reducción Sedimentos fluviales de baja energía.	EIPARANEANO	ACUÍFERO LIBRE
Holoceno medio	Geosuelo Las Tapias Paleosuelo (Molisoles) sobre Fm La Invernada.	Formación A° Las Lajas Sedimentos fluviales		
Pleistoceno sup. – Holoceno bajo	Formación La Invernada Loess de gran espesor (cm a más de 20 m) y extensión en toda la llanura.	Formación Río Cuarto Sedimentos fluviales, Para-conglomerados, matriz limo-arenosa.		
Pleistoceno superior	Geosuelo Ea. El Cerrito Paleosuelo (Argiudol),	Formación Chocancharava Sedimentos fluviales, con facies de canal granodecrecientes y de llanura de inundación.		
Pleistoceno medio a superior	Formación Pampiano Mat. Fluviales, limosos y limo-arenosos muy finos, pardo rojizo con nódulos de cementación con hierro, y limos eólicos (loess), pardo rojizo, con niveles de calcretos.			
Plio-Pleistoceno ?	Formación Alpa Corral Sedimentos fluviales.			
Mioceno	Formación Tigre Muerto Limos cementados y potentes arcillas ocreas con intercalaciones de arenas y gravas, de origen continental.	Formación Paraná Arcillas azules y arenas de origen marino.	PARANEANO	ACUÍF. SEMICONFINADOS Y ACUÍCLUDOS

Figura 3.7: Esquema hidroestratigráfico para el Sur de la provincia de Córdoba definido por Blarasin (2003).

Para el Cuaternario del Sur de la provincia de Córdoba, Cantú (1992) propone una secuencia estratigráfica constituida por sedimentos que responden a cambios climáticos ocurridos en este período y están representados por depósitos aluviales, palustres y eólicos, con diferentes niveles edafizados. El período cuaternario se caracterizó por la existencia de numerosos ciclos glaciarios, e interglaciarios. Los sistemas glaciarios se extendieron sobre más de una cuarta parte de la superficie terrestre. En el hemisferio norte el manto polar se extendió en las áreas continentales de América y Eurasia, mientras que en el hemisferio sur se extendió sobre el océano Antártico (*International Union for Quaternary Research, INQUA*).

Actualmente se considera que en la planicie pampeana durante los periodos glaciarios del pleistoceno el ambiente era predominantemente árido, vientos fríos y secos, con depositación de materiales loésicos. En los períodos interglaciarios el

ambiente era más húmedo, de templado a cálido, evidenciado a través de la presencia de paleosuelos y secuencias fluviales y fluvioalustres intercalados en la secuencia del loess (Cantú, 1992, Cantú, 1998; Tonni et al., 1999; Iriondo, 1999).

Durante el Pleistoceno medio a superior se deposita la Fm Pampiano que incluye secuencias fluviales y eólicas fuertemente cementadas por carbonatos, constituyendo las clásicas "toscas". Los afloramientos de esta unidad pueden ser observados en diversos sitios aislados, expuestos por procesos erosivos vinculados a la incisión de canales fluviales. De la misma manera aflora también en cárcavas y arroyos donde constituye un nivel de base local. Según Blarasin (2003) estos sedimentos componen acuidardos y acuíferos semiconfinados del sur de la provincia de Córdoba y constituyen la base del acuífero libre integrado por las formaciones que se encuentran suprayaciendo a ésta (Figura 3.7).

En las barranca de algunos arroyos del Sur de la provincia de Córdoba, donde la secuencia indica que el ambiente de sedimentación correspondió a áreas de interfluvios, sobre materiales originarios eólicos se desarrolló un suelo al que Cantú (1992) describió como geosuelo Ea. El Cerrito. Por su parte Degiovanni et al. (2005), mencionan que en la perforación de Levalle, a 75 m de profundidad se encontraron más de 50 m de sedimentos finos, limosos, de color pardo rojizo, asignados a la Fm Pampiano (Figura 3.8).

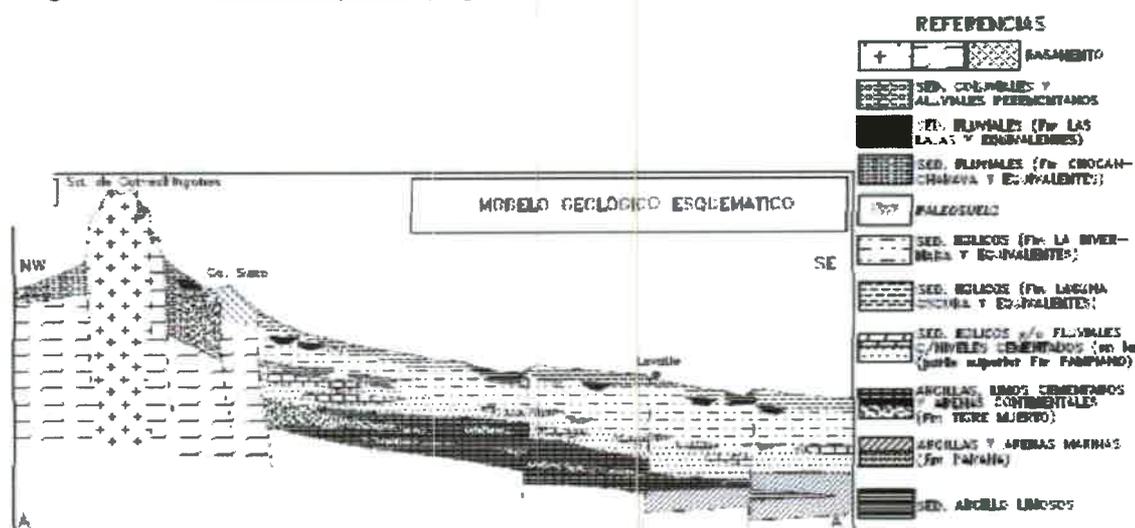


Figura 3.8: Esquema geológico del Sur de la Provincia de Córdoba. Fuente: Blarasin, 2003.

La Fm Chocancharava, descrita por Cantú (1992), se expone en casi todos los ríos y arroyos de la región. Los materiales, psamitas y psefitas, con estructura de corte y relleno, responden a un ciclo más húmedo expresado en la llanura

mediante afloramientos en fajas fluviales sin expresión cartográfica a esta escala regional.

Hacia el límite Pleistoceno-Holoceno se deposita una potente secuencia de materiales loésicos, de gran extensión regional denominada Fm La Invernada. Definida también por Cantú (1992) corresponde a un depósito mantiforme que cubre discordantemente las formaciones anteriormente descritas, tanto en zonas de interfluvios como en las terrazas de los ríos. Según Cantú (1992), la mineralogía de estos sedimentos muestra dos orígenes: una asociación Plutónico-metamórfica, correspondiente al basamento cristalino (Cuarzo-Oligoclasa, microclino y ortoclasa) y otra volcánico-piroclástica (andesina y labradorita, hipersteno, lamprobolita, augita, litoclastos de rocas volcánicas y trazas de vidrios volcánicos ácidos). En el Holoceno bajo y medio acaecieron condiciones más húmedas, coincidentes con el período denominado Optimum Climaticum, que favorecieron el desarrollo de suelos en los interfluvios. Así, en diversos sectores, el techo de la formación presenta procesos de edafización generando el geosuelo Las Tapias (Cantú, 1992). Generalmente aparece suyaciendo, mediante contacto erosivo, a los sedimentos de la Fm Laguna Oscura.

Estudios de Cantú (1992, 1998) señalan que la formación Pampiano se encuentra cubierta discordantemente por la Fm Chocancharava en los principales valles y por la Fm La Invernada en los interfluvios.

Degiovanni et al. (2005) definieron en el ámbito de la Hoja Geológica Río Cuarto la formación homónima compuesta por sedimentos fluviales de baja energía que se vincula lateralmente con la Fm La Invernada y subyace a la Fm Las Lajas.

En el Holoceno Bajo y medio, se reinstalaron redes de drenaje de poca envergadura y ambientes leníticos, cuyos depósitos corresponden a la Fm Las Lajas (Cantú, 1992). Integran sedimentos gravosos, arenosos y limosos, que ha sido observada y descrita en los cortes de los cursos fluviales mayores y en perforaciones del Sur de la provincia (Cantú, 1992).

El Holoceno Superior, con condiciones climáticas secas y semiáridas, favorece la depositación de secuencias limo arenosas muy finas, denominadas Fm Laguna Oscura (Cantú, 1992), que cubre casi toda la región y constituye la unidad aflorante más amplia de la zona Sur de la provincia de Córdoba. Según Degiovanni et al. (2005) esta formación localmente constituye cuerpos medianosos, en parte aislados, o sistemas de dunas longitudinales con diferente grado de conservación. Sostienen además que los ambientes más arenosos se circunscriben al sector suroccidental de la provincia de Córdoba y su edad se correlaciona con la denominada "Pequeña edad de hielo" ocurrida entre 800 y 200 años AP (Iriando, 1999).

Está cubierta o desaparece en las zonas de bajos, en las terrazas fluviales más bajas y las llanuras de derrames actuales. Se compone de arenas muy finas, en las que mineralógicamente domina el cuarzo, feldespato y vidrio volcánico, y limos eólicos que se presentan en mantos cuyo espesor varía desde cm hasta 20 m (Cantú, 1992). La sección superior aflorante puede presentarse edafizada o como sedimentos arenosos finos que constituyen depósitos medanosos resultantes de retrabajo local. Luego con la instalación del clima húmedo actual (1.100 A. P.) se produce la edafización de los depósitos anteriores generando el suelo actual.

GEOLOGÍA, ESTRUCTURA Y ESTRATIGRAFÍA LOCAL

En los alrededores de Coronel Moldes el relieve es muy plano (Figura 3.9) y los resaltos topográficos más importantes corresponden a cerros poco elevados (menos de 80 m de altura) localizados a más de 30 Km. de distancia hacia el N y O de la ciudad de Coronel Moldes.

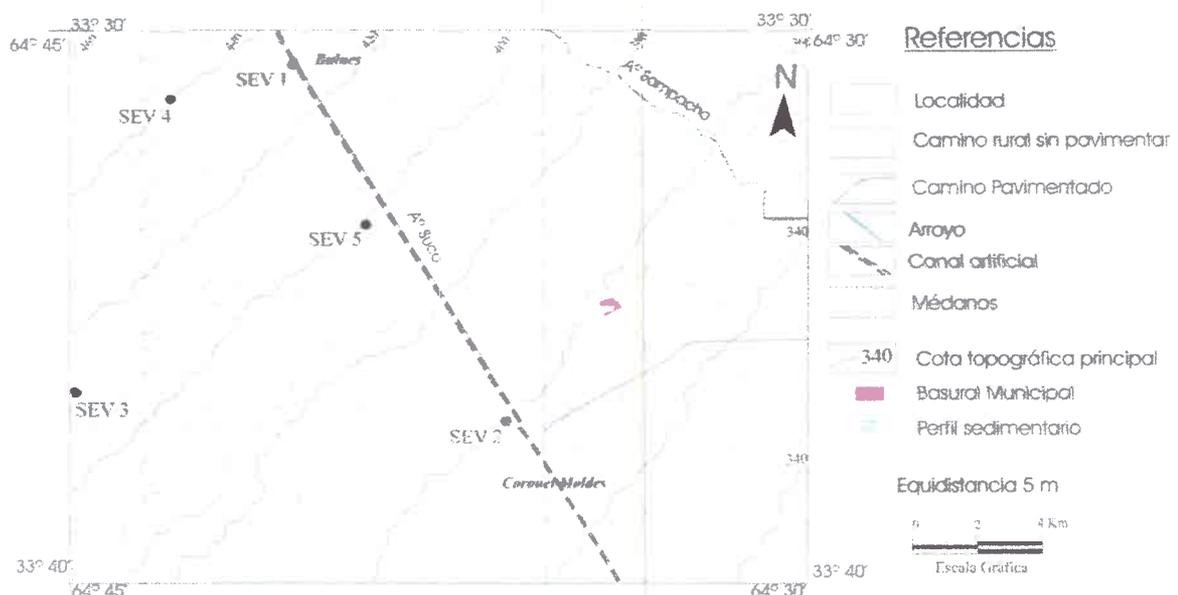


Figura 3.9: Mapa topográfico del área de estudio, Coronel Moldes y sus alrededores. Ámbito de la Hoja IGM Coronel Moldes 3366-30-4.

Estructuralmente el área presenta las características de una típica llanura con relieve plano y espesores sedimentarios que superan los 200 m. No se han identificado estructuras que atraviesan el área, la única que puede ser inferida es la que se localizan NE del área, la cual ejerce un control estructural sobre el arroyo Sampacho. Estudios de Gonzalez (2006) señalan que hacia el sector occidental del área de estudio, fuera de los límites de la Hoja IGM Coronel Moldes, el relieve

refleja la tectónica de bloques del basamento siendo numerosos los altos y bajos de este origen.

De los 5 sondeos eléctricos realizados (Figura 3.9) en el ámbito de la Hoja IGM Coronel Moldes, sólo uno de ellos (SEV 5), aunque con un error del 7%, pudo ser considerado (Figura 3.10).

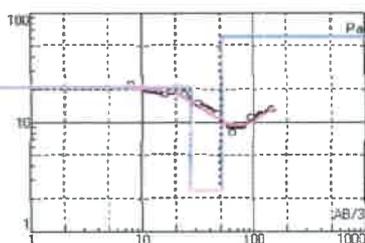


Figura 3.10: Sondeo N° 5. Error = 7%.

Los restantes sondeos no pudieron ser procesados mediante el software específico, dado que resultaron con grandes errores, probablemente vinculado a la obtención de valores de resistividad aparentes anómalos en las curvas de campo.

Los valores de resistividad obtenidas del campo, junto a los datos de las perforaciones que se disponen de la DIPAS (Dirección provincial de aguas y saneamiento) en la ciudad de Coronel Moldes, permiten observar que hasta los 180 m de profundidad, no se encontraron indicios de la presencia de basamento en esta zona (Figura 3.11).

Hacia el N, en la localidad de Bulnes otra perforación de la DIPAS indica basamento a los 130 m, mientras que los valores de resistividad aparente en campo obtenida en los sondeos 1 y 4 no indicaron basamento, incluso cuando se alcanzaron los 200 m de estudio. Esto indicaría la existencia de una falla en esta zona, a la que Gonzalez (2006) definió como "Falla de Bulnes" y que se extendería por el N hacia el SO por más de 25 Km. Es probable que esta estructura pueda corresponderse a una extensión S del lineamiento Las Vertientes definido por Sagripanti (2006). Según estudios de Sagripanti, este lineamiento ha generado cambios en la dirección de escurrimiento de algunos arroyos como el Sampacho, Las Lajas y el Gato, así como la incisión vertical de los mismos. De este modo estaría exponiendo los sedimentos más antiguos de la zona de estudio, como lo es la base del perfil realizado sobre el arroyo Sampacho.

En la zona de Coronel Moldes y su entorno rural, los materiales aflorantes corresponden principalmente a sedimentos cuaternarios de origen eólico (loess) arenosos muy finos-limosos. Depósitos fluviales más arenosos fueron encontrados en sitios restringidos en las proximidades del arroyo Sampacho. Los sedimentos que mayormente componen el acuífero libre pertenecen a depósitos loésicos

donde es común la presencia de niveles entoscados continuos y discontinuos los cuales presentan espesores variables y se localizan a diferentes profundidades (desde cm a pocos m).

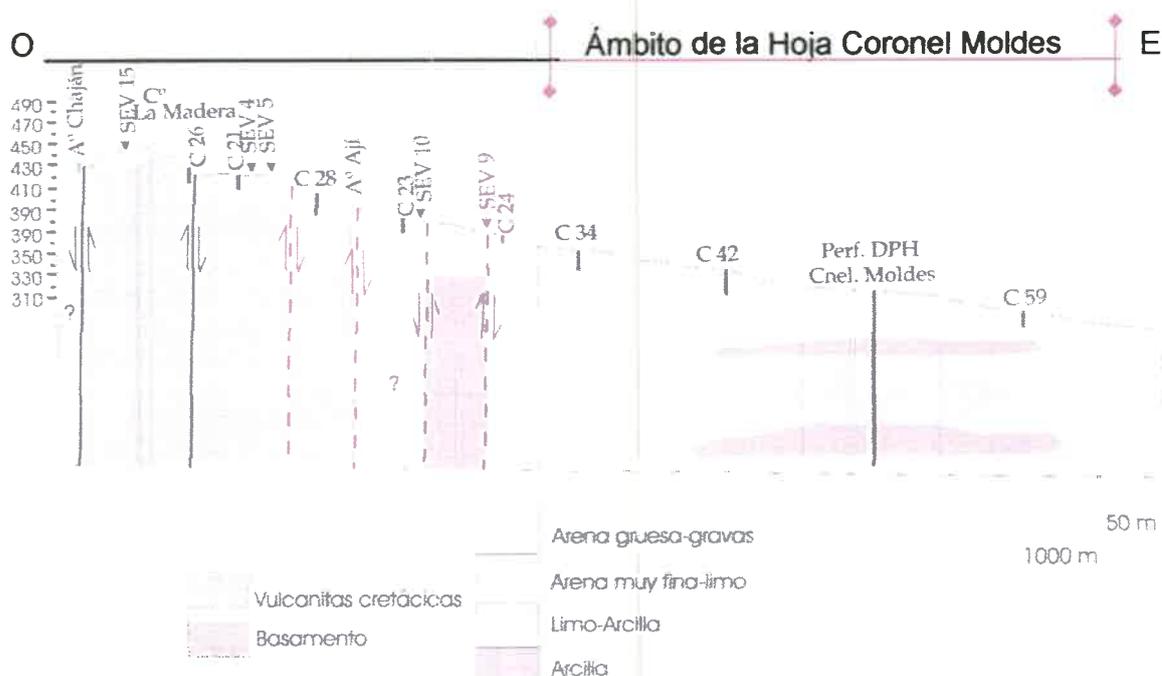


Figura 3.11: Esquema estratigráfico realizado con datos de perforaciones y SEV. Fuente: Gonzalez (2006).

En los alrededores de la zona, en estudios realizado por Prámparo (1982), Cantú (1992), Degiovanni et al. (2005), entre otros, se sabe que los materiales cenozoicos más antiguos sólo se encuentran expuestos localmente en los cortes de los ríos o arroyos de la región, como así también en algunas cárcavas y caminos vecinales.

En el perfil realizado en el arroyo Sampacho (Figura 3.12), en la zona de Coronel Moldes, sólo se reconocieron, para esta típica llanura, depósitos asignables al Cuaternario, no encontrándose registro de las secuencias basales para este período.

El perfil se inician con la Formación Pampiano asignada al Pleistoceno medio a superior (Cantú, 1992). De acuerdo a lo propuesto por Cantú (1992, 1998 y 2005) con una edad mayor a 106,7 ka e inferior a los 50 ka.

Los materiales expuestos pertenecientes al Pampiano Superior están representados por materiales de color pardo rojizos, oscuro en húmedo, de textura

limosa – arenosa muy fina, en partes finamente laminados, ricos en carbonatos y muñecas de toscas, con algunas raíces y tabique de MO y/o arcilla. Hacia la parte superior se desarrollan niveles de calcretos continuos y con una coloración más clara en húmedo. Los sedimentos se presentan sin estructura, masivos y con abundantes eflorescencias salinas. Estos materiales de origen eólico, transportados principalmente por suspensión conforman el típico loess. Según Cantú (1992) por las edades conocidas de estos materiales podían ser equivalentes a la Fm Buenos Aires de González Bonorino (1965) correspondiente al penúltimo período glaciario.

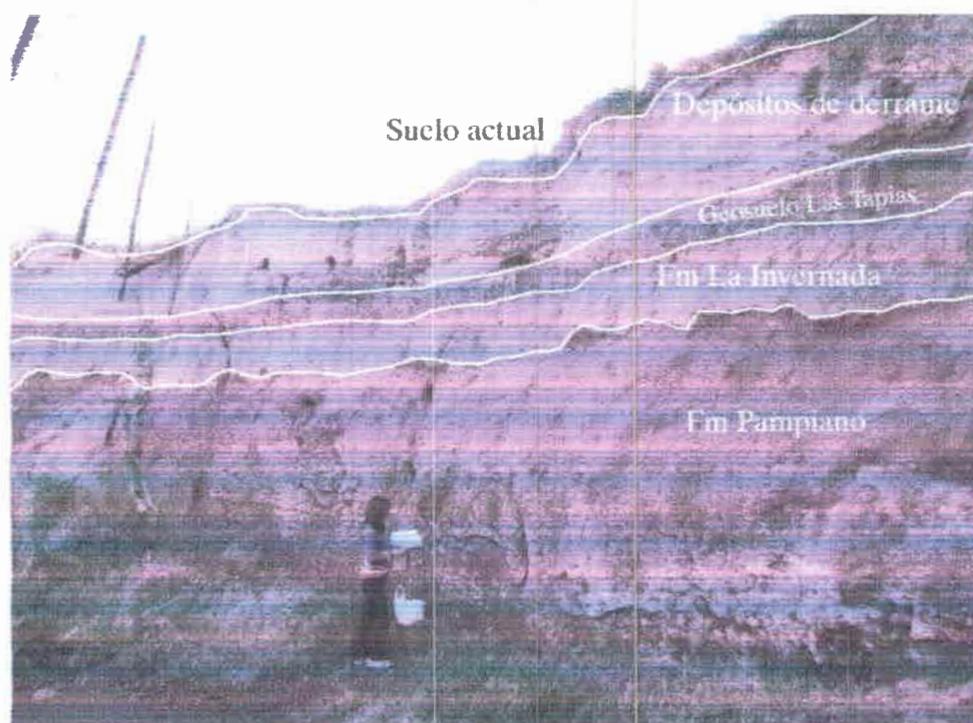


Figura 3.12: Columna estratigráfica sobre el A° Sampacho

Estos materiales también han sido identificados en perforaciones realizadas en la localidad de Coronel Moldes desde los 2,20 m hasta los 37 m y en Bulnes, debajo de los 8,6 m hasta los 67,30 m, en ambos casos, representados por materiales arenosos muy finos-Limos calcáreos con nódulos calcáreos (muñecas de tosca) el techo y limo pardo rojizo en la base.

Los depósitos eólicos suprayacentes están representados por materiales más claros y más limosos que las secuencias anteriores. Con ausencia carbonatos y masivo correspondiente a la Fm La Invernada (Pleistoceno superior-Holoceno) definida por Cantú (1992). Hacia el techo de la formación se observan procesos de edafización correspondiente al Geosuelo Las Tapias, perteneciente al orden de los Molisoles también definido por Cantú (1992). En el perfil se observó un

horizonte Bw y un BC. El horizonte Bw con una estructura pedogénica de prismas irregulares gruesos a medios. Cantú (1992) estableció la edad entre los 56,1 ka y los 12,8 ka, considerada Pleistoceno Superior Tardío.

Hacia la parte superior del perfil se observaron secuencias aluviales modernas finamente laminadas depositadas sobre materiales más viejos. Esto refleja que estas planicies han actuado como zonas de derrame antes de que en los últimos 40 años los arroyos adoptaran la dinámica incisiva que los llevó a profundizar y dejar expuestas las secuencias. Esta historia que se repite para toda la región y ha sido descrita por otros autores: Cantú (1992), Blarasin (2003), Degiovanni et al. (2005), entre otros.

Finalmente, cubriendo toda la zona, salvo en el ámbito restringido de la faja fluvial del arroyo Sampacho donde se erodó parte de la secuencia (depósitos de derrame Figura 3.12), se encuentran sedimentos areno-limosos de origen eólico sin estructuras evidentes, que indican una nueva aridización del clima, representados por la Fm Laguna Oscura definida por Cantú (1992). Estos sedimentos de edad Holoceno Superior y se extiende por amplias regiones del Sur de Córdoba. En la zona estos sedimentos presentan espesores variables desde algunos cm en sitios próximos a la barranca del arroyo Sampacho, hasta los 5 m en la ciudad de Coronel Moldes. En el predio del Basural Municipal se encontraron sedimentos arenosos muy finos limosos hasta los 4 m de profundidad.

Los sedimentos de estas formación constituye dunas longitudinales discontinuas y disipadas (orientación NNE-SSO), con algunos sectores reactivados, que se habrían originado en el Holoceno medio por vientos provenientes del S-SO (Degiovanni, 2005). Ejemplos de éstas pueden encontrarse al NE del área de estudio, en el basural municipal y sus alrededores.

Los materiales de la Fm Laguna Oscura, sometidos al clima subhúmedo actual, dieron lugar a la formación de suelos de moderado desarrollo. Los suelos que se han desarrollado en esta zona corresponden a suelos del tipo Argiustol, en planos intermedios y bajos y Haplustoles en las lomas y planos altos (Gorgas y Tassile, 2003).

En la Figura 3.13 se presenta el esquema estratigráfico del área de estudio (ámbito de la Hoja IGM Coronel Moldes).

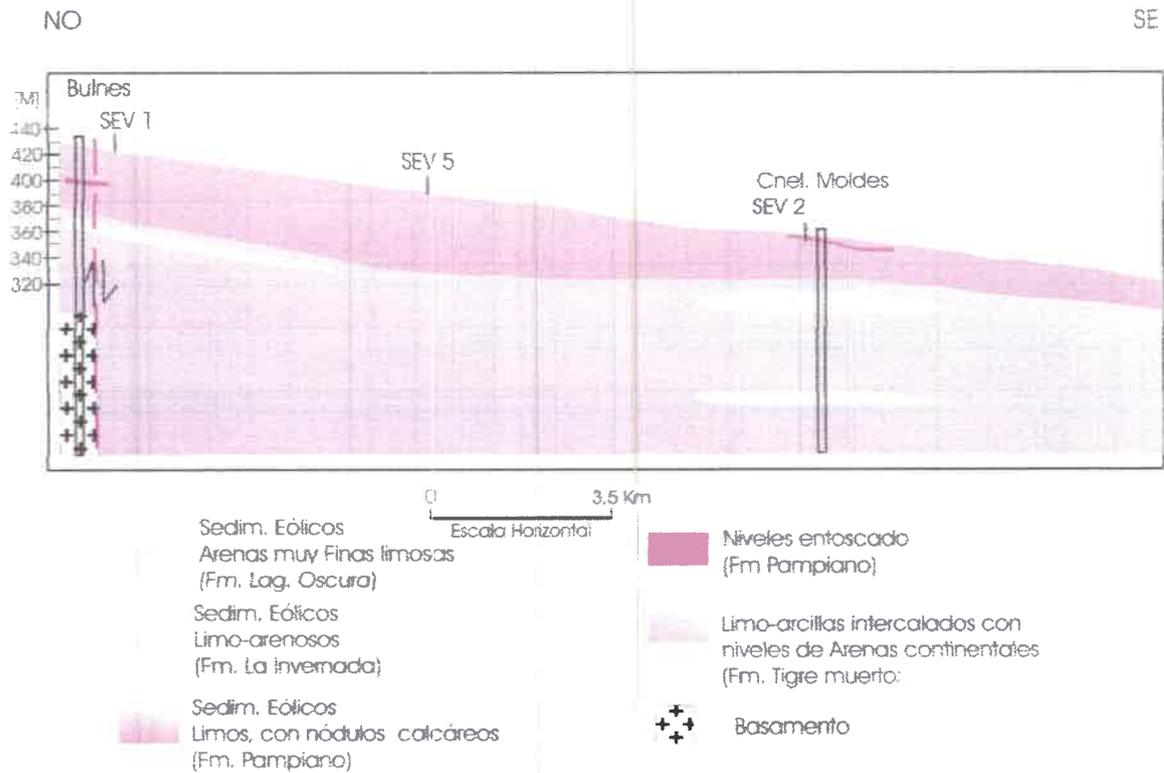


Figura 3.13: Esquema estratigráfico para Coronel Moldes y sus alrededores.

CAPÍTULO 4

CARACTERÍSTICAS GEOMORFOLÓGICAS

GEOMORFOLOGÍA

El área de estudio se ubica en la Llanura Chacopampeana (Chebli et al., 1999) la cual constituye una gran planicie predominantemente agradacional donde las variaciones del relieve se relacionan a la presencia de bloques estructurales, algunos de ellos con probada actividad neotectónica y a los ciclos de denudación-agradación controlados por las oscilaciones climáticas del cuaternario (Degiovanni et al., 2005).

Estudios de Degiovanni et al. (2005) señalan que esta zona forma parte de la denominada Planicie Pampeana que caracteriza las regiones centrales de Argentina e integra lo que Iriondo (1999) denomina Sistema Eólico Pampeano, abarcando aproximadamente 600.000 Km² de estas planicies centrales.

El ambiente de llanura loésica del Sur Córdoba está caracterizado por ser un área de transición, entre la Pampa Húmeda y la región árida, influenciada por el sistema serrano de las Sierras Pampeanas de Córdoba, lo que determina características especiales en la evolución geomorfológica y en la estratigrafía del Cuaternario (Cantú, 1998).

Degiovanni et al. (2005) describen la Unidad geomorfológica "Llanura eólica bien drenada" y dentro de ésta la Subunidad "Planicies intermedias" a la que corresponde el área de Coronel Moldes y sus alrededores. La misma se caracteriza por un relieve suave y el afloramiento de sedimentos arenosos finos de la Fm Laguna Oscura. Caracterizan a estos sedimentos, de espesor variable, dunas longitudinales discontinuas y disipadas que se habrían originado en el Holoceno medio (Figura 4.1).

El relieve, en el ámbito de Coronel Moldes y sus alrededores, es muy suave, presentando características homogéneas y sin divisorias de aguas superficiales. La pendiente topográfica general es baja y uniforme hacia el SE, con un promedio de 0,55 % y un mínimo de 0,4 %. Los materiales aflorantes son eólicos (loess) y en ciertos sitios se observan médanos removilizados donde se encuentran las mayores pendientes, valores de hasta 2%.

La mayor altura en este entorno de 440 Km² se encuentra en el extremo noroccidental con 463 m.s.n.m., mientras que la cota más baja se localiza en el extremo opuesto (suroriental) con 315 m.s.n.m.

Se han identificado para la zona 3 Unidades Geomorfológicas, de las cuales dos son las más importantes: *Unidad Planicie eólica típica* y *Planicie eólica con médanos removilizados* y una tercera, *Unidad Faja aluvial del arroyo Sampacho*, de menor extensión (Figura 4.2).

Capítulo 4: Características Geomorfológicas

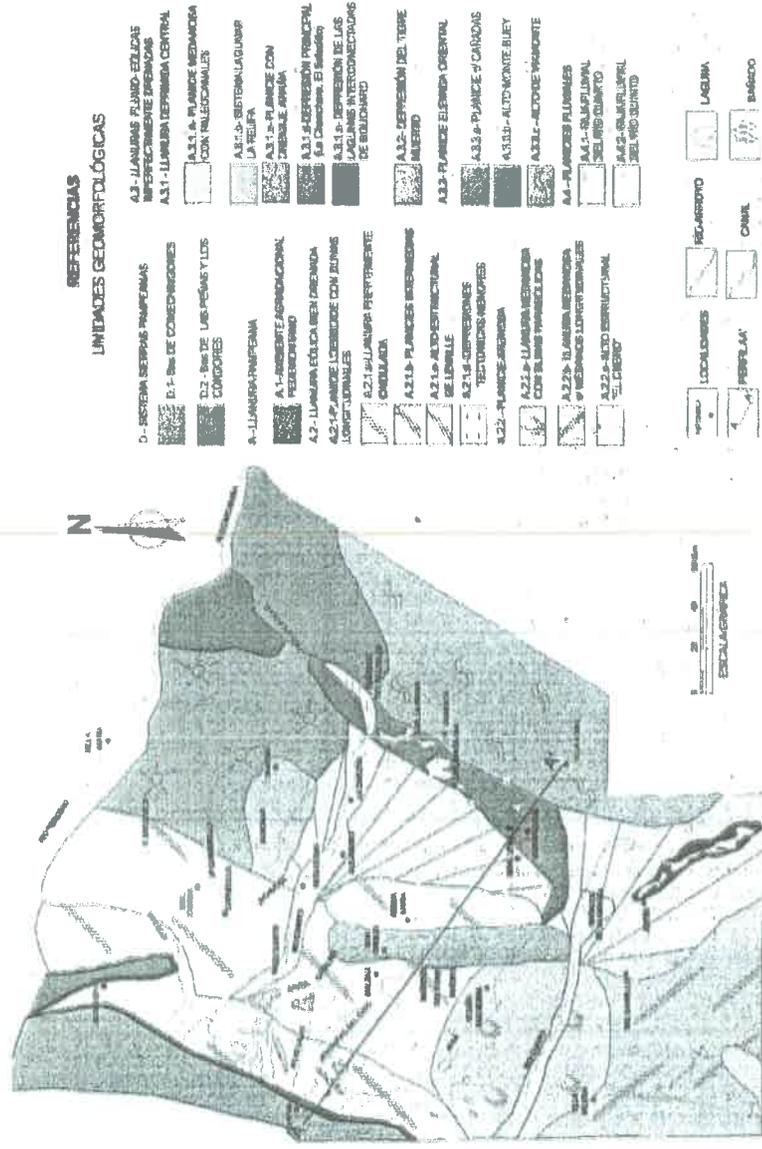


Figura 4.1: Unidades geomorfológicas definidas por Degiovanni et al. (2005) para el Sur de la provincia de Córdoba.

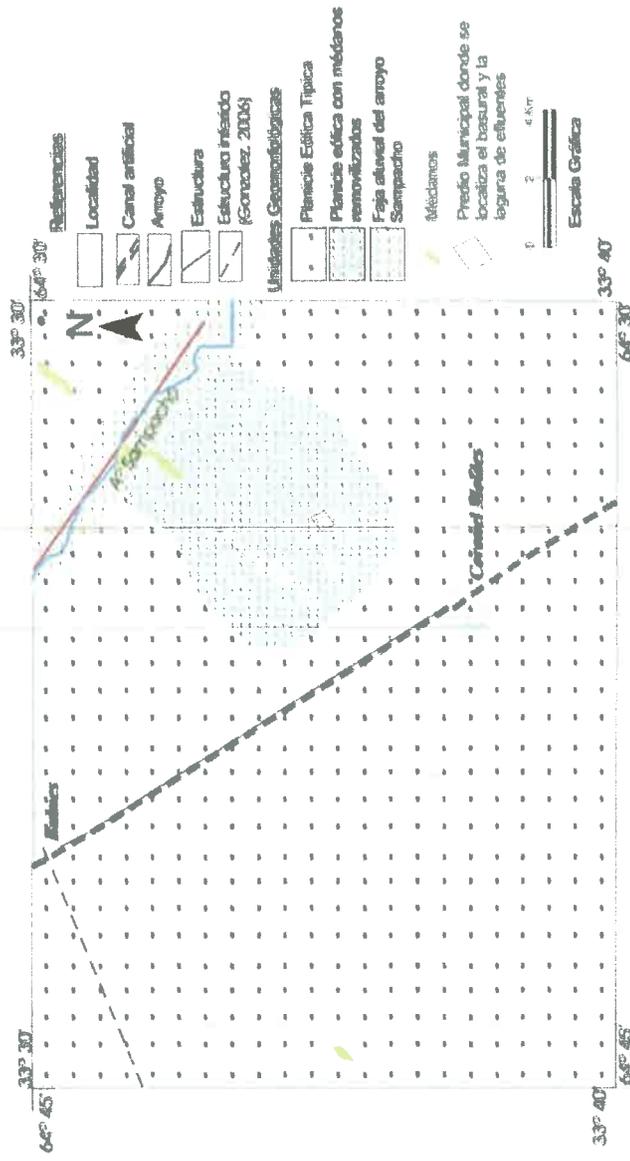


Figura 4.2: Unidades geomorfológicas definidas en el ámbito de la Hoja IGM Coronel Moldes

Planicie eólica típica

Abarca la mayor parte del área de estudio y presenta un relieve muy suave. La pendiente topográfica general es baja y uniforme hacia el SE, con un promedio de 0,55 % y un mínimo de 0,4 %. Los materiales aflorantes son eólicos y en ciertos sitios los médanos removilizados llegan a estar totalmente borrados por el parcelamiento y manejo del suelo. Los procesos de erosión hídrica están bien manifiestos por la importante profundización de los caminos, además de la presencia de cárcavas y surcos. Estos caminos rurales constituyen la única vía de acceso para los pobladores, se convierten en las principales vías de escurrimiento superficial durante las tormentas (Figura 4.3).

Planicie eólica con médanos removilizados

Esta Unidad corresponde a la zona con mayores pendientes locales (2 % en la zona de médanos) resultando en un relieve suavemente ondulado. Aquí se observan médanos con orientación NE-SO, estabilizados por la vegetación y algunos bajos donde periódicamente se acumula agua, observándose lagunas dispersas de escaso desarrollo. En esta unidad se localiza el sitio de disposición de residuos sólidos urbanos. Dentro del basural municipal, en un pequeño bajo al pie del médano, se ha generado artificialmente una laguna debido al vertido de efluentes líquidos.

Faja aluvial del arroyo Sampacho

La Unidad "Faja aluvial del arroyo Sampacho", posee un ancho variable entre 1.000 y 2.000 m e incluye el cauce con un nivel de terraza y áreas antiguas de derrames. El cauce posee diseño algo sinuoso, ancho entre 1 y 2 m y el lecho conformado por sedimentos finos aluviales y eólicos retransportados.



Figura 4.3: Cárcavas sobre camino rural en la zona de Coronel Moldes.

CAPÍTULO 5

CARACTERÍSTICAS GENERALES DEL LOESS

CARACTERÍSTICAS GENERALES DEL LOESS DE LA REGIÓN CHACOPAMPEANA ARGENTINA

Los cambios climáticos ocurridos en Sudamérica durante el Cuaternario provocaron deflación y sedimentación de grandes masas de limos, formando depósitos de loess de extensión regional en varias partes del continente (Iriondo, 1997).

Iriondo y Kröhling (2007) sostienen que los depósitos loésicos pampeanos en Argentina constituyen los más extensos de hemisferio Sur e investigaciones recientes Kröhling (2003) señalan que es uno de los depósitos de mayor espesor en todo el mundo. Los depósitos se extienden desde los 23° S hasta los 38° S en las planicies al Sur del continente americano (Figura 5.1). Se expanden a través de la Llanura Chacopampeana desde el NO montañoso de Argentina hasta los países vecinos de Paraguay, Uruguay y Brasil y Bolivia (Zárate, 2003).

El Sistema Eólico Pampeano se desarrolló durante el último Máximo Glaciar (UMG) (Iriondo, 1987 y 1988). El comienzo del ciclo sedimentario se vincula con la fase orogénica del Mioceno tardío (10Ma) en los Andes, que provocó el levantamiento de la cordillera y que actuó como barrera de los vientos húmedos provenientes del Pacífico (Zárate, 2003).

La estratigrafía del loess Chacopampeano sugiere condiciones ambientales secas, frías e intervalos con fuertes vientos (período glacial) alternados con períodos más húmedos (período interglaciar) donde la pedogénesis fue dominante (Sayago et al. 2001). Esto queda evidenciado a través de la presencia de paleosuelos, secuencias fluviales y fluviopalustres intercalados en la secuencia del loess (Cantú, 1992; Tonni et al., 1999 e Iriondo, 1999). Texturalmente este loess se compone de limos, arcillas y arenas muy finas generados por la meteorización física en un ambiente periglacial al N de la cordillera de Los Andes (Iriondo y Kröhling, 2007).

El registro del Pleistoceno Superior-Holoceno revela una secuencia eólica con una composición heterogénea resultado de tres fuentes principales: 1- la cordillera de Los Andes, 2- las sierras Pampeanas y 3- la cuenca del río Paraná (Zárate, 2003). El aporte de estas tres fuentes varía a la largo de toda la región (Krohling 1999; Morras, 1999; Blassi et al., 2001). Los materiales sedimentarios revelan una composición heterogénea que derivan predominantemente de Los Andes patagónicos en el sector Sur de la región pampeana, de los andes centrales (Mendoza, San Juan y La Rioja) y Sierras Pampeanas para el norte de la región pampeana, y de Sierras Pampeanas y cuenca del Paraná para el Este chaqueño (Zarate, 2003).

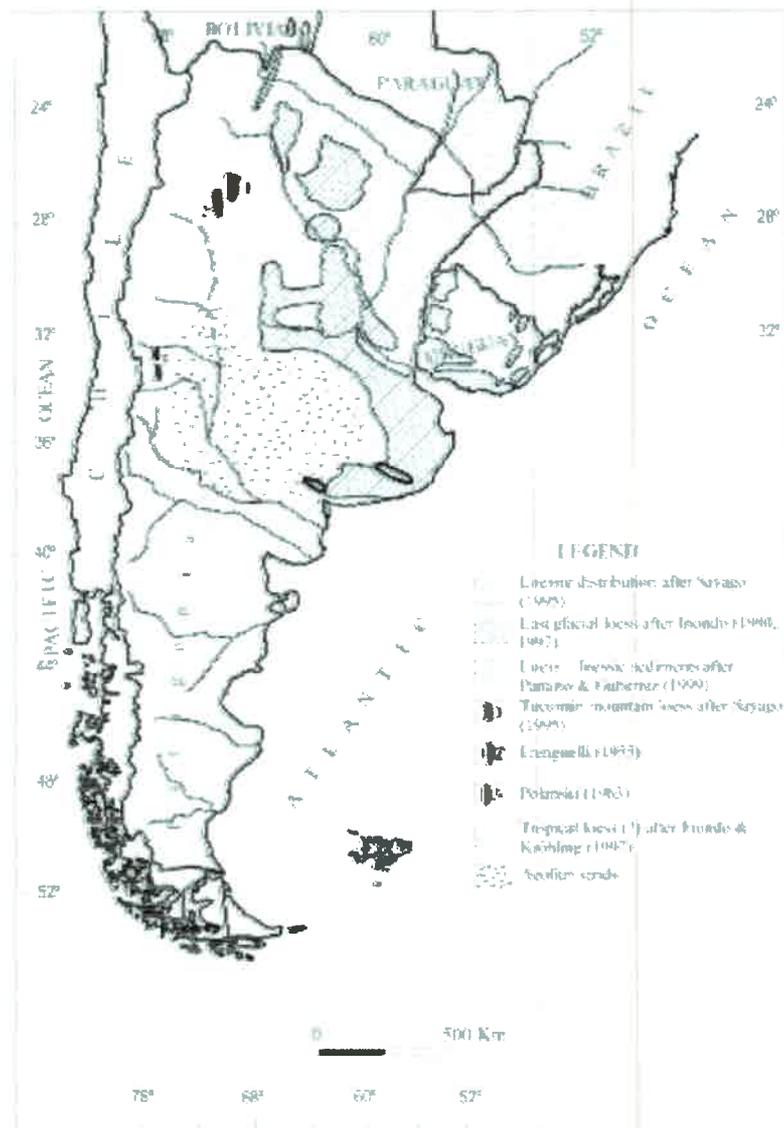


Figura 5.1: Distribución del loess y loessoides en Argentina según diversos autores. (1) Sayago (1995), (2) Frenguelli (1955), (3) Polanski (1963). No se ha incluido el loess del Holoceno Tardío representado por Iriondo (1997). Fuente: Zárate (2003).

Estudios de Ortolani (2007) para sedimentos loésicos del Pleistoceno medio del SO de la Provincia de Córdoba, indican que su origen responde a dos familias mineralógicas, derivando un 30% de ambiente andino y un 70% del basamento de las sierras Pampeanas, diferenciándolo claramente de los sedimentos pleistocenos de la provincia de Buenos Aires.

Minerales de origen volcánico han sido reconocidos como una característica distintiva del loess argentino (Sayago et al., 2001). Zárate y Blassi (1991) y Clapperton (1993) propone un vulcanismo explosivo andino contemporáneo con la génesis del loess que bajo condiciones áridas y fuerte influencia eólica causaron la deflación y re-transporte de material volcánico mezclado con el material parental loésico.

Composición mineralógica y características químicas del loess

Iriondo y Kröhling (2007) definen como loess a aquellos sedimentos predominantemente eólicos, limosos y limo arcillosos. Estos materiales normalmente generan suelos ricos, resultando objeto de permanente interés entre sedimentólogos y profesionales de las ciencias del suelo.

La composición mineralógica de estos sedimentos varía de Norte a Sur a lo largo de la Llanura Chacopampeana. Sayago et al. (2001), Teruggi, (1957); Karlson et al. (1993) y Zarate y Blassi (1991) señalan que la composición mineral del loess Pampeano se caracteriza por la abundancia de plagioclasa (20 - 60%), cuarzo (20-30%) y considerables cantidades de vidrio volcánico (15-30%). Sin considerar las proporciones de vidrio volcánico, se considera que el loess posee una composición mineralógica homogénea (Imbellone y Teruggi, 1993), particularmente respecto a la composición de la fracción arcilla. Estudios de González Bonorino (1966) e Iriondo y Kröhling (2007) señalan a las illitas como el mineral de arcilla dominante en el loess.

Estudios petrográficos del loess del Sur de Córdoba determinaron que los componentes principales son los minerales livianos, estando los pesados muy subordinados (<10%). Entre los minerales de la fracción liviana domina el feldespato potásico siguiéndole en orden de importancia el cuarzo, el vidrio volcánico (hasta 24% de porcentaje en peso) y la plagioclasa, constituyendo los fragmentos líticos entre el 6-10 %. En los pesados dominan piroxenos y anfíboles, estando muy subordinados turmalina, circón, apatito y opacos (Blarasin, 1984).

En otros estudios para el Sur de la provincia, Santa Cruz (1972) y Cantú (1992) sobre los sedimentos loésicos del Pleistoceno superior-Holoceno, correspondientes a la Fm La Invernada, señalan que la mineralogía responde a dos orígenes: una asociación plutónica – metamórfica, correspondiente al basamento cristalino (cuarzo, oligoclasa, microclino y ortoclasa) y otra volcánico – piroclástica (andesina y labradorita, hipersteno, lamprobolita augita, litoclastos de rocas volcánicas y traza de vidrios volcánicos ácidos).

Numerosos estudios señalan la presencia de carbonatos agregados en nódulos irregulares, denominados "muñecas de tosca", y en niveles continuo de calcretos, de origen freático (Schiavo, 2002) evidenciando un clima árido a semiárido. Los calcretos en el Sur de la provincia de Córdoba se intercalan con los sedimentos loésicos, presentando espesores variables (desde algunos cm hasta varios m) y localizados a diferentes profundidades (Cantú, 1992; Smedley et al., 2005).

Respecto a las características químicas (Tabla 5.1) puede decirse que en general existen similitudes entre los loess de diversas regiones de Argentina, pudiendo observarse que, a excepción del porcentaje del MgO (el cual probablemente refleje la influencia local de rocas ferromagnesianas), la

composición es marcadamente uniforme sugiriendo una fuente regional común al menos para el loess más superficial (Sayago et al., 2001).

Tabla 5.1: Composición química del loess en Argentina. *Fuente:* Sayago et al. (2001)

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)
SiO ₂	59.86	62.70	57.16	66.01	59.00	—
Al ₂ O ₃	17.40	15.00	17.28	16.22	17.00	14.00
TiO ₂	—	—	—	0.88	—	0.80
Fe ₂ O ₃	4.80	6.00	5.43	5.30	5.87	4.60
CaO	3.08	2.80	2.83	2.85	3.05	0.00
MgO	1.71	1.90	1.67	1.62	2.55	1.50
K ₂ O	1.70	1.88	3.68	1.90	1.56	3.00
Na ₂ O	1.97	1.40	8.35	1.97	1.38	1.90
H ₂ O	6.04	4.32	—	3.14	5.80	—

(1) Loess de Baradero. (2) La Plata y (3) Miramar, Provincia de Buenos Aires (Teruggi, 1957). (4) Loess Pampeano (Arens, 1969). (5) Loess de Tucumán (Camino, 1988). (6) Loess del E de Chaco (Bajos Submeridionales) (Morras, 1996).

Estudios de Rossi (1996) demuestran que la composición modal de los componentes mayoritarios en concentrados de vidrio volcánico de los sedimentos loésicos de la provincia de Buenos Aires derivan de un vulcanismo de tipo andesítico donde en coincidencia con Teruggi (1957) ésta se correspondería con el carácter dominante del vulcanismo andino. Según estos autores el loess pampeano tiene una filiación piroclástica-volcánica intermedia a básica.

Estudios de Smedley et al. (2005) muestran la clara diferencia del loess de Argentina respecto al analizado en otras partes del mundo Tabla 5.2. En sus estudios señala que el loess pampeano generalmente presenta menores concentraciones de SiO₂, valores más altos en Al₂O₃, CaO, Na₂O y concentraciones levemente superiores en Fe₂O₃ y Mn₃O₄.

Tabla 5.2: Composición química de muestras de loess procedentes de Missouri, EEUU (Ebens and Connor, 1980) y varios (America, China, Europa, Nueva Zelanda; Taylor et al., 1983). *Fuente:* Smedley et al. (2005).

Constituent	Unit	Missouri	Missouri	Missouri	World
		bluff loess (n = 24)	alluvitic loess (n = 23)	loess (n = 39)	(n = 12)
		Mean ^c	Mean ^c	Mean ^c	Mean
SiO ₂	wt%	73	68	71	73.1
Al ₂ O ₃	wt%	9.8	9.6	11.3	12.5
Fe ₂ O _{3T}	wt%	3.4	3.4	4.4	3.25
Mn ₂ O ₃	wt%	0.07	0.05	0.05	0.06
MgO	wt%	1.1	2.2	0.99	1.50
CaO	wt%	1.2	3.1	0.67	4.87
N ₂ O	wt%	1.3	1.3	1.1	2.14
K ₂ O	wt%	2.3	2.4	2.3	2.21
TiO ₂	wt%				0.58
P ₂ O ₅	wt%	0.14	0.15	0.11	
LOI ^a	wt%				
As	mg kg ⁻¹	8.3	9.2	12	
Y	mg kg ⁻¹	93	83	100	61
Se	mg kg ⁻¹	0.18	0.14	0.21	
U	mg kg ⁻¹				2.5
Sb	mg kg ⁻¹				
Mo	mg kg ⁻¹	<3	<3	<3	

Análisis geoquímicos realizados por Nicolli et al. (1989) y Nicolli et al. (2004) al loess de diferentes partes de la Llanura Chacopampeana muestran las concentraciones máximas, mínimas y media geométrica de los principales elementos traza que lo componen (Tabla 5.3):

Tabla 5.3: Elementos traza en muestras de loess. Contenidos en ppm. *Fuente:* Nicolli et al. (1989) y Nicolli et al. (2004).

Elemento Traza	Mínimo	Máximo	Media geométrica
As	5.51	37.3	16.7
Se	1.10	2.30	1.53
U	1.25	8.0	2.99
Sb	0.251	0.88	0.545
Mo	2.2	5.2	3.4

Nicolli et al. (1989) señalan que todos estos elementos traza se encuentran en el loess en concentraciones anormalmente altas y por lo tanto constituyen una fuente potencial de aporte al agua subterránea, especialmente en el caso del As.

Los mismos autores determinaron además la concentración de As en el vidrio volcánico y encontraron que ésta varía entre 6,8 y 10,4 ppm, con una media geométrica de 8,7 ppm.

Diversos han sido los estudios que determinaron la cantidad de As en los sedimentos que componen el loess pampeano, con el fin de vincular el origen y composición de estos sedimentos con la composición del agua subterránea, Tabla 5.4.

Tabla 5.4: Concentración de As en sedimentos loessicos de la llanura Chacopampeana de Argentina. Concentraciones en mg/kg.

ZONA	SW Provincia de Córdoba	NE de la Prov. de Tucumán	SW de la Prov. de Buenos Aires	N de la Provincia de La Pampa
REFERENCIA	Nicolli et al. (1989)	Nicolli et al. (2004)	Bianco et al. (1999)	Smedley et al. (2005)
MIN	5,51	6	6,4	3
MAX	37	14	22	18
PROM.	16,7	9,8		8

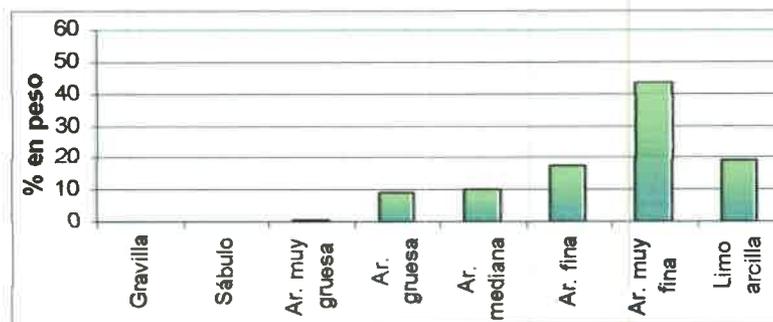
De acuerdo con Smedley et al. (2005), probablemente el vidrio volcánico sea la fuente primaria de As en los sedimentos que componen el loess, dado los valores de As medidos en el vidrio volcánico por Nicolli et al. (1989) respecto a la cantidad de As determinadas en muestras completas de loess.

Rossi (1996) analizó la concentración de F a muestras de sedimentos loésicos y de vidrio volcánico, encontrando valores entre 520 y 490 mg/kg respectivamente. Estas concentraciones resultan particularmente elevadas, al compararlas con los valores promedios de 220 mg/kg determinados por Hem (1989) en resistitas (vidrio volcánico) de diferentes zonas de Estados Unidos.

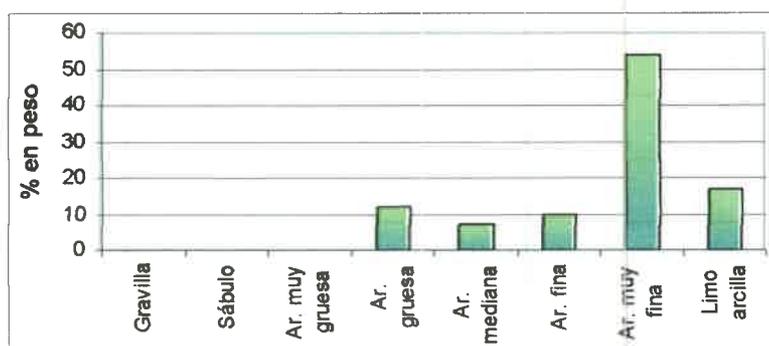
Características texturales del loess en la zona de Coronel Moldes

El loess en la zona de Coronel Moldes y sus alrededores presenta, al igual que otras zonas de la Llanura Chacopampeana, un color marrón claro con predominio de las arenas muy finas y los limo-arcillas.

El análisis textural para materiales de los primeros metros del subsuelo, en muestras de perforaciones realizadas en la ciudad de Coronel Moldes, exhibe como moda dominante a las arenas muy finas, con porcentaje en peso de 52 a 60 %. Siguen en orden de importancia las arenas finas y los limos-arcillas (Blarasin et al., 2004). En el ámbito del basural, en los primeros metros del subsuelo, los materiales dominantes son las arenas finas-muy finas, con porcentaje en peso entre 50% y 60%, siguiendo en orden de importancia los limos y arcillas (Figura 5.2).



A)



B)

Figura 5.2: Análisis textural de loess en la zona del basural municipal de Coronel Moldes. A) Perforación 3 (P3) a los 5 m de profundidad. B) Perforación 3 (P3) a los 8 m de profundidad.

Los materiales que componen los médanos presentaron un porcentaje en peso del 50% arenas finas-muy finas y 50% de limo-arcillas. El análisis del suelo en proximidades del basural evidenció una textura areno-limosa, donde más del 50% lo integran la fracción arenas muy finas y finas, y casi un 20% por limos y arcillas.

Cabe señalar que los primeros 0,30 m del perfil del suelo identificado inmediatamente debajo de la basura, se observó una coloración mucho más oscura (negra) que aquella identificada en los suelos desarrollados en predios contiguos y en sectores alejados del basural. Es probable, teniendo en cuenta la coloración y las condiciones locales en el basural, que los suelos debajo de la basura presenten mayor porcentaje de materia orgánica que el resto de los suelos de la zona, donde las prácticas agroganaderas son comunes.

Estudios de Ortolani (2007) a 24 Km al N de Coronel Moldes, determinó valores de materia orgánica de 1,3%, para los primeros 0,40 m del suelo, por lo que, dada la coloración observada, se espera entonces valores superiores de materia orgánica para el suelo debajo del basural municipal.

Es común la presencia de niveles entoscados discontinuos, a diferentes profundidades, con distinto grado de cementación, destacándose un nivel con

importante cementación a los 12,50 m en las proximidades del basural municipal y niveles menos cementados se encontraron entre los 4 y 6 m debajo del basural. En trabajos realizados en los alrededores de Coronel Moldes, es común la presencia de clastos de toscas (< 2 cm) a partir de los 2 m de profundidad hasta pasados los 30 m (Felizzia J., com. per., 2005). Por su parte estudios de Blarasin et al. (2004) en la ciudad de Moldes, señalan la presencia de algunas capas delgadas de tosca a los 1,5 m y una más importante entre los 16 y los 21 m de profundidad.

Características mineralógicas del loess en la zona de Coronel Moldes

El análisis al microscopio de luz polarizada se realizó para dos muestras de loess obtenidas de las perforaciones realizadas en el basural municipal, una tomada de la zona no saturada (M2) y otra de la zona saturada (M3) a los 5 m y 8 m respectivamente.

En ambos casos, la fracción arenosa muy fina (Tamiz 230) resultó dominante y los materiales presentaron un significativo grado de alteración. El porcentaje de minerales livianos representó el 91% del total de la masa, mientras que los pesados sólo el 9%.

La fracción liviana para la muestra M2 la integran Plagioclasas (30%) angulosas de las cuales sólo un 30% se encuentran alteradas. Cuarzo (15%) anguloso, líticos (15%), subredondeados, alteritas (20%) y feldespato potásico (5%) y vidrio volcánico subangulosos (15%), algunos de éstos se encuentran alterados y un color pardo con estrías por escapes de gas y burbujas (Figura 5.3).

Para la muestra M3 los granos minerales de plagioclasas (40%) se presentan subangulosos, el vidrio volcánico (20%) subanguloso y alteritas (25%) bien redondeadas. Cabe señalar que las alteritas integran en parte los óxidos de Fe derivados de la meteorización de los silicatos. Los otros minerales livianos que componen los sedimentos de la zona saturada son cuarzo (5%) subanguloso, líticos (5%) subredondeados y feldespato potásico (5%) subanguloso. Para estos sedimentos el vidrio volcánico se encuentra más alterado y también con algunos granos de color pardo y con estrías.

Como muchos sedimentos loésicos Pampeanos el vidrio volcánico es un constituyente abundante que se presenta a veces limpio y con pocas alteraciones visibles a microscopio y otras veces más alterado.

Los minerales que componen la fracción pesada (9% del total de la masa) son piroxenos, opacos, anfíboles, subangulosos a angulosos, lamprobolita (hornblenda básica) y muy poca muscovita (Figura 5.4).

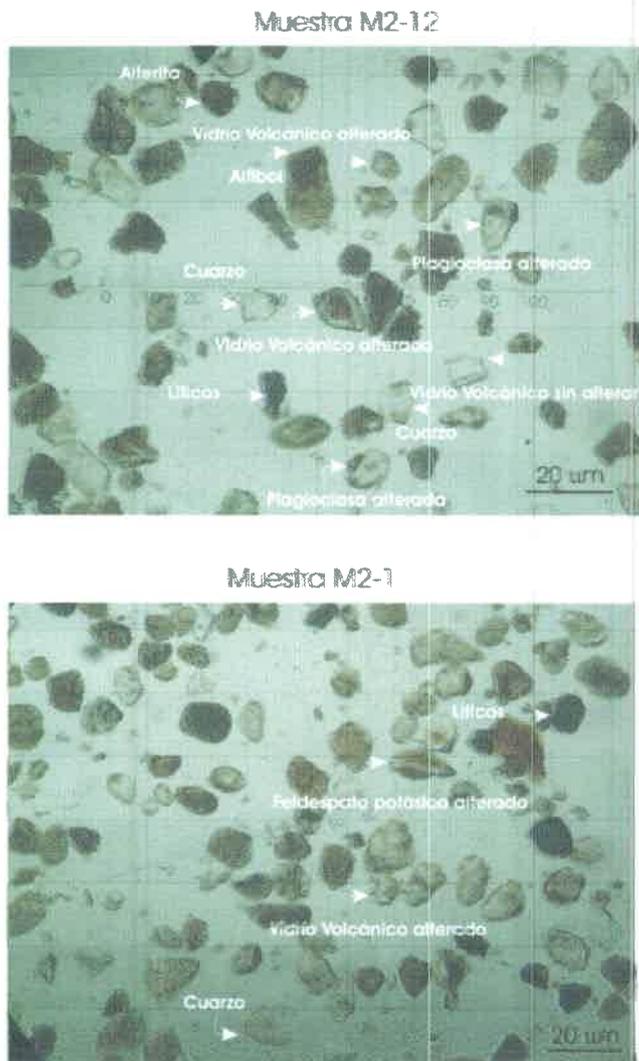


Figura 5.3: Fracción liviana. Muestra M2

Si bien en el análisis microscópico no se ha reconocido apatita, es probable que exista en proporciones mucho menores dado que Blarasin (1984) encontró este mineral en loess del Sur de la provincia. Además es el mineral considerado dominante o a veces es la única fuente primaria de fósforo en el suelo dado que su aporte atmosférico es muy bajo (Walker y Syers, 1976). Muchas veces los minerales del grupo de los anfíboles suelen presentar inclusiones de apatito y magnetita.

Es probable que los minerales ferromagnesianos, como la ilmenita y magnetita, se hayan alterados a cloritas y óxidos de Fe, óxidos de Ti o una mezcla de ambos, tal como señalan Smedley et al. (2005) en estudios del loess del N de la provincia de La Pampa. Los oxihidróxidos junto con las arcillas, forman el complejo de alteración. Los oxihidróxidos de Fe provienen de minerales ferromagnesianos (Douchafour, 1984).

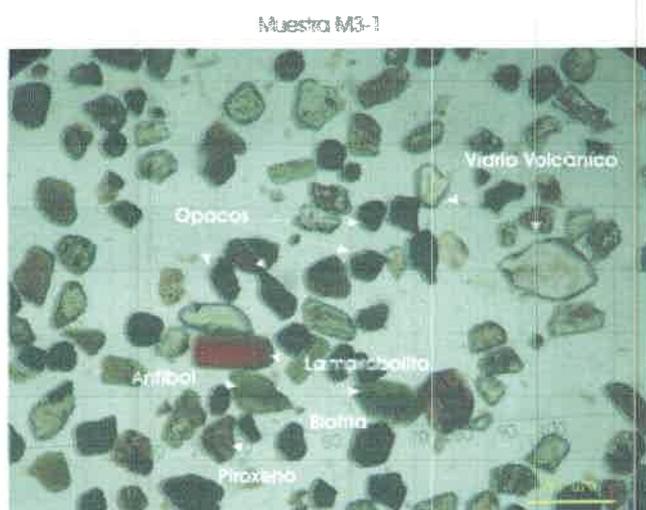


Figura 5.4: Fracción liviana. Muestra M3.

Característica general del loess

Según estudios de Teruggi (1957) la calcita es otro constituyente del loess pampeano y se encuentra presente entre un 2% y un 4%.

Estudios de Nicolli et al. (1989) señalan que la composición química promedio de estos sedimentos loésicos se aproxima a la de una Dacita y la composición de los vidrios volcánicos es similar a la de una Riolita.

Análisis de argilominerales realizados por Ortolani (2007) a sedimentos eólicos de la Formación Pampiano, indican que las illitas son las arcillas dominantes encontrando también caolinitas e interestratificados de Illita-montmorillonita junto a minerales no arcillosos como cuarzo, sílice hidratada y muscovita.

Por su parte estudios de Miretzky et al. (2000) en loess de la provincia de Buenos Aires indican que la hidrólisis del vidrio volcánico en su procesos de meteorización da como resultado la formación de montmorillonitas e interestratificados de Illita-montmorillonita. Una composición mineralógica y argilomineral similar fue encontrada por Rossi (1996) para sedimentos eólicos de la provincia de Buenos Aires. De este modo, es posible asignar una componente argílico importante a los materiales del acuífero de Coronel Moldes.

Análisis de Capacidad de Intercambio Catiónico en sedimentos loésicos de Coronel Moldes

Los procesos de intercambio iónico son importantes en el control hidroquímico del agua subterránea, por lo que su determinación en este estudio resultó particularmente necesaria. Dado que los procesos de intercambio afectan

principalmente a los cationes es por ello que se habla de capacidad de intercambio catiónico (CIC).

Los valores de CIC para muestras de loess tomada del acuífero, de la zona no saturada, del médano, del suelo natural y del suelo contaminado, debajo de la basura, se muestran en la Tabla 5.5.

Tabla 5.5: resultados de los valores de CIC obtenidos para sedimentos del área del basural municipal de Coronel Moldes.

Muestra	C.I.C meq/100gr
PA Nº 2 (ZNS)	15,1
PA Nº 3 (ZS)	9,6
Suelo Natural	13,8
Médano	6,6
Suelo Basural	17,8

Resulta claramente superior el valor de CIC en los materiales del suelo sobre el que se vuelcan los residuos sólidos. Este valor más alto, probablemente esté en relación a un mayor contenido de MO, que aquel contenido en el suelo natural.

Puede observarse también que los sedimentos en la zona no saturada muestran altos valores de CIC, si se compara con valores promedios encontrados por Musso (2003) (de 10 meq/100gr) para sedimentos loésicos de la provincia de Córdoba.

Como era de esperar los sedimentos que componen los médanos, resultan en el menor valor de CIC. Aunque no se poseen análisis de los minerales de arcilla, se estima que este valor de CIC se vincula el sistema de cristalización de arcillas que se desarrollan en estos sedimentos otorgando baja CIC.

Análisis geoquímico de los sedimentos y suelo de la zona de estudio

El análisis geoquímico de los materiales que componen el suelo, zona no saturada y zona saturada del acuífero libre del sector rural en Coronel Moldes, se muestra en la Tabla 5.6.

Tabla 5.6: Composición química de los óxidos mayoritarios en sedimentos loésicos de la zona de Coronel Moldes y sus alrededores. Expresados en ‰.

	SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅
Sedimentos fondo laguna de efluentes	58,50	0,53	14,05	0,54	0,01	0,72	2,74	1,89	1,30	0,30
Médanos	69,89	1,58	14,92	1,77	0,11	1,74	2,76	2,50	1,55	0,04
Suelo debajo del basural municipal	66,28	0,55	16,18	1,59	0,04	0,60	1,91	1,76	1,46	0,30
Perforación 3 (11m)	67,50	0,70	17,33	1,07	0,06	1,17	2,61	2,31	1,53	0,02
Perforación 3 (3m)	60,67	0,62	16,50	2,91	0,09	1,17	3,34	1,68	1,58	0,11
Suelo natural	66,15	0,53	15,39	3,02	0,04	0,62	1,59	1,93	1,46	0,15
Perforación en la Ciudad Coronel Moldes (2m)	62,49	0,67	14,37	2,87	0,06	1,15	3,38	1,46	1,59	0,16
Muestra a los 31 m a 8 Km al N de Coronel Moldes	63,06	0,56	14,53	2,91	0,08	1,19	3,01	1,75	1,47	0,13

Puede observarse que los compuestos mayoritarios que componen estos sedimentos son similares a los analizados por Teruggi (1959) para el loess de la Pampa Húmeda (Tabla 5.7), aunque las concentraciones de Fe₂O₃ en muestras del loess de la zona de Coronel Moldes, resultaron las más bajas.

La similitud en la composición mayoritaria del loess de esta zona con el de la Pampa Húmeda permite asimilar el análisis realizado por Torra et al. (1999) en el N del país. Según estos autores, los sedimentos loésicos, y por ende los de la zona de Coronel Moldes, estarían "contaminadas" por productos piroclásticos de vulcanismo andesítico (cálcosódico). Evidencian esto, los altos contenido de CaO y Na₂O en el loess de la zona pampeana, y Coronel Moldes, respecto a las concentraciones de estos óxidos en el loess Chaco-salteño, más rico en sílice y óxido de potasio.

Mientras que el loess de la región norteña podría tener aportes de vulcanismo alcalino dado los valores más altos de potasio y más bajos de CaO (Torra et al., 1999).

Los valores de Al₂O₃, Fe₂O₃ y TiO₂ son semejantes tanto para las muestras analizadas en la zona de Moldes como para las distintas regiones.

Tabla 5.7: Elementos mayoritarios del Loess Argentino, para el loess de la Pampa Húmeda: Teruggi (1957) y para el loess Chaco-Salteño: Torra et al. (1999)

Localidad-muestra (%)	SiO ₂	Al ₂ O ₃	TiO ₂	Fe ₂ O ₃	CaO	MgO	NaO	K ₂ O	MnO	P ₂ O ₅	CO ₂ /Ca	Descripción
Alvear	67	15	0,65	3,11	1,85	1,03	1,79	2,31	--	--	--	Loess friable
Alvear	72	12	0,90	5,00	4,0	1,03	1,40	1,90	--	--	--	Loess friable
Rosario	66	16	1,10	6,70	2,1	1,40	3,10	1,90	--	--	--	Loess friable
Baradero	59	17	ND	4,80	3,08	1,71	1,97	1,71	--	--	--	Loess friable
La Plata	60	15	ND	6,00	2,80	1,90	1,40	1,98	--	--	--	Loess friable
Salto	63	15	ND	4,91	2,46	1,95	1,74	1,58	--	--	--	Loess friable
Miramar	61	17	ND	5,43	2,83	1,67	--	--	--	--	--	Loess friable
La Plata	57	16	0,74	5,10	3,46	1,64	--	--	--	--	--	Loess friable
La Plata	63	17	0,80	4,95	2,35	1,64	--	--	--	--	--	Loess friable
Salta (3 muestras)	71	15	0,75	6,68	1,78	--	--	3,66	0,08	0,25	2,63	Loess friable
Chaco (7 muestras)	72	16	0,80	6,60	1,46	--	--	3,20	0,08	0,13	2,72	Loess friable
PROMEDIO	65	16	0,82	5,20	2,41	1,50	1,90	2,42	0,08	0,19	2,68	

Según los análisis (Tabla 5.6) los valores más altos de P₂O₅ corresponden al suelo sobre el que se depositan los residuos y a los sedimentos de la laguna de efluentes. Probablemente estos valores se vinculen con los altos contenidos de materia orgánica, derivada de los residuos líquidos y sólidos urbanos. Para el resto de las muestras recogidas los valores de P₂O₅ son similares aportado principalmente por los minerales que componen el loess. Morras (1999) señala que zonas con distintos contenidos de fósforo se correlacionan con distintos orígenes y composición de los materiales. La homogeneidad de este compuesto en los sedimentos loésicos de Coronel Moldes, estarían indicando la fuente común para ellos. Teniendo en cuenta que la cantidad de fósforo atmosférico es bajo (Walker y Syers, 1976), el contenido de este elemento en suelos no fertilizados está controlado inicialmente por el material parental y subsecuentemente por las propiedades resultantes de la pedogénesis. Por lo tanto, en ecosistemas jóvenes débilmente meteorizados la mayor parte del fósforo proviene de los minerales primarios (Morras, 1999).

Trabajos realizados por Morras (1999) indican que los valores de P₂O₅ para la zona de Marcos Juárez (al SE de la provincia de Córdoba) son de alrededor de los 1,60 ‰, y para la zona del NE de la provincia de La Pampa aproximadamente de 1,30 ‰ correspondiendo a valores de P₂O₅ mucho más alto que los encontrados en el área de Coronel Moldes. Esto muestra las heterogeneidades que existen entre los materiales que comprenden el loess de la región Pampeana, su desarrollo edáfico, grado de meteorización y quizás en su composición. Por su parte estudios de Smedley et al. (2005) muestran en el análisis de 45 muestras de loess tomadas del Norte de La Pampa valores mínimos de P₂O₅ de 0,08 ‰ y máximos de 0,24 ‰ con un valor medio de 0,15 ‰ similares a los analizados en la zona de estudio (Tabla 5.8). Por su parte Rossi (1996) determinó valores de 0,14 ‰ en materiales de la Provincia de Buenos Aires.

Tabla 5.8: Constituyentes químicos de muestras de loess en el N de la provincia de La Pampa. *Fuente:* Smedley et al. (2005).

Constituent	Unit	La Pampa (n = 25)		
		Minimum	Maximum	Mean
SiO ₂	wt%	59.25 ^b	68.12	59.19 ^b
Al ₂ O ₃	wt%	10.18 ^b	16.72	15.09
Fe ₂ O ₃	wt%	3.35 ^b	5.97	4.94
Mn ₂ O ₃	wt%	0.06	0.15	0.10
MgO	wt%	0.88	2.8	1.85
CaO	wt%	1.92	21.97 ^b	6.00
Na ₂ O	wt%	1.18	3.69	2.18
K ₂ O	wt%	1.92	2.78	2.23
TiO ₂	wt%	0.51	0.85	0.71
P ₂ O ₅	wt%	0.08	0.24	0.15
LOI ^a	wt%	1.83	18.28 ^b	6.30
As	mg kg ⁻¹	3	18	8
Y	mg kg ⁻¹	58	174	100
Se	mg kg ⁻¹	1	1	1
U	mg kg ⁻¹	0.9	5.1	2.5
Sb	mg kg ⁻¹	1	1	1
Bi	mg kg ⁻¹	1	5	3

CAPÍTULO 6

HIDROMETEOROLOGÍA

Meteorológica UNRC.

Vientos

En la región Sur de la provincia de Córdoba más del 80 % de los días son ventosos con una concentración máxima a fines de invierno-primavera (Blarasin, 2003). Predominan los vientos provenientes del cuadrante NNE con velocidades medias de 12 Km/h (Figura 6.2).

Rosa de vientos medios anuales. Río Cuarto

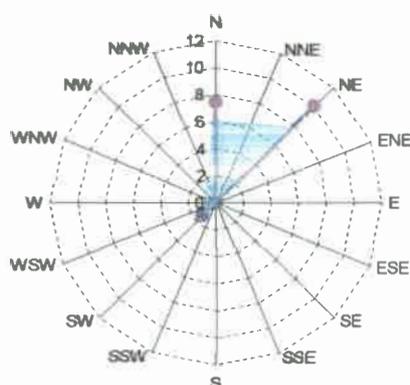


Figura 6.2: Datos cedidos por la Facultad de Agronomía de la UNRC.

Precipitaciones

Las precipitaciones en la región disminuyen desde NE hacia el SO (desde 800 a 650 mm), lo que marca la influencia del aire cálido y húmedo procedente del Atlántico (Blarasin y Cabrera, 2005).

En la zona de Coronel Moldes, la precipitación media anual para una serie de 111 años (1896-2007) es de 831 mm. Alrededor del 80 % de las precipitaciones ocurren durante los meses de Octubre y Abril marcando la clara estacionalidad del clima para esta zona. El mes de marzo presenta el mayor registro, con una media de 115 mm y el mes de julio presenta los valores más bajos, con una precipitación media de 22 mm. En las últimas décadas las mayores precipitaciones ocurren en enero mientras que las menores en junio.

Rellenos de Series

En las Tablas 6.1 y 6.2 se presentan las series SanCor y Lucasiewich con los

datos de precipitación faltantes.

Tabla 6.1: Datos de precipitación estación SanCor.

ESTACIÓN SanCor

Precipitaciones mensuales en mm													
AÑO	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC	SUMA
1975	295	50	215	26	25	18		29	54	44	114	2	
1976	56	168	33	79	28			65	26	32	89	209	
1977	152	39	82	16	12	38	2	2	7	86	26	202	664
1978	148	169	98	24	5	0	2	0	138	73	177	167	1001
1979	165	195	53	63	0	70	65	15	25	34	37	110	832
1980	27	190	119	93	12	18	0	0	0	117	83	103	732
1981	208	76	94	228	0	0	1	0	2	82	179	107	973
1982	85	141	82	78	13	39	21	0	86	4	96	83	728
1983	219	37	88	75	64	0	23	39	30	69	150	97	891
1984	137	192	132	63	17	0	0	5	31	13	265	140	995
1985	199	73	17	37	0	12	174	19	28	147	77	220	1003
1986	199	78	118	68	0	10	7	12	48	91	123	175	925
1987	47	72	103	32	45	9	10	16	6	108	52	182	682
1988	171	179	153	11	11	0	0	3	62	13	62	77	742
1989	6	46	104	96	42	33	1	9	8	56	116	127	644
1990	53	164	233	91	70	0	16	8	12	166	96	105	1004
1991	183	92	158	64	24	27	0	41	39	97	84	184	993
1992	51	62	60	15	5	0	8	21	69	57	148	126	622
1993	97	99	168	41	48	3	0	30	17	144	169	111	927
1994	104	04	100	70	16	20	6	50	29	100	147	155	950
1995	210	79	125	1	24	0	0	0	20	32	117	15	633
1996	103	145	55	113	20	9	0	0	16	59	111	59	690
1997	66	23	89	29	21	4	8	9	32	124	106	242	751
PROMEDIO sin considerar los años con datos faltantes													828

Meses con datos faltantes

Tabla 6.2: Datos de precipitación estación Lucasiewich.

ESTACIÓN LUCASIEWICH

Precipitaciones mensuales en mm													
AÑO	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC	SUMA
1993	174	143	149	1	31	12	9	0	20	47	124	47	757
1994	178	54	98	73	31	15	10	60	23	90	160	156	948
1995				51	40	0	8	0	18	53			
1996	101	152	57	116	17	8	0	1	20	46	129	92	739
1997	92	11	110	28	45	0	13	12	32	169	139	272	920
1998	193	197	21	199	82	21	8	27	74	25	302	111	1270
1999	70	77	200	98	11	24	30	20	24	78	177	177	1004
2000	231	124	91	91	179	15	43	0	22	138	136	156	1226
2001	123	12	110	196	2	7	0	13	265	225	52	85	1090
2002	265	64	106	122	53	7	0	64	0	111	187	201	1180
2003	144	144	32	180	0	0	58	4	0	35	45	226	868
PROMEDIO sin considerar el año faltante													1000

Meses con datos faltantes

Para el relleno de la serie SanCor se tomó el intervalo de años (1975-1997) de las series UNRC, Tarquino y Ea. La María. Se calcularon los módulos pluviométricos y se obtuvo la diferencia para elegir la estación más confiable. Los valores obtenidos

pueden verse en la Tabla 6.3.

Tabla 6.3: Método de interpolación regional para completar los datos de precipitación faltantes de la Estación SanCor (intervalo 1975-1997).

Estación	Módulo Pluviométrico (mm)	Diferencia en %
UNRC	786	5
TARQUINO	851	3
JOVITA	914	10

De este modo pudieron utilizarse las tres estaciones para realizar el relleno de la estación SanCor, Tabla 6.4.

Tabla 6.4: Relleno de la serie SanCor
ESTACIÓN SanCor

AÑO	Precipitaciones mensuales en mm												SUMA
	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC	
1975	295	50	215	26	25	18	1	29	54	44	114	2	873
1976	56	168	33	79	28	0	2	65	26	32	89	209	787
1977	152	39	82	16	12	38	2	2	7	86	26	202	664
1978	148	160	88	24	5	0	2	0	138	73	177	167	1004
1979	165	195	53	63	0	70	65	15	25	34	37	110	832
1980	27	160	119	93	12	18	0	0	0	117	83	103	732
1981	206	76	94	226	0	0	1	0	2	82	179	107	973
1982	85	141	82	78	13	39	21	0	86	4	96	83	728
1983	219	37	88	75	64	0	23	39	30	69	150	97	891
1984	137	192	132	63	17	0	0	5	31	13	265	140	995
1985	199	73	17	37	0	12	174	19	28	147	77	220	1005
1986	199	78	118	66	0	10	7	12	46	91	123	175	925
1987	47	72	103	32	45	9	10	16	6	108	52	182	682
1988	171	170	153	11	11	0	0	3	62	13	62	77	742
1989	6	46	104	96	42	33	1	9	8	56	116	127	644
1990	53	164	233	91	70	0	16	8	12	156	96	105	1004
1991	183	92	158	64	24	27	0	41	39	97	84	184	993
1992	51	62	60	15	5	0	8	21	69	57	148	126	622
1993	97	99	168	41	48	3	0	30	17	144	169	111	927
1994	164	84	100	70	16	26	6	50	29	103	147	155	950
1995	210	79	125	1	24	10	0	0	20	32	117	15	633
1996	103	145	55	113	20	9	0	0	16	59	111	59	690
1997	65	22	89	29	21	4	8	9	32	124	106	242	751
Valor de media sin años incompletos													828
Valor de media con años rellenados													828

Puede observarse que el valor de la media de la serie no ha cambiado, debido a que los meses faltantes corresponden a aquellos que por la estacionalidad del clima son los de menores precipitaciones.

Para el relleno de la serie Lucasiewich se tomó el intervalo de años (1993-2003) de las series UNRC, Tarquino y Ea. La María. Los módulos pluviométricos y la diferencia entre ellos puede observarse en la Tabla 6.5. En este caso se seleccionaron las series Tarquino y Ea. La María para el relleno de la serie Lucasiewich (Tabla 6.6).

Tabla 6.5: Método de interpolación regional para completar los datos de precipitación faltantes de la Estación Lucasiewich (intervalo 1993-2003).

Estación	Módulo Pluviométrico (mm)	Diferencia en %
UNRC	781	22
TARQUINO	905	10
JOVITA	961	2

Tabla 6.6: Relleno de la serie Lucasiewich.
ESTACIÓN LUCASIEWICH

AÑO	Precipitaciones mensuales en mm												SUMA
	ENE	FEB	MAR	ABR	MAY	JUN	JUL	AGO	SET	OCT	NOV	DIC	
1993	174	143	149	1	31	12	9	0	20	47	124	47	757
1994	178	54	98	73	31	15	10	60	23	90	160	156	948
1995	151	98,5	77	51	40	0	8	0	16	53	104	75	672,5
1996	101	152	57	116	17	8	0	1	20	46	129	92	739
1997	92	11	110	28	45	0	13	12	32	166	139	272	920
1998	193	197	21	199	92	21	8	27	74	25	302	111	1270
1999	79	77	200	98	11	24	30	29	24	78	177	177	1004
2000	231	124	91	91	179	15	43	0	22	138	136	156	1226
2001	123	12	110	198	2	7	0	13	265	225	52	85	1090
2002	265	64	106	122	53	7	0	64	0	111	187	201	1180
2003	144	144	32	180	0	0	58	4	0	35	45	226	868
Valor de media sin años incompletos												1000	
Valor de media con años rellenados												970	

Aquí el valor de la media de la serie ha cambiado algo más que para el caso anterior, debido quizás a que el relleno de los datos faltantes corresponden a los meses más lluviosos y que la serie posee la media más alta, sumado a que el intervalo considerado no supera los 10 años.

Análisis de Consistencia

La calidad de los datos registrados en las estaciones manuales se ha visto afectada tradicionalmente por diferentes fuentes de errores (Austin y Ballon, 1974). La primera se relaciona con las malas mediciones visuales o errores al

transcribir el dato de precipitación. Este tipo de incidencia suele tener un carácter puntual y a veces son identificados fácilmente. Una segunda fuente de error puede ser debida a la presencia de errores sistemáticos, de medida o a la ausencia de datos en la serie de forma más o menos prolongada. A partir del método de dobles masas y de diferentes curvas acumuladas pueden identificarse y valorarse estos tipos de situaciones.

Las series de datos de precipitaciones analizadas para Coronel Moldes y la zona rural provienen de 5 estaciones pertenecientes a particulares, 3 dentro del área de la Hoja IGM Coronel Moldes (Echeverri, Tarquino y SanCor) y 2 fuera del ámbito de ésta (Lucasiewich y Ea. La María).

Los datos pluviométricos analizados en la zona de Coronel Moldes provienen de pluviómetros manuales en los que en muchos casos el observador no ha sido siempre el mismo. Esto es una de los primeros problemas a la hora de analizar la consistencia de una serie de datos en donde el observador pudo haber incurrido en errores tales como transcribir mal una medida, recolectar tarde un dato, rotura del aparato, etc. Sin embargo puede ocurrir que irregularidades en las curvas no siempre se encuentre un hecho extraño o incidentes en la toma de datos sino que en ocasiones esas alteraciones sean consecuencia de la propia dinámica natural como sucede hacia finales de las serie Echeverri y Ea. La María donde las precipitaciones aumentaron considerablemente después de los años '70.

Teniendo en cuenta los inconvenientes que pueden surgir de la toma de datos y para corroborar su confiabilidad se plantea conocer la consistencia de las series de precipitaciones que se disponen de la zona y efectuar el relleno de periodos sin información a través de la implementación del método de dobles masas. Se pretende además completar una serie larga de años (1896-2005) a partir de datos de dos estaciones próximas entre sí pero de diferentes productores. El análisis de consistencia también asegura, a quienes trabajan con información pluviométrica brindada por los productores, que éstos son datos confiables y seguros, a partir de los cuales es posible establecer predicciones.

En el análisis de consistencia, debido a que las estaciones poseen datos de precipitación con intervalos de años diferentes, se decidió utilizar el intervalo 1975-1995 y uno más extenso, 1975-2005. En ambos casos se consideró a la estación de la UNRC como la más confiable. Cabe señalar que aunque la estación Echeverri y Tarquino muestran una tendencia normal estacionaria, se decidió utilizar a la UNRC, debido a la confiabilidad de su procedencia ya que es una serie de datos recogidos diariamente por personal entrenado en una importante red de instrumental agrometeorológico.

Las Figuras 6.3, 6.4, 6.5 y 6.6 muestran el análisis de consistencia entre la estación UNRC y las demás estaciones para el intervalo de años 1975-1995.

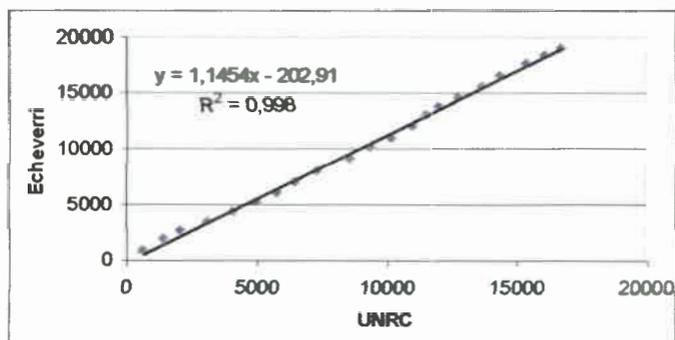


Figura 6.3: Dobles acumulaciones Estación UNRC y Echeverri. Intervalo 1975-1995.

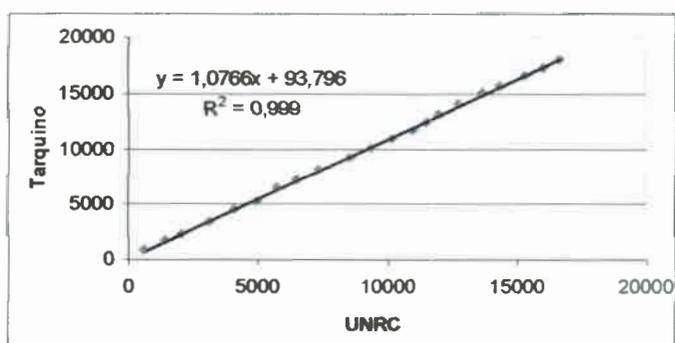


Figura 6.4: Dobles acumulaciones Estación UNRC y Tarquino. Intervalo 1975-1995.

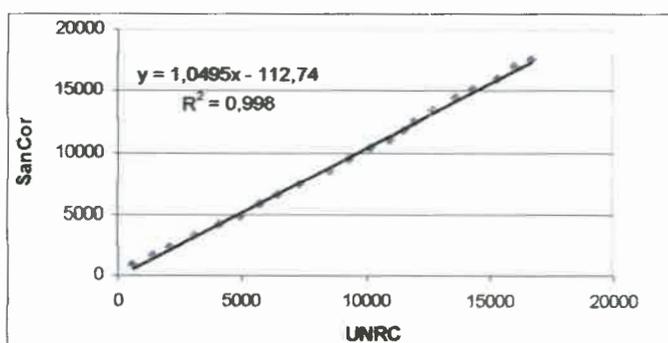


Figura 6.5: Dobles acumulaciones Estación UNRC y SanCor. Intervalo 1975-1995.

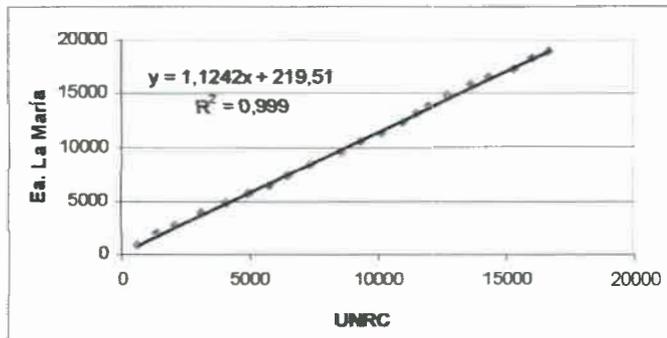


Figura 6.6: Dobles acumulaciones Estación UNRC y Ea. La María. Intervalo 1975-1995.

Las Figuras 6.9 y 6.10 muestran el análisis de consistencia entre la estación UNRC y las dos estaciones para un intervalo mayor de años 1975-2005, observándose una buena consistencia entre las series.

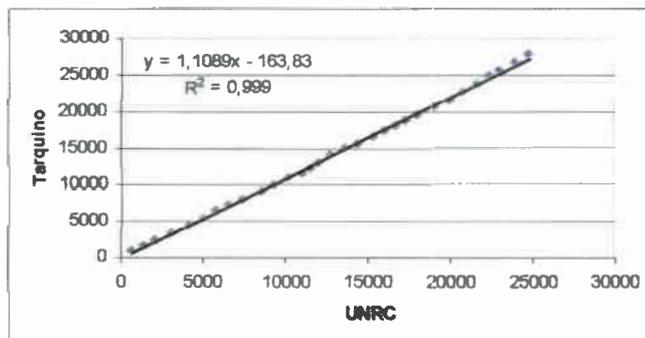


Figura 6.9: Dobles acumulaciones Estación UNRC y Tarquino. Intervalo 1975-2005.

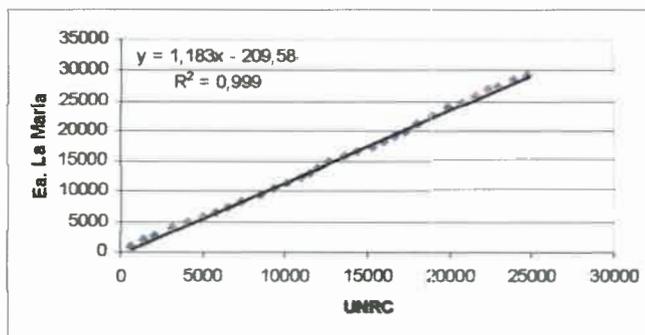


Figura 6.10: Dobles acumulaciones Estación UNRC y Ea. La María. Intervalo 1975-2005.

Finalmente se realizó el análisis de consistencia entre ambas series, la “nueva” serie (Serie Echeverri + Serie Tarquino), y la serie Ea. La María, dado que presentaba la mayor cantidad de años, resultando en una buena consistencia entre ambas (Figura 6.11).

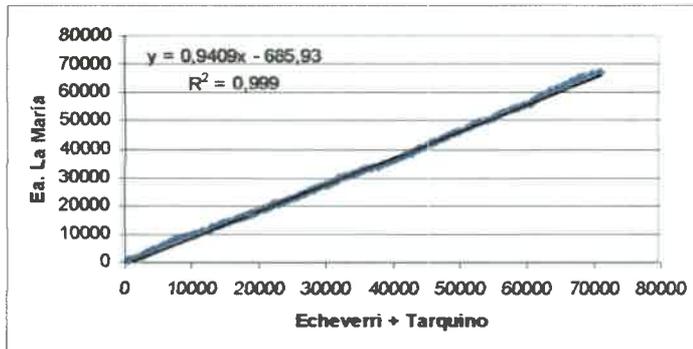


Figura 6.11: Dobles acumulaciones Estación Echeverri (Corregido por método de dobles acumulaciones, 1920-1995) y Tarquino (1996-2005) Vs Ea. La María. Intervalo 1920-2005.

A fin de simplificar y poder utilizar una única serie de años, en función de los datos obtenidos del análisis de consistencia, es posible considerar en el análisis de precipitaciones de 111 años derivada de la unión de las serie Echeverri, la más antigua, con la serie Tarquino, la cual contiene los últimos 20 años.

Análisis de las Series

Del gráfico de curva cronológica anual para la nueva serie (Serie Echeverri + Serie Tarquino) puede observarse en forma general un aumento de las precipitaciones medias en los últimos años (Figuras 6.12). Para completar los últimos años de la serie (2006 y 2007) se incluyeron en la Serie Tarquino los datos recogidos del pluviómetro colocado en la ciudad de Coronel Moldes.

La media móvil permite observar la tendencia en aumento de las precipitaciones desde el año 1952. Desde el año 1896, se observa una ciclicidad de períodos secos y húmedos (destacados por la curva de medias móviles) y una tendencia notoria de aumento en las lluvias en los últimos 30 años, alcanzando la media anual para este período 930 mm. Los últimos 7 años fueron los más lluviosos y registran un promedio de 1.029 mm (197 mm por encima de la media de la serie).

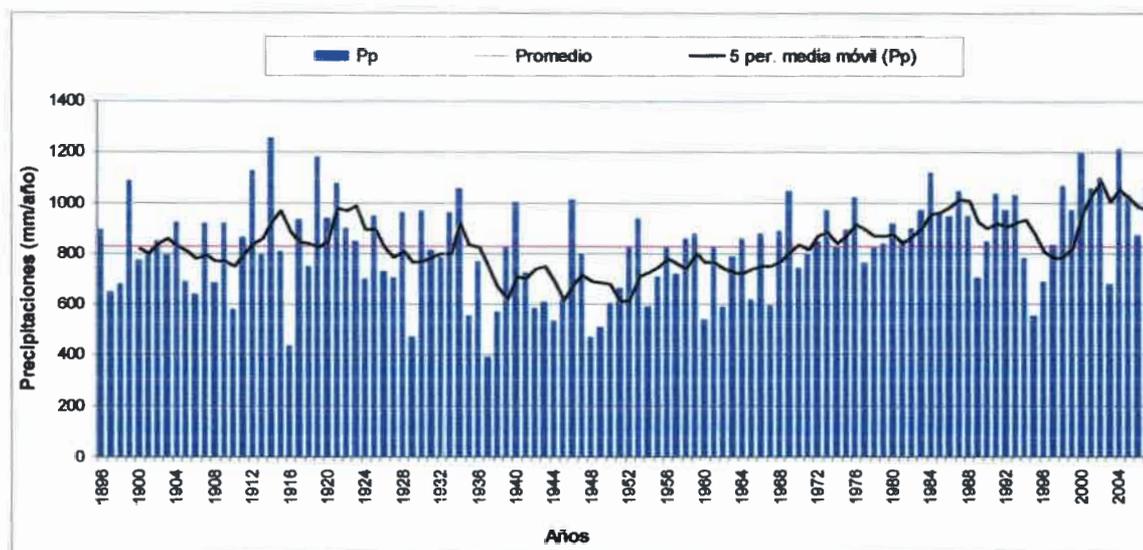


Figura 6.12: Curva Cronológica Anual. Nueva Serie (Series Echeverri y Tarquino). Zona Coronel Moldes para 111 años. Intervalo 1896-2007.

El gráfico de desvíos exhibe un registro de 111 años (Figura 6.13) y es posible advertir la clara tendencia ascendente de las lluvias entre el año '53 y la actualidad. Se observa al comienzo de la serie y por muchos años la presencia alternada de periodos con desviaciones negativas y positivas, en concordancia con la presencia de décadas secas con otras húmedas. Hacia fines del siglo XX y comienzos del XXI, esto cambia hacia una predominancia de desvíos positivos.

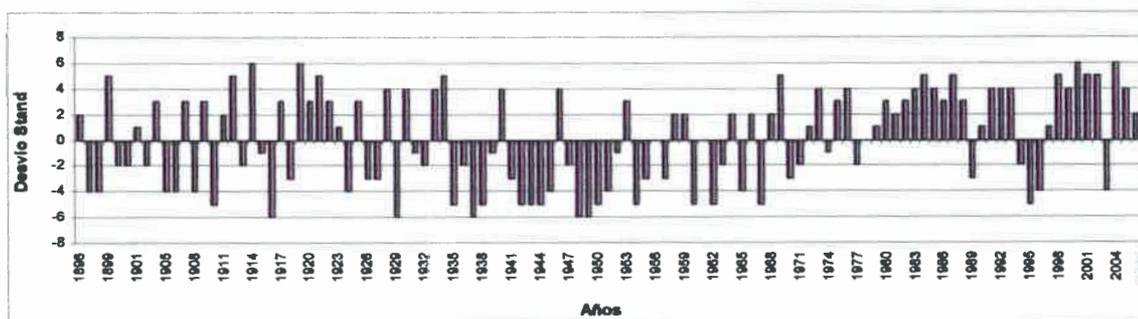


Figura 6.13: Gráfico de desvío estándar de las precipitaciones anuales para una serie de 111 años. Zona Coronel Moldes.

Varios autores coinciden en señalar que la Región Pampeana muestra una tendencia positiva de las lluvias en las últimas décadas (Fili et al., 2000, Paoli y Giacosa, 2003, entre otros). Si se analiza la década 1997-2007, el aumento de las precipitaciones coinciden con el aumento regional de las lluvias registradas en numerosas localidades de la provincia (Blarasín, 2003; Blarasín et al, 2005).

Hasta el año 1950, la mayoría de los años muestran valores de precipitaciones

anuales por debajo de la media (Figura 6.13). Fili et al. (2000) analizaron una serie de casi 100 años para el Sur de la provincia de Córdoba y señalan que se pasa de un período seco hasta los '50 a un período posterior hiperhúmedo.

Hacia fines de la década de los '70, el aumento de las precipitaciones influyó en las crecidas de los arroyos de la región generando desbordes y ascensos de nivel freático (Blarasin, 2003; Blarasin y Cabrera, 2005).

En la Figura 6.12 puede observarse que los años 1914 y 2004 fueron los más lluviosos, mientras que el año 1937 resultó el más seco del siglo.

Las sequías generan desequilibrios ecológicos y sociales que para la segunda mitad de la década del '30 quedó registrada en la memoria colectiva de los habitantes de la pampa húmeda (Cazenave, 2001). También son notorios los valores por debajo de la media que presentan los años '50 y '51, coincidentes con el ciclo seco conocido como "pan negro" que dejó sin trigo a las reservas nacionales (Cantú, 1998). Entre los últimos ciclos secos, se destaca el del período '95 -'97, a partir del cual se retoma la curva ascendente (año 1998), ciclo húmedo que aún no ha finalizado y es responsable de los excedentes hídricos que produjeron en los últimos años.

El aumento de las precipitaciones en el 2004 resultó extraordinario para la Argentina y otras partes del mundo. En EEUU tuvieron meteoros que hacía 101 años que no ocurrían. Así mismo algunos de los huracanes más grandes (Charly, Jeane, Andrew y Francis) se formaron este año. Estudios de Blarasin et al. (2004) en Coronel Moldes señalan los problemas ocurridos en la ciudad a causa del ascenso de nivel freático para julio de 2004 luego del primer semestre cuando precipitó el 70 % del total anual.

Balance Hídrico Modular

El balance hídrico modular realizado con el programa BALUBA 1.0 (Hurtado et al., 1991), para un promedio de 111 años, indica una ETR de 719 mm, con excesos en los meses de noviembre a abril de 113 mm y déficit de 3 mm en el mes de agosto (Figura 6.14).

En función de los datos obtenidos del balance modular para la obtención de los cálculos de los índices de aridez, humedad e hídrico, y según la clasificación climática de Thornthwaite (1948), el clima de la zona de Coronel Moldes y sus alrededores es del tipo Mesotermal Subhúmedo húmedo con nula a pequeña deficiencia de agua.

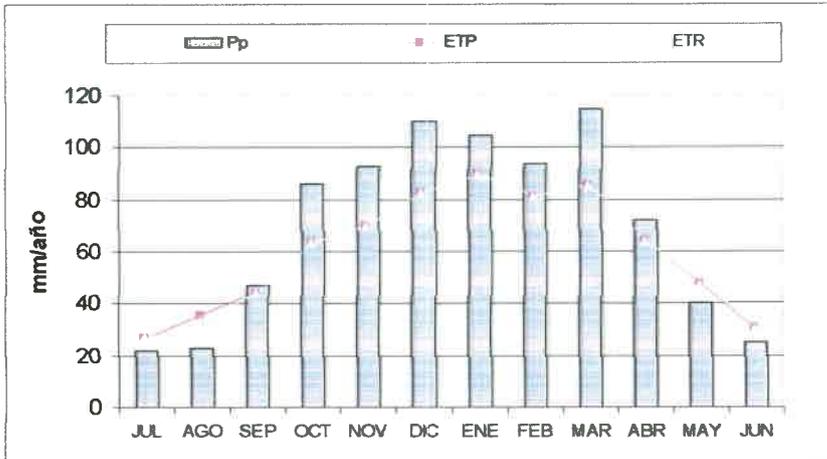
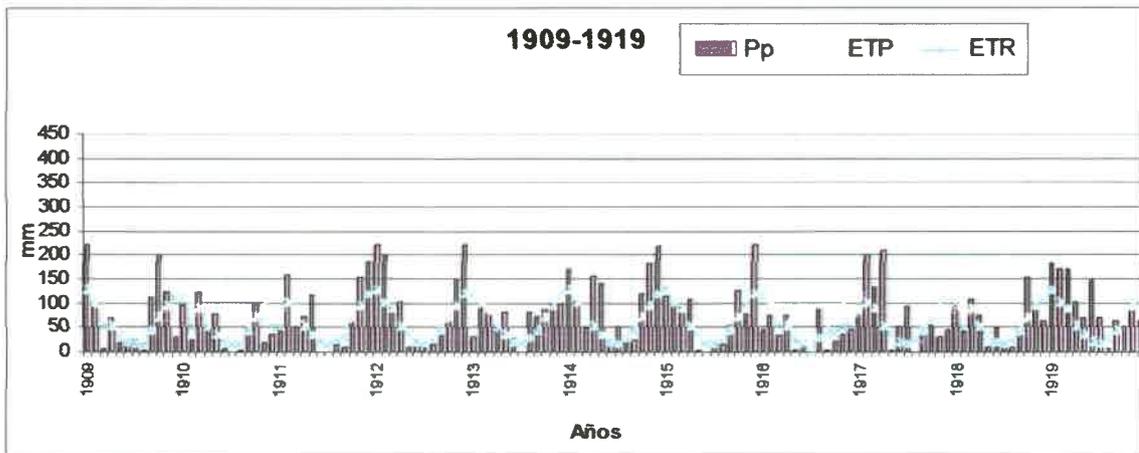


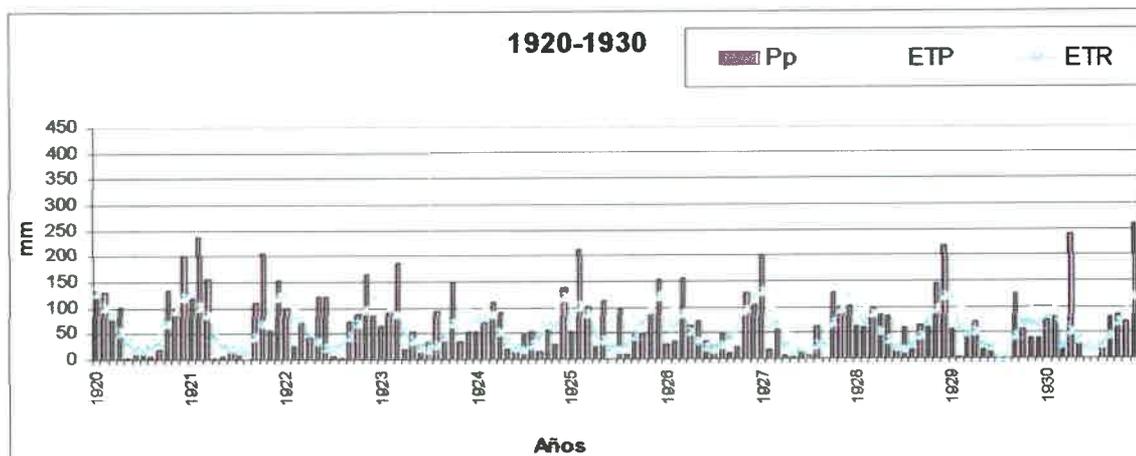
Figura 6.14: Balance hídrico Modular para una serie de 111 años (Serie Echeverri + serie Tarquino) para la zona de Coronel Moldes y sus alrededores. Intervalo 1896-2007.

Balance Hídrico Seriado

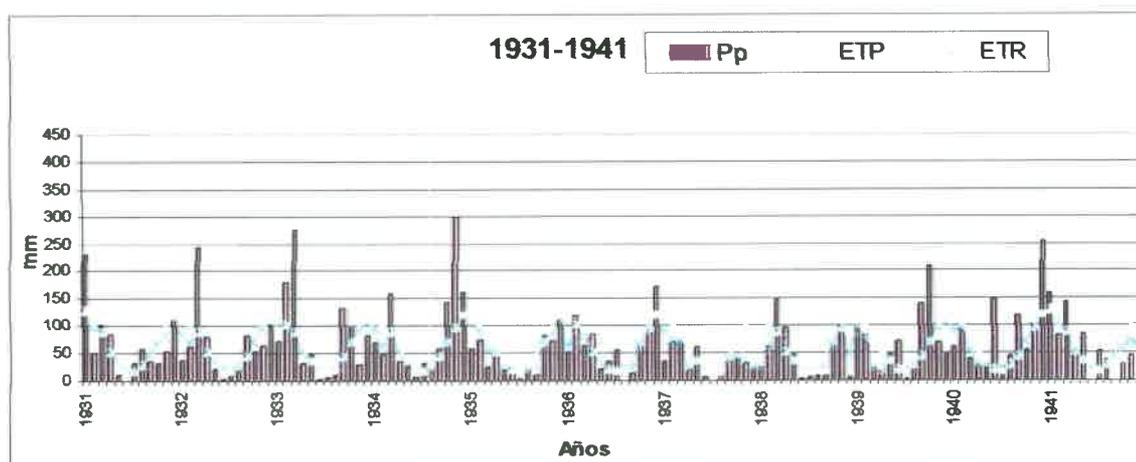
Para el balance hídrico seriado utilizando PDIMES (Ravelo, 1990) fue necesario reducir el intervalo de años en estudio (1909-2007) debido a que el software no permite trabajar con series mayores a los 100 años. Del balance (Figura 6.15) se desprende que, salvo excepciones, en los meses de primavera-verano se registran los mayores excesos hídricos, mientras que en los meses de otoño-invierno ocurren los mayores déficit.



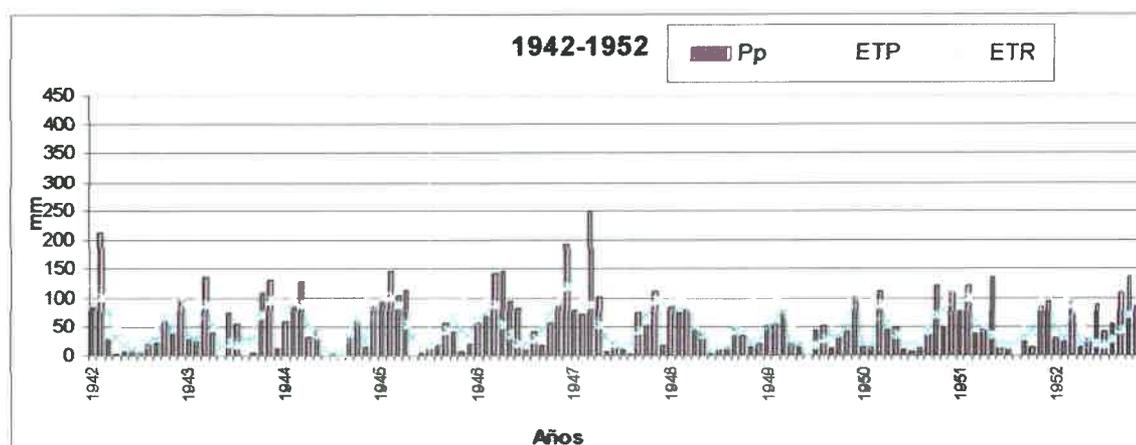
A)



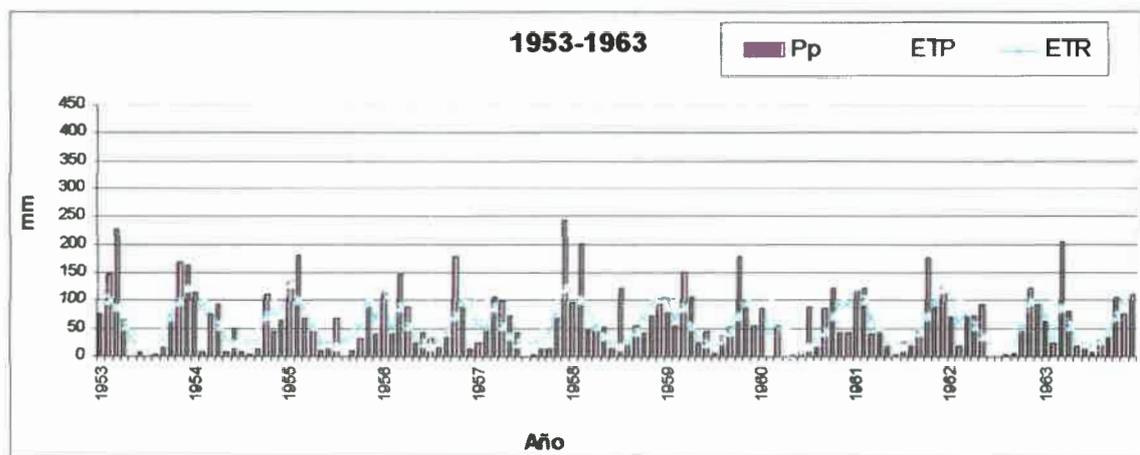
B)



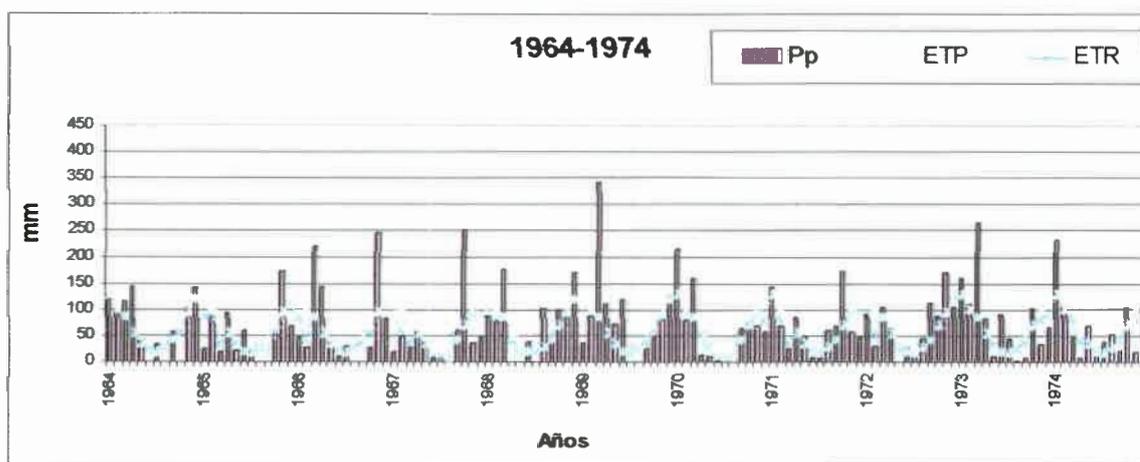
C)



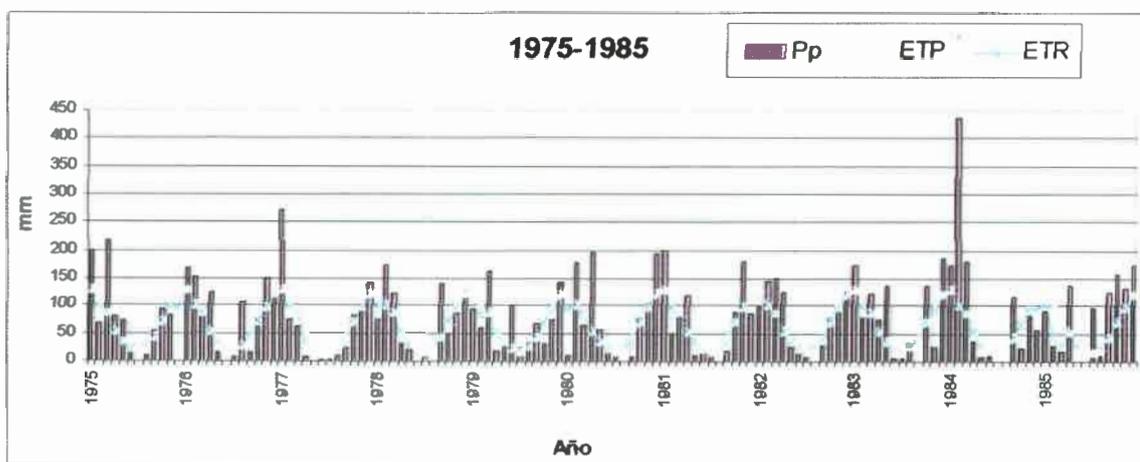
D)



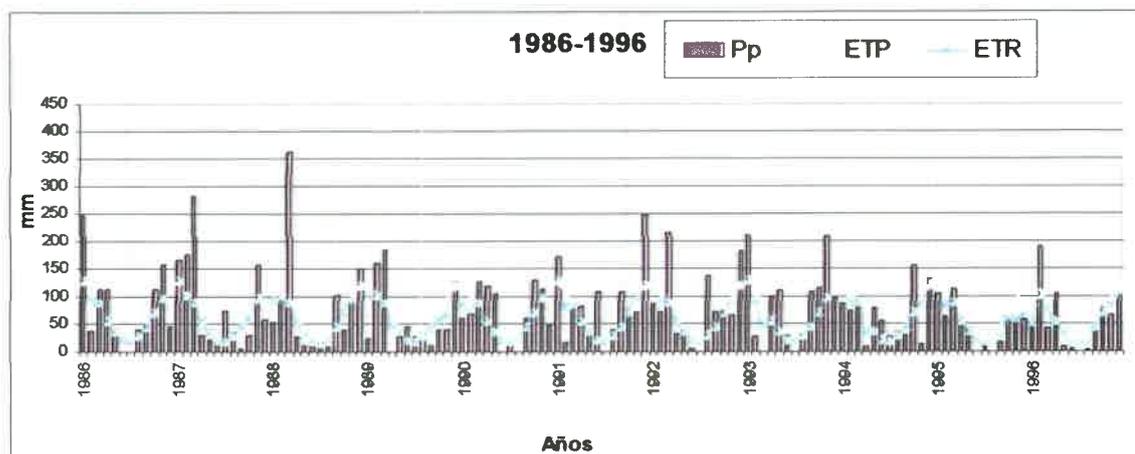
E)



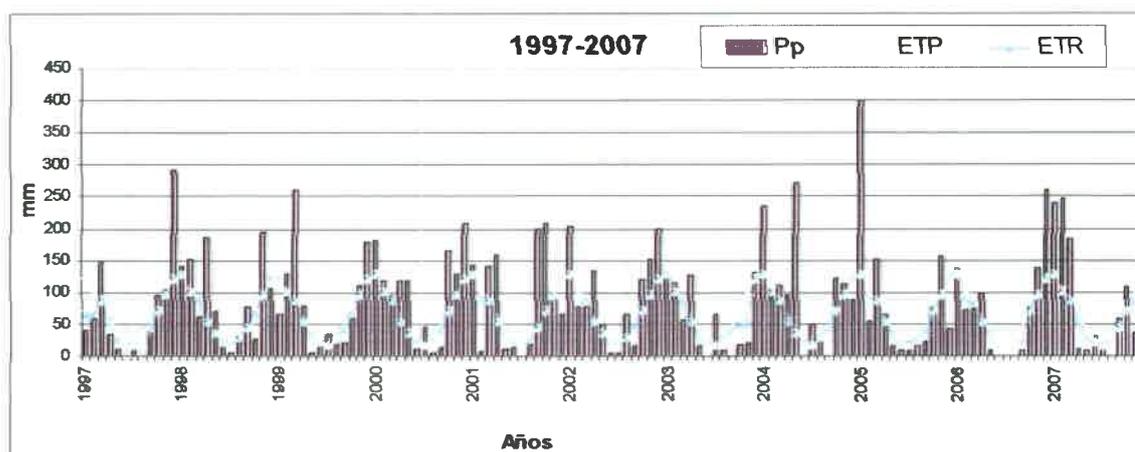
F)



G)



H)



I)

Figura 6.15: Balance hídrico seriado correspondiente a una serie de 99 años para la zona de Coronel Moldes y alrededores. Intervalo 1909-2007. **A)** Balance hídrico seriado correspondiente al período 1909-1919, **B)** Balance hídrico seriado correspondiente al período 1920-1930 **C)** Balance hídrico seriado correspondiente al período 1931-1941, **D)** Balance hídrico seriado correspondiente al período 1942-1952, **E)** Balance hídrico seriado correspondiente al período 1953-1963, **F)** Balance hídrico seriado correspondiente al período 1964-1974, **G)** Balance hídrico seriado correspondiente al período 1975-1985, **H)** Balance hídrico seriado correspondiente al período 1986-1996, **I)** Balance hídrico seriado correspondiente al período 1997-2007.

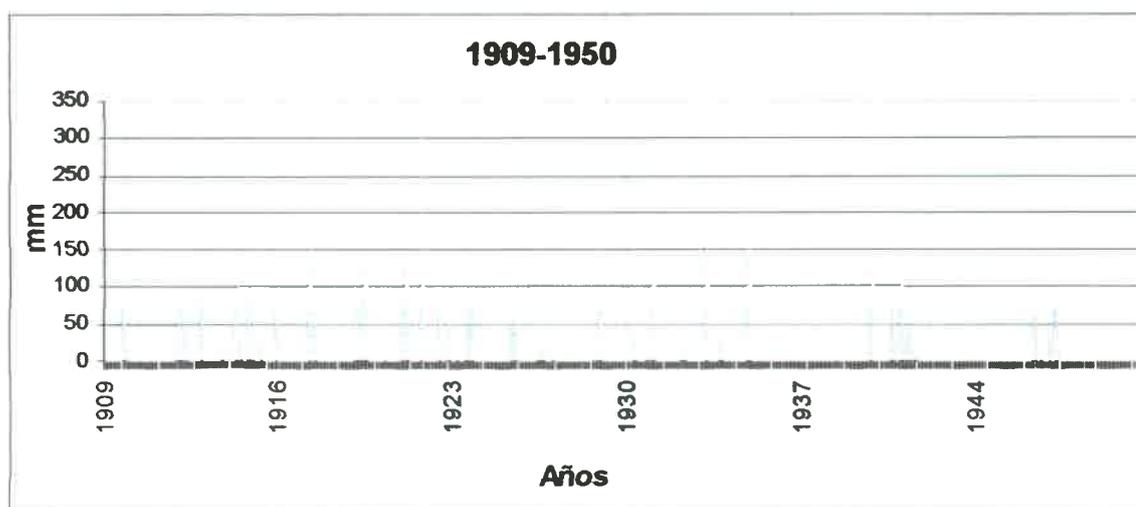
Se observa como los primeros años corresponden a períodos secos y hacia el final de la serie comienza un período húmedo responsable de los excedentes hídricos, repartidos en escurrimientos superficiales y recarga al acuífero. Desde

1970 se observa que conjuntamente con el aumento de las precipitaciones disminuyen los déficit que caracterizaban a los años anteriores, registrándose excesos, aunque no continuos, entre los meses de septiembre y abril.

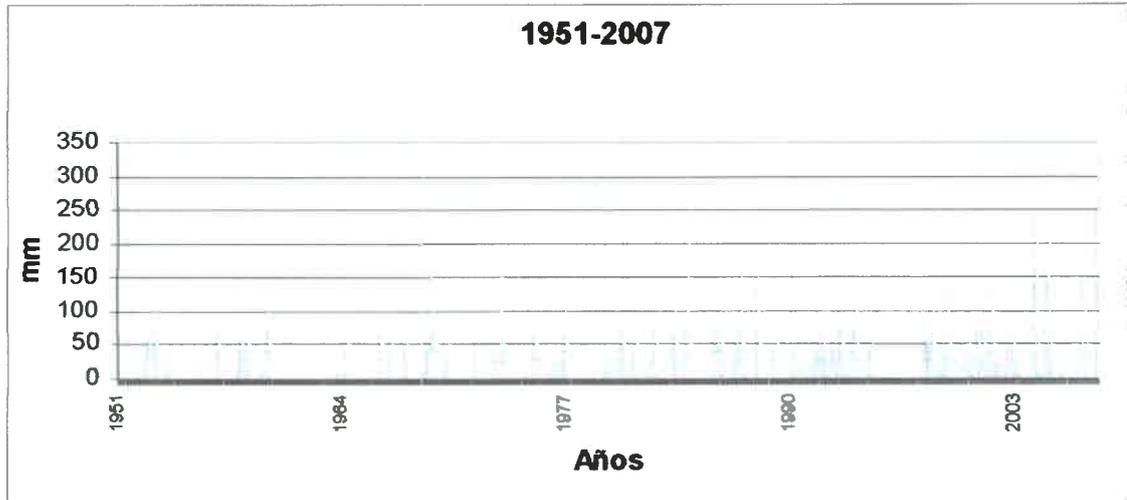
En los primeros 50 años de la serie, los déficit se manifiestan en casi todos los meses, resaltando los años 1938 y 1950 (Figura 6.15 D) en los que los valores de precipitación se ubican por debajo de la media anual. Para la segunda mitad del siglo, e incluso luego de 1970, los déficits disminuyen considerablemente dominando en los meses de invierno.

Los excesos (Figura 6.16) se manifiestan principalmente en los meses de verano y luego de los años '70. Trabajos de De La Casa y Seiler (2003) señalan un aumento del Índice hídrico provincial desde la década de los '70 (valores por encima del promedio 1941-1990) configurando a partir de entonces un ambiente de menor restricción de agua.

En la zona de Coronel Moldes son evidentes los excesos durante el año 2004, coincidentes con el ascenso importante registrado en el nivel freático. El almacenamiento de excedentes que se transforman en recarga generan la elevación de los niveles freáticos, importante si se consideran los valores de recarga calculados en algunos sitios. Blarasin (2003) señala que en gran parte de la llanura Chacopampeana, se ha observado un ascenso progresivo y gradual de los niveles freáticos en las últimas décadas, como resultado del aumento en los excedentes hídricos.



A)



B)

Figura 6.16: Excesos hídricos para la serie de 99 años obtenidos del balance hídrico seriado. A) Período 1909-1950, B) Período 1951-2007.

CAPÍTULO 7

ESCURRIMIENTOS SUPERFICIALES

HIDROLOGÍA SUPERFICIAL

Respecto a la hidrología superficial de la región (Degiovanni et al., 2005 y Degiovanni y Blarasin, 2005) señalan que un aspecto muy gravitante en el funcionamiento hidrológico del Sur de la provincia de Córdoba es el marcado carácter endorreico que posee la región (Figura 7.1), a pesar de las alteraciones por parte del hombre al imponerle un carácter exorreico desde hace varias décadas. Gran parte de los sistemas superficiales del Sur de la provincia derraman en las llanuras deprimidas del centro-Este de la provincia, que también constituyen áreas de descarga del flujo subterráneo y por sus dimensiones son importantes colectoras de lluvias locales.

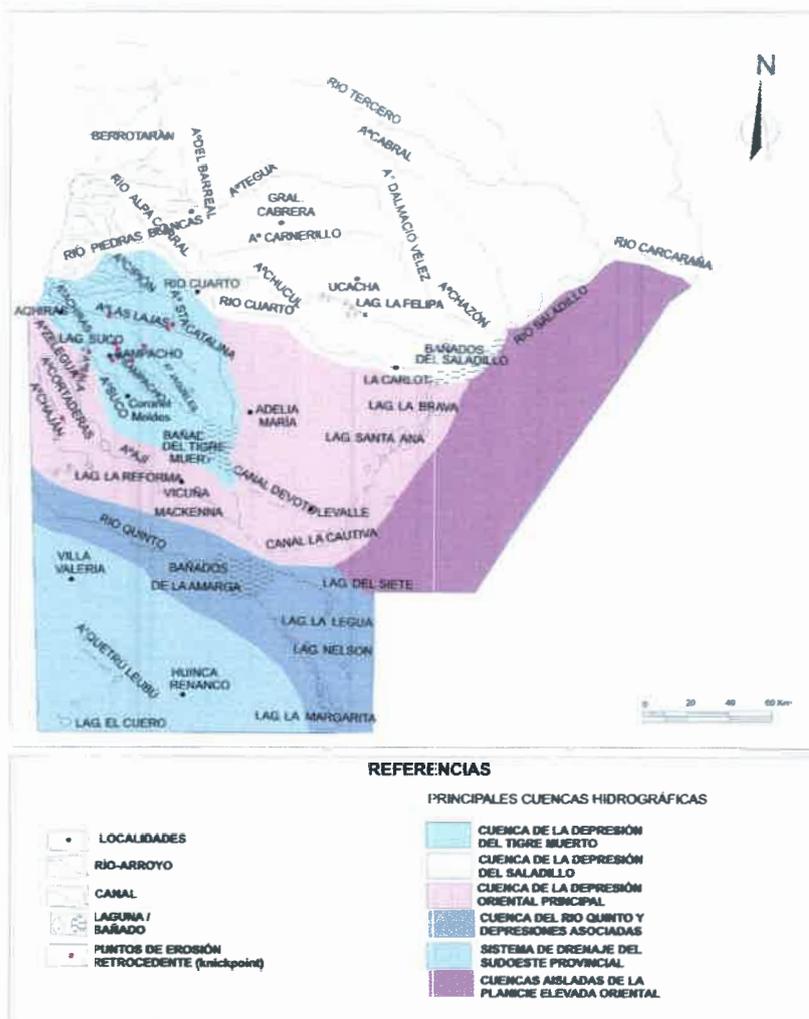


Figura 7.1: Principales cuencas hidrográficas del Sur de Córdoba. *Fuente:* Degiovanni (2008).

El área de Coronel Moldes y sus alrededores integra la denominada “Cuenca de la depresión del Tigre Muerto” que conecta a los sistemas de drenaje situados al Sur del río Cuarto, incluyendo entre otros al arroyo Sampacho, que surca el borde nororiental del área de estudio en su mayor parte canalizado a la

vera de un camino. Desde el punto de vista regional esta depresión es drenada artificialmente hacia los Bañados del Saladillo a través de los canales Devoto y La Cautiva, inaugurados en la década del '50 (Degiovanni, 2008).

El arroyo Suco, que atraviesa de Norte a Sur el área de estudio (Figura 7.2), integra una cuenca con nacimiento en la llanura, mostrando escasa evolución con un único curso sin afluentes. El arroyo nace a 25 Km hacia el Norte de Coronel Moldes, en la laguna Suco. Presenta un cauce natural sólo hasta 5 km aguas abajo de la laguna, en el resto de su recorrido es conducido artificialmente por canales paralelos a los caminos terciarios. El arroyo recoge agua de una importante cuenca de aproximadamente 50.000 ha. Su funcionamiento está ligado a precipitaciones de alta intensidad local y su organización es muy dependiente de la actividad antrópica, que en la mayoría de los casos suele definir los límites reales de la cuenca (Blarasin et al., 1994).

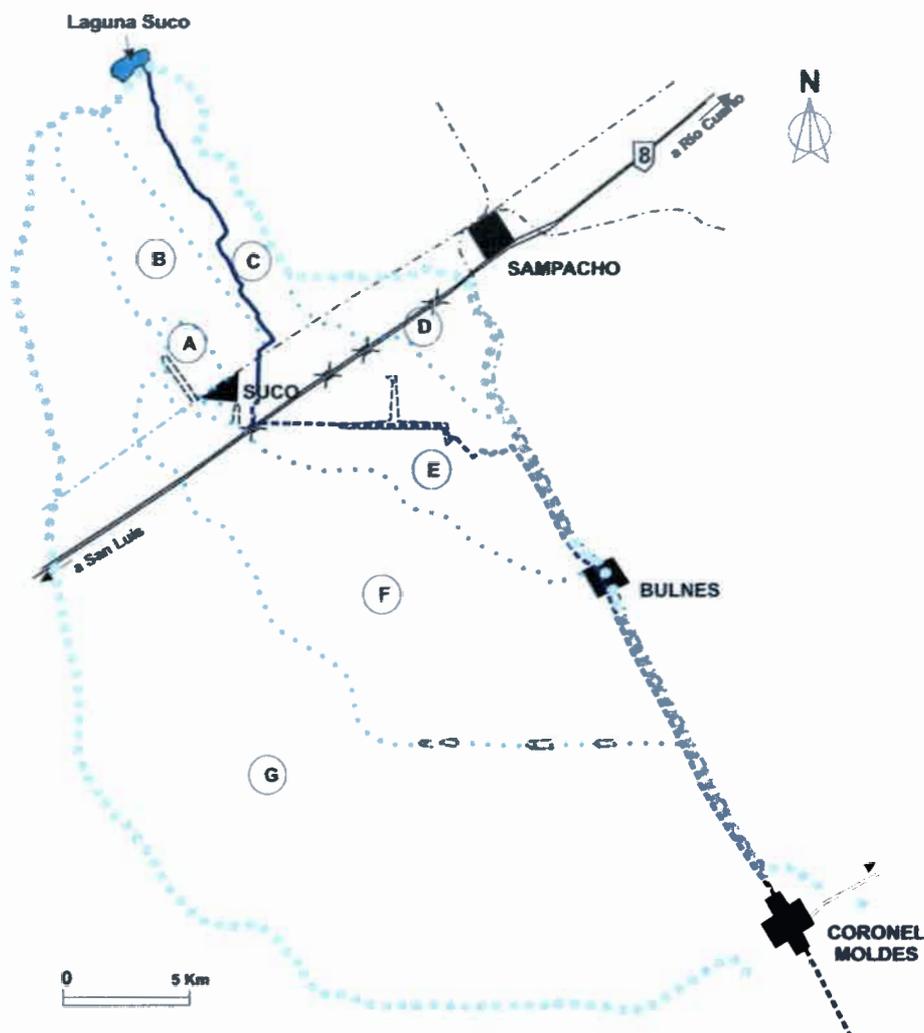


Figura 7.2: Cuenca del A° Suco. *Fuente:* Blarasin et al. (1994)

El arroyo es temporario en casi todo su recorrido, conduciendo agua en épocas de lluvia. En el 2004 se midieron en la ciudad de Moldes caudales del orden de 0,25 m³/seg. Respecto a los caudales sólidos de los arroyos que surcan la

zona de estudio rondan los 0,04 Kg/seg (Degiovanni et al., 2005) con valores de conductividad eléctrica entre 1300 y 800 uS/cm. Los análisis fisicoquímicos del agua del arroyo Sampacho muestran concentraciones de As, F y NO₃⁻ por debajo de los límites permitidos para consumo humano. El uso de este recurso se ve principalmente limitado por los caudales sólidos, que restringen la oferta y su uso sin procesos de decantación previa.

En el mapa de esgurrimientos superficiales (Figura 7.3) elaborado para la zona de estudio puede observarse la importancia que tienen los caminos sobre el drenaje superficial, fundamentalmente modificado por el manejo del agua que hacen los pobladores. Los caminos resultan en muchos casos los colectores de agua de más alto orden, evidenciado por la importante profundización de caminos y la presencia de grandes cárcavas que se desarrollan sobre éstos.

Los procesos de erosión hídrica en la zona, como en gran parte del Sur de la provincia, son importantes debido a la naturaleza de sus materiales, las largas pendientes y la fuerte presión del uso de la tierra (Degiovanni et al., 2005).

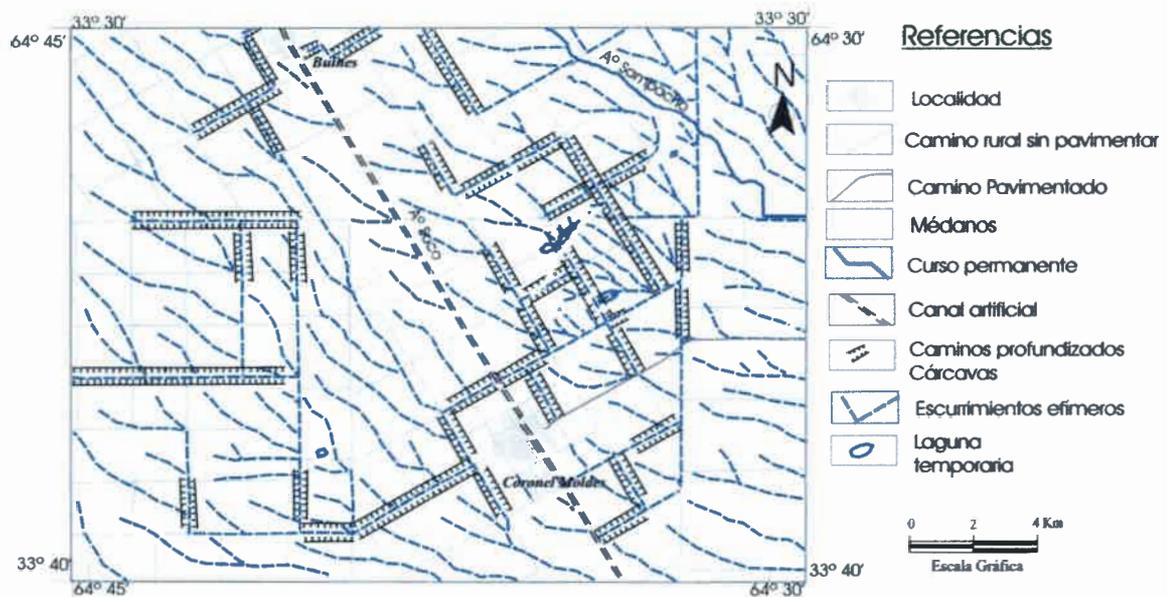


Figura 7.3: Mapa de esgurrimientos superficiales, zona de Coronel Moldes y alrededores. La dirección general de esgurrimiento superficial es NO-SE.

CAPÍTULO 8

HIDROGEOLOGÍA E HIDRODINÁMICA



CARACTERIZACIÓN HIDROGEOLÓGICA GENERAL DEL SUR DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA

En la región Sur de la provincia de Córdoba la configuración geológico-geomorfológica en bloques que basculan al Este-Sudeste, es el principal condicionante de los flujos intermedios y regionales del agua subterránea definiendo las principales áreas de recarga y descarga (Blarasin, 2003).

Del esquema hidrogeológico regional realizado por Blarasin (2003) y Blarasin et al. (2005) se sabe que para el Sur de la provincia el acuífero freático se aloja en los materiales cuaternarios eólicos y fluviales de origen continental. Por debajo de éste, en algunos sectores, existen acuíferos semiconfinados.

Los materiales de mejor aptitud acuífera (Fm Chocancharava y Fm Las Lajas) con altas conductividades hidráulicas y transmisividades, están vinculadas a las fajas fluviales de los principales ríos y arroyos. El resto de los materiales, eólicos y aluviales finos, alojan un acuífero freático de características pobres (Blarasin, 2003 y Blarasin et al., 2005).

Hidrolitología

Los materiales aflorantes y que componen el acuífero libre en la zona de estudio corresponden a materiales cuaternarios, predominantemente arenas muy finas y limos de origen eólicos (loess) con diferente grado de cementación carbonática. De las perforaciones de DIPAS (Dirección Provincial de Aguas y Saneamiento, actual Subsecretaría de Recursos Hídricos), se observa el predominio de estos sedimentos en toda la columna (Figura 8.1).

La homogeneidad de este paquete sedimentario se interrumpe en profundidad con delgados niveles arenosos que no superan los 7-10 m de potencia. Hacia el Norte, en la localidad de Bulnes, una perforación alcanzó basamento a los 131 metros, mientras que otra realizada en Coronel Moldes llegó a los 165 m sin alcanzarlo. De los materiales que conforma el acuífero freático de la zona de Coronel Moldes y sus alrededores, se observa que hasta los 36 m de profundidad, paquete que comprometió todas las perforaciones censadas, dominan sedimentos areno finos-limosos y limo-arenosos finos, con diferente grado de cementación carbonática, destacándose algunas capas delgadas de tosca a los 1,5 m o una más importante entre los 16 y los 21 m. Si bien se dispone de pocos datos se estima que los materiales ubicados entre los 49 y 60 m de profundidad corresponden a la base del acuífero y que los limos yacentes por debajo tendrían cierto grado de semiconfinamiento.

Estudios de Blarasin (2003) señalan que en el área de llanura de la provincia de Córdoba, la composición y posición de la base del acuífero libre se conoce en líneas generales. De acuerdo a sus estudios para el Sur de la provincia de Córdoba, la base del acuífero libre estaría integrada por una formación acuícluda de materiales arcillosos que se encuentra a una profundidad muy

variable, entre los 50 y 120 m de profundidad. El acuífero confinado que se localiza debajo de estas arcillas y que se explota en la ciudad de Coronel Moldes, se ubica entre los 154-161 m (Figura 8.1).

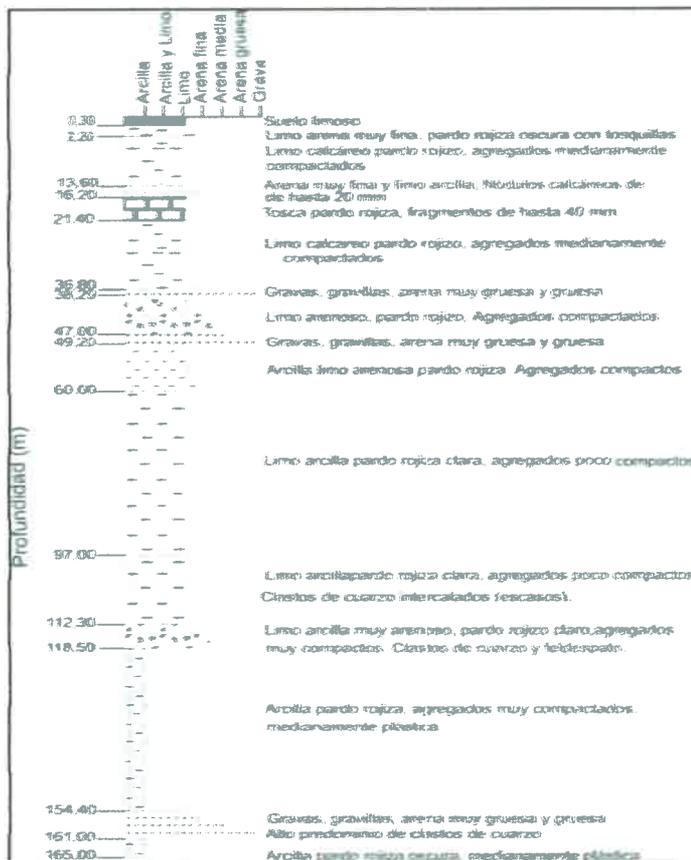


Figura 8.1: Perforación profunda realizada por la DIPAS en la localidad de Coronel Moldes.

La K_s (Conductividad hidráulica en condiciones de saturación en zona no saturada) según ensayo de permeabilidad tipo Guelph en Coronel Moldes es de 0,34 m/día. En función de las características granulométricas y el ensayo de bombeo realizado en la ciudad, los parámetros hidráulicos del acuífero freático, arrojaron los siguientes resultados promedio: Conductividad Hidráulica (K) del orden de 0,2-1 m/día, Transmisividad (T) del orden de 10-50 $m^2/día$ y se asumieron valores de Coeficiente de Almacenamiento (S) o porosidad efectiva de 7%-10%, valores que corresponden según Custodio y Llamas (1983) a un acuífero de pobre rendimiento (Blarasin et al., 2004).

Hidrodinámica

El escurrimiento subterráneo para la zona de Coronel Moldes presenta una dirección NO-SE, coincidente con la dirección de circulación regional del Sur de la provincia de Córdoba (Blarasin, 2003). Posee una morfología de la capa

freática del tipo suavemente ondulada a planar (Figura 8.2) y por consiguiente una ausencia de divisorias de aguas subterráneas. En el tramo del arroyo Sampacho el acuífero presenta una relación general de influencia. Se midieron gradientes hidráulicos generales del orden de 0,4%, gradientes locales del orden de 1,6% y se calcularon velocidades reales de escurrimiento entre 0,01 y 0,16 m/día.

El mapa potenciométrico realizado a escala local, en los alrededores del basural municipal (Figura 8.3) muestra una circulación del agua NO-SE, con líneas equipotenciales que muestran una morfología suavemente ondulada de la capa freática en una zona de recarga local asociada a los médanos. Se midieron gradientes hidráulicos del orden de 0,6%, y gradientes locales en la zona del basural del orden del 1% y se calcularon velocidades reales de escurrimiento en esta zona de 0,1 m/día, asumiendo una K de 1 m/día y porosidad efectiva del 10%. La Figura 8.4 muestra un corte NO-SE atravesando el basural municipal.

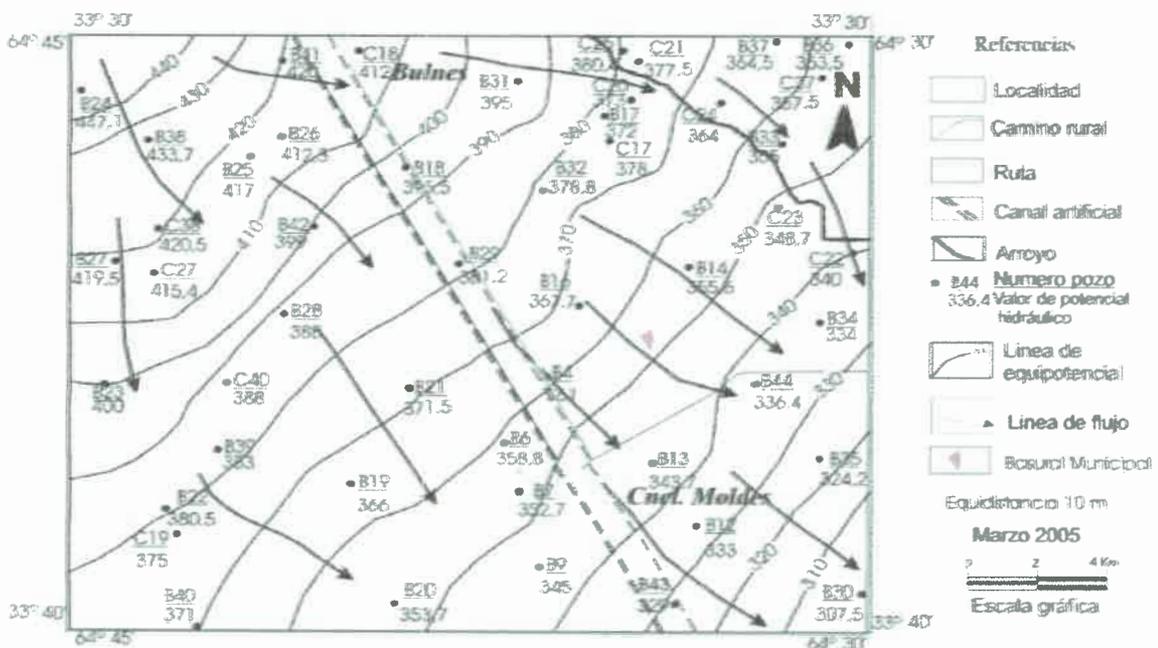


Figura 8.2: Mapa de líneas equipotenciales del acuífero libre Coronel Moldes.

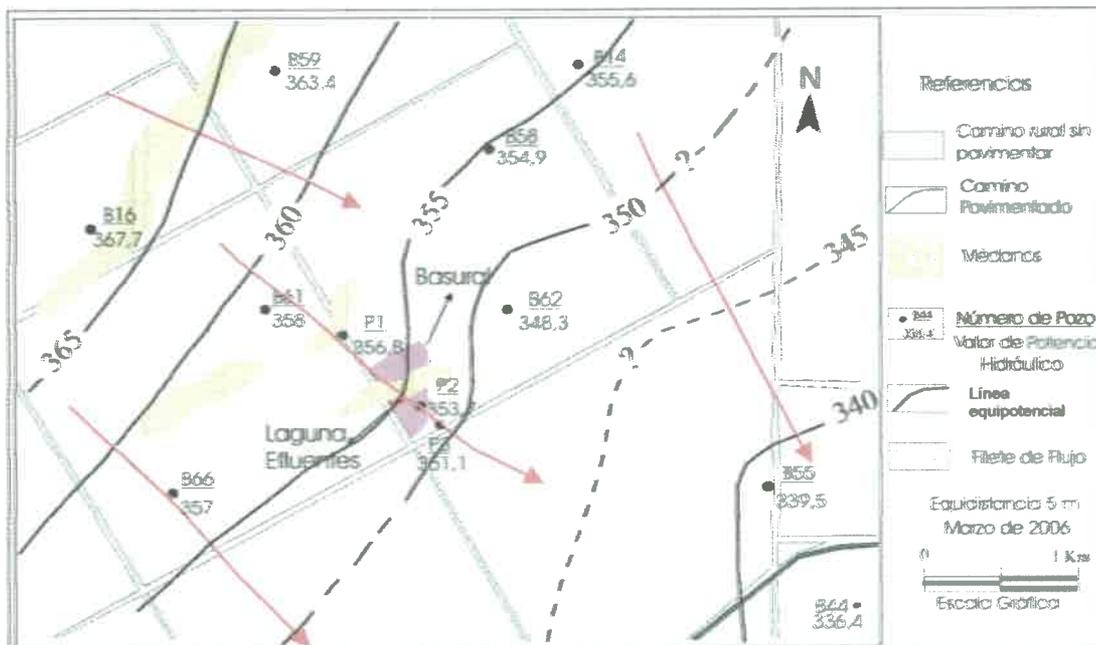


Figura 8.3: Mapa de líneas equipotenciales del acuífero libre en los alrededores del sitio municipal de disposición de residuos sólidos urbanos de Coronel Moldes.

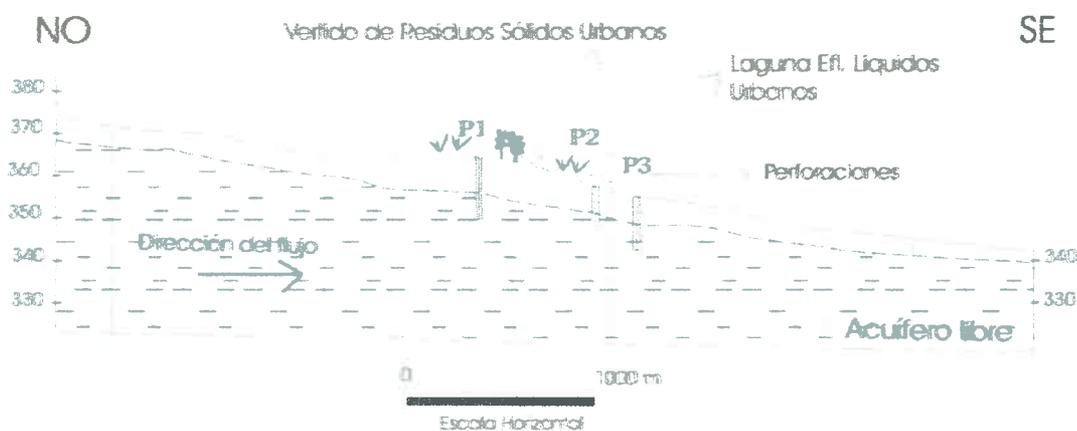


Figura 8.4: Perfil general de las perforaciones en el área del sitio municipal de disposición de residuos sólidos urbanos de la localidad de Coronel Moldes

El mapa de isopropundidad del nivel freático muestra que el espesor de la zona no saturada presenta los mayores valores, del orden de 10-14 m, en la parte NW del área de estudio y van disminuyendo hacia el SE con variaciones locales, entre 3 y 10 m, en el sector Centro Este, donde incluso hay afloramiento freático en lagunas de reducida extensión areal (Figura 8.5).

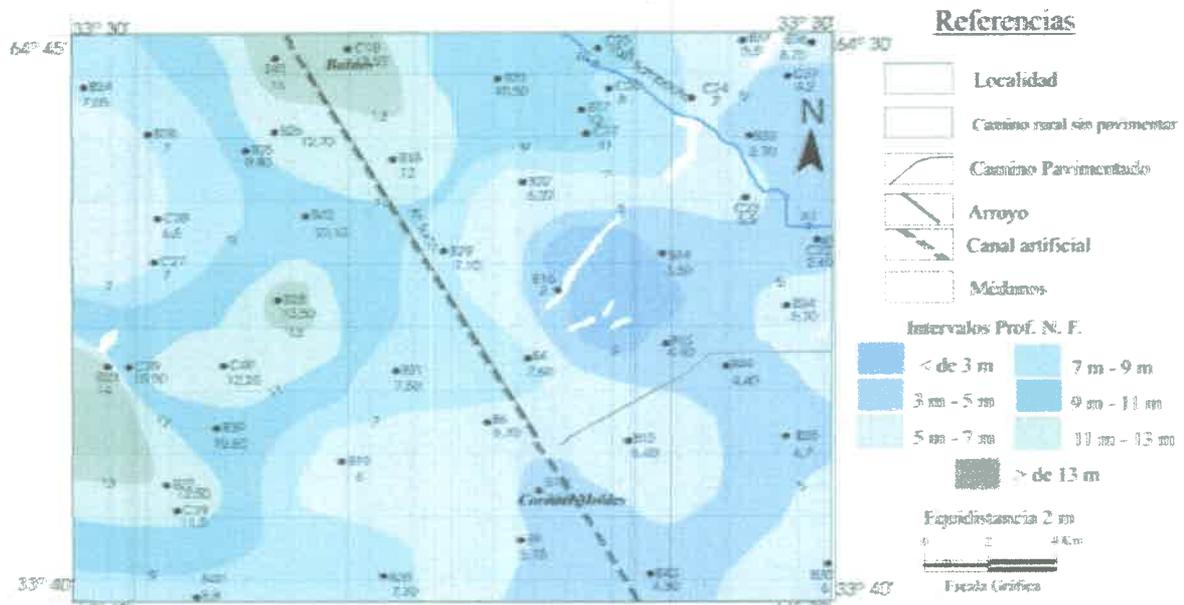


Figura 8.5: Mapa de isopropundidad del nivel freático del acuífero Coronel Moldes.

Del censo de pozos realizado en detalle en los alrededores del basural (área de estudio 33 Km²), en un radio menor a 1,5 km, se encontraron valores casi constantes de espesor de ZNS, entre 5 y 5,6 m.

El ámbito en el que se ubica el basural municipal (área de estudio 1 Km²) evidencia espesores de zona no saturada entre 7,80 y 5,60 m, valores que reflejan la forma de la superficie freática en esta zona de médanos. El menor espesor de la zona no saturada se encontró en la perforación P2, posiblemente vinculado a su proximidad a la laguna artificial donde se vuelcan por día aproximadamente 10.000 litros de líquidos residuales.

Estas variaciones en la profundidad del nivel freático se dan también en respuesta al aumento o disminución de las precipitaciones. El censo del nivel freático realizado a escala de semidetalle (Figura 8.6), local (Figura 8.7) y de detalle (Figura 8.8) muestra las variaciones del nivel freático en relación al aumento y disminución de las precipitaciones (Figura 8.9). Se observa que aunque el año 2004 fue un año donde las precipitaciones superaron notoriamente a la media (Figura 6.13), la influencia de años más secos (2005 y 2006) sobre el acuífero libre, generó un descenso del nivel freático que superó, en algunos sitios, el 1,50 m para el año 2006. Incluso el invierno del 2006 fue notoriamente seco reactivando médanos en el sector N del basural.

Por otro lado el ascenso del nivel freático se observa en respuesta al aumento de las precipitaciones desde fines de 2006 y comienzos del 2007, llegando, en algunos sitios, a elevarse casi 2 m (Figura 8.7). Si bien existen pozos donde la variación de la profundidad del nivel freático involucró más de 1 m respecto a otros, esto se vincula a variaciones en el almacenamiento y condiciones locales que no se conocen en detalle.

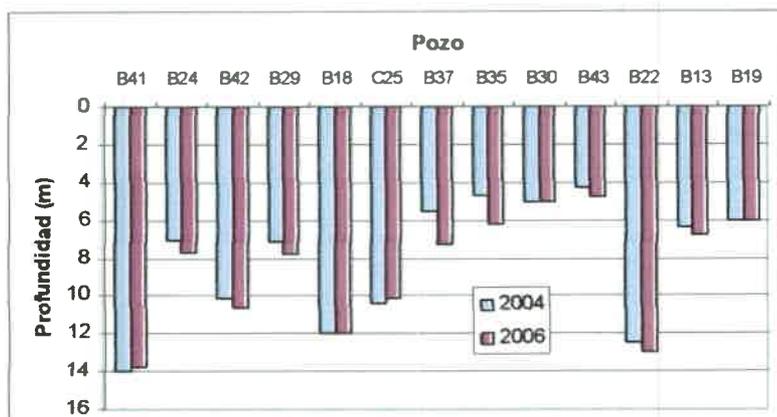


Figura 8.6: Profundidad del nivel freático medido en el entorno de la Hoja IGM Coronel Moldes (estudio escala de semidetalle) para el mes de Marzo de 2004 y Noviembre de 2006.

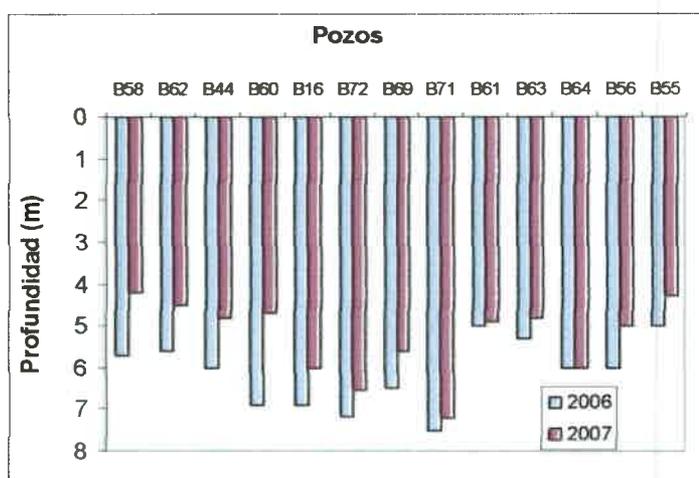


Figura 8.7: Profundidad del nivel freático medido en el estudio a escala local, para el mes de Noviembre de 2006 y Abril de 2007.

En abril del año 2007 se produjo en la ciudad de Coronel Moldes un nuevo ascenso del nivel freático con un aumento del área afectada por este, respecto al ocurrido en 2004. Durante el primer trimestre del año 2007 se precipitaron más del 60 % del total de precipitaciones ocurridas para ese año. Este aumento ha sido registrado también en perforaciones realizadas en la zona del basural municipal y en molinos del entorno rural (Figura 8.7).

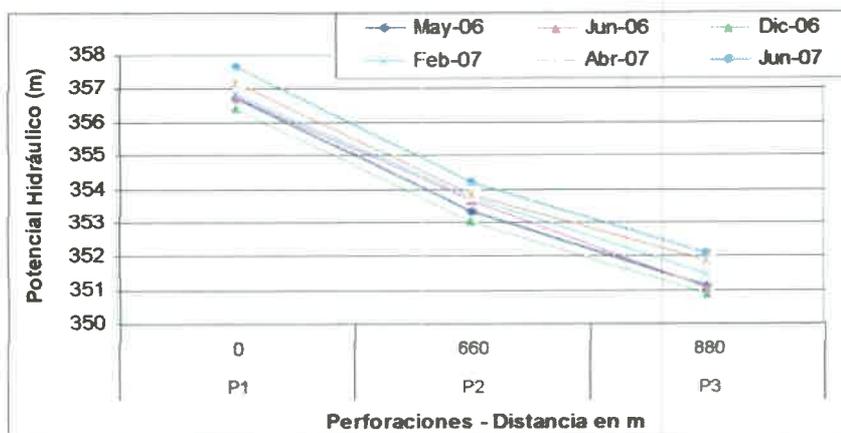


Figura 8.8: Valores de potencial hidráulico correspondientes a las perforaciones realizadas en el Basural Municipal entre los años 2006 y 2007.

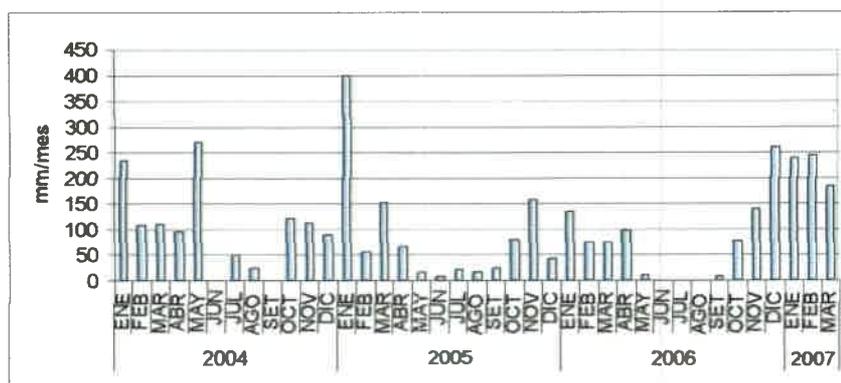


Figura 8.9: Valores de precipitaciones totales de cada mes para los años 2004, 2005, 2006 y 2007 de la serie Tarquino.

Blarasin (2003) indica que, además de la recarga local por lluvias, la recarga regional del acuífero freático de las planicies, se localiza en las áreas serranas y pedemontanas del Oeste provincial. El flujo subterráneo del acuífero libre de la planicie de Coronel Moldes integra una típica zona de transición entre la zona de recarga al O y la zona de descarga regional en bajos estructurales al S y E de la provincia.

Para el acuífero Coronel Moldes la principal recarga local al acuífero proviene de las precipitaciones directas. La recarga al acuífero se determinó según el método del ion Cl⁻. La Tabla 8.1 muestra los valores de Cl⁻ analizados en muestras de agua de lluvia, recogida del muestreador colocado en la localidad de Moldes, y muestras de agua subterránea considerada en cada caso. El análisis de agua de lluvia arrojó en todas las muestras analizadas (15) la misma concentración de Cl⁻ debido a la técnica de titulación implementada para su determinación. En el caso de las muestras de agua subterránea el cálculo de recarga se efectuó para muestras recogidas entre noviembre de 2006 y junio de 2007.

Los valores de recarga obtenidos se presentan en la Tabla 8.2. El mismo fue implementado para la zona de médanos y otros puntos de la llanura, correspondientes a pozos no afectados por la descarga natural ni por procesos de contaminación. De este modo la recarga del acuífero freático a partir de las lluvias se produce arealmente en todo el sector y el monitoreo realizado en algunos pozos permitió corroborar la rápida respuesta del acuífero a la recarga en los períodos húmedos y descensos en los períodos más secos.

Tabla 8.1: Concentración, en mg/l, de Cl⁻ en muestras de agua de lluvia y del agua subterránea.

Sectores analizados	Agua lluvia	de En diferentes puntos de la Zona de médanos llanura				
		B61 (nov-2006)	B19 (nov-2006)	(nov- P1	Dic-2006	Feb-2007
Concentración de Cl ⁻	2,86	25,7	37,1	8,6	11,4	11,4

Tabla 8.2: Porcentaje de recarga según método del ion Cl⁻

Sectores analizados	método ion Cl ⁻
En diferentes puntos de la llanura	8% - 11%
Zona de médanos	25%

CAPÍTULO 9

***INVENTARIO DE FUENTES CONTAMINANTES. VULNERABILIDAD Y
PELIGRO DE CONTAMINACIÓN***

INVENTARIO DE FUENTES CONTAMINANTES

La identificación y conocimiento de las fuentes potenciales de contaminación es indispensable para la protección de la calidad del agua subterránea ya que son ellas las que generan las emisiones de contaminantes en el ambiente subterráneo (Foster et al., 2002). Según estos autores el diseño de un inventario de fuentes potencialmente contaminantes comprende la identificación, la localización espacial y la caracterización sistemática de todas las fuentes junto con la obtención de información sobre su evolución histórica donde sea apropiado y posible.

Para conformar el inventario de las cargas contaminantes al subsuelo en la zona de Coronel Moldes se utilizó el método POSH, empleado por Foster et al. (2002) que permite evaluar las potenciales fuentes contaminantes en tres niveles: elevado, moderado y reducido. Este método se basa en dos características fáciles de estimar: a) origen del contaminante y su sobrecarga hidráulica. El procedimiento para clasificar las cargas contaminantes (y a partir de ellas la evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea) es muy útil en relación con la priorización de los programas de monitoreo de la calidad del agua subterránea y la inspección ambiental de instalaciones en campo (Foster et al., 2002).

De lo que ha podido observarse en tareas de campo, de información aportada por productores locales y por personal de la municipalidad de Coronel Moldes el inventario de potenciales fuentes contaminantes en la zona se presentan a continuación:

A) Fuentes de contaminación difusa

Sistemas de Saneamiento in Situ en áreas residenciales urbanas

Se incluye aquí el espacio ocupado por los pobladores concentrados en zonas urbanas.

Los sistemas de saneamiento in situ funcionan por la percolación del efluente líquido hacia el subsuelo y en perfiles de suelos permeables. Esto resulta en la recarga al acuífero en zonas donde el servicio de cloacas es limitado o ausente. Donde la densidad de población urbana excede las 100 personas por hectárea existe un elevado potencial de carga contaminante al subsuelo, especialmente donde las unidades de saneamiento in situ son operadas y mantenidas inadecuadamente (Foster et al., 2002).

La localidad más importante es Coronel Moldes y cuenta con 8.200 habitantes. La ciudad, que carece de una red cloacal con casi 3 hab/vivienda, conforma un escenario que agravó el problema del ascenso del nivel freático producido en 2004. En estudios de Blarasin et al. (2004) se estimó que el aporte por parte de los pozos negros alcanzaba el 70%, mientras que el 30% restante provendría del agua de lluvia que se infiltra. Hacia comienzos de 2008 se comenzó con un

proyecto de cloacas que incluirá a gran parte de los pobladores. Para la localidad de Bulnes, los efluentes líquidos urbanos son eliminados en su totalidad a través de los sistemas de saneamiento in situ.

El potencial contaminante establecido según metodología POSH se observa en la Tabla 9.1. Sin embargo, se considerará elevado ya que la contaminación en el acuífero fue corroborado por los análisis físico-químicos y bacteriológicos como consecuencia del ascenso del nivel freático ocurrido en el 2004, resultando uno de los sectores del acuífero mas contaminado (Blarasin et al., 2004).

Tabla 9.1: Clasificación y categorización de fuentes de contaminación difusa en la zona de Coronel Moldes y sus alrededores según metodología POSH y Foster et al. (2002).

<i>Potencial de Carga Contaminante al suelo</i>	<i>Saneamiento in situ</i>	<i>Prácticas agrícolas</i>
Elevado		Pastoreo intensivo, Feed-Lots, corrales de cerdo y ganado vacuno.
Moderado	Cobertura del servicio de cloacas menor al 25%	Cultivos extensivos, baja rotación de cultivos tradicionales, pastoreo extensivo

Uso agrícola con actividad ganadera subordinada

El cultivo agrícola del suelo ejerce una gran influencia en la calidad del agua de recarga del acuífero (Foster et al., 1991; Foster et al., 1993). Algunas prácticas causan una seria contaminación difusa sobre todo por los nutrientes (especialmente nitratos) y a veces por ciertos pesticidas (Foster et al., 2002). Como señalan además otros autores (Foster et al., 1993; Vrba y Romijn, 1986; Foster, 1985; Barbash y Resek 1996) esto es especialmente cierto en áreas con suelos de relativamente poco espesor y bien drenados.

Según estudios del INTA Manfredi (Gorgas y Tassile, 2003) a escala 1:500.000, sobre los suelos de la provincia de Córdoba, los suelos en la zona de Coronel Moldes y sus alrededores corresponden a Haplustoles údicos y típicos y Agiustoles. Estos suelos son franco arenosos, profundos (+ de 100 cm), y bueno a algo excesivamente drenados.

El mayor porcentaje del área que comprende la Hoja IGM de Coronel Moldes, es usada para el cultivo de soja, maíz y maní, representando el 80 % de todos los cultivos. El resto del área es ocupada por cultivos de girasol y alfalfa. En algunos casos los pobladores hacen rotación ganadera, mientras que los casos donde los campos son alquilados, la rotación es nula.

Uso ganadero con actividad agrícola subordinada

En estos predios la actividad ganadera está asociada a la producción de leche y en menor proporción a la producción de carne. Es común aquí la siembra de alfalfa para la alimentación del ganado. En el menor de los casos se produce rotación el uso de la tierra a cultivos de maíz y soja.

En estos sitios se observó la presencia de corrales próximos a los tambos y a las captaciones de agua (molinos). Aquí el ganado se encierra, en un paso previo a ser enviado al tambo. La carga orgánica contaminante en estos sitios es muy alta, producida a partir de las excretas del ganado y de la alta concentración de vacunos en un espacio reducido. La circulación del ganado en estos corrales es de varias horas y se produce con una frecuencia de dos veces al día.

Para ambos usos, el potencial contaminante se presenta en la Tabla 9.1.

B) Fuentes de contaminación puntual y lineal

Criaderos de cerdo

Es común la cría de cerdos en muchos de los puestos rurales, localizados próximos a las captaciones y a las viviendas. Éstos generalmente están mal diseñados, con mataderos caseros improvisados próximos a las captaciones de agua subterránea.

También integran esta unidad las ferias ganaderas, el antiguo basural, los corrales de cerdos y feed-lots, localizados en los alrededores próximos a la ciudad.

El aporte de contaminantes orgánicos es el principal aporte que este uso del territorio genera sobre el acuífero libre.

El potencial contaminante establecido se presenta en la Tabla 9.1.

Uso industrial

En términos generales, cualquier actividad industrial puede generar una carga contaminante al subsuelo como resultado de la emisión de efluentes no deseados. Los compuestos generalmente detectados en plumas de contaminación de aguas subterráneas relacionadas con las actividades industriales, usualmente muestran una estrecha relación con aquellas sustancias utilizadas en la actividad industrial, las que a su vez están relacionadas con el tipo de industria (Foster et al., 2002).

A esta unidad pertenecen: el predio ocupado por la empresa láctea SanCor y el frigorífico Coronel Moldes, las principales industrias de la ciudad. Se incluyen además los canales donde circulan los efluentes derivados de tales

actividades. Los mismos corresponden a canales improvisados a la vera de caminos públicos no habilitados para tal fin (Figura 9.1).

En la Tabla 9.2 se muestran los valores de conductividad eléctrica (CE) y Na^+ medidos para ambos efluentes en el laboratorio.

Tabla 9.2: Valores de CE y Na^+ para muestras de efluentes industriales en la zona de Coronel Moldes. Para Marzo de 2006 - Mayo de 2006 y Diciembre de 2006. Los valores más altos corresponden a los meses de menores precipitaciones (Mayo).

	CE uS/cm	Na mg/l
SanCor	2.600-7.300	865-600
Frigorífico	3.600-4.000	570-600



Figura 9.1: Al fondo, empresa láctea en la zona de Coronel Moldes, junto a sus efluentes arrojados al costado del camino de ingreso a la ciudad.

Junto con la carpintería y la minería de minerales no-metálicos, la industria de alimentos (frigoríficos y empresa láctea) y bebidas son las que menor índice potencial de contaminación del agua subterránea presenta. De acuerdo a la clasificación POSH el potencial de contaminación de estas instalaciones depende de que la presencia de contaminantes peligrosos estén presentes en el efluente y de la tasa de percolación en el subsuelo (dependiendo de que su

fondo y paredes estén impermeabilizadas) (Tabla 9.3 y 9.4). En el caso de estos efluentes, que son volcados directamente al costado de caminos públicos, el alto tiempo de permanencia, sus constituyentes químicos y su carga orgánica determina su potencial contaminante para la zona, por lo que para el caso en estudio serán considerados como un potencial de contaminación moderado.

Tabla 9.3: Clasificación y categorización de fuentes puntuales de contaminación en la zona de Coronel Moldes y sus alrededores según metodología POSH y Foster et al. (2002).

Potencial por generación de Carga Contaminante al suelo	Disposición de residuos sólidos	Sitios industriales	Lagunas de efluentes
Moderado	Precipitación mayor a los 500 mm/año, con residuos residenciales		
Reducido		*Industrias tipo I	Efluente urbano, agroindustrial y minero no-metálico si el área es < a 1 ha

*Industria Tipo I = Carpintería, fábrica de alimentos y bebidas, destilerías de alcohol y azúcar, procesamiento de materiales no metálicos.

Tabla 9.4: Resumen de las características químicas e índices de peligro para actividades industriales comunes. Fuente: BNA 1975; DAME, 1981; Hackman, 1978; Luin y Starknburg, 1978; Nemerow, 1963 y 1971; Mazurek, 1979; US-EPA, 1977 y 1980 y WHO, 1982 y otros informes no publicados, en Foster et al. (2002).

Tipo de Industria	Índice de Peligro de Mazurek (1-9)	Uso relativo del agua	Carga salina	Carga de nutrientes	Carga orgánica	Hidrocarburos	Patógenos fecales	Metales pesados	Orgánicos sintéticos	Índice potencial de contaminación del agua subterránea (1-3)
Alimentos y bebidas	2-4	*Mod erada	*Moder ada	*Alta	*Alta	*Baja	*Alta	*Baja	*Baja	1

*Probabilidad de concentración problemáticas en líquidos y/o efluentes

Basural Municipal

La inadecuada disposición de residuos sólidos urbanos ha ocasionado en muchas partes del mundo casos de contaminación, entre otros recursos, del agua subterránea (Baedecker y Back, 1979; Lu y Bai, 1991; Blight, 1995; Martínez et al., 1997; Nielsen y Hauschild, 1998; Fatta et al., 1999; Christensen et al., 2001; Bocanegra et al., 2001; Roling et al., 2002; Connelly et al., 2002; Noguera et al., 2002; Nagar, 2002; Statom et al., 2004; Hellweg et al., 2005; Saxe et al., 2007, entre otros). El tipo de contaminantes presentes está principalmente relacionado con el origen del residuo y las reacciones (bio)químicas que ocurren dentro del propio vertedero y en la zona no saturada subyacente (Nicholson et al., 1983).

En esta categoría se incluye el actual basural ubicado a 6 km al NE de la ciudad (Figura 9.2) y junto a éste la laguna donde se vierten los residuos líquidos urbanos y, por lo menos hasta el año 2005, los efluentes de mataderos (Figura 9.3 y 9.4).

El basural ocupa un área de 11 ha y se localiza en una zona de médanos parcialmente estabilizados. Se depositan 84 tn de residuos sólidos domiciliarios por semana y, dentro del mismo predio, los efluentes procedentes de los sistemas de saneamiento in situ de la localidad y ocasionalmente de frigoríficos. Cabe señalar que para el mes de abril de 2007 esta laguna se encontró por primera vez desde 2004 totalmente seca. Esto como resultado de que los camiones habían comenzado a volcar los efluentes en el canal ubicado al costado de la ruta de ingreso a la localidad, tras la alta demanda provocada por el ascenso del nivel freático ocurrido en el marzo de 2007. Para el mes de julio del mismo año la laguna volvió a tener la misma área que hasta entonces. La misma funcionó hasta comienzos del 2008, momento a partir del cual los efluentes son enviados a un predio a 1,5 Km al SE de la ciudad.



Figura 9.2: Sitio de disposición de residuos sólidos urbanos de la localidad de Coronel Moldes.



Figura 9.3: Laguna de efluentes líquidos urbanos localizada en el predio del basural municipal



Figura 9.4: Camión atmosférico arrojando los efluentes en la laguna dentro del basural.

El área promedio de la laguna era de alrededor de 4.500 m². La metodología que usa POSH para la clasificación de efluentes urbanos se basa en el tipo de actividad que genera las aguas residuales y el área ocupada por la laguna (Tabla 9.3) y asigna a ésta una calificación de reducida.

El basural, indicado en los carteles de ingreso a la zona como “Relleno Sanitario”, funciona hace 26 años como vertido no controlado a cielo abierto y la basura se vuelca sin ningún tipo de selección previa. Cabe señalar que al momento de la instalación del basural se comienzan a disponer los residuos líquidos urbanos en la denominada laguna de efluentes.

De lo observado, y de lo consultado a personal de la municipalidad de Coronel. Moldes, el basural estaría compuesto principalmente por plásticos, siguiendo en orden de abundancia restos orgánicos, metales, vidrios, papel y cartón, siendo menos frecuentes neumáticos y textiles. Como en la mayoría de los casos, el trabajo realizado por cartoneros incide notablemente a la hora de contabilizar vidrios, metales, catón y papel. Es importante señalar que estudios de Bárcenas et al. (2007) señalan que en los países menos desarrollados la cantidad de materia orgánica es mayor (hasta las tres cuartas partes en los países en vías de desarrollo) y mucho menor la de papeles, plásticos, vidrio y metales.

Se han observado también, bolsas de CNa, utilizado para la limpieza de cueros y la producción de embutidos, y bolsas de Sulfatos de Zn, utilizado en mezcla con otros compuestos como herbicidas (Figura 9.5).

Hay que tener en cuenta dos aspectos muy importantes que ocurren y que dan particularidad aún más a este basural y que es la presencia de una cava, de 3 m de profundidad por 5 de ancho, donde se vierten desechos del frigorífico (Figura 9.6), y al depósito indiscriminado de envases de pesticidas (insecticidas y herbicidas) repartidos en importantes pilas por todo el basural. Se sabe que estos líquidos contienen compuestos tóxicos tales como Glifosato, Edosulfan, Hexacloro, Endometileno, Biciclohepteno, Clorpirifos, Dietilfosforotiato, Tricloro Piridilo entre otros.

La metodología POSH en la clasificación de estas fuentes resultó Moderada (Tabla 9.3).

La Figura 9.7 muestra la localización de estas fuentes contaminantes para la zona de Coronel Moldes y sus alrededores.



Figura 9.5: Bolsas de sal y envases de pesticidas comunes en el basural municipal.



Figura 9.6: Fosa donde se vuelcan los desechos provenientes del frigorífico local.



Figura 9.7: Mapa de fuentes contaminantes en la zona de Coronel Moldes y sus alrededores.

ANÁLISIS DE LA VULNERABILIDAD, AMENAZA Y PELIGRO DE CONTAMINACIÓN

Aplicación del método GOD y DRASTIC para evaluar la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero libre de Coronel Moldes

La implementación de los modelos GOD y DRASTIC se efectuó con el objetivo de visualizar el grado de sensibilidad que presenta el acuífero de Coronel Moldes frente a la contaminación. Se espera también que la misma sirva como punto de partida para la protección del recurso hídrico subterráneo al momento de diseñar el ordenamiento territorial. Foster et al. (1993) señalan la importancia de conocer la vulnerabilidad general de un acuífero a la contaminación independientemente de la presencia de contaminantes, dado que, al ser una propiedad intrínseca del sistema, se establece su susceptibilidad a ser afectado adversamente.

A través de los mapas se obtuvo información acerca de la presencia de distintas zonas con grados de vulnerabilidad diferentes y conocer aquellas que requieren una protección particular. Al utilizar ambas metodologías se intentó conocer las variaciones en los resultados que surgen de implementar metodologías con información diferente.

Concepto de Vulnerabilidad

En hidrogeología el término vulnerabilidad se comenzó a utilizar intuitivamente a partir de la década de los '70 en Francia (Albinet y Margat, 1970) y más

ampliamente en los '80 (Aller et al., 1987; Foster e Hirata, 1988). Inicialmente el término fue usado sin definición formal alguna, aunque hacía referencia a la susceptibilidad del acuífero a ser afectado por la contaminación antrópica (Foster et al., 2002).

Foster et al., 2002 definen a la vulnerabilidad a la contaminación de un acuífero como aquellas características intrínsecas de los estratos que separan la zona saturada del acuífero de la superficie del terreno, lo cual determina su sensibilidad a ser adversamente afectado por una carga contaminante aplicada en la superficie. De este modo, el potencial de contaminación del agua subterránea depende de la capacidad de atenuación natural del sistema entre la fuente de contaminación y el sistema acuífero.

Durante la infiltración a través del suelo y los sedimentos, muchos contaminantes pueden ser naturalmente atenuados, sin embargo, no todos los sistemas tienen la misma capacidad de atenuación (Canter, 1987). La Figura 9.8 muestra los procesos que causan la atenuación de los contaminantes en el suelo y en los materiales del acuífero.

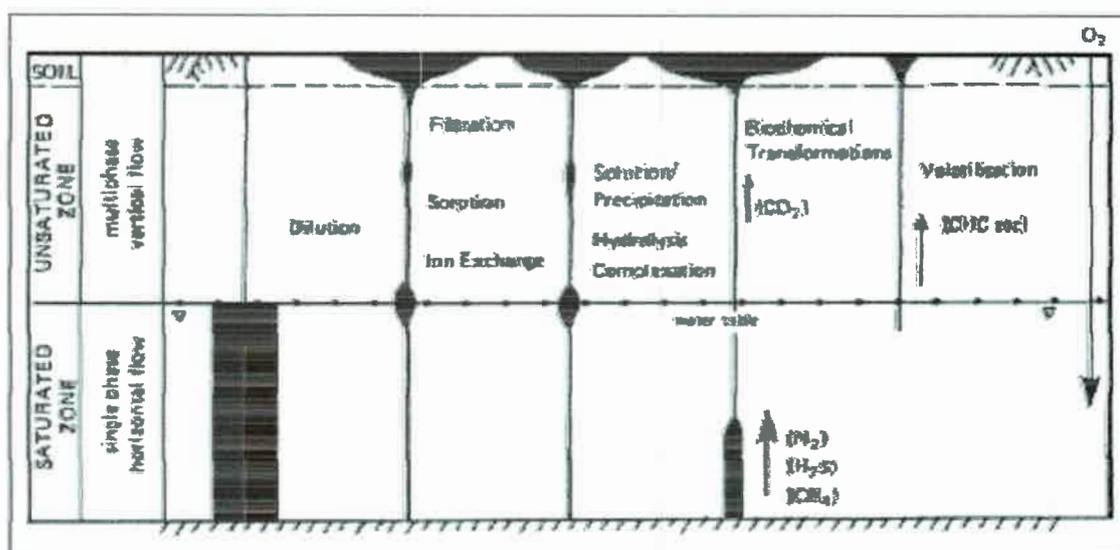


Figura 9.8: Procesos que afectan el transporte de contaminantes en el suelo, en la zona no saturada y zona saturada. *Fuente:* Foster (1987).

Estos procesos pueden trabajar individualmente o en combinación dando diferentes grados de atenuación en función del contaminante y de las características propias del suelo y del acuífero (Canter, 1987). Por lo tanto, es importante que se tome en consideración la zona no saturada para la evaluación de la vulnerabilidad del acuífero como la primera línea de defensa natural contra la contaminación del agua subterránea. Esto no es sólo debido a su posición estratégica entre la superficie y los acuíferos, sino también a que es un ambiente favorable para atenuar o eliminar contaminantes. Si ésta se ignora, las evaluaciones podrían ser excesivamente conservadoras (Zaporozec, 2002).

El mapeo a la vulnerabilidad a la contaminación del acuífero es el primer paso en la evaluación del Peligro de contaminación del agua subterránea y protección de su calidad a escala municipal o provincial (Foster et al., 2002). El grado de vulnerabilidad puede medirse a través de índices. De todos los métodos existentes para obtenerlos se seleccionaron para su aplicación en el área de Coronel Moldes el Método GOD y DRASTIC realizados a escala 1:50.000.

Descripción del método GOD y su implementación en el acuífero de Coronel Moldes

Este método propuesto por Foster (1987) de sus iniciales en inglés *Groundwater hydraulic confinement, Overlaying strata and Depth to groundwater table*, fue diseñado para la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos para zonas cuya información acerca del subsuelo y sistemas de aguas subterráneas es escasa (Foster y Skinner, 1995). Por su claridad conceptual y simplicidad de aplicación ha sido utilizado en muchas partes de América latina y el Caribe (Foster et al., 2002).

La estimación del índice de Vulnerabilidad GOD (Foster e Hirata, 1988) involucra una serie de etapas concretas.

- primero, identificar el grado de confinamiento hidráulico del acuífero
- segundo identificar las características del sustrato suprayacente a la zona saturada de acuerdo con el grado de consolidación y tipo de litología
- tercero, profundidad del nivel freático, si es un acuífero libre o la profundidad del techo si es confinado.

El índice final integrado de vulnerabilidad de acuíferos GOD es el producto de los índices obtenidos para cada parámetro, pudiendo variar entre 0 y 1 (Figura 9.9)

El esquema original GOD no incluye una consideración explícita acerca de los suelos en un sentido agrícola. Sin embargo, la mayoría de los procesos que causan la atenuación de contaminantes y/o su eliminación en el subsuelo ocurre más rápidamente en la zona biológicamente activa del suelo como resultado de su mayor contenido de materia orgánica, arcilla y mayor número de poblaciones bacterianas. Una posible modificación al método (GOD-S) incorpora un "índice de susceptibilidad a la percolación del suelo" (basado en una clasificación del suelo en función de su textura) como un cuarto paso capaz de reducir el índice GOD en aquellas áreas de alta vulnerabilidad hidrogeológica (Blarasin et al., 1995; Foster et al., 2002) (Figura 9.10). En áreas urbanas el suelo es removido durante las construcciones o bien la carga contaminante al subsuelo se aplica en excavaciones por debajo de la capa del suelo. Para el caso de estudio considerar al suelo como otro parámetro de evaluación resulta importante ya que la basura y la laguna de efluentes se han

volcado desde sus comienzos sobre el suelo natural, sin su remoción o excavación.

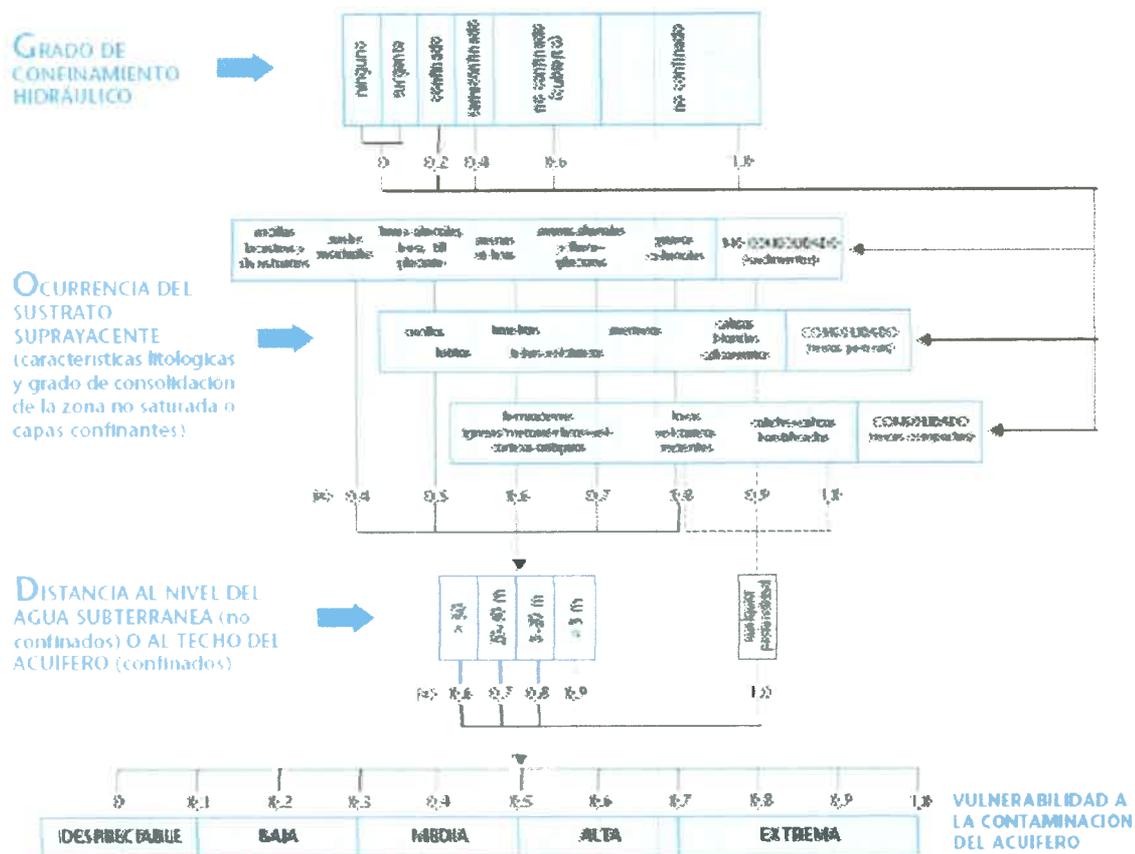


Figura 9.9: Método GOD para la evaluación de la vulnerabilidad a la contaminación de acuíferos. Fuente: Foster et al. (2002)

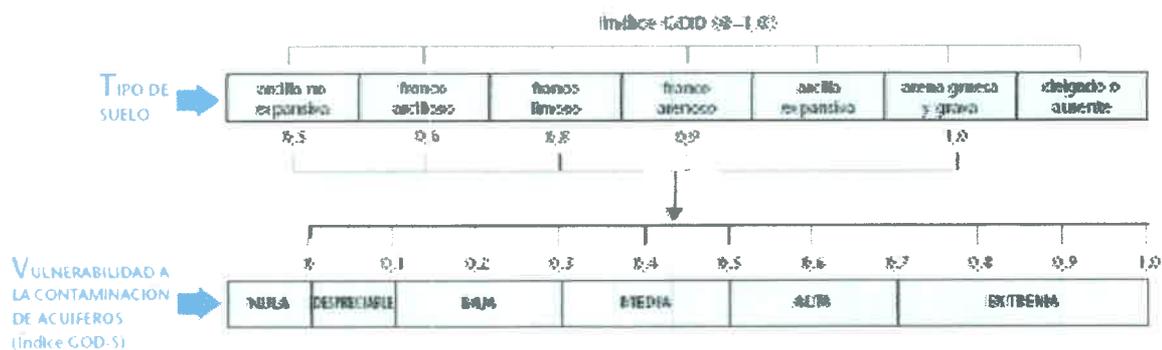


Figura 9.10: Método GOD-S para la evaluación de la vulnerabilidad. Fuente: Foster et al. (2002)

Los valores asignados para cada parámetro del acuífero Coronel Moldes fueron los siguientes:

Comportamiento hidráulico: Corresponde a un acuífero libre, no confinado, al que se le asignó un factor de 1.

Características litológicas de la zona no saturada: De los estudios geológicos realizados se sabe que el la zona no saturada está compuesta principalmente por sedimentos eólicos arenosos muy finos-limosos con niveles entoscados discontinuos, a diferentes profundidades, con distinto grado de cementación, a los cuales se le asignó un factor de 0,50. Estos materiales han sido identificados en perforaciones realizadas en la localidad de Coronel Moldes a partir de 1,5 m y 2,20 m, en Bulnes debajo de los 8 m, en los alrededores de Coronel Moldes a partir de los 2 m de profundidad y en las proximidades del basural municipal niveles menos cementados entre los 4 y 6 m. También se consideró una textura algo más gruesa en la faja fluvial del arroyo Sampacho (1,4 m de espesor), asignando un factor de 0,55 para esta zona.

Profundidad del Nivel freático: En función de los intervalos de profundidad se consideraron los distintos factores para este parámetro (Tabla 9.5):

Tabla 9.5: Intervalos del nivel freático en la asignación de cada factor

Intervalos de profundidad del nf (m)	Factor
< de 3	1
3 a 5	0,9
5 a 11	0,8
> de 11	0,7

El mapa con estos intervalos puede verse en la Figura 9.11.

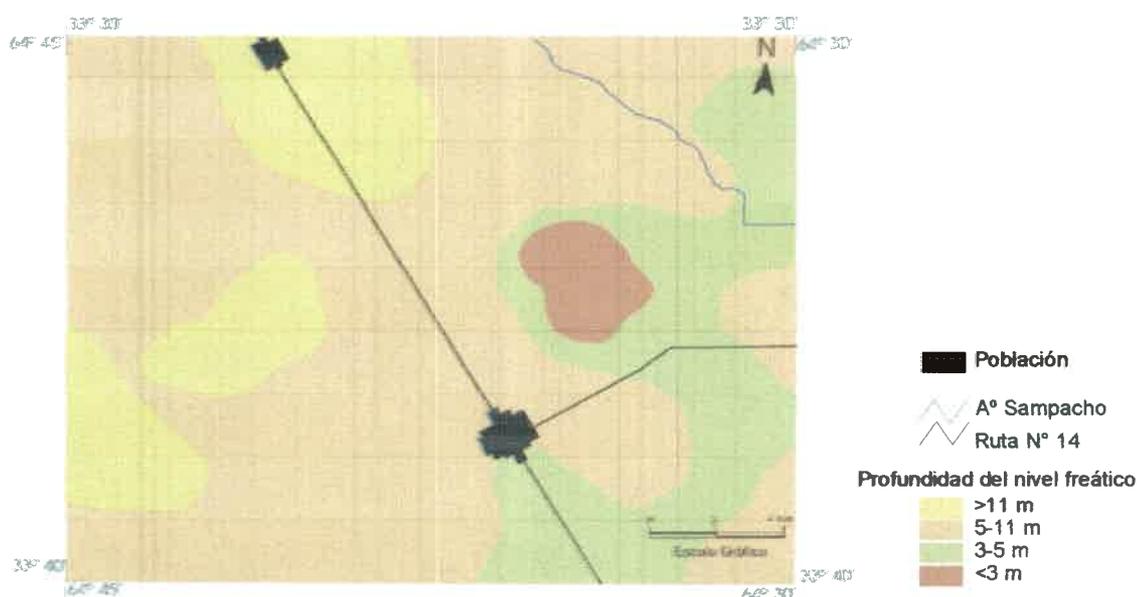


Figura 9.11: Intervalos considerados para el parámetro: Profundidad del nivel freático.

Los resultados de la implementación del método GOD puede observarse en la Tabla 9.6 y Figura 9.12.

Tabla 9.6: Cálculo de la Vulnerabilidad del acuífero Coronel Moldes

Comportamiento hidráulico	1			
Características litológicas	0,55	0,50		
Profundidad del Nivel freático	1	0,9	0,8	0,7
Total	Valores entre 0,35 y 0,50			
VULNERABILIDAD GOD	Media (0,35-0,49)		Alta (≥ de 0,50)	

Si a este valor se le considera el tipo de suelo, que para la zona corresponde a franco arenoso (Gorgas y Tassile, 2003), con un factor de 0,9, la vulnerabilidad resulta en los nuevos valores que se presentan en la Tabla 9.7, con una calificación de vulnerabilidad Media para toda la zona.

Tabla 9.7: Cálculo de la Vulnerabilidad del acuífero Coronel Moldes, Método GOD-S

Tipo de suelo	0,9
Total	Valores entre 0,32 y 0,45
VULNERABILIDAD GOD-S	Media

El análisis de la vulnerabilidad mostró que según el Método GOD y GOD-S el acuífero libre de la zona de Coronel Moldes resultó mayormente en un valor medio de vulnerabilidad a la contaminación. El valor Alto para la Vulnerabilidad según el método GOD (Figura 9.12) se corresponde con aquellas zonas de la faja fluvial del arroyo Sampacho y donde el nivel freático se encontró más próximo a la superficie. Sin embargo, es necesario resaltar que la escala de trabajo (1:50.000) no representa lo que ocurre a escala local en la zona de médanos, donde se han medido profundidades locales de nivel freático que superan los 7 m.

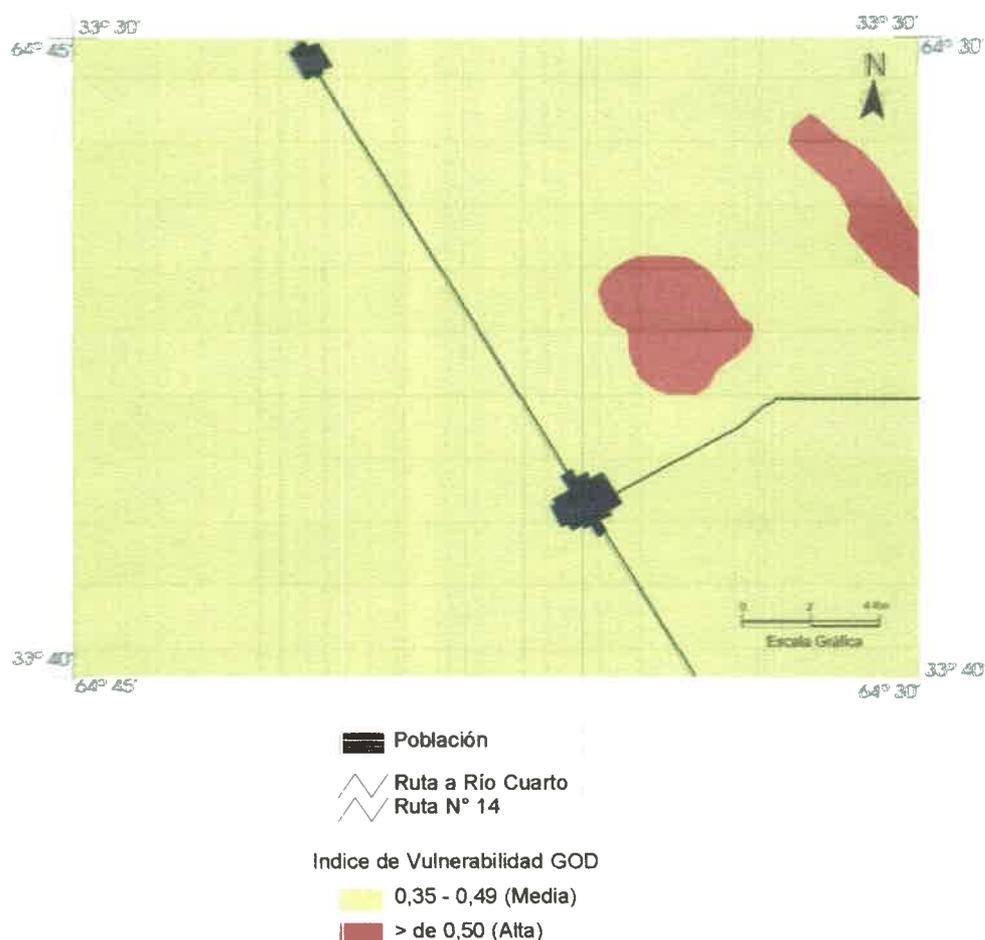


Figura 9.12: Mapa de Vulnerabilidad a la contaminación del acuífero libre de la zona de Coronel Moldes y sus alrededores. Método GOD

Descripción del método DRASTIC y su implementación en el acuífero de Coronel Moldes

Este método fue desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (Aller et al., 1987) y es muy usado a nivel internacional. Sin embargo, para algunos, su estructura más compleja y poco práctica hace a éste método menos preferido en relación al método GOD.

Para aplicar este método debe asumirse que el posible contaminante tiene la misma movilidad en el medio que el agua que se introduce por la superficie del terreno y se incorpora al agua subterránea mediante la recarga (lluvia y/o retorno de riego) (Martínez et al., 1998).

El método DRASTIC se basa en la valoración de siete parámetros hidrogeológicos:

- Profundidad del agua subterránea

- Recarga neta
- Litología del acuífero
- Tipo de suelo
- Topografía
- Impacto de la zona no saturada
- Conductividad hidráulica

A cada parámetro se le asigna rango subjetivo entre 1 y 10 (Tabla 9.8) y un peso de 1 a 5 (Tabla 9.9) de acuerdo a su potencial susceptibilidad a la contaminación del acuífero.

El Índice Drastic (ID) es el resultado de la suma de los productos entre los rangos y los pesos para cada factor.

$$ID = D_W D_R + R_W R_R + A_W A_R + S_W S_R + T_W T_R + R_W R_R + I_W I_R + C_W C_R$$

Donde W se refiere al Peso y R al rango que se le asigna a cada parámetro. El índice más alto representa la mayor vulnerabilidad.

El rango posible de valores del índice DRASTIC está comprendido entre 23-226. Estos índices numéricos pueden ser divididos en cuatro categorías: Bajo, Moderado, Alto y Muy Alto potencial de contaminación.

Nuevos estudios (Rupert, 2001) muestran un nuevo enfoque para el análisis de vulnerabilidad mediante la calibración de la metodología DRASTIC para mejorar los resultados de este análisis y hacerlo coincidir con información existente. En este caso se recurre a mediciones de nitrato y nitrito en diferentes zonas del acuífero estudiado, lo que se correlaciona con el uso de suelo, y la profundidad del agua subterránea. De esta manera se consigue un nuevo conjunto de ponderadores para los diferentes atributos o parámetros de este modelo.

Tabla 9.8: Rangos y valores de los parámetros considerados en el Método DRASTIC. Fuente: Aller et al. (1987).

(D) PROFUNDIDAD DEL NIVEL PIEZOMÉTRICO		(R) RECARGA NETA	
RANGO (m)	VALOR	RANGO(mm)	VALOR
< 1.5	10	0-50	1
1.5-5	9	50-100	3
5-10	7	100-430	6
10-20	5	180-255	8
20-30	2	> 255	9
> 30	1		

(A) NATURALEZA DEL ACUÍFERO			(S) NATURALEZA DEL SUELO	
DESCRIPCIÓN	RANGO	VALOR	TIPO DE SUELO	VALOR
A-Arcillas, margas, limos	1-3	2	Arcilla no expansiva y agregada	1
B-Igneas/metamórficas	2-5	3	Suelo orgánico	2
C-Igneas/metamórficas alteradas	3-5	4	Marga arcillosa	3
D-Alternancia de areniscas, arcillas y calizas	5-9	6	Marga limosa	4
E-Areniscas masivas	4-9	6	Marga	5
F-Calizas masivas	4-9	6	Marga arenosa	6
G-Arenas, gravas y conglomerados	4-9	6	Arcilla expansiva y/o agregada	7
H-Volcánicas	2-10	9	Turba	8
I-Calizas cristalizadas	9-10	10	Arena	9
			Grava	10
			Delgado o mojado	10

(T) TOPOGRAFÍA		(C) HERMEABILIDAD	
RANGO %	VALOR	RANGO (m/año)	VALOR
0-2	10	< 4	1
2-6	9	4-12	2
6-12	5	12-38	4
12-18	3	38-90	6
> 18	1	40-90	8
		> 90	10

(I) IMPACTO DE LA ZONA NO SATURADA		
DESCRIPCIÓN	RANGO	VALOR
A-Arcilla, limo, margas	1-2	1
B-Esquistas, pizarras	2-5	3
C-Calizas	2-7	6
D-Areniscas	4-8	6
E-Alternancia de calizas, areniscas y arcillas	4-8	6
F-Arenas y gravas con contenido en arcilla	4-8	6
G-Metamórficas, igneas	2-8	4
H-Arenas y gravas	6-9	8
I-Volcánicas	2-10	9
J-Calizas cristalizadas	8-10	10

Tabla 9.9: índices de ponderación. *Fuente:* Aller et al. (1987).

PARÁMETROS	ÍNDICE DE PONDERACIÓN (w)
D - Profundidad del nivel de agua	5
R - Recarga	4
A - Naturaleza del acuífero	3
S - Tipo de suelo	2
T - Topografía	4
I - Impacto de la zona no saturada	5
C - Permeabilidad	3

Foster y Skinner (1995) argumentan que este índice de vulnerabilidad, resultado de interacción entre varios parámetros, cuya ponderación puede dar lugar a situaciones en que, parámetros relevantes, tales como la litología del suelo, quedan ocultos por otros parámetros tales como la movilidad de los contaminantes en la zona no saturada.

Una versión modificada de este método, es la llamada DRASTIC Agrícola (Aller et al., 1987) diseñado para zonas agrícolas con alto uso de agroquímicos, modificando el peso asignado a los parámetros, y entre ellos otorgando más peso al Tipo de suelo. En este punto se considera que al asignar un mayor peso a este parámetro el grado de vulnerabilidad de una zona aumenta, cuando en realidad se espera que ocurra lo inverso al considerar una nueva barrera a los contaminantes, tal como resultó de la implementación del método GOD-S, donde al considerar el suelo la vulnerabilidad resultó menor asumiendo que la presencia del suelo hace más difícil la llegada de los contaminantes al acuífero.

La implementación del método DRASTIC en la zona de Coronel Moldes, incluyó la selección de los valores ajustados a rangos encontrados en la zona de estudio. En el caso del parámetro recarga, se consideró que aquella zona de médanos resulta en una mayor recarga considerando un puntaje mayor respecto al del resto de la llanura. Para los materiales que componen la zona no saturada, cabe señalar que debido al estrecho rango que ofrece el método (Tabla 9.8) se asignó el mismo valor para toda la zona. Los puntajes asignados pueden observarse en la Tabla 9.10.

Los índices DRASTIC resultaron entre 74 y 119, considerando los intervalos 74-93 (Vulnerabilidad Media) y 94-119 (Vulnerabilidad Alta). Cabe señalar que en este punto los intervalos fueron definidos libremente a diferencia de los métodos anteriores donde estos estaban sugeridos. El mapa de vulnerabilidad según el método DRASTIC se presenta en la Figura 9.13.

Como se observa, según este método, y al igual que en el anterior, el acuífero de Coronel Moldes se caracteriza por presentar un grado de Vulnerabilidad Media. Resultando la zona de médanos y con el nivel freático más próximo a la superficie con un grado de vulnerabilidad Alta. Aquí también es necesario resaltar que la escala de trabajo no permite representar lo que ocurre a escala local en la zona de médanos donde se han medido profundidades mayores del nivel freático.

Tabla 9.10: Parámetros DRASTIC con su peso relativo de importancia y los rangos encontrados en el área de estudio junto a sus correspondientes puntajes.

Parámetro	Índice de Ponderación (w)	Rango	Puntaje
Profundidad del agua subterránea	5	> de 11 m	5
		11 m – 5 m	7
		5 m – 3 m	9
		< de 3 m	10
Recarga neta	4	91 mm/año	3
		>200 mm/año	8
Litología del acuífero	3	Arenoso fino-muy fino-limosos	2
Tipo de suelo	2	Franco arenoso	4
Topografía	1	< del 2%	10
Impacto de la zona no saturada	5	Arenoso muy fino-limoso y materiales algo más gruesos en la faja fluvial del A° Sampacho	2
Conductividad hidráulica	3	0,2-1 m/día	1

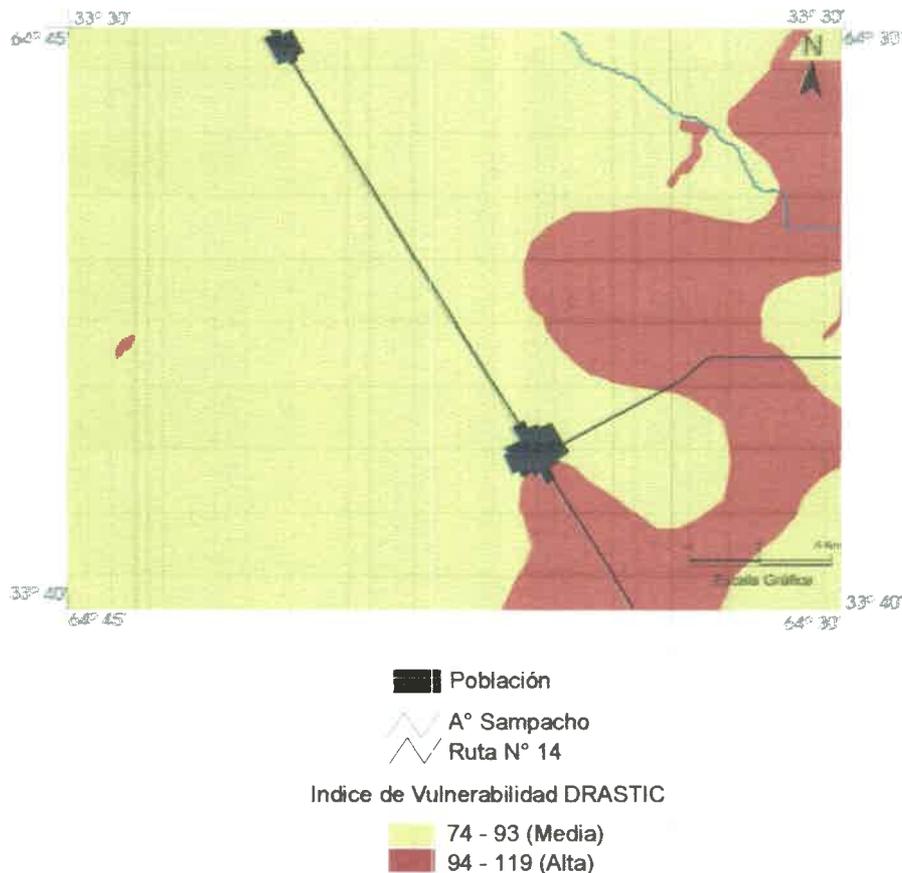


Figura 9.13: Mapa de Vulnerabilidad, Método DRASTIC

Determinación del Peligro en el acuífero Coronel Moldes

Ciertas clases de actividades antrópicas, que tienden a estar asociadas a ciertos tipos de contaminantes específicos, representan mayor peligro para los acuíferos, siendo el inventario de fuentes contaminantes un paso fundamental en los programas de evaluación de peligro de contaminación y protección de la calidad del agua subterránea (Foster et al., 2002). De este modo el inventario de fuentes contaminantes resultó fundamental en el análisis del Peligro para el acuífero de Coronel Moldes.

Según Foster et al. (2002) el peligro de contaminación del agua subterránea puede definirse como la probabilidad que un acuífero experimente impactos negativos a partir de una actividad antrópica dada hasta un nivel tal que su agua subterránea se tome inaceptable para el consumo humano, de acuerdo con los valores guías de la OMS para calidad de agua potable. El peligro entonces puede definirse como la interacción ente la vulnerabilidad del acuífero a la contaminación y la carga contaminante subsuperficial (Foster 1987).

El mapa resulta entonces de la superposición del mapa de vulnerabilidad con los resultados del inventario de la carga contaminante. El esquema conceptual

para la evaluación del peligro de los recursos hídricos subterráneos propuesto por Foster et al. (2002) (Figura 9.14).

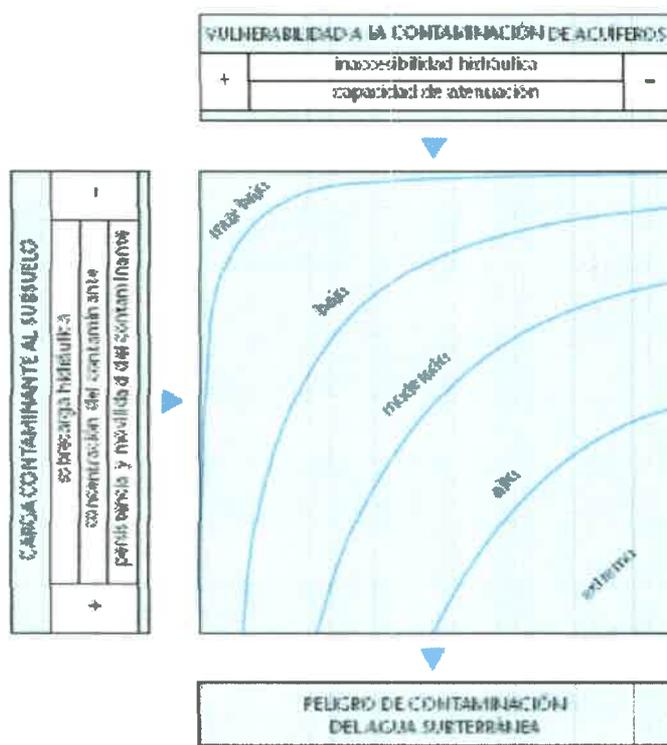


Figura 9.14: Esquema conceptual para la evaluación del peligro de los recursos hídricos subterráneos. Fuente: Foster et al. (2002)

La evaluación del Peligro es un prerequisite esencial para la protección de los recursos hídricos subterráneos, ya que identifica aquellas actividades humanas que tienen la mayor probabilidad de generar impactos negativos sobre el acuífero.

Para la evaluación del Peligro en el acuífero Coronel Moldes se ha tenido en cuenta el inventario de fuentes contaminantes analizado y la Vulnerabilidad según el método GOD-S (Resultando en valores de Vulnerabilidad Media para toda la zona). Se ha seleccionado este método dado que, salvo los sistemas de saneamiento in situ y los efluentes que fueron localizados en cunetas, en general profundizadas, todos los demás contaminantes, derivados de agroquímicos, feed lots, pastoreo y el los residuos sólidos y líquidos urbanos, son vertidos directamente sobre el suelo.

La Tabla 9.11 y Figura 9.15 muestran los valores de Amenaza considerados y el mapa resultante.

Tabla 9.11: Clasificación y categorización de fuentes en la zona de Coronel Moldes y sus alrededores según metodología POSH y Foster et al., (2002).

Fuentes de Contaminación	Amenaza	Índice de A.
Pastoreo intensivo, Feed-lots, corrales de cerdo y corrales vacunos. Sistemas de saneamiento in situ en áreas urbanas.	Elevada	1
Cultivos y pastoreo extensivos, baja rotación de cultivos tradicionales, Basural Municipal, laguna de efluentes dentro del basural. Efluentes derivados de la empresa láctea y del frigorífico.	Moderada	0,7

El mapa de Peligro a la contaminación del acuífero Coronel Moldes (Figura 9.16), se obtuvo multiplicando los valores que resultaron del mapa de Vulnerabilidad con los obtenidos en el mapa de Amenaza, usando como hasta entonces, la función de sobreposición de ArcView. Los índices de Peligro resultaron entre 0,22 y 0,45, considerándose los intervalos 0,22-0,31 (Medio) y 0,32-0,45 (Alto). Del gráfico puede observarse que el acuífero presenta mayormente un Peligro Medio a la contaminación.

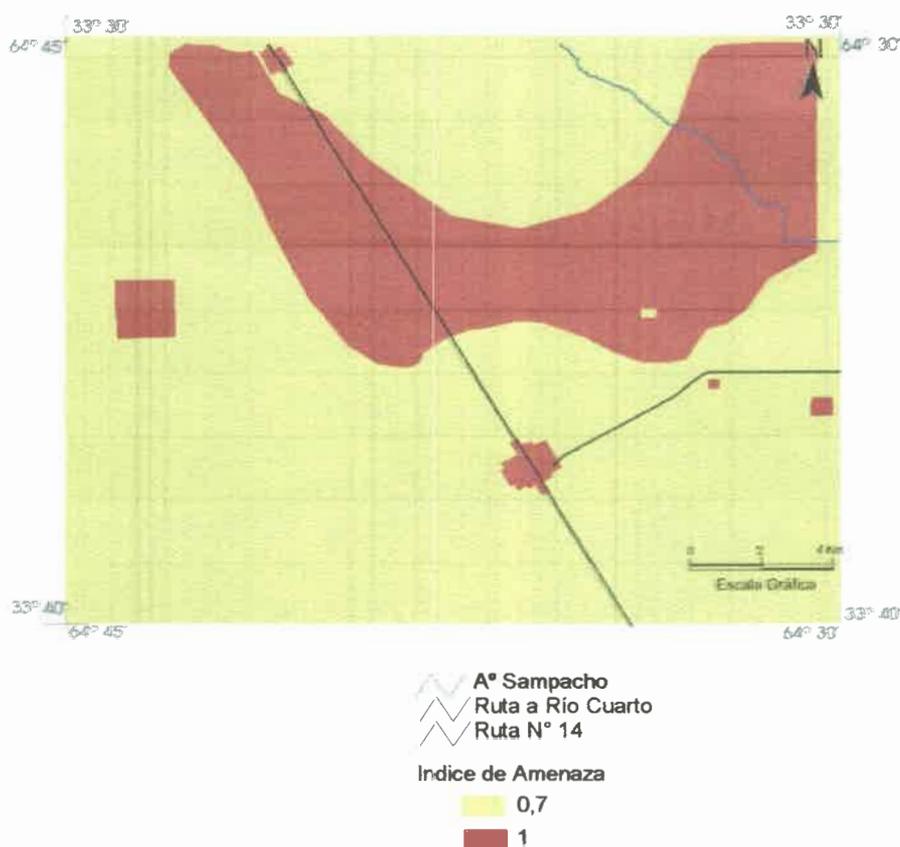


Figura 9.15: Mapa de Amenaza para el acuífero Coronel Moldes.

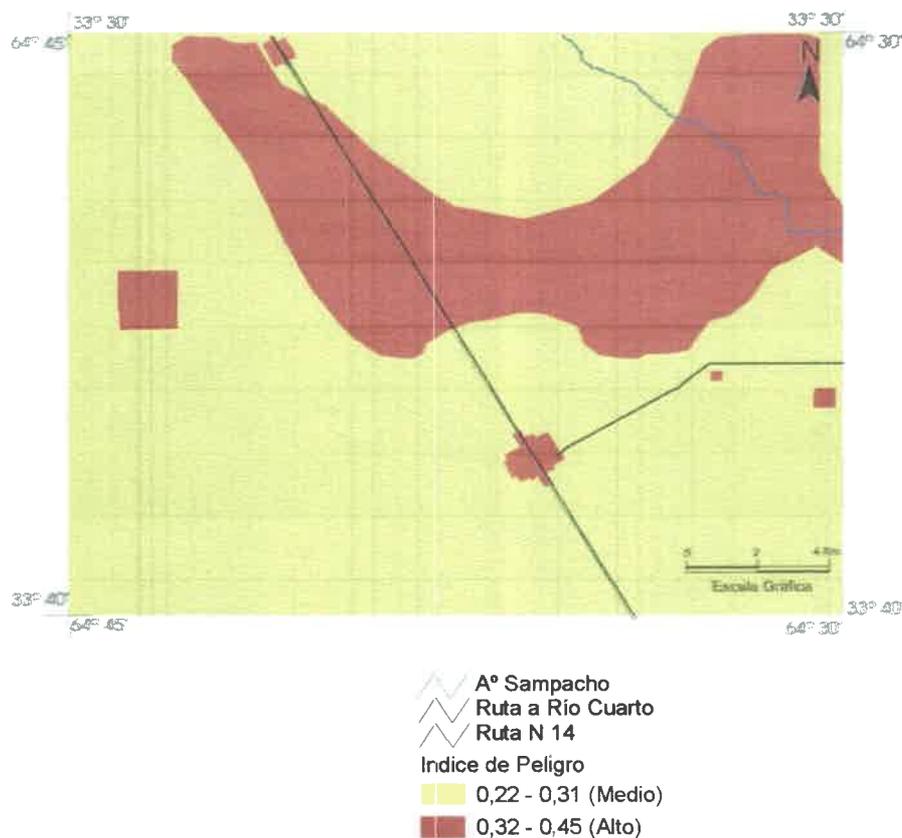


Figura 9.16: Mapa de Peligro a la contaminación del acuífero Coronel Moldes.

Las zonas con Peligro Alto corresponden a aquellos sitios que resultan de combinar una Vulnerabilidad media, que caracteriza al acuífero, con sitios donde las prácticas de uso del territorio generan una amenaza alta para el acuífero.

Si bien la determinación de la Vulnerabilidad y del Peligro resultaron en una determinación muy simplificada y elemental, dado que no se disponen de estudios de detalle, el análisis efectuado es consistente en la práctica, resultando en un acuífero con altas concentraciones de NO_3^- , Cl^- y sales. Si bien, no se han realizado análisis microbiológicos para toda la zona, aquellos realizados en sitios con Peligro Alto indicaron un gran impacto al acuífero.

Considerando que la carga contaminante puede ser controlada o modificada, pero no así la vulnerabilidad del acuífero, surge la necesidad de tomar medidas adaptativas frente a futuras acciones que lleven a disminuir el Peligro de contaminación al acuífero, en una zona donde este recurso hídrico es el único disponible para todos los usos.

CAPÍTULO 10

HIDROGEOQUÍMICA

HIDROQUÍMICA DEL SUR DE LA PROVINCIA DE CÓRDOBA

Al Sur de la provincia de Córdoba, el acuífero libre exhibe una evolución natural desde las zonas topográficamente más altas, en las Sierras de Comechingones, hasta las más deprimidas al Este provincial. El aumento en el contenido salino, desde aguas con 200 mg/l hasta 15.000 mg/l (Figura 10.1), va acompañado de un cambio gradual en el tipo geoquímico desde aguas bicarbonatadas cálcicas y/o sódicas, pasando por sulfatadas sódicas hasta las cloruradas sódicas (Blarasin, 2003).

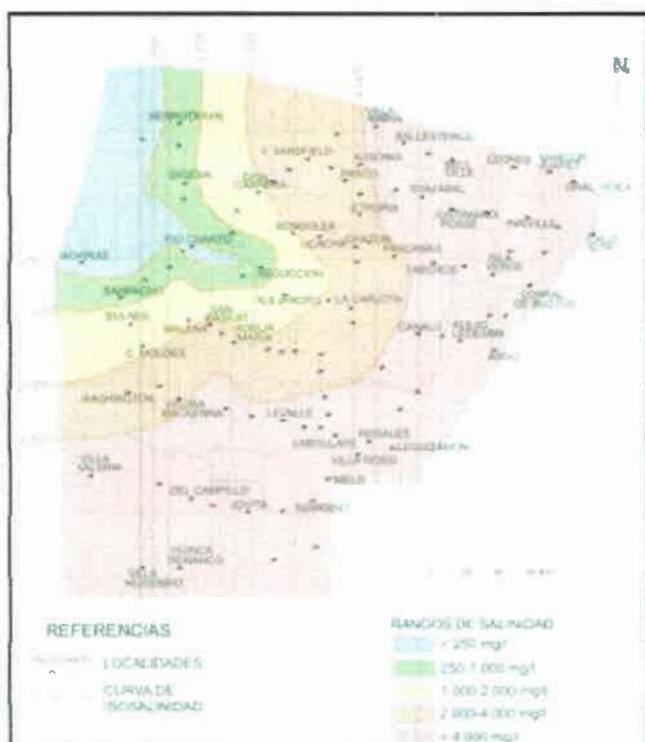


Figura 10.1: Mapa de salinidad para el acuífero libre del Sur de la provincia de Córdoba. *Fuente:* (Blarasin, 2003).

Esta evolución se produce con un aumento del pH y una transición desde condiciones oxidantes, en áreas de recarga, y predominantemente reductoras, en áreas de descarga (Blarasin, 2003).

Según estudios de Blarasin (2003) la configuración geológico-geomorfológica de la región en bloques que basculan al E-SE, constituyen el principal condicionante de los flujos intermedios y regionales del agua subterránea y define las principales características hidrogeológicas de la región (Figura 10.2).

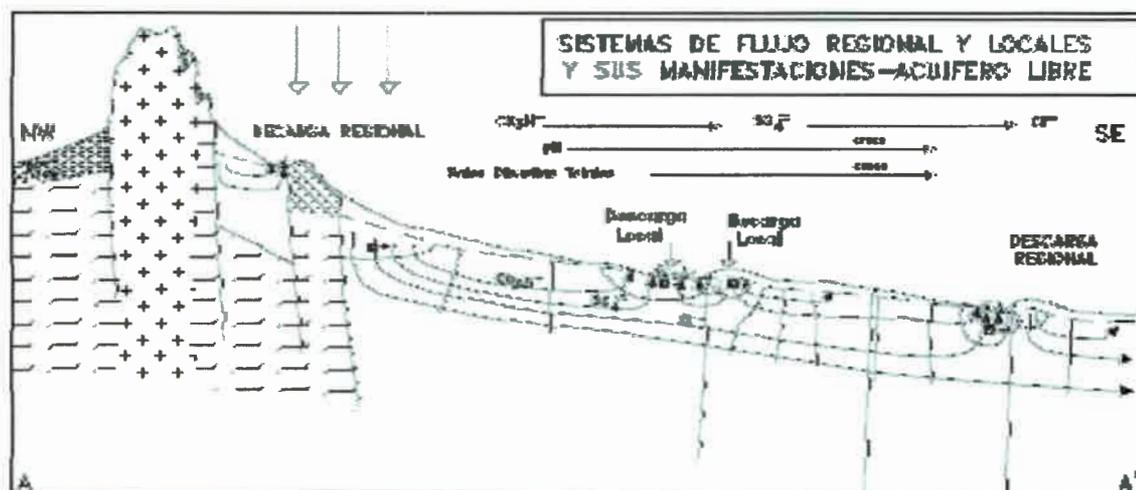


Figura 10.2: Esquema hidroquímico para el Sur de la provincia. *Fuente:* (Blarasin, 2003).

Una característica que se repite en muchas localidades, y en aguas subterráneas con dominio de material más fino, es la presencia de elevados tenores de As y F (Blarasin, 2003; Gomez, 2004; Blarasin et al., 2005; Gomez et al., 2005; Gomez et al., 2008; entre otros). Existen además diversas fuentes de origen antrópico que contaminan y que contribuyen en el deterioro de la calidad de este recurso. Esta problemática se ve potenciada dado que el recurso hídrico subterráneo constituye la única fuente de consumo humano en muchas partes de la región y es la que se utiliza mayormente para las demás actividades: ganadera, industrial y riego.

Estudios de Blarasin et al. (2005) señalan que los lixiviados de depósitos de basuras, los sistemas de saneamiento *in-situ* en áreas urbanas y la actividad agroganadera conforman las principales actividades contaminantes del acuífero libre y de numerosos cursos de agua del Sur de la provincia de Córdoba.

Es común para la mayoría de las localidades, a excepción de la ciudad de Río Cuarto, que la disposición de residuos sólidos urbanos se realice en vertederos a cielo abierto, no controlados, en lugar de rellenos sanitarios controlados como indican las normativas vigentes. No existen estudios que hayan cuantificado el grado de afectación del recurso hídrico subterráneo a partir de estos lixiviados, como así tampoco estudios de base que permitan avanzar en la modelación y predicción del comportamiento de los contaminantes, en una región con niveles freáticos poco profundos y materiales predominantemente arenosos muy finos-limosos, como lo es el acuífero Coronel Moldes.

HIDROQUÍMICA DEL ÁREA DE CORONEL MOLDES Clasificación hidrogeoquímica y relaciones iónicas

El estudio hidrogeoquímico realizado en un área de 440 Km² (Figura 10.3) indica que la composición química del agua del acuífero libre, es

dominantemente bicarbonatada sódica y bicarbonatada-sulfatada sódica, resultando en general aguas dulces (Custodio y Llamas, 1983), con salinidades menores a 2.000 mg/l.

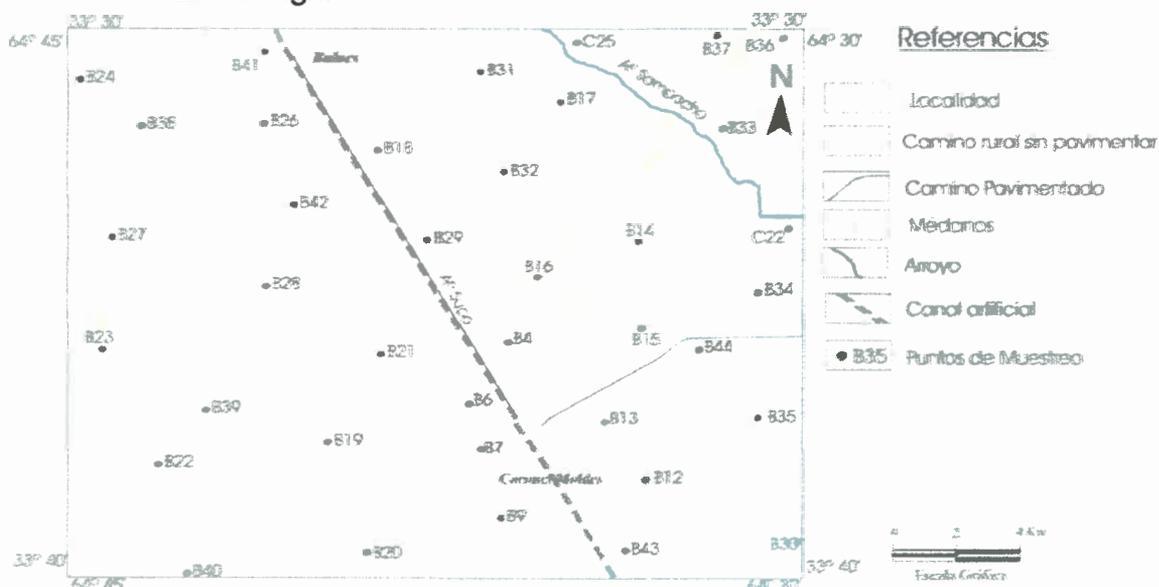


Figura 10.3: Puntos de muestreo del agua subterránea del acuífero libre Coronel Moldes.

La Tabla 10.1 muestra los análisis químicos efectuados en el laboratorio y los parámetros estadísticos de las determinaciones hidroquímicas se presentan en la Tabla 10.2.

Los valores de conductividad eléctrica varían entre 994 y 3.130 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Tabla 10.1) resultando un 97% de la muestras aguas dulces (< de 2.000 mg/l), y el 3% restante aguas salobres (Figura 10.4).

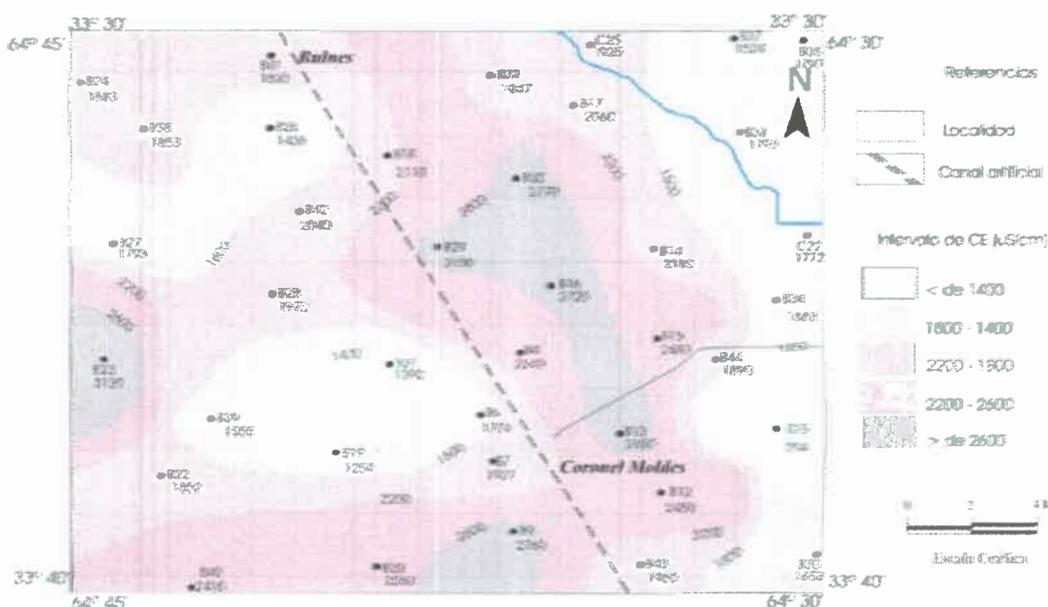


Figura 10.4: Mapa de CE del acuífero libre. Coronel Moldes y sus alrededores.

Tabla 10.1: Análisis químico de las muestras tomadas del acuífero libre Coronel Moldes.

Nº	pH	Cond. [uS/cm]	CO3= [mg/l]	CO3H- [mg/l]	SO4= [mg/l]	Cl- [mg/l]	Na+ [mg/l]	K+ [mg/l]	Ca [mg/l]	Mg+ [mg/l]	As [mg/l]	F- [mg/l]	NO3- [mg/l]	SiO2 [mg/l]	Dureza ppm CO3Ca
B14	8.01	2180	0	460.0	455.4	204.3	502.5	18.0	28.8	18.3	0.00	0.8	65	34.9	147
B15	7.49	2480	0	857.5	216.7	194.3	455.0	12.3	44.8	62.9	0.04	2.1	180	14.6	370
B16	8.06	2720	0	752.5	220.9	157.1	509.6	9.8	11.2	10.7	0.08	4.4	180	32.3	72
B17	8.01	2060	0	595.0	275.6	191.4	453.0	11.7	15.2	12.2	0.07	3.0	130	34.9	88
B18	7.99	2110	0	487.5	342.9	242.9	506.1	11.6	20.0	15.6	0.06	2.9	60	58.0	114
B19	7.75	1259	0	662.5	41.7	37.1	285.1	6.2	9.6	4.9	0.04	2.2	10	34.5	44
B20	7.67	2560	0	625.0	367.9	277.1	573.3	11.3	19.2	24.4	0.07	3.2	80	22.5	148
B21	7.82	1392	0	572.5	73.0	82.9	303.3	10.8	17.6	10.2	0.01	0.5	50	36.7	86
B22	7.9	1852	0	492.5	277.4	191.4	384.2	9.4	29.6	17.6	0.04	1.8	15	37.7	146
B23	7.69	3130	0	565.0	487.3	368.6	672.4	13.2	48.8	27.8	0.01	1.1	200	17.3	236
B24	7.72	1883	0	510.0	285.7	165.7	355.9	8.8	20.8	14.6	0.07	3.4	15	27.8	112
B26	7.59	1438	0	600.0	102.5	85.7	331.6	8.3	16.8	8.3	0.02	1.4	10	50.7	76
B27	7.93	1793	0	625.0	196.9	122.9	429.7	8.5	12.8	7.3	0.08	7.2	50	21.7	62
B28	7.7	1970	0	597.5	283.9	154.3	467.6	9.3	24.0	14.6	0.04	2.8	200	38.5	120
B29	7.71	2700	0	580.0	433.3	300.0	658.2	11.8	22.4	16.1	0.08	4.9	200	54.5	122
B30	7.74	1653	0	575.0	172.9	102.9	383.0	6.9	27.2	9.8	0.03	2.0	100	14.3	108
B31	8.3	1947	0	667.5	291.7	131.4	455.0	10.4	14.4	12.7	0.05	3.8	50	25.9	88
B32	7.76	2770	0	677.5	526.3	300.0	663.3	10.7	28.8	11.7	0.04	2.0	100	50.7	120
B33	8.53	1793	14.5	665.0	238.1	80.0	442.4	8.5	7.2	5.4	0.25	9.0	25	39.5	40
B34	8.5	1663	19.4	697.5	126.5	94.3	391.8	7.2	19.2	10.5	0.08	3.8	80	43.0	91
B35	8.48	994	6.1	531.3	35.4	28.6	235.1	5.7	8.4	5.1	0.05	1.7	80	59.1	42
B36	8.61	1797	21.8	912.5	78.9	62.9	482.8	5.9	3.2	3.9	0.25	12.0	10	32.1	24
B37	7.68	1524	0	625.0	44.4	85.7	275.0	8.9	50.4	34.6	0.01	1.4	150	28.8	268
B38	8.84	1853	46.1	467.5	304.8	157.1	407.0	14.2	20.0	12.7	0.08	5.8	10	24.8	102
B39	8.1	1555	0	552.5	48.5	74.3	291.2	8.7	48.8	20.0	0.025	2	200		204
B40	8.62	2410	24.2	502.5	481.8	274.3	584.2	9.9	27.2	22.0	0.08	4.4	20	13.7	158
B41	7.81	1830	0	612.5	338.1	118.6	460.1	10.5	15.2	9.3	0.03	2.05	35	18.8	76
B42	7.94	2040	0	505.0	428.6	188.6	475.2	12.9	26.4	18.5	0.08	5	45	29.0	142
B43	7.8	1960	0	785.0	87.1	94.3	506.1	8.6	17.6	11.7	0.08	3.2	200	20.1	92
B44	7.62	1890	0	827.5	121.3	91.4	439.8	11.6	44.0	20.0	0.03	1.8	200		192
C22	8.23	1772	0	665.0	162.0	82.9	399.4	13.7	18.4	9.3	0.04	1.5	100		84
C25	7.91	1925	0	582.5	307.1	125.7	424.7	10.3	18.4	11.7	0.2	6.4	30	59.8	94
B4	7.31	2340	0	680.0	420.2	202.9	581.4	10.4	24.4	16.8	0.08	3.2	150	70.0	130
B6	7.54	1774	0	787.5	159.4	105.7	427.2	8.7	16.0	9.8	0.07	3.3	72.8	13.9	80
B7	8.27	1927	0	837.5	194.3	114.3	498.0	6.9	5.6	7.3		6.8	92.8		44
B9	8.35	2760	24.2	675.0	601.5	237.1	687.6	12.2	12.0	17.6	0.25	4.0	128	16.4	102
B12	7.91	2450	0	720.0	537.5	188.6	634.5	10.3	18.4	16.6		4	144	19.9	114
B13	7.95	2650	0	665.0	589.7	228.6	629.4	11.8	28.8	22.2	0.1	2.9	159	64.8	163

Tabla 10.2: Parámetros estadísticos de las muestras analizadas

Parámetro	Unidad	Min	Max	Promedio	Dev. St.	Coef Dev.
pH		7.31	8.85	7.87	8.00	101.70
Cond	uS/cm	994	3130	1985	484.77	24.42
Temp	°C	12.5	23.7	20.45	2.22	10.86
Na	mg/l	235	687	455	120.55	26.47
K	mg/l	5.7	18.0	10.2	2.5	24.10
Ca	mg/l	3.2	50.4	22.5	11.8	52.42
Mg	mg/l	3.9	62.9	15.1	10.1	66.73
HCO3	mg/l	460.0	912.5	629.1	115.8	18.40
CO3	mg/l	0.0	46.1	4.9	10.7	213.83
Cl	mg/l	28.6	368.6	152.6	80.4	52.68
SO4	mg/l	35.4	601.5	262.6	166.9	63.55
NO3	mg/l	5.0	200.0	91.0	68.3	75.1
Si	mg/l	13.7	70.0	34.2	16.1	47.19
F	mg/l	0.5	12.0	3.5	2.3	66.65
As	µg/l	0	250	70	60	89.48

No se observa un aumento de salinidad en el sentido del flujo subterráneo, encontrándose los mayores valores en la parte central (hasta 2.770 $\mu\text{S}/\text{cm}$), centro Sur (2.760 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y Oeste del área (3.130 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Los valores más bajos se registraron en el sector centro Oeste, (1.392 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y Este del área de estudio (994 $\mu\text{S}/\text{cm}$) (Figura 10.4).

El agua del acuífero es de tipo alcalina con valores de pH que van desde 7,31 a 8,85 (Figura 10.5).

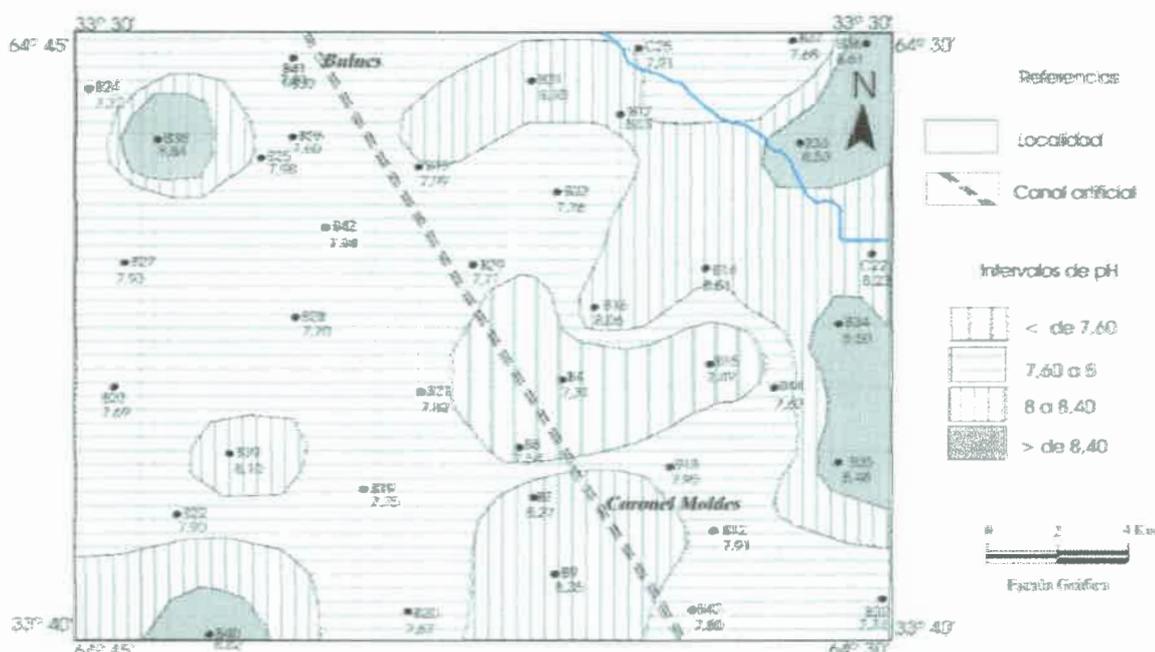


Figura 10.5: Mapa de pH del acuífero libre. Zona Coronel Moldes y sus alrededores.

La composición iónica según Piper de las 38 muestras se muestra en la Figura 10.6. Si bien en el diagrama de Piper es posible observar una tendencia general desde aguas bicarbonatadas sódicas hacia aguas sulfatadas y cloruradas sódicas, ésta no refleja una evolución en el terreno.

Los gráficos de Stiff fueron seleccionados para representar las variaciones en el terreno de las características hidrogeoquímicas identificadas (Figura 10.7). De acuerdo con la clasificación de Custodio y Llamas (1983) según el anión y catión dominante, las muestras resultaron de composición variable desde aguas bicarbonatadas sódicas a cloruradas-sulfatadas sódicas, con el predominio de aguas bicarbonatadas sódicas y bicarbonatadas-sulfatadas sódicas (Figura 10.8).

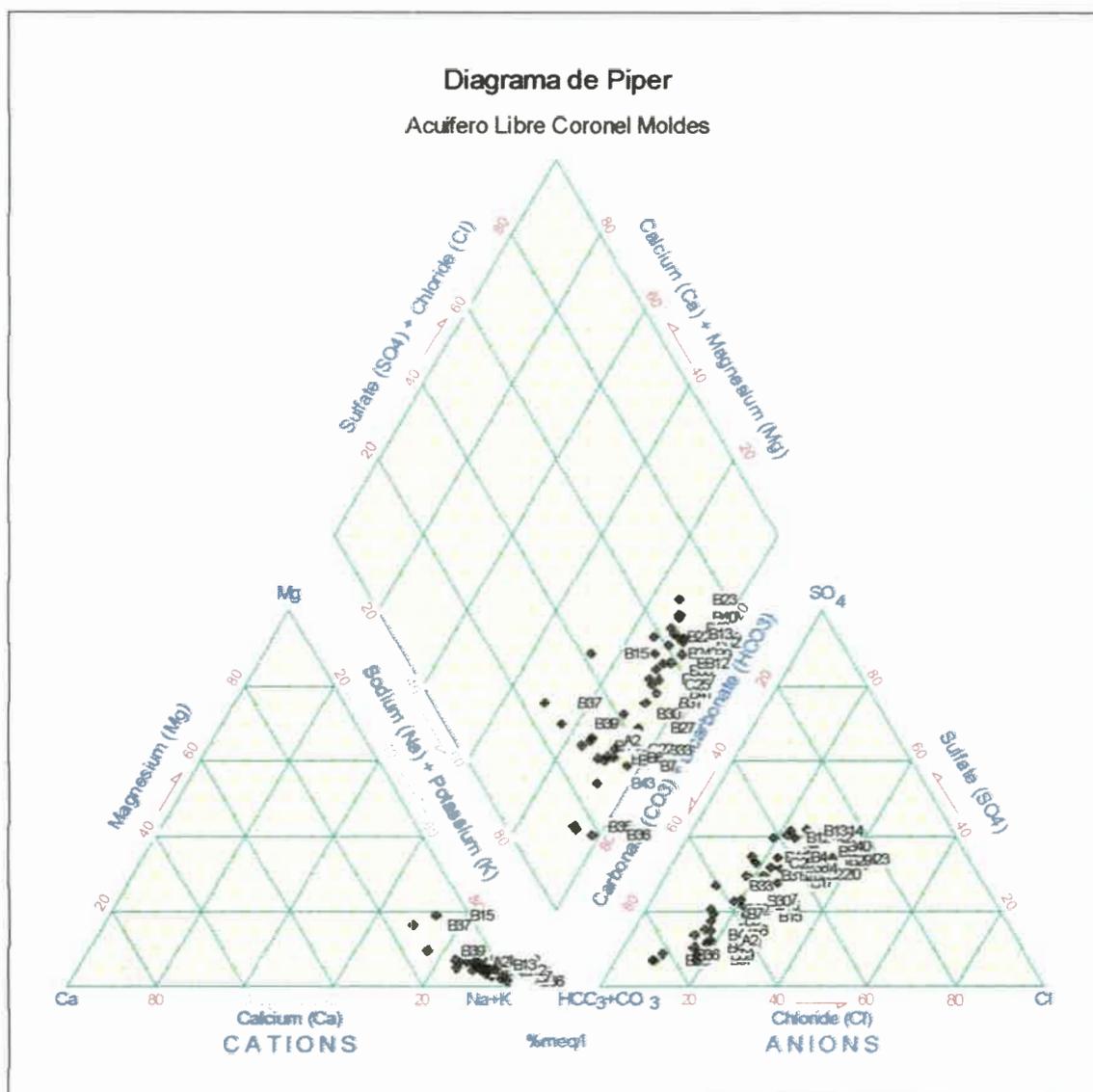


Figura 10.6: Diagrama de Piper mostrando la composición iónica del agua subterránea. Zona Coronel Moldes y sus alrededores.

Como puede observarse en ambos gráficos la distribución areal de los componentes iónicos, al igual que para la distribución del contenido salino, resultó heterogénea sin observarse una evolución geoquímica en el sentido del flujo subterráneo.

Las variaciones en la distribución de los componentes iónicos y la salinidad del agua no se corresponderían con cambios geomorfológicos en el terreno o con el sistema de flujo subterráneo. La misma puede estar condicionada por procesos de evaporación, por la proximidad del nivel freático a la superficie, y por la presencia de capas de calcretos ubicadas a diferentes profundidades, las cuales generan un patrón de heterogeneidades que no se conocen en detalle, como así tampoco la profundidad exacta a la que capta cada pozo. La única asociación puede establecerse para aquellas muestras donde la profundidad

del nivel freático resultó menor a los 5 m (Figura 8.5) correspondiendo en prácticamente todos los casos con aguas bicarbonatadas sódicas (Figura 10.8).

La tabla con los coeficientes de correlación (Tabla 10.2) permite observar que entre los iones mayoritarios las correlaciones mas significativas son aquellas del sulfato y el cloruro con la conductividad eléctrica y el sodio, lo que se relaciona con el predominio de las facies sulfatadas y cloruradas sódicas en aguas de mayor salinidad.

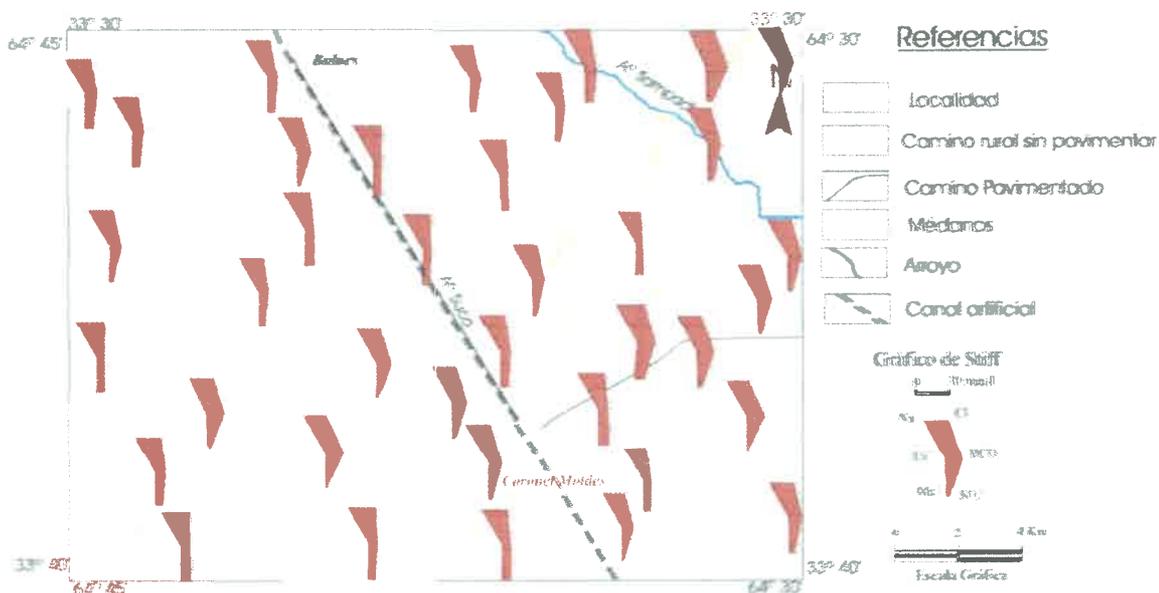


Figura 10.7: Mapa con diagramas de Stiff. Acuífero libre Coronel Moldes.

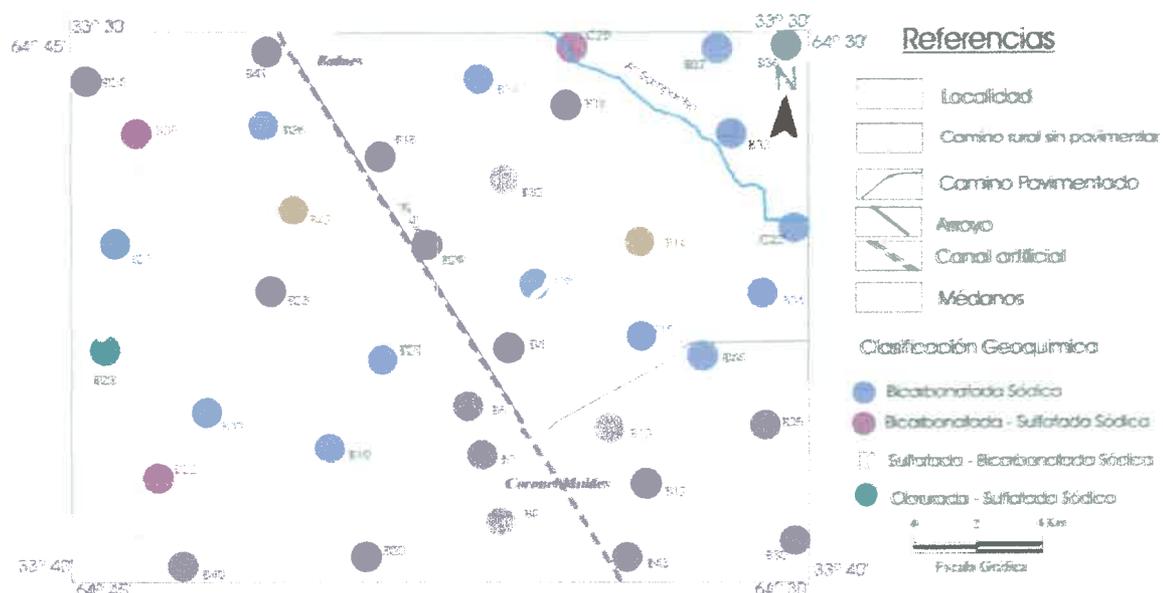


Figura 10.8: Mapa de clasificación geoquímica del agua subterránea. Acuífero libre Coronel Moldes.

Tabla 10.3: Coeficientes de correlación para el agua subterránea del acuífero libre. Zona Coronel Moldes y sus alrededores.

	pH	Cond	Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺²	Mg ⁺²	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ⁻²	Cl ⁻	NO ₃ ⁻	Si	F ⁻	As _(total)
pH	1.000	-0.281	-0.204	-0.048	-0.304	-0.361	-0.219	-0.138	-0.257	-0.453	-0.071	0.406	0.366
Cond		1.000	0.931	0.483	0.178	0.426	0.187	0.827	0.888	0.493	-0.089	0.070	0.194
Na ⁺			1.000	0.392	-0.021	0.206	0.249	0.857	0.818	0.412	-0.024	0.200	0.329
K ⁺				1.000	0.360	0.388	-0.328	0.551	0.543	0.155	-0.055	-0.295	-0.106
Ca ⁺²					1.000	0.706	-0.199	0.055	0.277	0.448	-0.123	-0.533	-0.513
Mg ⁺²						1.000	0.103	0.234	0.424	0.444	-0.239	-0.305	-0.224
HCO ₃ ⁻							1.000	-0.155	-0.186	0.369	-0.172	0.345	0.293
SO ₄ ⁻²								1.000	0.851	0.170	0.046	0.037	0.255
Cl ⁻									1.000	0.297	-0.010	-0.096	0.001
NO ₃ ⁻										1.000	0.011	-0.261	-0.192
Si											1.000	-0.016	0.077
F ⁻												1.000	0.814
As _(total)													1.000

Con el fin de ampliar la caracterización hidroquímica del acuífero y poder deducir procesos de intercambio iónico se realizó el mapa de relaciones iónicas rNa^+/rCa^{+2} comparando y observando su evolución espacial (Figura 10.9). En el gráfico se observa que esta relación resultó alta en toda la zona, con dos núcleos con valores más altos, los cuales no pueden asociarse con las características geológicas y al flujo subterráneo.

Del mismo modo se realizó el mapa $rCl^-/rHCO_3^-$, presentado en la Figura 10.10, con el fin de conocer su variación en el espacio y, de ser posible, establecer la dirección del progreso de la mineralización. En el gráfico se observa que, al igual que la relación anterior, no se observaron variaciones en la dirección del flujo. En general los valores altos ocurren en la parte norte y centro del área y los valores más bajos ocurren hacia el SE. Esto indicaría la posibilidad de que ocurran aportes antrópicos adicionales de CO₂, al que naturalmente es aportado por las lluvias, en su paso por el suelo y zona no saturada en un sistema abierto. Es probable también que se produzca un aumento adicional de Cl⁻ a partir de las fuentes de contaminación como así también aumento de HCO₃⁻ en el agua del acuífero.

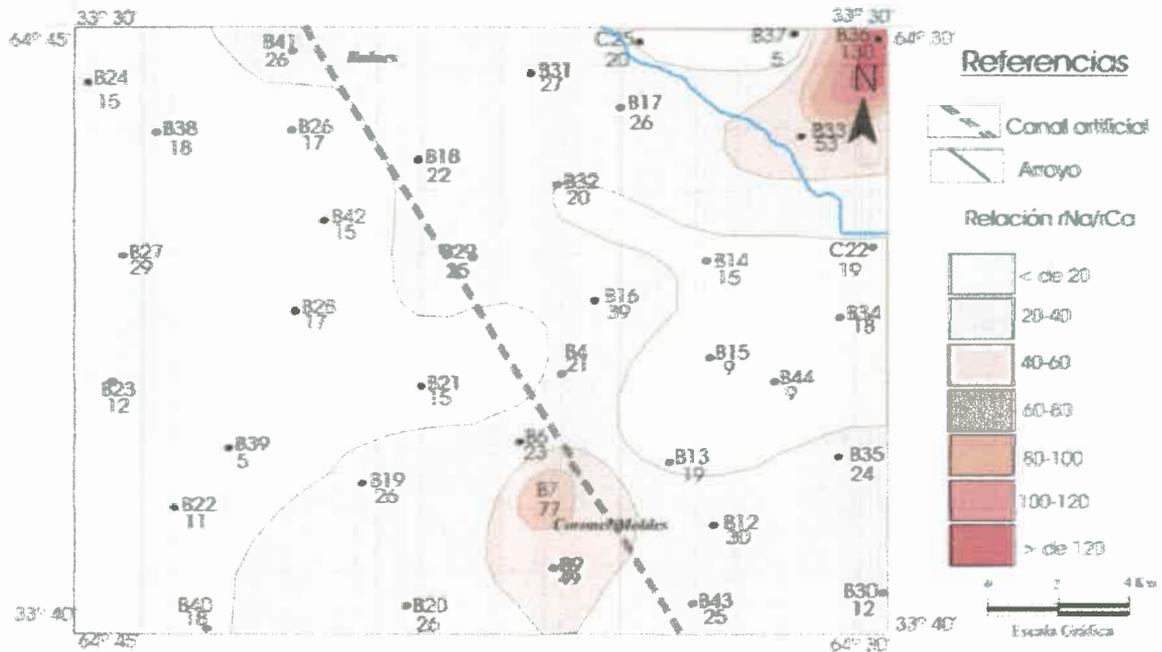


Figura 10.9: Relación rNa^+/rCa^{+2} en el agua subterránea del acuífero libre Coronel Moldes.

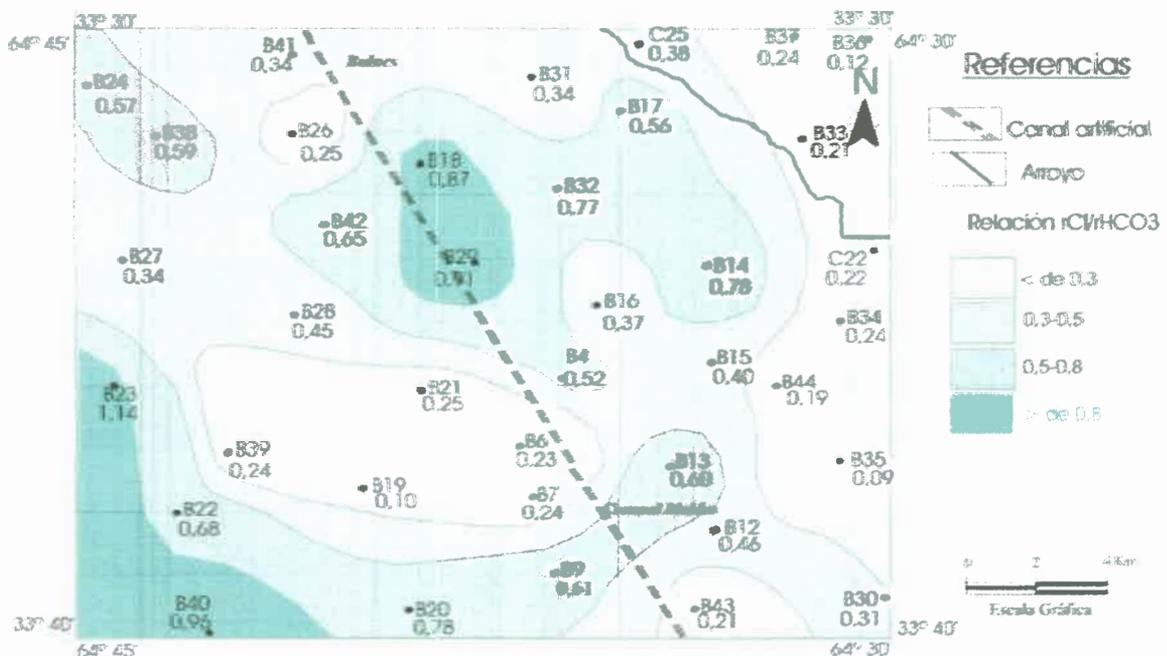


Figura 10.10: Relación $rCl^-/rHCO_3^-$ en el agua subterránea del acuífero libre Coronel Moldes.

Cationes mayoritarios

Todas las muestras analizadas presentan como catión dominante al sodio, con concentraciones que varían entre los 235 y 690 mg/l (Tabla 10.1). La abundancia de los cationes en el agua subterránea es $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{+2} > \text{Mg}^{+2} > \text{K}^+$. El Na^+ representa el 90 % del total de los cationes y el K^+ apenas el 2 %, mostrando el amplio dominio del ion Na^+ sobre los demás.

El K^+ es el catión que se encuentra en menor proporción (Tabla 10.1) y su concentración en el agua del acuífero responde principalmente a la presencia de materiales que componen el loess (Feldespato K y biotita) y a proceso de intercambio catiónico con las arcillas, especialmente con la Illita.

El Ca^{+2} y el Mg^{+2} representan el 8 % del total de los cationes y provienen del proceso de disolución de carbonatos (CaCO_3 formando nódulos de toscas y presente en niveles continuos de calcretos) junto a procesos de meteorización de los silicatos (anfíboles, piroxenos y plagioclasas) integrantes del loess. Por su parte la relación molar Ca/Mg entre 1-2 indicaría que el principal aporte de Ca^{+2} es el CaCO_3 y en menor medida la meteorización de los silicatos (Kats et al., 1998).

Junto a estos procesos se dan aquellos de intercambio con las arcillas, especialmente con la illita y montmorillonita con CIC entre 20 meq/100 g y 120 meq/100 g. Ambos elementos, Ca^{+2} y Mg^{+2} , son capturados por las arcillas ricas en Na^+ y K^+ , resultando en un aumento de Na^+ y K^+ en la solución. Por otro lado, parte del Na^+ y K^+ presente en el agua subterránea es aportado por la hidrólisis de los minerales silicatados.

Cabe señalar que, en las condiciones de pH del agua subterránea, los minerales que tienen una mayor capacidad de intercambio iónico tienen carga negativa y por ello es frecuente el proceso de intercambio catiónico mencionado. Es de esperar que el dominio del Na^+ en el acuífero Coronel Moldes se vincule especialmente al proceso de intercambio catiónico con las arcillas. Este proceso favorecido por las condiciones del acuífero, con predominio de sedimentos de granulometría muy fina, y donde debido a los altos pH, la actividad del H^+ disminuye, se crean continuos sitios de intercambio catiónico tanto en la MO como en los minerales de arcillas (Deutsch, 1997). Por su parte los valores de CIC medidos en los sedimentos del suelo, zona no saturada y saturada reflejan la importancia de estos procesos.

Dureza

Los valores de dureza medidos se ubican entre 24 ppm CaCO_3 y 370 ppm CaCO_3 , (aguas blandas y muy duras) con un promedio de 118 ppm CaCO_3 , correspondiente a aguas de moderada dureza. El 60% de las muestras resultó dentro de la calificación de aguas muy duras y moderadamente duras.

Nitratos

Los nitratos, que se encuentran en general en altas concentraciones, varían entre 10 y 200 mg/l (Tabla 10.1 y Figura 10.11).

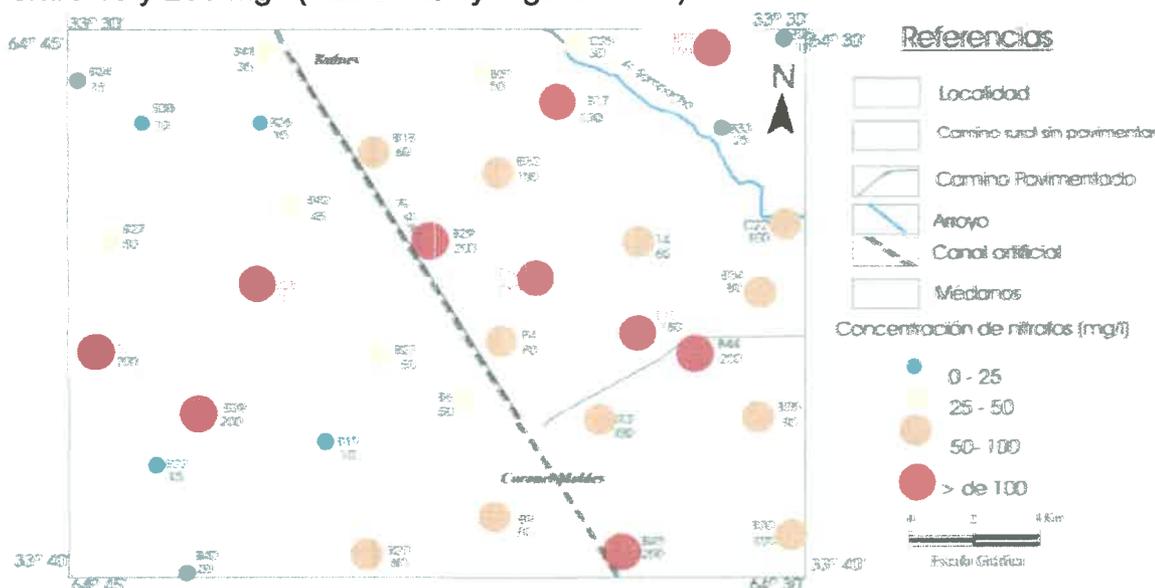


Figura 10.11: Concentración de nitratos en el agua subterránea del acuífero libre. Zona Coronel Moldes y alrededores.

Las concentraciones y distribución espacial de los nitratos evidencian el aporte antrópico, junto a la contaminación puntual y difusa sobre el agua subterránea. Los valores más altos de nitratos (> de 50 mg/l) responden principalmente a la contaminación por fuentes puntuales como los sistemas de saneamiento in situ, corrales, feed-lots, y tambos ubicados próximos a las captaciones.

Los valores más bajos de NO_3^- (entre 10 mg/l y 35 mg/l) corresponden a muestras tomadas de molinos no afectados por sistemas de saneamiento in situ o corrales instalados próximos a las captaciones. Esta concentración de nitratos resultó aún elevada en relación a las concentraciones naturales que se hubieran esperado, y es probable que deriven, en parte, de la contaminación por el uso de fertilizantes y la actividad ganadera. Esto resulta significativo si se considera el hecho de que para esta zona la agricultura y la ganadería son prácticas comunes desde hace más de 100 años, y donde la presión sobre el recurso respecto a los fertilizantes, ha tenido un aumento exponencial en los últimos años.

Canter (1996) señala que en acuíferos arenosos pueden encontrarse valores de NO_3^- superiores a 45 mg/l para zonas donde el uso de fertilizantes es alto. Bouwer (1990) detectó, para un acuífero en EEUU, rangos de NO_3^- entre 80 y 160 mg/l en zonas agrícolas. En el Sur de la provincia de Córdoba Blarasin y Cabrera (2005) detectaron concentraciones de NO_3^- entre 20 mg/l y 150 mg/l en acuíferos en zonas predominantemente agroganaderas.

Silice

La concentración de Si disuelta en el agua subterránea del área de estudio varía entre 13,7 mg/l y 70 mg/l, con un promedio de 34 mg/l. Un 76% de las muestras presenta concentraciones entre 13,7 mg/l y 49 mg/l y un 24% concentraciones entre 50 mg/l y 70 mg/l.

Martínez y Osterrieth (1999) indican que el agua subterránea del acuífero Pampeano del SE bonaerense se caracteriza por poseer altas concentraciones de Si, donde un 80% de las muestras analizadas presentaron concentraciones entre 50 mg/l y 70 mg/l, superando usualmente la concentración de otros componentes considerados mayoritarios tales como el sulfato. Martínez y Osterrieth (1999) proponen que los procesos de meteorización de plagioclasa, neoformación de arcillas y la presencia de Si amorfa, gran parte en forma de biominerales, son los responsables de las altas concentraciones de Si en el acuífero Pampeano estudiado.

As y F

Las concentraciones de As varían desde 10 µg/l a 250 µg/l (Tabla 10.1). El 88% de las muestras presenta concentraciones superiores a 10 µg/l, límite del CAA (2007) y el código internacional de WHO (1993). Los más altos tenores de As total (> 200 µg/l) corresponden a aguas bicarbonatadas sódicas, si bien, al analizar el As en relación a los bicarbonatos se encontró que existe entre ambos débil correlación positiva ($R=0,14$) (Figura 10.12).

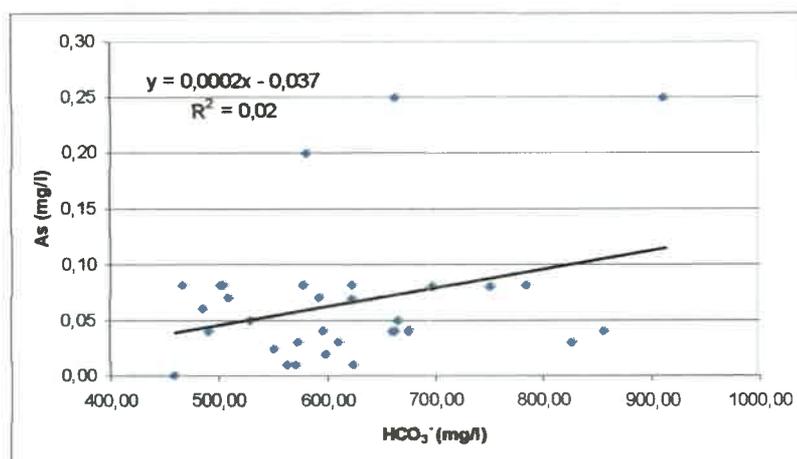


Figura 10.12: Relación As-HCO_3^- en el agua subterránea del acuífero libre. Zona Coronel Moldes y alrededores.

Aquellas muestras cuyas concentraciones en As son menores a 40 µg/l no presentan relación con pH, conductividad eléctrica, profundidad del nivel, e incluso con bicarbonatos. A estas concentraciones corresponden aguas de todos los tipos geoquímico identificados.

En cuanto a la distribución de las concentraciones de As (Figura 10.13) se encontró una importante variación espacial. No se observaron relaciones definidas entre su distribución en el espacio, con la profundidad de captación, con las direcciones del flujo de agua, con la salinidad total, pH y con el espesor de la zona no saturada. Se ha encontrado una moderada correlación positiva ($R=0,66$) y una regresión lineal débil ($R^2=0,43$) del As con el pH sólo en aguas del tipo bicarbonatadas sódicas (Figura 10.14), mientras que en aguas bicarbonatadas-sulfatadas sódicas y sulfatadas-bicarbonatadas sódicas estas correlaciones no son evidentes. Cabe señalar que los mayores pH (>8) son más frecuentes para aguas bicarbonatadas sódicas.

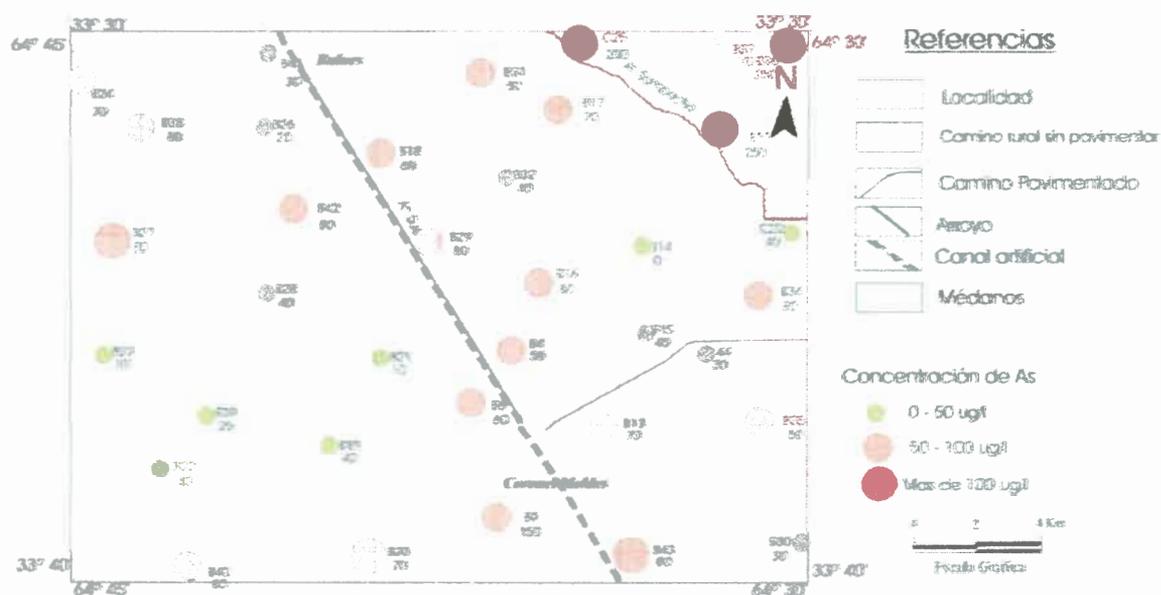


Figura 10.13; Concentración de As en el agua subterránea del acuífero libre. Zona Coronel Moldes y alrededores.

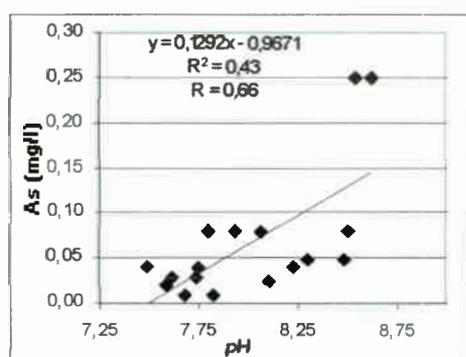


Figura 10.14.: Relación As - pH en aguas bicarbonatadas sódicas del acuífero libre Coronel Moldes.

El F^- es otro elemento que se encuentra en altos tenores, entre 0,5 mg/l y 12 mg/l (Tabla 10.2), presentando el 90% de las muestras analizadas concentraciones que superan los 1,3 mg/l (Limite CAA). La distribución de las concentraciones de F^- en el agua subterránea resultó heterogénea, similar a la que se encontró para el As (Figura 10.15).

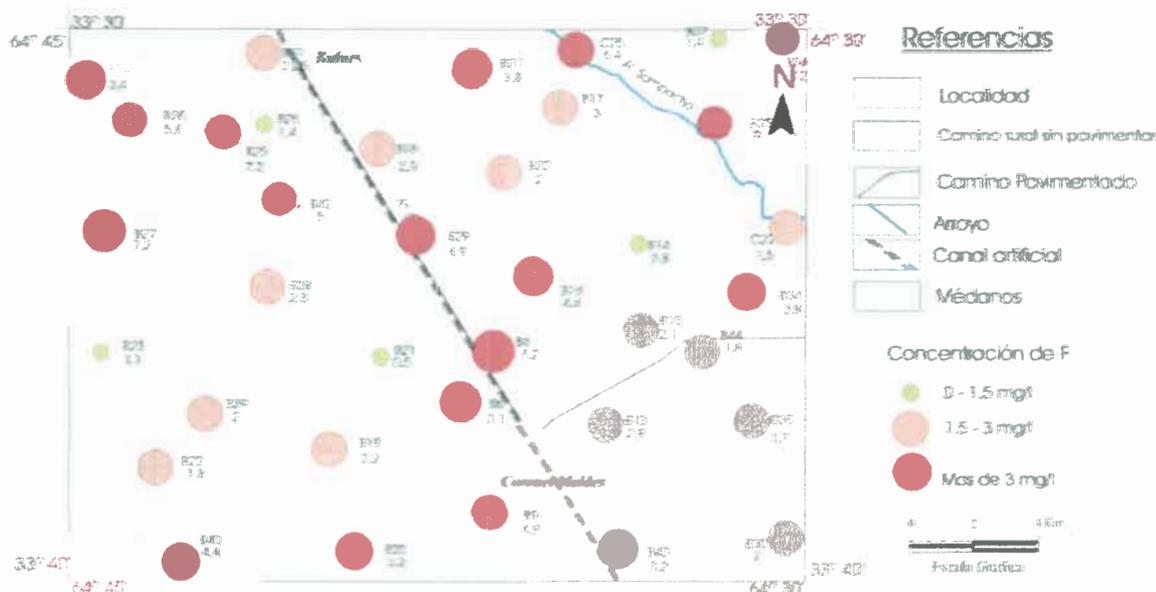


Figura 10.15: Concentración de As en el agua subterránea del acuífero libre. Zona Coronel Moldes y alrededores.

Existe una muy buena correlación entre el As y el F^- ($R=0,92$) mostrando el similar ambiente geoquímico común que existe entre una y otra variable y que permite la entrada en solución de ambas (Figura 10.16).

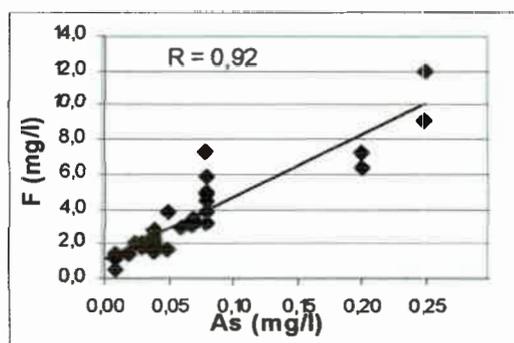


Figura 10.16: Relación As – F^- en el acuífero libre. Zona Coronel Moldes y alrededores.

También se encontró una regresión lineal moderada entre As y el F^- con la relación Na^+/Ca^{+2} ($R^2=0,55$ y $R^2=0,61$ respectivamente) (Figura 10.17 y 10.18). Esta misma regresión es más importante para aguas de tipo bicarbonatadas observándose un $R^2=0,73$ para el As y la relación Na^+/Ca^{+2} , y $R^2=0,77$ para el F^- y la misma relación (Figuras 10.19 y 10.20). La presencia de aguas $NaHCO_3$ con altos valores de pH generan condiciones favorables para la movilización y puesta en solución del As (Smedley et al., 2002; Bhattacharya et al., 2006; Gomez et al., 2008).

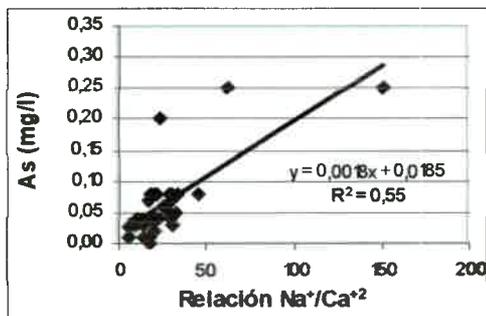


Figura 10.17: Relación As – Na⁺/Ca²⁺ en aguas del acuífero libre. Zona Coronel Moldes y alrededores.

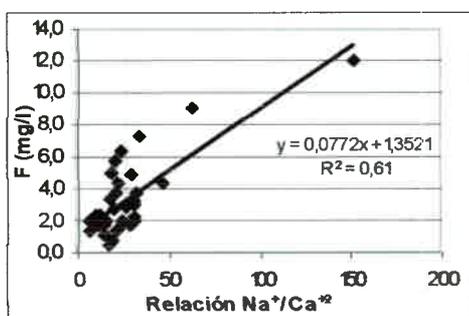


Figura 10.18: Relación F⁻ – Na⁺/Ca²⁺ en aguas del acuífero libre. Zona Coronel Moldes y alrededores.

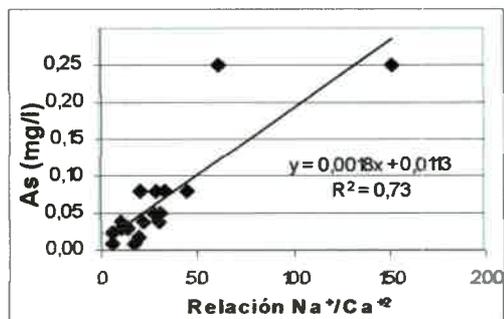


Figura 10.19: Relación As – Na⁺/Ca²⁺ en aguas bicarbonatadas sódicas del acuífero libre. Zona Coronel Moldes y alrededores.

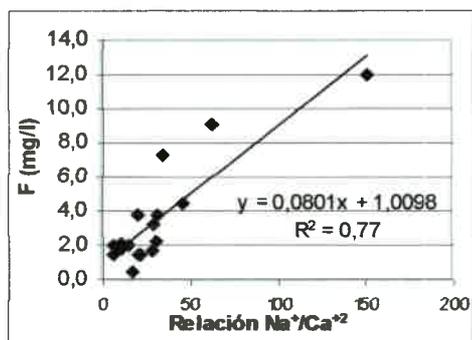


Figura 10.20: Relación F⁻ – Na⁺/Ca²⁺ en aguas bicarbonatadas sódicas del acuífero libre. Zona Coronel Moldes y alrededores.

Es de destacar que las mayores concentraciones de F^- (> de 5 mg/l) se corresponden con aguas bicarbonatadas sódicas, con bajas concentraciones de Ca^{+2} y altas concentraciones de bicarbonatos. Para este tipo de aguas se encontró una regresión lineal débil de $R^2 = 0,36$ para el F^- y el pH (Figura 10.21).

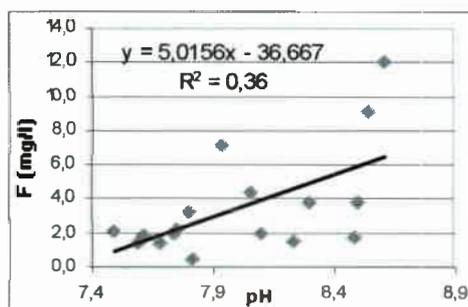


Figura 10.21: Relación F^- – pH en aguas bicarbonatadas sódicas del acuífero libre. Zona Coronel Moldes y alrededores

Al analizar el conjunto de muestras se observó una regresión negativa (Tabla 10.3) para todas las muestras entre el As y el F^- con Ca^{+2} y Mg^{+2} . Estos aspectos son coherentes con lo ya reconocido por otros autores respecto a la baja afinidad de As y F^- con aguas cálcicas y magnésicas (Smedley et al., 2002; Blarasin, 2003; Bundschuh et al., 2000; Valenzuela y Ramírez, 2004).

En el caso del F^- y en coincidencia con trabajos de Valenzuela y Ramírez (2004) los procesos que controlarían la relación negativa entre el F^- y el Ca^{+2} y positiva entre el F^- y el bicarbonato sería la ecuación de balance relacionando la calcita y la fluorita donde ambos están en contacto con agua



Para algunas muestras existe una sobresaturación respecto a fluorita, tal es el caso de aquellas muestras cuyas concentraciones de F^- son elevadas (más de 5 mg/l) (Figura 10.22).

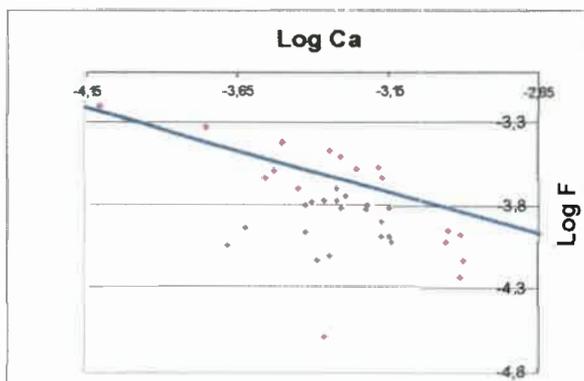


Figura 10.22: Gráfico de estabilidad de la fluorita y estado de saturación del agua subterránea del acuífero libre Coronel Moldes respecto a este compuesto.

Una vez alcanzado el equilibrio con respecto a fluorita, la remoción de CaCO_3 por precipitación de calcita permite que la concentración de F^- continúe incrementándose (Kim y Young Jeoung, 2005).

Algunas muestras con concentración de F^- superior a 4 mg/l mostraron saturación respecto a calcita (Figura 10.23). De este modo, la ausencia de Ca^{+2} en la solución permite altas concentraciones de F^- en el agua (Edmunds y Smedley, 1996). Estos mismos autores sostienen que la concentración también podría incrementarse si los procesos de intercambio catiónico Ca^{+2} por Na^+ son comunes en el acuífero.

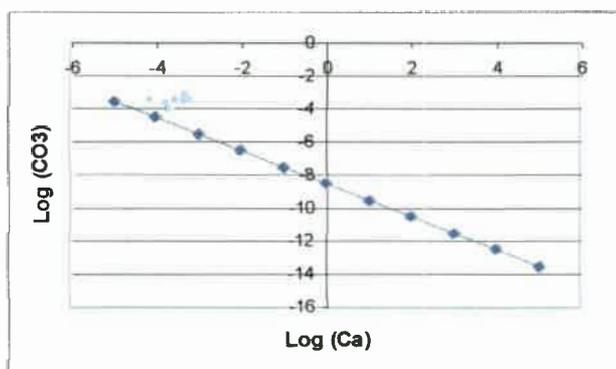


Figura 10.23: Gráfico de estabilidad de calcita y estado de saturación del agua subterránea del acuífero libre Coronel Moldes respecto a este compuesto.

Marshall y Warakowski (1980) proponen que la mayor solubilidad de la sílice amorfa está relacionada a aguas bicarbonatadas sódicas. En adición a esto, la correlación entre el As y el F^- con el pH y la asociación entre las mayores concentraciones de ambos elementos con aguas bicarbonatadas ponen en evidencia el proceso de disolución de sílice amorfa.

Por otro lado, los fluoruros en la solución podrían derivar también del intercambio de iones a partir de minerales portadores (apatita, piroxeno, hornblenda, titanita, entre otros). Zack (1980) señala que el F^- quedaría liberado al medio por intercambio aniónico, más que por la disolución de minerales fuente, por lo que F^- podría ser intercambiado por OH^- por ejemplo en fluorapatitas. La existencia de carbonatos en los sedimentos favorecen el proceso de intercambio aniónico ya que la disolución e hidrólisis de los carbonatos liberan HCO_3^- , OH^- y Ca^{+2} , donde el F sería intercambiado por OH^- en fluorapatitas. De este modo los procesos de disolución, que suelen ser muy lentos, estarían subordinados.

Experiencias de laboratorio realizadas por Turner et al. (2005) en soluciones con calcita y concentraciones de F^- entre 3 mg/l y 2.100 mg/l, han demostrado que además de procesos de precipitación de CaF_2 , ocurren procesos de adsorción de F^- sobre la superficie de la calcita. De este modo procesos de precipitación de CaCO_3 generaría además, según estos autores, una disminución en la concentración de F^- en la solución.

Cálculos de Índices de Saturación

La relación entre el producto de solubilidad teórica (K_{ps}) de una fase mineral dada y el producto de la actividad iónica (PAI) de los constituyentes en el agua subterránea en estudio, dan como resultado el índice de saturación definido por la siguiente ecuación:

$$IS = \text{Log} (PAI/K_{ps})$$

Cuando el $IS = 0$ existe equilibrio entre el mineral y la solución. Si este valor resulta menor que cero, el agua subterránea estará subsaturada con respecto a la fase mineral considerada y por lo tanto tenderá a disolverla. Si el IS es mayor que cero la solución estará sobresaturada y el mineral tenderá a precipitar (Appelo y Postma, 1996).

Las condiciones de equilibrio de la solución con respecto a las diferentes especies minerales presentes en el acuífero, han sido analizadas mediante el uso de los programas PHREEQC y NETPATH. Si bien el primero posee una base de datos termodinámica más completa ésta no ha podido aprovecharse ya que, además de los análisis de iones mayoritarios, sólo se cuenta con valores de sílice en solución, por lo que la información que puede obtenerse acerca de los índices de saturación se restringe a algunas fases minerales.

Con la aplicación de estos códigos los IS fueron calculados a partir de los coeficientes de actividad química y los valores de fuerza iónica para cada solución (Tabla 10.4).

La mayor parte de las muestras presentan condiciones próximas al equilibrio con calcita, un número más reducido presentan ligera sobresaturación y unas pocas subsaturación, dado que el carbonato de calcio es un compuesto abundante en los sedimentos que componen el acuífero. Valores de IS de calcita superiores a 0,6 son considerados anormales para las aguas dulces. La sobresaturación en calcita puede tener lugar como una consecuencia de los efectos cinéticos durante la dolomitización y/o disolución simultánea de yeso (Plummer et al., 1990). En el acuífero Coronel Moldes los elevados índices de saturación pueden ser resultados de errores en el muestreo o errores analíticos, ya que la concentración de HCO_3^- fue medida en el laboratorio inmediatamente recogidas del campo.

Tal como ocurre en otros acuíferos loésicos de la llanura pampeana (Martínez y Osterrieth, 1999) la sílice disuelta se encuentra en concentraciones elevadas, entre 13,7 y 70 mg/l. Los IS respecto al cuarzo y calcedonia (variedad criptocristalina del cuarzo) indican condiciones próximas al equilibrio y en la mayoría de los casos sobresaturación.

Tabla 10.4: IS para algunos minerales en el agua subterránea del acuífero libre de la zona de Coronel Moldes y sus alrededores.

Muestra	Calcita	Fluorita	yeso	Calcedonia	SiO ₂ (a)	PCO ₂	Cuarzo	halita
B14	0.4	-1.8	-1.6	0.33	-0.51	-2.40	0.8	-5
B15	0.3	-0.8	-1.7	-0.02	-0.87	-1.62	0.4	-5
B16	0.3	-0.7	-2.3	0.31	-0.53	-2.24	0.8	-5
B17	0.3	-0.9	-2	0.34	-0.50	-2.30	0.8	-5
B18	0.6	-0.8	-1.8	0.56	-0.28	-2.36	0.99	-5
B19	-0.06	-1.2	-2.8	0.36	-0.49	-1.90	0.8	-6
B20	-0.004	-0.77	-1.8	0.17	-0.68	-1.90	0.6	-5
B21	0.2	-2.3	-2.4	0.37	-0.48	-2.10	0.8	-6
B22	0.4	-1.05	-1.7	0.36	-0.48	-2.25	0.7	-5
B23	0.35	-1.37	-1.42	0.05	-0.80	-2.00	0.48	-5
B24	0.04	-0.6	-1.84	0.27	-0.58	-2.10	0.71	-6
B26	-0.03	-1.4	-2.3	0.52	-0.32	-1.87	0.96	-6
B27	0.15	-0.17	-2.21	0.14	-0.70	-2.20	0.58	-6
B28	0.13	-0.78	-1.85	0.39	-0.46	-2.00	0.83	-5
B29	0.06	-0.38	-1.77	0.54	-0.30	-2.00	0.98	-5
B30	0.26	-0.94	-1.94	-0.03	-0.88	-2.00	0.41	-6
B31	0.52	-0.69	-2.04	0.24	-0.61	-2.55	0.69	-6
B32	0.25	-1.04	-1.59	0.53	-0.32	-2.00	0.97	-5
B33	0.47	-0.26	-2.4	0.40	-0.46	-2.77	0.84	-6
B34	0.91	-0.55	-2.24	0.45	-0.41	-2.70	0.88	-6
B35	0.5	-1.52	-3	0.57	-0.28	-2.87	1.01	-7
B36	0.32	-0.33	-3	0.33	-0.53	-2.70	0.77	-6
B37	0.5	-0.96	-2.2	0.30	-0.57	-1.95	0.74	-6
B38	1.07	-0.22	-1.9	0.18	-0.67	-3.24	0.62	-6
B39	0.83	-0.65	-2					-6
B40	0.95	-0.37	-1.63	-0.05	-0.91	-3.00	0.39	-5
B41	0.05	-1.19	-1.95	0.10	-0.75	-2.00	0.54	-6
B42	0.32	-0.25	-1.65	0.27	-0.58	-2.30	0.7	-5
B43	0.23	-0.74	-2.45	0.13	-0.72	-1.97	0.57	-6
B44	0.72	-0.93	-1.88			-1.76		-6
C22	0.61	-1.37	-2.15			-2.47		-6
C25	0.21	-0.12	-2	0.61	-0.25	-2.21	1.05	-6
B4	-0.24	-0.68	-1.73	0.67	-0.18	-1.54	1.11	-5
B7	0.18	-0.6	-2.62					-6
B9	0.34	-0.74	-1.92	0.13	-0.75	-2.64	0.6	-5
B12	0.22	-0.64	-1.78	0.12	-0.73	-2.13	0.6	-5
B13	0.3	-0.6	-1.54	0.74	-0.15	-2.25	1.2	-5

Los IS en sílice amorfa indican en casi todos los casos subsaturación o próximos condiciones de equilibrio, lo cual permite asumir su disolución. Es probable que las concentraciones elevadas de sílice en solución se asignen en general a la disolución de minerales de sílice amorfa, tal como el vidrio volcánico, cuya velocidad de reacción es más rápida en relación a los otros silicatos.

A efectos de analizar las relaciones de equilibrio de la solución con algunos minerales silicatados, se han representado usando las composiciones del agua del acuífero, el diagrama de equilibrio de la Figura 10.24. En ella puede observarse que las soluciones analizadas se encontrarían en equilibrio con caolinita y sólo una muestra (B38) en equilibrio respecto a montmorrillonita magnésica.

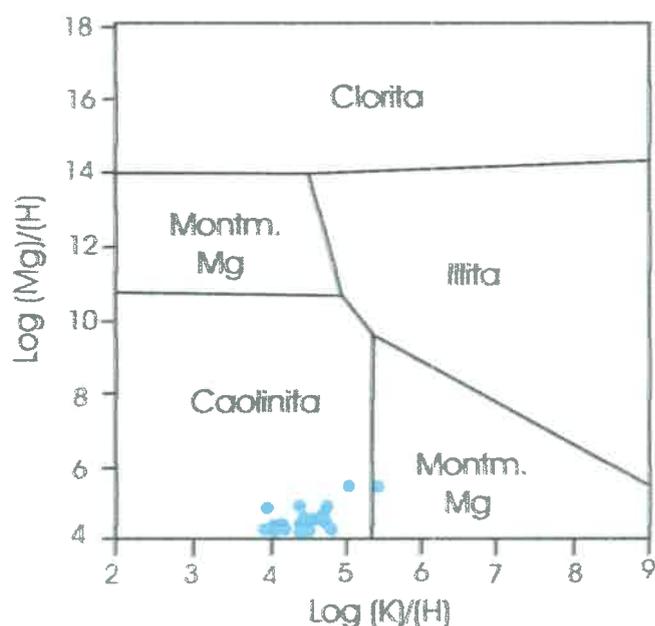


Figura 10.24: Diagrama de estabilidad mineral para el agua subterránea del acuífero libre Coronel Moldes. Reproducido de Henderson (1984).

El estado de equilibrio de la solución respecto a la caolinita y los altos IS respecto al cuarzo, podrían estar indicando la tendencia termodinámica a la transformación de feldespatos en estas arcillas para el acuífero libre Coronel Moldes. Además, esto es probable si se considera que los minerales de plagioclasa y feldespatos resultaron con abundante alteración en su análisis al microscopio, evidenciando su transformación a minerales de arcilla. De los estudios de argilominerales realizados por Ortolani (2007) indican la existencia de caolinita en estos sedimentos pampeanos.

De este modo, es factible interpretar que el origen de la sílice disuelta en el acuífero deriva de la disolución de la sílice amorfa, de la meteorización de los

silicatos, así como del aporte resultante de los procesos de neoformación de arcillas.

Análisis Cluster y factorial por componentes principales

Con el fin de analizar las todas las variables en conjunto se procedió a realizar un análisis de cluster y factorial por componentes principales.

El análisis cluster aplicado a un conjunto de variables u observaciones (puntos de muestreo) los ordena y clasifica en grupos lo más homogéneos posibles en base a la similitud de las propias variables u observaciones. En el dendrograma (Figura 10.25) que representa al conjunto de variables analizadas pueden observarse dos grupos principales:

El primer grupo, conformado por los núcleos Ca^{+2} - Mg^{+2} , Cl^- , SO_4^{-2} y CE-Na^+ , corresponden a las variables relacionadas con la salinidad, es decir, aquellas variables propias de la mineralización del agua. Los NO_3^- se localiza en un extremo y sin asociarse a otras variables ya que como se indicó, su presencia en altas concentraciones se vincula con un origen fundamentalmente antrópico.

El segundo grupo, integrado por la asociación As-F^- - pH-HCO_3^- lo que estaría representado a la afinidad química que existe entre los elementos traza y las aguas bicarbonatadas con altos pH. Esto apoya la hipótesis planteada de que estas variables controlan la presencia y movilización de los elementos traza en el acuífero.

Al realizar el análisis cluster entre observaciones (Figura 10.26) quedó reflejado la falta de agrupamiento que existe entre las observaciones, si bien pueden definirse débilmente algunos grupos, los mismos no responden, ni se vinculan, a ningún patrón del terreno. Este análisis coincide con lo ya mencionado, respecto a la falta de un patrón definido donde la salinidad, la composición geoquímica mayoritaria del agua y a distribución del As y el F^- puedan vincularse a características geológicas como la litología y el relieve.

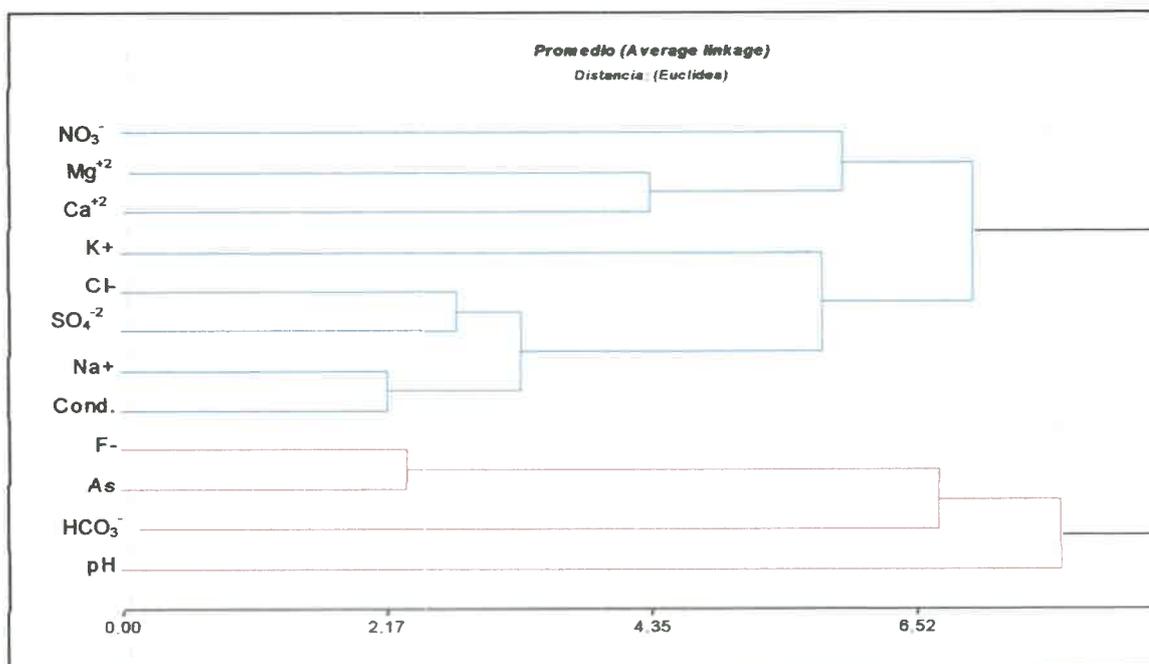


Figura 10.25: Análisis Cluster entre variables, agua subterránea del acuífero libre Coronel Moldes.

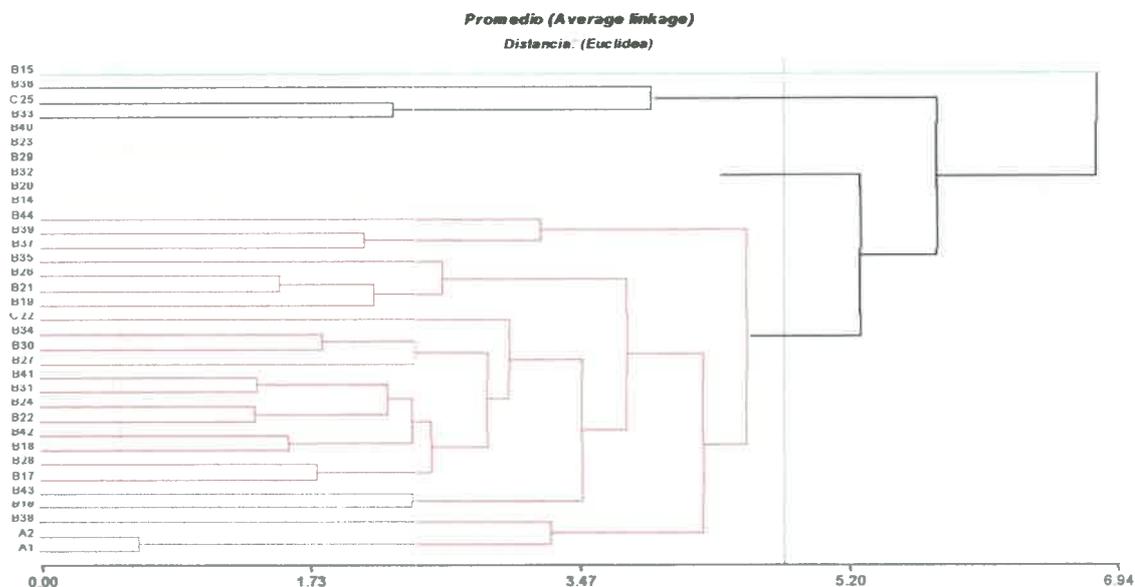


Figura 10.26: Análisis Cluster entre observaciones, agua subterránea del acuífero libre Coronel Moldes.

A partir de la aplicación del análisis factorial por componentes principales se extrajeron 4 componentes que explican en conjunto el 84% de la varianza total con las siguientes características (Tabla 10.5, Tabla 10.6 y Figura 10.27):

- Las variables presentan la misma asociación que la mostrada en el análisis cluster, por un lado, se asocian aquellas variables que responden al proceso natural de mineralización y por otro se asocian los elementos traza, As y F⁻, evidenciando el origen común (loess pampeano) vinculados con pH quien, es uno de los factores que controlaría la presencia de aquellos en el agua.
- Para la CP1, que explica un 35% de la varianza total, posee una inercia definida por la CE, Cl⁻ y Na⁺, y con valores más bajos podría sumarse a los SO₄⁻², Ca⁺², Mg⁺² y K⁺ vinculado al proceso de mineralización natural.
- Para la CP2, que explica un 26% de la varianza total, posee una inercia, que estaría explicando la asociación del As y F⁻ con el pH, CO₃⁻² y el Na⁺, representando la asociación de altas concentraciones de As y F⁻ con aguas bicarbonatadas sódicas y altos pH. El signo negativo de la componente Ca⁺² puede estar reflejando la correlación negativa con el As y F⁻ ya mencionada y señalada por otros autores donde aguas con altos contenidos de Ca⁺² están en general acompañadas de bajos contenidos en F⁻ y As (Blarasin, 2003; Blarasin y Cabrera, 2005; Blarasin et al., 2005).
- Para la CP3, que explica el 13% de la varianza total, posee una inercia que estaría representada por los bicarbonatos y por los nitratos, debido a la contaminación por MO derivada de los corrales, aguas residuales de sistemas de saneamiento in situ.
- Para la CP4, que explica el casi un 9% de la varianza total, posee una inercia que estaría representada por los componentes iónicos que representan la dureza del agua.

Tabla 10.5: Análisis Factorial, factores, autovalores y varianza que explican

Componente	Autovalores iniciales			Sumas de las saturaciones al cuadrado de la extracción			Suma de las saturaciones al cuadrado de la rotación		
	Total	% de la varianz	% acumula.	Total	% de la varian	% acumul.	Total	% de la varianza	% acumul.
1	4,607	35,440	35,440	4,607	35,44	35,440	4,062	31,250	31,250
2	3,439	26,452	61,892	3,439	26,45	61,892	2,608	20,058	51,308
3	1,715	13,194	75,086	1,715	13,19	75,086	2,506	19,279	70,587
4	1,166	8,969	84,056	1,166	8,969	84,056	1,751	13,469	84,056
5	0,569	4,376	88,431						
6	0,481	3,700	92,131						
7	0,362	2,781	94,912						
8	0,229	1,762	96,674						
9	0,172	1,324	97,999						
10	0,140	1,077	99,076						
11	0,074	0,567	99,643						
12	0,034	0,261	99,904						
13	0,012	0,096	100,000						

Método de extracción: Análisis de Componentes principales.

Tabla 10.6: Matriz de componentes

	Components			
	1	2	3	4
pH	-0,437	0,626	-0,269	0,432
COND	0,853	0,434	0,197	-0,064
CO ₃ ⁻²	-0,261	0,663	-0,184	0,565
HCO ₃ ⁻	-0,099	0,007	0,913	0,092
SO ₄ ⁻²	0,733	0,550	-0,230	-0,193
Cl ⁻	0,865	0,357	-0,151	-0,115
NA ⁺	0,733	0,579	0,218	-0,195
K ⁺	0,684	0,151	-0,371	0,131
CA ⁺²	0,605	-0,514	-0,033	0,475
Mg ⁺²	0,642	-0,264	0,152	0,530
As	-0,283	0,818	0,299	0,010
F ⁻	-0,383	0,731	0,329	0,070
NO ₃ ⁻²	0,561	-0,303	0,504	0,172

Método de extracción: Análisis de componentes principales con 4 componentes extraídos

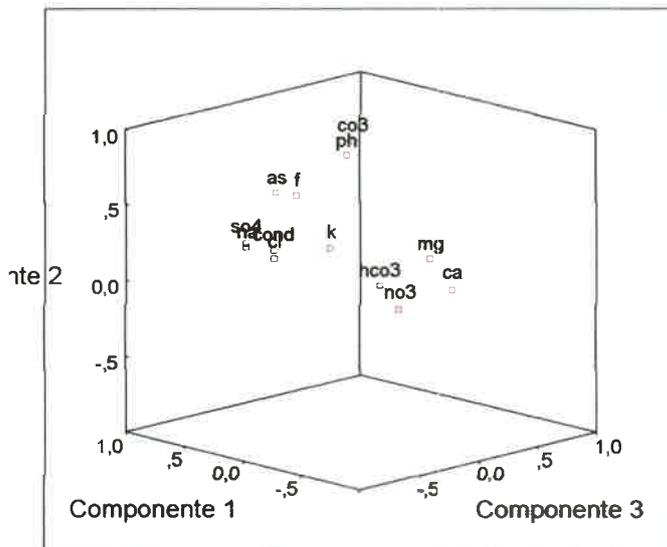


Figura 10.27: Gráfico sobre un eje de coordenadas de las 3 primeras componentes extraídas del análisis factorial.

Variaciones temporales de los constituyentes químicos del agua subterránea

A el fin de conocer la existencia de diferencias significativas entre las muestras recogidas en el monitoreo hidrogeológico realizado a escala de semidetalle en

el 2004 y el 2006 se realizaron análisis estadísticos utilizando el software SPSS (SPSS, 1998).

Los resultados obtenidos de las pruebas no paramétricas para dos muestras relacionadas, resultaron en los valores de significación muy altos indicando que no han podido establecerse variaciones en el tiempo para las componentes pH, CE, Cl⁻ y HCO₃⁻ (Tablas 10.7, 10.8 y 10.9). Esta última prueba realizada para los NO₃⁻ (Tablas 10.10) muestra valores de significación del orden del 1% (P=0,013) permitiendo asumir la variación de éste compuesto con el tiempo.

Tabla 10.7: Prueba No paramétrica para muestras relacionadas (CE).

		Rangos		
		N	Rango promedio	Suma de rangos
CSEIS - CCUATRO	Rangos negativos	5(a)	9,10	45,50
	Rangos positivos	12(b)	8,96	107,50
	Empates	1(c)		
	Total	18		

a CSEIS < CCUATRO

b CSEIS > CCUATRO

c CSEIS = CCUATRO

Estadísticos de contraste(b)

	CSEIS - CCUATRO
Z	-1,469(a)
Sig. asintót. (bilateral)	,142

a Basado en los rangos negativos.

b Prueba de los rangos con signo de Wilcoxon

Tabla 10.8: Prueba No paramétrica para muestras relacionadas (HCO₃⁻).

		Rangos		
		N	Rango promedio	Suma de rangos
BISEIS - BCUATRO	Rangos negativos	8(a)	10,00	80,00
	Rangos positivos	9(b)	8,11	73,00
	Empates	1(c)		
	Total	18		

a BISEIS < BCUATRO

b BISEIS > BCUATRO

c BISEIS = BCUATRO

Estadísticos de contraste(b)

	BISEIS - BCUATRO
Z	-,166(a)
Sig. asintót. (bilateral)	,868

a Basado en los rangos positivos.

b Prueba de los rangos con signo de Wilcoxon

Tabla 10.9: Prueba No paramétrica para muestras relacionadas (pH).

Rangos

		N	Rango promedio	Suma de rangos
PSEIS - PCUATRO	Rangos negativos	9(a)	10,00	90,00
	Rangos positivos	9(b)	9,00	81,00
	Empates	0(c)		
	Total	18		

a PSEIS < PCUATRO

b PSEIS > PCUATRO

c PSEIS = PCUATRO

Estadísticos de contraste(b)

	PSEIS - PCUATRO
Z	-,196(a)
Sig. asintót. (bilateral)	,844

a Basado en los rangos positivos.

b Prueba de los rangos con signo de Wilcoxon

Tabla 10.9: Prueba No paramétrica para muestras relacionadas (Cl⁻).

Rangos

		N	Rango promedio	Suma de rangos
CLSEIS - CLCUATRO	Rangos negativos	8(a)	8,38	67,00
	Rangos positivos	7(b)	7,57	53,00
	Empates	3(c)		
	Total	18		

a CLSEIS < CLCUATRO

b CLSEIS > CLCUATRO

c CLSEIS = CLCUATRO

Estadísticos de contraste(b)

	CLSEIS - CLCUATRO
Z	-,398(a)
Sig. asintót. (bilateral)	,691

a Basado en los rangos positivos.

b Prueba de los rangos con signo de Wilcoxon

Tabla 10.10: Prueba No paramétrica para muestras relacionadas (NO_3^-).

		Rangos		
		N	Rango promedio	Suma de rangos
NSEIS - NCUATRO	Rangos negativos	9(a)	7,83	70,50
	Rangos positivos	3(b)	2,50	7,50
	Empates	6(c)		
	Total	18		

a NSEIS < NCUATRO

b NSEIS > NCUATRO

c NSEIS = NCUATRO

Estadísticos de contraste(b)

	NSEIS - NCUATRO
Z	-2,485(a)
Sig. asintót. (bilateral)	,013

a Basado en los rangos positivos.

b Prueba de los rangos con signo de Wilcoxon

El gráfico de boxplot para los NO_3^- muestra que los valores para las muestras analizadas en el 2006 presentan valores algo menores a las del 2004, en respuesta a procesos de dilución por recarga de lluvias o disminución en la carga contaminante (Figura 10.28). Esto podría vincularse a una disminución del agua de recarga que arrastra estos compuestos hacia el acuífero a lo que se suma una posible disminución en la carga contaminante. Para el año 2006 el nivel freático se ubicó, en promedio, 1 m por debajo del registrado en 2004.

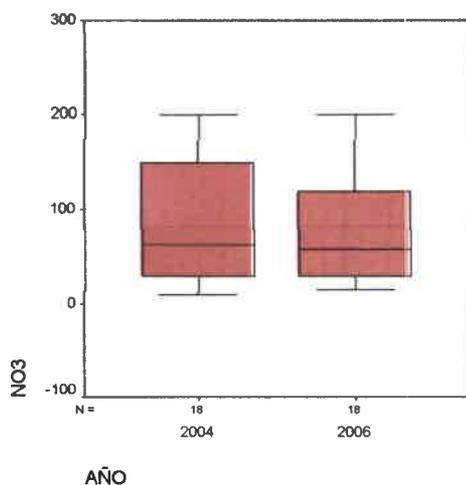


Figura 10.28: Diagramas de caja mostrando la concentración de NO_3^- , en mg/l, en el agua subterránea del acuífero libre para los muestreos del año 2004 y 2006.

Si bien los datos del 2006 presentan una menor dispersión que los correspondientes al 2004, es evidente que en algunos sitios la carga contaminante haya aumentado dado que los extremos, percentiles 97,5, se mantienen en los mismos valores. Es de destacar el sesgo negativo de los datos, lo cual puede interpretarse como una mayor variabilidad de valores altos relacionada a fuentes puntuales, y mayor uniformidad relacionada a valores bajos (bien naturales o bien relacionado a fuentes difusas como fertilizantes).

APTITUDES DE USO DEL RECURSO HÍDRICO SUBTERRÁNEO

Aptitud para Consumo Humano

De las muestras analizadas en el área de Coronel Moldes y su entorno rural el 100% de estas resultó NO APTA para consumo humano debido a que el 75% supera el límite de NO_3^- a lo que se suma en todos los casos altos tenores de F^- y As (Tabla 10.11). El contenido salino es la restricción en el 30% de los casos y en general se asocia con procesos de contaminación.

Existe una amplia variedad de investigaciones y estudios epidemiológicos referentes a los efectos que el consumo de As produce en la salud, aun en concentraciones tan bajas como 50 $\mu\text{g}/\text{l}$. Entre las manifestaciones clínicas de hidroarsenicismo crónico se incluyen: hiper e hipo pigmentación, keratosis, trastornos cardiovasculares, diabetes, y cáncer de piel, pulmones, riñones y vejiga, (Buchet et al. 1981; Biagini et al., 1978; Besuschio et al., 1980). Para minimizar estos efectos la Organización Mundial de la Salud (OMS) en el 2001, y Argentina en el 2007, han llevado los límites de As en el agua de consumo a 10 $\mu\text{g}/\text{l}$.

Al igual que otros oligoelementos, el flúor genera problemas de salud cuando se encuentra en déficit o supera determinados niveles considerados necesarios para el organismo. Estudios de Kim y Young Jeong (2005) realizados al SE de Corea, señalan que se generan problemas de fluorosis dental y fluorosis ósea con concentraciones mayores a 1,5 mg/l . Se sabe que existe una afinidad química entre el F^- y la hidroxiapatita de los huesos, de manera tal que si se consume aguas que presentan F en exceso, éste se acumula en el esqueleto y puede llegar a causar lesiones semejantes a la osteoporosis. La OMS recomienda una concentración óptima de F^- entre 0,5 y 1,2 mg/l en el agua de consumo, mientras que el Código Alimentario Argentino (CAA) establece un límite variable según la temperatura media del lugar (1,3 mg/l para una temperatura media de 16 °C de la zona en estudio).

Tabla 10.11: Restricciones y aptitudes de uso del agua del acuífero libre Coronel Moldes.

N°	Aptitud para consumo	Aptitud para riego	Aptitud para uso ganadero
B14	No Apta, se pasa en sales y NO ₃ ⁻	Buena a regular	Muy buena para tambo e inverne
B15	No Apta, se pasa en sales, NO ₃ ⁻ y F ⁻	Regular a mala	Buena para tambo e inverne
B16	No Apta, se pasa en sales, NO ₃ ⁻ , As y F ⁻	Regular a mala	Muy buena para tambo e inverne
B17	No Apta, se pasa en NO ₃ ⁻ , F ⁻ y As	Buena a regular	Muy buena para tambo e inverne
B18	No Apta, se pasa en NO ₃ ⁻ , F ⁻ y As	Buena a regular	Muy buena para tambo e inverne
B19	No Apta, se pasa en F ⁻	Buena a regular	Deficiente en sales
B20	No Apta, se pasa en sales NO ₃ ⁻ , As y F ⁻	Regular a mala	Muy buena para tambo e inverne
B21	No Apta, se pasa en NO ₃	Buena a regular	Deficiente en sales
B22	No Apta, se pasa en F ⁻	Buena a regular	Muy buena para tambo e inverne
B23	No Apta, se pasa en NO ₃ y sales	Regular a mala	Aceptable para tambo e inverne
B24	No Apta, se pasa en As y F ⁻	Buena a regular	Muy buena para tambo e inverne
B26	No Apta, se pasa en F ⁻	Buena a regular	Muy buena para tambo e inverne
B27	No Apta, se pasa en NO ₃ ⁻ , F ⁻ y As	Regular a mala	Muy buena para tambo e inverne
B28	No Apta, se pasa en NO ₃ ⁻ y F ⁻	Buena a regular	Muy buena para tambo e inverne
B29	No Apta, se pasa en sales NO ₃ ⁻ , As y F ⁻	Regular a mala	Buena para tambo e inverne
B30	No Apta, se pasa en NO ₃ ⁻ y F ⁻	Buena a regular	Muy buena para tambo e inverne
B31	No Apta, se pasa en NO ₃ ⁻ , F ⁻ y As	Buena a regular	Muy buena para tambo e inverne
B32	No Apta, se pasa en sales NO ₃ ⁻ y F ⁻	Regular a mala	Buena para tambo e inverne
B33	No Apta, se pasa en As y F ⁻	Regular a mala	Muy buena para tambo e inverne
B34	No Apta, se pasa en NO ₃ ⁻ , F ⁻ y As	Buena a regular	Muy buena para tambo e inverne
B35	No Apta, se pasa en NO ₃ ⁻ , F ⁻ y As	Buena a regular	Deficiente en sales
B36	No Apta, se pasa en As y F ⁻	Inapropiada	Deficiente en sales
B37	No Apta, se pasa en NO ₃ ⁻	Buena a regular	Muy buena para tambo e inverne
B38	No Apta, se pasa en As y F ⁻	Buena a regular	Muy buena para tambo e inverne
B39	No Apta, se pasa en NO ₃ ⁻ y F ⁻	Buena a regular	Muy buena para tambo e inverne
B40	No Apta, se pasa en sales, As y F ⁻	Regular a mala	Muy buena para tambo e inverne
B41	No Apta, se pasa en F ⁻	Regular a mala	Muy buena para tambo e inverne

N°	Aptitud para consumo	Aptitud para riego	Aptitud para uso ganadero
B42	No Apta, se pasa en sales, NO_3^- , As y F^-	Regular a mala	Muy buena para tambo e invierno
B43	No Apta, se pasa en NO_3^- , F y As	Regular a mala	Muy buena para tambo e invierno
B44	No Apta, se pasa en NO_3^- y F^-	Buena a regular	Muy buena para tambo e invierno
C22	No Apta, se pasa en NO_3^- y F^-	Buena a regular	Muy buena para tambo e invierno
C25	No Apta, se para en As y F^-	Regular a regular	Muy buena para tambo e invierno
B4	No Apta, se pasa en sales, NO_3^- , As y F^-	Regular a mala	Muy buena para tambo e invierno
B6	No Apta, se pasa en NO_3^- , As y F^-	Buena a regular	Muy buena para tambo e invierno
B7	No Apta, se pasa en NO_3^- y F^-	Regular a mala	Muy buena para tambo e invierno
B9	No Apta, se pasa en sales, NO_3^- , As y F^-	Regular a mala	Buena para tambo e invierno
B12	No Apta, se pasa en sales NO_3^- y F^-	Regular a mala	Buena para tambo e invierno
B13	No Apta, se pasa en sales, NO_3^- , As y F^-	Regular a mala	Buena para tambo e invierno

Además de los problemas de salud asociados con la ingesta de As y F^- en altas concentraciones, está documentado que altas concentraciones de nitratos en el agua pueden ocasionar metahemoglobinemia, particularmente peligroso en los niños donde los NO_3^- se convierten en NO_2^- , y cáncer de estómago (Edmunds y Smedley, 1996).

La aptitud para consumo es un tema muy importante cuando más del 70% de los habitantes utiliza el agua subterránea como único recurso disponible. El consumo de agua no apta queda evidenciado en los numerosos casos por fluorosis dental en los habitantes (Figura 10.29). Del relevamiento realizado se concluye que, en general, la gente desconoce la aptitud del recurso.

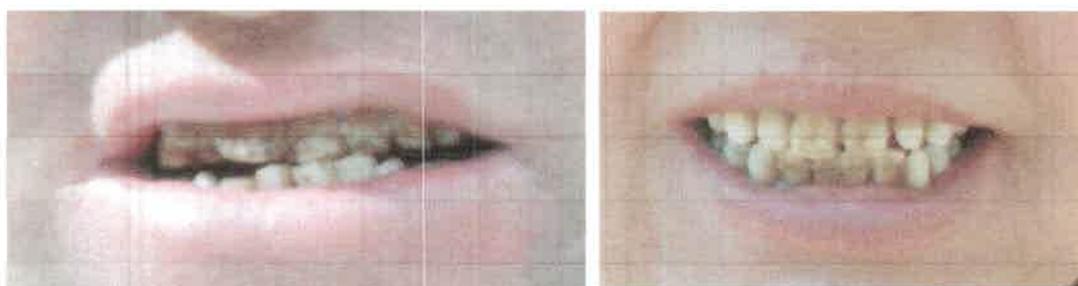


Figura 10.29: Evidencias de fluorosis dental en adultos de la zona de Coronel Moldes y sus alrededores.

Aptitud para Riego

La CE y el Na^+ son dos parámetros fundamentales que definen la aptitud del agua para riego (Tabla 10.11).

El alto contenido de sales en el agua de irrigación genera un aumento de la presión osmótica en la solución del suelo, disminuyendo la adsorción de agua por parte de las plantas. Las sales, además de afectar directamente con el crecimiento de las plantas, afecta la estructura del suelo, su permeabilidad y estructura, afectando indirectamente el crecimiento de la planta (Douchafour, 1984).

El Na^+ en altas concentraciones en agua de riego genera una peligrosidad sódica dada por un aumento de éste elemento en las posiciones de intercambio de las arcillas destruyendo la estructura del suelo, debido a la dispersión de las mismas (Douchafour, 1984). Como resultado el suelo se vuelve relativamente impermeable y puede llegar a ser muy difícil su cultivo.

La peligrosidad sódica mide la relación de Na^+ respecto a la de Ca^{2+} según la relación de adsorción de sodio (sodium –adsorption ratio):

$$\text{SAR} = \frac{\text{Na}^+}{\{[\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+}] / 2\}^{0.5}}$$

El diagrama que relaciona la salinidad y el SAR y define su aptitud para riego fue creado por el Laboratorio de Salinidad de EEUU y luego modificado por Thorne y Peterson (1954). Según esta clasificación el agua subterránea de Coronel Moldes y sus alrededores se ubicaron en los campos C3S2, C3S3, C4S4, C4S2, indicando calidades mayormente Buena a Regular y, en el menor de los casos, Regular a mala, dada por su media a alta peligrosidad salina y su media a alta peligrosidad sódica (Figura 10.30).

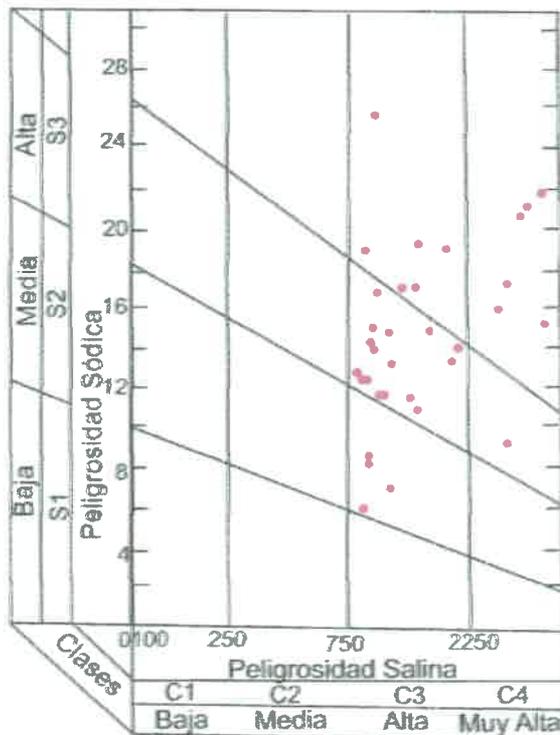


Figura 10.30: Diagrama para la clasificación del agua para riego (Laboratorio de Salinidad de EEUU). Agua subterránea acuífero libre Coronel Moldes.

Aptitud de uso ganadero

En cuanto a la aptitud para uso ganadero, el agua en el 75% de los casos resultó Satisfactoria para bovinos de cría y Muy Buena para bovinos de tambo e invernada. Menos del 15% de las muestras resultaron no aptas para ganadería debido a su baja salinidad.

Hidrogeoquímica en los alrededores del basural

En un área menor, de 33 Km² en los alrededores del basural municipal, se utilizó una escala mayor, y se aumentó la densidad de muestreo (Figura 10.31). La Tabla 10.12 muestra el análisis químico de las muestras.

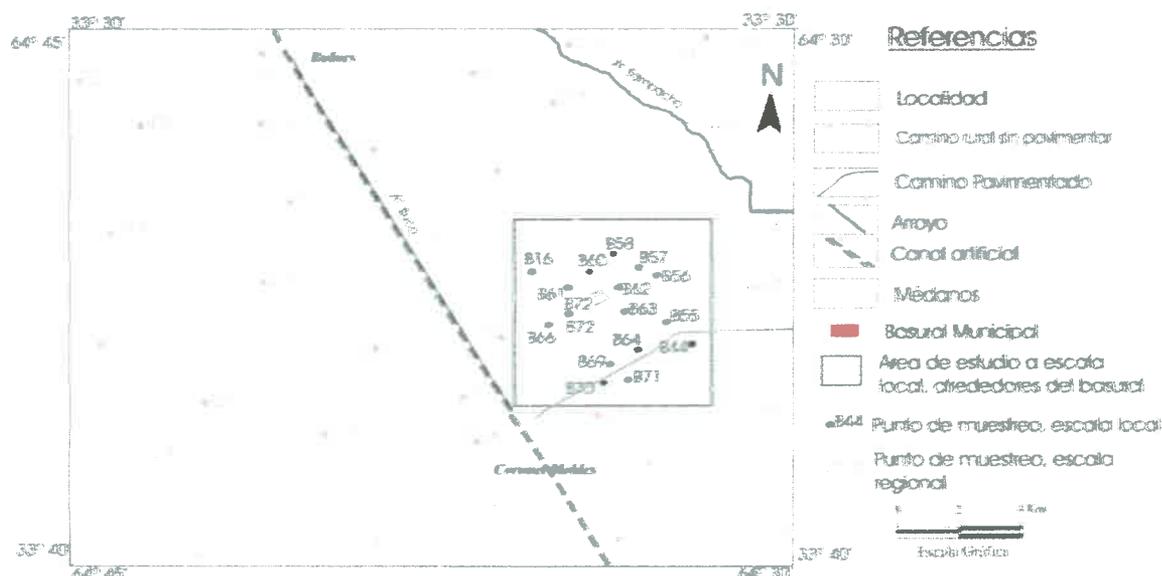


Figura 10.31: Área de estudio a escala local, en los alrededores del basural municipal de Coronel Moldes.

Tabla 10.12: Análisis químico de muestras extraídas en los alrededores del basural. Expresados en mg/l y la Conductividad eléctrica en $\mu\text{S}/\text{cm}$. Nov de 2006.

Nº	pH	Cond.	CO_3^{2-}	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl^-	Na^+	K^+	Ca^{+2}	Mg^{+2}	As	F	NO_3^-	NO_2^-	Dureza
B44	7.32	2610	0	875.0	203.2	154.3	555.6	18.3	66.4	33.7	0.02	1.0	321	0	304
B72	7.92	1791	0	765.0	93.0	60.0	356.4	9.4	19.2	19.0	0.15	3.2	101	0	126
B69	8.03	2240	0	817.5	98.9	105.7	530.8	9.5	11.2	8.8	0.20	6.4	361	0	64
B71	7.93	2630	0	835.0	413.7	171.4	570.3	10.3	56.8	22.9	0.20	4.8	216	0	236
B56	7.29	1396	0	545.0	61.7	62.9	214.4	8.4	48.8	39.5	0.04	1.8	188	0	284
B62	7.74	1784	0	770.0	45.6	60.0	362.0	9.8	36.8	38.0	0.08	2.9	252	0	248
B55	7.59	2270	0	822.5	88.4	211.4	419.6	12.9	44.0	58.0	0.25	3.8	210	0	348
B57	8.04	1851	0	680.0	68.5	97.1	283.1	11.7	48.8	48.3	0.02	2.2	186	0	320
B64	7.85	1301	0	692.5	33.8	31.4	226.5	7.5	36.8	25.9	0.08	2.3	112	0	198
B60	7.46	2020	0	620.0	194.8	162.9	328.6	10.2	75.2	59.0	0.02	1.2	276	0	430
B16	8.24	2370	0	795.0	196.4	157.1	561.2	10.5	13.6	9.3	0.23	5.4	211	0	72
B70	8.14	1830	0	777.5	116.1	105.7	442.4	8.8	12.0	6.3	0.20	4.2	61	0	56
B61	7.95	982	0	575.0	27.9	25.7	233.6	6.6	10.4	4.9	0.10	3.2	15	0	46
B58	7.84	1201	0	640.0	28.3	37.1	257.8	8.0	23.2	10.2	0.08	2.1	79	0	100
B63	7.94	2080	0	855.0	172.9	88.6	447.4	11.8	31.2	35.6	0.08	2.3	229	0	224
B66	7.74	2190	0	765.0	272.6	171.4	487.9	11.5	32.0	23.4	0.07	2.0	125	0	176

El agua subterránea en esta zona presenta una homogeneidad respecto a su carácter geoquímico, resultando en todos los casos bicarbonatada sódica (Figura 10.32). Del mismo modo su salinidad resultó similar en todos los casos, con un promedio de 1.600 mg/l (Tabla 10.12).

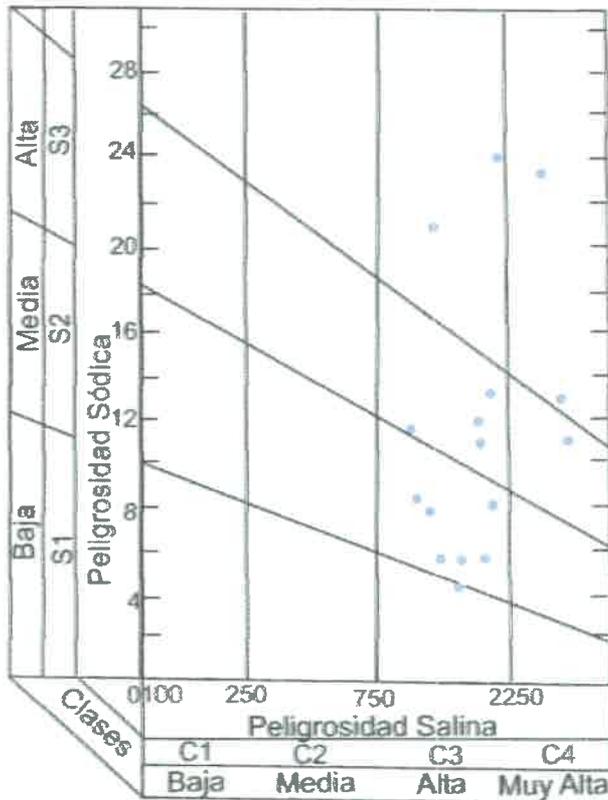
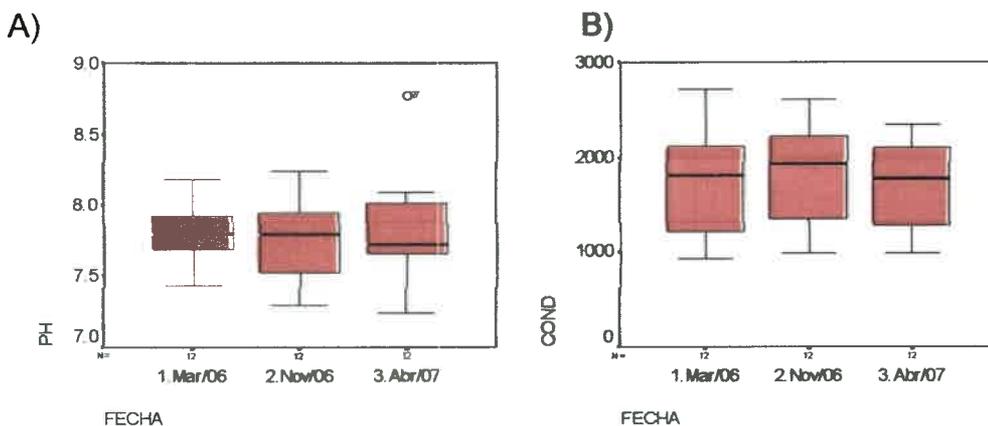
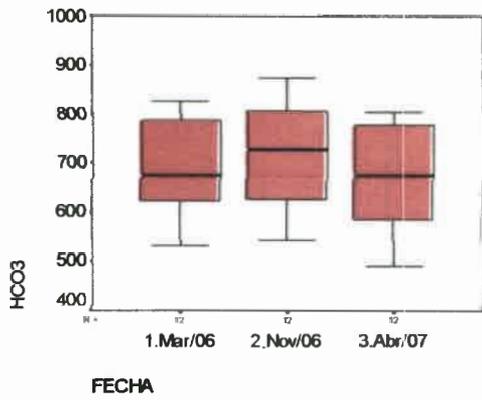


Figura 10.33: Diagrama para la clasificación del agua para riego (Laboratorio de Salinidad de EEUU). Agua subterránea acuífero libre Coronel Moldes.

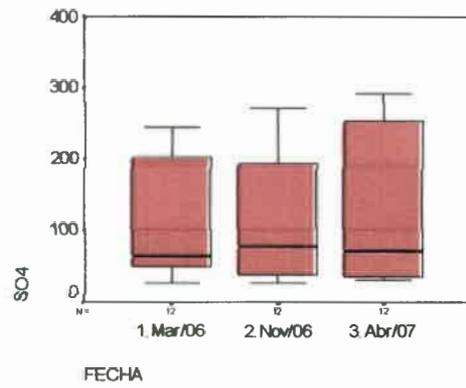
Las variaciones estacionales de los distintos componentes evidencia la influencia de la recarga natural en los procesos de dilución del agua subterránea.

Se observó una disminución de la CE, pH y de los constituyentes químicos luego del período húmedo (Abril 2007), conservando su carácter geoquímico bicarbonatado sódico. En general, se observan los valores más altos de estos iones para Nov-06 luego de un invierno muy seco (Figura 10.34).

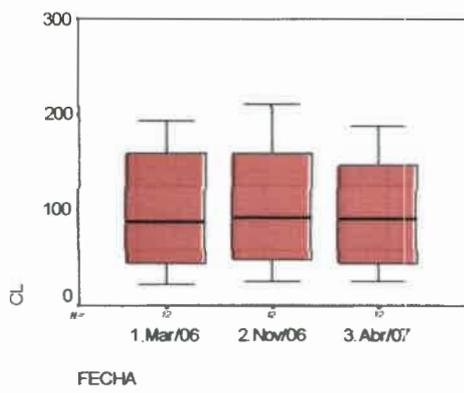




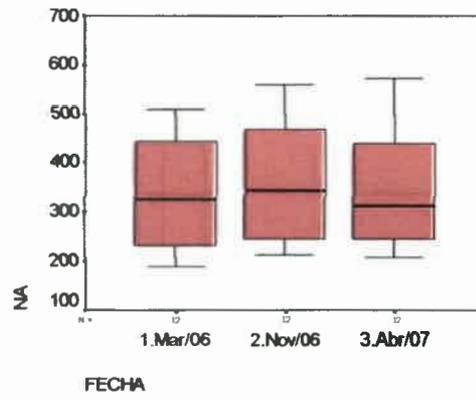
C)



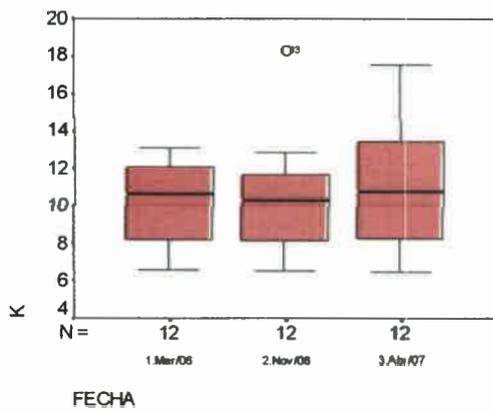
D)



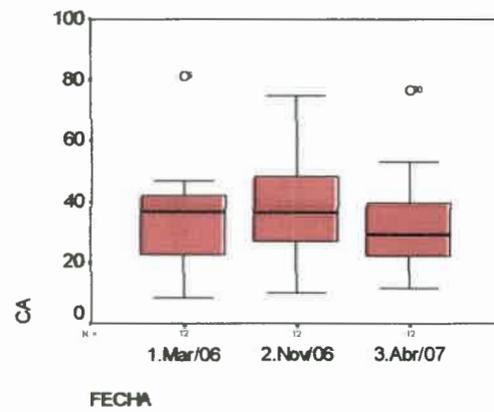
E)



F)



G)



H)

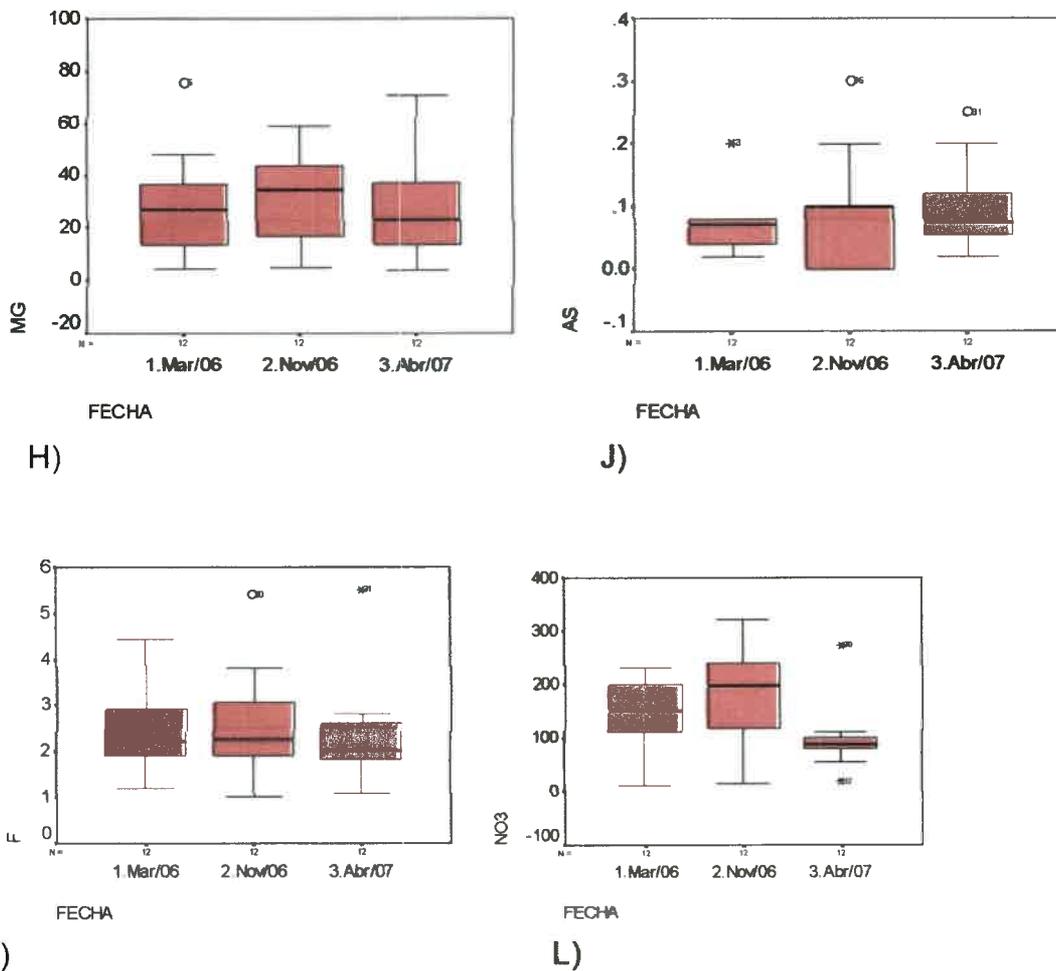


Figura 10.34: Diagramas de caja mostrando la concentración de algunos compuestos en el agua subterránea del acuífero libre en el estudio a escala local para diferentes períodos. A) valores de pH, B) CE en $\mu\text{S}/\text{cm}$, C) HCO_3^- en mg/l , D) SO_4^{2-} en mg/l , E) Cl^- en mg/l , F) Na^+ en mg/l , G) K^+ en mg/l , H) Ca^{+2} en mg/l , I) Mg^{+2} en mg/l , J) As en mg/l , K) F^- en mg/l y L) NO_3^- en mg/l .

Metales pesados en el agua subterránea

Se determinaron las concentraciones de algunos metales en agua subterránea para muestras tomadas de perforaciones influenciadas por fuentes contaminantes, como son corrales (B62 y B63), de una perforación 500 m aguas abajo del una laguna de efluentes derivados del frigorífico y de la empresa láctea B44. También se determinaron metales a una muestra considerada la más natural, "no contaminada" (B61). Los resultados del análisis de algunos elementos traza metálicos se presentan en la Tabla 10.13.

Puede observarse que las concentraciones de estos metales en el agua subterránea no superan en ninguno de los casos los límites aceptados por el CAA (Tabla 10.14).

Tabla 10.13: Concentraciones de metales en el agua subterránea afectada por contaminación (B44, B61, B62, B63) y "no contaminada" (B61) en los alrededores del basural.

Concentraciones expresadas en ppm					
Muestra	Fe	Cu	Cr	Pb	Zn
B44	0,009372	0,03723	0,0005445	0,0002863	0,314
B61	0,01342	0,005234	0,005421	0,0001821	0,029
B62	0,0003649	0,005079	0,004388	0,0003130	0,027
B63	0,0005898	0,004271	0,008443	0,0003082	0,027

Tabla 10.14: Límites máximos admitidos por el Código Alimentario Argentino (CAA) para algunos metales en agua potable.

Concentraciones expresadas en ppm				
Fe	Cu	Cr	Pb	Zn
0,30	1,00	0,05	0,05	5,00

La muestra B44 fue la que presentó las concentraciones más altas en Fe, Cu y Zn. Este pozo corresponde a un molino que se ubica aguas abajo en la dirección del flujo subterráneo de una laguna constituida por los efluentes de la empresa láctea y del frigorífico de la localidad. Si bien son necesarios mayores estudios al respecto, es probable que estas fuentes de contaminación contengan parte de estos metales y/o a partir de la presencia de estos efluentes, es probable que se generen ambientes locales y propicios para la puesta en solución de minerales que se encuentran en los materiales del acuífero.

Para el caso de las demás muestras se estima que es el loess (también fuente de elementos metálicos) la que otorga las concentraciones de los elementos traza en el agua del acuífero.

Cabe señalar que para el caso del $Fe_{(Total)}$ y en el rango de pH de las aguas subterráneas (pH 5-8) está como Fe^{+2} dado que la forma Fe^{+3} es insoluble, siendo común en aguas subterráneas anóxicas (Deutsch, 1997). La principal fuente de Fe^{+2} en el agua subterránea de esta zona la componen los minerales silicatados como los anfíboles, los piroxenos, las biotitas y las arcillas como las smectitas. También deriva de los óxidos de Fe formados a partir de la meteorización de los minerales silicatados ($FeOOH$), identificados al microscopio como alteritas y observados como alteración de las plagioclasas, las cuales integran un componente importante del loess.

En el acuífero de Coronel Moldes los valores de Pb varían entre 0,0002 y 0,0003 mg/l, evidenciando el bajo aporte de los materiales del loess. El Pb es un elemento común en minerales (galena) y petróleo (Edmunds y Smedley, 1996). El límite impuesto para consumo humano por la WHO ha sido disminuido de 0,05 mg/l a 0,01 mg/l, vinculado a la exposición crónica, aunque

estas concentraciones raramente se exceden en las aguas naturales (Edmunds y Smedley, 1996).

Al igual que para el Cu, Zn y Cr, las condiciones químicas del agua subterránea (alto pH y condiciones oxidantes) hacen que estos cationes metálicos sean menos móviles y por lo tanto tengan menor solubilidad a partir de los sedimentos del acuífero.

No ha podido observarse el efecto de estos metales en el agua del acuífero que sí ha indicado contaminación a partir de corrales o tambos. Si bien es probable que ocurran condiciones muy locales para la puesta en solución de estos elementos, rápidamente las condiciones oxidantes del medio influyen en su movilidad, provocando su precipitación o adsorción a los coloides orgánicos e inorgánicos de los sedimentos.

Evolución hidroquímica del acuífero en la zona de Coronel Moldes

De los estudios hidrogeoquímico realizados se observa que la distribución de los componentes químicos del agua subterránea no muestran una evolución normal en el sentido del flujo, tal como ocurre en otras zonas del Sur de la provincia de Córdoba (Blarasin, 2003). La composición bicarbonatada sódica y bicarbonatada-sulfatada sódica resultó dominante y del mismo modo, no se observa un aumento de salinidad en el sentido del flujo subterráneo.

Estudios geológicos y geomorfológicos indican que, a escala regional, la zona corresponde a una típica planicie loésica con características geomorfológicas y litológicas bastante homogéneas (Blarasin, 2003; Degiovanni et al., 2005). Variaciones locales respecto a las características litológicas han sido encontradas en los primeros metros del subsuelo en la zona de Coronel Moldes, tales como niveles continuos y discontinuos de cementación carbonática (toscas), con diferentes espesores y localizados a profundidades variables. Aunque más restringidos, se han encontrado depósitos de derrame en la faja aluvial del arroyo Sampacho. Es importante señalar la influencia que tienen los vectores verticales de movimientos de agua, sobre todo en una planicie de tan baja pendiente. Esto es, la influencia de la recarga y su tránsito por la zona no saturada afectado por cementaciones diferenciales.

Las heterogeneidades en los materiales que componen el acuífero freático y la presencia de zonas de recarga local influyen de manera significativa en la distribución areal de los componentes hidroquímicos, resultando heterogénea sin poder relacionarla con las características geomorfológicas o al sistema de flujo subterráneo.

Debe destacarse que las aguas del tipo bicarbonatado sódico se corresponden en general con aguas más dulces mientras que aquellas más saladas los sulfatos y cloruros aumentan su concentración, debido al aumento de la

mineralización del agua y efectos de la mayor solubilidad de las sales que forman estos aniones.

Laguna de efluentes líquidos urbanos

A continuación se presenta el análisis químico y microbiológico realizado al efluente derivado de los sistemas de saneamiento in-situ que forman la laguna dentro del basural municipal.

Los valores de conductividad eléctrica resultaron altos y variados (entre 2.500 y 4.700 $\mu\text{S}/\text{cm}$), con pH de 7,85 y valores de DQO y DBO₅ que superan ampliamente los límites admitidos para vertidos superficiales (DIPAS, 1999) (Tabla 10.15).

Tabla 10.15: Valores de DBO₅ y DQO de muestras pertenecientes a la laguna de efluentes localizada dentro del basural. Valores expresados en mg/l.

06/06/2006		28/02/2007		06/06/2007	
DBO ₅	DQO	DBO ₅	DQO	DBO ₅	DQO
112	609,5	100	614,8	70,9	443,5

El monitoreo del efluente mostró variaciones en la salinidad disminuyendo en los períodos de mayores precipitaciones (Figura 10.35). Presentó el valor más alto (4.470 $\mu\text{S}/\text{cm}$) en septiembre de 2006, luego del invierno seco, y el valor más bajo en febrero de 2007, luego del período húmedo (2.450 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

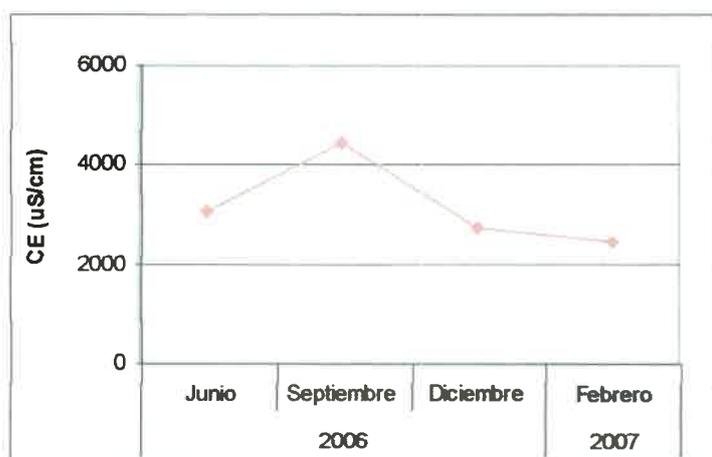


Figura 10.35: Valores de CE: medidos en campo para la laguna de efluentes líquidos urbanos localizada dentro del basural municipal.

Los valores de DQO y DBO₅ medidos en la laguna de efluentes coinciden con los valores típicos de aguas residuales domésticas (Cerón et al., 2005).

Se midió en una oportunidad el valor de O₂ en la laguna resultando en una concentración baja, de 0,77 mg/l. La medida de oxígeno disuelto, junto a los

valores de DBO₅, indican la presencia de materia orgánica en cantidades importantes. La acción de los microorganismos en la oxidación de esa materia orgánica genera un alto consumo de oxígeno en la solución, llevando a un aumento de DBO₅ y a la consiguiente disminución del oxígeno disuelto.

El SO₄⁻² se encuentra en concentraciones bajas (entre 69 y 125 mg/l) mientras que HCO₃⁻ presenta concentraciones muy altas (entre 890 y 2.220 mg/l) (Figura 10.36). La concentración de Cl⁻ en el efluente resultó entre 200 mg/l y 314 mg/l, con valores de Na⁺ entre 450 mg/l y 590 mg/l. Estos valores responden al origen del efluente, teniendo en cuenta que uno de sus principales constituyentes es la orina. Según ARGOSS (2002), una persona pierde por este desecho aproximadamente 4 g de Cl⁻/día. Vázquez Suñé et al. (2003) sostienen además que es un buen indicador de aguas residuales ya que el NaCl es de uso doméstico común.

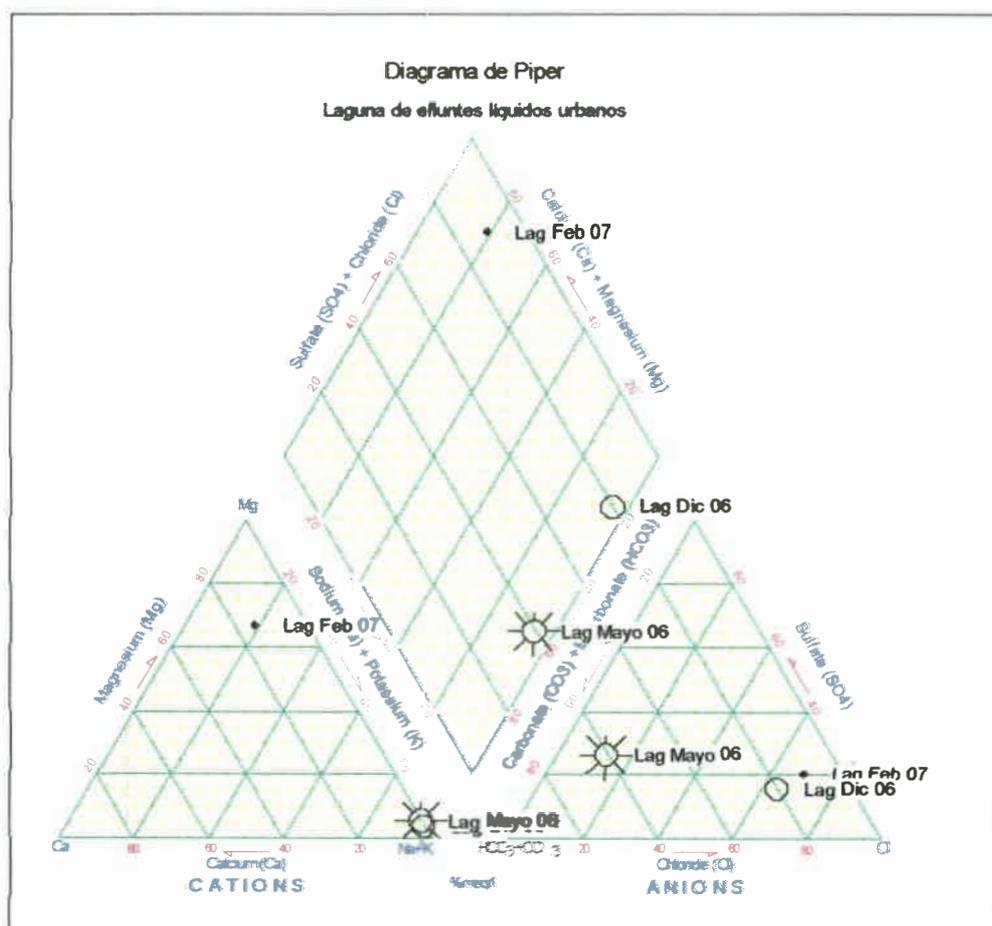


Figura 10.36: Diagrama de Piper Hill representando la composición del efluente.

Valores elevados se registraron también en el recuento de bacterias coliformes totales y fecales (Tabla 10.16), superando los límites establecidos para el vertido superficial de líquidos residuales (DIPAS, 1999). Como es común en

este tipo de efluentes presenta una carga importante de material orgánico, microorganismos patógenos junto con altas concentraciones de nutrientes y sales disueltas totales (Foster et al. 2002).

Tabla 10.16: Resultado del análisis microbiológico al efluente líquido urbano de la laguna. Zona del basural municipal de Coronel Moldes.

Laguna del basural	Coliformes Totales [NMP/100ml]	<i>Escherichia coli</i> [NMP/100ml]
Junio 2006	1,1 10 ⁹	Coliformes Fecales 4 10 ⁶
Marzo 2007	2 10 ¹⁰	Coliformes Fecales < 3
Junio 2007	1,5 10 ⁵	Coliformes Fecales 3 10 ³

El valor de amonio medido en Junio de 2007, resultó en 1,6 mg/l. La producción de amoníaco y carbono inorgánico disuelto durante la descomposición de compuestos orgánicos ricos en nitrógeno mediante las bacterias, tienden a incrementar tanto el pH como la alcalinidad generando condiciones propicias para la precipitación de calcita (Ferris et al., 1996).

Los microorganismos presentes en estas aguas residuales obtienen su energía de procesos de fermentación y reducción de la materia orgánica. La urea y los aminoácidos reaccionan con el agua para producir amonio, dióxido de carbono y compuestos orgánicos como sigue (Neurath, 2007):



Generando la liberación de amonio al medio. Aunque las concentraciones de éste compuesto en el efluente resultaron menores a las que se hubiera esperado dada su naturaleza. Si bien se cuenta sólo con un dato, es posible asumir que gran parte de éste compuesto es liberado a la atmósfera como gas.

Un proceso común en este tipo de efluentes es la emisión de óxido nitroso (N₂O) a la atmósfera, producido por la descomposición de la materia orgánica en condiciones anaerobias. Canter (1996) sostiene que a pH altos (> 7) el amonio es transformado a amoníaco y liberado como gas.

En este proceso, denominado desnitrificación, se produce la reducción biológica de compuestos del N en productos finales gaseosos tales como N₂ o N₂O. Bajo condiciones anaeróbicas y en presencia de un sustrato orgánico, algunos microorganismos obtienen CO₂ y H₂O usando nitratos en lugar de oxígeno durante la respiración y convirtiendo a los nitratos en N₂ gaseoso según la siguiente reacción (Canter, 1996):



Estas reacciones, junto a otras reacciones que llevan a la generación de metano, muestran los productos gaseosos derivados de efluentes provenientes de sistemas de saneamiento in situ (Neurath, 2007). Estudios de Wilhelm et al. (1994) señalan que el N₂ constituye un 13% del total los gases producidos, siendo el metano el producto gaseoso más común. Los productos bacterianos volátiles, tales como metano, nitrógeno, dióxido de carbono y compuestos orgánicos volátiles pueden ser removidos por desgasificación (Zaporozec, 2002).

Los sulfatos presentes, son usados por la materia orgánica en la oxidación del carbono orgánico para producir CO₂ y H₂S (Neurath, 2007):



Esta reacción muestra la reducción de sulfatos y puede explicar los bajos valores observados en el efluente.

Dada la superficie de la laguna de efluentes es probable que la eliminación de compuestos nitrogenados a la atmósfera como gas, influya significativamente en la concentración final de compuestos del nitrógeno tanto en el efluente como posteriormente en el acuífero. Los altos tiempos de residencia del efluente, 26 años, permiten que actúen los procesos bioquímicos de descomposición a N₂, CO₂ y H₂O (USGS, 2000, USEPA, 2002). La oxidación de la materia orgánica en el efluente queda reflejada en el aumento de iones HCO₃⁻ y del pH.

La concentración de NH₄⁺ en el efluente también puede estar limitada por el proceso de adsorción, donde el amonio, bajo condiciones anaeróbicas puede rápidamente ser adsorbido sobre las cargas negativas de las partículas del suelo que componen el fondo de la laguna (Canter, 1996).

El amonio tiene una alta afinidad en el intercambio iónico y puede ser retrasado en las plumas generadas en los acuíferos. Incluso, el amonio puede ser incorporado, en parte, a la estructura cristalina de las arcillas (Christensen et al., 2001).

Una vez que el amonio ha logrado migrar hacia la zona no saturada, aeróbica, puede ser oxidado a NO₃⁻ y de esta manera disminuir su concentración con aumento de formas oxidadas del nitrógeno. Estudios de Christensen et al. (2001) señalan que pueden encontrarse en el acuífero concentraciones de amonio coexistiendo con nitratos aunque en muy bajas concentraciones.

No se han detectado concentraciones de nitritos en el efluente, aunque es posible que la técnica de determinación utilizada (Test colorimétrico de Merck) no sea la más adecuada en el caso de efluentes con características químicas muy particulares y con alta carga de interferentes. La falta de medios económicos e instrumental adecuado en el laboratorio (electrodos) han limitado la correcta determinación de nitritos.

Elevadas concentraciones de CO_2 generan un aumento en la disolución de carbonatos y silicatos del fondo de la laguna y consecuentemente un aumento de la alcalinidad del medio. Por otra parte, los altos valores de DQO y DBO_5 , las bajas concentraciones de SO_4^{2-} , los bajos valores de O_2 disuelto, la presencia de amonio y la inexistencia de nitratos, permiten establecer la presencia de un ambiente reductor en el ámbito de la laguna.

Se midió una concentración de Si disuelta de 69 mg/l, resultando un valor alto si se lo compara con la media del agua subterránea de la zona de 34 mg/l. Este valor podría vincularse a la presencia de condiciones más propicias para la alteración de los minerales silicatados que conforman los sedimentos de fondo de la laguna. La difusión de Si desde el agua contenida en los poros de los sedimentos junto a la desorción a partir de los óxidos metálicos (Miretzky y Fernández Cirelli, 2004) hacen que aumente su concentración en la solución. Los elevados pH y condiciones alcalinas generan un ambiente favorable para el proceso de disolución de los silicatos.

Se detectaron para la laguna de efluentes concentraciones de F^- de hasta 3 mg/l. El F^- en aguas residuales tiene un comportamiento similar al cloruro, aunque en menor grado (Vázquez Suñé et al., 2003). Es probable que parte de esa concentración en el efluente derive de la disolución de los minerales que componen los sedimentos de fondo de la laguna y que, como se sabe, son la principal fuente de F^- en el agua del acuífero.

La presencia de un ambiente reductor en el ámbito de la laguna quedaría reflejada por las concentraciones de Fe observadas en el efluente (Tabla 10.17). A excepción del éste elementos, las concentraciones de metales en el efluente resultaron similares respecto a los valores determinados en el agua subterránea y no superan en ninguno de los casos los límites establecidos para vertidos superficiales (DIPAS, 1999).

Tabla 10.17: Concentración de algunos elementos metálicos analizados en el efluente de residuos líquidos urbanos de la laguna localizada dentro del basural municipal de Coronel Moldes.

Concentraciones expresadas en ppm					
Muestra	Fe	Cu	Cr	Pb	Zn
Lag. Basural (Febr-07)	0,436	0,024	0,002	0,0001	0,011

La abundancia de materia orgánica favorece la presencia de complejantes orgánicos que pueden facilitar la movilización de algunos metales (Vázquez Suñé et al., 2003). La disolución reductiva de FeOOH es un proceso que se vuelve importante cuando un electrón aceptor, tal como la materia orgánica disuelta, entra en sedimentos conteniendo FeOOH (Appelo y Postma, 1993).

También ocurre que los efluentes líquidos urbanos, junto a los residuos sólidos y agroquímicos, constituyen una de las principales fuentes contaminantes de elementos traza metálicos (Forstner y Wittman, 1981). En el caso del Pb además se lo encuentra en pinturas, insecticidas, recubrimiento de cables, baterías, tuberías y conductos, etc. En el caso del Zn es un elemento común en artículos domésticos (cosméticos, antisépticos, pinturas, etc.), en llantas de automóviles, pilas, aparatos eléctricos, etc, como así también en productos agropecuarios (plaguicidas fertilizantes, etc), al igual que el Cu, As, Cr, Cd y Mn (USGS, 2000).

ANÁLISIS HIDROQUÍMICO DEL AGUA SUBTERRÁNEA EN EL ÁREA DEL BASURAL MUNICIPAL

El estudio hidrogeológico en el área del basural se llevó a cabo gracias a una perforación existente, suministrada por el municipio de Coronel Moldes (P1) y otras dos perforaciones (P2 y P3) realizadas en el marco de la investigación. En la Figura 10.37, pueden observarse estas tres perforaciones en planta y en la Figura 10.38 un perfil con las profundidades de estudio en cada caso. En P1, se perforó y entubó hasta los 16 m de profundidad, P2, dentro del basural, hasta los 10,50 m y P3, aguas abajo del basural, hasta los 12,50 m. En todos los casos, el área filtrante corresponde a los últimos 3 m de caño.

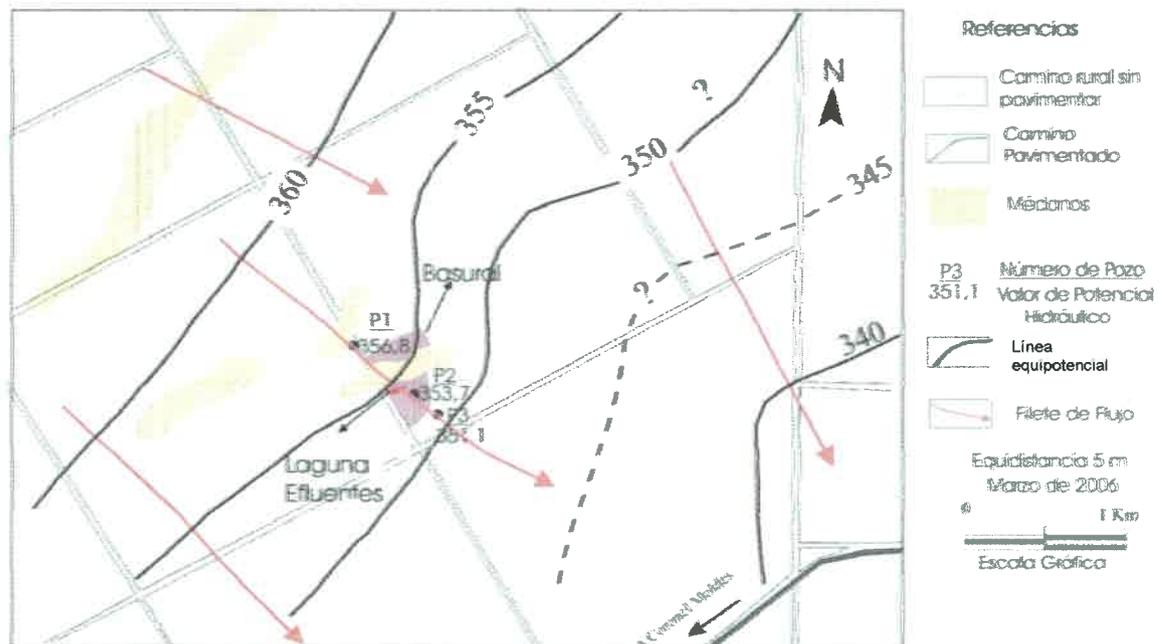


Figura 10.37: Mapa equipotencial en bases al censo realizado en el estudio a escala local. Localización de las perforaciones en estudio en el área del basural municipal.



Figura 10.38: Perfil general de las perforaciones en el sitio municipal de disposición de residuos sólidos urbanos en la localidad de Coronel Moldes

Análisis químicos y clasificación geoquímica

En las Tablas 10.18, 10.19, 10.20 y 10.21 se muestran los análisis químicos correspondientes a los 4 muestreos realizados, en Junio de 2006, diciembre de 2006, febrero de 2007 y Junio de 2007.

Tabla 10.18: Muestreo perforaciones del basural, Junio de 2006. Concentraciones expresadas en mg/l y CE en $\mu\text{S}/\text{cm}$.

N°															
Pozo	pH	Cond.	CO_3^{-2}	HCO_3^-	SO_4^{-2}	Cl ⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺²	Mg ⁺²	As	F ⁻	NO_3^-	NO_2^-	
P1	8,09	652	0,0	412,5	19,7	10,0	92,5	5,9	36,0	16,6	0,007	1,5	30,0	0,0	
P2	8,33	1856	2,4	607,5	233,9	117,1	376,1	6,7	18,4	7,8	0,08	4,0	50,0	0,0	
P3	8,25	1355	0,0	790,0	39,7	38,6	305,9	7,7	24,8	12,2	0,05	1,8	40,0	0,0	

Tabla 10.19: Muestreo perforaciones del basural, Diciembre de 2006. Concentraciones expresadas en mg/l y CE en $\mu\text{S}/\text{cm}$.

N°															
Pozo	pH	Cond.	CO_3^{-2}	HCO_3^-	SO_4^{-2}	Cl ⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺²	Mg ⁺²	As	F ⁻	NO_3^-	NO_2^-	
P1	8,17	650	0	410	31,1	8,6	83,9	3,5	49,6	19,0	0,005	1,3	32,0	0,0	
P2	8,55	2000	21	822,5	54,9	180,0	473,2	9,0	21,6	15,6	0,07	4,2	77,0	8,0	
P3	8,4	1394	4	723,8	51,7	34,3	326,1	6,5	12,0	6,3	0,05	2,6	40,0	3,0	

Tabla 10.20: Muestreo perforaciones del basural, Febrero de 2007. Concentraciones expresadas en mg/l y CE en $\mu\text{S}/\text{cm}$.

N°															
Pozo	pH	Cond.	CO_3^{-2}	HCO_3^-	SO_4^{-2}	Cl ⁻	Na ⁺	K ⁺	Ca ⁺	Mg ⁺	As	F ⁻	NO_3^-	NO_2^-	
P1	8	703	0	412,5	22,0	11,4	102,1	4,1	42,4	11,2	0,008	1,4	53,2	0,0	
P2	7,85	1725	0	825	56,2	85,7	388,3	7,3	18,4	14,1	0,08	4,6	55,7	7,0	
P3	7,56	1491	0	775	47,2	42,9	324,6	7,2	22,4	11,2	0,07	2,1	46,6	0,0	

Tabla 10.21: Muestreo perforaciones del basural, Junio de 2007. Concentraciones expresadas en mg/l y CE en $\mu\text{S/cm}$.

N° Pozo	pH	Cond.	CO_3^{-2}	HCO_3^-	SO_4^{-2}	Cl^-	Na^+	K^+	Ca^+	Mg^+	As	F ⁻	NO_3^-	NO_2^-
P1	7.68	695	0	412.5	65.3	11.4	106.2	3.9	40.8	15.1	0.01	1.4	55	0
P2	7.98	1926	0	850.0	101.5	125.7	432.3	7.4	25.6	25.9	0.04	4.0	112	0
P3	7.68	1508	0	765.0	121.3	51.4	335.7	7.2	26.4	17.6	0.02	1.7	60	0

Respecto a la clasificación geoquímica del agua por el anión o catión dominante, se encontró una composición bicarbonatada sódica para el agua subterránea debajo del basural (P2) y en aquella tomada 30 m aguas abajo (P3), la misma composición de las muestras analizadas en el entorno local.

La muestra P1, con menor salinidad, presenta un carácter bicarbonatado con un 50% de Na^+ y un 50% de Ca^{+2} y Mg^{+2} , reflejando las características de un agua de recarga más joven y con menor tiempo de tránsito. En la Figura 10.39 se muestra en forma esquemática el diseño de los filetes de flujo en el área del basural inferido a partir de los datos geomorfológicos, hidrodinámicos e hidroquímicos.

El modelo conceptual indica que el agua subterránea captada por las perforaciones (P1, P2 y P3) pertenecen a líneas de flujo más someras, más jóvenes y menos influenciadas por el sistema de flujo regional (Figura 10.39), típicas de zonas de recarga local, como son los médanos en estos sitios.

La clasificación de Piper para las tres muestras (Figura 10.40) evidencia la evolución hidroquímica desde aguas Bicarbonatadas Cálcico y/o Magnésicas (P1) hacia aguas bicarbonatadas sódicas (P3).

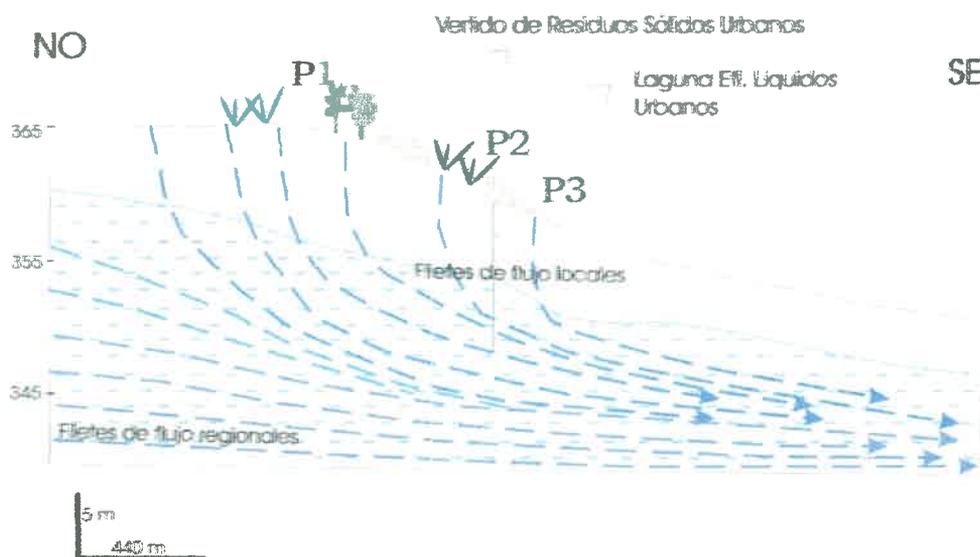


Figura 10.39: Filetes de flujo regionales y locales en el acuífero libre en el entorno del sitio municipal de disposición de residuos sólidos urbanos la localidad de Coronel Moldes.

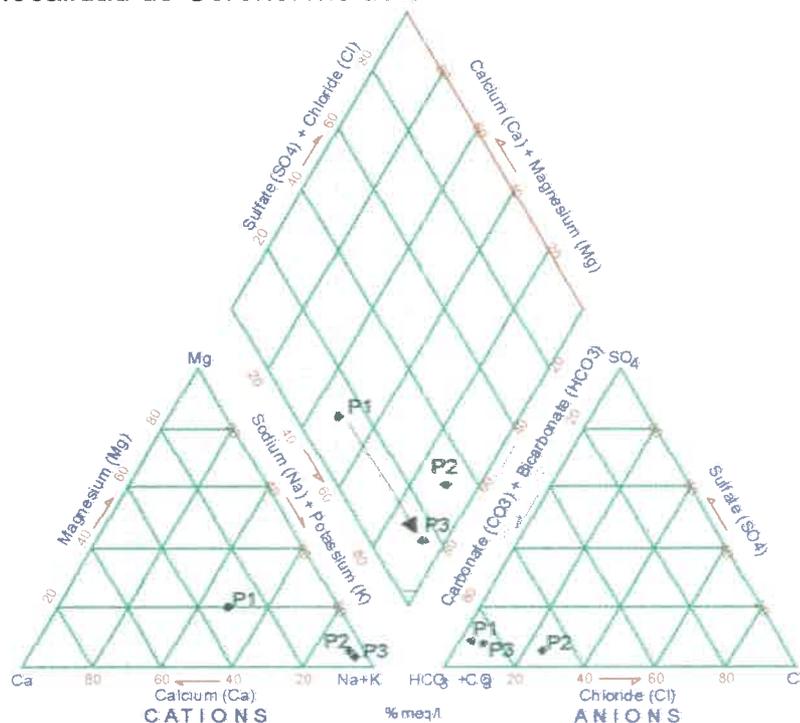


Figura 10.40: Diagrama de Piper-Hill para muestras extraídas del acuífero libre en la zona del basural municipal de Coronel Moldes. Muestreo Dic-06.

En el caso de los cationes, la evolución química muestra un aumento de Na^+ desde P1 hacia P2 y P3. En el caso del Ca^{+2} se observa una disminución desde P1 hacia P2, donde vuelve a aumentar levemente en P3. Es probable que se de una disminución de Ca^{+2} por precipitación de CaCO_3 , en P2, resultando además en una disminución relativa de bicarbonatos.

La disminución de Ca^{+2} acompañada de un incremento en la concentración de Na^+ , sugiere que el proceso de intercambio Ca^{+2} por Na^+ es importante en el acuífero. Esto puede verse en el gráfico de Piper (Figura 10.40). Esta evolución es similar al denominado proceso de *refreshening* en zonas costeras, donde el agua dulce fluye hacia aguas saladas del acuífero. Por otro lado es evidente el aumento en la concentración de Cl^- en P2, aspecto que se relaciona con su posición dentro del basural.

Al graficar en el diagrama de Piper las muestras extraídas de la laguna de efluentes junto al agua subterránea obtenida de las perforaciones (Figura 10.41) puede observarse que el efluente cae en una posición muy próxima a P2. Al no encontrarse sobre la línea P1-P3 refleja además la naturaleza antrópica de la laguna y de P2, la que además de recibir aportes de la laguna, recibe la influencia de los lixiviados derivados del propio basural.

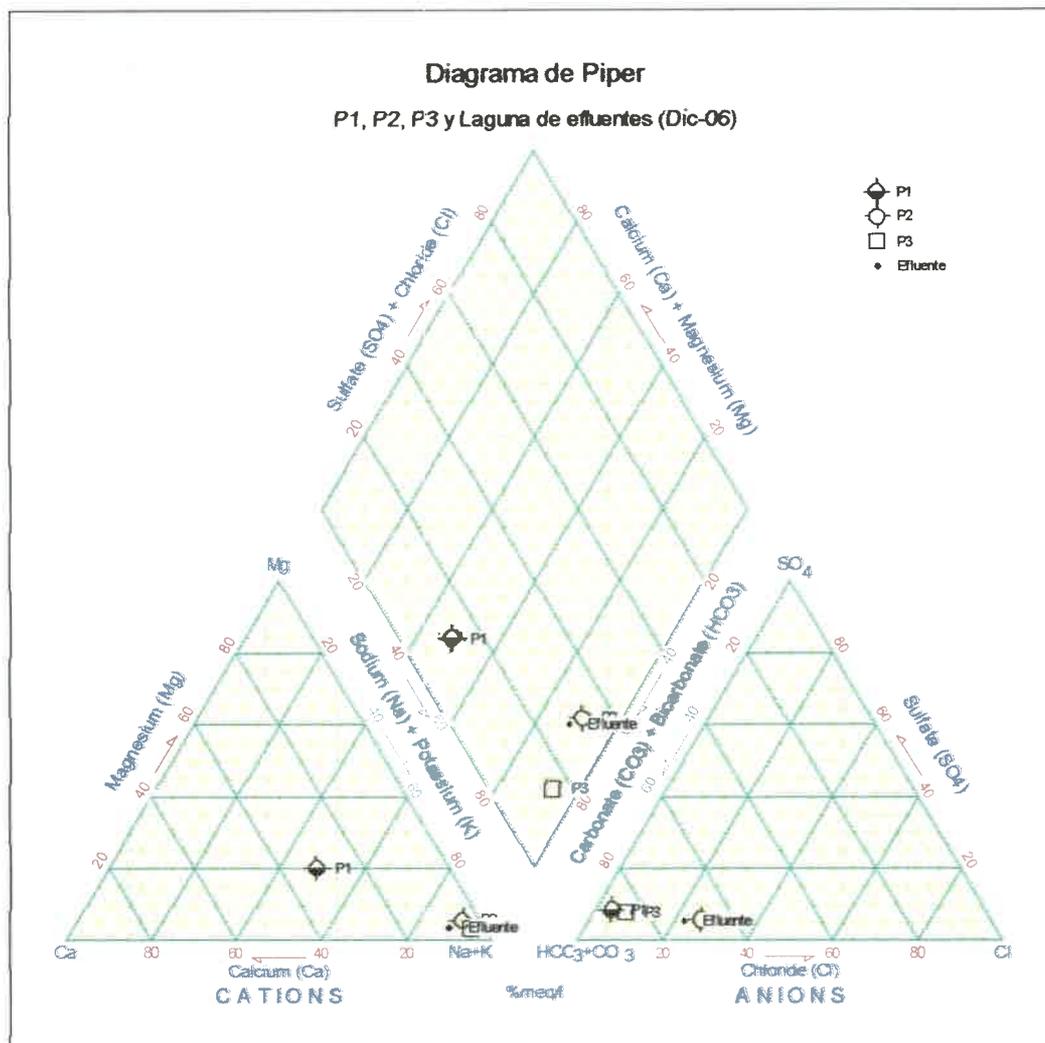


Figura 10.41: Diagrama de Piper-Hill para muestras extraídas del acuífero libre en la zona del basural municipal de Coronel Moldes y para el efluente de residuos líquidos urbanos localizada en el mismo predio. Muestreo Dic-06.

El gráfico de box-plot muestra el valor más bajo de conductividad eléctrica para el agua subterránea inmediatamente al pie del médano y los valores más altos debajo del basural, en el pozo P2 (Figura 10.42). La conductividad disminuye 30 m aguas abajo del basural, con valores promedios aún más bajos que los hallados en estudios a escala de semidetalle y local.

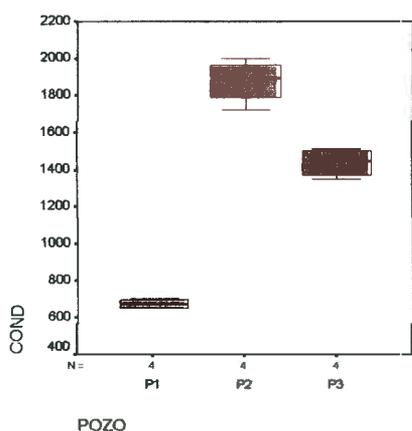


Figura 10.42: Diagramas de caja mostrando la variación de la CE, expresada en $\mu\text{S}/\text{cm}$, para el agua subterránea del acuífero libre en la zona del sitio de disposición de residuos sólidos urbanos.

La misma evolución se observa al analizar las variaciones de pH y iones mayoritarios como los SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , NO_3^- y HCO_3^- , alcanzado los máximos valores en la perforación P2 (Figura 10.43).

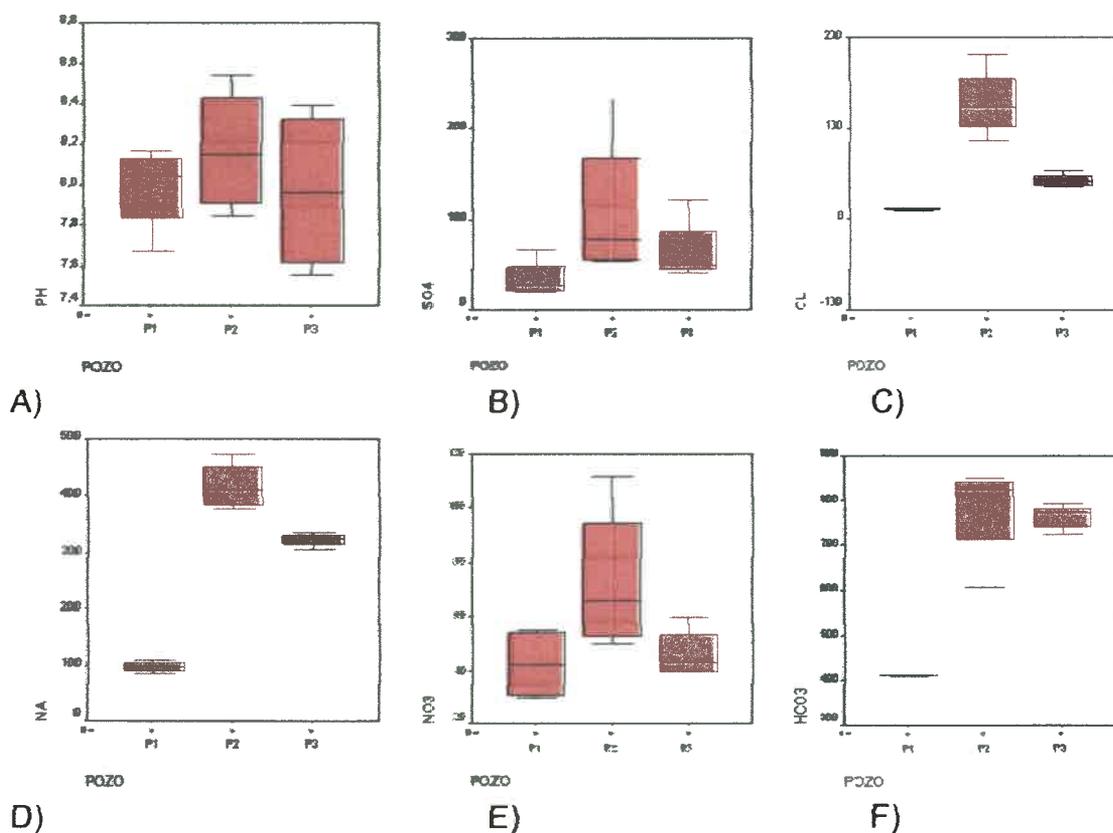
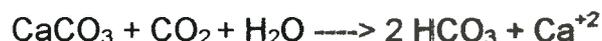


Figura 10.43: Diagramas de caja mostrando la concentración de algunos componentes en el agua subterránea del acuífero libre en la zona del basural municipal. A) Valores de pH, B) SO_4^{2-} en mg/l , C) Cl^- en mg/l , D) Na^+ en mg/l , E) NO_3^- en mg/l y F) HCO_3^- en mg/l .

A diferencia de lo que ocurre en otros acuíferos afectados por rellenos sanitarios (Deutsch, 1997), el pH medido inmediatamente debajo del basural, en P2, presenta valores más altos respecto al medido aguas arriba y aguas abajo del mismo. En general ocurre que la producción de CO₂ por la oxidación de la materia orgánica disminuye los valores de pH del agua subterránea inmediatamente debajo de los rellenos sanitarios (Deutsch, 1997). En el acuífero en estudio la disolución de CaCO₃ tiene su efecto buffer consumiendo esta acidez y elevando rápidamente el pH en P2. Es decir, si bien se estima que el lixiviado generado a partir del basural es más ácido que el del agua subterránea del entorno (entre 6,5 y 7, Appelo y Postma, 1996), las altas concentraciones de CO₂ incrementan la cantidad de ácido carbónico en la solución, creando una solución más ácida que fácilmente disuelve a los carbonatos comunes en los sedimentos del área, llevando a un aumento la alcalinidad en el agua subterránea inmediatamente debajo del basural, en P2.

Aunque los valores de HCO₃⁻ son similares a los medidos en el resto del área, esto es en respuesta al carácter geoquímico bicarbonatado del agua de la región, las concentraciones de HCO₃⁻ en P2 resultaron notoriamente más altas que las halladas en P1 y P3 (Figura 10.43 F). Aumento que se relaciona con la presencia del lixiviado con alto contenido de materia orgánica procedente de la laguna y del propio basural, a partir del cual se infiltran y alcanza el nivel freático, aumentando la presión de CO₂ y la disolución de carbonatos. La siguiente reacción representa este proceso:



Calcio, magnesio y dureza

En el caso de los iones Ca⁺² y Mg⁺², que se encuentran en mayor proporción en el pozo P1, observan una evolución inversa a las de los iones analizados hasta el momento (Figura 10.44).

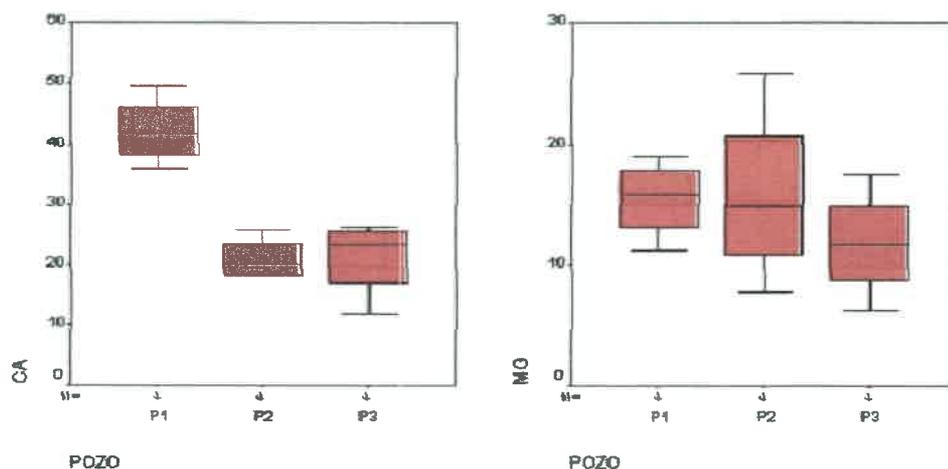


Figura 10.44: Diagramas de caja mostrando la concentración de Ca⁺² y Mg⁺² en el agua subterránea del acuífero libre en la zona del basural municipal.

Respecto a la concentración del ión Ca^{+2} , se observa que los valores más altos se encuentran en P1, sigue P3 y finalmente, con los valores más bajos P2. Para el Mg^{+2} los valores más altos también se encuentran en el pozo P1 pero con una disminución gradual hasta P3.

Al analizar estas concentraciones de calcio en relación a la saturación con Calcita, se encontró que las muestras correspondientes a P2 y P3 muestran una sobresaturación en este mineral (Figura 10.45).

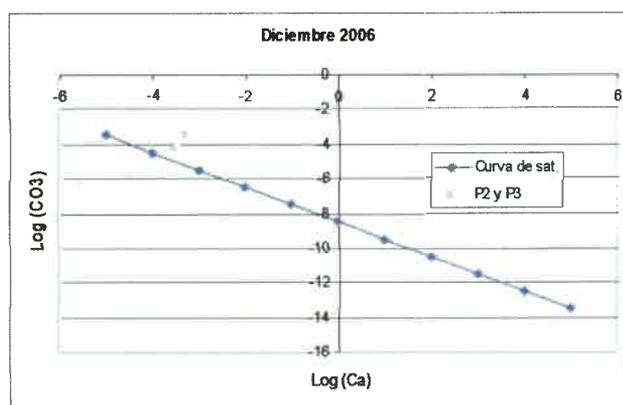


Figura 10.45: Diagrama de saturación respecto a calcita.

Estas condiciones de sobresaturación en calcita pueden deberse a que el lixiviado procedente de la laguna y del basural (agua de lluvia que ha interactuado con la basura) posee alta presión de CO_2 generando aumento en la producción de HCO_3^- que, en contacto con la matriz sólida, ataca a los minerales silicatados y a los carbonatos (CaCO_3 presente en las "toscas" o diseminado en el acuífero) que se encuentran en la zona no saturada y en el acuífero. Este proceso conduce a un aumento del pH y a la producción de HCO_3^- y CO_3^{-2} que luego, junto a la alta concentración de Ca^{+2} , lleva a que se alcance el Kps de la calcita, produciéndose un proceso de precipitación de carbonato de calcio (y probablemente también Mg^{+2}) disminuyendo finalmente su concentración en la solución. Esto concuerda con los altos valores de pH medidos en la muestra en P2 y los bajos valores de Ca^{+2} y Mg^{+2} hallados. La reacción con calcita en un sistema abierto se resume:



Un aporte de CO_2 a este sistema desplaza todos los equilibrios hacia la derecha y provoca una mayor disolución de la calcita y aumento de HCO_3^- y Ca^{+2} en la solución, que luego en sobresaturación precipitará.

La dureza expresada como mg/l de CaCO_3 presenta, en adición a lo antes expuesto, los mayores valores en P1, disminuyendo en dirección al flujo subterráneo (Figura 10.46).

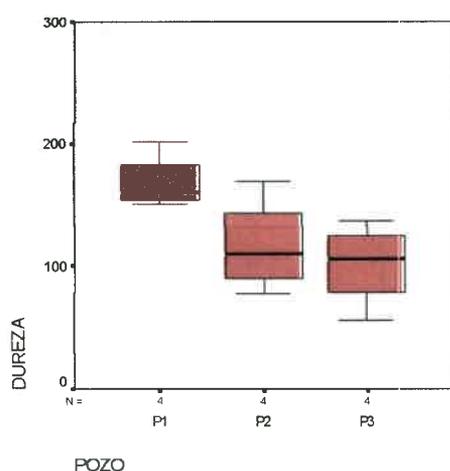


Figura 10.46: Diagramas de caja mostrando los valores de dureza medidos (mg/l CaCO₃) en el agua del acuífero libre en la zona del basural municipal.

Sodio y cloruros

En el caso del ion Na⁺, los valores notoriamente más altos en P2 (media de 415 mg/l) superan las concentraciones medias observadas a escala local (390 mg/l), aunque no superan los valores medios a escala de semidetalle (455 mg/l).

Si se tiene en cuenta que el basural se localiza en una zona de recarga local, es posible suponer que altos valores de Na⁺ en P2 derivan, mayormente del aporte importante que hace la laguna de efluentes (con casi 600 mg/l de Na⁺). Mientras que la media de Na⁺, más alta (de 455 mg/l), obtenida del estudio a escala de semidetalle puede estar reflejando la influencia del flujo regional, más evolucionado y con mayores tiempos de residencia. Siendo importante considerar que el acuífero está conformado principalmente por material más fino a partir del cual los procesos de intercambio catiónico son los que mayormente controlen la presencia de Na⁺ en solución.

Lo mismo ocurre en el caso del Cl⁻. Los valores medidos en P1 y P3 resultaron menores que en P2, respondiendo al aporte de la laguna de efluentes y del propio basural, en el que se encontraron además bolsas de NaCl probablemente desechadas por frigoríficos de la ciudad.

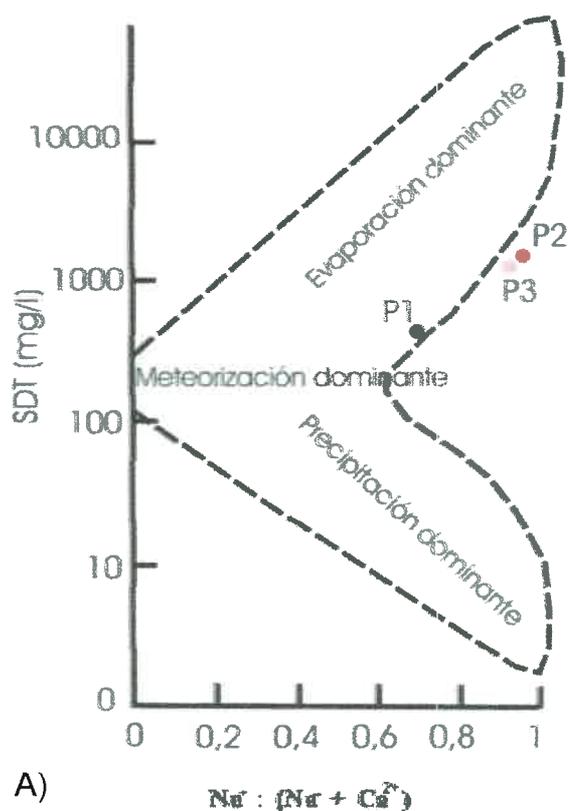
Diagramas de Gibbs

El diagrama de Gibbs (1970) que representa la relación Na⁺/Na⁺+Ca⁺² (mg/l) y Cl⁻/Cl⁻+HCO₃⁻ versus sales disueltas torales (mg/l), es ampliamente utilizado para determinar la fuente de los elementos químicos disueltos en el agua, tales como evaporación dominante, meteorización dominante o precipitación.

El análisis químico de las muestras colocan a P1 dentro del diagrama de Gibbs sugiriendo que su composición química responde principalmente a procesos de meteorización de los sedimentos, mientras que para P2 y P3, los procesos naturales no bastan para explicar su composición química, sugiriendo otra fuente para Cl^- y Na^+ (Figura 10.47).

El corto tiempo de residencia del agua para la muestra P1 refleja la baja salinidad del agua en esta parte del acuífero y el relativamente alto valor de Na^+ la influencia de los procesos de intercambio catiónico en un espesor de zona no saturada de 8 m. Además de los procesos de intercambio en las arcillas, también contribuye la meteorización de los silicatos.

El incremento de la salinidad, Na^+ y Cl^- en el agua del acuífero en P2 y P3, responden principalmente a la influencia antrópica del basural y de la laguna de efluentes localizada en el mismo predio.



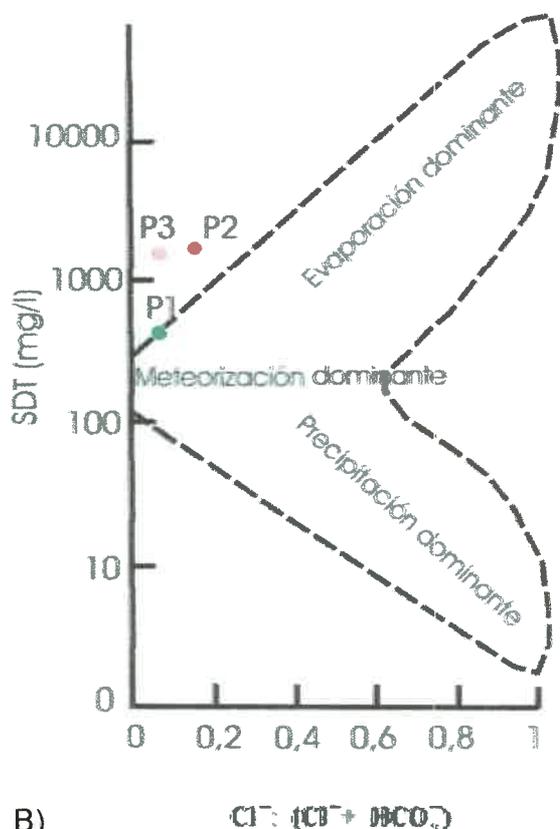


Figura 10.47: Mecanismos que controlan la calidad del agua subterránea (Gibbs, 1970) para las muestras tomadas en el sector del basural municipal de Coronel Moldes. A) $Na^+ / (Na^+ + Ca^{+2})$ (mg/l) versus SDT (mg/l), B) y $Cl^- / (Cl^- + HCO_3^-)$ versus SDT (mg/l). Muestreo Junio de 2006.

Sulfatos

El SO_4^{-2} es otro indicador local al aporte del basural y la laguna de efluentes, presentando las concentraciones más altas en P2 respecto a P1 y P3, aunque con valores muy por debajo a los encontrados en el acuífero en el estudio a escala de semidetalle y local. Evidenciando los flujos regionales y más evolucionados para éstos últimos.

Nitratos y nitritos

En general la concentración de nitratos resultó baja, esto si se la compara con los valores medidos en todo el acuífero regional, similar a lo que ocurre con los SO_4^{-2} . Las concentraciones de NO_3^- en el pozo P1 responde a las prácticas agropecuarias comunes en la zona. Foster et al. (2002) sostienen que los valores por pérdida de lixiviación obtenidos de la literatura indican que más del 75% del nitrógeno total aplicado como fertilizantes, puede ser oxidado y lixiviado al agua subterránea (aunque valores del 50% son más comunes). Por

su parte Frissel (1977) estima que entre un 30 y 70% puede ser incorporado al subsuelo.

El análisis de nitratos en los pozos P2 y P3 evidencia claramente la influencia de la laguna de efluentes y del basural sobre el acuífero en este sector. Además, la reducción de los nitratos se evidencia con la presencia de NO_2^- en los pozos P2 y P3, únicos sitios donde estos iones han sido detectados.

Numerosos son los estudios que señalan la presencia de ambientes reductores debajo de rellenos sanitarios donde sólo aparecen especies reducidas del N (Fetter, 1993; Appelo y Postma, 1996; Deutsch, 1997; Fatta et al., 1999; entre otros). Sin embargo, dado el espesor de zona no saturada como el que se encontró en el basural de Coronel Moldes, con disponibilidad de oxígeno y una carga orgánica moderada (salvo la laguna de efluentes líquidos) es esperable que parte del N se oxide a nitratos. Se considera que el ambiente no resulta totalmente oxidante, al menos así lo indican los muestreos de diciembre de 2006 y febrero de 2007, donde se observó la presencia de NO_2^- junto a NO_3^- evidenciando un ambiente Intermedio y no totalmente reductor (Tabla 10.19 y 10.20).

Debido a los altos aporte de materia orgánica en la laguna de efluentes, y la derivada del propio basural, se hubieran esperado en el acuífero mayores concentraciones de nitratos y nitritos a las medidas. Sin embargo es probable que el proceso de desnitrificación que ocurre en la laguna y por el cual N_2 es devuelto a la atmósfera, se produzca una notable reducción de estos compuestos nitrogenados en el acuífero, a lo que se suma que una parte puede quedar retenida como amonio en los sedimentos del fondo de la laguna.

Estudios de Neurath (2007) en el acuífero libre del Norte de Georgia, en EEUU, afectado por sistema de saneamiento in situ, correctamente diseñados, con cámara y fosa séptica, observó valores más bajos de NO_3^- que aquel medido en el efluente proveniente de plantas de tratamiento que son volcados a cursos de agua superficial, señalando el papel importante de la capacidad de atenuación de los materiales en sistemas con fosas sépticas.

Amonio y sílice

Las determinaciones de amonio y sílice se muestran en la Tabla 10.22.

Tabla 10.22: Concentraciones de Amonio y sílice en P1 P2 P3 (Jun-07). SD: Sin Determinación.

	Amonio mg/l	Si mg/l
P1	SD	33
P2	0	38
P3	0	27

Al no haberse encontrado amonio en esta parte del acuífero constituye otra evidencia de que no llega a generarse debajo del basural un típico ambiente reductor como citan algunos autores (Christensen et al., 2001; Appelo y Postma, 1996; Fetter, 1992; Deutsch, 1997; entre otros).

Si bien se detectó la presencia de amonio en la laguna de efluentes, vinculado al ambiente reductor, en condiciones aeróbicas de la zona no saturada el amonio es oxidado y rápidamente movilizado como nitratos. Las bacterias (especie de *Nitrosomonas*) en medio oxidante, transforman el amonio a nitritos, mientras que las especies *Nitrobacter* transforman los nitritos a nitratos como sigue (Watson et al., 1981):



Estudios de Reddy y Patrik (1981) sobre los coeficientes de difusión (D) de los nitratos y el amonio, demuestran que los valores de D, para los nitratos resultaron ampliamente superiores debido a que no es un anión afectado por procesos de adsorción. El proceso de adsorción del amonio puede ocurrir sobre las partículas de las arcillas del fondo de la laguna y de los sedimentos inmediatamente debajo de la laguna, donde prevalecen aún las condiciones reductoras.

El valor de Si en el agua de los tres pozos presentó concentraciones alrededor de la media analizada para el acuífero de la región. Los valores algo mayores en el pozo P2 podrían estar relacionados a los altos valores de Si medidos en la laguna de efluentes y a la generación de un ambiente propicio, en la laguna y debajo del basural, para la puesta en solución de este elemento a partir de los minerales silicatados, que componen el suelo y la zona no saturada.

La oxidación de elevadas concentraciones de materia orgánica aportada por ambas fuentes de contaminación produce CO_2 gas afectando la química del agua subterránea. El CO_2 gas reacciona con el agua para producir ácido carbónico (bicarbonatos y carbonatos) que vuelve al agua más agresiva para la meteorización (principalmente disolución, hidrólisis).

DQO, DBO₅ y análisis microbiológico

En la Tabla 10.23 puede verse como los valores de DQO y DBO₅, para diferentes muestreos, aumentan desde P1 hacia P2 y P3 donde se encuentran los valores más altos.

Tabla 10.23: Análisis de DQO y DBO₅ a las muestras extraídas de las perforaciones realizadas en el basural. Concentraciones expresadas en mg/l.

	Junio de 2006		Febrero de 2007		Junio de 2007	
	DBO ₅	DQO	DBO ₅	DQO	DBO ₅	DQO
P1	0,7	17	6,6	47,3	6,7	55,4
P2	2,6	27	12,8	62,3	14,9	69,4
P3	1,3	29,5	12,4	79,8	11,3	51,4

Ambos parámetros indican contaminación en los pozos P2 y P3 derivada del aporte de materia orgánica y compuestos inorgánicos que migran desde la laguna de efluentes y del basural hacia el agua subterránea.

Lo mismo ocurre en el análisis microbiológico el cual permitió detectar que los valores de microorganismos mesófilos totales y coliformes totales son notoriamente más altos en los pozos P2 y P3, respecto a P1, con presencia además de *Escherichia coli* y *Pseudomonas aeruginosa* (Tabla 10.24). En todos los casos, excepto para P1, se superaron ampliamente los valores admitidos por el CAA para consumo humano.

Tabla 10.24: Análisis bacteriológico realizado en P1, P2, y P3 para diferentes períodos de muestreo.

Muestreo Junio 2006	Microorganismos aerobios y anaerobios [µfc/ml]	Coliformes Totales [NMP/100ml]	<i>Escherichia coli</i> [NMP/100ml]	<i>Pseudomonas aeruginosas</i>
P2	2000	150	Se observa desarrollo	Se observa desarrollo
P3	1500	210	Se observa desarrollo	Se observa desarrollo

Muestreo Febrero 2007	Microorganismos aerobios y anaerobios [µfc/ml]	Coliformes Totales [NMP/100ml]	<i>Escherichia coli</i> [NMP/100ml]	<i>Pseudomonas aeruginosas</i>
P1	50	3	No Se observa desarrollo	No Se observa desarrollo
P2	620	150	No Se observa desarrollo	No Se observa desarrollo
P3	2300	> a 1100	No Se observa desarrollo	Se observa desarrollo

La presencia de microorganismos en el acuífero se corresponde con los valores de DQO, DBO₅ para los sitios P2 y P3 afectados por el sitio de disposición de residuos sólidos y líquidos urbanos.

O₂ disuelto

Las medidas de O₂ disuelto en las tres perforaciones arrojaron los siguientes valores (Tabla 10.25):

Tabla 10.25: Valores de O₂ disuelto medidos en campo en P2, P3 (Jun-07).

	Oxígeno disuelto mg/l
P2	4,47
P3	4,3

Como valores de fondo natural se consideraron valores de O₂ disuelto entre 5-7 mg/l, valores medidos para el acuífero de la región (Blarasin, 2003). Los valores en los pozos P2 y P3 resultaron menores a los valores regionales, resultando un indicador más del aporte de materia orgánica que consumen el O₂ en el acuífero.

As y F

Respecto a los elementos traza más comunes, se encontraron en P2 los valores más altos de As y F⁻ mientras que en P1 resultaron las concentraciones más bajas (Figura 10.48).

Si bien es ampliamente conocida la presencia de elevadas concentraciones de As en acuíferos afectados por los lixiviados a partir de rellenos sanitarios (Baedecker y Back, 1979; Deutch, 1997; Christensen et al., 2001), estudios de Stollenwerk y Colman (2004) en el acuífero afectado por el relleno sanitario de Saco, EEUU, señalan que altas concentraciones de As derivan de los sedimentos movilizado a partir del lixiviado y no del propio relleno.

El As es un metaloide muy singular y numerosos estudios que demuestran que puede mobilizarse en un amplio rango de condiciones redox. Se ha encontrado que puede mobilizarse tanto en ambientes reductores (Hossain et al. 2004 y Smedley et al. 2002) como oxidantes (Smedley et al. 2002, Nicolli et al. 1989, Blarasin, 2003). A partir de ello es posible suponer que las condiciones moderadamente reductoras locales inmediatamente debajo del basural y reductoras en el fondo de la laguna son también ambientes propicios para la puesta en solución de este elemento. Los altos valores de pH, causados por la disolución de carbonatos y de silicatos, contribuyen a mantener al As en solución (Batacharya, et al., 2006).

El aporte principalmente de F⁻ por parte de la laguna de efluentes, sumado a las condiciones de alta alcalinidad, sodicidad y pH debajo del basural, resultan en un ambiente favorable para la puesta en solución y aumento de F⁻, y As, a partir de los materiales que componen el acuífero.

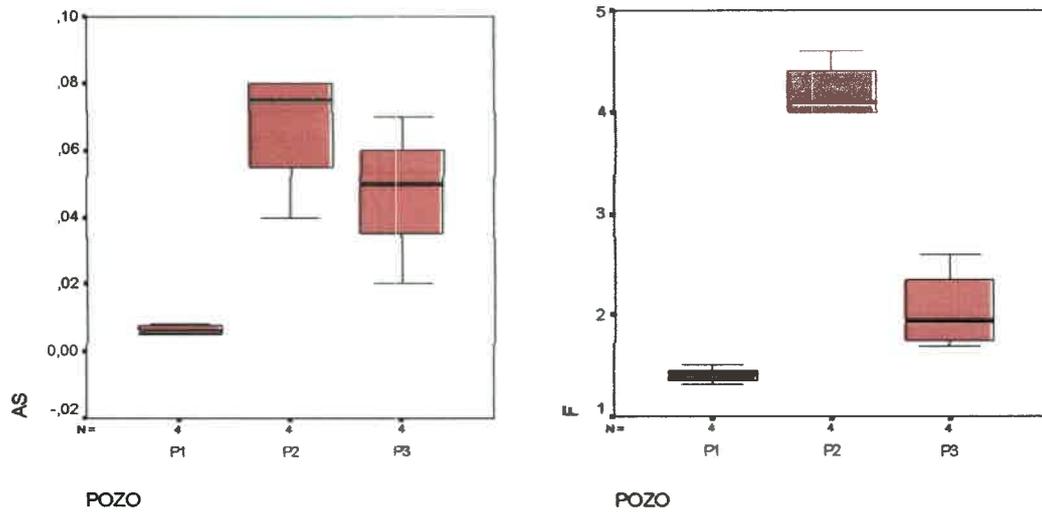


Figura 10.48: Diagramas de caja mostrando la concentración (en mg/l) de As y F⁻ en el agua subterránea del acuífero libre en la zona del basural municipal.

Aquí también, bajos valores de Ca⁺² en la solución permite altas concentraciones de F⁻ en el agua (Edmunds y Smedley, 1996). Este proceso podría incrementarse con el intercambio catiónico Ca⁺² por Na⁺ común en el acuífero.

Metales pesados

El análisis de metales realizado para el muestreo de Febrero de 2007 se presentan en la Tabla 10.26.

Si se analiza la variación de estos metales a lo largo de la línea de flujo en el basural, desde P1 hacia P3 se observa que salvo para Cu y Pb, las concentraciones de Fe, Cr y Zn son mayores en P1 respecto a P2, a diferencia de lo que se hubiera esperado para el caso específico de contaminación, esto es, aporte de metales desde el basural o movilizados a partir de las condiciones químicas locales (Figura 10.49).

Tabla 10.26: Análisis de algunos elementos metálicos en el agua del acuífero afectada por el sitio de disposición de residuos sólidos urbanos. Análisis correspondiente al muestreo de febrero de 2007.

Concentraciones expresadas en mg/l					
Muestra	Fe	Cu	Cr	Pb	Zn
P1	0,01409	0,006470	0,001467	0,0000108	0,024
P2	0,01209	0,008734	0,001085	0,0001760	No detectable
P3	0,01520	0,005522	0,002140	0,0000055	No detectable

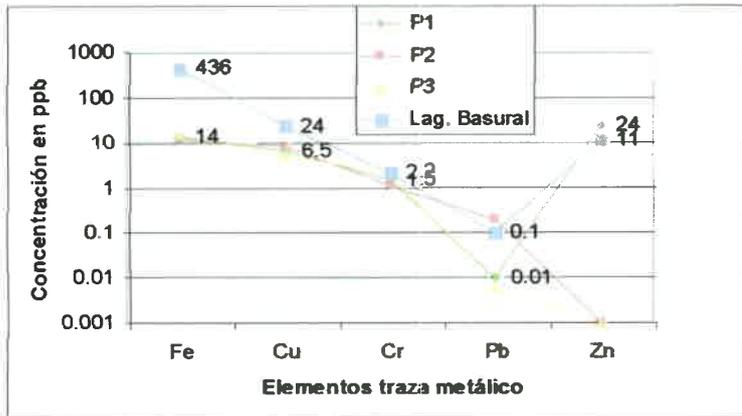


Figura 10.49: Concentración de metales en el agua del acuífero en la zona del basural y la de la laguna de efluentes líquidos urbanos. Coronel Moldes.

Los cálculos de Eh, para las muestras P2 y P3 (ver Tabla 10.15 y 10.16) indicaron condiciones oxidantes en el acuífero y estabilidad con óxidos e hidróxidos de Fe ($\text{Fe}(\text{OH})_3$ y Fe_2O_3) (Figura 10.50).

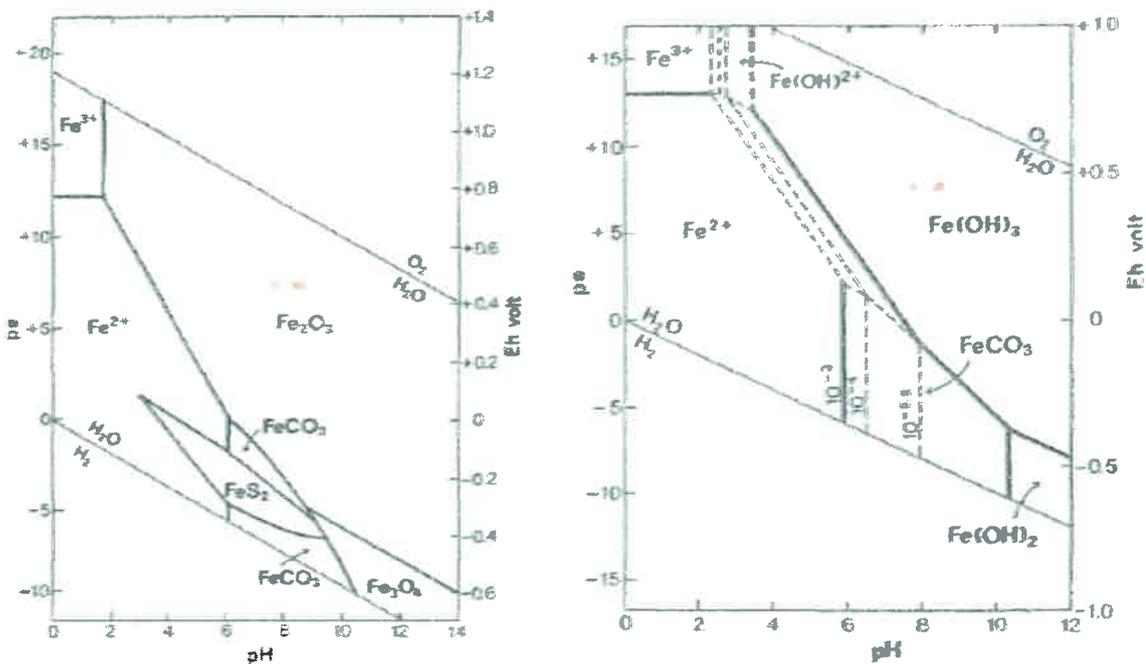


Figura 10.50: Relaciones de estabilidad para óxidos e hidróxidos de Fe. Los puntos en color indican los valores para el agua subterránea en la zona del basural municipal.

Si bien los valores de metales traza medidos en el efluente de la laguna resultaron superiores a aquellos medidos en el agua del acuífero, el menor valor en el agua del acuífero probablemente se deba a procesos naturales de atenuación como son los procesos de adsorción y precipitación. A lo que se suma una baja movilidad de éstos elementos bajo condiciones oxidantes.



Estudios de Christensen et al. (2001) sostienen que la concentración de estos metales en lixiviados de basurales es muy variada, en general bastante bajas, y no constituyen un problema frecuente de contaminación en rellenos sanitarios, principalmente debido a que son fuertemente atenuados por procesos de adsorción y precipitación.

Es importante señalar entonces la importancia que la zona no saturada y el suelo tienen sobre los procesos de retención y atenuación de los contaminantes hacia el agua subterránea (Robins, 1998). Esto resulta importante para el caso la laguna de efluentes y del basural municipal de Coronel Moldes, cuyos residuos son volcados directamente sobre el suelo, el cual indicó una alta CIC junto a un espesor importante de zona no saturada (> de 5 m), considerando además que su extensión y volumen diario de volcado resultan relativamente bajos.

Los sedimentos de la zona no saturada y saturada en el área del basural también indicaron relativamente alta CIC para estos sedimentos. Los metales son parte de los cationes típicos que tienen preferencia por estos sitios de intercambio, por lo que son procesos también importantes en el control de la concentración en el agua del acuífero (Deutsch, 1997).

Los procesos de adsorción sobre los compuestos orgánicos e inorgánicos resultan particularmente importantes en el control de la concentración de estos iones metálicos en el agua subterránea debajo del basural, como así también la precipitación y las condiciones oxidantes disminuyen la disolución desde los minerales fuente, y su concentración final en la solución.

Los análisis químicos realizados a sedimentos de la zona indicaron que el suelo natural contiene la mayor proporción de Fe, mientras que el suelo sobre el que se vuelcan los residuos y los sedimentos del fondo de la laguna presentaron la mayor proporción de P. Esto permite inferir la presencia de hidróxidos y materia orgánica, que junto a las arcillas, favorecen los procesos de adsorción y precipitación, convirtiéndose en los principales mecanismos de atenuación y control de los metales en el acuífero, capacidades que aún no han sido excedidas por el aporte de contaminantes.

Por otro lado, dado que la materia orgánica del suelo adsorbe metales disueltos en el agua, en aquellos sitios donde los adsorbentes inorgánicos estén en baja concentración, el carbono orgánico del suelo se vuelve un elemento importante en la movilidad de estos elementos traza (Deutsch, 1997). De esta manera los metales que desde el efluente de la laguna y desde el basural mismo, podrían movilizarse hacia el acuífero, quedarían retenidos en los sedimentos con alta carga de MO del fondo de la laguna y en la MO del suelo sobre los que se vuelca los residuos sólidos urbanos.

Estudios sobre el K_d del Zn en sedimentos limosos-arenosos finos, pampeanos, de la provincia de Buenos Aires, realizados por Martínez et al. (2006) indican que los coeficientes aumentan en condiciones de mayor

contenido de arcilla, aumentando los procesos de atenuación y protección del acuífero. Por otro lado, Jakomin et al. (2008) efectuaron los cálculos de coeficientes de partición (K_d) para el Pb y el Cd sobre los mismos sedimentos limosos-arenosos finos, encontrando que aquellos sitios con alta CIC y mayor contenido de arcillas presentaron valores de K_d altos, implicando una buena atenuación y protección del acuífero.

Modelo conceptual de funcionamiento del sistema acuífero de Coronel Moldes en el área afectada por el basural municipal

El planteo del modelo conceptual de funcionamiento del acuífero permite comprobar hipótesis a partir de la construcción teórica del funcionamiento del sistema que luego, con la implementación de la modelación geoquímica, dará una idea más definitiva y próxima a lo que realmente ocurre en el acuífero afectado por la fuente contaminación analizada.

A partir del estudio hidroquímico pudo definirse una zona de contaminación, debajo del basural, resultante de la mezcla del agua del acuífero y los lixiviados procedentes la laguna de efluentes, y del basural, que percolan a través de la zona no saturada hasta infiltrarse en el acuífero libre Coronel Moldes.

Puede estimarse que las características analizadas en el agua subterránea de P2 y P3, sus compuestos inorgánicos y orgánicos, reflejan la influencia de los lixiviados provenientes del basural y de laguna de efluentes sobre el acuífero. Una vez alcanzada la zona saturada, éste se mezcla con el agua del acuífero. En la dirección del flujo desde P2 hacia P3, se produce una variación gradual de la mezcla a medida que los procesos físico-químicos actúan disminuyendo las diferencias químicas entre ambos fluidos. De este modo el acuífero inmediatamente debajo del basural presenta las concentraciones más altas de todos sus constituyentes, mientras que el agua del acuífero, 30 m aguas abajo del basural, evidencia una disminución de los mismos.

El modelo conceptual señala la importancia de la zona no saturada y el suelo sobre la protección del acuífero como factores fundamentales en los procesos de adsorción, intercambio, precipitación, oxidación y filtrado para muchos compuestos orgánicos e inorgánicos.

La Figura 10.51 representa en forma esquemática el proceso de contaminación por el basural y la evolución de la mezcla con el agua no contaminada del acuífero.

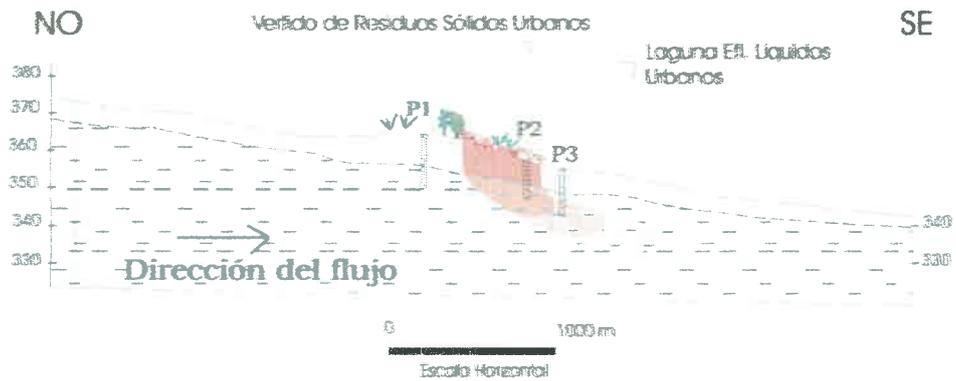


Figura 10.51: Perfil representando en forma esquemática la contaminación a partir de la composición del agua subterránea y de los datos obtenidos de P2 y P3.

CAPÍTULO 11

MODELACIÓN GEOQUÍMICA

MODELACIÓN GEOQUÍMICA

Conceptos básicos

El agua subterránea moviliza los contaminantes una vez que éstos han atravesado la zona no saturada y han alcanzado el nivel freático. A partir de aquí, el transporte de solutos en el acuífero se ve afectado por procesos hidrodinámicos, químicos y bioquímicos que modifican su concentración y características. En general, las sustancias disueltas no son sustancias inertes y durante el curso de su migración pueden verse involucrados en procesos fisicoquímicos que afecten su movilidad (Fetter, 1993).

En general, se produce una transferencia de masa y no una transformación de los contaminantes durante el transporte. Los principales procesos de transporte son la advección, difusión, dispersión y adsorción. Estos mecanismos afectan y condicionan el transporte de solutos en un acuífero (Appelo y Postma, 1996).

La advección es el proceso por el cual los solutos son transportados a la misma velocidad media del agua subterránea, es decir, por el movimiento de la masa de agua subterránea que fluye. La velocidad real del agua en los poros del acuífero será:

$$v_p = \frac{v_D}{m_e} = \frac{K}{m_e} \frac{dh}{dl}$$

Donde v_D es la velocidad de Darcy, m_e es la porosidad eficaz, K la permeabilidad del material y dh/dl el gradiente hidráulico.

El proceso de dispersión hidrodinámica actúa diluyendo los contaminantes y disminuyendo su concentración (Zaporozec, 2002). Es el mecanismo por el cual se producen fenómenos de dispersión o extensión de mezcla o dilución del soluto al moverse en el medio poroso. Consta a su vez de dos mecanismos que ocurren simultáneamente y que son claramente diferenciables, la dispersión mecánica y la difusión molecular.

La difusión molecular en una solución es el proceso por el cual los constituyentes iónicos o moleculares se mueven bajo la influencia de su actividad cinética en la dirección de su gradiente de concentración. La difusión se da incluso en ausencia de movimiento de la masa de agua y sólo cesa cuando se anulan los gradientes de concentración. La difusión cobra mayor relevancia dentro de la dispersión hidrodinámica para pequeñas velocidades de flujo (Cerón et al., 2005).

Este proceso es descrito por la primera ley de Fick, en estado estable (p.e. la concentración no varía con el tiempo):

$$F = -D_{xx} (dC/dx)$$

La masa de sustancia que se difunde y pasa a través de un área por unidad de tiempo es proporcional al gradiente de concentración, donde F es el flujo difusivo, (m^2/s) y el signo negativo indica que el transporte es en la dirección de decrecimiento de la concentración, D_m es coeficiente de difusión efectiva (m^2/s) para el medio poroso, C es la concentración de soluto, x es la distancia desde la fuente contaminante y $\partial C/\partial x$ es el gradiente de concentración en la dirección x (Domenico y Schwartz, 1990). En general los valores de coeficientes de difusión D_w están disponibles en la literatura, los cuales deben ser convertidos a valores de D_m para medios porosos.

$$D_m = (n/\tau) D_w$$

Donde n es la porosidad (o fracción del volumen de agua en la zona saturada) y τ es la tortuosidad del medio.

La dispersión mecánica, que ocurre como consecuencia de las variaciones locales de la velocidad alrededor de la velocidad media del flujo, es un proceso advectivo y no un proceso químico (Domenico y Schwartz, 1990). La dispersión se refiere a los procesos de mezcla debido a la estructura porosa del medio, que origina variaciones locales del módulo y dirección del vector de velocidad con respecto a su valor medio. Esto a su vez es causa de mezcla y expansión del contaminante (Carrera, 1984).

La principal causa de las variaciones en la dirección y rangos de transportes es el medio poroso no ideal. La variable más importante es la conductividad hidráulica y la dispersión mecánica es generada como consecuencia de la falta de idealidad en todas las escalas (Domenico y Schwartz, 1990).

La dispersión transversal reducirá las concentraciones en todas las direcciones detrás del frente advectivo, mientras que la dispersión longitudinal sólo lo hará en la porción frontal de la pluma (Domenico y Schwartz, 1990). Generalmente, la dispersión longitudinal es mayor a la transversal, resultando en una distribución de la concentración en forma de elipsoide.

La naturaleza del fenómeno de la dispersión y su formulación matemática son temas todavía en discusión. La dispersión está afectada por lo que se llama un Factor de Escala, es decir, los valores de la dispersión varían desde unos centímetros en los experimentos de laboratorio, a algunos metros, para estudios de trazadores, y decenas o centenares de metro para problemas de contaminación regional (Figura 11.1). La explicación comúnmente aceptada es que el coeficiente de dispersión longitudinal es una medida de la escala de heterogeneidad que no está incluida en el análisis (y a mayor área, mayor heterogeneidad) (Cerón et al., 2005) La tendencia general del gráfico de Gelhar et al. (1985) sugiere que la dispersividad longitudinal es alrededor del 10% de la distancia recorrida:

$$\alpha_L = 0,1 x$$

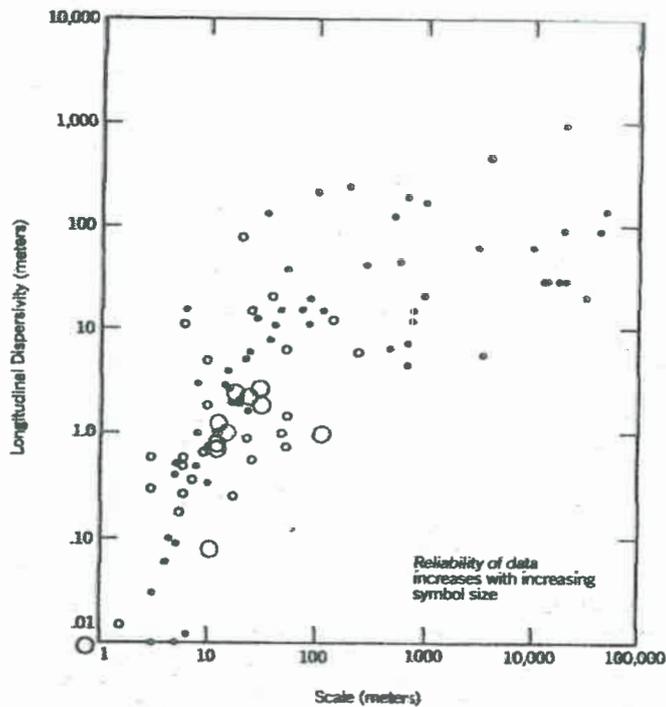


Figura 11.1: Escala de observación versus dispersividad longitudinal (Gelhar et al., 1985) En: Domenico y Schwartz (1990).

Parece lógico que grandes dispersividades en campo están dadas por la variación en los tiempos de llegada al pozo de observación, lo que significa que la distribución de la permeabilidad en el acuífero es la principal propiedad que afecta el proceso (Appelo y Postma, 1996).

El coeficiente de dispersión hidrodinámica D_L , en la dirección del flujo, es representado por el producto entre la velocidad del agua en el medio poroso y la dispersividad α , despreciando a menudo la contribución del coeficiente de difusión molecular (Domenico y Schwartz, 1990):

$$D_L = v \cdot \alpha_L + D_m$$

Cuando v tiende a 0, p.e. en sedimentos arcillosos o de baja permeabilidad, la dispersión hidrodinámica es igual al coeficiente de difusión molecular.

Si se combinan estos procesos en una sola ecuación que describa los cambios en la concentración debido al transporte, dispersión y sorción, en medios porosos saturados, el transporte químico está gobernado por la ecuación:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = D_r \frac{\partial^2 C}{\partial x^2} - v_r \frac{\partial C}{\partial x} \pm \frac{r}{M}$$

donde C es la concentración del soluto (mol/l), v representa la velocidad de agua en los poros (m/s), D_x el coeficiente de dispersión hidrodinámica (m^2/s) en la dirección x , r tiene en cuenta la masa de soluto degradada, adsorbida o aportada por el medio sólido por unidad de tiempo y m es la porosidad.

Condiciones de estabilidad para el modelo de transporte

Para lograr estabilidad numérica en el modelo de transporte se imponen restricciones en la discretización espacial y temporal a partir de los parámetros adimensionales conocidos por el Número de Peclet (Pe) y el Coeficiente de Courant (Co) (Carreras, 1984):

$$Pe = \Delta x \cdot v / DL = \Delta x / \alpha$$

Donde Δx es la distancia media entre nodos, v es la velocidad, DL es el coeficiente de dispersión y α es la dispersividad. Pe mide la importancia relativa entre el transporte por advección y por dispersión, si Pe es grande (>1) suele decirse que la componente advectiva es dominante. Por ende, cuando el Pe es bajo la componente dispersiva es dominante, el frente de soluto es relativamente suave.

La Figura 11.2 muestra las variaciones de la relación entre el Coeficiente de dispersión DL con el coeficiente de difusión D_m (D_f en el gráfico) con el N° de Peclet. Allí pueden observarse dos regiones, a valores bajos de Pe (bajas velocidades de flujo) la relación DL/D_m es constante, mientras que a valores altos de Pe la relación DL/D_m se incrementa linealmente con Pe . Esto puede interpretarse como a bajos números de Pe , y por lo tanto bajas velocidades, la difusión mueve los contaminantes en el agua más rápido que el flujo advectivo, la dispersión está controlada por la difusión. A altos números de Pe (equivalentes a altas velocidades de flujo) la relación DL/D_m se incrementa 1:1 con el número de Pe . En una columna específica de extensión L , la extensión del frente al final de la columna será independiente del tiempo de flujo. Esto se mantiene con números de $Pe > 1$ o con velocidades superiores a los 50 m/año. De este modo la extensión del frente depende solamente de la distancia recorrida (Appelo y Postma, 1996).

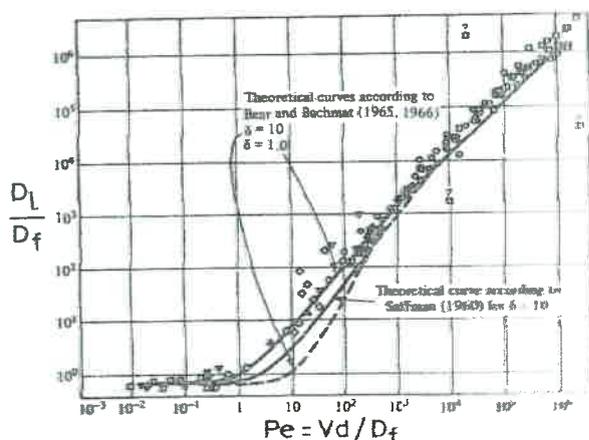


Figura 11.2: Relación Coeficiente de dispersión/difusión versus número de Peclet (Bear, 1972). En Appelo y Postma (1996).

El coeficiente de Courant (Co) mide la fracción de distancia entre nudos recorrida durante un intervalo de tiempo (Carrera, 1984):

$$Co = \Delta t \cdot v / \Delta x$$

Varios autores: Huyakorn y Pinder (1983), Wolfgang (1986), Carrera et al. (1989) y Samper Calveti (1994) plantean que se requiere $Co < 1/3$ con el fin de evitar que se produzca una cierta dispersión numérica, sin embargo, remarca que según experiencias obtenidas en la práctica se plantea que los problemas numéricos sólo se presentan en los casos donde $Co > 1$ y que para valores menores o iguales que 1 no observó inestabilidad.

Modelación hidrogeoquímica. Concepto y programas de aplicación

Se conoce como Modelación Hidrogeoquímica al proceso por el cual los procesos fisicoquímicos se aplican a la interpretación del origen y funcionamiento de sistemas hidrogeoquímicos (Jenne, 1979). Como se sabe, la composición química del agua es el resultado de una compleja interacción entre procesos físicos y químicos que tienen lugar a lo largo del flujo, principalmente la interacción química con minerales, gases y materia orgánica y la mezcla con otras aguas debido a la dispersión y a la difusión (Appelo y Postma, 1996).

Los modelos hidroquímicos se emplean fundamentalmente para predecir la distribución de las diferentes especies químicas presentes en una solución acuosa, así como la transferencia de materia que se produce al poner en contacto diferentes fases (Cerón et al., 2005). La teoría termodinámica permite predecir como reaccionarán los componentes en sistemas de diferente complejidad y cuál será su estado final una vez finalizada las reacciones. La aplicación de estos conceptos es de gran utilidad en aguas subterráneas, permitiendo comprender el origen de la composición de las mismas y las causas de sus variaciones espaciales y temporales (Martínez et al., 2000).

La complejidad de los cálculos que requieren los modelos de equilibrio, consecuencia de la complejidad de los sistemas hidrogeoquímicos reales y de la necesidad de utilizar procedimientos iterativos, se ve superada gracias a la ayuda de códigos de computación diseñados a tal efecto (Martínez et al., 2000). En la década de los '70 comenzó a difundirse la utilización de modelos hidrogeoquímicos entre ellos WATEQ (Truesdell y Jones, 1974). La evolución de estos códigos dio lugar a otros mundialmente conocidos como MINEQL (Felmy et al., 1984), NETPATH (Plummer et al., 1991) PHREEQM (Parkhurst et al., 1980) y PHREEQC2.0 (Parkhurst y Appelo, 1999). Éste último incluyó la posibilidad de simular el transporte unidimensional de solutos en agua subterránea incorporando todos los términos del transporte en conjunto con las posibilidades de simulación hidrogeoquímica originales de PHREEQM. Actualmente se están realizando intentos para conseguir un modelo de flujo en dos y tres dimensiones acoplado al transporte reactivo constituyendo una herramienta extremadamente poderosa de investigación hidrogeoquímica (Martínez et al., 2000).

Los modelos de balance, usando el programa NETPATH (Plummer et al., 1991), han sido implementados con éxito a lo largo de todo el mundo en un amplio rango de situaciones: evaporación de lagos (Plummer et al., 1994; Wang y Luo, 2001), evolución hidrogeoquímica a lo largo de la línea de flujo (Lyons y Bird, 1995; Varsányi y Kovács, 1997; Cronin et al., 2005; Zhenxue y Samper, 2006; Blumhagen y Clark, 2008), balance de masas usando isótopos (Murphy y Schramke, 1998; Anderson et al., 2006; Bouhlassa y Aiachi, 2002; Katz et al., 2004; Kulongoski et al., 2005; Quiroz Londoño et al., 2008), estudio del comportamiento de elementos traza (Sracek et al., 2004; Gomez et al., 2008) y modelación en acuíferos costeros y mezcla de aguas (Martínez et al., 1995; Brown et al., 2000; Pitkänen et al., 1999; Malcolm y Soulsby, 2001) entre otros.

Del mismo modo la implementación del código PHREEQC (Parkhurst y Appelo, 1999) ha sido ampliamente distribuido y utilizado tanto en la modelación inversa, procesos de mezcla y en simulación del flujo advectivo-dispersivo (Brown et al., 1998; Postma y Appelo, 1999; Martínez y Bocanegra, 2002; Guler y Thyne, 2004; Von der Heyden y New, 2004; Kebede et al., 2005; Petalas y Lambrakis, 2006; Rosenthal et al., 2006; Uliana et al., 2007; Foppen et al., 2008; Laaksoharju et al., 2008; Yidana et al., 2008; entre otros)

El desarrollo de los modelos matemáticos capaces de simular y predecir la contaminación del agua subterránea constituye una herramienta fundamental en hidrogeología. Estos modelos permiten resolver importantes problemas referentes a la calidad de aguas procedentes de diferentes escenarios como son plantas industriales, zonas de almacenamiento de residuos, etc (Ward y Robinson, 2000).

La comparación del modelo geoquímico con datos de campo o de laboratorio permite validar el modelo numérico así como el esquema de reacciones. Esto previene graves errores y la violación de leyes químicas básicas, mostrando el

nivel de conocimiento (Appelo y Postma, 1996). La modelación hidrogeoquímica es más que sólo una herramienta para facilitar cálculos, provee la capacidad de corroborar un concepto o un set de reacciones químicas de problemas geoquímicos o ambientales (Appelo y Postma, 1996).

Tipo de modelos hidrogeoquímicos

Existen dos tipos de modelos para describir reacciones hidrogeoquímicas: modelos directos y modelos inversos.

Los modelos directos son aquellos en los cuales conocida la composición inicial de una solución y establecidas las reacciones hidrogeoquímicas que se piensan tienen o tendrán lugar en el sistema, se obtiene como resultado una solución final que es el producto de esas reacciones. Permiten hacer predicciones acerca del funcionamiento de un sistema y son especialmente útiles en el caso de situaciones hipotéticas o con un elevado nivel de incertidumbre respecto a las características reales del medio (Martínez et al., 2000).

Los modelos inversos resultan de mayor utilidad cuando el conocimiento del medio reactivo es mayor y se trata de cuantificar procesos que sean plausibles para explicar los cambios de composición observados sobre una línea de flujo. Proporcionan varias soluciones posibles.

Los modelos inversos son aquellos que calculan las reacciones que tienen lugar a partir de una composición inicial y final conocida y un cierto número de reacciones posibles que puedan tener lugar en el sistema considerado. El programa calcula la cantidad neta de masa transferida entre las diferentes fases del medio (líquida, sólida y gaseosa) para cada una de las reacciones especificadas.

SOLUCIÓN INICIAL + REACCIONES = SOLUCIÓN FINAL

También es posible la simulación de las mezclas de aguas mediante la incorporación de dos soluciones iniciales y la indicación de la proporción de mezcla, sobre la base de un componente, en general considerado conservativo (Martínez et al., 2000).

Selección de los códigos utilizados

Para la Modelación Hidrogeoquímica en el acuífero Coronel Moldes se seleccionaron los códigos NETPATH (Plummer et al., 1991) y PHREEQC 2.0 (Parkhuts y Appelo, 1999) para el desarrollo de modelos inversos y simulación del transporte reactivo unidimensional considerando los términos de la ecuación de transporte.

NETPATH (Plummer et al., 1991) es un programa de computación interactivo usado para interpretar el balance de masas de las reacciones geoquímicas entre un agua inicial y final a lo largo de la línea de flujo. Estas reacciones consisten de masas (por Kg de agua (H₂O)), de posibles minerales y gases que pueden entrar o salir del agua inicial a lo largo de la línea de flujo y que definen la composición del agua final según las restricciones químicas seleccionadas. Alternativamente, el programa permite observar la composición y las reacciones geoquímicas de un agua final que resulta de las proporciones de mezcla de dos aguas iniciales. El programa se basa en la composición geoquímica del sistema hidrológico, por lo que su conocimiento resulta fundamental en el proceso de modelado. Los modelos conceptuales tienden a explicar las características químicas del sistema en términos de interacción agua/suelos/aire en el sistema. De este modo, los cálculos obtenidos en la modelación son usados en la interpretación de las reacciones geoquímicas, las proporciones de mezcla, los procesos de evaporación y/o dilución de aguas y la transferencia de mineral en la evolución química de aguas naturales (Plummer, et al., 1991).

El primer paso para el uso de NETPATH (Plummer et al., 1991) es el uso de una base de datos denominada DB. Los datos almacenados en este último son usados por WATEQFP (otro programa dentro de NETPATH) para los cálculos de especiación química y la determinación de varios parámetros como alcalinidad, balance de masas, índices de saturación mineral y los coeficientes de actividad acorde a los valores de fuerza iónica de cada solución (Plummer et al. 1976). Una vez cargados los datos químicos en DB se ingresan, en NETPATH (Plummer et al., 1991), las fases minerales y los elementos químicos. Allí es posible indicar procesos de mezcla y cálculos considerando procesos redox o de evaporación.

(Martínez et al., 2000) señalan que un inconveniente de estos modelos se centra en que al calcular la transferencia de masas no incluyen las condiciones termodinámicas, sin respetar los datos de equilibrio arrojados por WATEQFP (Truesdell y Jones, 1974). De esta manera el usuario debe comprobar que el estado de saturación del agua respecto a los distintos minerales, resulta coherente con las disoluciones y precipitaciones calculadas. Estos modelos requieren análisis bien equilibrados y libres de errores analíticos o incompletos.

Otro programa utilizado, que posee las mismas utilidades que NETPATH y aún más, dado que permite la simulación de transporte reactivo, es PhreeQC (Parkhurst y Appelo, 1999). Su utilización en este trabajo radica en simular del transporte reactivo unidimensional considerando los términos de la ecuación de transporte. De su implementación se obtiene la evolución de reacciones hidrogeoquímicas calculando en cada momento de la reacción, el pH, la especiación iónica, las molaridades de las especies disueltas, los índices de saturación de los minerales disueltos, transferencia de masa que ha tenido lugar en cada paso de la reacción simulada, modelización de transporte en una dimensión, incluyendo los mecanismos de dispersión.

Aplicación de modelos en el acuífero de Coronel Moldes

Los modelos inversos, han sido seleccionados con el fin conocer las reacciones hidrogeoquímicas que dan lugar a la composición química observada a lo largo de líneas de flujo, conocer cuales son las fases reactivas a lo largo de líneas de flujo para identificar los procesos que causan los distintos tipos de aguas en el sistema acuífero. El objetivo de la aplicación de modelos hidrogeoquímicos usando NETPATH (Plummer et al., 1991) radica en evaluar la validez termodinámica de un modelo de reacciones posibles mediante balance de masas, descartando aquellos modelos no válidos termodinámicamente.

Las reacciones químicas para el acuífero Coronel Moldes fueron analizadas en tramos cortos y locales de las líneas de flujo, con el fin de conocer la evolución geoquímica de aguas evolutivamente relacionadas, estableciendo las condiciones geoquímicas asociadas a la presencia y movilización del As y el F- en el agua subterránea. A fin de estimar aquellos sitios más influenciados por el proceso de recarga natural se analizaron modelos hidrogeoquímicos considerando el incremento de salinidad por un factor de evaporación, utilizando al ion Cl⁻ como conservativo. En el ámbito del basural, a escala de detalle, la implementación de modelos hidroquímicos pretende validar y completar el modelo conceptual de funcionamiento del acuífero, identificando proceso de mezcla y aquellas reacciones que ocurren a lo largo de la línea de flujo, frente a cambios químicos inducidos en el acuífero, empleando al ion Cl⁻ en el cálculo de las proporciones de mezcla.

Modelación geoquímica a escala de semidetalle y local

Como se ha visto en el estudio a escala de semidetalle en el acuífero libre de Coronel Moldes, la distribución de tipos de agua por su salinidad y facies hidroquímicas no se corresponde con el sistema de flujo regional, resultando en una distribución heterogénea. A partir de los conceptos evolutivos de aguas (Chevotarev, 1955) y la aplicación de los conceptos termodinámicos (Garrels y Christ, 1965), es posible plantear modelos evolutivos localizados.

El esquema conceptual que apoya a estos modelos es que aún los cambios producidos por heterogeneidades locales en trayectos cortos responden a los principios termodinámicos que determinan la serie evolutiva de Chevotarev (1955). De tal manera es posible proponer que las aguas de facies sulfatadas o cloruradas sódicas han evolucionado de aguas de tipo bicarbonatado sódico previamente.

Análisis de la composición en áreas de recarga

A través de la modelación geoquímica se intenta explicar la composición del agua bicarbonatada sódica, vinculadas a áreas de recarga local, partiendo de

la composición del agua de lluvia y su interacción con las fases sólidas en la zona no saturada.

Para este análisis se consideró a muestras de aguas tomadas en la zona de médanos, en sitios próximos a estos y en otros puntos de la llanura, correspondientes a pozos no afectados por procesos de contaminación ni por procesos de descarga natural. Se consideró en este análisis aquellas muestras utilizadas para el cálculo de recarga mediante el método de balance de Cl^- . Con esto se pretenden corroborar los valores de recarga obtenidos además de conocer las reacciones químicas que controlan la química del agua en esta parte del acuífero.

Se consideró al factor de evaporación utilizando al ion Cl^- , conservativo, como factor de concentración. Las fases (Phases) y compuestos químicos (constraints) que se utilizaron se presentan a continuación (Tabla 11.1):

Tabla 11.1: Componentes iónicos y fases minerales consideradas en la modelación. Agua inicial: agua de lluvia. Agua subterránea final: P1, B61, B19

Constraints		Phases		Parameters
Carbon	Calcium	Calcite	Mg/Na EX	Mixing: No
Sodium	Sulfur	Na ₂ SO ₄	CO ₂ gas	Evaporation: yes
Magnesium		ExchangeCa	Hornblnd	Rayleigh calcd:
Potassium				No
Fluoride		Fluorapatite	Illite	Exchange: Ca/Na
Chloride		K-spar		

El programa requiere para su funcionamiento que exista al menos una fase para cada uno de los iones incorporados (*Constraints*). Para la incorporación de fases en la modelación geoquímica se consideraron los minerales observados en el estudio mineralógico, y los realizados por otros autores a materiales similares (Cantú, 1992; Blarasin, 1984; Ortolani, 2007), presentes en este acuífero y que influyen la composición química final del agua subterránea.

La fase Calcita representa el $CaCO_3$, el cual se sabe se encuentra en abundante proporción en el acuífero, formando niveles entoscados continuos o disperso, en nódulos de tamaño diverso, así como feldespatos potásico e illita, como fuente de K^+ , hornblenda, como fuente de Ca^{+2} y Mg^{+2} , y la fase Fluorapatita o Fluorita, como fuente de F^- , frente a la imposibilidad de incluir las impurezas en el vidrio volcánico.

En el caso de los sulfatos, cuya presencia se explica principalmente a través de la concentración por agua de lluvia, requirió incluir la fase Na_2SO_4 o mirabilita. Si bien no se efectuaron los estudios químicos que confirmaran la presencia de este mineral, no se descarta la posibilidad que esta fase este presente, aunque en pequeñas cantidades, pudiendo ser incorporada en el modelo como fuente de sulfatos. La fase Exchange se incorporó para representar el intercambio

$[Ca^{+2}+Mg^{+2}]/Na^+$ del mismo modo Mg^{+2}/Na^+ EX a partir de las arcillas presentes en el acuífero y la fase CO_2 gas representando al sistema abierto.

A partir de las muestras de agua tomadas en la zona de médanos y para aquellas menos evolucionadas de la llanura próxima a los médanos, se obtuvieron factores de evaporación entre 3,5 y 12,8, lo cual supone porcentajes de recarga entre 29% y 8% respectivamente (B19 7,8%, B61 12,6%, P1 28,5%), éstos valores calculados para una precipitación promedio de 831 mm (1896-2007). La composición iónica del agua de lluvia de Coronel Moldes y del agua subterránea en los pozos usados en los modelos de balance de masa se presenta en la Tabla 11.1. Aunque la modelación arrojó varios modelos posibles que usan las fases y constraints seleccionadas junto a las restricciones impuestas, como es la disolución de los silicatos, sólo un modelo fue seleccionado correcto desde el punto de vista termodinámico. En la selección del modelo fueron descartados aquellos que no incluían $CaCO_3$, que se sabe está presente en el acuífero cementando diferentes niveles y los modelos que no incluían procesos de intercambio catiónico, que se sabe son importantes en estos materiales. Los modelos seleccionados se muestran en la Tabla 11.2.

La composición del agua bicarbonatada sódica (menos evolucionada) en las zonas de recarga resultado de la disolución de calcita en sistema abierto, consumo de CO_2 gas, transferencia de masa positiva en la fase Exchange, indicando que Na^+ es liberado desde las posiciones de intercambio, hacia la solución, y Ca^{+2} y Mg^{+2} incluidos en los sitios de intercambio en una proporción 2:1 junto al intercambio positivo Mg^{+2}/Na^+ , el cual en algunos modelos involucra un número reducido de moles. El signo positivo en las reacciones de intercambio indican que la reacción ocurre de derecha a izquierda, con liberación del Na^+ y una adsorción de Ca^{+2} y Mg^{+2} .

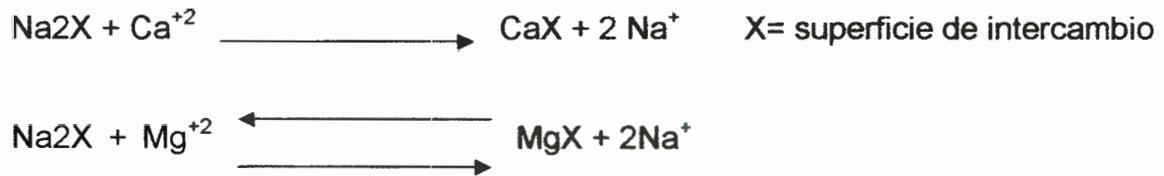


Tabla 11.1: Composición iónica (mmol/l) del agua de lluvia de Coronel Moldes y del agua subterránea de los pozos usados en los modelos de balance de masa. Localización de los pozos Figura 8.2.

	Agua de lluvia	P1	B61	B19
C total	2,1078	6,8045	9,0588	11,2256
S total	0,0822	0,2049	0,5812	0,4346
Ca ⁺²	0,0599	0,8987	0,2198	0,2398
Mg ⁺²	0,0802	0,6828	0,1807	0,2018
Na ⁺	0,0261	4,0268	9,6405	12,4146
Cl ⁻	0,0818	0,2822	0,6454	1,0476
F ⁻	0,0042	0,0790	0,1633	0,1159
K ⁺	0,0179	0,1500	0,1707	0,1587

Tabla 11.2: Resultado de los modelos geoquímicos inversos en el estudio de la composición del agua subterránea en áreas de recarga en la zona de Coronel Moldes. Considerando al agua inicial al agua de lluvia. Valores en mmol/l.

N° de pozo (Agua final)	Factor de evapotranspiración	disolución de calcita	Consumo de CO ₂	intercambio Ca ⁺² /Na ⁺	Intercambio Mg ⁺² /Na ⁺	Procesos				
						disolución de feldespato K	disolución de homblenda	equilibrio con illita	disolución de fluorapatita	equilibrio con Na ₂ SO ₄
P1	3,5	0,59350	-0,7291	0,59336	-	-	0,10704	0,04260	0,01869	-0,02286
B61	7,9	0,43472	-1,3943	0,54920	0,05730	0,00374	-	-	0,01649	-0,00857
B19	12,8	0,39242	-1,6237	0,45779	0,06216	-	-	-0,00918	0,00484	-0,04831

Se observa entonces una liberación de Na^+ y una adsorción de Ca^{+2} por aproximadamente 0,5 mmol/kg H_2O . Del mismo modo ocurre una liberación del Na^+ y una adsorción de Mg^{+2} por aproximadamente 0,06 mmol/kg H_2O .

La disolución de minerales silicatados (hornblenda, feldespato potásico) aportan parte de K^+ , Mg^+ en solución. Los modelos muestran condiciones próximas al equilibrio con illita y el equilibrio con Na_2SO_4 que explica la concentración de SO_4^{-2} a partir de la concentración por evaporación del agua de lluvia.

El aumento de F^- en la solución, derivado principalmente del vidrio volcánico presente en los sedimentos, podría estar representado por la disolución de fluorapatita en todos los modelos. Los índices de saturación calculados con Aquachem indican la subsaturación respecto a minerales silicatados entre los que se encuentra sílice amorfa, principal portador de F y As en el agua subterránea.

Los modelos seleccionados para explicar la composición de aguas bicarbonatadas sódicas a partir del agua de lluvia en zona de recarga local indican que los principales procesos involucran disolución de calcita, intercambio catiónico y disolución de silicatos.

Análisis de la evolución geoquímica a lo largo de filetes de flujo

Si bien la distribución de tipos de agua por su salinidad y facies hidroquímicas no se corresponde con el sistema de flujo regional, y resulta heterogénea, a partir de los conceptos evolutivos de aguas (Chevotarev, 1955) y la aplicación de los conceptos termodinámicos (Garrels y Christ, 1965), es posible plantear modelos evolutivos localizados. El esquema conceptual que apoya a estos modelos es que aún los cambios producidos por heterogeneidades locales en trayectos cortos responden a los principios termodinámicos que determinan la serie evolutiva de Chevotarev (1955). De tal manera es posible proponer que las aguas de facies sulfatadas o cloruradas sódicas han evolucionado de aguas de tipo bicarbonatado sódico previamente.

La modelación en este punto se implementó a fin de explicar la composición de aguas bicarbonatadas sódicas, partiendo de la composición del agua de lluvia y su interacción con las fases sólidas en la zona no saturada y a fin de determinar los cambios químicos en la evolución desde aguas bicarbonatadas a sulfatadas sódicas. Las reacciones químicas se modelaron implementando modelos inversos entre dos aguas (inicial y final) a lo largo de líneas de flujo en tramos cortos y locales. Se trabajó con la evolución de los iones mayoritarios, algunos minoritarios y trazas.

Al intentar explicar la composición de muestras bicarbonatadas sódicas tomadas de la llanura, a partir del agua de lluvia con un factor de evaporación se obtuvieron resultados inconsistentes con los cálculos de recarga, surgiendo la necesidad de

incorporar un factor evaporación sumamente elevado para justificar el incremento de cloruros. Se decidió entonces aplicar la modelación incluyendo la disolución de NaCl posiblemente presente en el sedimento en forma pulverulenta. En la Tabla 11.3 y 11.4 se presentan la composición de las aguas y fases utilizadas para estos modelos.

Tabla 11.3: Composición iónica (mmol/l) del agua de lluvia de Coronel Moldes y del agua subterránea de los pozos usados en los modelos. Localización de los pozos Figura 8.2.

Componentes	Agua de lluvia	B36	B24	B26
C total	2,1078	14,9641	8,6521	10,3150
S total	0,0822	0,8227	2,9783	1,0683
Ca ⁺²	0,0599	0,0800	0,5197	0,4197
Mg ⁺²	0,0802	0,1607	0,6014	0,3418
Na ⁺	0,0261	21,0347	15,5024	14,4412
Cl ⁻	0,0818	1,7771	4,6803	2,4202
F ⁻	0,0042	0,6327	0,1792	0,0738
K ⁺	0,0179	0,1511	0,2254	0,2125

Tabla 11.4: Componentes iónicos y fases minerales consideradas en la modelación. Agua inicial: agua de lluvia. Agua subterránea final: B24, B36, B26.

Constraints		Phases		Parameters
Carbon	Calcium	Calcite	Hornblenda	Mixing: No
Sodium	Sulfur	Mirabilite	CO ₂ gas	Evaporation: No
Chloride	Magnesium	ExchangeCa	ClNa	Rayleigh calcd: No
Fluride	Potassium	Fluorapatite	Illite	Exchange: Ca/Na

Los modelos (Tabla 11.5) indican que la composición del agua menos evolucionada estaría principalmente controlada por procesos de disolución de CaCO₃ en sistema abierto, intercambio catiónico con adsorción de Ca⁺² y liberación de Na⁺ y procesos de disolución de silicatos. El aumento de Cl⁻ y SO₄⁻² desde el agua inicial y final requiere que ocurra una importante disolución NaCl y Na₂SO₄. Como se ha señalado se incluyó NaCl por la necesidad de incluir fases para explicar el aumento de cloruros en el agua del acuífero. Puede estimarse que podría haber NaCl procedente de voladuras de sales de áreas bajas halomórficas (es decir disolución de halita) y de sales precipitadas en procesos de desecación (evaporación total) en la zona no saturada en un ambiente semiárido. Sin embargo queda claro que la mayor parte del Na⁺ en el acuífero deriva de las posiciones de intercambio en las arcillas y de procesos de hidrólisis de los minerales silicatados. Así mismo se considera que el Cl⁻ procede fundamentalmente de la recarga de lluvia que va siendo incorporado por el agua del acuífero en su circulación regional.

Tabla 11.5: Resultado de los modelos geoquímicos inversos en el agua subterránea bicarbonatada sódica de la zona de Coronel Moldes. Considerando como agua inicial al agua de lluvia. Valores en mmol/l.

N° de pozo (Agua final)	Procesos							
	Disolución de calcita	Disolución de CO ₂	Intercambio Ca ²⁺ /Na ⁺	Disolución de NaCl	Disolución de homblenda	Disolución de illita	Disolución de fluorapatita	Disolución de Mirabilita
B36	5,76910	7,08724	8,91621	1,69526	0,02495	0,22205	0,62845	0,74044
B24	1,69294	4,85137	2,54285	4,59853	0,43471	0,34578	0,17500	2,89605
B26	4,88372	3,32345	5,05229	2,33841	0,18051	0,32437	0,06957	0,98607

En la modelación para determinar los cambios químicos en la evolución desde aguas bicarbonatadas a sulfatadas sódicas se tomaron como aguas iniciales y finales aquellas señaladas en la Tabla 11.8. Considerando el modelo conceptual planteado en el que aguas de facies sulfatadas sódicas han evolucionado de aguas de tipo bicarbonatado sódico previamente, se modelaron aguas bicarbonatadas sódicas como aguas iniciales y aguas sulfatadas-bicarbonatadas sódicas como aguas finales.

En todos los modelos se trabajó con la evolución de los iones mayoritarios (HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Na^+ , K^+ ; Ca^{+2} , Mg^{+2}) y F^- y las fases minerales que se muestran en la Tabla 11.6.

Tabla 11.6: Componentes iónicos y fases minerales consideradas en la modelación

Constraints		Phases		Parameters
Carbon	Calcium	Calcite	ClNa	Mixing: No
Sodium	Sulfur	Mirabilite	CO ₂ gas	Evaporation: No
Chloride	Magnesium	Exchange	Hornblenda	Rayleigh calcd: No
Fluoride	Potassium	Fluorapatite	Illite	Exchange: Ca/Na

En la elección de estos modelos, más factibles termodinámicamente para explicar la composición del agua subterránea, se desecharon aquellos modelos que no incluyeran calcita, ya que se sabe que el CaCO_3 es un componente importante del acuífero formando concreciones en forma de nódulos o incluso formando niveles continuos de calcretos. Del mismo modo se consideró que la fase Exchange debía estar presente en el modelo, dado que los análisis mineralógicos indican la presencia de minerales arcillosos a través de los cuales ocurre el intercambio. En adición a esto, estudios de Blarasin (2003) en la ciudad de Río Cuarto, señalan a los procesos de intercambio catiónico como el principal proceso que controla la presencia de Na^+ en el agua subterránea en la planicie predominantemente eólica. Como se sabe que los IS respecto a sílice amorfa resultando subsaturada, esta fase no ha sido incluida en los modelos.

La composición química del agua subterránea utilizada en la modelación y los modelos seleccionados en cada caso se muestran en la Tabla 11. 7 y 11.8.

Tabla 11.7: Composición iónica (mmol/l) del agua de lluvia de Coronel Moldes y del agua subterránea de los pozos usados en los modelos de balance de masa. Localización de los pozos Figura 8.2.

Componentes	B19	B9	B21	B4	B13	B42
C total	11,2256	11,4052	9,6224	12,2232	11,1182	8,3984
S total	0,4346	6,2762	0,7608	4,3829	6,1528	4,4693
Ca ⁺²	0,2398	0,3001	0,4396	0,6100	0,7202	0,6598
Mg ⁺²	0,2018	0,7256	0,4200	0,6924	0,9152	0,7622
Na ⁺	12,4146	29,9784	13,2076	25,3395	27,4399	20,7052
Cl ⁻	1,0476	6,7033	2,3409	5,7344	6,4627	5,3288
F ⁻	0,1159	0,2110	0,0264	0,1688	0,1530	0,2636
K ⁺	0,1587	0,3127	0,2765	0,2665	0,3025	0,3305

Tabla 11. 8: Resultado de los modelos geoquímicos inversos en el estudio de la composición del agua subterránea. Valores en mmol/l.

Agua subterránea		Procesos							
Inicial	Final	Precipitación de calcita	Consumo o disol de CO ₂	Intercambio Ca ⁺² /Na ⁺	Disolución de NaCl	disolución de homblenda	Equilibrio /disol de illita	Disolución/ equilibrio con fluorapatita	Disolución de mirabilita
B21	B9	-0,66454	2,44737	0,68886	4,36233	0,29049	0,06037	0,18468	5,51537
B4	B13	-1,10255	-0,0024	-1,08380	0,72831	0,20786	0,05993	-0,01578	1,76986
B26	B42	-2,80370	0,88710	-1,72329	2,90856	0,37128	0,19658	0,18985	3,40101
B27	B23	-0,85011	0,67750	-1,88553	6,94871	1,47257	0,20108	-0,32150	3,03152
B19	B9	-0,76239	0,94201	0,11245	5,65567	0,45966	0,25667	0,09510	5,84158

La termodinámica indica que, para el modelo donde se considera a los pozos B21 B9 como agua inicial y final, el agua pasa de estar próxima al equilibrio con calcita (B21) a estar sobresaturada (B9), siendo por lo tanto correcto esperar que el modelo indique precipitación de calcita a lo largo de la línea de flujo. En esta evolución se mantienen procesos intercambio catiónico con adsorción de Ca^{+2} y liberación de Na^{+} junto a procesos de disolución de silicatos. Se observa una disolución menor de illita los que eventualmente podría tratarse de condiciones de equilibrio. La disolución de NaCl y Na_2SO_4 reflejan el aumento de cloruros y sulfatos entre el agua inicial y final. El mismo modelo geoquímico resultó de modelar al agua bicarbonatada sódica de B19 y sulfatada-bicarbonatada sódica de B9 (Tabla 11.8).

En el caso de la simulación sobre las líneas de flujo entre B4 y B13, B26 y B42 y entre B27 y B23 los modelos (Tabla 11.8) también indican precipitación de calcita, coincidiendo con el paso de aguas subsaturadas a sobresaturadas respecto a esta fase mineral a lo largo de la línea de flujo. Disolución de NaCl , mirabilita y minerales silicatados (Homblenda e illita). Estos modelos indican procesos de intercambio catiónico con adsorción de Na^{+} y liberación de Ca^{+2} . Si bien hasta ahora todos los modelos indicaban lo contrario, el intercambio con adsorción de Na^{+} también se considera posible en un acuífero con altas concentraciones en este elemento.

De la modelación geoquímica a escala de semidetalle se concluye que los procesos de disolución/precipitación de calcita, intercambio catiónico y meteorización de los silicatos gobiernan las reacciones químicas que resultan de la interacción agua-sólido en el acuífero de la zona de Coronel Moldes. Las reacciones de intercambio ocurren con las arcillas y generan mayormente un aumento de Na^{+} y disminución de Ca^{+2} y Mg^{+2} en la solución a lo largo del flujo subterráneo.

El intercambio iónico de $\text{Ca}^{+2}/\text{Na}^{+}$ con adsorción de Ca^{+2} y liberación de Na^{+} , disolución de calcita y de silicatos constituyen los procesos característicos en la génesis de las aguas bicarbonatadas. En la evolución hacia aguas sulfatadas sódicas los procesos incluyen precipitación de calcita, intercambio catiónico mayormente con adsorción de Na^{+} y liberación de Ca^{+2} y disolución minerales silicatos.

Modelación geoquímica en el acuífero afectado por el basural

A partir de esta modelación se intenta aproximar en el conocimiento de las reacciones que se producen en respuesta a procesos de contaminación, así como también conocer los procesos que controlan la química del agua subterránea en esta parte del acuífero.

A fin de obtener el porcentaje de mezcla entre el agua del acuífero con los lixiviados a partir de la laguna de efluente, se efectuaron modelos utilizando al ion Cl⁻ en los cálculos de proporciones de mezcla. Se consideró también, el porcentaje de mezcla entre aguas del acuífero, aquella sin contaminar (P1) y aquella directamente afectada por los lixiviados (P2). Se sabe que el agua de una zona que se mezcla con otra de distinto origen y composición, modificará la composición de la primera. Conocida la composición de las dos aguas que se mezclan y la composición del agua "intermedia" que resulta de la mezcla de las dos anteriores, es posible cuantificar los porcentajes de cada una en la mezcla final usando un ion que no es incluido en ninguna fase. Se tomaron como soluciones iniciales el agua de P1, tomada al pie del médano, y el efluente de la laguna que se localiza dentro del basural y se realizaron simulaciones teniendo como soluciones finales a P2 y P3.

A modo de ejemplo se presentan cálculos para los porcentajes de mezcla en P2 que resultan de la mezcla del efluente y el agua no contaminada de P1:

$$Cl_{P2} = x Cl_{Efl} + (1 - x) Cl_{P1}$$

Donde:

$$X = \frac{Cl_{P2} - Cl_{P1}}{Cl_{Efl} - Cl_{P1}} \quad \text{Habitualmente } x \text{ se presenta en \%}$$

Y donde:

X = proporción del Efluente en P2

1 - x = proporción de P1 en P2

Los elementos químicos y fases minerales analizadas en los modelos de mezcla se presentan en la Tabla 11.9. La Tabla 11.10 y 11.11 muestra la composición iónica del efluente y del agua subterránea en la zona del basural y los distintos modelos implementados junto a los porcentajes de mezcla obtenidos en cada caso.

Tabla 11.9: Componentes iónicos y fases minerales consideradas en la modelación

Constraints		Phases		Parameters
Carbon	Calcium	Calcite	Mg/NaEX	Mixing: yes
Sodium	Sulfur	Mirabilite	CO ₂ gas	Evaporation: No
Chloride	Magnesium	Exchange	Hematite	Rayleigh calcd: No
		Hornblenda	"CH ₂ O"	
Fluoride	Hierro	Fluorapatite		Exchange: Ca/Na

Tabla 11.10: Composición iónica (mmol/l) de la laguna de efluentes y del agua subterránea de los pozos realizados en la zona del basural de Coronel Moldes.

Componentes	Laguna de efluente	P1	P2	P3
C total	34,6327	7,0310	14,1076	13,0350
S total	1,3100	0,6803	1,0583	1,2645
Ca ⁺²	1,1410	1,0187	0,6398	0,6596
Mg ⁺²	0,5032	0,6215	1,0671	0,7249
Na ⁺	19,7597	4,6227	18,8349	14,6222
Cl ⁻	8,8903	0,3218	3,5514	1,4518
F ⁻	0,0581	0,0737	0,2109	0,0896
K ⁺	0,7576	0,0998	0,1896	0,1844
Fe	0,0078	0,0003	0,0002	0,0003

Tabla 11.11: Resultado de los modelos de mezcla efectuados entre el efluente derivado de la laguna, el agua del acuífero sin contaminar en la zona del basural (P1) y el agua contaminada en P2 y P3. Valores en mmol/l.

	Procesos											
	Agua Inicial 1	Agua Inicial 2	Agua Final	Precipitación de calcita	Oxidación de CH ₂ O	Intercambio bio Ca ⁺² /Na ⁺	Intercambio bio Mg ⁺² /Na ⁺	Disolución de homblen	Precipitación de Hematit	Disolución/ equilibrio con fluorapatit	Disolución de mirabilita	Precipitación/ equilibrio con Illita
Modelo I	Efluent (38%)	P1 (62%)	P2	-5,743	2,4161	-	4,11266	4,60279	-2,3028	0,14306	0,14075	-0,26364
Modelo II	P1 (65%)	P2 (35%)	P3	-2,052	5,5805	-	2,06141	1,98675	-0,9933	-0,03213	0,45192	0,08863
Modelo III	Efluent (13%)	P1 (87%)	P3	-	2,3638	2,04259	1,45783	1,57773	-0,7893	0,01793	0,50117	-0,00362

Modelo I

El Modelo I (Tabla 11.11), refleja que el agua del acuífero debajo del basural estaría conformada en un 62% por agua subterránea no contaminada, de P1, y un 38 % del efluente de la laguna dentro del basural. Es importante señalar que si bien no se conoce la composición de los lixiviados generados por el basural, parte de los porcentajes de mezcla atribuidos al lixiviado de la laguna derivan del aporte de los lixiviados generados a partir del propio basural.

Las reacciones químicas que se generan a partir de la mezcla incluyen precipitación de calcita, disolución de silicatos y reacciones de intercambio con liberación de Na^+ a la solución y adsorción Mg^{+2} y alta presión de CO_2 vinculada a procesos de descomposición de la materia orgánica. La importante cantidad de CO_2 es aportado por la oxidación de la materia orgánica (CH_2O) presente en el efluente que se ve reflejada en los modelos con altos mmoles/Kg de H_2O . Esta reacción marca la influencia del lixiviado con abundante HCO_3^- hacia el agua subterránea, responsable del aumento de este compuesto en el acuífero. La gran cantidad de HCO_3^- y CO_3^{-2} responden al alto aporte de materia orgánica, los cuales causan primero alta disolución de carbonatos y luego precipitación.

El signo negativo para la illita puede estar indicando la neoformación de esta arcilla, la más abundante en los sedimentos del acuífero, representando la disminución de K^+ en P2 en relación al gran aporte recibido desde el efluente. Los modelos muestran disolución de Na_2SO_4 y hornblenda.

El lixiviado que entra al acuífero con mayor fuerza iónica y una composición catiónica relativa diferente a la del agua subterránea natural, favorecerá además las reacciones de intercambio debido a la incorporación de cationes, con diferentes afinidades por los sitios de intercambio y en diferentes concentraciones respecto a las halladas en el acuífero no contaminado, creando un complejo sistema en el frente contaminante que irá cambiando su concentración producto de los procesos de disolución, precipitación e intercambio a lo largo de la línea de flujo.

Se observa un mayor número de moles involucrados en la disolución de fluorapatita, en respuesta a las condiciones favorables para la puesta en solución de F^- a partir de los minerales fuentes. La disminución de Fe, entre el efluente y P2, esta representada por los valores negativos de hematita. La presencia de elevadas cantidades de materia orgánica y altos pH en estas soluciones generan condiciones propicias para la adsorción y precipitación de compuestos metálicos con el Fe, pudiendo estar reflejando además los procesos de adsorción y precipitación de hidróxidos bajo estas condiciones.

Modelo II

Según el Modelo II (Tabla 11.11), el agua subterránea localizada 30 m aguas abajo del basural muestra una composición que es resultado de un 65% del agua subterránea no contaminada, de P1, y un 35 % del agua subterránea directamente influenciada por los lixiviados, P2. La precipitación de calcita, disolución de silicatos y reacciones de intercambio con liberación de Na^+ junto al aumento de CO_2 a partir de la oxidación de la materia orgánica siguen siendo las reacciones que se producen en el acuífero frente al ingreso de contaminantes en la zona del basural. El gran aporte de Na^+ derivado de la contaminación del efluente en P2 puede también quedar reflejado por la disolución importante de Na_2SO_4 .

Los valores negativos de hematita pueden estar reflejando los procesos de adsorción y precipitación de compuestos metálicos con Fe bajo las mencionadas condiciones hidrogeoquímicas. El modelo indica además la disolución de pequeñas cantidades de illita, lo que eventualmente puede considerarse de condiciones de equilibrio.

Modelo III

En el Modelo III (Tabla 11.11), los porcentajes de mezcla entre el agua del acuífero y el efluente reflejan la disminución de la contaminación a los 30 m aguas abajo, respecto a la hallada inmediatamente debajo del basural y la laguna de efluentes. Las reacciones químicas a lo largo de la línea de flujo siguen siendo reacciones de intercambio con liberación de Na^+ , precipitación de calcita (otro modelo no incluido lo indica) y disolución de silicatos. Se observa una disminución de los valores de CH_2O disueltos, lo que puede interpretarse como una disminución en el aporte de materia orgánica hacia la solución, respecto al modelo anterior donde la transferencia de mmol/Kg de H_2O de CH_2O resultó casi el doble de lo hallado en este modelo. En este modelo pueden asumirse las condiciones de equilibrio respecto a illita y fluorapatita, con una menor cantidad de Fe involucrado en la precipitación de hematita.

Modelos IV

En el último caso, Modelo IV, ningún modelo posible fue arrojado por el programa, en respuesta a que el agua final considerada (P3) deriva en mayor porcentaje de agua del acuífero no contaminado, la cual no está siendo considerada en la simulación.

La falta de resultados en esta modelación apoya los resultados de mezcla obtenidos en los modelos II y III donde el agua subterránea de P3, tomada 30 m

aguas abajo del basural, resulta en mayor proporción a partir del agua subterránea no contaminada y no únicamente del agua contaminada y del efluente.

Resultados de los modelos de mezcla

Los porcentajes de mezcla encontrados en los modelos reflejan la influencia de los lixiviados sobre el agua subterránea debajo del basural, en P2, y su disminución 30 m aguas abajo (en P3), reflejando los procesos de atenuación (disolución, precipitación, adsorción, dilución y oxidación) en la zona no saturada y el acuífero frente al ingreso de sustancias contaminantes ajenas al sistema.

Los modelos obtenidos permiten concluir que el incremento del contenido de CE, Cl⁻, Na⁺ y SO₄⁻² en P2 y P3 derivan principalmente del aporte de los lixiviados desde la laguna de efluentes y posiblemente desde el basural, resultando en condiciones geoquímicas locales propicia para algunas reacciones (intercambio, precipitación, oxido-reducción y disolución) que controlan la movilización y concentraciones de Ca⁺², As, F⁻ y Si en el agua del acuífero.

Los procesos de precipitación y adsorción sobre los metales traza resultaron ser los que controlan la concentración de Fe, y otros metales, en el agua del acuífero afectado por la contaminación. Estos elementos metálicos son principalmente movilizados a la solución desde los materiales que componen el suelo y zona no saturada debido a la presencia de los lixiviados derivados del basural y la laguna de efluentes que generaron un ambiente geoquímico favorable.

Los procesos de intercambio, disolución/precipitación, oxidación y adsorción integran los proceso de atenuación más importantes para la llegada de contaminantes al acuífero libre en esta parte del basural municipal. Los espesores de la zona no saturada y la presencia del suelo sobre el que se vierten los residuos proveen condiciones favorables para que actúen los procesos de atenuación natural.

Simulación de transporte reactivo unidimensional

La implementación de la modelación geoquímica en este punto pretende servir como otra herramienta más a fin de ajustar el modelo conceptual del acuífero poroso clástico, típico de la Llanura Chacopampeana, poder conocer mejor su funcionamiento, ajustar parámetros de transporte y estimar los mecanismos que gobiernan su respuesta frente a la contaminación.

El estudio de la evolución hidrogeoquímica usando los modelos de transporte unidimensional de PHREEQC (Parkhurst y Appelo, 1999) ha sido implementado por muchos autores. Este programa provee un método numérico eficiente para la

simulación del movimiento de soluciones a través de una columna o del flujo unidimensional con o sin el efecto de la dispersión. De este modo pueden modelarse los cambios en la composición de un agua subterránea debidos a la acción conjunta de la advección y dispersión. Los cambios pueden ser expresados en la siguiente ecuación:

$$\left(\frac{\partial C}{\partial t}\right)_x = D_L \left(\frac{\partial^2 C}{\partial x^2}\right)_x - v \left(\frac{\partial C}{\partial x}\right)_x - \left(\frac{\partial q}{\partial t}\right)_x$$

Donde C es la concentración de la sustancia química, en mol/l, t es el tiempo, en seg., x es la distancia, en m, D_L es el coeficiente de dispersión hidrodinámica longitudinal, en m^2/seg , v es la velocidad del flujo, en m/seg, y q es la concentración del sólido, en mol/l de agua pura.

Los objetivos de la aplicación de la modelación geoquímica utilizando el programa PHREEQC 2.0 (Parkhurst y Appelo, 1999) se centraron en ajustar el parámetro de dispersividad. Se utilizó al ion Cl^- como trazador, además de elementos mayoritarios, presentes en el lixiviado, en el agua del acuífero sin contaminar de P1 y en agua contaminada de P2, simulando en un primer momento el transporte unidimensional entre los pozos P2 y P3. Otro objetivo se basó en la simulación del flujo advectivo-dispersivo utilizando al efluente de la laguna y analizando el comportamiento de los elementos traza metálicos, considerando el valor de dispersividad asumido en el paso anterior.

Simulación con iones mayoritarios para una columna de 220 m

Para ello se aplicó la modelación de transporte reactivo unidimensional de una solución de agua subterránea contaminada, y posteriormente de lixiviado, atravesando una columna de sedimentos saturada en agua del acuífero. De este modo, el pozo P2 y el efluente de la laguna, corresponden a las soluciones que se infiltran en el acuífero cuyas características químicas naturales, no contaminadas, corresponden al agua de P1.

En un primer momento se simuló el flujo advectivo-dispersivo a lo largo de una columna de 220 m. Esta distancia incluye desde P2, justo debajo de la contaminación por la laguna de efluentes y el basural, hasta P3, localizado 30 m aguas abajo del basural. El flujo en el tubo fue dividido en 22 celdas de 10 m de largo cada una. Se consideró una velocidad real media del flujo de 0,1 m/día calculada para la zona del basural y un valor de CIC de 12,4 meq/100 gr correspondiente al valor medio entre los valores de CIC correspondiente a la zona no saturada y saturada. El valor de dispersividad de 10 m utilizado fue tomado del diagrama de Gelhar et al. (1985).

En un primer momento de la modelación el tubo es llenado con la solución correspondiente al agua no contaminada, aguas arriba del basural (en P1), a la que sigue luego la entrada del agua del acuífero contaminada, la correspondiente a P2. La concentración de los distintos iones utilizados en la modelación corresponde al análisis efectuado en diciembre de 2006. Para el análisis se consideró lo que ocurre en la última celda (celda 22) correspondiente al punto P3, localizado a 220 m de P2.

En este caso se satisface el criterio de número de Pe alto, de 1 y el coeficiente de Co igual a 1. Según estos valores, y las características hidrogeológicas del acuífero, es correcto entonces considerar que para este acuífero la componente advectiva es dominante respecto a la dispersiva.

Los datos de entrada pueden verse en la Tabla 11.20 y los resultados de la modelación para los iones mayoritarios se presentan en las Figuras 11.3, 11.4, 11.5 y 11.8.

Tabla 11.20: Datos de entrada para la simulación del transporte reactivo en una columna de 220 m

Reading input data for simulation 1.

```

-----
SOLUTION_MASTER_SPECIES
N(-3) NH4+      0.0  N
SOLUTION_SPECIES
NH4+ = NH3 + H+
      log_k      -9.252
      delta_h 12.48 kcal
      analytical_expression  0.6322 -0.001225 -2835.76
NO3- + 10 H+ + 8 e- = NH4+ + 3 H2O
      log_k      119.077
      delta_h -187.055 kcal
      gamma  2.5000  0.0000
SOLUTION 0 P2
temp  20
pH    8.55
units ppm
Na    473.2
K     9
Mg   15.6
Ca   21.6
Cl   180
S    54.9
C    822.5
    
```

```
F      4.2
SOLUTION 1-22 Initial solution for column
temp   19
pH     8.17
units  ppm
Na     83.9
K      3.5
Mg     19
Ca     49.6
Cl     8.6
S      31.1
C      410
F      1.3
EXCHANGE 1-22
equilibrate 1
X       0.50
EQUILIBRIUM_PHASES
CO2(g)
TRANSPORT
cells  22
shifts 352
lengths 10
time_step 8640000
flow_direction forward
boundary_conditions flux flux
print_cells 11
print_frequency 11
dispersivities 10
punch_frequency 11
END
```

En la Figura 11.3 puede observarse como Cl^- y SO_4^{2-} muestran un comportamiento conservativo, alcanzando el equilibrio, esto es la concentración de P2 en P3, luego de 2 y 1/2 volúmenes de poro, lo que hace un tiempo de 15 años.

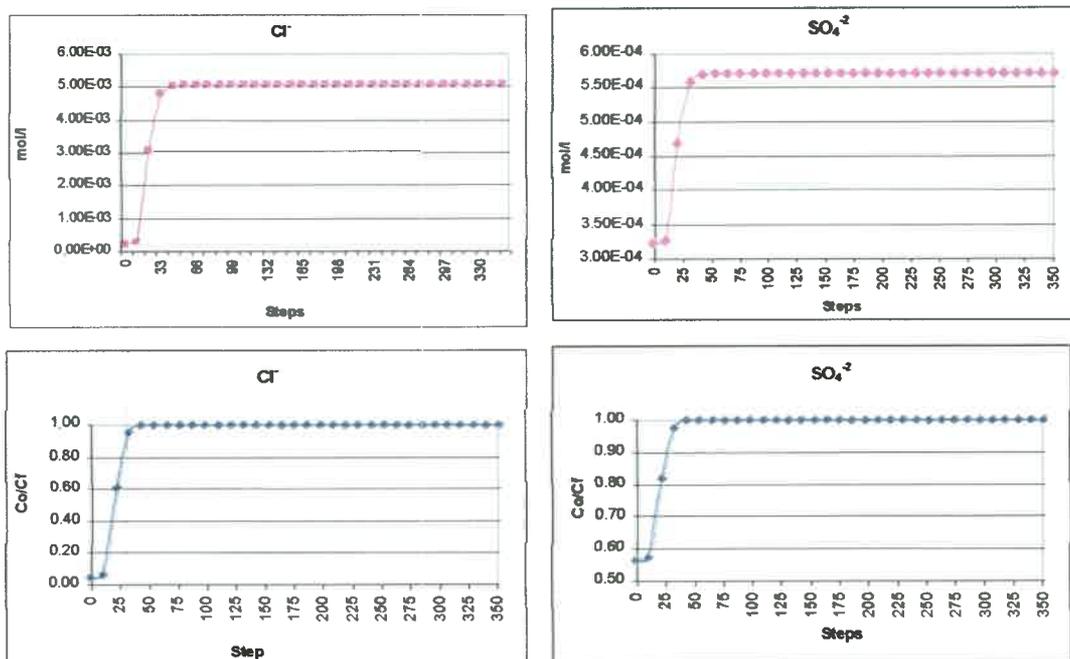


Figura 11.3: Concentración en mol/l de Cl^- y SO_4^{2-} en la celda 22 a medida que P2 fluye en cada step. En 22 Steps, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada. $\text{Co/Cf} = 1$ Indica que el fluido original ha sido totalmente desplazado.

En el caso de los cationes (Figura 11.4 y 11.5) el avance de éstos es más lento y no logran alcanzarse en ninguno de los casos la concentración correspondiente a P2, incluso una vez alcanzado los 16 volúmenes de poro. Aquí puede verse la necesidad de mayor tiempo para que se alcance el equilibrio con Na^+ , Ca^{+2} , K^+ y Mg^{+2} . En la Figura 11.6 se muestran las variaciones de estos cationes sobre las superficies de intercambio, que bien pueden ser las arcillas. En el gráfico puede observarse cómo en los primeros pasos de la modelación, antes de la llegada de los contaminantes, el intercambio se produce con la liberación de Na^+ y entrada de Ca^{+2} y Mg^{+2} , en coincidencia con los resultados de la modelación inversa realizada con NETPATH. A su vez puede verse que la variación del ion K^+ sobre las superficies de intercambio es prácticamente nula, involucrando entre 0,002 y 0,004 moles a lo largo de toda la columna.

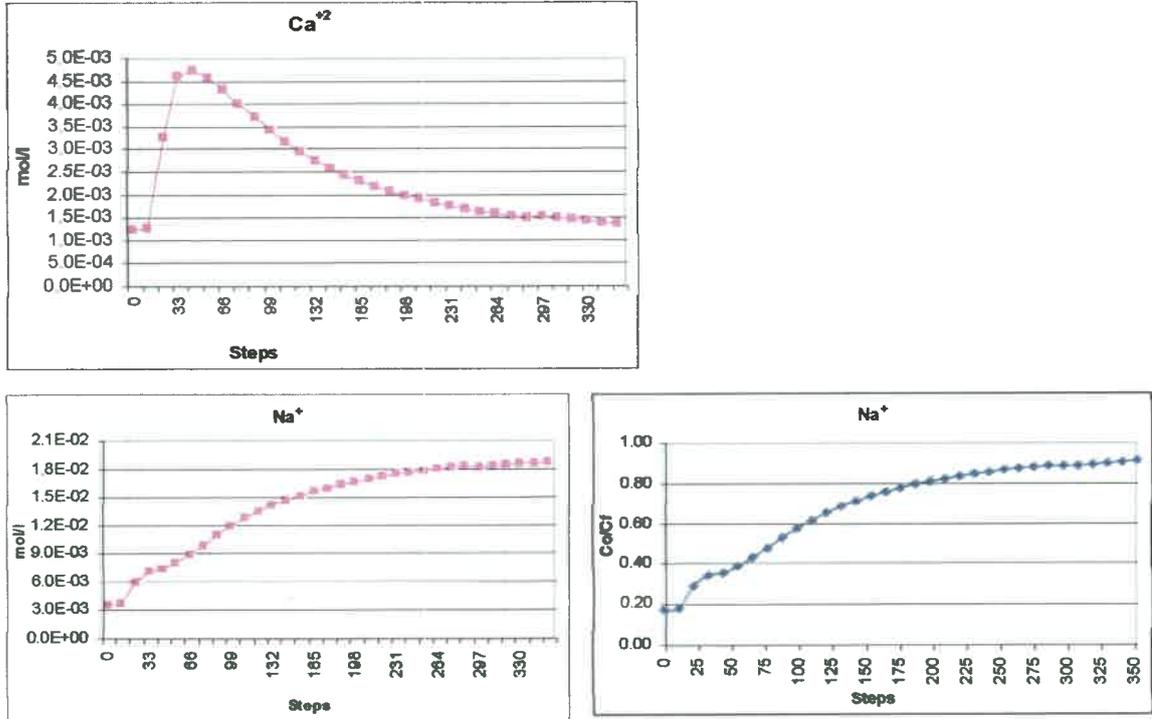


Figura 11.4: Concentración en mol/l de Ca^{+2} y Na^{+} en la celda 22 a medida que P2 fluye en cada step. En 22 Steps, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada. $\text{Co/Cf} = 1$ Indica que el fluido original ha sido totalmente desplazado.

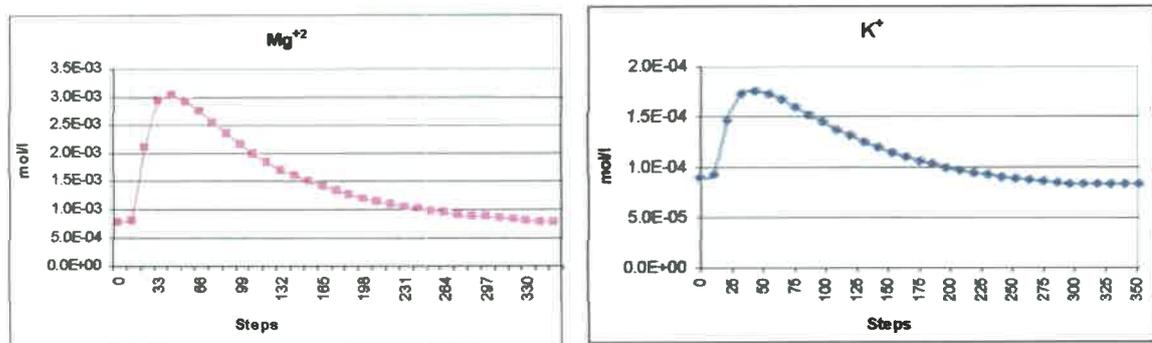


Figura 11.5 : Concentración en mol/l de Mg^{+2} y K^{+} en la celda 22 a medida que P2 fluye en cada step. En 22 Steps, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada. $\text{Co/Cf} = 1$ Indica que el fluido original ha sido totalmente desplazado.

Luego de un volumen de poro, una vez que el agua subterránea contaminada ha atravesado toda la columna, la concentración de los cationes aumenta, en respuesta a procesos de disolución que ocurren en el acuífero en respuesta a cambios en las condiciones químicas y del aporte de las fuentes contaminantes. Este aumento lleva a que el sistema reaccione con un proceso de intercambio reverso, a partir del cual la gran concentración de Na^+ que entra al sistema, principalmente derivado del lixiviado de la laguna del basural, comienza a ser consumida de la solución hacia las superficies de intercambio (el Na^+ comienza a ser incorporado a las superficies de intercambio), con la consecuente liberación de Ca^{+2} y Mg^{+2} a partir de estas superficies y un aumento de ambos en la solución.

Así los procesos de intercambio retardan el avance de estos cationes en el agua contaminada. En el caso del Ca^{+2} , el aumento en los primeros pasos se vincula a fuertes procesos de disolución de calcita. Luego de los 12 volúmenes de poro la solución se sobresatura en este mineral y la disminución de Ca^{+2} pasa a estar controlada por la precipitación de calcita (Figura 11.7).

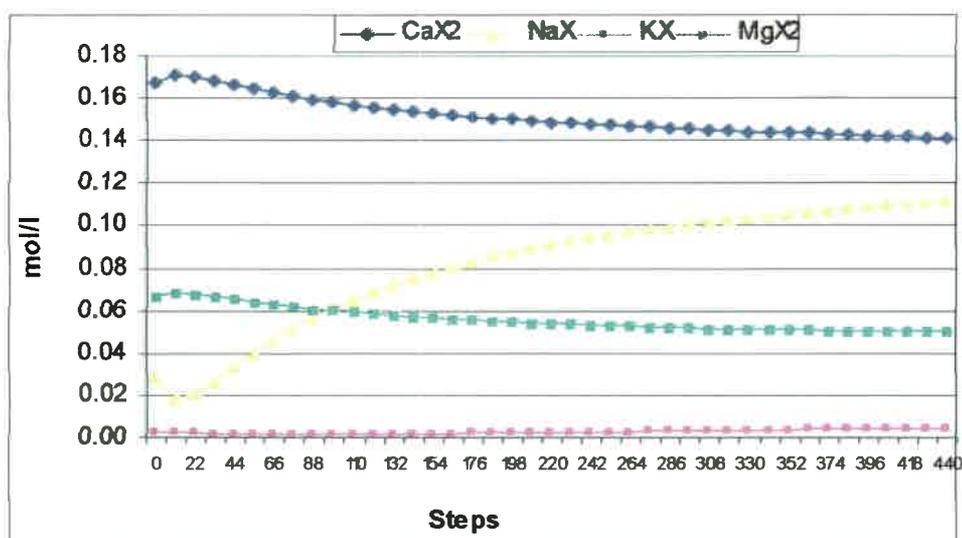


Figura 11.6: Concentración de los cationes adsorbidos, en mol/l, sobre las superficies de intercambio, en la celda 22 a medida que P2 fluye en cada step. En 22 Steps, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada. Aquí la simulación se realizó para un número mayor de steps.

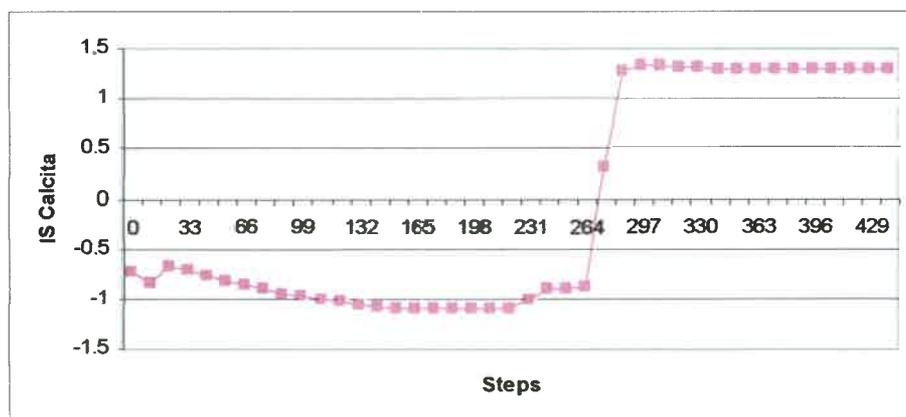


Figura 11.7: Variación del IS de calcita en la celda 22, a medida que P2 fluye en cada step. En 22 Steps, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada.

Para el caso de los bicarbonatos (Figura 11.8) se observa un gran aumento de su concentración luego de que la solución contaminada del acuífero atravesado una vez la columna completa. Luego de 12 volúmenes de poro, cuando la solución se vuelve sobresaturada en calcita, la concentración de bicarbonatos también comienza a disminuir hasta aproximarse al equilibrio.

El gran aumento inicial ocurrido para los HCO_3^- puede vincularse a los procesos de disolución de calcita, indicado por las condiciones de subsaturación de calcita que ocurren en los primeros pasos y en respuesta a la alta concentración de bicarbonatos aportados por la laguna de efluentes y el basural a partir de la oxidación de la materia orgánica como ha podido comprobarse en la modelación con NETPATH.

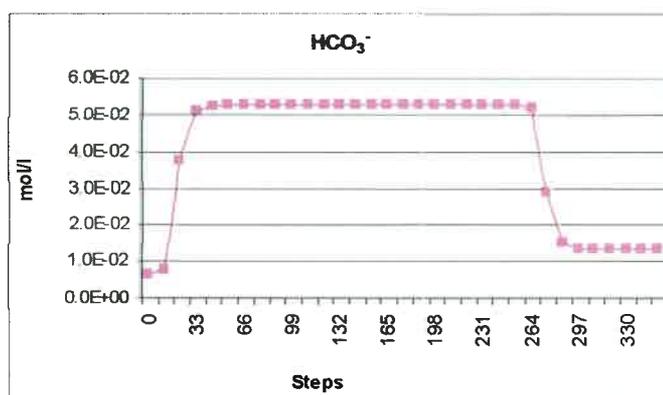


Figura 11.8: Concentración en mol/l de HCO_3^- en la celda 22 a medida que P2 fluye en cada step. En 22 Steps, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada.

Los procesos antes mencionados responden a los cambios no naturales que ocurren en el acuífero, debidos a la actividad antrópica como es la laguna de efluentes y el propio basural. De los modelos geoquímicos inversos realizados con NETPATH se sabe que ocurre un aumento de la fuerza iónica de las soluciones correspondientes a P2 y P3, y cambios en los índices de saturación de calcita, apareciendo con IS más elevados en P2.

Según esta primera aproximación los modelos indican que un 95% de la contaminación por Cl^- y SO_4^{2-} son alcanzados luego de 1 volumen y medio poro y el total para estos iones luego de 2 volúmenes y medio de poro.

En el caso de los bicarbonatos, el 100% se alcanza luego de 14 volúmenes de poro, mostrando la influencia que tienen sobre él el aporte y oxidación de la materia orgánica junto a los procesos de disolución mineral que conforman el acuífero.

Luego de 16 volúmenes de poro se alcanza un 91% de la concentración de Na^+ , y al igual que los demás cationes, la necesidad de un mayor tiempo para alcanzar el equilibrio, evidencian el retardo que los procesos de intercambio tienen en el avance de estos iones en el acuífero afectado por la contaminación.

Simulación con iones metálicos para una columna de 220 m

A fin de simular el flujo advectivo-dispersivo con metales, se consideró al lixiviado derivado de la laguna de efluentes, fluyendo sobre una columna con las mismas características a la considerada anteriormente. Se utilizaron los valores de dispersividad asumidos, y la composición del efluente que compone la laguna analizando los mismos iones mayoritarios e incorporando algunos iones metálicos. Para ello se utilizaron los análisis efectuados en febrero de 2007, los cuales cuentan con análisis de metales pesados. Cabe señalar aquí que si bien para la modelación con iones mayoritarios se utilizaron las muestras recogidas en el muestreo de diciembre de 2006, esto se hizo a fin de utilizar más resultados y observar en este punto si existe alguna variación en el comportamiento de los mayoritarios.

Se consideró una columna de 22 celdas y los datos de entrada pueden verse en la Tabla 11.21. De este modo, el tubo es llenado con la solución correspondiente al agua no contaminada y llenando luego con la solución correspondiente a la laguna de efluentes. El análisis se efectuó considerando lo que ocurre en la última celda, luego de 220 m, en P3. Los modelos resultantes de la modelación con iones mayoritarios resultantes pueden verse en la Figura 11.9.

Tabla 11.21: Datos de entrada para la simulación del transporte reactivo con metales en una columna de 220 m

 Reading input data for simulation 1.

```

TITLE --Transport en el basurereo Moldes
SOLUTION_MASTER_SPECIES
N(-3) NH4+      0.0  N
SOLUTION_SPECIES
NH4+ = NH3 + H+
      log_k      -9.252
      delta_h 12.48 kcal
      analytical_expression 0.6322 -0.001225 -2835.76
NO3- + 10 H+ + 8 e- = NH4+ + 3 H2O
      log_k      119.077
      delta_h -187.055 kcal
      gamma 2.5000 0.0000
SOLUTION 0 Efluente
temp 20
pH 7.01
units ppm
Na 452.98
K 29.54
Mg 12.20
Ca 45.60
Cl 314.29
S 125.48
C 890
F 1.1
Fe 0.436
Cu 0.024
Pb 0.0001
Zn 0.011
SOLUTION 1-22 Initial solution for column
temp 19
pH 8
units ppm
Na 102.1
K 4.1
Mg 11.2
Ca 42.4
Cl 11.4
S 22
  
```

```
C      412.5
F      1.4
Fe     0.014
Cu     0.0065
Pb     0.00001
Zn     0.024
EXCHANGE 1-22
  equilibrate 1
  X          0.50
EQUILIBRIUM_PHASES
  CO2(g)
TRANSPORT
  cells      22
  shifts     352
  lengths    10
  time_step  8640000
  flow_direction forward
boundary_conditions flux flux
  print_cells 11
  print_frequency 11
dispersivities 10
punch_frequency 11
END
```

Para los iones mayoritarios se observa el mismo comportamiento que en la simulación anterior. Puede observarse que tanto para el ion Cl^- , conservativo, y para el que exhibe el mismo comportamiento conservativo, los SO_4^{2-} , ambos alcanzan el 96% de la concentración del efluente luego de 1 volumen y medio de poro y el 100% luego de 2 veces y medio el volumen de poro. Los cationes y las concentraciones sobre las superficies de intercambio, muestran el mismo comportamiento que la modelación anterior, evidenciando el retardo de estos iones en el frente contaminante. Del mismo modo los bicarbonatos alcanzan el equilibrio luego de 14 volúmenes de poro, mostrando la influencia que tiene el proceso de disolución de calcita tienen sobre éstos.

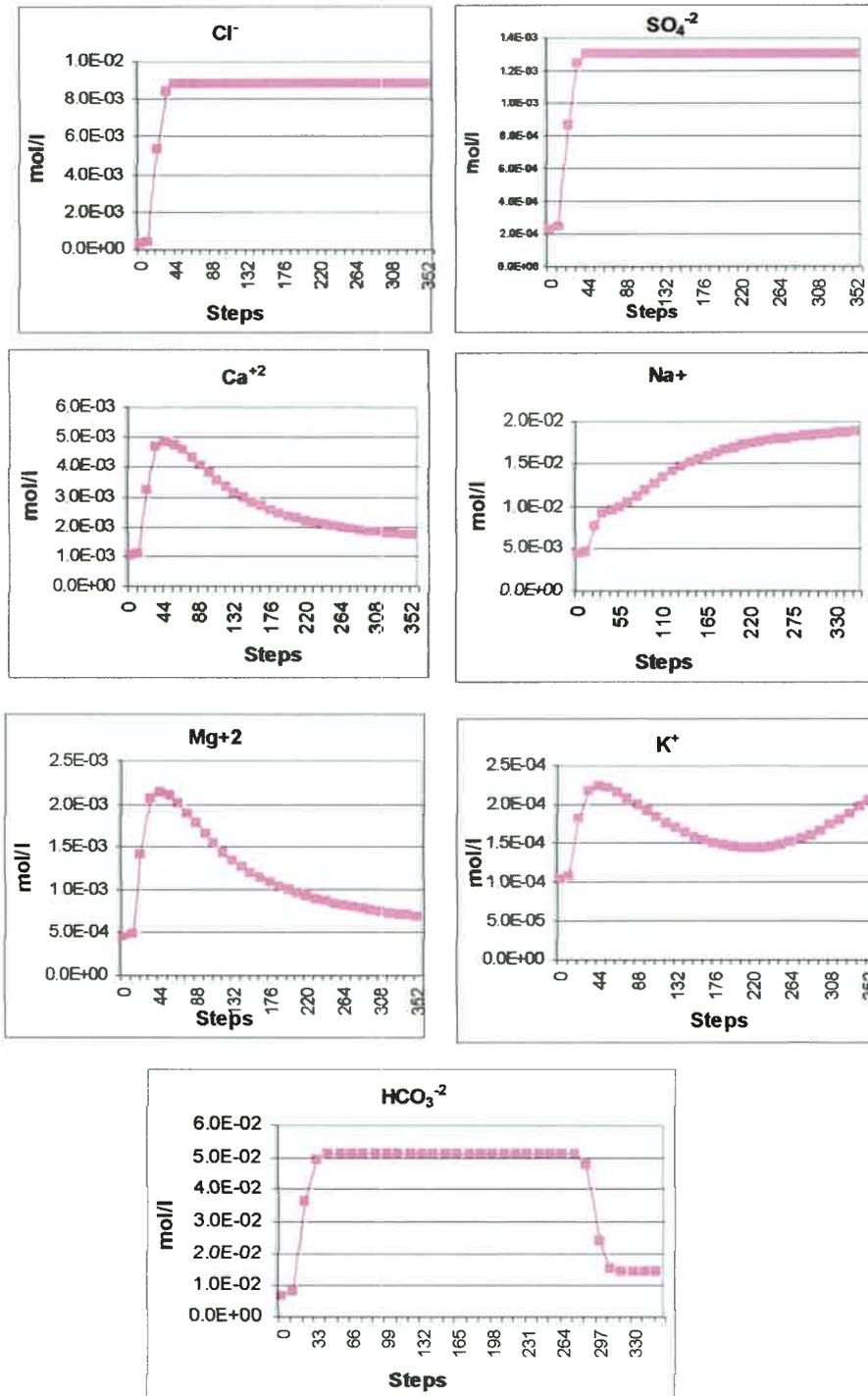


Figura 11.9: Concentración en mol/l de los iones mayoritarios en la celda 22, a medida que el efluente de la laguna fluye en cada step. En 22 Steps, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada.

Respecto al análisis de los metales puede verse que, especialmente con el Fe (Figura 11.10) el avance de éste en el frente contaminante está fuertemente controlado por el intercambio sobre las superficies que pueden ser tanto de compuestos orgánicos como inorgánicos. La concentración de Fe luego de 16 veces el volumen de poro alcanza apenas del 10% de la concentración del efluente, resultando un elemento fuertemente controlado por los procesos de intercambio y adsorción (Figura 11.11). Los IS de los hidróxidos de Fe (Figura 11.13) muestran condiciones próximas al equilibrio y condiciones de sobresaturación respecto a esta fase luego de 13 volúmenes de poro. Al comienzo de la modelación, la solución se encuentra sobresaturada en respuesta al gran aporte por parte del efluente, los cuales comienzan a ser rápidamente adsorbidos, a lo que pueden ser las superficies de arcilla, materia orgánica y otros hidróxidos. El modelo conceptual indica que ocurren condiciones reductoras en la laguna de efluentes e inmediatamente debajo del basural, condiciones a partir de las cuales el Fe es movilizado desde los hidróxidos aumentando su concentración en la solución. Bajo las condiciones oxidantes del acuífero los rangos de disolución disminuyen y los procesos de precipitación y adsorción de Fe son dominantes.

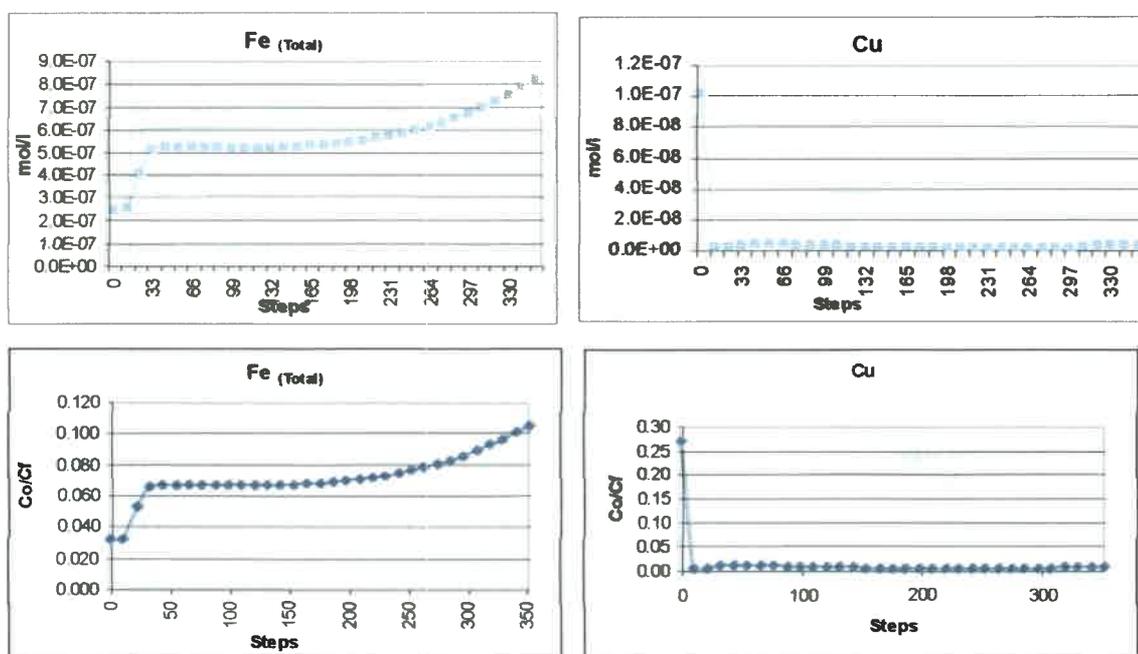


Figura 11.10: Concentración en mol/l de Fe y Cu en la celda 22, a medida que el efluente de la laguna fluye en cada step. En 22 Steps, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada. $Co/Cf = 1$ Indica que el fluido original ha sido totalmente desplazado.

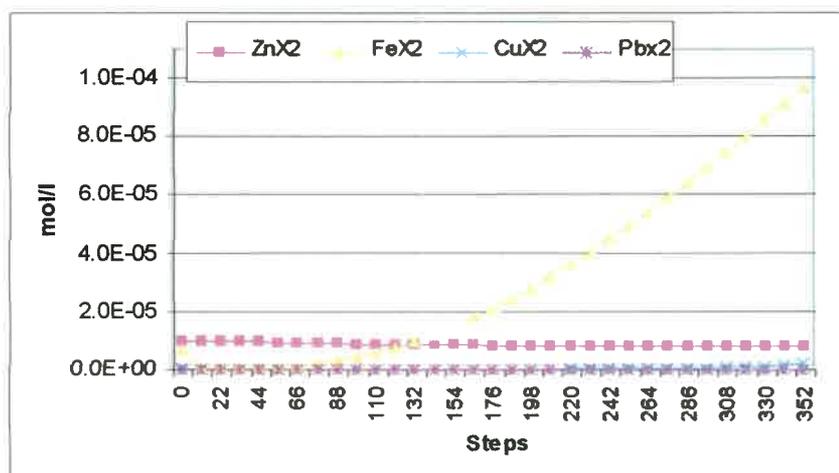


Figura 11.11: Concentración de los iones metálicos adsorbidos, en mol/l, sobre las superficies de intercambio (arcillas, materia orgánica e hidróxidos), en la celda 22, a medida que el efluente de la laguna fluye en cada step. En 22 Steps, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada.

Al inicio de la simulación el Cu (Figura 11.10) alcanza el 27% de la concentración y luego de medio volumen de poro ésta baja al 1% de la concentración presente en el efluente, sin observarse cambios incluso luego de 16 volúmenes de poro. Esto muestra que el Cu en las condiciones químicas existentes en el acuífero, es un elemento que está fuertemente controlado por los procesos de adsorción y por lo tanto retrasando su avance en el frente de contaminación.

Para el Pb (Figura 11.12) se alcanza el equilibrio luego de 13 volúmenes de poro. Los procesos de adsorción y de intercambio señalan que hasta los 13 volúmenes de poro el Pb es incluido en estos sitios y controlando hasta entonces la concentración de Pb en el agua del acuífero. Luego de los 13 volúmenes de poro comienza el aumento de Pb en la solución, teniendo en cuenta que el aumento que no supera los 0,0003 mg/l. Este pequeño aumento del Pb en la solución va acompañado de una disminución sobre las superficies de intercambio, aunque involucrando muy pocos moles ($6 \cdot 10^{-9}$ a $2 \cdot 10^{-9}$ moles/l). Con esto, sólo los procesos de desorción no alcanzan para explicar el pequeño aumento de Pb observado en este modelo. En la Figura 11.13 puede observarse que los IS de los hidróxidos se encuentran subsaturados, indicando que parte de la concentración de Pb en el agua subterránea puede derivar de los procesos de disolución de los minerales fuente o del aporte mismo de los lixiviados.

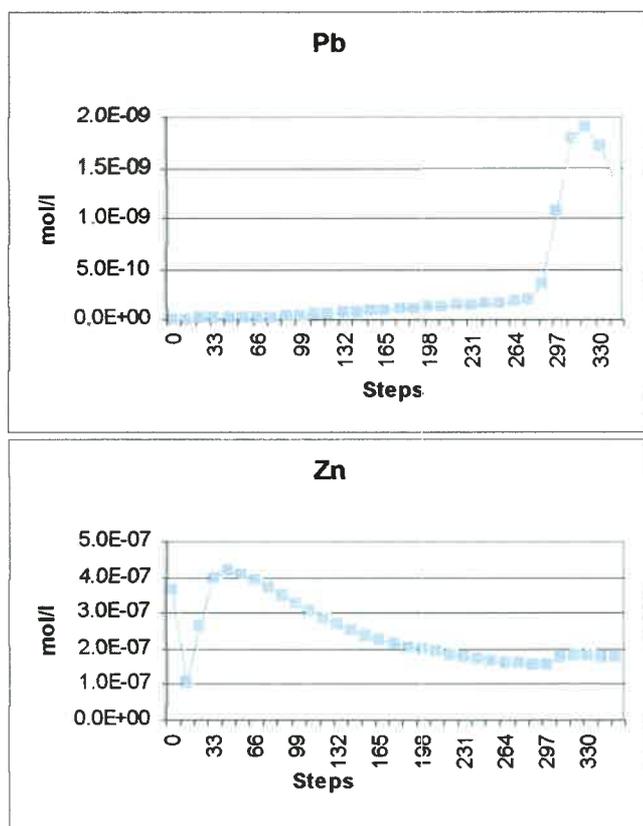


Figura 11.12: Concentración en mol/l de Pb y Zn en la celda 22, a medida que el efluente de la laguna fluye en cada step. En 22 Steps, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada.

En los primeros pasos del efluente sobre la columna con agua no contaminada del acuífero resulta en una concentración elevada de Zn, vinculado a que la concentración de este metal en el agua subterránea no contaminada resultó superior (Figura 11.12). Luego de 14 volúmenes de poro la concentración se equilibra con la concentración presente en el efluente. Luego de este tiempo la concentración de Zn adsorbido muestra muy poca variación suponiendo que son los procesos de disolución de los hidróxidos los que pueden estar controlando mayormente a este elemento en la solución, más que los procesos de intercambio y/o adsorción (Figura 11.11).

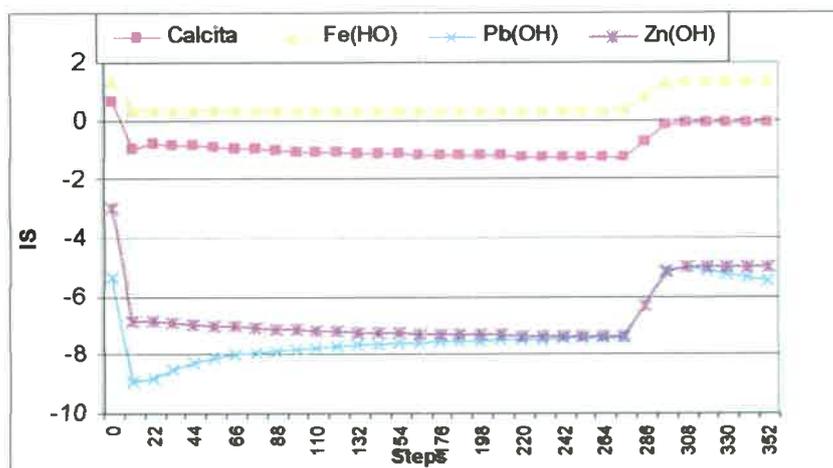


Figura 11.13: Variación del IS de algunos hidróxidos en la celda 22, a medida que el efluente de la laguna fluye en cada step. En 22 Steps, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada.

Al analizar la concentración en P3 luego de 25 años (Step N° 91, correspondiente a 4 veces el volumen de poro), que es el tiempo de funcionamiento del basural y la laguna, se observa que para el caso del Fe y el Zn la concentración predicha por los modelos (Fe= 0,03 mg/l y Zn= 0,02 mg/l) resultó algo mayor a la medida en P3 (Fe 0,015 y Zn= 0). Mientras que en el caso del Cu la predicción del modelo resultó en una concentración menor (Cu= 0,0003) a la realmente medida en P3 (Cu= 0,0055), resultando una concentración similar en el caso del Pb (0,000005 m/l y la medida en P3 de 0,000006 mg/l). Para el caso de los iones mayoritarios los modelos indican concentraciones similares para los cationes Na^+ y K^+ para 5 volúmenes de poro, es decir, se hubiera necesario según el modelo un poco más de tiempo para alcanzar la concentración medida en P3, mientras que para Ca^{+2} , HCO_3^- y Mg^{+2} las concentraciones resultaron notoriamente más altas a las medidas en P3.

Simulación con iones mayoritarios y metálicos para una columna de 30 m

A fin de observar el efecto de la dispersividad a una distancia más corta se realizó una nueva modelación considerando una escala menor y con un nuevo valor de dispersividad.

Se simuló el transporte unidimensional sobre una columna de 30 m de largo, que es la distancia que separa al basural de P3. La columna se dividió en 30 celdas de 1 m cada una, con una dispersividad de 1 m y considerando los mismo valores de velocidad del flujo, CIC y porosidad que la modelación anterior. Del mismo modo, el valor de dispersividad según la nueva escala utilizada fue tomado del diagrama

de Gelhar et al. (1985). Se consideró la composición de P2, como la solución localizada al borde del basural y por ende localizada a 30 m de P3.

De este modo el agua subterránea contaminada atraviesa una columna de sedimentos de 30m, saturada en agua del acuífero no contaminada de P1. Se observó el comportamiento de los iones mayoritarios en la última celda (celda N° 30). Los datos de entrada y las figuras resultantes de la modelación para los iones mayoritarios pueden verse en la Tabla 11.22 y Figura 11.14.

Tabla 11.22: Datos de entrada para la simulación del transporte reactivo en una columna de 30 m

Reading input data for simulation 1.

```

-----
SOLUTION_MASTER_SPECIES
N(-3) NH4+      0.0  N
SOLUTION_SPECIES
NH4+ = NH3 + H+
      log_k      -9.252
      delta_h 12.48 kcal
      analytical_expression 0.6322 -0.001225 -2835.76
NO3- + 10 H+ + 8 e- = NH4+ + 3 H2O
      log_k      119.077
      delta_h -187.055 kcal
      gamma 2.5000 0.0000
SOLUTION 0 P2
      temp      20
      pH        8.55
      units     ppm
redox
      Na        473.2
      K          9
      Mg        15.6
      Ca        21.6
      Cl        180
      S         54.9
      C         822.5
      F         4.2
SOLUTION 1-30 Initial solution for column
      temp      19
      pH        8.17
      units     ppm
      Na        83.9
      K          3.5
  
```

```
Mg 19
Ca 49.6
Cl 8.6
S 31.1
C 410
F 1.3
EXCHANGE 1-30
  equilibrate 1
  X 0.50
EQUILIBRIUM_PHASES
CO2(g)
TRANSPORT
  cells 30
  shifts 480
  lengths 1
  time_step 864000
  flow_direction forward
boundary_conditions flux flux
  print_cells 15
  print_frequency 15
dispersivities 1
punch_frequency 15
END
```

Como se observa (Figura 11.14), para los iones con comportamiento conservativo como el Cl^- y SO_4^{2-} , se involucra el mismo volumen de poro (2 y 1/2) hasta alcanzar el equilibrio, involucrando apenas 2 años, tiempo que está en relación a la distancia simulada. El mismo comportamiento se observa para los HCO_3^- y los cationes y sus concentraciones sobre las superficies de intercambio (Figura 11.15).

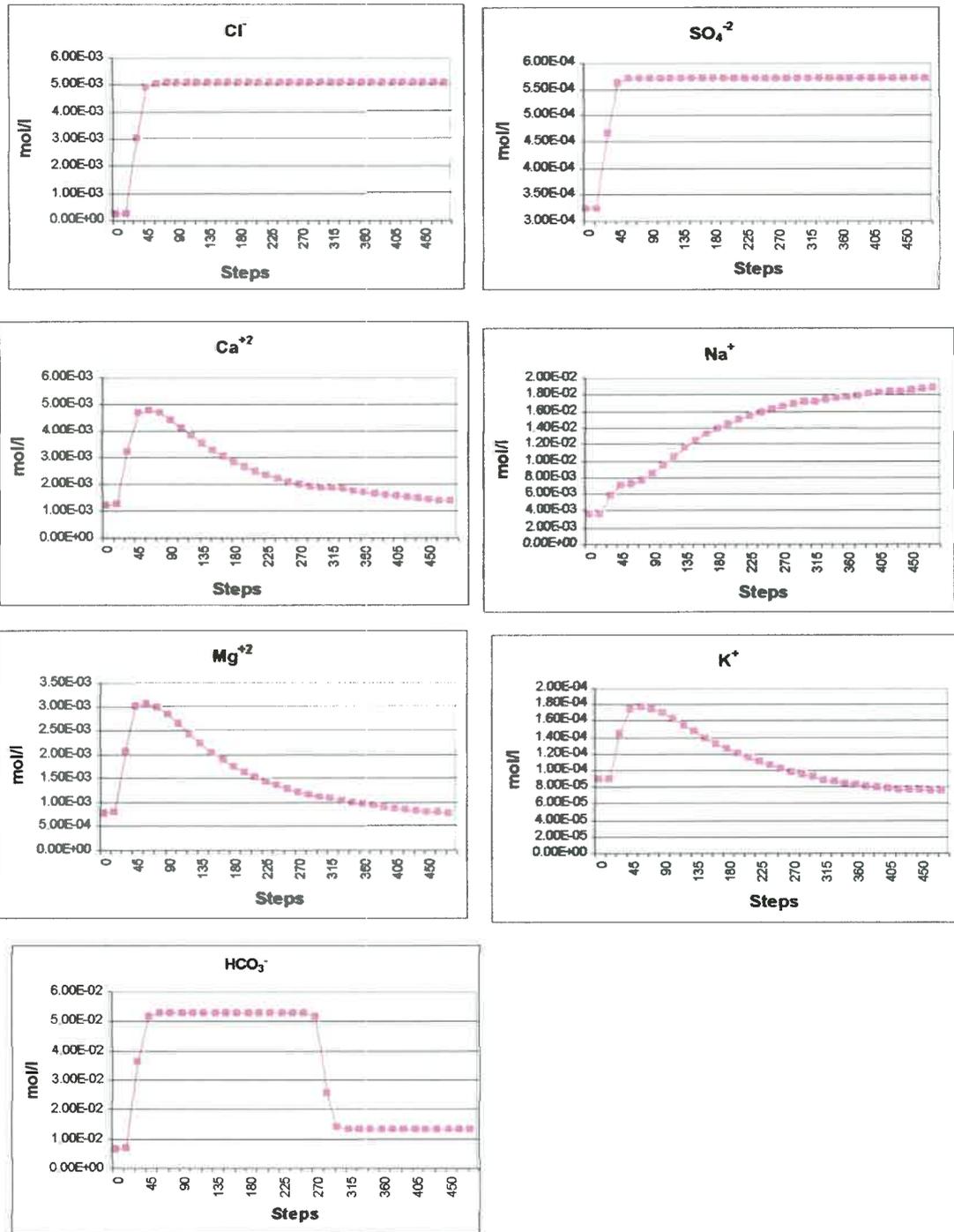


Figura 11.14: Concentración en mol/l de los iones mayoritarios en la celda 30, a medida que el agua de P2 fluye en cada step. En 30 Steps, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada.

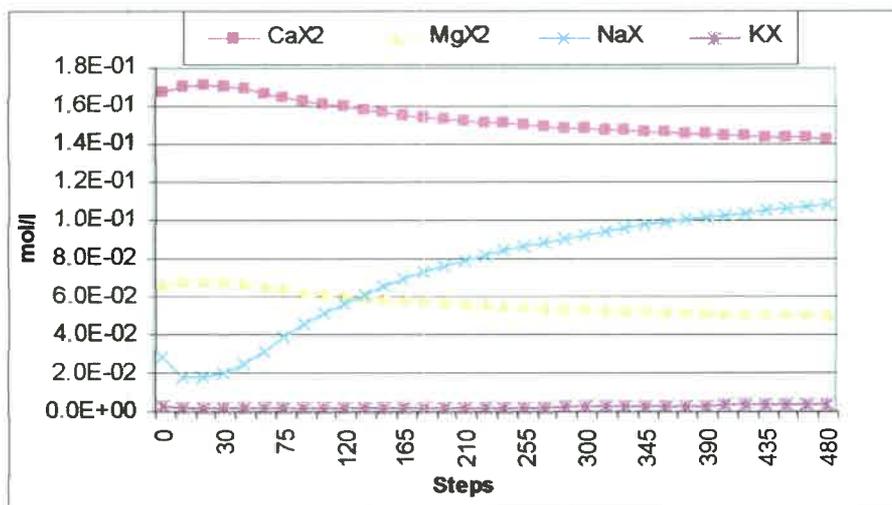


Figura 11.15: Concentración de los cationes adsorbidos, en mol/l, sobre las superficies de intercambio, en la celda 30 a medida que P2 fluye en cada step. En 30 Steps, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada. Aquí la simulación se realizó para un número mayor de steps.

Para la modelación del flujo advectivo-dispersivo con metales, se consideró al lixiviado derivado de la laguna de efluentes, fluyendo sobre una columna de 30 m y dispersividad de 1m. Los datos de entrada y las figuras resultantes de la modelación pueden verse en la Tabla x y Figura 11.16.

Tabla 11.23: Datos de entrada para la simulación del transporte reactivo en una columna de 30 m

Reading input data for simulation 1.

```

-----
SOLUTION_MASTER_SPECIES
N(-3) NH4+ 0.0 N
SOLUTION_SPECIES
NH4+ = NH3 + H+
log_k -9.252
delta_h 12.48 kcal
analytical_expression 0.6322 -0.001225 -2835.76
NO3- + 10 H+ + 8 e- = NH4+ + 3 H2O
log_k 119.077
delta_h -187.055 kcal
gamma 2.5000 0.0000
SOLUTION 0 Efluente
temp 20
    
```

pH 7.01
units ppm
Na 452.98
K 29.54
Mg 12.20
Ca 45.60
Cl 314.29
S 125.48
C 890
F 1.1
Fe 0.436
Cu 0.024
Pb 0.0001
Zn 0.011

SOLUTION 1-30 Initial solution for column

temp 19
pH 8
units ppm
Na 102.1
K 4.1
Mg 11.2
Ca 42.4
Cl 11.4
S 22
C 412.5
F 1.4
Fe 0.014
Cu 0.0065
Pb 0.00001
Zn 0.024

EXCHANGE 1-30

equilibrate 1
X 0.50

EQUILIBRIUM_PHASES

CO2(g)

TRANSPORT

cells 30
shifts 480
lengths 1
time_step 864000
flow_direction forward
boundary_conditions flux flux
print_cells 15
print_frequency 15
dispersivities 1

punch_frequency 15
END

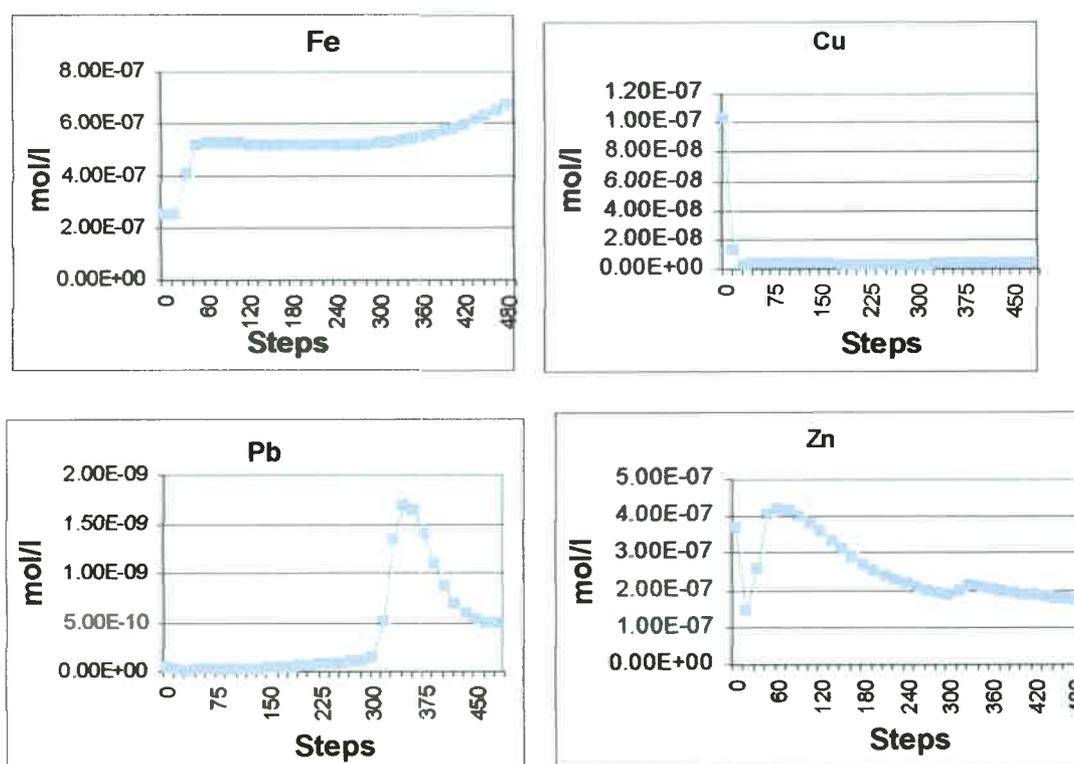


Figura 11.16: Concentración en mol/l de Fe, Cu, Pb y Zn, en la celda 30, a medida que el efluente de la laguna fluye en cada step. En 30 Steps, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada.

El análisis de los metales resulta igual que aquellos modelados en una columna de 220 m y dispersividad 10 m. Los procesos de adsorción (Figura 11.17) controlan la presencia de los metales en el acuífero y su avance en el frente de contaminación. A partir de este análisis además se pudo corroborar que la dispersividad resultó función de la escala de análisis como ya muchos autores han indicado. En la Figura 11.18 puede observarse que los IS de los hidróxidos se encuentran subsaturados, indicando que parte de la concentración los metales en el agua subterránea puede derivar de los procesos de disolución de los minerales fuente o del aporte mismo de los lixiviados.

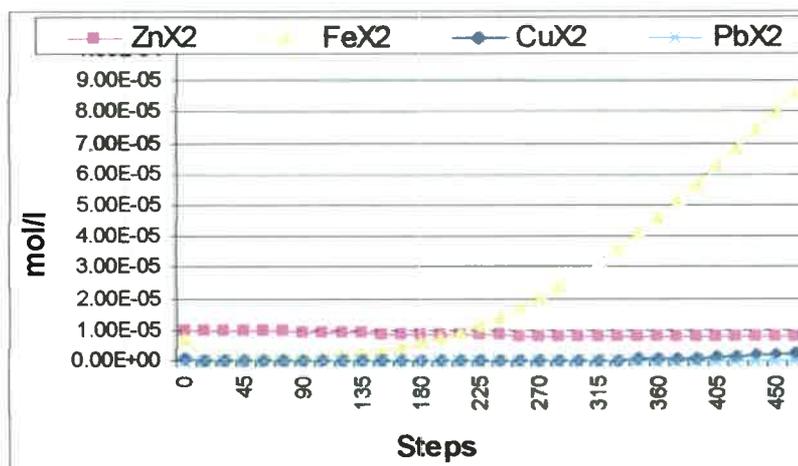


Figura 11.17: Concentración de los iones metálicos adsorbidos, en mol/l, sobre las superficies de intercambio (arcillas, materia orgánica e hidróxidos), en la celda 30, a medida que el efluente de la laguna fluye en cada step. En 30 Steps, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada.

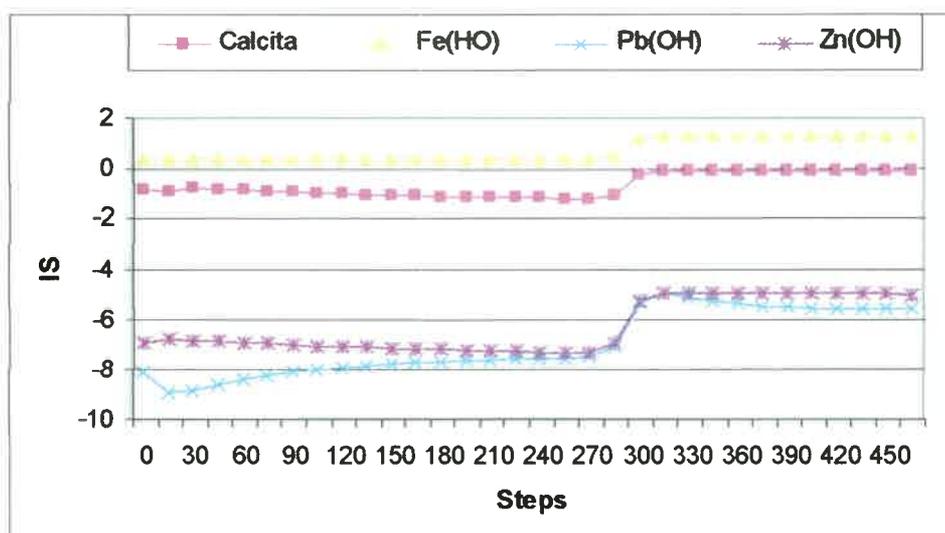


Figura 11.18: Variación del IS de algunos hidróxidos en la celda 30, a medida que el efluente de la laguna fluye en cada step. En 30 Steps, se desplaza una vez el volumen de poro de la columna considerada.

COMPORTAMIENTO DE IONES MAYORITARIOS Y METALES EN EL AGUA SUBTERRÁNEA DEBAJO DEL SITIO DE DISPOSICIÓN DE RESIDUOS SÓLIDOS Y LÍQUIDOS URBANOS

A partir de la modelación puede decirse que, para el acuífero Coronel Moldes, el proceso de transporte que controla el avance de los contaminantes en el acuífero es principalmente la componente advectiva dominando sobre la dispersiva la cual resulta aquí menos importante. La capacidad de dispersión es directamente proporcional a la velocidad del agua en los poros y a las heterogeneidades de los materiales del acuífero (Zaporozec, 2002). De este modo, la granulometría arenosa muy fina-limosa de los materiales junto a su homogeneidad, hacen factible pensar en un sistema donde el flujo advectivo domina sobre el flujo dispersivo. Del mismo modo, dadas las características hidrogeológicas que presenta el acuífero, la difusión es considerada prácticamente nula.

Los contaminantes en el acuífero de Coronel Moldes están controlados por procesos químicos y físicos, y de manera muy significativa por el modo en el que estos contaminantes se vierten. Los procesos físicos son aquellos vinculados a las características intrínsecas del acuífero: Permeabilidad, porosidad, velocidad del flujo, tipo de sedimentos, espesor de la zona no saturada. Entre los procesos químicos se encuentran la dilución, precipitación, disolución, procesos de intercambio iónico, adsorción-desorción y procesos redox.

Las altas concentraciones de iones que percolan desde la laguna de efluentes hacia la zona no saturada y hacia el acuífero son "neutralizadas" debido a la conjunción de varios factores entre los que se involucran reacciones de precipitación con calcita, procesos de intercambio catiónico, procesos de disolución de silicatos, de adsorción de iones sobre partículas de compuestos orgánicos e inorgánicos y procesos redox. También influyen las características químicas del agua subterránea aguas arriba del basural, permitiendo además procesos de dilución de los compuestos en los procesos de mezcla con los lixiviados que llegan al acuífero. Muy importante resultó el espesor de la zona no saturada, composición de los materiales y la presencia del suelo, sobre los procesos de atenuación natural. La zona del suelo es aquella biológicamente activa, e integra la parte más alta de la zona no saturada, donde muchos de los procesos que causan la eliminación y atenuación de contaminantes ocurren a tasas más altas (Foster e Hirata, 1988).

CAPÍTULO 12
CONCLUSIONES

CONCLUSIONES

El acuífero libre Coronel Moldes, conformado por sedimentos arenosos muy finos-limosos de edad cuaternaria y origen eólico (loess), constituye la fuente de abastecimiento para la mayor parte de la población rural. La importancia de su estudio y protección se basa en que además la localidad de Coronel Moldes, con 8.850 habitantes, posee una economía basada en el uso exclusivo del agua subterránea. El clima de la zona es Mesotermal Subhúmedo-húmedo y presenta pendientes topográficas promedio del 0,55%.

Entre los problemas ambientales y de afectación a este acuífero libre se encuentra el mal manejo de los residuos sólidos urbanos. En una laguna ubicada dentro del basural, se vierten los efluentes procedentes de los sistemas de saneamiento in situ procedentes de la ciudad.

En los alrededores del basural municipal se observa una circulación del agua subterránea NO-SE, con una morfología suavemente ondulada de la capa freática en la zona de recarga local asociada a los médanos. La profundidad del nivel freático se ubica entre los 7,80 y 5,60 m. El menor espesor de la zona no saturada se encontró junto debajo del basural, posiblemente vinculado a la presencia de la laguna artificial donde se vuelcan los efluentes líquidos residuales.

La vulnerabilidad a la contaminación del acuífero permite concluir que domina en esta zona una vulnerabilidad moderada. Si bien la determinación de la Vulnerabilidad y del Peligro resultó en una determinación muy simplificada y elemental, dado que no se disponen de estudios de detalle, el análisis efectuado es consistente en la práctica, resultando en un acuífero con altas concentraciones de NO_3^- , Cl^- y sales. Si bien, no se han realizado análisis microbiológicos para toda la zona, aquellos realizados en sitios que resultaron con Peligro Alto indicaron un gran impacto al acuífero.

La composición química del agua es predominantemente bicarbonatada sódica y bicarbonatada-sulfatada sódica, resultando en general aguas dulces con salinidades menores a 2000 mg/l. La distribución de tipos de agua por su salinidad y facies hidroquímicas no se corresponde con el sistema de flujo regional, resultando en una distribución heterogénea. Sin embargo, y para la implementación de la modelación geoquímica, fue posible trazar una evolución local, en tramos cortos, proponiendo que las aguas de facies sulfatadas o cloruradas sódicas han evolucionado de aguas de tipo bicarbonatado sódico.

El Na^+ y los HCO_3^- resultaron los componentes químicos dominantes. El agua del acuífero resultó alcalina y oxidante con alta concentración de NO_3^- vinculada a procesos de contaminación ampliamente distribuidos en la zona (corrales, tambos, sistemas de saneamiento in situ y feed lots próximos a las captaciones).

El As y F⁻ se encuentran generalmente en altas concentraciones y los mayores valores se asociaron al ambiente geoquímico de aguas bicarbonatadas sódicas y más altos pH. La composición y textura del loess, bajas permeabilidades, bajos gradientes hidráulicos, y consecuentemente bajas velocidades de circulación del agua en el acuífero y características geoquímicas de aguas sódicas son condiciones propicias para la movilización (disolución y desorción) de los altos tenores de As y F⁻ en el agua subterránea estudiada.

La aptitud del agua para consumo humano se ve limitada por la presencia en altas concentraciones de sales, As, F⁻ y NO₃⁻.

Los elementos traza metálicos se encuentran en bajas concentraciones y por debajo de los límites impuestos para consumo humano. Las condiciones oxidantes del medio influyen en su movilidad, provocando la precipitación o adsorción a los coloides orgánicos e inorgánicos de los sedimentos.

Las variaciones temporales en los constituyentes químicos se vinculan a los procesos de dilución por efectos en la recarga, así como probablemente debida a un mayor o menor aporte de la carga contaminante.

La laguna de residuos líquidos urbanos presenta condiciones reductoras, presencia de amonio, alta CE y pH, elevada concentración de Cl⁻, Na⁺, HCO₃⁻ y concentración más alta de iones metálicos que las medidas en el agua subterránea. Los valores de DBO₅, DQO, y recuento de bacterias superan los límites impuestos para el vertido superficial de efluentes líquidos.

El estudio de las características hidrogeoquímicas del acuífero afectado por el basural municipal y la laguna de efluentes líquidos urbanos indican una afectación con compuestos orgánicos e inorgánicos al acuífero inmediatamente debajo del basural. En este punto se observó aumento en la CE, pH, aumento de gran parte de los iones mayoritarios (Cl⁻, SO₄⁻², Na⁺, HCO₃⁻, K⁺ y Mg⁺²), de iones minoritarios (NO₃⁻, NO₂⁻ y Si) y traza (As, F⁻, Cu y Pb), aumento de DQO, DBO₅, microorganismos aerobios y anaerobios con disminución del O₂ disuelto. Los valores de estos compuestos disminuyen a una distancia 30 m aguas abajo del basural aunque con concentraciones que se asemejan al acuífero contaminado más que a las características naturales no contaminadas del acuífero aguas arriba del basural. La incorporación del lixiviado procedente de la laguna de efluentes, y los producidos a partir del propio basural, se infiltran hacia la zona no saturada y alcanzan la zona saturada sin llegar a generar en el acuífero el típico ambiente reductor.

De la modelación geoquímica e implementación de NETPATH y PHREEQC se obtuvo que los procesos de disolución/precipitación de carbonatos, disolución e hidrólisis de silicatos junto a proceso de redox y de intercambio catiónico gobiernan las reacciones químicas que resultan en la composición del agua del acuífero Coronel Moldes. Los modelos indicaron una recarga importante en la zona de médanos donde se localiza el basural, resultando en similares valores a los obtenidos por el método de ion Cl (25%).

En el área del basural, los porcentajes de mezcla encontrados en los modelos reflejan la influencia de los lixiviados sobre el agua subterránea debajo del basural, en P2, y su disminución 30 m aguas abajo (en P3), reflejando los procesos de atenuación natural (disolución, precipitación, adsorción, dilución y oxidación) en la zona no saturada y el acuífero frente al ingreso de sustancias contaminantes ajenas al sistema.

Los modelos obtenidos permiten concluir que el incremento del contenido de CE, Cl⁻, Na⁺ y SO₄⁻² en P2 y P3 derivan principalmente del aporte de los lixiviados desde la laguna de efluentes y posiblemente desde el basural, resultando en condiciones geoquímicas locales propicia para algunas reacciones (intercambio, precipitación, oxido-reducción y disolución) que controlan la movilización y concentraciones de Ca⁺², As, F⁻ y Si en el agua del acuífero.

Los procesos de precipitación y adsorción sobre los metales traza resultaron ser los que controlan la concentración de Fe, y otros metales, en el agua del acuífero afectado por la contaminación.

Los procesos de intercambio, disolución/precipitación, oxidación y adsorción integran los procesos de atenuación más importantes para la llegada de contaminantes al acuífero libre en esta parte del basural municipal. Cabe resaltar la importancia de la zona no saturada y el suelo sobre la protección del acuífero libre como actores fundamentales en los procesos de adsorción, intercambio, precipitación y filtrado de la mayor parte de los compuestos orgánicos e inorgánicos generados por la fuente de contaminación o movilizados a partir de su presencia.

Los contaminantes en el acuífero de Coronel Moldes están controlados por procesos químicos y físicos, y de manera muy significativa por el modo en el que estos contaminantes se vierten. Los procesos físicos son aquellos vinculados a las características intrínsecas del acuífero: Permeabilidad, porosidad, velocidad del flujo, tipo de sedimentos, espesor de la zona no saturada. Entre los procesos químicos se encuentran la dilución, precipitación, disolución, procesos de intercambio iónico, adsorción-desorción y procesos redox.

A partir de la modelación puede decirse que, para el acuífero Coronel Moldes, el proceso de transporte que controla el avance de los contaminantes en el acuífero es principalmente la componente advectiva dominando sobre la dispersiva la cual resulta aquí menos importante. La granulometría arenosa muy fina-limosa de los materiales junto a su homogeneidad, hacen factible pensar en un sistema donde el flujo advectivo domina sobre el flujo dispersivo. Del mismo modo, dadas las características hidrogeológicas que presenta el acuífero, la difusión es considerada prácticamente nula. Observando una variación de la dispersividad en respuesta a cambios en las escalas de estudio.

El sitio de disposición de residuos sólidos urbanos de Coronel Moldes debe ser re-localizado a un sitio alejado de estas zonas de recarga local, siendo necesaria la implementación de un relleno sanitario a partir del cual se reduce el impacto ambiental sobre todas las esferas.

La realización del modelado geoquímico del transporte de contaminantes derivados de efluentes urbanos en el acuífero poroso clástico de la típica Llanura Chacopampeana permitió ajustar el modelo conceptual de funcionamiento del sistema, comprender mejor el estado del agua subterránea y como los contaminantes la afectan. Este estudio sienta las bases en la aplicación de la modelación geoquímica en acuíferos loésicos del Sur de la provincia de Córdoba y genera información que permite extender su aplicación a ambientes similares.





CAPÍTULO 13

BIBLIOGRAFÍA

BIBLIOGRAFIA

- Aceñolaza, F. 2000. La Formación Paraná (Mioceno medio): estratigrafía, distribución regional y unidades equivalentes. En: Aceñolaza F. G. y Herbst R. El Neógeno de Argentina. Eds. INSUGEO, Serie Correlación Geológica, 14: 9-27 ISSN 1514-4186.
- Albinet, N. y J. Margat. 1970. Cartographie de la vulnérabilité a Control. BNA Policy and Practice Series. Washington D.C. la pollution des nappes d'eau souterraine. Bulletin BRGM 2¹⁰ Series 3<4): 13-22. Orleans, Francia
- Aller, L.; Bennet, T.; Leht, J.; Petty, R. y G. Hackett. 1987. DRASTIC: A standardized system for evaluating groundwater pollution potential using hydrogeologic setting. U.S. Environmental Protection Agency, Ada, OK, EPA, Report 600/2-87-035; 1-455.
- Anderson, K; Stephen, N.; Mayo, A. y D. Tingey. 2006. Interbasin flow revisited: The contribution of local recharge to high-discharge springs, Death Valley, CA. Journal of Hydrology, Vol N° 323, pp 276–302.
- Appelo, C. y D. Postma. 1996. Geochemistry, groundwater and pollution. Balkema. Rotterdam. ISBN 90 5410 105 9. 536 p.
- APHA, AWWA. 1995. American Society for testing and Materials. Annual book of Standards. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 17th edn, Washington, USA.
- Arens, P. 1969. Algunos paisajes geoquímicos de la región pamepeana. Actas V Reunión Argentina de la Ciencia del Suelo, Santa Fe, Argentina.
- ARGOSS. 2002. Assesing Risk to Groundwater from On-site Sanitation: Scientific Review and Case Studies. British Geological Survey. Commissioned Report CR/02//079N. 122 p.
- ASTM. 1993. Anual Bookof Standards. Section 4, vol.4.08 Soil and Rock. D.2488.
- Austin, G. y A. Bellon. 1974. The use of digital weather records for short-term precipitation forecasting. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, 100, Pp 658-664.
- Baedecker, M.J., y W. Back. 1979. Hydrogeological processes and chemical reactions at a landfill: Ground Water, v. 17, p. 429-437.
- Barbash, J. y E. Resek. 1996. Pesticides in ground water: distribution, trends, and governing factors. Chelsea, Michigan: Ann Arbor Press.

- Bárcenas, E.; Murphy, P.; Stok, G.; Cereceda, E. y R. Ferro. 2007. Valor líquido: Presente y futuro de agua en América Latina. Business News Ameritas, 95 Pág.
- Bavera, G. 2001. Manual de aguas y aguadas para el ganado. Edit. Hemisf. Sur S. A. ISBN 987-432856-8. 387 pág.
- Bhattacharya, P.; Claesson, M.; Bundschuh, J.; Sracek, O.; Fagerberg, J.; Jacks, G.; Martin, R.; Storniolo, A. y J. Thir. 2006. Distribution and mobility of arsenic in the Río Dulce alluvial aquifers in Santiago del Estero Province, Argentina. *Science of the Total Environment* 358. Pp 97– 120.
- Besuschio, S.C., Desanzo, A.C., Perez, A., Croci, M. 1980. Epidemiological associations between arsenic and cancer in Argentina. *Biol. Trace Element Res.* 2, 41–55.
- Biagini, R., Rivero, M., Salvador, M., Córdoba, S. 1978. Hidroarsenicismo crónico y cáncer de pulmón. *Arch. Argent. Dermatol.* 48, 151–158.
- Blanco M.C.; Paoloni J.D.; Morrás H.; Florentino D. y M. Sequeira. 1999. Variabilidad espacial del paisaje pampeano sudoccidental y su influencia en la distribución del ion arsénico en suelos y aguas. I Congreso Argentino de Cuaternario y Geomorfología, La Pampa, Argentina. Actas 25-26.
- Blarasín, M. 1984. Hidrología subterránea de la zona de Laguna Oscura. Córdoba. Tesis de Lic. UNRC. Inédito. 150 pág.
- Blarasín, M.; Degiovanni, S.; Cantú, M.; Eric, C.; Cabrera, A.; Villegas, M.; Doffo, N.; Becker, A.; Cisneros, J., Gonzales, J.; y C. Cholaki. 1994. Diagnóstico global del funcionamiento hídrico de las cuencas que afectan las trazas de la ruta Nacional 7 entre Laboulaye y Villa Mercedes, y la ruta Nacional 8, entre Canals y Villa Mercedes. Convenio UNRC y Empresa Caminos del Oeste S.A. Inédito.
- Blarasín, M.; Cabrera, A. y S. Degiovanni. 2000. Hidrogeología regional: el agua subterránea como recurso fundamental del Sur de la provincia de Córdoba, Argentina. I Congreso Mundial Integrado de Aguas Subterráneas. Fortaleza, Brasil. CD room.
- Blarasín, M. 2003. Geohidrología ambiental del Sur de Córdoba, con énfasis en la ciudad de Río Cuarto y su entorno rural. Tesis Doctoral. UNRC. 300 páginas.
- Blarasín, M., Cabrera, A., Matteoda, E. y M. L. Gomez. 2004. Estudio hidrogeológico para el diagnóstico y propuesta de solución del problema ocasionado por el ascenso del nivel freático en la ciudad de Coronel Moldes, Córdoba, Informe técnico. Municipio de Coronel Moldes. 20 Pág.
- Blarasín, M.; Degiovanni, S.; Cabrera, A. y M. Villegas. 2005. Aguas superficiales y subterráneas en el Sur de Córdoba: Una perspectiva geoambiental. ISBN. 950-665-350-x. Ed. UNRC. 300 pág.

- Blarasín, M. y A. Cabrera. 2005. Aguas subterráneas: hidrolitología, hidrodinámica e hidrogeoquímica regional. En Blarasín, M; Degiovanni, S.; Cabrera, A. y M. Villegas. 2005. Aguas superficiales y subterráneas en el Sur de Córdoba: Una perspectiva geoambiental. ISBN. 950-665-350-x. Ed. UNRC. 300 pág.
- Blarasin, M. 2005. Anexo I: Vegetación y Clima. En Degiovanni S., Villegas M., Blarasín M., Sagripanti G., Coniglio J., Cabrera A. Hoja Geológica 3363-III, Río Cuarto, Provincia de Córdoba. Instituto de Geología y Recursos Minerales, SEGEMAR. Boletín 349. Buenos Aires.
- Blarasín, M; Degiovanni, S.; Cabrera, A. y M. Villegas. 2005. Aguas superficiales y subterráneas en el Sur de Córdoba: Una perspectiva geoambiental. ISBN. 950-665-350-x. Ed. UNRC. 300 pág.
- Blarasin, M; Cabrera, A. y E. Mateada. 2007. Exploración hidrogeológica para la ubicación de captaciones de agua en la localidad de Sampacho y alrededores. Córdoba. Informe técnico al Municipio y Cooperativa de Agua de Sampacho. Inédito. 36 pág.
- Blassi, A., Zárate, M. y R. Kemp. 2001. Sedimentación y pedogénesis cuaternaria en el noreste de la pampa bonaerense: La localidad Gorina como caso de estudio. Revista Argentina de Sedimentología 8 (1). Pp 77–92.
- Blight, G. 1995. Ground-water pollution from a landfill in a semi-arid climate, in: R. Cossu, H. T. Christensen, and R. Stegmann (eds) Regulations, Environmental Impact and Aftercare. Proceedings Sardinia 95, Fifth International Landfill Symposium. Vol. III, Sardinia, Italy, pp.593–599.
- Blumhagen, D. y F. Clark. 2008. Carbon sources and signals through time in an Alpine groundwater Basin, Sagehen California. Applied Geochemistry 23, pp 2284–2291.
- Bocanegra, E; Massone, H.; Martínez, D.; Civil, E. y M. Farenga. 2001. Groundwater contamination: risk management and assessment for landfills in Mar del Plata, Argentina. Environmental Geology 40 (6).
- Bouhlassa, S y A. Aiachi. 2002. Groundwater dating with radiocarbon: application to an aquifer under semi-arid conditions in the south of Morocco (Guelmime). Applied Radiation and Isotopes N° 56, pp 637–647.
- Bouwer, H. 1990. Agricultural chemicals and groundwater quality. Journal of soil ad water conservation. Pp 184-189.
- Brewer R. 1976. Fabric and mineral analysis of soils. R. E. Krieger Publ. Co., Hustington, New Cork, 482 p.

- Brown, J., Bassett, R. y P. Glynn. 1998. Analysis and simulation of reactive transport of metal contaminants in ground water in Pinal Creek Basin, Arizona. *Journal of Hydrology* 209. Pp 225–250.
- Brown, C; Schoonen, M. y J. Candela. 2000. Geochemical modeling of iron, sulfur, oxygen and carbon in a coastal plain aquifer. *Journal of Hydrology* 237, pp: 147-168.
- Buchet J, Lauwerys R. y H. Roels. 1981. Comparison of urinary excretion of arsenic metabolites after a single oral dose of sodium arsenite, monomethylarsonate, or dimethylarsinate in man. *Int Arch Occup Environ Health* 48(1):71–79
- Bundschuh, J., Bonorino, G., Viero, A.P., Albouy, R., y A. Fuertes. 2000. Arsenic and other trace elements in sedimentary aquifers in the Chaco-Pampean Plain, Argentina: 31st Internat. Geol. Cong., Rio de Janeiro, Brazil, 2000, pp. 27–32.
- Burgos, J. y A. Vidal. 1949. Los climas de la República Argentina, según la clasificación de Thornthwaite. *Meteoros I*: 1, 33-99, Buenos Aires.
- CAA. 2007. Código Alimentario Argentino 982 Res Conj SPRyRS y SAGPyA N° 68/2007 y N° 196/2007.
- Camino, M. 1988. Estratigrafía y evolución paleoambiental durante el Cuaternario del valle de La Sala. Tesis Doctoral, Trabajo Inédito, Facultad de C. Naturales. Universidad Nacional de Tucumán, Argentina.
- Canter, L. 1987. Nitrates in ground water from agricultural practices. Causes, Prevention and clean-up. UNDP, University of Oklahoma. 305 Pag.
- Canter, L. 1996. Nitrates in groundwater. University of Oklahoma. Norman, Oklahoma. Ed. Lewis Publishers. 260 Pag.
- Cantú, M., 1992. Provincia de Córdoba. In: M. Iriondo (Ed.), *El Holoceno en la Argentina*, Paraná, pp. 1–16. CADINCUA.
- Cantú, M. 2005. Presentación: Cambios climáticos durante el Pleistoceno Superior y Holoceno en curso de posgrado sobre: Las diatomeas como indicadores de cambios climáticos y calidad de agua en la zona preandina durante el Pleistoceno Tardío al presente en la región centro de Argentina.
- Cantú, M. y Degiovanni, S., 1984. Geomorfología de la región centro sur de la provincia de Córdoba. *Noveno Congreso Geológico Argentino*, S.C. de Bariloche, ACTAS IV, pp. 76–92.
- Cantú, M. y Degiovanni, S., 1987. Génesis de los sistemas lagunazas del centro-sur de la provincia de Córdoba. *Actas del X Congreso Geológico Argentino*, Tucumán. 4 pp.

- Cantú, M. y M. Blarasín. 1987. Geología del Pleistoceno Superior-Holoceno del arroyo Las Lajas-Km 630. Departamento Río Cuarto, Provincia de Córdoba. X Congreso Geológico Argentino, Actas, I:337-340.
- Cantú, M. y A. Becker. 1988. Secuencia Holocénica en el A° Spernanzoni, Dpto. Río Cuarto, Prov. De Córdoba. Simposio Internacional del Holoceno en América del Sur. Actas de Resúmenes
- Cantú, M. 1998. Estudio neocientífico para la evaluación ambiental y ordenación territorial para una cuenca pedemontana. Caso: cuenca del arroyo La Colacha, departamento Río Cuarto, provincia de Córdoba. Inédito. Dpto de Geología UNRC.
- Carrera, J. 1984. Estimation of aquifer parameters under transient and steady state conditions. Ph D Dissertation. Dep. of Hydrogeology. Univ of Arizona, Tucson, Arizona.
- Carrera, J.; Galarza, G. y A. Medina. 1989. Manual del usuario de TRACONF. E.T.S.I., Caminos, Canales y Puertos, Universidad Politécnica de Catalunya, Barcelona.
- Cazenave, W. 2001. De la Araucanía a las Pampas. El viaje de Don Luis de la Cruz en 1806. Editorial Extra. 85 páginas.
- Cerón, C; Moreno López, M. y M. Olías Alvarez. 2005. Contaminación y tratamiento de aguas. Módulo III. Universidad de Huelva. ISBN: 84-608-0077-6. Impreso En Huelva, España.
- Chapelle, F. 1983. Groundwater geochemistry and calcite cementation of the Aquia aquifer in Southern Maryland. *Water Resour. Res.* 19, 545-558.
- Chebli, W.; Mozetic, M; Rossello, E. y M. Buhler. 1999. Cuencas Sedimentarias de la Llanura Chacopampeana. Instituto de Geología y Recursos Minerales. *Geología Argentina. Anuales* 29 (20): 627-644. Bs. As.
- Chebotarev, I., 1955. *Metamorphism of Natural Waters in the Crust of Weathering.* *Geochim. Cosmochim. Acta* 8, 22-48, 137.
- Christensen, T.H., Kjeldsen, P., Bjerg, P.L., Jensen, D.L., Christensen, J.B., Baun, A., Albrechtsen, H.J., y Heron, G., 2001. Biogeochemistry of landfill leachate plumes: *Applied Geochemistry*, v. 16, p. 659-718.
- Clapperton, C., 1993. *Quaternary Geology and Geomorphology of South America.* Elsevier, Amsterdam, 779 pp.
- Connelly, J., Dinsmore, D., Hegeman, T., Schultz, J., Shaw, B. Y R. Stephens. 2002. Evaluating options for changing groundwater monitoring requirements for

- landfills to reduce mercury used by laboratories. Final report to the Wisconsin Department of Natural Resources. 122 Pag.
- Cronin, A.; Barth, J.; Elliot, T. y Kalin R. 2005. Recharge velocity and geochemical evolution for the Permo-Triassic Sherwood Sandstone, Northern Ireland. *Journal of Hydrology* N° 315, pp 308–324.
- Custodio E. y M. Llamas. 1983. *Hidrogeología subterránea*. Seg. Edición. Ed. Omega, S. A. Barcelona. 1500 pág.
- Degiovanni, S. 2008. Análisis geoambiental del comportamiento de los sistemas fluviales del Sur de Córdoba, en especial del arroyo Achiras-del Gato, como base para su gestión sustentable. Tesis Doctoral. UNRC. Inédito. 300 Pág.
- Degiovanni S.; Villegas, M.; Doffo, N. y C. Eric. 2001. Monitoreo de sistemas fluviales mediante la aplicación de geoindicadores de estado de peligrosidad. I Simposio Internacional sobre Geoindicadores, Mar del Plata, Provincia de Buenos Aires. Pág 34-44.
- Degiovanni, S. y M. Blarasín. 2005. Hidrología superficial y morfodinamica de sistemas fluviales. En Blarasín, M; Degiovanni, S.; Cabrera, A. y M. Villegas. 2005. *Aguas superficiales y subterráneas en el Sur de Córdoba: Una perspectiva geoambiental*. ISBN. 950-665-350-x. Ed. UNRC. 300 pág.
- Degiovanni S., Villegas M., Blarasín M., Sagripanti G., Coniglio J., Cabrera A., 2005. Hoja Geológica 3363-III, Río Cuarto, Provincia de Córdoba. Instituto de Geología y Recursos Minerales, SEGEMAR. Boletín 349. Buenos Aires.
- De La Casa, A. Y R. Seiler. 2003. Aplicación de sistemas de información geográfica para determinar aptitud ganadera en función de indicadores agroclimáticos. *Revista Argentina de Producción Animal*. Vol 23 N°3-4. Pp 187-200.
- Deutsch, W. 1997. *Groundwater Geochemistry. Fundamentals and Applications to Contamination*. Lewis Publishers. ISBN 0-87371-308-7. 221 p.
- DIPAS, 1999. *Normas de calidad de aguas*. Dirección Provincial de aguas y saneamiento. Córdoba, Argentina. 85 p.
- Doering, 1882. Informe oficial de la comisión científica agregada al Estrado Mayor General de la Expedición al Río Negro (Patagonia), realizada en los meses de abril, mayo y junio de 1879, bajo las órdenes del General. Julio Argentino Roca. *Geología*, Buenos Aires, 3.
- Domenico y Schwartz, 1990. *Physical and chemical hydrogeology*. Editorial John Wilwy and Sons, 824 pp
- Douchafour, P. 1984. *Edafogénesis y clasificación*. Ed. Masson, Barcelona. 450p.

- Ebens, R. y J. Connor. 1980. Geochemistry of loess and carbonate residuum. USGS Prof. Paper 954-G.
- ESRI. 1999. Environmental Systems Research Institute. GIS. ArcView Version 3.2. Redlands, California, USA.
- Edmunds, W. y P. Smedley. 1996. Groundwater, Geochemistry and Health. British Geological Survey. En *Geoindicators, Assessing rapid environmental changes in earth systems*. 135-150. Editorial Balkema.
- Fatta, D.; Papadopoulos, A y M. Loizidou. 1999. Study on the landfill leachate and its impact on the groundwater quality of the greater area. *Environmental Geochemistry and Health* Vol 21. Pp 175–190.
- Favetto, A.; Pomposiello, C.; Benedit, T. y J. Booker. 2004. Magnetotelluric model of the Chacoparanense sedimentary basin at 31.5 S, Argentina. IAGA WG 1.2 on Electromagnetic Induction in the Earth. Proceedings of the 17th Workshop, Hyderabad, India.
- Felmy, A.; Jirvin, D. Y E. Jenne. 1984. MINTEQ-A computer program for calculating aqueous chemical equilibria U. S. Environmental Protection Agency, Athens.
- Ferris F., Stehmeier L., Kantzas A., y F. Mourits. 1996. Bacteriogenic mineral plugging. *J. Can. Petrol. Technol.* 35, 56–61.
- Fetter, C. .1993. Contaminant Hydrogeology. Macmillan Publishing Comp., New York, NY, USA, 458 pp.
- Fili, M.; Tujchneider, O; D'elia, M; Paris, M. y M. Perez. 2000. La influencia de las aguas subterráneas en el anegamiento de un sector en la llanura pampeana de la República Argentina. I Congreso Mundial Integrado de Aguas Subterráneas. Fortaleza, Brasil. Cd.
- Forstner, S y L. Wittman. 1981. Metal pollution in the aquatic environment. Berlín, Heidelberg, SpringerVerlag 486 p.
- Foppen, J. Van Herwerden, M.; Kebtie, M. Noman, A.; Schijven, J.; Stuyfzand, J. y S. Uhlenbrook. 2008. Transport of Escherichia coli and solutes during waste water infiltration in an urban alluvial aquifer. *Journal of Contaminant Hydrology* 95. 1–16.
- Foster, S. 1985. Groundwater pollution protection in developing countries. IAH International Association of Hydrogeologists-International Contributions to Hydrogeology Vol 6. Pp 167–200.
- Foster, S. 1987. Fundamental concepts in aquifer vulnerability, pollution risk and protection strategy. *Vulnerability of Soil and Groundwater to pollutants*. TNO

Committee on Hydrological Research Information N° 38, Ed. by W. Van Duijvenbooden and H.G. Van Waegenigh, The Hague: 69-86.

Foster S y R. Hirata. 1988. Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas. Manual del CEPIS. OPS Y OMS. Lima, Perú.

Foster, S. y A. Skinner. 1995. Groundwater Protection: the science and practice of land surface zoning. IAHS Publ. no. 225, A34.

Foster, S., P. Chilton, y M. Stuart. 1991. Mechanisms of groundwater pollution by pesticides. Journal of Institution of Water and Environmental Management. Vol 5. Pp 186-193.

Foster, S.; Adams, B.; Morales, M. y S. Tenjo. 1993. Groundwater Protection Strategies – A Guide to Implementation. Pan American Centre for Sanitary Engineering and Environmental Sciences (CEPIS), Lima, Peru, 88 pp.

Foster, S.; Hirata, R.; Gomez, D.; D'Elia, M. y M. Paris. 2002. Protección de la Calidad del Agua Subterránea: guía para empresas de agua, autoridades municipales y agencias ambientales. Banco Mundial, Washington, D.C.

Frenguelli, J. 1955. Loess y Limos pampeanos. Ministerio de Educación de la Nación, Serie técnica y Didáctica no. 7, La Plata, 88pp.

Frissel, M. 1977. Cycling of Mineral Nutrients in Agricultural Ecosystems. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, Agro-ecosystems, Vol. 4, pp. 1-354.

García, T. y M. García. 2004. Estudio y aplicación de modelos acoplados de flujo y transporte en aguas subterráneas. Tecnología y Desarrollo. Revista de Ciencia, Tecnología y Medio Ambiente. ISSN: 1696-8085 Universidad Alfonso X El Sabio. Villanueva de la Cañada, Madrid. 40 Pág.

Garrels, R. y C. Christ. 1965. Solutions, minerals and equilibrio. Harper & Row, New York, 450 pp

Gelhar, L.; Mantoglou, A.; Welty, C. y K. Rehfeldt. 1985. A review of field scale physical solute transport processes in saturated and unsaturated porous media. Electric Power Research Institute Report EA-4190, Palo Alto, CA.

Gibbs R. 1970. Mechanisms controlling world water chemistry. Science 170. Pp 1088-1090.

Gomez, M. L. 2004. Determinación de restricciones y aptitudes de uso del territorio en el sistema rural de la cuenca del arroyo Chaján: Análisis de procesos geomorfológicos e hidrológicos superficiales y subterráneos. Informe final tras Renuncia a Beca de Formación Espacial. Agencia Córdoba Ciencia. Inédito.

- Gomez, M. L.; Blarasín, M. y D. Martínez. 2005. Condiciones geoquímicas asociadas a la presencia y movilización del Arsénico en el acuífero libre en la planicie loésica de Coronel Moldes. IV Congreso Hidrogeológico Argentino y II Seminario Hispano-Latinoamericano sobre Temas Actuales de Hidrología Subterránea. 25, 26, 27 y 28 de Octubre de 2005, Río Cuarto, Córdoba, Argentina. ISBN 950-665-347-X.
- Gomez, M. L., Blarasín, M. y D. Martínez. 2008. Arsenic and fluoride in a loess aquifer in the central area of Argentina. *Environmental Geology*. DOI 10.1007/s00254-008-1290-4. P10.
- Gonzalez Bonorino, F., 1966. Soil clay mineralogy of the Pampa plains. *Journal of Sedimentary Petrology* 36 (4), 1026-1035.
- González Bonorino, F. 1965. Mineralogía de las fracciones arcilla y limo del Pampeano en el área de la ciudad de Buenos Aires y su significado estratigráfico y sedimentológico. *Revista de la Asociación Geológica Argentina* 20(1): 67-148.
- González, M. 2006. Estudio de las características hidrolíticas, hidrodinámicas e hidroquímicas del acuífero libre y/o confinados presentes en el área, mediante técnicas hidrogeológicas y el apoyo de prospección geoelectrica. Trabajo Final de Licenciatura, UNRC. Inédito. 150 p.
- Gorgas, J. A. y J. L. Tassile. 2003. Recursos naturales de la provincia de Córdoba: Los Suelos. Nivel de reconocimiento 1:500.000. Agencia Córdoba D.A.C.Y.T. Dirección de Ambiente. INTA Manfredi. ISBN: 987-20198-3-5. 150 pp.
- Guler, G y G. Thyne. 2004. Hydrologic and geologic factors controlling surface and groundwater chemistry in Indian Wells-Owens Valley area, southeastern California, USA. *Journal of Hydrology* 285. Pp 177-198
- Hellweg, S.; Hofstetter, T y K. Hungerbühler. 2005. Time-dependent life-cycle assessment of slag landfills with the help of scenario analysis: the example of Cd and Cu. *Journal of Cleaner Production* 13. 301-320
- Hem, J. 1992. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural water, U.S. Geological Survey Water-Supply Paper. 2254, cuarta edición, 264 pp.
- Henderson, T. 1984. Geochemistry of groundwater in two sandstone aquifer systems in the Northern Great Plains in parts of Montana, Wyoming, North Dakota and South Dakota. EEUU.
- Hossain, M., Jungi A y H. Sakugawa. 2004. Mobilization of arsenic from subsurface by effect of bicarbonates ions in groundwater. *Chemosphere* 54:6. Pp 753-762.
- Hurtado, R; Fernandez Long, M. y G. Barberis. 1991. BALUBA, 1.0. A computer program for calculating climatic hydrological balance. *Cátedra de Climatología y*

Fenología agrícolas, Facultad de Agronomía. Universidad de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.

- Huyakorn, P. y F. Pinder. 1983. *Computational Methods in Subsurface flow*. Academic Press (473 p). A subsidiary of Harcourt Brace Jovanovich, Publishers, 14.-Istok Jonathan. *Groundwater Modeling by the Finite Element Method*, American Geophysical Union, *Water Resources Monograph 13* (495p).
- Imbellone, P. y M. Teruggi. 1993. Paleosols in loess deposits of the Argentine Pampas. *Quaternary International* 17, 49-55.
- IPI2win. 2000. A program for 1D automatic and manual interpretation of VES curves. Version 2.0.
- Iriondo, M.H., 1987. Map of the aggradation plains of Argentina. XII International INQUA Congress, Ottawa, abstract, p. 191.
- Iriondo, M.H., 1988. Map of the South American Plains—Its present state. In: Rabassa, J. (Ed.), *Quaternary of South America and Antarctic Peninsula*, vol. 6, pp. 297–308.
- Iriondo, M.H., 1997. Models of Deposition of Loess and Loessoids in the Upper Quaternary of South America. *Journal of South American Earth Sciences*. Vol. 10, N° 1. Pp. 71-79.
- Iriondo, M.. 1999. Climatic changes in the South American plains: Records of a continental-scale oscillation. *Quaternary International* 57-58:93-112.
- Iriondo, M y M. Kröhling. 2007. Non-classical types of loess. *Sedimentary Geology* 202. Pp 352–368.
- Jakomin, L., Martinez, D; y L. Marbán. 2008. Evaluación de la movilidad de metales traza (cd y pb) en medios porosos representativos de los acuíferos puelche y pampeano, a través de la determinación del coeficiente de partición (Kd). XXI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Potrero de los Funes, San Luis, Argentina.
- Jenne, E. 1979. Chemical modeling in aqueous systems: speciation, sorption, solubility and kinetics. *American Chemical Society (Symposium Series 93)*. 9-914.
- Jordana, S. y E. Batista. 2004. Natural and water quality and health. *Geological Acta: an Internatioonal Earth Science Journal*. Universidad de Barcelona, España. Vol 2:002, pp,175-188.
- Jordan, T. y R. Allmendinger. 1986. The Sierras Pampeanas of Argentina: a modern analogue of Rocky Mountains foreland deformation: *American Journal of Science*, 286: 737-764.

- Katz B, Cheletteb, R. y T. Prattb. 2004. Use of chemical and isotopic tracers to assess nitrate contamination and ground-water age, Woodville Karst Plain, USA. *Journal of Hydrology* 289, pp: 36–61.
- Karlson, A., Tauber, A., y D. Torres Anza. 1993. Tipificación mineralógica de paleosuelos del sur de la provincia de Córdoba. Proc. XIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mendoza, Argentina, pp. 463-474.
- Kebede, S; Travi, Y.; Alemayehu, Y. y T. Ayenew. 2005. Groundwater recharge, circulation and geochemical evolution in the source region of the Blue Nile River, Ethiopia. *Applied Geochemistry* 20. Pp 1658–1676.
- Kim, K. y G. Young Jeong. 2005. Factors influencing natural occurrence of fluoride-rich groundwaters: a case study in the southeastern part of the Korean Peninsula. *Chemosphere* 58:10. Pp1399-1408.
- Kröhling, D. 2003. A 54 m thick loess profile in North Pampa, Argentina. XVI INQUA Congress, Reno, Abstract, p. 198.
- Kröhling, D.M., 1999. Sedimentological maps of the typical loessic units in North Pampa, Argentina. *Quaternary International* 62, 49–56.
- Kulongoski, J.; Hilton, D. y J. Izbicki. 2005. Source and movement of helium in the eastern Morongo groundwater Basin: The influence of regional tectonics on crustal and mantle helium fluxes. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 69, N° 15, pp. 3857–3872.
- Laaksoharju, M; Smellie, J.; Tullborg, E.; Gimeno, M; Molinero, J.; Gurban, I. y L. Hallbeck. 2008. Hydrogeochemical evaluation and modelling performed within the Swedish site investigation programme. *Applied Geochemistry* 23. Pp 1761–1795.
- Limarino, C. y L. Spalletti. 2006. Paleogeography of the upper Paleozoic basins of southern South America: An overview. *Journal of South American Earth Sciences* Vol. 22. Pp: 134–155.
- Lozada, B. y P. Sentelhas. 2002. Diferencias entre las deficiencias y excedentes hídricos estimados a partir del balance hídrico normal y secuencial. IX Reunión Argentina de Agrometeorología. Córdoba. pp. 157-158.
- Lu, C. y H. Bai. 1991. Leaching from solid waste landfills. Part I: Modelling, *Environmental Technology* Vol:12. Pp 545–557.
- Lyons, W. y D. Bird. 1995. Geochemistry of the Madeira River, Brazil: comparison of seasonal weathering reactions using a mass balance approach. *Journal of South American Earth Sciences*, Vol. 8, N° 1, pp. 97-101.

- Malcolm, R. y C. Soulsby. 2001. Hydrogeochemistry of groundwater in coastal wetlands: implications for coastal conservation in Scotland. *The Science of the Total Environment* 265, pp: 269-280.
- Marshall, W. and M. Warakomski. 1980. Amorphous silica solubilities II: Effect of aqueous salt solutions at 25°C. *Geochimica Cosmochimica Acta* 44, 915-924.
- Martínez, D.; Bocanegra, E. y J. Cionchi. 1995. modelación hidrogeoquímica de procesos de mezcla. Su aplicación a casos de estudio en el acuífero de Mar del Plata. Congreso Tucumán. *Correlación geológica* N° 11, ISSN 217428, pp: 69-80.
- Martínez, D.; Massone, H. y E. Bocanegra. 1997. Relevamiento geológico en el nuevo sitio de disposición final de residuos y preparación de una red de monitoreo. Conv Univ Nacional Mar del Plata – Municipal General Pueyrredón, Informe técnico.
- Martínez, M.; Delgado P. y V. Fabregat. 1998. Aplicación del método DRASTIC para la evaluación del riesgo de afección a las aguas subterráneas por una obra lineal. *Jornadas sobre la contaminación de las aguas subterráneas: Un problema pendiente*. Valencia. AIH-GE.
- Martínez, D. y M. Osterrieth, 1999. Geoquímica de la Sílice Disuelta en el Acuífero Pampeano en la Vertiente Sudoriental de Tandilia. II Congreso Argentino de Hidrogeología, Serie *Correlación Geológica* N°13: 241-250. San Miguel de Tucumán. ISSN 1514-4186.
- Martínez, D., Bocanegra, E y M. Manzano. 2000. La modelación hidrogeoquímica como herramienta en estudios hidrogeológicos. *Boletín Geológico y Minero*. Vol. 111-4, pp: 83-98. ISSN 0366-0176.
- Martínez, D y E. Bocanegra. 2002. Hydrogeochemistry and cation Exchange proceses in the coastal aquifer of Mar del Plata, Argentina. *Hydrogeology Journal* 10. Pp 393-408.
- Martínez D., S. Mascioli y E. Bocanegra. 2006. Determination of Zn partition coefficient and simulation of reactive transport from landfills in Mar del Plata, Argentina. *Environ. Geol.* DOI 10.1007/ss00254-006-0341-y.
- Merchant, J. 1994. GIS-Based Groundwater Pollution Hazard Assessment: A Critical Review of the DRASTIC Model. *Photogramm. Engineer y Remote Sensing*, 60(9): 1117-1127.
- Miretzky, P.; Conzonno, V. y A. Fernandez Cirelli. 2000. Hydrochemistry of pampasic ponds in the lower stream bed of Salado River drainage basin, Argentina. *Environmental Geology* 39 (8). 951-956.

- Miretzky, P. y A. Fernández Cirelli. 2004. Silica dynamics in a pampean lake (Lake Chascomús, Argentina). *Chemical Geology* 203. Pp 109– 122.
- Morras, H. 1996. Composición y evolución de la fracción limo grueso de suelos del Chaco meridional argentino. *Actas XIII Congreso Geológico Argentino*, Vol. IV, pp. 263-265.
- Morras, H., 1999. Geochemical differentiation of Quaternary sediments from the Pampean region based on soil phosphorus contents as detected in the early 20th century. *Quaternary International* 62, 57–67.
- Murphy, E. y J. Schramke. 1998. Estimation of microbial respiration rates in groundwater by geochemical modeling constrained with stable isotopes. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 62, N° 21/22, pp. 3395–3406.
- Musso, T. 2003. Indicadores químicos y fisicoquímicos de la calidad de suelos. Un set mínimo en hapludoles de la cuenca arroyo La Colacha, provincia de Córdoba. Trabajo Final de licenciatura, UNRC. Inédito. 200 p.
- Nagar, B. 2002. Hydrogeological Environmental Assessment of Sanitary Landfill Project at Jammu City, India. *Electronic Green J* 17:10.
- Neurath, R. 2007. Comparative baseflow hydrochemistry of various septic system density groups within the Yellow river watershed, Gwinnett County, Georgia. A Thesis Submitted in Partial fulfillment of the Requirements for the Degree of MASTER OF SCIENCE in the College of Arts and Science Georgia State University. Pp 104. Copyright by Robert Carl Neurath.
- Nicolli, H., Suriano, J., Gómez Peral, M., Ferpozzi, L. y O. Balean. 1989. Groundwater contamination with Arsenic and other trace elements in an area of the La Pampa provinve of Córdoba, Argentina. *Enviromental Geology and Water Sciences*. Vol. 14, N° 1, pág. 3-16.
- Nicolli, H. B., Tineo, A., Falcon, C. M., García, J. W., Merino, M. H., Etchichury, M. C., Alonso, M. S. & Tafalo, O. R. 2004. Aguas subterráneas con alto contenido en arsénico en el área de Los Pereyra, Tucumán, Argentina. XXXIII Congress IAH & 7° Congress ALHSUD. Zacatecas México. ISBN: 970-32-1749-4.
- Nicholson, R., J. Cherry, y E. Readon. 1983. Migration of contaminants in groundwater at a landfill: A case study, 6. *Hydrogeochemistry*. *Journal of Hydrology* 63 (1-2): 131–176.
- Nielsen, P. y M. Hauschild. 1998. Product specific emissions from municipal solid waste landfills; part I: landfill model. *International Journal of LCA* 3(3):158–168.
- Nirich, S. 2000. Diagnóstico provincial de los sistemas de gestión de residuos sólidos urbanos. Gobierno de la provincia de Córdoba. Agencia Córdoba Ambiente. 70 pág.

- Noguera, F.; Rivero, L.; Font, X.; Navarro, A. y F. Martínez. 2002. Simultaneous use of geochemical and geophysical methods to characterise abandoned landfills. *Environmental Geology* Vol 41. Pp. 898–905.
- Orsolini, R., Zimmerman, E. y P. Basile. 2000. *Hidrología, procesos y métodos*. UNR. Santa Fe. Argentina. 89 pp.
- Ortolani, C. 2007. *Estratigrafía del Cuaternario del tamo medio del arroyo Achiras del Gato, Dpto Río Cuarto, Córdoba*. Trabajo Final de Licenciatura. UNRC. Inédito. 94 Pag.
- Panarello, H. y C. Dapeña. 2001. Stable Isotope Composition Of The Río De La Plata Estuary. An Attempt To Relate To Meteorological Variables. III South American Symposium On Isotope Geology, Extended Abstracts Volume (CD), 417-420, Sociedad Geológica De Chile, Santiago, Chile
- Paoli C. y Giacosa R. 2003. Características hidrológicas de la llanura pampeana central oeste (áreas de derrames del río Quinto y arroyos del sur de Córdoba). En: «Inundaciones en la región pampeana» (eds.: Maiola O. C.; Gabellone N. A. y Hernández M. A.), EDULP, La Plata, 274 p.
- Parkhurst, D.; Thordtenson, D y L. Plummer. 1980. PHREEQE –A computer program for Geochemical calculations. U.S.G.S. Water resources investigation, 82-. Pp 14-29.
- Parkhurst, D. y C. Appelo. 1999. User's guide to PHREEQC (Version 2) – A computer program for speciation, batch reaction, one dimensional transport, and inverse geochemical calculations. U.S.G.S. Water-Resources Investigations Report 99-4259, 1-312.
- Passotti, P. 1974. *La neotectónica en la Llanura Pampeana*. Publicaciones LVIII, Instituto de Fisiografía y Geología. Universidad Nacional de Rosario. Pág. 1-32.
- Petalas, C. y N. Lambrakis. 2006. Simulation of intense salinization phenomena in coastal aquifers—the case of the coastal aquifers of Thrace. *Journal of Hydrology* 324. Pp 51–64.
- Pitkänen, P.; Löfman, J.; Koskinen, L.; Leino-Forsman, H. y M. Snellman. 1999. Application of mass-balance and flow simulation calculations to interpretation of mixing Aspö, Sweden. *Applied Geochemistry* 14, pp: 893-905.
- Plummer, L., B. Jones, y A. Trudell. 1976. WATEQF-A FORTRAN IV version of WATEOF, a computer program for calculating chemical-equilibria of natural waters. U.S. Geological Survey Water-Resources Investigation Report 76-14, 61 pages.

- Plummer LN, Prestemon EC, and D. Parkhurst. 1991. An Interactive Code (NETPATH) for Modelling NET Geochemical Reactions Along a Flow PATH. U.S.G.S. Water Resources Investigations, 4078, 227 p.
- Plummer, J; Parkhurst, D. y D. Thorstenson. 1994. Development and reaction models for groundwater systems. *Geochemical Cosmochimical Acta* 47, pp: 665-685.
- Polanski, J. 1963. Estratigrafía, Neotectónica y Geomorfología del Pleistoceno pedemontano entre los ríos Diamante y Mendoza. *Asociación Geológica Argentina, Revista XVII* (3-4), 127-349.
- Postma, D y C. Appelo. 1999. Reduction of Mn-oxides by ferrous iron in a flow system: Column experiment and reactive transport modeling. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, Vol. 64, No. 7, pp. 1237-1247.
- Prámparo, M. 1982. Cuaternario del arroyo Santa Catalina, entre Cuatro Vientos y Holmberg, departamento de Río Cuarto, provincia de Córdoba. Trabajo final de Lic. UNRC. Inédito. 160 Pp.
- Quiroz Londoño, M; D. Martínez, C. Dapeña y H. Massone. 2008. Hydrogeochemistry and isotope analyses used to determine groundwater recharge and flow in low-gradient catchments of the province of Buenos Aires, Argentina. *Hydrogeology Journal* 1431-2174 (Print) 1435-0157 (Online). Pag.1023-1235.
- Ravelo, C. 1990. PDIMES. Balance hídrico seriado. Manual Teórico/operativo. Asociación de Agrometeorología. 8 pág.
- Ramos, V. 1988. Tectonics of the Late Proterozoic-Early Paleozoic: a collisional history of Southern South America. *Episodes* 11 (3):168-174. Ottawa.
- Ramos, V. 1999. Rasgos Estructurales del Territorio Argentino. Evolución tectónica de la Argentina. En Caminos, R. (ed.) *Geología Argentina, Anuales* 29(24): 715-784.
- Reddy, K. y W. Patrick. 1981. Nitrogen transformation and loss in flooded soils and sediments. In *CRC Critical Reviews in Environmental Control*. Vol. 13 N° 4, Pp 273-303.
- Robins, N. 1998. Groundwater pollution, Aquifer Recharge and Vulnerability. *Geological Society Special Publication* N° 130. London, UK. ISBN 1-897799-98-5. Pp 225.
- RockWorks. 2002. Earth Science & GIS Software. Version 8.1. Golden, CO, U.S.A.
- Roling, W.; Van Breukelen, M.; Braster, M.; Lin, B. y H. Van Verseveld. 2002. Relationships between Microbial Community Structure and Hydrochemistry in a Landfill Leachate-Polluted Aquifer. *Applied And Environmental Microbiology*. Vol 67 N° 10. Pp 4619-4629.

- Rosenthal, E., Flexer, A. y P. Moller. 2006. The paleoenvironment and the evolution of brines in the Jordan-Dead Sea transform and in adjoining areas. *Int. J. Earth Sci. (Geol. Rundsch)*. 95, 725–740.
- Rossi, P. 1996. Evolución hidrogeoquímica del agua subterránea en la cuenca superior del arroyo Chasicó, provincia de Buenos Aires. Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Sur, Bahía Blanca. 300 pp.
- Rupert, M. 2001. Calibration of the Drastic Ground Water Vulnerability Mapping Method. *Groundwater*, Vol 3, N° 4. Pp 625-630.
- Russo, A.; Ferello, R. y G. Chebli. 1979. Llanura Chaco Pampeana. En *Geología Regional Argentina*. Volumen I:139-183.
- Sagripanti, G. 2006. Neotectónica y Peligro Sísmico de la región de Sampacho, Dpto. Río Cuarto, Prov. de Córdoba. Tesis Doctoral. Universidad Nacional de Río Cuarto. Inédito. 300 pp.
- Samper Calveti, F. 1994. Gestión y protección del agua subterránea. Modelo de acuífero, Curso D. 2do. Congreso Latinoamericano de Hidrología Subterránea, Santiago de Chile.
- Santa Cruz, J. 1972. Geología al E de la sierra Chica (Provincia de Córdoba) entre La Granja y Unquillo, con especial referencia a las entidades sedimentarias. V Congreso Geológico Argentino. IV: 221-234.
- Sayago, J.M. 1995. The Argentinian neotropical loess: an overview. *Quaternary Science Reviews* Vol.14, pp 755–766.
- Sayago, M.; Collantes, M.; Karlson, A. y J. Sanabria. 2001. Genesis and distribution of the Late Pleistocene and Holocene loess of Argentina: a regional approximation. *Quaternary International* 76/77. Pp 247-257
- Schiavo, H. 2002. Tipos y génesis de las Toscas (calcretos) de la región centro- oeste de la provincia de Córdoba, República Argentina. Tesis Doctoral. Inédita. UNRC. 300 pp.
- Smedley, P., Nicolli, H., Macdonald, D., Barros A. Y J. Tullio. 2002. Hydrogeochemistry of arsenic and other inorganic constituents in groundwaters from La Pampa, Argentina. *Applied Geochemistry*. N° 17. Pág 259-284.
- Smedley P. y D. Kinniburgh. 2002. A review of the source, behaviour and distribution of arsenic in natural waters. *Apply Geochemistry* 17:517–568.
- Smedley, P.; Kinniburgh, D.; Macdonald, J.; Nicolli, H.; Barros, A.; Tullio, J.; Pearce, J. y M. Alonso. 2005. Arsenic associations in sediments from the loess aquifer of La Pampa, Argentina. *Applied Geochemistry* 20. Pp 989–1016.

- Sosic, M. 1964. Descripción geológica de la hoja 24h, Sierra del Morro (San Luis-Córdoba) Boletín, N° 95. Dirección Nacional de Geología y Minería. 44 Pág.
- SPSS Inc. 1998. Used to stand for Statistical Package for the Social Sciences, Base 8.0 for Windows User's Guide. SPSS Inc., Chicago IL.
- Sracek, O.; Bhattacharya, P; Jacks, G.; Gustafsson, J. y M. von Brömssen. 2004. Behavior of arsenic and geochemical modeling of arsenic enrichment in aqueous environments. Applied Geochemistry N° 19, pp: 169–180.
- Saxe, J; Wannamaker, E.; Conklin, S.; Shupe, T. y B. Beck. 2007. Evaluating landfill disposal of chromated copper arsenate (CCA) treated wood and potential effects on groundwater: Evidence from Florida. Chemosphere, Volume 66, Issue 3. Pp 496-504.
- Stappenbeck, R. 1926. Geologie und groundwasserkund der Pampa. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung. Stuttgart.
- Statom, A.; Thyne, G. y E. McCray. 2004. Temporal changes in leachate chemistry of a municipal solid waste landfill cell in Florida, USA. Environmental Geology Vol 45. Pp 982–991.
- Stollenwerk, K y J. Colman. 2004. Natural remediation of arsenic contaminated ground water association with landfill leachate. US Department of interior. USGS Publications. Pp 4.
- Taylor, S.; McLennan, S. y M. McCulloch. 1983. Geochemistry of loess, continental crustal composition and crustal model ages. Geochim. Cosmochim. Acta 47, 1897–1905.
- Teruggi, M. 1957. The nature and origin of Argentine loess. Journal of Sedimentary Petrology. 27 (3): 322-332.
- Thorne, D. y H. Peterson. 1954. Irrigated soils. Constable and Company Limited, London. The Blakiston Comp., New York, Toronto: 392 pp.
- Thorntwaite, A. 1948. An approach towards a rational classification of climate. Geographic Review 38 (1). Pp 221-229.
- Thorntwaite, A. y J. Matter. 1955. The water balance. Drexel Institute of Technology. Publications in Climatology VIII (1): 104 pp. New Jersey.
- Tonni, E., Cione, A. y A. Figini. 1999. Predominance of arid climates indicated by mammals in the pampas of Argentina during the Late Pleistocene and Holocene Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology 147: 257-281 Editorial Elsevier.

- Torra, R.; Perino, E. y E. Strasser. 1999. Geoquímica del Loess Cuaternario del Chaco y Este Salteño, con algunas consideraciones Paleoambientales. IV Reunión de Comunicaciones Científicas y Tecnológicas. Actas. Tomo VI: pp 109-112. Corrientes.
- Truesdell, A. y B. Jones. 1974. WATEQ. A computer program for calculating euqilibria of natural waters. USGS Journal Research. Vol 2, Pp 233-248.
- Turner B.; Binnig, P. y L. Stipp. 2005. Fluoride removal by calcite: Evidence for fluorite precipitation and surface adsorption. Environmental Sciency and Tecnology 39(9). Pp.9561–9568.
- Uliana, M.; Banner, J y J. Sharp. 2007. Regional groundwater flow paths in Trans-Pecos, Texas inferred from oxygen, hydrogen, and strontium isotopes. Journal of Hydrology 334. Pp 334– 346
- USEPA, 2002, Onsite Wastewater Treatment Systems Manual. Office of Water, Office of Research and Development. EPA/625/R-00/008. February, 2002.
- USGS, 2000, Effects of Residential and Agricultural Land Uses on the Chemical Quality of Baseflow of Small Streams in the Croton Watershed, Southeastern New York, U.S. Geological Survey. WRIR 99-4173.
- US Salinity Laboratory Staff. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. US Department of Agricultural Hand Book 60, Washington.
- Valenzuela Vásquez, L. y J. Ramírez Hernández. 2004. Análisis del comportamiento del Flúor en el acuífero que abastece a Hermosillo, Sonora, México. XXXIII Congress IAH & 7º Congress ALHSUD. Zacatecas, México. ISBN: 970-32-1749-4.
- Varsányi, I. y L. Kovács. 1997. Chemical evolution of groundwater in the River Danube deposits in the southern part of the Pannonian Basin (Hungary). Applied Geochemistry, Vol. 12, pp. 625-636.
- Vázquez Suñé, E; Alberich, C.; Soler, A.; Custodio, E. y J. Carrera. 2003. Uso de trazadores en hidrogeología urbana. I Sem. Hispano-Latinoam. Hidrología Subt. Rosario, Arg. ISBN 950-673-395-3. Pág. 587-605.
- Von der Heyden, C. y M. New. 2004. Groundwater pollution on the Zambian Copperbelt: deciphering the source and the risk. Science of the Total Environment 327, 17–30
- Vrba, J. y E. Romijn. 1986. Impact of Agricultural Activities on Ground Water. Verlag Heinz Heise, Hannover, Germany, International Contributions to Hydrogeology, Vol. 5, 332 pp.

- Walker, T. y J. Syers. 1976. The fate of phosphorus during pedogenesis. *Geoderma* 15. Pp.1-19.
- Wang y Z. Luo. 2001. Geostatistical and geochemical analysis of surface water leakage into groundwater on a regional scale: a case study in the Liulin karst system, northwestern China. *Journal of Hydrology*. Volume 246. Issues 1-4. 1. Pp: 223-234.
- Ward, R. y M. Robinson. 2000. Principles of hydrology. Mc Graw Hill,. Fourth edition, London 2000.
- Watson, S., Valos, F. y B. Waterbury. 1981. The Family Nitrobacteraceae. In *The Prokaryotes*, in al., M.P.S.e., ed., Berlin: Springer-Verlag.
- WHO. 1993. World Health Organization. Guidelines for drinkingwater quality. 2nd edn, vol 1. 188 p.
- Wilhelm, R.; Schiff, S. y W. Robertson. 1994. Chemical fate and transport in a domestic septic system: Unsaturated and saturated zone geochemistry. *Environmental Toxicology and Chemistry*. Vol. 13, no. 2, pp. 193-203.
- Winn, R. y J. Steinmetz. 1998. Upper Paleozoic strata of the Chaco- Parana basin, Argentina, and the great Gondwana glaciation. *Journal of South American Earth Sciences* Vol:11. Pp 153–168.
- Wolfgang, K. 1986. *Groundwater Modeling. An introduction with Sample Programs in Basic*, Elsevier Science Inc. New York, US. Hardcover. ISBN:0444425829. Pp 334
- Yidana, M.; Ophoria, D. y B Banoeng-Yakubo. 2008. Hydrochemical evaluation of the Voltaian system—The Afram Plains area, Ghana. *Journal of Environmental Management* 88. Pp 697–707.
- Yrigoyen, M., 1969. Problemas estratigráficos del Terciario de Argentina. *Ameghiniana*, 6 (4) : 315 - 329.
- Zack, A. 1980. Geochemistry of fluoride in the Black Creek aquifer system of Horry and Georgetown counties, South Carolina and its Physiological implications. Washington, D.C.; Geological Survey water-supply Paper 2067..
- Zaporozec, A. 2002. Groundwater contamination inventory. A methotological guide. (Eds) IHP-VI, Series On Groundwater N°2, UNESCO.
- Zarate, M. y A. Blassi. 1991. Late Pleistocene and Holocene Loess Deposits of the Southeastern Buenos Aires Province, Argentina. *Geological Journal* 24.2, 211-220.

Zárate, M. 2003 Loess Of Southern South America. Quaternary Science Reviews 22.
Pp 1987-2006.

Zhenxue, D y J. Samper. 2006. Inverse modeling of water flow and multicomponent reactive transport in coastal aquifer systems. Journal of Hydrology Vol. 327, pp 447– 461.

U.N.R.C.
Biblioteca Central



66065

66065