



UNIVERSIDAD NACIONAL DE CORDOBA
FACULTAD DE CIENCIAS AGROPECUARIAS
ESCUELA PARA GRADUADOS



**METODOLOGÍAS PARA ESTIMAR LA VARIABILIDAD ESPACIAL
REGIONAL DE LA RETENCIÓN DE ATRAZINA A PARTIR DE
INFORMACIÓN DE CARTAS DE SUELO Y MUESTREOS SISTEMÁTICOS**

MIGUEL ALEJANDRO BECERRA

TESIS
Para optar al Grado Académico de
Doctor en Ciencias Agropecuarias

Córdoba, 2020

**METODOLOGÍAS PARA ESTIMAR LA VARIABILIDAD ESPACIAL
REGIONAL DE LA RETENCIÓN DE ATRAZINA A PARTIR DE
INFORMACIÓN DE CARTAS DE SUELO Y MUESTREOS SISTEMÁTICOS**

MIGUEL ALEJANDRO BECERRA

Comisión Asesora de Tesis

Director: Dra. Susana Hang

Asesor: Ing. Agr. (PhD) Martín Díaz-Zorita

Asesor: Ing. Agr. (PhD) Pablo Mercuri

Tribunal Examinador de Tesis

Ing. Agr. (PhD) Martín Díaz-Zorita .

Dra. Jorgelina Ceferina Montoya

Dra. Marcela Alejandra Cioccale

Presentación formal académica:

23 de noviembre de 2020
Facultad de Ciencias Agropecuarias
Universidad Nacional de Córdoba



Esta obra está bajo una Licencia Creative Commons
Atribución – No Comercial – Sin Obra Derivada 4.0 Internacional.

AGRADECIMIENTOS

A Cuali, Mateo, Gaspar y Molotov por compartir mi vida.

A mis padres Nancy y Miguel y mis hermanas Natalia y Malena por todo su apoyo.

A la Dra. Susana Hang por su dedicación y todo lo que realizó para que esta tesis siga su camino y pueda concluirse.

A los que participaron en el muestreo y con los que compartí excelentes momentos: Gustavo Negro, Eduardo Buffa, Ariel Rampoldi, Celia Loza y Martín Demarchi,

A Julius Koritschoner, Franca Giannini Kurina, Karen Pitz y Sebastián Salas por su colaboración en las determinaciones analíticas.

Al Dr. Martín Diaz-Zorita por sus consejos e ideas a lo largo de la tesis y al Dr. Pablo Mercuri por invitarme al Instituto de Clima y Agua de INTA a capacitarme en los sistemas de información geográfica.

Al Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Tecnológicas y la Secretaría de Ciencia y Tecnología de la UNC por brindarme una beca para mis estudios de posgrado.

A SECyT-UNC, ANPCyT, MINCyT-CBA y el Ministerio de Educación por el apoyo económico para llevar adelante el proyecto.

Al personal del Instituto de Clima y Agua y del Instituto de Suelos del Centro de Investigación Recursos Naturales (INTA Castelar) que brindó parte de su tiempo para mi formación.

A INTA EEA Manfredi por permitirme realizar estudios analíticos en su Laboratorio de calidad suelo y agua.

A la Escuela para Graduados de la FCA-UNC por permitirme realizar el posgrado.

A la Facultad de Ciencias Agropecuarias por la formación brindada y por recibirme como docente de la casa.

A Alexandra Elbakyan por su colaboración bibliográfica.

DEDICATORIA

A mis hijos

RESUMEN

El objetivo de este trabajo fue establecer modelos de representación de la variabilidad regional de la retención de atrazina a partir de la diversidad de condiciones edáficas presentes en la provincia de Córdoba (Argentina). Se realizó un muestreo sistemático regional (351 muestras, 0-15 cm) para caracterizar los suelos en 21 variables fisicoquímicas y se recopilaron los datos edáficos de las cartas de suelos. Se desarrolló un método para generar mapas de valores continuos a partir de la información cartográfica de las cartas de suelos y se evaluó su grado de concordancia con respecto los provenientes del muestreo regional. Se validó una función de pedotransferencia para estimar el coeficiente de adsorción de atrazina (K_d) propuesta por otros autores y se evaluó su uso con creciente disponibilidad de datos; primero a partir de datos de las cartas de suelos y luego con datos del muestreo. La comparación entre los resultados reveló que las cartas de suelo brindan información valiosa aun siendo publicadas décadas atrás, aunque las predicciones son sensibles a la escala de mapeo. Se evaluó la variabilidad espacial del K_d obtenido analíticamente; el mapa generado mostró valores crecientes desde el oeste hacia el este, con K_d medios en la zona central y al noreste. Se propuso un modelo para predecir el K_d a partir de variables de sencilla medición (MOS, pH, Arcilla, K) que llevó a mejores estimaciones sin implicar mayor dificultad en su determinación. La evaluación de diferentes métodos de estimación indicó que cuando se utilizan las cartas de suelos es conveniente procesar su información y recurrir a interpolaciones para lograr mejores resultados. La comparación entre mapas de retención obtenidos por diferentes vías y el mapa elaborado a partir de determinaciones analíticas evidenció la importancia de usar modelos ajustados a las condiciones locales. La distribución espacial de los errores manifestó un patrón que indica que incluir un componente geográfico en los modelos podría mejorar su desempeño. El trabajo realizado es un aporte a la utilización práctica de los coeficientes de adsorción; por ejemplo el mapa de K_d en combinación con mapas de drenaje o de erosión posibilitaría hacer inferencias sobre la magnitud de los procesos que pueden producir la salida del sistema de la atrazina aplicada.

Palabras clave: retención, suelo, atrazina, pedotransferencia, variabilidad espacial.

ABSTRACT

The objective of this study was to establish models to represent the regional variability of atrazine retention from the diversity of soil conditions present in the province of Córdoba (Argentina). A systematic regional sampling (351 samples, 0-15 cm) was carried out to characterize the soils in 21 physicochemical variables and soil data from soil surveys were collected. It was developed a method to generate maps of continuous values from the cartographic information of the soil surveys and its degree of agreement with those from the regional sampling was evaluated. A pedotransfer function was validated to estimate the atrazine adsorption coefficient (K_d) proposed by other authors and its use was evaluated with increasing data availability; first from soil survey data and then from sampling data. The comparison between the results revealed that soil surveys provide valuable information even though they were published decades ago, although the predictions are sensitive to the mapping scale. The spatial variability of the K_d obtained analytically was evaluated; the map generated showed increasing values from west to east, with average K_d in the central zone and in the northeast. A model was proposed to predict the K_d from variables of simple measurement (SOM, pH, Clay, K) that led to better estimates without implying greater difficulty in their determination. The evaluation of different estimation methods indicated that when using soil surveys it is convenient to process their information and use interpolations to achieve better results. The comparison between retention maps obtained by different ways and the map produced from analytical determinations showed the importance of using models adjusted to local conditions. The spatial distribution of errors showed a pattern that indicates that including a geographical component in the models could improve their performance. The work carried out is a contribution to the practical use of adsorption coefficients; for example, the K_d map in combination with drainage or erosion maps would allow to make inferences about the magnitude of the processes that can produce the output of the applied atrazine from the system.

Key words: retention, soil, atrazine, pedotransfer functions, spatial variability.

TABLA DE CONTENIDO

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN	1
Contexto agrícola en relación al uso de fitosanitarios	1
El destino de los fitosanitarios en el ambiente	3
Potencial de contaminación	3
Los procesos que regulan el destino de los fitosanitarios en el suelo	4
Retención	5
La retención y los fenómenos involucrados	6
Proceso de adsorción-desorción	7
Ecuaciones para describir el proceso de adsorción-desorción	9
Coeficientes de partición	10
Transformaciones	12
Transporte	13
La conservación de suelos y la contaminación difusa por fitosanitarios	14
La variabilidad espacial del suelo y su evaluación	15
Breve reseña histórica de la geoestadística	17
Sistemas de información geográfica (SIG) en estudios ambientales	18
HIPÓTESIS	19
OBJETIVO GENERAL	19
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	19

CAPÍTULO 2

MATERIALES Y MÉTODOS GENERALES	20
Descripción del área de estudio	20
Fuentes de información utilizadas	25
Muestreo y caracterización de suelos	25
Determinaciones analíticas	28
Las cartas de suelos de la provincia de Córdoba	29
Sistematización de la información de las cartas de suelos	32
Mapa de suelos – Escala 1:500.000	32
Los sistemas de información geográfica (SIG)	35
Combinando la información de las cartas de suelos con el mapa 1:500.000	36
De puntos a áreas. Posibilitando la generación de mapas de valores continuos	41
Herramientas de geoestadística	53

CAPÍTULO 3

COMPARACIÓN ENTRE DATOS DE LAS CARTAS DE SUELOS Y UN MUESTREO REGIONAL **56**

Introducción	56
Materiales y métodos	59
Resultados y discusión	61
Regresiones lineales	63
Análisis de la varianza	68
Test de Wilcoxon para muestras apareadas	72
Mapas temáticos de atributos edáficos	72
Conclusiones	78

CAPÍTULO 4

VARIABILIDAD ESPACIAL Y ZONIFICACIÓN DE LA CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DE ATRAZINA A ESCALA REGIONAL A PARTIR DE LAS CARTAS DE SUELOS UTILIZANDO FUNCIONES DE PEDOTRANSFERENCIA **79**

Introducción	79
Materiales y métodos	82
Validación de la ecuación de pedotransferencia	82
Distribución geográfica del K_{d_w}	85
Resultados y discusión	86
Conclusiones	92

CAPÍTULO 5

KD DE ATRAZINA CALCULADOS Y ESTIMADOS: COMPARACION ENTRE MÉTODOS DE INTERPOLACIÓN A PARTIR DE INFORMACIÓN DE CARTAS DE SUELO **94**

Introducción	94
Materiales y métodos	96
Resultados y discusión	98
Kd calculados a partir de datos muestrales (K_{dm}) y estimados con las cartas de suelos (K_{dc} , K_{dp} , K_{dic} y K_{dip})	98
Análisis por regiones de muestreo	99
Comparativa entre métodos de estimación	101
Conclusiones	106

CAPÍTULO 6

VARIABILIDAD ESPACIAL DE LA RETENCIÓN DE ATRAZINA EVALUADA EXPERIMENTALMENTE PARA LA PROVINCIA DE CÓRDOBA (ARGENTINA) 108

Introducción	108
Materiales y métodos	111
Sitios de muestreo	111
Determinación del Kd de atrazina en muestras de suelo	112
Variabilidad espacial y mapeo de valores de Kd	112
Desarrollo de una función de pedotransferencia para la estimación del Kd de atrazina a partir de propiedades de suelo	113
Comparativa entre mapas	113
Resultados y discusión	114
Análisis exploratorio	115
Distribución espacial del Kd de atrazina	118
Nueva ecuación de regresión para estimar el Kd de atrazina	118
Mapas de distribución espacial del Kd estimado con regresiones ajustadas regionalmente	124
Conclusiones	125

CAPÍTULO 7

ANÁLISIS COMPARATIVO ENTRE METODOLOGÍAS PARA ESTIMAR EL COEFICIENTE DE ADSORCIÓN (KD) DE ATRAZINA PARA LOS SUELOS DE CORDOBA 127

Introducción	127
Materiales y métodos	128
Confección del mapa de KdM y KdWB	129
Comparación entre mapas de Kd	130
Resultados y discusión	130
Confección del mapa de KdM	130
Análisis comparativo entre mapas elaborados con la función de pedotransferencia propuesta por Weber <i>et al.</i> (2004)	133
Mapas de distribución espacial del Kd estimado con regresiones ajustadas regionalmente	134
Conclusiones	141

CAPÍTULO 8	
CONCLUSIONES	143
<hr/>	
Consideraciones finales	147
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	149
PRODUCCIÓN DERIVADA DEL TRABAJO DE TESIS	164
ANEXOS	166
<hr/>	
ANEXO 2.1. REGISTROS DE CAMPO	167
ANEXO 2.2. CARTAS DE SUELO PUBLICADAS HASTA 2015	170
ANEXO 2.3. SERIES DE SUELO Y SUS ATRIBUTOS	173
ANEXO 2.4. CÓDIGOS DE UNIDADES CARTOGRÁFICAS	187
ANEXO 3.1. MAPAS TEMÁTICOS DE ATRIBUTOS EDÁFICOS	188
ANEXO 4.1 FICHA TÉCNICA DE ATRAZINA	205

LISTA DE TABLAS

Tabla N°	Título	Pág.
2.1	Resumen de la información registrada a campo en los sitios de muestreo	28
2.2	Listado de las Series de suelos descriptas en la provincia de Córdoba y las propiedades físicas y químicas de su horizonte superficial	35
2.3	Atributos de suelo por Subgrupo. Valores promedios de las series que comparten clasificación taxonómica	38
2.4	Ejemplo de cálculo de atributos para las UC a escala 1:500.000 en donde todos los componentes tienen un perfil modal asociado	41
2.5	Ejemplo de cálculo de atributos para las UC a escala 1:500.000 en donde al menos un componente es un suelo sin un perfil modal asociado.	41
2.6	Ejemplo de cálculo de atributos para las UC a escala 1:500.000 en donde al menos un componente no fue caracterizado.	41
2.7	Unidades cartográficas (escala 1:500.000) y sus atributos asociados	43
3.1	Medidas resumen de los atributos de muestreo y de las cartas de suelos a escala 1:500.000	63
3.2	Medidas resumen de los atributos de muestreo y de las cartas de suelos a escala 1:50.000	63
3.3	Coefficientes de regresión y parámetros de ajuste entre los datos de muestreo y los de las cartas de suelo.	68
3.4	Análisis de la varianza entre datos provenientes de las cartas de suelo (escala 1:500.000) y datos provenientes del muestreo	72
3.5	Análisis de la varianza entre datos provenientes de las cartas de suelo (escala 1:50.000) y datos provenientes del muestreo.	72
4.1	Coefficiente de adsorción de atrazina (Kd) y propiedades de suelos en 46 sitios representativos de la región pampeana. Adaptado de Hang <i>et al.</i> (2011).	85
4.2	Media, moda, máximo y mínimo de los valores de materia orgánica (MOS), arcillas (ARC) y pH de cada una de los grupos de adsorción de atrazina	88

4.3	Frecuencia de órdenes de suelos según grupos de adsorción de atrazina de la provincia de Córdoba	88
4.4	Medidas resumen de los atributos edáficos involucrados en la estimación del K _{dw} discriminando los suelos hasta nivel de Gran Grupo	89
5.1	Medidas resumen de los K _d calculados con datos muestrales (K _{dm}) y estimados a partir de las cartas de suelos (K _{dc} y K _{dp}) correspondientes los sistemas hidrológicos Morteros (SHM) y Río Quinto (SHRQ).	100
5.2	Valores de K _d (L kg ⁻¹) calculados con datos muestrales y estimados por diferentes métodos para el sistema hidrológico Morteros (SHM) y el sistema hidrológico Río Quinto (SHRQ).	102
5.3	Errores de estimación (en valores absolutos). Diferencias, en valores absolutos, entre los K _d muestrales (K _{dm}) con los estimados a partir de la información de las cartas de suelo: K _{dc} , K _{dp} , K _{dic} y K _{dip} .	104
6.1	Tabla 6.1. Ecuaciones de regresión para la estimación del coeficiente de adsorción de atrazina.	124
7.1	Medidas resumen de las diferencias entre el mapa de valores determinados (K _{dO}) y los mapas de K _d con valores estimados según el origen de los datos fuera las cartas de suelo o muestreo (K _{dC} y K _{dM}).	135
7.2	Análisis de la varianza entre las diferencias de mapas de K _d estimados con respecto al mapa de K _d determinado analíticamente	142

LISTA DE FIGURAS

Figura N°	Leyenda	Pág.
1.1	Evolución de la superficie sembrada por cultivos (en miles de ha) en Argentina [campañas 1969/70 a 2017/18].	1
1.2	Evolución de la superficie sembrada por cultivos (en miles de ha) en Córdoba [campañas 1969/70 a 2017/18].	2
1.3	Esquema básico del destino de los fitosanitarios.	5
1.4	Diferentes fenómenos responsables de la retención de los fitosanitarios en el suelo.	6
1.5	Clasificación de las isotermas de adsorción según la pendiente de las curvas debido al tipo de interacciones entre sorbente y sorbato.	8
2.1	Ubicación de la provincia de Córdoba, Argentina.	21
2.2	Mapa hipsométrico (izquierda) y esquema en perspectiva del relieve (derecha) de la provincia de Córdoba.	22
2.3	Temperatura media anual (a) y precipitación media anual para la provincia de Córdoba (b) [Extraído de Hang <i>et al.</i> , 2015].	23
2.4	Ambientes geomorfológicos de la provincia de Córdoba [Adaptado de Jarsún <i>et al.</i> , 2003].	24
2.5	Perfil esquemático O-E del Norte de la provincia de Córdoba en la latitud 30° 20' S [Extraído de Jarsún <i>et al.</i> , 2003].	25
2.6	Ubicación de los sitios de muestreo relevados entre 2012 y 2014.	27
2.7	Área de cobertura de las cartas de suelos de la provincia de Córdoba [Adaptado de INTA, 2015].	32
2.8	Ubicación de los perfiles típicos de las series reconocidas en la provincia de Córdoba. Los números indican el ID de la serie (ver Tabla 2.1).	34
2.9	Diagrama de flujo utilizado para la asignación de atributos edáficos a cada unidad cartográfica (UC)	40
2.10	Mapa de unidades cartográficas a escala 1:500.000. Los números corresponden a los ID de la Tabla 3.4 y su ubicación se corresponde con el centroide del polígono que representa la UC.	53

[Adaptado de GeoINTA (2012).]

2.11	Semivariograma teórico. a = alcance (<i>range</i>), C_0 = efecto pepita (<i>nugget</i>), C_t = meseta (<i>sill</i>).	56
3.1	Sitios de muestreo [◆] sobre mapa de unidades cartográficas a escala 1:500.000. Los círculos [⊙] corresponden a sitios que también fueron caracterizados a escala 1:50.000. <i>Las unidades cartográficas en gris oscuro no están caracterizadas en sus atributos edáficos.</i>	61
3.2	Regresión lineal entre valores de muestreo y valores de cartas de suelos para las fracciones granulométricas. La línea continua representa el ajuste por mínimos cuadrados y la línea discontinua representa la pendiente 1:1.	64
3.3	Regresión lineal entre valores de muestreo y valores de cartas de suelos para los cationes de intercambio. La línea continua representa el ajuste por mínimos cuadrados y la línea discontinua representa la pendiente 1:1.	65
3.4	Regresión lineal entre valores de muestreo y valores de cartas de suelos para MOS, N_t , pH y CIC. La línea continua representa el ajuste por mínimos cuadrados y la línea discontinua representa la pendiente 1:1.	67
3.5	Regresión lineal entre valores de muestreo y valores de cartas de suelos (escala 1:50.000) para MOS, pH y ARC. La línea continua representa el ajuste por mínimos cuadrados y la línea discontinua representa la pendiente 1:1.	70
3.6	Distribución del valor de MOS por cuartiles (sup. izq.), distribución del valor de MOS en función de la longitud (sup. der.) y latitud (inf. izq.) e histograma de frecuencias.	74
3.7	Distribución del valor de MOS por cuartiles (sup. izq.), distribución del valor de MOS en función de la longitud (sup. der.) y latitud (inf. izq.) e histograma de frecuencias luego del tratamiento de los datos.	75
3.8	Semivariograma experimental (círculos) y modelo ajustado (línea) para MOS.	75
3.9	Mapas de MOS obtenidos a partir de datos del muestreo sistemático (0-15 cm) [izq.] y de los datos de las cartas de suelo (horizonte superficial)[der.].	76
3.10	Mapas de ARC obtenidos a partir de datos del muestreo sistemático (0-15 cm) [izq.] y de los datos de las cartas de suelo (horizonte superficial)[der.].	77

3.11	Mapas de pH obtenidos a partir de datos del muestreo sistemático (0-15 cm) [izq.] y de los datos de las cartas de suelo (horizonte superficial)[der.].	77
3.12	Mapa de líneas de isoprofundidad del nivel freático en la provincia de Córdoba. Extraído de: Blarasín <i>et al.</i> (2014).	78
4.1	Posibles rutas de un herbicida luego de su aplicación. [Fuente: Hang <i>et al.</i> (2011)].	81
4.2	Validación del modelo de Weber <i>et al.</i> (2004) para la estimación de los coeficientes Kd_w de atrazina en base a materia orgánica, arcillas y pH, a partir de datos experimentales (Kd_{exp}). a) Ajustes en base a Kd_{exp} publicados, mostrando dos grupos de datos. b) Ajuste incluyendo los 46 Kd_{exp} , corregidos (-4,356) y no corregidos.	86
4.3	Distribución de las frecuencias relativas de los Kd_w estimados para 518 unidades cartográficas de la provincia de Córdoba (escala 1:500.000). La curva representa una distribución normal con igual media y desvío estándar que la muestra.	90
4.4	Semivariogramas de los coeficientes Kd_w para la provincia de Córdoba. a) Semivariogramas direccionales y b) semivariograma experimental omnidireccional ajustado a un modelo esférico.	91
4.5	Zonificación de la provincia de Córdoba por capacidad de adsorción de atrazina en base al coeficiente Kd_w .	92
4.6	Mapa de categorías de adsorción de atrazina en relación al Orden de suelo.	92
4.7	Subdivisión del área de baja adsorción de atrazina ($Kd < 1,5 \text{ L kg}^{-1}$), según dos categorías de drenaje del suelo.	93
5.1	Unidades cartográficas (UC) de la provincia de Córdoba a escala 1:500.000. Los puntos representan el centroide del polígono de cada UC. En gris se destacan las áreas de SHM (norte) y SHRQ (sur).	98
5.2	Histograma de Kdm del SHM (a) y del SHRQ (b). Las líneas continuas corresponden a la distribución de Kdc .	101
5.3	Regresión lineal entre los coeficientes de adsorción calculados con datos muestrales (Kdm) y mediante los diferentes métodos de estimación: Kdc (a), Kdp (b) $Kdic$ (c) y $Kdip$ (d).	103
5.4	Dispersión de los errores absolutos de predicción en función de los Kd correspondientes a los datos muestrales (Kdm). La distribución de errores se ajustó a una función cuadrática.	105

5.5	Distribución espacial, en la región del sistema hidrológico Morteros, de los coeficientes de adsorción de atrazina (Kd) estimados según mapa de unidades cartográficas [Kdc] (a), interpolación por <i>kriging</i> de los valores de Kdc del centroide de cada unidad cartográfica [Kdic] (b) y por interpolación por <i>kriging</i> de valores muestrales [Kdm] (c).	106
5.6	Distribución espacial, en la región del sistema hidrológico Río Quinto, de los coeficientes de adsorción de atrazina (Kd) estimados según mapa de unidades cartográficas [Kdc] (a), interpolación por <i>kriging</i> de los valores de Kdc del centroide de cada unidad cartográfica [Kdic] (b) y por interpolación por <i>kriging</i> de valores muestrales [Kdm] (c).	107
6.1	Ubicación de los puntos de muestreo a los que se determinó la retención de atrazina.	112
6.2	Distribución espacial de los coeficientes de retención de atrazina (Kd).	115
6.3	Gráfico de cajas (box-plot) e histograma del Kd de atrazina obtenido para los suelos estudiados.	116
6.4	Distribución espacial del Kd de atrazina (por cuartiles) [a], distribución de los valores de Kd en función de latitud [b] y longitud [c] e histograma de frecuencias de valores de Kd[d].	117
6.5	Distribución de los residuos de Kd luego de la remoción de la tendencia lineal y los valores atípicos [a], distribución de los residuos en función de latitud [b] y longitud [c] e histograma de frecuencias de residuos[d].	118
6.6	Semivariograma experimental (puntos) y su ajuste con un modelo esférico (línea).	119
6.7	Distribución espacial del Kd de atrazina obtenido a partir de determinaciones analíticas.	120
6.8	Correlación (Spearman) entre las variables en estudio, solo se muestran las correlaciones que resultaron significativas ($p < 0,05$).	121
6.9	Gráficos de dispersión entre valores de Kd determinados y estimados. Con la ecuación de regresión $[Kd (L kg^{-1})] = 1,25 + 0,41 MOS + 0,71 K - 0,29 Cu + 0,05 Arc - 0,23 pH$ (a) y con la ecuación de regresión que utiliza sólo variables informadas en las cartas de suelos $[Kd (L kg^{-1})] = 1,79 + 0,28 MOS + 0,79 K + 0,03 Arc - 0,32 pH$ (b).	122
6.10	Mapa de distribución espacial del coeficiente Kd de atrazina generado a partir de del modelo de regresión lineal que mejor ajuste mostró (izq.) y mapa de diferencias entre Kd observado y	125

	Kd predicho (der.).	
7.1	Sitios de muestreo donde se estimó el Kd de atrazina.	130
7.2	Distribución espacial del Kd de atrazina (por cuartiles) [a], distribución de los valores de Kd en función de latitud [b] y longitud [c] e histograma de frecuencias de valores de Kd estimado [d].	132
7.3	Distribución de los residuos de Kd luego de la remoción de la tendencia lineal y los valores atípicos. El histograma muestra una distribución semejante a una distribución normal.	133
7.4	Semivariograma experimental (puntos) y las simulaciones (línea punteada). La presencia de puntos al inicio del semivariograma por fuera de los límites de las simulaciones demuestra la dependencia espacial de los datos.	133
7.5	Semivariograma experimental (puntos) y su ajuste con un modelo esférico (línea continua).	134
7.6	Mapa de Kd de atrazina estimado a partir de datos de cartas de suelos (KdC)[a]. Mapa de Kd de atrazina estimado a partir de datos muestrales (KdM) [b]. Mapa de Kd de atrazina obtenido a partir de determinaciones analíticas (KdO) [c].	136
7.7	Mapas de diferencias de valores de Kd: KdO – KdM [izquierda], KdO – KdC [centro] y KdM – KdC [derecha].	137
7.8	Mapa de distribución espacial del coeficiente Kd de atrazina generado a partir de del modelo de regresión lineal que mejor ajuste mostró [izq.] y mapa de diferencias entre Kd observado y Kd predicho [der.].	139
7.9	Mapa de distribución espacial del coeficiente Kd de atrazina generado a partir del modelo de regresión lineal que utiliza las tres propiedades de suelos más frecuentemente reportadas como predictoras: MOS, ARC y pH [izq.] y mapa de diferencias entre Kd observado y Kd estimado [der.].	140
7.10	Densidad de distribución de las diferencias entre el mapa de Kd con valores determinados analíticamente y los mapas de Kd obtenidos a partir de diferentes estimaciones.	141

LISTA DE ABREVIATURAS

ANOVA	Análisis de la varianza
ARC	Arcilla
ARE	Arena
C/N	Relación carbono/nitrógeno
CC	Capacidad de campo
CE	Conductividad eléctrica
CIC	Capacidad de intercambio catiónico
CMP	Capacidad a la marchitez permanente
CO	Carbono orgánico
CV	Coefficiente de variación
DT50	vida media
Ec.	Ecuación
ECMP	Error cuadrático medio de predicción
EDTA	Ácido etilendiaminotetraacético
GPS	Global positioning system
HPLC	Cromatografía líquida de alta eficacia
INTA	Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria
IQR	Rango intercuartílico
KO	Kriging ordinario
K_{oc}	coeficiente de partición de carbono orgánico
K_{ow}	coeficiente de partición octanol:agua
KU	Kriging universal
LIM	Limo
MOS	Materia orgánica del suelo
Nt	Nitrógeno total
Pext	Fósforo extractable
PSI	Porcentaje de sodio intercambiable
SHM	Sistema hidrológico Morteros
SHRQ	Sistema hidrológico Río Quinto
SIG	Sistema de información geográfica
UC	Unidad cartográfica
USEPA	United States Environmental Protection Agency

INTRODUCCIÓN

Contexto agrícola en relación al uso de fitosanitarios

En los últimos años la superficie utilizada para cultivos agrícolas en Argentina ha aumentado considerablemente. Considerando sólo los cultivos de verano más importantes (soja, maíz, girasol y sorgo) la superficie implantada se incrementó de 8.736.000 ha en la campaña 1969/70 a 29.196.060 ha en la campaña 2017/2018 según datos del Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca de la Argentina (Fig. 1.1).

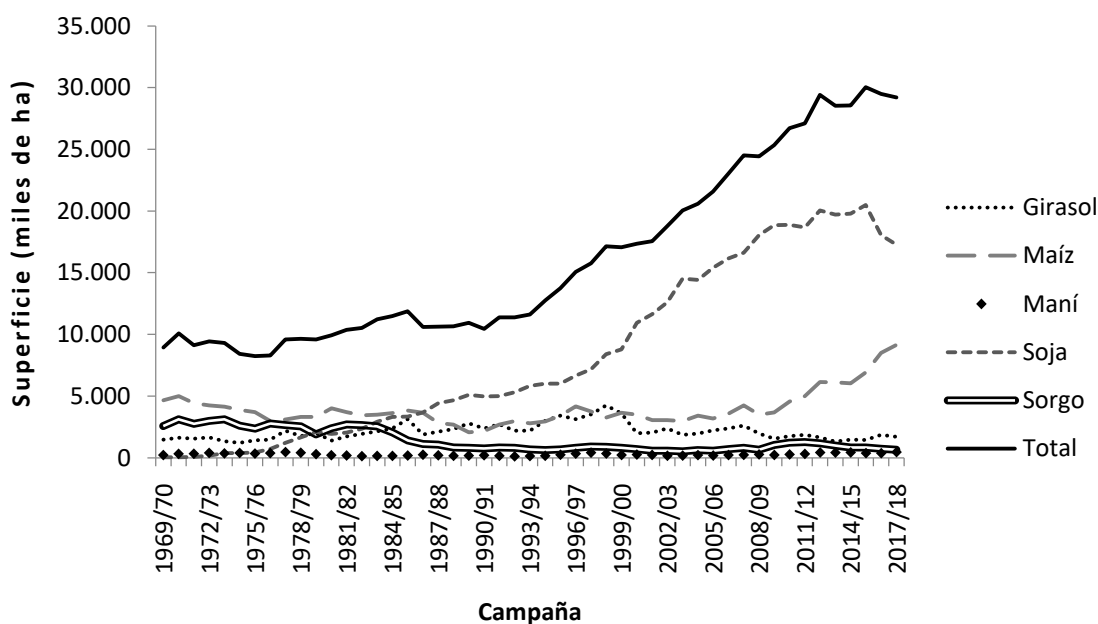


Figura 1.1 Evolución de la superficie sembrada con cultivos estivales en la República Argentina en el periodo 1969-2018. Fuente: Estimaciones agrícolas. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca

Gran parte de este aumento se debe al cultivo de soja, que triplicó su área sembrada entre 1996 y 2008, mientras la superficie sembrada con el resto de los cultivos se mantuvo relativamente estable a excepción de la superficie sembrada con maíz que tuvo un fuerte incremento en los últimos años. La provincia de Córdoba sigue la misma tendencia

nacional, solo que el maní cobra relevancia en detrimento de otros cultivos como el girasol o el sorgo (Fig. 1.2).

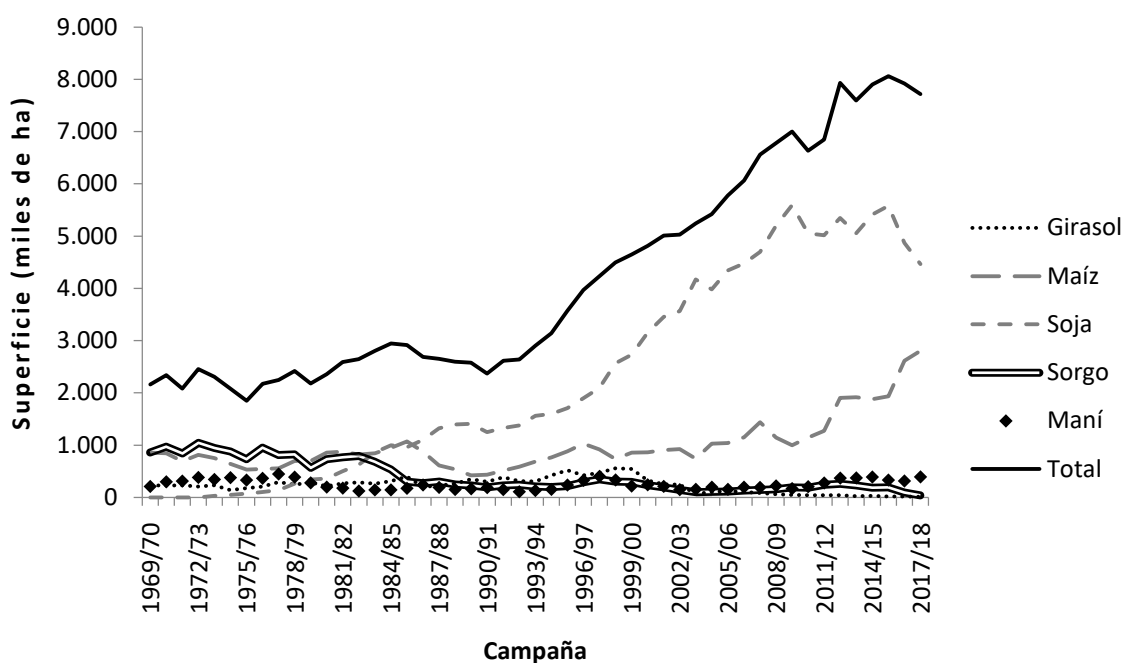


Figura 1.2. Evolución de la superficie sembrada con cultivos estivales en la provincia de Córdoba. Fuente: *Estimaciones agrícolas. Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca.*

Además del aumento en la superficie cultivada, la Argentina está intensificando su agricultura muy rápidamente, lo que conlleva la introducción creciente de fertilizantes y productos fitosanitarios en los sistemas de cultivo (Andriulo *et al.*, 2004). Estos cambios estuvieron acompañados de la adopción masiva del sistema de siembra directa y de la utilización de cultivos transgénicos resistentes a fitosanitarios. La siembra directa, que comenzó a expandirse en la década de 1990, logró una rápida adopción por parte de los productores y actualmente, en el país, más de 27 millones de hectáreas se cultivan utilizando este sistema, lo que representa un 78% de la superficie “arable”, porcentaje que en la provincia de Córdoba llega al 90% (AAPRESID, 2019).

Para el control de malezas este sistema depende casi exclusivamente del uso de fitosanitarios, lo cual se refleja en el aumento del consumo de glifosato que pasó de 1 a 187 millones de litros entre 1990 y 2014 (Estefanell *et al.*, 1997; CASAFE, 2014), asociado al incremento de la superficie sembrada con soja. Sin embargo, algunos productos utilizados

principalmente en otros cultivos no muestran la misma tendencia, por ejemplo el consumo de atrazina se mantuvo relativamente constante en la década pasada (Hang *et al.*, 2011a).

El destino de los fitosanitarios en el ambiente

Potencial de contaminación

Los beneficios que los fitosanitarios han proporcionado al incrementar la producción de los cultivos a un costo razonable son incuestionables. Sin embargo, a medida que se incrementó el uso de fitosanitarios también creció la preocupación por su aparición en cursos de aguas y su efecto sobre humanos y animales (Sparks, 2003). Cuando los fitosanitarios exceden los límites establecidos por los fines para los que fueron destinados, constituyen tanto una pérdida para el agrosistema como una probable fuente de contaminación para los sistemas adyacentes (Andriulo *et al.*, 2004). Un fitosanitario se torna contaminante cuando abandona el suelo superficial, o sea el lugar donde su degradación ocurrirá debido a las múltiples reacciones que el suelo es capaz de llevar a cabo (Hang, 1994; 2002). La salida de los fitosanitarios del suelo, principal descontaminante natural, ocurre por incorrectas o ausentes prácticas de manejo del suelo que desembocan en erosión hídrica, escorrentía superficial y lixiviación, o por mala práctica de la aplicación del producto a través de la deriva, convirtiendo el producto en un contaminante (Hang *et al.*, 2011b).

La contaminación generada por la actividad agrícola es considerada de fuente no localizada o contaminación difusa porque los contaminantes (sedimentos, fertilizantes, fitosanitarios, sales, o elementos traza) no tienen un punto definido de ingreso a los cursos o cuerpos de agua que los reciben (Verro *et al.*, 2002), siendo difícil de identificar, medir y controlar (Ongley, 1997) debido a que la gran extensión en área que abarca incrementa la complejidad y el volumen de datos necesarios para su evaluación (Corwin, 1996). En los últimos años ha crecido el interés sobre esta forma de contaminación, en particular en lo referido a aguas para bebida tanto superficiales como subterráneas debido a la presencia generalizada de estos contaminantes y sus posibles efectos crónicos sobre la salud (Corwin, 1996). La remediación de la contaminación de aguas subterráneas es mucho más

compleja que la de aguas superficiales, en parte debido a que el flujo en sistemas subterráneos es muy lento y el acceso a estos sistemas para su tratamiento es muy limitado (Dunnivant y Anders, 2006). A causa que el muestreo y medición de la concentración de fitosanitarios en aguas superficiales y subterráneas es de altos costos, se han desarrollado modelos teóricos para predecir el destino de los fitosanitarios en suelos y aguas (Carlile, 2006).

Un estudio generalizado en EEUU (U.S. Geological Survey, 1999) reconoció a los herbicidas como los fitosanitarios más frecuentemente encontrados en cursos de agua y aguas subterráneas en zonas agrícolas. La atrazina y sus metabolitos, junto con alaclor, metolaclor y EPTC fueron los herbicidas más detectados (Sparks, 2003). Atrazina, comúnmente aplicada en el cultivo de maíz, comenzó a encontrarse en fuentes de agua para bebida durante la década de 1980 (Richards y Baker, 1990). En Argentina, estudios sobre aguas subterráneas realizados en el período 1999-2001 en la zona rural de Pergamino bajo agricultura intensiva detectaron la presencia de compuestos organoclorados (lindano, heptacloro, heptacloro Epoxi, aldrin, dieldrin), un compuesto organofosforado (metilpirimifos), y atrazina y sus metabolitos (Andriulo *et al.*, 2004). Estos autores señalan que los compuestos organoclorados encontrados se encuentran actualmente en desuso, pero aún perduran y llegan a los cursos de agua superficiales debido a sus características de persistencia y movilidad. Montoya *et al.* (2010, 2011) reportaron presencia de atrazina en más del 66% de las muestras de agua obtenidas de establecimientos de la provincia de La Pampa en concentraciones promedio que cuadruplicaron la tolerancia establecida por USEPA ($3 \mu\text{g L}^{-1}$).

Los procesos que regulan el destino de los fitosanitarios en el suelo

Los fitosanitarios al llegar al suelo se distribuyen en las tres fases o compartimentos que conforman el ambiente suelo: la fase líquida, sólida y gaseosa (Hang, 2002) (Fig. 1.3). En una primera instancia, entre la fase sólida y la solución del suelo se establece un equilibrio condicionado por los componentes del suelo y de las características físico-químicas del herbicida. Sin embargo, la condición normal no es de equilibrio. La fracción más móvil se encuentra en la fase líquida y es la más susceptible de sufrir diversas transformaciones físicas (fotodescomposición, volatilización, lixiviado), fisicoquímicas (adsorción, oxidación e hidrólisis) y biológicas (metabolismo y absorción) (Bollag y Liu,

1990). Los procesos de retención y de transformación son los que resumen las posibilidades del suelo de eliminar un herbicida de la solución en forma definitiva (mineralización) o temporaria (estabilización), modificando su eficacia o riesgo para el ambiente.

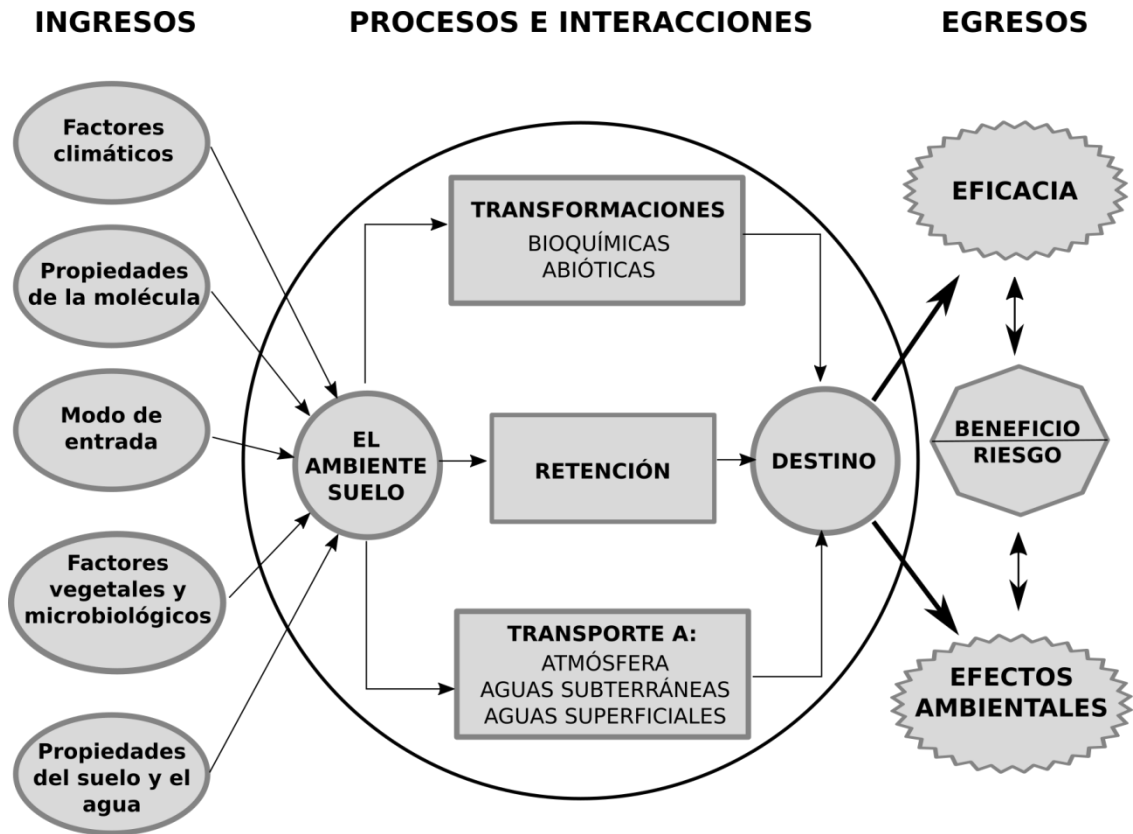


Figura 1.3. Esquema básico del destino de los fitosanitarios. Adaptado de Hang (2002).

Retención

La retención es la habilidad del suelo de inmovilizar una molécula y prevenir su salida del suelo, y es uno de los procesos más importantes, afectando especialmente la disponibilidad para las plantas y la potencial lixiviación hacia las aguas subterráneas (Hang, 1994). Por el tipo de uniones que se establecen entre la molécula del fitosanitario y los coloides del suelo es un proceso de baja reversibilidad, y en general la histéresis de la desorción controla este mecanismo de disipación, es decir la retención de las moléculas es más frecuente que progrese a que retorne a la fase líquida. La fracción no retenida por la

fase sólida queda disponible para la absorción por las plantas, para ser atacada y degradada metabólica o cometabólicamente por los microorganismos del suelo (Hang *et al.*, 2003) o lixiviada. La dinámica de la adsorción, como todas las reacciones de superficie es de naturaleza instantánea, lo cual la hace más fácilmente caracterizable que los procesos de transformación y transporte (Fig. 1.3) altamente dinámicos y cambiantes en el corto plazo. Por esto es que la retención se considera indicadora del comportamiento de un fitosanitario en el suelo.

La retención y los fenómenos involucrados

El concepto de retención abarca todos los procesos que retardan o anulan el desplazamiento del herbicida en el perfil del suelo (Fig. 1.4).

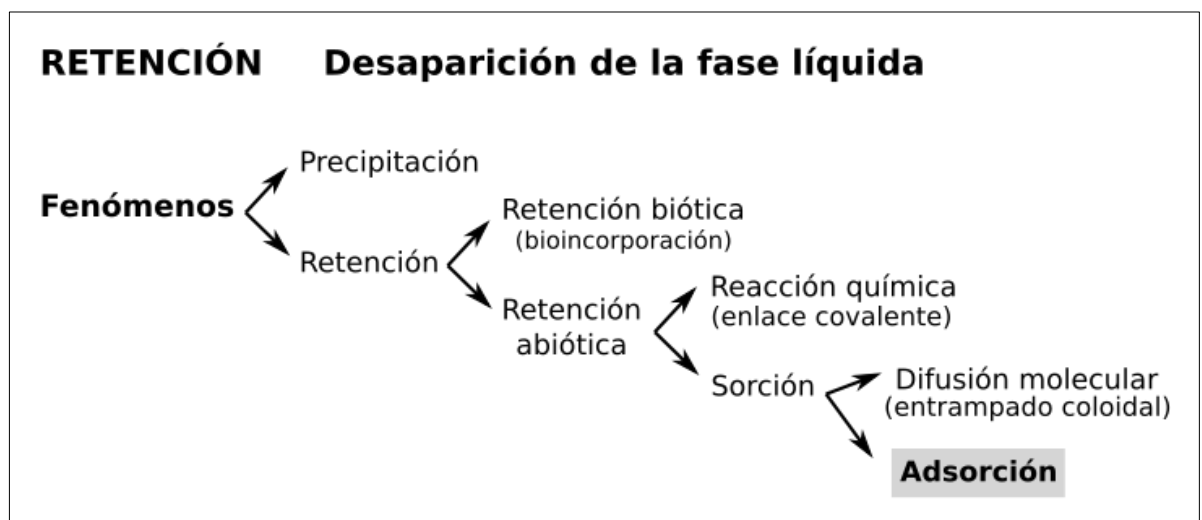


Figura 1.4. Diferentes fenómenos responsables de la retención de los fitosanitarios en el suelo

Se considera que por esta vía el compuesto queda “protegido” de procesos de degradación y lixiviado (Yaron *et al.*, 1985). De las distintas formas de retención, la adsorción a la matriz del suelo se la considera la vía clave para las otras que puede seguir el compuesto (Bailey y White, 1970). El proceso de adsorción se lo puede definir como la concentración del compuesto en la interfase sólido-solución. La desorción es el proceso inverso, es decir el pasaje desde la interfase a la solución y permite evaluar la reversibilidad del proceso. En la mayoría de los suelos los fitosanitarios son adsorbidos en

mayor o menor medida por los coloides orgánicos e inorgánicos del suelo, variando la participación de cada uno según características del herbicida y de los coloides (Khan, 1980). La matriz adsorbente es heterogénea, porosa, con distintos niveles de cristalinidad, y este conjunto de factores dan lugar a un efecto “matriz” donde las primeras interacciones fitosanitario-suelo son rápidas, pero pueden ser seguidas por otras más lentas e irreversibles (Wauchope y Myers, 1985). Esto conduce a una estabilización de los compuestos que los lleva a formas menos disponibles o menos biodegradables, denominados residuos no extractables o residuos ligados (Khan, 1980; Barriuso y Koskinen, 1996). De acuerdo con este planteo, la disminución observada en la concentración en solución es consecuencia de un desplazamiento o difusión de la fracción inicialmente concentrada en la interfase sólido-solución, hacia el interior de una estructura tridimensional dada por la microporosidad de las superficies minerales o minerales cubiertas por materia orgánica (Pignatello, 1999). El tiempo de permanencia dentro de esta “esponja”, dependerá de la fracción del suelo a la cual está ligada, tanto por el tipo de enlaces establecidos como por la estabilidad propia de la fracción con la cual el fitosanitario interactúa.

Proceso de adsorción-desorción

El estudio del proceso de adsorción y su proceso inverso la desorción, para evaluar la reversibilidad del proceso, se realiza mediante el seguimiento de los cambios en la concentración del fitosanitario en la solución después de ponerla en contacto con una dada masa de suelo, de modo que la fracción no recuperada se la considera adsorbida. Según Dunnivant y Anders (2006) los procesos que promueven la adsorción/desorción pueden ser divididos en tres tipos:

1. Reacciones químicas de superficie tales como: hidrólisis, acomplejamiento, intercambio de ligandos y formación de puentes hidrógeno.
2. Interacciones electrostáticas,
3. Repulsión hidrofóbica

La capacidad de adsorción de un suelo está ligada a la cantidad, tipo y posición de los grupos funcionales que presente en las superficies accesibles, ya que la asociación entre

partículas minerales y entre éstas y la materia orgánica del suelo (MOS) hacen que muchos grupos funcionales sean inaccesibles para las moléculas del fitosanitario (Koskinen y Harper, 1990). Entre las propiedades del suelo que se correlacionan con la retención de un fitosanitario, la MOS es la que más afecta a la retención de los fitosanitarios no polares (Koskinen y Harper, 1990). En cambio, el contenido de arcillas y el pH del suelo han mostrado ser factores importantes en relación a la retención de fitosanitarios polares o ionizables (Green y Karickhoff, 1990).

Para describirlo al proceso se utilizan las isotermas de adsorción-desorción, que representan la relación entre la concentración de fitosanitario adsorbido y su concentración en la solución de equilibrio. Giles *et al.* (1960) realizaron una clasificación de isotermas de adsorción, basándose en los cambios de pendiente de las curvas para explicar los mecanismos de adsorción. El cambio de la pendiente inicial de las curvas depende de la velocidad de “desaparición” de los sitios disponibles del adsorbente a medida que aumenta la cantidad de soluto adsorbido. Se reconocen 4 grupos básicos de isotermas según su forma: C, L, H y S (Fig. 1.5). Dado que estas curvas se describieron a partir del comportamiento de suspensiones con adsorbato y adsorbente puros, para un sistema heterogéneo tal como es el suelo, solo tiene valor orientativo.

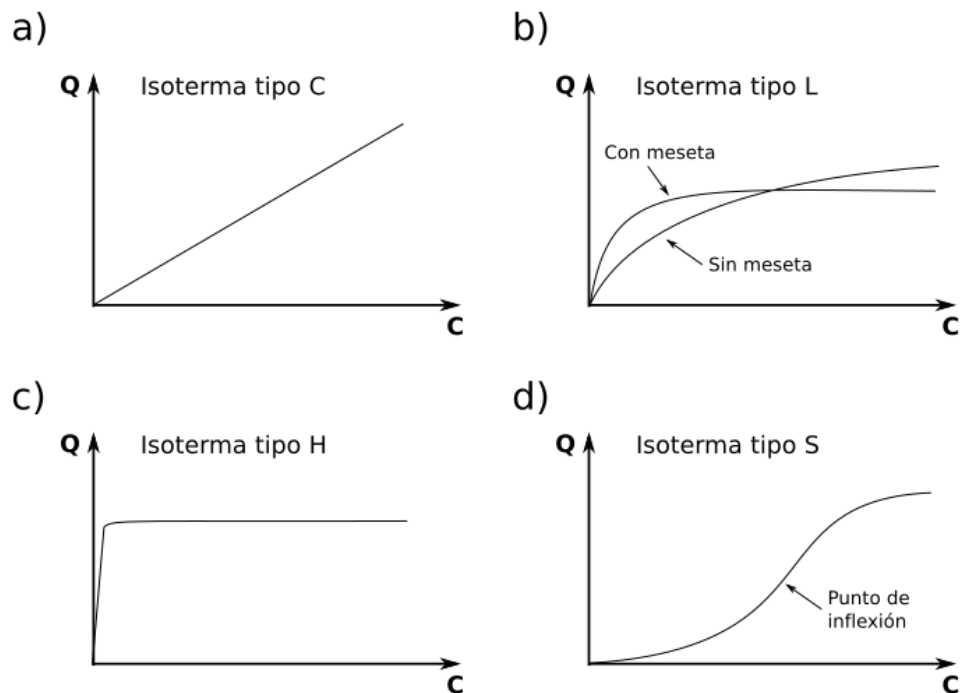


Figura 1.5. Clasificación de las isotermas de adsorción según la pendiente de las curvas debido al tipo de interacciones entre sorbente y sorbato. Adaptado de Giles *et al.* (1960).

Curvas tipo-C. Este tipo de curvas caracterizan sistemas en los que el adsorbente consiste en un sólido poroso con distintos grados de cristalinidad, lo que genera distintos niveles de afinidad con el adsorbato. A medida que los sitios de adsorción se van saturando, se crean o exponen nuevos sitios, manteniéndose constante la cantidad de sitios disponibles. Esto permite que exista una partición constante del adsorbato entre la solución y la superficie adsorbente.

Curvas tipo-L. Este tipo de curvas representan sistemas con afinidad constante entre el adsorbente y el adsorbato en los estados iniciales de la isoterma y no hay competencia entre el adsorbato y el solvente (agua) por los sitios de adsorción. A medida que los sitios del adsorbente se van llenando se hace más difícil para el adsorbato encontrar sitios disponibles lo cual provoca cambio de la pendiente de la isoterma. La concentración de equilibrio para la cual se produce cambio de la pendiente se considera que se completa una monocapa de adsorbato sobre el adsorbente.

Curvas tipo-H. Este tipo de curvas describen sistemas donde hay alta afinidad entre el adsorbato y el adsorbente y no hay competencia del solvente por los sitios de adsorción. En soluciones diluidas el adsorbato es completamente adsorbido. Este tipo de curva se suelen obtener sobre carbón activado. Debido a esta alta afinidad por moléculas orgánicas es que se lo ha propuesto como agente descontaminante de áreas pequeñas (Shea, 1985).

Curvas tipo-S. Este tipo de curvas caracterizan sistemas en los que la afinidad adsorbente (suelo) - adsorbato (fitosanitario) es dependiente de la concentración del adsorbato. A concentraciones bajas las moléculas adsorbidas están aisladas y las fuerzas de atracción son débiles y el adsorbato es fácilmente desorbido. Al aumentar la concentración el proceso se torna más estable dado que existen uniones entre las moléculas adsorbidas próximas además de las uniones adsorbente-adsorbato.

Ecuaciones para describir el proceso de adsorción-desorción

Las isotermas son descritas con funciones matemáticas, y existen varias ecuaciones para describir los fenómenos de adsorción Langmuir, Freundlich, B.E.T. La más usada para describir las interacciones entre fitosanitarios y suelo es la ecuación de Freundlich, un modelo empírico cuya forma es:

$$\frac{x}{m} = K_f C_{eq}^{1/n}$$

donde $\frac{x}{m}$ (mg kg^{-1}) es la concentración de adsorbato en el adsorbente, C_{eq} (mg L^{-1}) es la concentración del adsorbato en la solución de equilibrio, K_f (L kg^{-1}) indica la cantidad adsorbida cuando la concentración en la solución es igual a la unidad y $\frac{1}{n}$ es la pendiente y se lo utiliza como indicador de afinidad para el rango de concentraciones usadas.

Cuando el valor de $\frac{1}{n}$ es próximo a 1 la ecuación de Freundlich toma la forma de la ecuación de una recta,

$$\frac{x}{m} = K_d C_{eq}$$

K_d (L kg^{-1}) es el coeficiente de partición o distribución e indica la repartición del fitosanitario entre la fase sólida a y la fase líquida.

Muchos fitosanitarios presentan un comportamiento estrechamente relacionado con el contenido de carbono orgánico del suelo, de modo que se suele estandarizar por el contenido de carbono orgánico (CO) del suelo y se caracteriza los suelos por el coeficiente K_{co} , que se obtiene a partir de K_d y el porcentaje de carbono del suelo:

$$K_{co} = \frac{K_d}{\% CO} 100$$

En la medida que los valores de $\frac{1}{n}$ sean similares, y que la determinación haya sido realizada en condiciones experimentales iguales, es posible usar estos coeficientes: K_f , K_d y K_{co} para comparar el comportamiento de distintos sistemas suelo-fitosanitario.

Coefficientes de partición

La retención de los fitosanitarios por parte de los coloides del suelo es uno de los principales procesos que determinan la partición entre las fases sólida, líquida y gaseosa.

La evaluación del impacto potencial del uso agrícola de fitosanitarios requiere la cuantificación de la retención (Green y Karickhoff, 1990). Hay numerosos coeficientes que son usados para describir y caracterizar los fitosanitarios muy clara y ampliamente descritos por Calvet *et al.* (2005) y que a continuación se dará una reseña de cada uno de ellos.

El coeficiente de partición octanol:agua (K_{ow}) que junto al coeficiente de partición de carbono orgánico (K_{oc}), es usado en química ambiental para cálculos y predicciones de sistemicidad, lipofilicidad, bioacumulación, etc. El K_{ow} es la cantidad relativa entre un químico en la fase octanol y en la fase agua cuando se agita en una mezcla de éstos. Generalmente se expresa en forma logarítmica como $\log K_{ow}$.

La solubilidad de un fitosanitario está relacionada al coeficiente K_{ow} y es claramente una propiedad importante ya que aquellos compuestos que son más solubles en agua pueden ser lixiviados más fácilmente que aquellos de baja solubilidad. Sin embargo, la solubilidad no debe ser considerada por sí sola sino acompañada de la tasa de descomposición del fitosanitario en el suelo y el agua.

Una vez que un fitosanitario entra al suelo, se distribuye entre los compartimentos sólido, gaseoso y acuoso. Esta distribución es comúnmente expresada como un coeficiente de partición. El coeficiente de partición más importante es el K_d que indica la relación entre la masa de fitosanitario retenida en la fase sólida respecto a la masa de fitosanitario en la fase líquida o solución de suelo y generalmente se mide como:

$$K_d (ml\ g^{-1}) = \frac{\text{Cantidad de fitosanitario (mg) en suelo (g)}}{\text{Cantidad de fitosanitario (mg) en agua (ml)}}$$

En la caracterización de la adsorción de los fitosanitarios se asume que se establece un equilibrio entre el fitosanitario remanente en solución y el adsorbido en la fase sólida. Aunque está discutido que se llegue a este equilibrio, este enfoque es útil para la comparación entre distintos fitosanitarios (Koskinen y Harper, 1990).

Altos valores de K_d significan que el compuesto químico probablemente sea adsorbido fuertemente por las partículas de suelo, y en consecuencia no tendrá tendencia a lixiviar. Este tipo de compuestos se caracterizan por su baja solubilidad, es decir que existe una relación inversa entre el valor de K_d y la solubilidad (Rao *et al.*, 1983; Weiner, 2012).

Para contaminantes hidrofóbicos, se han desarrollado ecuaciones predictivas de la adsorción en base a la solubilidad (Dunnivant y Anders, 2006).

Debido a la importancia que tiene la MOS en los procesos de adsorción, se ha generalizado el uso del coeficiente de partición normalizado respecto al contenido de carbono orgánico (CO) $K_{oc} = K_d / f_{oc}$ (f_{oc} = gramos de CO / gramos de suelo) debido a que, para fitosanitarios no ionizables, su valor es menos variable que el K_d para diferentes suelos, y esto significa que es un coeficiente que se independiza del tipo de suelo y esencialmente solo depende del fitosanitario (van der Werf, 1996).

Transformaciones

La mayoría de los químicos orgánicos de origen sintético o natural pueden ser metabolizados o degradados en el suelo por microorganismos. Las transformaciones microbianas ocurren más rápidamente cuando la molécula del fitosanitario es similar a otras presentes en la naturaleza. Algunos químicos pueden contener grupos funcionales y estructuras raramente encontradas naturalmente, éstos son degradados lentamente y por ende son más persistentes en el ambiente (Carlile, 2006). La tasa de descomposición generalmente aumenta con el incremento de la temperatura y el contenido de agua del suelo (Hang *et al.*, 2001). Esta tasa es frecuentemente expresada como la vida media (DT50) de la molécula del fitosanitario en el suelo. La descomposición biótica de los fitosanitarios en el suelo es llevada a cabo principalmente por bacterias. Enzimas extracelulares como esterases, hidroxilasas e hidrolasas producidas por microorganismos del suelo que rompen los componentes de la MOS también están involucradas en la descomposición de fitosanitarios (Calvet *et al.*, 2005). El tipo de uso que se haga de los fitosanitarios afecta su tasa de degradación, ya que la aplicación repetida de un mismo fitosanitario puede resultar en el establecimiento de una población microbiana capaz de degradar rápidamente el compuesto aplicado (Hang, 2002; Hang *et al.*, 2003, 2005, 2007a, 2011c).

La descomposición abiótica está gobernada por procesos tales como la hidrólisis, oxidación-reducción y fotólisis, de los cuales la hidrólisis química es el de mayor importancia (Sarmah *et al.*, 2004). Las propiedades del suelo también afectan este tipo de

degradación, estando la hidrólisis catalizada por las superficies ácidas de las arcillas, las reacciones redox muy ligadas al nivel de oxígeno (gaseoso o disuelto en agua) y la fotólisis regulada por el contenido de humedad (Chaplain *et al.*, 2011).

Transporte

Existen básicamente dos vías por las que un fitosanitario correctamente aplicado pueda alcanzar las aguas superficiales o subterráneas: escorrentía (*runoff*) y lixiviación.

Lixiviación es el proceso por el cual un contaminante fluye a través del suelo junto con el agua en su movimiento descendente y es influenciada por la cantidad y frecuencia de las precipitaciones, la composición del suelo y, como se dijo anteriormente, por las propiedades fisicoquímicas del fitosanitario (Carlile, 2006). Esto hace que la adsorción sea tal vez el proceso más determinante en el destino y transporte de un contaminante a un sistema de aguas subterráneas (Dunnivant y Anders, 2006).

El flujo, hacia la zona insaturada primero y luego la zona saturada (acuífero), es generalmente lento y el fitosanitario puede disiparse en el camino. Durante el movimiento hacia el acuífero el fitosanitario puede degradarse, aunque a tasas menores que en los horizontes superficiales ya que a mayor profundidad la actividad microbiana disminuye por el menor contenido de materia orgánica y aire (Carlile, 2006). En suelos de la provincia de Córdoba Hang *et al.*, (2007b) encontraron una disminución en la tasa de descomposición de atrazina relacionada al aumento de la profundidad del perfil de suelo.

Los fitosanitarios pueden atravesar el suelo rápidamente a través de grietas y macroporos, vías generalmente llamadas de flujo preferencial (Jørgensen *et al.*, 2002). Este fenómeno es frecuente en suelos arcillosos en donde el agua normalmente se mueve lentamente a través del suelo debido al menor diámetro de poros, sin embargo estos suelos al secarse forman grietas que permiten un movimiento del agua mucho más rápido (Carlile, 2006); porque puede observarse un comportamiento no esperado en función de las propiedades edáficas (Pivetz y Steenhuis, 1995). En el caso de Argentina este fenómeno fue reportado para atrazina en un Argiudol típico de Pergamino (Hang *et al.*, 2010).

La escorrentía es el transporte físico de un contaminante sobre la superficie del terreno mediante el agua que no penetra el suelo y ha sido reconocida como la principal

fuente de aporte de fitosanitarios a las aguas superficiales en áreas agrícolas (Kuivila y Foe, 1995; Schulz, 2001) y depende tanto de las características del fitosanitario (solubilidad, vida media, K_d) como de los rasgos del área de captación de agua (Capel y Larson, 2001). La pérdida de fitosanitarios por escorrentía presenta variaciones estacionales marcadas. Aumentos en la concentración de fitosanitarios en el agua de escorrentía pueden ocurrir luego de períodos de lluvias intensas, y depende de la acumulación de lluvias precedente (Klöpffel *et al.*, 1994), es decir que es un fenómeno variable tanto en el espacio como en el tiempo.

En estrecha relación al transporte de fitosanitarios por escorrentía, se encuentra su transporte asociado a partículas de suelo o sedimentos. La erosión hídrica provoca que el agua arrastre partículas de suelo, en particular las más finas, que pueden tener fitosanitarios adsorbidos (Ongley, 1997). Los sistemas de cultivo sin labranzas han demostrado ser efectivos en reducir la erosión hídrica y la escorrentía superficial, pero eso no siempre se traduce en menor pérdida de fitosanitarios por *runoff* (Pantone *et al.*, 1996). Factores ambientales no controlables como momento o intensidad de las lluvias pueden ser mucho más determinantes sobre el transporte de fitosanitarios que el sistema de labranzas (Gaynor *et al.*, 1995; Pantone *et al.*, 1996). Pantone *et al.*, (1996) en ensayos a campo en Texas observaron una disminución del volumen escurrido en sistemas en siembra directa en comparación con labranza con cincel, lo que se tradujo en un menor arrastre de atrazina aunque no se encontraron diferencias en la concentración del fitosanitario arrastrado.

La conservación de suelos y la contaminación difusa por fitosanitarios

En los últimos veinte años mucho se ha escrito y dicho referido a la dimensión ambiental de la agricultura (Hang, 2009). No obstante, hay muchos hechos a lo largo de la historia, en particular del siglo 20, que muestran que la interacción agricultura-ambiente era un tema de interés y preocupación (Hudson, 1982). En el caso particular de la conservación de suelos los grandes pasos se dieron frente a la urgencia de resolver problemas de gran magnitud. Los aportes de Hugh Hammond Bennett, uno de los pioneros en la conservación de suelos, estuvieron marcados por la histórica tormenta de polvo (*Dust blow*) ocurrida en la década de 1930 en gran parte de las llanuras de los EEUU. Tal como lo relatan no solo fue un problema de pérdida de producción, sino que el daño causado fue

catastrófico para toda la sociedad; la degradación y la contaminación estaban presentes. Los trabajos de Bennett durante más de 20 años estuvieron marcados por la necesidad de resolver ese problema, y se centraron en la cartografía de uso de los suelos orientada a prevenir los riesgos de erosión mediante prácticas de conservación y una metodología estandarizada para decidir los usos más adecuados del suelo, lo cual dio lugar al sistema de clasificación por capacidad de uso de las tierras. También la historia recuerda que Bennett ya había realizado un sistema empírico de clases agrológicas de las tierras que utilizaba para asesorar a los productores sobre las aptitudes de sus tierras, y que posteriormente fue formalizado en el Manual de Conservación de Suelos. ¿Qué nos dice esta revisión de la historia? Por un lado, que la contaminación no es un problema de fin de siglo 20 y por otra parte, que la cartografía es una de las herramientas que puede usarse para evitar malas prácticas agrícolas. Uno de los mejores fines que se le puede dar a la cartografía de suelos es usarla como herramienta para evitar la contaminación difusa. No obstante, la complejidad de su abordaje ha llevado a compartimentalizaciones que se agotan en su propio tema sin aportar al gran tema que es analizar, conocer y resolver sobre el mejor y más adecuado uso del suelo según sus características. La adopción de la siembra directa como un dogma y no como una práctica de conservación más, generó un retroceso en lo que a conocimiento de la historia de la conservación de suelos se refiere. Muchos años y mucha investigación han demostrado que una de las mejores estrategias para cuidar el medioambiente nace en el cuidado del suelo. Para eso, es necesario reconocer que el suelo es un continuo de atributos y condiciones, y eso hace que cambien sus fortalezas y debilidades, y como un continuo es que debe ser estudiado y trabajado.

La variabilidad espacial del suelo y su evaluación

La variabilidad espacial de las propiedades de los suelos es determinante de la magnitud de los procesos de retención, degradación y transporte de los fitosanitarios en el suelo. La caracterización de esta variabilidad espacial es esencial cuando se quiere mejorar el entendimiento de las complejas relaciones entre suelo y ambiente (Goovaerts, 1998).

En cualquier región, la formación de suelos está influenciada por muchos factores, entre ellos: el material parental, el clima, la vegetación, y la historia de uso local de la tierra. Estos factores cambian de lugar a lugar y contribuyen a la variación espacial de las

propiedades del suelo (Jiménez-Ballesta *et al.*, 2012). Esta variabilidad, en sí misma, es dependiente de la escala ya que responde a la acción de factores formadores que actúan en un *continuum* de escalas espaciales y temporales, dando como resultado estructuras de variación anidadas (Trangmar *et al.*, 1985). La cuantificación de la variabilidad del suelo a múltiples escalas es importante para la modelización y la predicción, lo que proporciona una base para desarrollar una comprensión de las escalas de influencia sobre la variabilidad y un marco sobre el cual puede ser posible la escalabilidad de los datos (Arnold y Wilding, 1991; Lin *et al.*, 2005; Esfandiarpour *et al.*, 2009).

A escala regional, el clima, los patrones de uso de la tierra, tipo de vegetación y características del relieve son los principales determinantes de la variación (Mallarino y Wittry, 2004), mientras que a escala de lote se han propuesto tres fuentes de variación: (1) naturales, tal como el suelo y la topografía, (2) al azar, por ejemplo la lluvia, y (3) el manejo (Bongiovanni y Lowenberg-Deboer, 2004).

En lo referido a los fitosanitarios, Oliveira Jr *et al.* (1999) indican que estas variaciones de las propiedades físicas y químicas de los suelos pueden provocar una retención diferencial en el espacio, lo que puede acarrear una variabilidad en el potencial de lixiviación del producto. Variaciones en la capacidad de intercambio catiónico, pH, contenido de materia orgánica, constantes hídricas, variaciones biológicas y de procesos que ocurren en el suelo junto con la topografía del terreno explican la variabilidad espacial de la retención y descomposición de fitosanitarios (Novak *et al.*, 1997).

La información sobre las propiedades de suelo solo puede ser obtenida en cantidades limitadas, sin embargo, es común que se pretenda conocer cómo es el suelo en todo un territorio. Básicamente existen dos modelos diferentes utilizados en la predicción espacial: la clasificación de suelos vinculados a mapas y la interpolación espacial (Boucneau *et al.*, 1998). En el primer modelo se suele utilizar el valor típico o un valor promedio para ese tipo de suelo. Ese enfoque no considera la variabilidad espacial del atributo dentro de cada tipo de suelo, y resulta en un cambio abrupto entre un tipo y los otros a su alrededor. Esta alternativa puede ser reemplazada por métodos geoestadísticos, que consideran la correlación espacial entre observaciones dentro y entre los tipos de suelos (Goovaerts y Journel, 1995).

Breve reseña histórica de la geoestadística

La geoestadística es básicamente una tecnología para estimar valores en sitios no muestreados de propiedades que varían en el espacio. La historia de la geoestadística es resumida en Webster y Oliver (2007) donde relatan sus bases fundadoras. Si bien la geoestadística se popularizó en el estudio de minas en los años '60, los primeros registros datan casi de principios de siglo cuando Mercer y Hall (1911) evaluando la variación en el rendimiento de cultivos en una gran cantidad de pequeñas parcelas en Rothamsted, observaron que la varianza parcela-parcela disminuía a medida que el tamaño de las mismas aumentaba hasta un cierto límite. Student en el apéndice de ese trabajo acotó que los rendimientos en parcelas adyacentes eran más semejantes que entre otras, y propuso dos fuentes de variación, una autocorrelacionada y otra completamente aleatoria. En resumen, en ese trabajo se presentaron algunas de las características fundamentales de la geoestadística moderna, como la dependencia espacial, el rango de correlación, el efecto de soporte, y el *nugget*.

En la década del '30, en Rusia, el matemático A. Kolmogorov mientras estudiaba la turbulencia en el aire y el clima intentando describir su variación, reconoció su correlación espacial y la forma de representarla. Luego trabajó en la manera de cómo usar esa función junto a los datos para interpolar óptimamente, es decir sin sesgo y con varianza mínima (Kolmogorov, 1941). Ahora se conoce esa función de estructura como el variograma y su técnica para interpolar como *kriging*.

Matérn (1960), un sueco dedicado a estudios forestales, reconoció los efectos de la correlación espacial. Derivó teóricamente, a partir de procesos puntuales aleatorios, varias de las ahora conocidas funciones para la descripción de la covarianza espacial, y mostró los efectos de éstas sobre las estimaciones globales. En la misma década D.G. Krige, ingeniero en minas sudafricano, observó que podía mejorar sus estimaciones de la distribución de minerales si tenía en cuenta la información de los sectores aledaños. Encontró que había autocorrelación, y trabajó empíricamente en cómo utilizar esto en sus predicciones. Contemporáneamente, G. Matheron, matemático y geólogo francés, formalizó las técnicas desarrolladas por Krige, dando lugar a la teoría de variables regionalizadas, la base de la geoestadística moderna.

Sistemas de información geográfica (SIG) en estudios ambientales

Los sistemas de información geográfica, según define Konecny (2003), son sistemas informáticos para la entrada, manipulación, almacenamiento y salida de datos espaciales digitales. Sirven para adquirir, administrar, analizar y visualizar datos espaciales con el propósito de planificar, administrar y monitorear el ambiente natural y socioeconómico.

La naturaleza espacial de la contaminación por fuentes no localizadas requiere el uso de SIG para manipular, recuperar y mostrar el gran volumen de datos espaciales necesarios para su análisis (Corwin, 1996). Una herramienta en la lucha contra la contaminación de aguas subterráneas es el mapeo de la vulnerabilidad de los acuíferos. El principio básico de este enfoque es que el terreno puede ser dividido en áreas a las que se les puede asignar grados de vulnerabilidad a la contaminación basados en parámetros hidrológicos y de suelos (Leenaers *et al.*, 1990; Van Stempvoort *et al.*, 1993).

Los SIG se han convertido en un medio muy importante para comprender el comportamiento de los recursos hídricos, ya que proveen un medio más entendible para la integración y análisis de datos, pudiendo interactuar con diferentes capas de información para un mismo sitio ya sea a escala local o hasta regional abarcando cuencas enteras (Johnson, 2009). Por ejemplo, el arrastre de un fitosanitario por escorrentía depende de las características geomorfológicas y edafológicas de la zona, las condiciones de la superficie terrestre, y del estado del cultivo (Verro *et al.*, 2002). En este contexto, los SIG son utilizados para caracterizar toda la información espacial requerida por los modelos de predicción (Loague y Corwin, 1998). La integración de modelos de simulación y los SIG son eficaces en el tratamiento del problema de la variabilidad espacial y temporal de los distintos parámetros que intervienen en los procesos ambientales y en la producción de cartografía de riesgos (Verro *et al.*, 2002).

HIPÓTESIS

La variabilidad espacial de la retención de atrazina por suelos se relaciona con la variabilidad de las propiedades edáficas y por lo tanto puede ser reconocida y explicada utilizando un sistema de información geográfica (SIG).

OBJETIVO GENERAL

Establecer modelos de representación de la variabilidad regional de la retención de atrazina a partir de la diversidad de condiciones edáficas presentes en la provincia de Córdoba (Argentina).

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Generar una base de datos de propiedades edáficas de los suelos de la provincia de Córdoba a partir de la información de las cartas de suelos.
- Generar una base de datos de propiedades edáficas de los suelos de la provincia de Córdoba a partir de un muestreo sistemático.
- Evaluar la vigencia de las propiedades edáficas disponibles en cartas de suelos.
- Desarrollar una metodología para implementar el pasaje de punto a área de valores de atributos edáficos.
- Validar el modelo predictivo del coeficiente de adsorción (K_d) de atrazina propuesto por Weber *et al.* (2004).
- Describir la variación espacial del K_d de atrazina calculado a partir de dos fuentes de información: cartas de suelos y un muestreo regional actualizado.
- Desarrollar un modelo de predicción de la retención de atrazina para los suelos de Córdoba.
- Mapear, analizar y comparar distribuciones espaciales del K_d de atrazina a escala regional obtenidas por distintas metodologías.

MATERIALES Y MÉTODOS GENERALES

Descripción del área de estudio

La provincia de Córdoba se encuentra ubicada en el centro de la República Argentina (Fig. 2.1) y se extiende a lo largo de una zona templada ya que se ubica entre la latitud $29^{\circ} 30'$ Sur y 35° Sur.

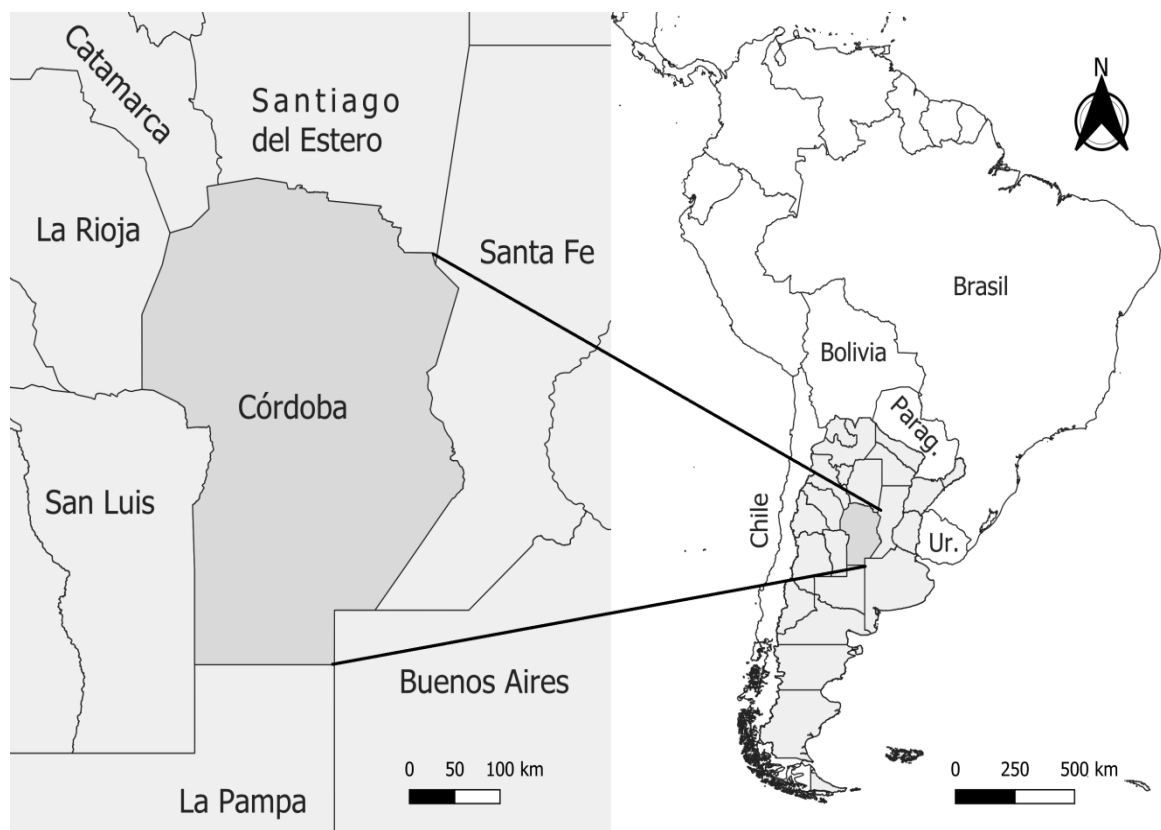


Figura 2.1. Ubicación de la provincia de Córdoba, Argentina.

Gran parte del territorio provincial se constituye por planicies o llanura, existiendo un cordón serrano con eje norte-sur que tiene su pico máximo en el cerro Champaquí con una altura de 2790 m.s.n.m. (Fig. 2.2).

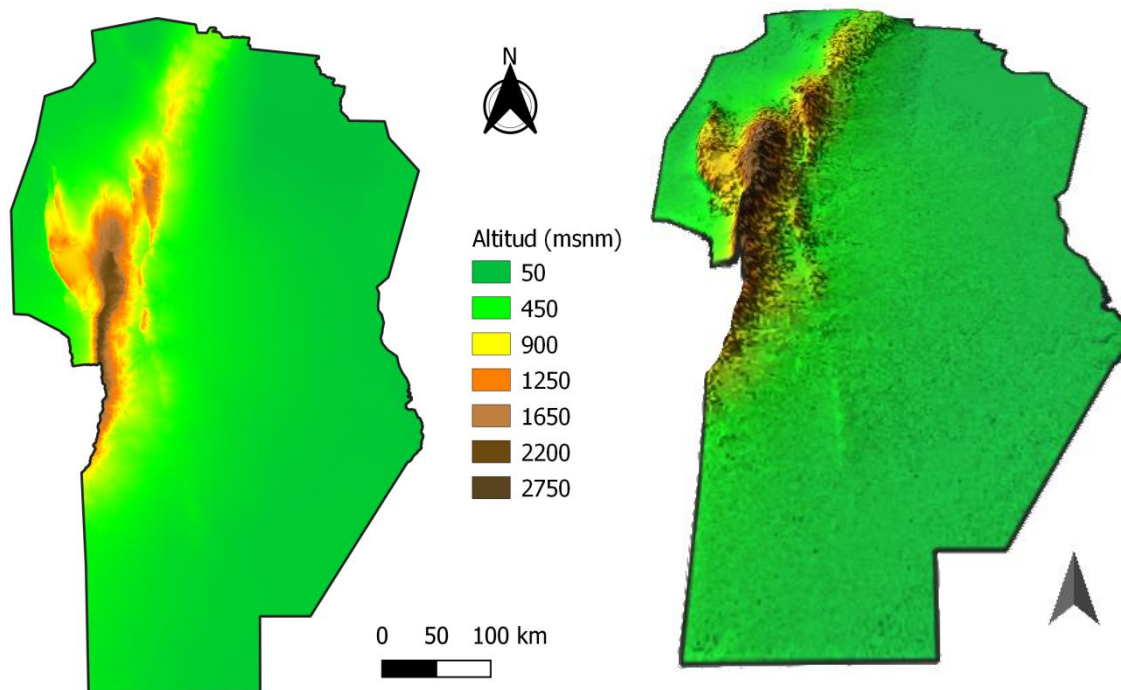


Figura 2.2. Mapa hipsométrico (izquierda) y esquema en perspectiva del relieve (derecha) de la provincia de Córdoba. Fuente: elaboración propia a partir de datos de SRTM (NASA JPL, 2013).

La circulación atmosférica es determinante del clima de la provincia. Las planicies son transitadas en forma frecuente por masas de aire que se desplazan en dirección NE-SO. El clima presenta un gradiente desde el subhúmedo en la parte oriental hasta el árido en el Oeste. La temperatura media del mes más cálido (enero) se encuentra en un rango entre los 26 °C y los 23,5 °C para el norte y el sur provincial, respectivamente. Para el mes más frío (julio) los valores se encuentran entre 8 °C al sur y 11,5 °C al norte (Fig. 2.3a).

La distribución de las lluvias tiene un régimen monzónico, es decir que las precipitaciones se concentran en el semestre más cálido y son escasas las precipitaciones en el semestre frío. La pluviometría anual muestra un descenso en sentido este-oeste desde los 900 mm a los 600 mm hacia el límite con La Rioja (Fig. 2.3b). Prácticamente toda la provincia muestra un déficit hídrico anual, aunque es leve (80 mm) hacia el este y severo (480 mm), hacia el oeste (Jarsún *et al.*, 2003).

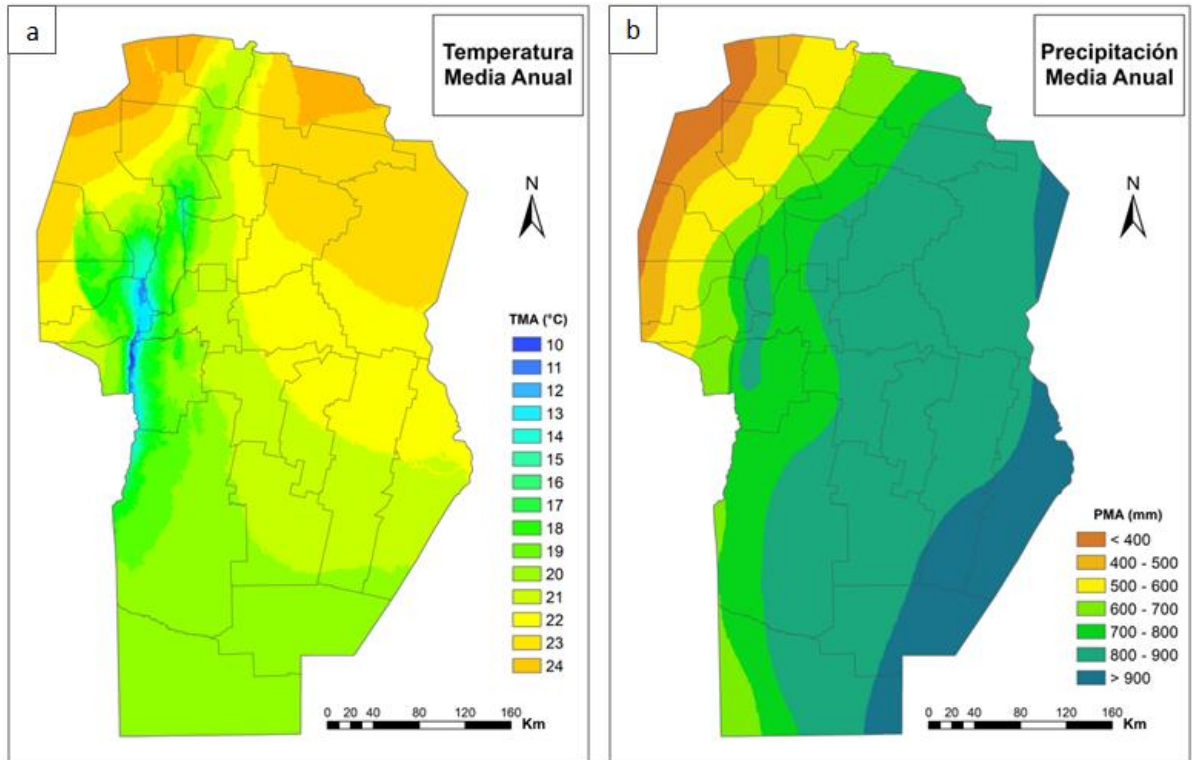


Figura 2.3. Temperatura media anual (a) y precipitación media anual para la provincia de Córdoba (b) [Extraído de Hang *et al.*, 2015].

La provincia de Córdoba puede ser dividida en 22 ambientes geomorfológicos (Fig. 2.4) los cuales definen aspectos diferenciales en cuanto a vegetación, geformas y estructura. A modo de ejemplo se esquematiza un corte transversal de la provincia en la latitud 30° 20' S en donde se pueden apreciar los cambios en ambiente, relieve y material originario de los suelos (Fig. 2.5).

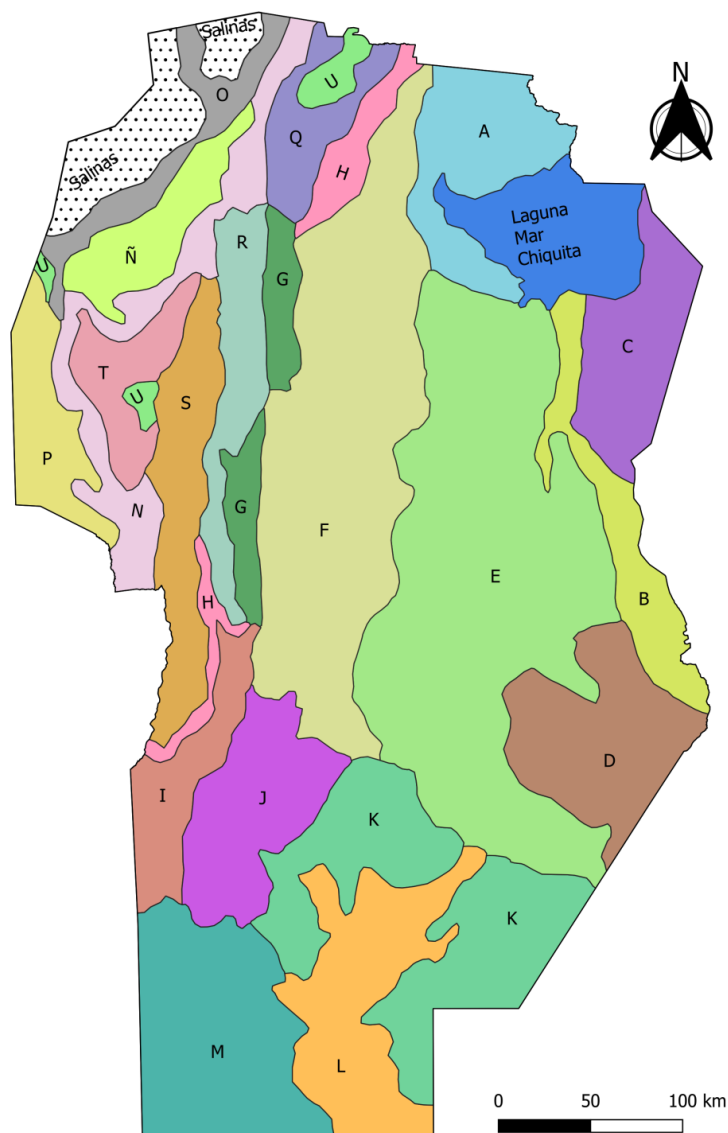


Figura 2.4. Ambientes geomorfológicos de la provincia de Córdoba [Adaptado de Jarsún *et al.*, 2003].

REFERENCIAS

A	Depresión fluvio-eólica del Mar de Ansenuza	I	Planicie periserrana proximal	P	Planicie eólica occidental
B	Depresión del Arroyo Tortugas-San Antonio	J	Planicie periserrana distal	Q	Sierra norte
C	Altos de Morteros	K	Pampa arenosa	R	Sierra chica
D	Pampa Ondulada	L	Pampa arenosa anegable	S	Sierra grande
E	Pampa Loésica plana	M	Pampa medanosa	T	Sierras occidentales
F	Pampa Loésica alta	N	Piedemonte occidental	U	Pampa serrana con cubierta eólica
G	Depresión periférica	Ñ	Planicie fluvio-eólica occidental	Sal.	Salina
H	Pendiente oriental	O	Depósitos eólicos perisalares	Lag.	Laguna

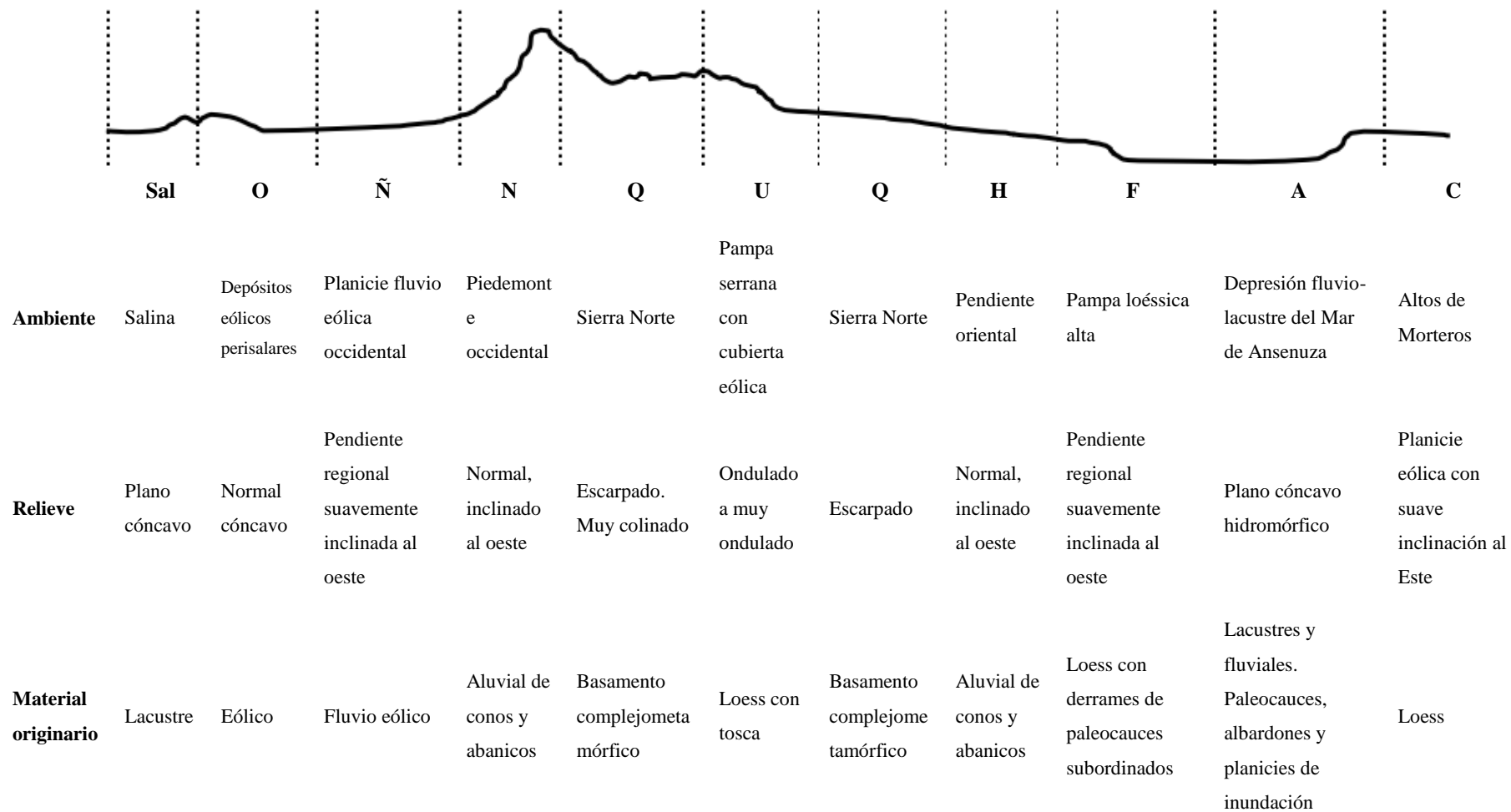


Figura 2.5. Perfil esquemático O-E del Norte de la provincia de Córdoba en la latitud 30° 20' S [Extraído de Jarsún *et al.*, 2003].

Fuentes de información utilizadas

En este estudio se trabajó con dos fuentes principales de información, una primaria y otra secundaria. La fuente primaria corresponde a un muestreo de suelos sistemático y su respectiva caracterización. La fuente secundaria a una recopilación de la información publicada en las Cartas de Suelos de la República Argentina que cubren el territorio de la provincia de Córdoba. El muestreo tuvo lugar luego del trabajo de recopilación y se realizó en el marco del proyecto de investigación PICT 250/10 financiado por la Agencia Nacional de Promoción de la Investigación, el Desarrollo Tecnológico y la Innovación que dio lugar a ésta y otras tres Tesis de posgrado.

Muestreo y caracterización de suelos

La variabilidad de las condiciones edafoclimáticas de la provincia de Córdoba mencionadas anteriormente, hace posible que un muestreo de todo el territorio provincial brinde información sobre un amplio rango de condiciones ambientales diferentes.

Los sitios de muestreo fueron determinados a partir de una grilla regular de 20 x 20 km luego fue adaptada según su accesibilidad de acuerdo a la existencia de caminos (Fig. 2.6).

El muestreo se llevó a cabo entre enero de 2012 y septiembre de 2014. En cada sitio de muestreo se tomaron aproximadamente 20 submuestras de los 15 cm superficiales del suelo en un radio de 100 m alrededor del punto geoposicionado mediante GPS, registrándose también la altitud (m.s.n.m.), fecha de muestreo, uso del suelo o vegetación (cultivo actual y antecesor) y otras observaciones relevantes. A modo de ejemplo se presenta en la Tabla 2.1 un resumen de la información registrada en algunos puntos de muestreo (ver Anexo 2.1 para el resto de los puntos).

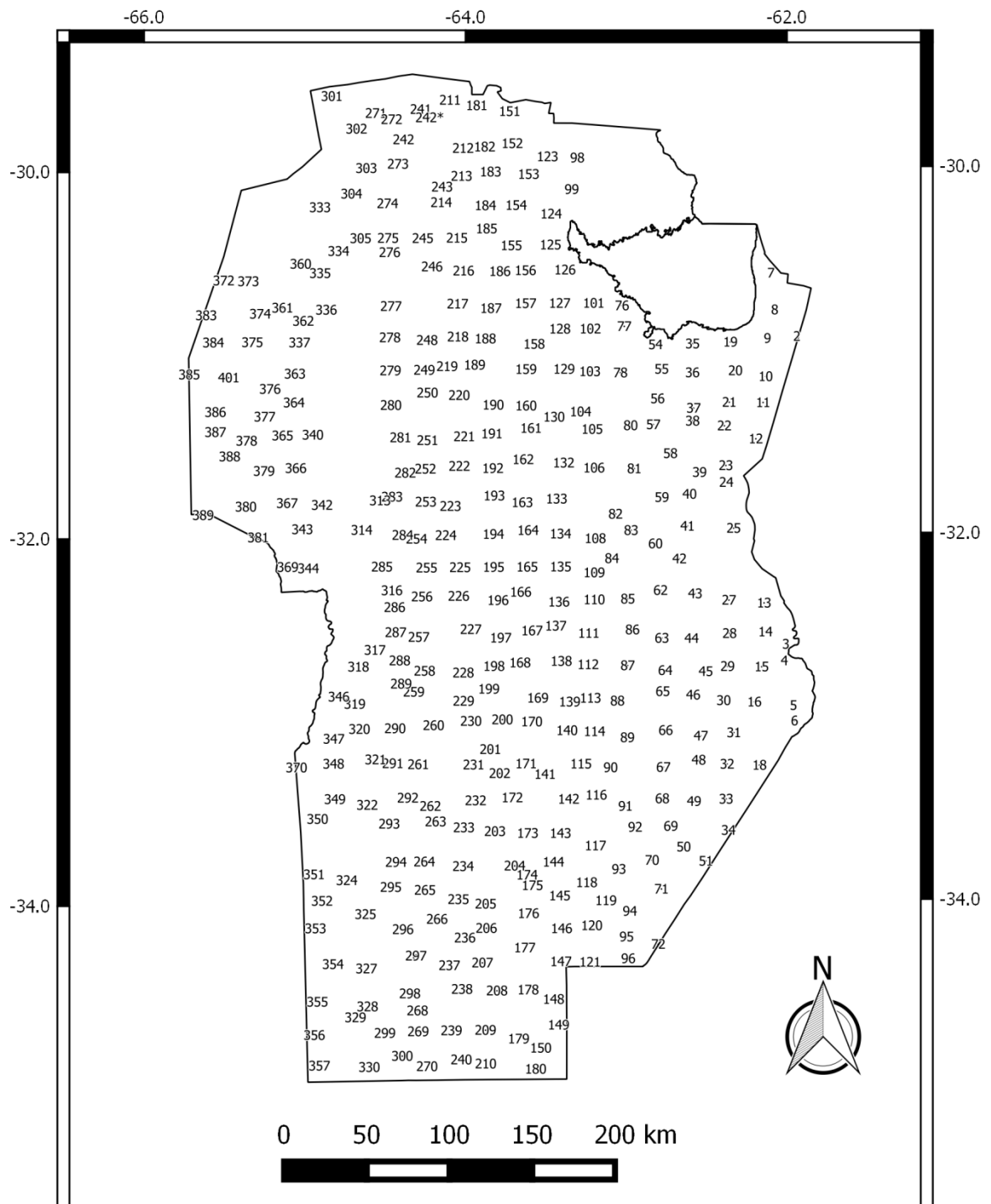


Figura 2.6. Ubicación de los sitios de muestreo relevados entre 2012 y 2014. En cada sitio se registró su ubicación (coordenadas y altitud), uso del suelo y observaciones relevantes.

Tabla 2.1. Resumen de la información registrada a campo en algunos de los sitios de muestreo. La tabla completa se muestra en Anexo 2.1. La ubicación geográfica de los sitios puede verse en la Fig. 2.6.

ID	Estación Muestreo	Cultivo actual / antecesor	Altitud (m.s.n.m.)	ID	Estación Muestreo	Cultivo actual / antecesor	Altitud (m.s.n.m.)
2	V	Alfalfa	100	43	V	Soja / Soja	129
3	V	Soja / Soja	87	44	V	Soja / Trigo	124
4	V	Maíz / Maíz	93	45	V	Maíz / Soja	112
5	V	Soja / Soja	105	46	V	Soja / Maíz	118
6	V	Maíz / Soja	111	47	V	Soja / Trigo	118
7	V	Alfalfa / Maíz silo	94	48	V	Soja / Soja	111
8	V	Maíz silo / Maíz	97	49	I	Soja / Maíz	125
9	V	Soja / Soja	100	50	I	Trigo / Soja	123
10	V	Soja / Trigo	100	51	I	Sorgo / Verdeo invierno	136
11	V	Alfalfa	108	54	V	Soja / Maíz	85
12	V	Soja / Soja	103	55	V	Sorgo / Soja	104
13	V	Pelo de chanco (Pastizal)	103	56	V	Sorgo guacho	121
14	V	Maíz / Trigo	113	57	V	Soja / Soja	130
15	V	Bañado / Soja	111	58	V	Soja / Soja	106
16	V	Soja / Soja	86	59	V	Soja / Maíz	141
17	V	- / Malezas	111	60	V	Soja / Maíz	150
18	V	Soja / Trigo	112	62	V	Monte / Monte	144
19	V	Soja / Maíz	120	63	V	Soja / Maíz	138
20	V	Soja / Soja	114	64	V	Maíz / Soja	133
21	V	Soja / Trigo	109	65	V	Soja / Soja	120
22	V	Soja / Trigo	103	66	V	Soja / Soja	115
23	V	Alfalfa consociada	112	67	V	Soja / Trigo	116
24	V	Soja / Soja	111	68	V	Maíz / Soja	122
25	V	Soja / Soja	111	69	V	Maíz / Soja	131
27	V	Soja / Soja	115	70	V	Gramón / Gramón	135
28	V	Soja / Maíz	110	71	V	Gramón / Gramón	125
29	V	Sorgo granífero / Soja	117	72	V	Soja / Soja	122
30	V	Maíz / Soja	104	76	V	Soja / Maíz	81
31	V	Maíz / Trigo	107	77	V	Soja / Trigo	88
32	V	Soja / Soja	117	78	V	Maíz / Soja	120
33	I	Soja / Trigo	124	80	V	Alfalfa / Maíz	142
34	I	Trigo / Maíz	121	81	V	Soja / Maíz	153
35	V	Alfalfa	79	82	V	Maíz / Soja	168
36	V	Soja / Soja	92	83	V	Soja / Trigo	165
37	V	Soja / Trigo	108	84	V	Soja / Trigo	184
38	V	Alfalfa	109	85	V	Pastizal de Agropiro	160
39	V	Soja / Soja	121	86	V	Maíz / Soja	158
40	V	Soja / Soja	129	87	V	Soja / Trigo	146
41	V	Soja / Soja	127	88	V	Maíz / Trigo	146
42	V	Girasol / Soja	134	89	V	Maíz / Soja	122

Referencias Estación de muestreo: V (verano), O (otoño), I (invierno), P (primavera).

Las muestras fueron secadas al aire, molidas, tamizadas por malla de 2 mm y conservadas en frascos plásticos con tapa. El muestreo comprendió 354 sitios abarcando casi la totalidad de la provincia de Córdoba, a excepción de las zonas de montaña con predominio de roca en superficie y la llanura fluvio-eólica al norte de la Laguna Mar Chiquita.

Determinaciones analíticas

Los suelos fueron caracterizados por:

- contenido de carbono orgánico (CO) por digestión húmeda con $K_2Cr_2O_7$ 1N (Walkley y Black) transformado en valores de materia orgánica del suelo (MOS) por un factor de 1,724.
- fósforo extractable (Pext) por Bray y Kurtz,
- conductividad eléctrica (CE) y
- pH en agua (1:2,5),
- Ca^{2+} y Mg^{2+} intercambiables por quelatometría,
- Na^+ y K^+ intercambiables por fotometría de llama,
- capacidad de intercambio catiónico (CIC) por saturación con acetato de amonio a pH 7,
- distribución de tamaño de partículas: arena (ARE), limo (LIM) y arcilla (ARC) por tamizado y sedimentación (pipeta de Robinson)
- contenido hídrico a capacidad de campo (CC) [0,33 bar] y a capacidad a la marchitez permanente (CMP) [15 bar] mediante plato poroso y olla a presión.
- Se realizó la determinación de Zn, Fe, Mn y Cu extractables por Mehlich 3 mediante espectrofotometría de absorción atómica. También se cuantificaron los óxidos de Fe (Loeppert e Inskeep, 1996) y Al (Bertsch y Bloom, 1996).

Todas las técnicas se encuentran descriptas en Sparks (1996).

En todos los casos las determinaciones se hicieron por duplicado, a excepción del fósforo que se hizo por triplicado y la distribución del tamaño de partículas y de los micronutrientes (Zn, Fe, Mn y Cu) en los que solo se realizó una determinación. La repetibilidad se evaluó por el coeficiente de variación (CV), cuando éste superó el 10% entre repeticiones se realizó el análisis nuevamente.

Las cartas de suelos de la provincia de Córdoba

Las cartas de suelos son documentos que cuentan con mapas con la distribución geográfica de los distintos tipos de suelos dentro de un área y con un texto complementario donde se describen las características de esos suelos junto con la caracterización general del área comprendida en cuanto a su geomorfología, clima y vegetación.

En 1965 se puso en marcha el Plan Mapa de Suelos de la Región Pampeana por parte del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) con el que se inició el relevamiento sistemático del recurso suelo (Moscatelli, 1991). A fines de la década de 1970 se publicaron las primeras cartas de suelos de la provincia de Córdoba y han continuado publicándose hasta la fecha, en general, en coautoría con otros organismos públicos provinciales. Sólo dos publicaciones (Santa Rosa de Calamuchita y Valle de Calamuchita) fueron realizadas por un organismo diferente al INTA, el desaparecido Instituto Forestal Nacional en conjunto con el MAGyRR.

Las publicaciones de la serie de Cartas de Suelos de la República Argentina se organizan en Hojas que cubren un área aproximada de 174 mil hectáreas y se componen por lo general de cuatro fotocartas a escala 1:50.000 o 1:100.000 impresas sobre mosaicos aerofotográficos o imágenes satelitales. Cada Hoja se corresponde con las cartas topográficas del ex Instituto Geográfico Militar (IGM), ahora llamado Instituto Geográfico Nacional (IGN) (INTA, 2015). Estas publicaciones han variado a lo largo del tiempo en su formato de presentación. Las primeras se realizaron en papel para ir gradualmente adoptando el formato digital, primero en CD-ROM y actualmente en un sitio web. En la Fig. 2.7 se muestra la ubicación y escala de trabajo y en el Anexo 2.2 se listan cronológicamente las Cartas de Suelos de la provincia de Córdoba publicadas.

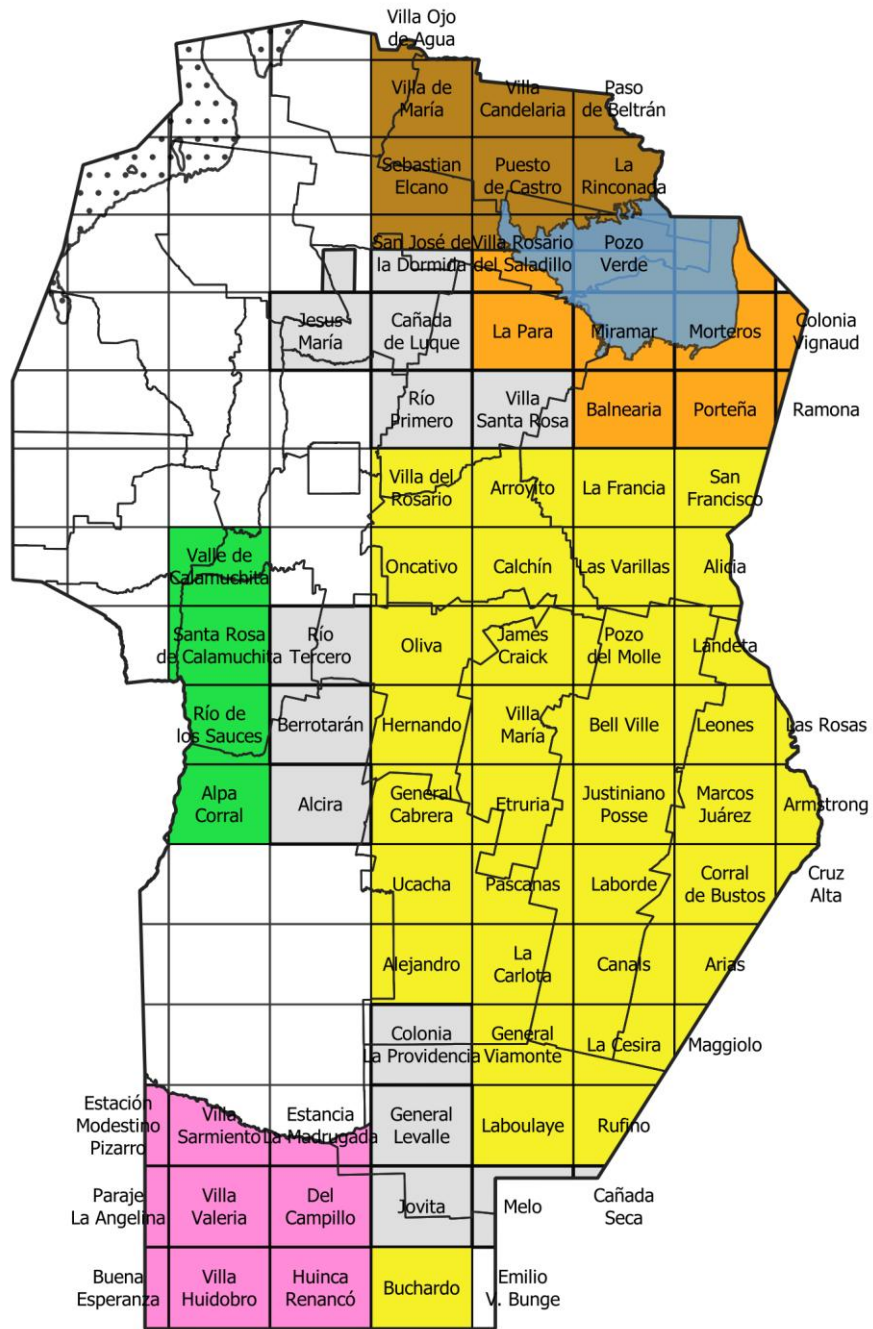
Los datos analíticos de los suelos presentes en el territorio que abarca una Carta de Suelos se organizan a nivel de Serie de suelo. Cada serie de suelo es descripta de acuerdo a su perfil modal, es decir el perfil de suelo más frecuente de encontrar para esa Serie. La descripción inicia con una sección cualitativa donde se caracteriza en términos generales al suelo y a cada uno de sus horizontes seguido por un cuadro de datos analíticos de cada horizonte con los valores medidos o calculados de las siguientes propiedades: profundidad del horizonte, materia orgánica (MOS), carbono orgánico (CO), Nitrógeno total (Nt), relación Carbono/Nitrógeno (C/N), porcentaje de arcilla (ARC), limo (LIM) y arenas (ARE) (éstas subdivididas en: muy gruesas, gruesas, medias, finas y muy finas), porcentaje de calcáreo (CaCO_3), equivalente de humedad, conductividad eléctrica (CE), pH en pasta, pH en agua, cationes intercambiables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+ , H^+), porcentaje de sodio intercambiable (PSI), capacidad de intercambio catiónico (CIC o T), suma de bases de intercambio (S) y porcentaje de saturación con bases (V).

Las técnicas de laboratorio utilizadas para las propiedades analizadas fueron:

- pH: potenciometría, en pasta y en relación suelo:agua de 1:2,5
- Bases de intercambio: extracción con acetato de amonio. Cuantificación por fotometría de llama para Na^+ y K^+ y cuantificados por titulometría con EDTA para Mg^{2+} y Ca^{2+}
 - Granulometría: pipeta de Robinson
 - Carbono oxidable: por digestión húmeda (Walkley y Black)
 - Carbonatos: calcímetro Scheibler
 - Humedad equivalente: centrifugación y gravimetría
 - Conductividad eléctrica en extracto de saturación: conductímetro
- Nt por método de Kjeldahl.

En total se registraron 19 variables, de las cuales cinco son derivaciones de otras variables. Materia orgánica del suelo (MOS) se calcula mediante la multiplicación del CO por el coeficiente 1,724 que surge de considerar que el 58% de la MOS corresponde a CO. La suma de bases (S) es justamente la suma de bases intercambiables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+). La CIC surge de la suma de bases más los protones de intercambio (H^+). La

saturación con bases de intercambio (V) es el cociente $S/CIC * 100$. La relación C/N es el cociente entre el CO y el Nt.



Referencias

- Papel (1:50.000)
- Digital (1:50.000)
- Aptitud Forestal (1:100.000)
- Digital (1:100.000)
- CD-ROM (1:100.000)
- Papel (1:100.000)

Figura 2.7. Área de cobertura de las cartas de suelos de la provincia de Córdoba [Adaptado de INTA, 2015].

Sistematización de la información de las cartas de suelos

Se recopiló la información del horizonte superficial de los perfiles modales de todas las publicaciones mencionadas generando una base de datos unificada con los datos de: latitud y longitud, altitud (m.s.n.m.), serie, clasificación taxonómica (a nivel de subgrupo), profundidad del horizonte superficial (Prof), materia orgánica (MOS), carbono orgánico (CO), nitrógeno total (NT), relación carbono/nitrógeno (C/N), granulometría (arcilla, limo y arena), capacidad de intercambio catiónico (CIC), suma de bases intercambiables (S), porcentaje de saturación con bases (V), pH en pasta [relación suelo:agua de 1:1] (pHp), pH en agua [relación suelo:agua de 1:2,5] (pHa), cationes intercambiables (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+), hidrógeno intercambiable (H^+), presencia de calcáreo (CaCO_3). En la Tabla 2.2 se resumen, a modo de ejemplo, los datos correspondientes al horizonte superficial de algunas Series de suelo y en el Anexo 2.3 el listado completo. A los perfiles con coordenadas geográficas asociadas se les incorporó un identificador (ID) para poder representar su ubicación en un mapa (Fig. 2.8). Se registraron en total los datos de 375 series de suelo, para 35 perfiles no se reportaron coordenadas por lo que no se representaron en el mapa. En los casos en que se encontraron errores (valores ilógicos como coordenadas fuera del país, suma de fracciones granulométricas muy alejadas de 100%, etc.) esos datos no fueron registrados. Si bien algunas de las variables no serán utilizadas en este estudio en particular se incorporaron a la base de datos para que estén disponibles para futuros estudios en que puedan ser de utilidad.

Mapa de suelos – Escala 1:500.000

Se tomó como base el mapa de suelos a escala 1:500.000 provisto por GeoINTA (2012) ya que a diferencia de las cartas de suelos abarca la totalidad de la provincia de Córdoba. Mapas más detallados sólo ofrecen una cobertura parcial. Este mapa brinda información básica de cada unidad cartográfica (UC) como los principales suelos que la componen, su porcentaje de ocupación dentro de la UC y su posición en el relieve, la taxonomía (Orden, Gran grupo, Subgrupo) y el drenaje entre otros.

A continuación, se listan los Grandes Grupos de suelo y las categorías de drenaje que estuvieron presentes en al menos una UC.

Gran grupo: Albacualf, Argialbol, Argiudol, Argiustol, Calciustol, Cambortid, Duracuol, Fluvacuent, Fragiacualf, Gipsiortid, Haplacuent, Hapludol, Haplustol, Natracualf, Natracuol, Natralbol, Natrargid, Natrustol, Salortid, Torriortent, Torripsament, Udifluent, Ustipsament, Ustortent.

Drenaje: Algo excesivo, Bien drenado, Excesivo, Imperfecto, Moderado, Muy pobre, Pobre.

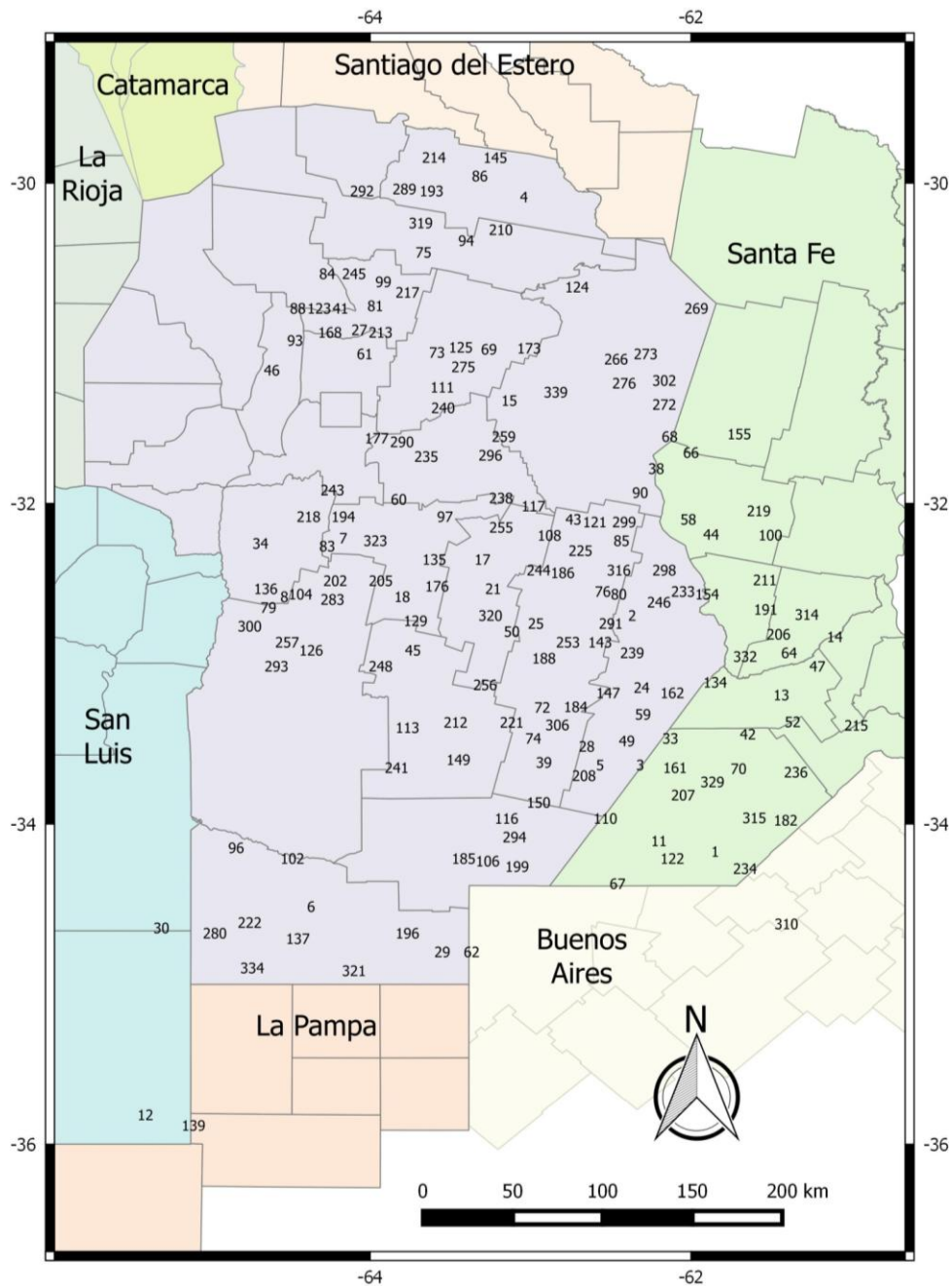


Figura 2.8. Ubicación de los perfiles típicos de las series reconocidas en la provincia de Córdoba. Los números indican el ID de la serie (ver Tabla 2.2).

Tabla 2.2. Listado de las Series de suelos descriptas en la provincia de Córdoba y las propiedades físicas y químicas de su horizonte superficial (la tabla completa se encuentra en el Anexo 2.3)

ID	Lat. S	Long. O	Altitud m.s.n.m	Serie	Taxonomía	Prof cm	MOS	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	pH pasta	pH agua	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	H ⁺	CIC	S	V	CaCO ₃
							%				%					meq/100g					%			
1	34,17	61,85	95	Aarón Castellanos	Natralbol típico	18	2,43	1,41	0,15	10,0	15,9	27,7	56,6	5,9	6,9	7,0	2,8	0,4	2,3	4,4	14,1	12,5	88	0,0
2	32,70	62,37	107	Achalay	Natracualf típico	13	1,70	0,99	0,10	10,0	22,1	67,8	10,1	6,5	7,5	5,8	4,6	3,7	2,4	3,3	17,3	16,5	95	0,0
3	33,63	62,32	116	Águila Cautiva	Argialbol típico	20	3,95	2,29	0,14	15,9	-	-	-	5,9	6,1	8,3	3,2	0,3	2,2	2,0	16,4	14,0	85	0,0
4	30,09	63,04	-	Albardones	Haplustol fluvéntico	18	1,96	1,14	0,11	10,3	9,2	35,0	57,2	6,0	6,2	5,6	0,8	0,3	0,9	1,8	9,4	7,6	81	0,0
5	33,63	62,57	123	Alejo Ledesma	Haplustol udorthéntico	23	2,38	1,38	0,14	10,1	15,7	35,4	48,3	5,6	5,9	7,6	1,2	0,3	1,5	2,9	13,7	10,6	77	0,0
6	34,52	64,37	191	Alfalegre	Natracualf mólico	12	1,79	1,04	0,13	8,0	11,8	42,3	47,1	7,1	7,2	5,2	4,2	0,3	2,4	-	13,5	12,1	97	0,0
7	32,22	64,17	400	Almafuerte	Haplustol típico	23	1,50	0,90	0,14	6,4	19,9	38,1	42,1	-	7,6	11,2	1,8	0,1	0,9	-	14,0	14,0	100	0,0
8	32,58	64,53	720	Alpa Corral	Haplustol éntico	24	1,90	1,10	0,18	6,1	16,0	54,5	29,3	6,1	6,3	9,8	1,3	0,3	1,5	1,3	14,2	12,9	91	0,0
9	32,37	62,78	137	Alto Alegre	Natracualf álbico	17	0,73	0,43	0,06	7,1	17,5	41,5	40,9	8,6	9,6	-	-	7,2	1,6	-	12,6	-	-	0,2
10	30,87	64,08	570	Alto Grande	Haplustol típico	20	3,30	1,90	0,19	10,0	19,0	56,5	24,8	6,9	7,3	18,5	0,4	0,4	1,5	0,4	21,2	20,8	98	0,0
11	34,11	62,20	112	Amenábar	Natracualf típico	27	0,96	0,56	0,05	10,0	10,7	17,4	71,9	6,9	7,3	3,7	2,5	0,4	2,6	2,0	7,9	9,2	100	0,0
12	35,82	65,40	300	Anchorena	Ustipsamment típico	10	0,74	0,43	0,09	5,0	4,1	30,5	56,4	6,3	6,6	3,1	1,4	0,2	0,4	0,8	6,0	5,1	85	0,0
13	33,20	61,44	90	Arequito	Duracuol árgico	14	3,06	1,78	0,17	11,0	25,5	70,1	4,4	5,1	5,2	12,9	1,2	0,2	2,5	5,0	20,7	16,8	81	0,0
14	32,83	61,10	118	Armstrong	Argiudol ácuico	10	3,19	1,85	0,16	12,0	20,1	75,7	4,2	5,5	6,0	12,9	2,6	0,2	2,4	4,5	20,9	18,1	87	0,0
15	31,36	63,13	157	Arroyito	Natracualf típico	13	2,44	1,42	0,14	10,0	22,8	73,8	3,4	6,1	6,3	9,1	1,1	0,3	2,2	2,2	15,3	12,7	83	0,0
16	32,18	62,75	138	Arroyo Acequiión	Argiustol údico	13	3,91	2,27	0,20	11,2	22,8	39,8	37,8	5,7	5,9	11,3	2,4	0,3	2,2	3,3	20,4	16,2	79	0,0
17	32,35	63,30	212	Arroyo Cabral	Argiustol típico	13	2,04	1,20	0,13	9,2	12,9	48,8	36,3	5,4	5,7	5,2	1,5	0,1	1,6	2,7	11,0	8,4	76	-
18	32,58	63,80	277	Arroyo de Tegua	Haplustol taptomólico	27	2,41	1,40	0,16	8,7	20,2	49,8	29,5	7,8	8,1	-	-	0,3	3,0	-	21,3	-	-	1,3

ID = Número de identificación, Lat = latitud, Long = longitud, Prof = profundidad, MO = materia orgánica, CO = carbono orgánico, NT = nitrógeno total, C/N = relación carbono/nitrógeno, ARC = arcilla, LIM = limo, ARE = arena total o sumatoria de las cinco clases de arena, CIC = capacidad de intercambio catiónico, S = suma de bases intercambiables, V = saturación con bases, pH en agua (1:2,5).

Los sistemas de información geográfica (SIG)

Un sistemas de información geográfica (SIG) es, como su nombre lo indica, un sistema que integra tecnología informática, usuarios e información georreferenciada y tiene como función capturar, almacenar, gestionar, consultar, analizar y representar datos espaciales o georreferenciados. A partir de un SIG es posible realizar diversas operaciones que pueden ser agrupadas en: 1-Lectura, edición, almacenamiento y gestión de datos espaciales; 2-Análisis de dichos datos. Esto puede llevarse a cabo tanto sobre la componente espacial de los datos (la localización de cada valor o elemento) como sobre la componente temática (el valor del elemento en sí); 3-Generación de resultados tales como mapas, informes, gráficos, etc.

Los SIG son sistemas complejos que integran una serie de distintos elementos interrelacionados. Según Olaya (2016) una forma de entender el sistema SIG es como compuesto por una serie de subsistemas, cada uno de ellos encargado de una serie de funciones particulares.

- Subsistema de datos. Se encarga de las operaciones de entrada y salida de datos, y la gestión de estos dentro del SIG. Permite a los otros subsistemas tener acceso a los datos y realizar sus funciones en base a ellos.
- Subsistema de visualización y creación cartográfica. Crea representaciones a partir de los datos (mapas, leyendas, etc.), permitiendo así la interacción con ellos.
- Subsistema de análisis. Contiene métodos y procesos para el análisis de los datos geográficos.

La construcción e implementación de un SIG de los suelos de la provincia de Córdoba contando con todos los atributos o propiedades edáficas necesarias para realizar estudios de comportamiento de herbicidas, fue necesario dado que al iniciar este trabajo de tesis no se contaba con información digitalizada de libre acceso excepto el mapa de suelos a escala de 1:500.000. A continuación, se describe cómo se generó un SIG para los suelos de la provincia de Córdoba y los criterios establecidos para asignación de valores numéricos de las propiedades de suelo a partir de la información analítica presentada en la descripción de cada Serie de suelo en las Cartas de Suelos.

Combinando la información de las cartas de suelos con el mapa 1:500.000

Como se mencionó anteriormente el mapa de suelos a escala 1:500.000 provisto por GeoINTA es el único mapa de suelos que abarca la totalidad de la provincia de Córdoba (Argentina) por lo que para un estudio regional de estas características debió utilizarse como mapa base. Debido a que este mapa provee información cualitativa, para dar dimensión espacial a los datos de suelo recopilados a partir de las cartas de suelos se recurrió a la asociación de las UC del mapa con el valor numérico correspondiente a cada atributo de suelo. La mayoría de las unidades cartográficas, a esta escala, son mezclas geográficas de subgrupos y familias según el sistema de clasificación de suelos *Soil Taxonomy* (Soil Survey Staff, 1999), por lo que a cada UC se le asignaron los valores de los atributos edáficos calculados como el promedio ponderado, según el porcentaje de participación, de cada componente taxonómico dentro de la UC. En los casos en los que un componente de la UC no contó con un perfil asociado, se le asignó a cada atributo el valor promedio obtenido de los perfiles modales de las series de suelo descriptas con las que compartió taxonomía hasta nivel de subgrupo, valores que se informan en la Tabla 2.3. La Fig. 2.9 muestra en un diagrama de flujo cómo se conformaron las UC cuando alguno de sus componentes no había sido caracterizado en sus atributos. La Tabla 2.4 muestra un ejemplo de la metodología de cálculo para una UC con todos sus componentes asociados a un perfil modal, la Tabla 2.5 presenta un ejemplo de un caso donde alguno de los suelos de la UC no tiene un perfil modal asociado y en la Tabla 2.6 se refleja un ejemplo para el caso de una UC con al menos un componente no descripto (roca, suelos sin identificar, etc.) por lo que requiere un recálculo en los porcentajes de participación de cada componente.

Tabla 2.3. Atributos de suelo por Subgrupo. Valores promedios de las series que comparten clasificación taxonómica.

Subgrupo	MO	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	AreMF	AreF	AreM	AreG	AreMG	CIC	S	V	pHp	pHa	Ca	Mg	Na	K	H	CaCO ₃	EH
Albacualf típico	2,50	1,50	0,15	10,0	16,3	73,1	9,0	7,9	0,7	0,2	0,2	0,0	18,8	17,7	94	6,4	6,7	13,9	0,5	0,4	2,9	1,3	0,0	24,0
Argiacuol típico	3,64	2,11	0,21	9,7	25,4	59,7	13,2	9,4	3,6	0,2	0,1	0,0	23,7	18,3	76	5,2	5,6	10,3	4,4	0,4	3,3	5,7	0,0	28,0
Argiudol típico	3,08	1,79	0,17	10,7	23,0	62,3	14,6	13,0	1,1	0,2	0,2	0,1	19,7	16,9	86	5,8	6,2	12,2	2,4	0,2	2,2	4,5	0,0	26,3
Argiustol lítico	6,55	3,80	0,40	9,5	20,0	61,9	11,4	1,6	3,4	1,4	3,1	2,0	22,1	17,4	79	5,5	5,5	16,7	1,0	0,5	0,2	4,7	0,0	30,9
Argiustol típico	2,73	1,59	0,17	9,6	20,8	57,6	21,2	10,4	6,0	1,8	2,5	0,5	17,4	16,0	92	6,2	6,6	12,0	1,6	0,3	2,0	1,5	0,0	23,2
Calciacuol típico	3,20	1,86	0,19	9,8	18,9	51,7	29,0	26,5	2,6	0,0	0,0	0,0	22,2	20,3	92	7,0	7,3	14,8	2,6	0,7	2,5	1,6	0,4	24,5
Calciustol petrocálcico	3,37	1,97	0,21	11,9	23,6	53,3	21,4	8,4	3,9	2,8	4,0	2,2	16,4	-	100	7,3	7,7	-	-	0,4	1,5	-	3,2	23,5
Calciustol típico	2,60	1,50	0,16	9,2	23,7	39,4	35,6	8,0	9,9	6,9	6,3	4,6	19,7	-	100	7,6	7,9	-	-	0,3	1,1	-	4,5	20,6
Duracuol típico	3,19	1,86	0,18	10,2	30,5	52,5	17,0	8,1	8,3	0,5	0,2	0,1	20,6	18,3	90	6,0	6,2	13,8	2,2	0,6	1,8	2,3	0,0	28,3
Gipsiorthid petrogípsico	0,48	0,28	0,05	0,6	10,5	32,5	55,9	25,9	18,8	8,7	2,0	0,5	9,6	9,3	99	7,6	8,3	7,0	1,3	0,6	0,9	-	1,8	13,1
Haplacuol típico	2,61	1,51	0,18	8,8	22,5	42,8	32,3	28,7	3,7	0,0	0,0	0,0	25,2	28,1	100	7,6	7,9	24,6	1,3	1,3	0,9	-	0,0	27,1
Haplustol ácuico	3,01	1,76	0,17	10,3	20,4	63,9	12,4	10,7	1,5	0,1	0,2	0,0	20,8	18,7	90	6,2	6,3	13,6	1,9	0,2	2,9	2,1	0,0	18,1
Haplustol éntico	2,28	1,33	0,13	10,4	15,2	46,9	38,9	25,8	8,4	1,9	2,0	0,8	15,2	14,4	90	6,1	6,5	11,0	0,9	0,3	2,0	1,3	0,0	18,7
Haplustol fluvéntico	2,22	1,28	0,13	10,1	12,3	57,5	30,3	18,8	11,2	0,1	0,2	0,0	14,3	10,8	87	6,1	6,1	9,0	2,5	0,6	1,3	1,4	0,0	20,1
Haplustol lítico	3,90	2,25	0,19	11,8	11,4	23,3	63,0	16,2	27,0	10,8	6,7	2,4	14,6	13,7	94	6,7	6,9	12,0	0,8	0,4	0,5	1,5	0,0	15,3
Haplustol salortídico	2,60	1,51	0,16	9,6	22,4	60,7	18,2	11,8	5,9	0,3	0,2	0,0	22,0	-	-	8,0	8,1	-	-	1,4	2,9	-	0,7	28,7
Haplustol típico	2,63	1,58	0,15	9,3	21,8	57,0	21,6	11,8	5,8	1,5	1,9	0,6	18,2	16,8	91	6,1	6,4	12,8	1,5	0,3	2,3	1,6	0,0	24,6
Haplustol torriorthéntico	2,10	1,50	0,16	9,4	27,1	55,5	17,8	6,5	4,6	1,4	4,0	1,3	21,0	21,1	100	7,3	7,7	19,1	0,4	0,3	1,3	-	0,0	29,0
Haplustol udorthéntico	2,43	1,41	0,16	11,2	14,1	37,5	49,5	33,9	16,3	1,2	0,5	0,0	14,7	11,3	87	5,9	6,6	9,0	1,7	0,3	1,6	1,5	0,5	18,7

MO = materia orgánica (%), CO = carbono orgánico (%), NT = nitrógeno total (%), C/N = relación carbono/nitrógeno, ARC = arcilla (%), LIM = limo (%), ARE = arena total o sumatoria de las cinco clases de arena (%), AreMF: arena muy fina (%), AreF: arena fina (%), AreM: arena media (%), AreG: arena gruesa (%), AreMG: arena muy gruesa (%), CIC = capacidad de intercambio catiónico (meq 100g⁻¹), S = suma de bases intercambiables (meq 100g⁻¹), V = saturación con bases (%), pHp: pH en pasta (1:1), pHa: pH en agua (1:2,5), Ca: calcio intercambiable (meq 100g⁻¹), Mg: magnesio intercambiable (meq 100g⁻¹), Na: sodio intercambiable (meq 100g⁻¹), K: potasio intercambiable (meq 100g⁻¹), H: hidrógeno intercambiable (meq 100g⁻¹), CaCO₃: calcáreo (%), EH: equivalente de humedad (%)

Tabla 2.3. Atributos de suelo por Subgrupo. Valores promedios de las series que comparten clasificación taxonómica (*continuación*).

Subgrupo	MO	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	AreMF	AreF	AreM	AreG	AreMG	CIC	S	V	pHp	pHa	Ca	Mg	Na	K	H	CaCO ₃	EH
Natrualf típico	2,44	1,41	0,14	10,3	17,9	61,7	20,4	16,8	3,2	0,2	0,1	0,0	16,6	15,3	93	6,9	7,4	8,6	2,1	2,4	2,3	2,1	0,1	24,7
Natracuol típico	2,90	1,69	0,18	9,4	23,4	46,5	25,6	20,9	7,2	0,6	0,9	0,3	19,1	18,0	94	7,0	7,3	11,7	2,5	1,6	2,2	2,0	0,3	27,2
Natralbol típico	2,60	1,51	0,16	9,6	17,8	53,9	28,1	21,8	5,8	0,3	0,3	0,0	15,4	12,4	80	5,5	5,8	7,7	2,1	0,4	2,2	4,1	0,0	21,5
Natrargid típico	2,93	1,7	0,2	7,7	25,3	60,2	7,9	4,3	2,5	0,5	0,6	0,0	17,8	-	-	7,1	7,6	-	-	-	-	-	0,0	41,2
Natrustol típico	2,45	1,41	0,13	10,7	20,0	57,9	21,5	12,4	5,2	1,8	1,7	0,3	16,6	14,4	87	5,7	6,3	9,1	2,7	0,4	1,9	2,4	0,7	21,9
Salorthid típico	0,69	0,4	0,1	8,0	6,6	35,7	56,7	15,4	18,9	7,6	12,1	2,7	15,3	-	-	7,1	8,0	-	-	-	-	-	0,3	12,8
Torriorthent ústico	1,38	0,8	0,1	11,4	5,7	27,6	64,9	14,8	11,2	8,3	20,8	9,8	8,4	8,4	100	7,1	7,6	6,3	1,0	0,3	0,8	-	0,0	9,6
Ustipsamment típico	0,95	0,5	0,2	6,3	5,5	15,7	76,6	19,1	35,8	10,5	9,8	1,4	6,3	5,3	85	5,8	6,1	3,7	0,8	0,2	0,9	1,1	0,0	8,1
Ustorthent lítico	3,70	2,15	0,31	11,0	7,6	24,1	66,6	10,2	18,4	13,6	14,6	9,7	15,2	14,4	95	6,2	6,9	12,1	1,0	0,3	1,0	1,0	0,0	19,9
Ustorthent típico	0,88	0,51	0,07	7,0	7,2	28,0	60,9	24,7	17,7	7,9	9,4	4,9	9,5	8,4	88	6,0	6,2	6,3	0,8	0,2	1,1	1,0	0,0	14,3

MO = materia orgánica (%), CO = carbono orgánico (%), NT = nitrógeno total (%), C/N = relación carbono/nitrógeno, ARC = arcilla (%), LIM = limo (%), ARE = arena total o sumatoria de las cinco clases de arena (%), AreMF: arena muy fina (%), AreF: arena fina (%), AreM: arena media (%), AreG: arena gruesa (%), AreMG: arena muy gruesa (%), CIC = capacidad de intercambio catiónico (meq 100g⁻¹), S = suma de bases intercambiables (meq 100g⁻¹), V = saturación con bases (%), pHp: pH en pasta (1:1), pHa: pH en agua (1:2,5), Ca: calcio intercambiable (meq 100g⁻¹), Mg: magnesio intercambiable (meq 100g⁻¹), Na: sodio intercambiable (meq 100g⁻¹), K: potasio intercambiable (meq 100g⁻¹), H: hidrógeno intercambiable (meq 100g⁻¹), CaCO₃: calcáreo (%), EH: equivalente de humedad (%)

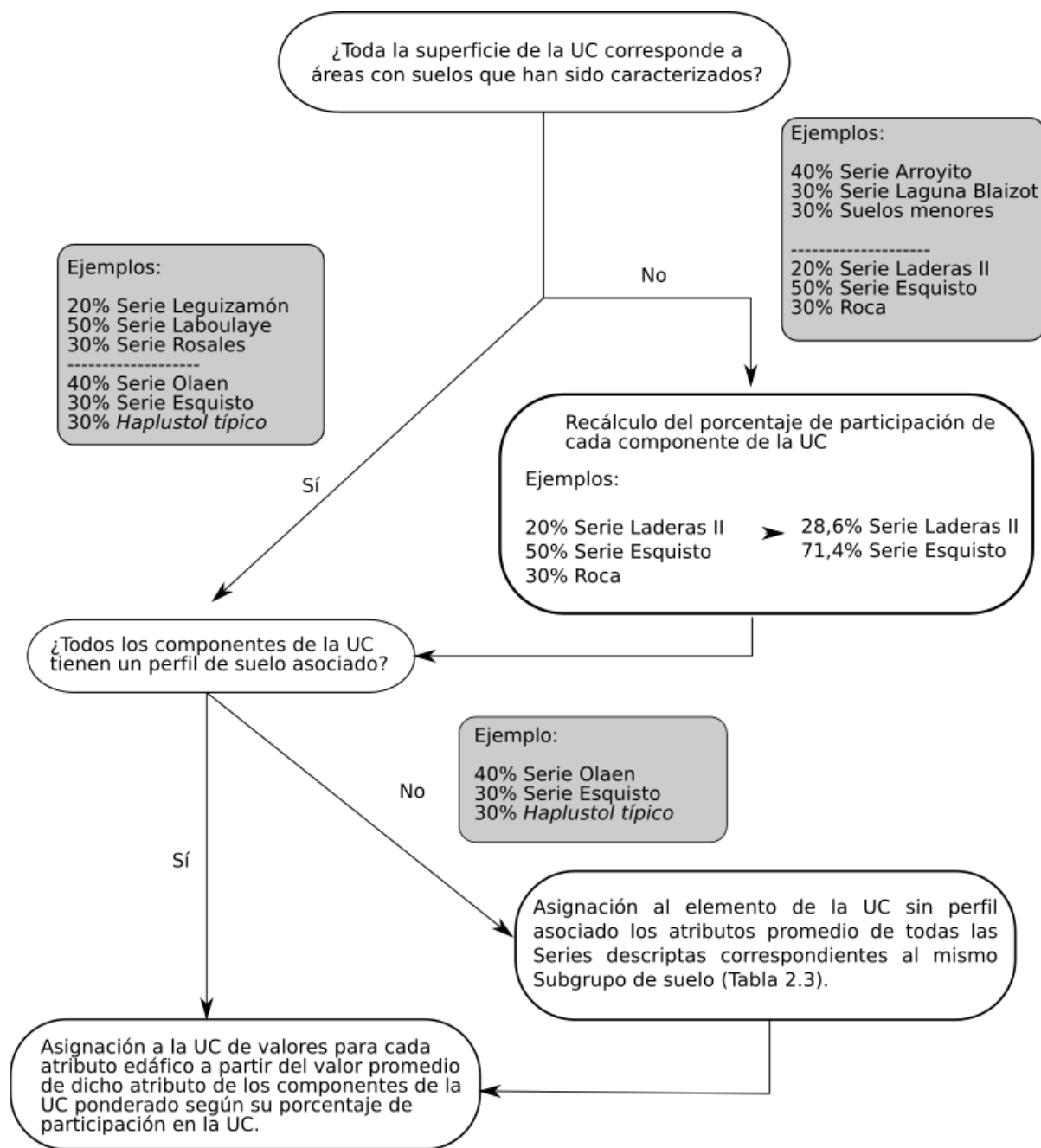


Figura 2.9. Diagrama de flujo utilizado para la asignación de atributos edáficos a cada unidad cartográfica (UC)

Tabla 2.4. Ejemplo de cálculo de atributos para las UC a escala 1:500.000 en donde todos los componentes tienen un perfil modal asociado.

%	Perfil Modal	Taxonomía	MOS	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	CIC	S	V	pHp	pHa	Ca	Mg	Na	K	H	CaCO ₃	EH
20	Leguizamón	Haplustol údico	2,89	1,68	0,17	10,0	14,8	34,0	50,5	14,8	12,2	82	5,0	5,6	12,2	1,9	0,3	2,8	2,7	0,0	19,0
50	Laboulaye	Haplustol udorthéntico	1,81	1,05	0,09	11,6	13,9	28,8	58,3	12,6	10,2	81	5,8	6,0	7,5	0,8	0,3	1,6	2,3	0,0	14,8
30	Rosales	Natralbol típico	2,41	1,40	0,17	8,2	11,7	30,7	55,7	11,3	8,0	70	5,7	5,8	5,7	1,2	0,2	0,9	3,1	0,0	18,5
MNur-7			2,21	1,28	0,13	10,26	13,4	30,4	56,0	12,7	9,9	78	5,6	5,9	7,9	1,1	0,3	1,6	2,6	0,0	16,8

Tabla 2.5. Ejemplo de cálculo de atributos para las UC a escala 1:500.000 en donde al menos un componente es un suelo sin un perfil modal asociado.

%	%P	Perfil Modal	Taxonomía	MOS	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	CIC	S	V	pHp	pHa	Ca	Mg	Na	K	H	CaCO ₃	EH
40	40	Olaen	Argiustol típico	2,80	1,60	0,14	11,4	31,1	63,2	6,2	20,4	20,2	99,0	6,4	7,4	16,2	2,4	0,4	1,2	0,2	0,0	21,1
30	30	Esquisto	Ustorthent paralítico	4,10	2,40	0,22	10,9	12,1	22,0	64,4	13,8	12,3	89,0	5,5	6,0	9,6	1,1	0,2	1,4	1,5	0,0	16,2
30	30		Haplustol típico	2,63	1,58	0,15	9,3	21,8	57,0	21,6	18,2	16,8	91,3	6,1	6,4	12,8	1,5	0,3	2,3	1,6	0,0	24,6
MKtc-19			3,14	1,84	0,17	10,6	22,6	49,0	28,3	17,8	16,8	93,7	6,0	6,7	13,2	1,7	0,3	1,6	1,0	0,0	20,7	

Tabla 2.6. Ejemplo de cálculo de atributos para las UC a escala 1:500.000 en donde al menos un componente no fue caracterizado. En estos casos se recurrió al recálculo del porcentaje de participación de cada componente.

%	%P	Perfil Modal	Taxonomía	MOS	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	CIC	S	V	pHp	pHa	Ca	Mg	Na	K	H	CaCO ₃	EH
20	28,6	Laderas II	Haplustol éntico paralítico	4,70	2,70	0,22	12,3	13,3	25,0	59,1	15,4	15,1	98,0	6,7	7,0	12,6	1,3	0,6	0,6	-	0,0	17,1
50	71,4	Esquisto	Ustorthent paralítico	4,10	2,40	0,22	10,9	12,1	22,0	64,4	13,8	12,3	89,0	5,5	6,0	9,6	1,1	0,2	1,4	1,5	0,0	16,2
30		Roca		-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
EPli-11			4,27	2,49	0,22	11,3	12,4	22,9	62,9	14,3	13,1	91,6	5,8	6,3	10,5	1,2	0,3	1,2	1,5	0,0	16,5	

%: Porcentaje de participación de cada componente dentro de la UC, %P: Porcentaje ponderado de participación de cada componente dentro de la UC, MOS: materia orgánica (%), CO: carbono orgánico (%), NT: nitrógeno total (%), C/N: relación carbono/nitrógeno, ARC: arcilla (%), LIM: limo (%), ARE: arena (%), CIC: capacidad de intercambio catiónico (meq/100g), S: suma de bases (meq/100g), V: saturación con bases (%), pHp: pH en pasta, pHa: pH en agua (relación suelo agua 1:2,5), Ca: Ca⁺² intercambiable (meq/100g), Mg: Mg⁺² intercambiable (meq/100g), Na: Na⁺ intercambiable (meq/100g), K: K⁺ intercambiable (meq/100g), H: H⁺ intercambiable (meq/100g), CaCO₃: calcáreo (%), EH: equivalente de humedad (%).

Las UC son identificadas mediante un código que abrevia el Subgrupo del suelo dominante de la unidad. Luego del código, y separado por un guion, se agrega un número para diferenciar entre unidades con el mismo Subgrupo dominante. La primera letra del código corresponde al Orden de suelo, con la segunda letra se conforma el Gran Grupo y las últimas dos indican Subgrupos. Las dos primeras letras llevan mayúsculas y las últimas dos llevan minúsculas. Por ejemplo una UC con código MNtc nos dice que en esa unidad predominan los Haplustoles típicos, “M” corresponde a Molisol, “MN” a Haplustol y “tc” a típico. El significado de los códigos correspondientes a las UC a escala 1:500.000 se listan en el Anexo 2.4 La integración de los datos de las cartas y el mapa de suelos dio lugar a la Tabla 2.7, la cual presenta las UC a escala 1:500.000 con los valores numéricos calculados para cada atributo edáfico.

De puntos a áreas. Posibilitando la generación de mapas de valores continuos

La base de datos generada se integró en un SIG utilizando el programa de código abierto Quantum GIS (QGIS Development Team, 2013) utilizando como mapa de suelos base el provisto por GeoINTA (2012). El resultado de esta integración fue un mapa digital de suelos para toda la provincia de Córdoba con información cuantitativa sobre atributos edáficos y no tan solo cualitativa como era en un principio. A partir de esta capa de información se calcularon los centroides de los polígonos que representan cada UC (Fig. 2.10) y se vincularon sus atributos de modo que a cada punto (centroide) le correspondieron los valores de cada atributo calculado para la UC y así pudiesen ser utilizados en la generación de mapas de valores continuos mediante técnicas geoestadísticas.

Se incorporó en el SIG otra capa conteniendo los puntos de muestreo (Fig. 2.6) con la información de las determinaciones analíticas realizadas. Vinculando esta capa con la generada anteriormente se obtuvo una nueva tabla de información, para cada sitio de muestreo, conteniendo los valores de los atributos de suelos provenientes de las cartas y de las determinaciones de laboratorio realizadas.

Tabla 2.7. Unidades cartográficas (escala 1:500.000) y sus atributos asociados.

ID	UC	MO	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	AMF	AF	AM	AG	AMG	CIC	S	V	pHp	pHa	Ca	Mg	Na	K	H	CaCO ₃	EH
1	AAtc-9	2,53	1,49	0,15	10,3	16,5	56,5	25,8	18,0	7,2	0,5	0,1	0,0	17,7	15,4	85	6,0	6,4	11,0	1,6	0,4	2,4	1,4	0,0	23,2
2	ACtc-1	1,57	0,91	0,12	7,6	9,6	39,6	50,8	37,1	13,5	0,1	0,1	0,0	9,7	8,2	85	5,8	6,1	4,0	1,0	1,4	1,8	1,4	0,0	19,6
3	ACtc-2	1,82	1,06	0,14	7,5	10,1	37,8	51,6	38,3	13,2	0,1	0,1	0,0	10,1	8,2	82	5,8	6,0	4,4	0,8	1,3	1,7	1,8	0,0	19,5
4	AEmo-1	3,18	1,82	0,18	10,0	13,9	50,3	26,4	18,3	7,7	0,4	0,0	0,0	14,3	1,6	9	7,0	7,4	1,3	0,1	0,1	0,2	0,3	0,0	25,9
5	AEmo-2	2,07	1,21	0,13	9,1	8,5	41,9	47,7	37,0	10,0	0,3	0,4	0,0	14,6	11,3	76	5,9	5,4	7,3	1,8	0,3	1,9	3,2	0,0	17,8
6	AEmo-3	3,01	1,75	0,17	10,1	19,3	70,7	10,4	9,2	1,3	0,0	0,0	0,0	19,5	16,1	82	5,7	6,1	10,6	2,2	0,4	2,8	3,1	0,0	27,4
7	AEmo-4	2,20	1,28	0,14	9,0	10,1	44,9	43,9	33,9	9,3	0,4	0,4	0,0	14,5	10,9	74	5,6	5,2	7,0	1,6	0,3	2,0	3,4	0,0	18,1
8	AEmo-5	2,26	1,32	0,14	9,4	7,5	35,2	56,5	31,4	19,3	3,9	1,6	0,3	14,7	12,3	85	5,8	5,5	8,4	1,3	0,3	2,2	2,3	0,0	14,8
9	AEmo-6 *	2,83	1,65	0,17	10,0	14,6	52,8	33,4	20,6	12,2	0,6	0,0	0,0	15,3	-	-	7,3	7,5	-	-	-	-	0,3	-	27,8
10	AEtc-26	4,14	2,40	0,17	14,2	21,7	71,4	6,8	5,4	1,4	0,0	0,0	0,0	21,0	20,1	95	7,1	7,5	12,4	2,9	2,8	2,1	0,6	0,0	27,4
11	AEtc-27 *	3,74	2,08	0,21	9,9	19,3	64,3	17,8	16,9	0,7	0,2	0,0	0,0	17,4	-	-	7,1	7,5	-	-	-	-	0,2	-	34,2
12	AEtc-29	1,60	0,93	0,09	10,2	7,4	20,4	71,9	43,4	26,7	1,1	0,7	0,1	9,1	7,6	85	5,5	5,7	5,2	0,6	0,3	1,5	1,4	0,0	11,3
13	AEtc-30	2,52	1,47	0,17	8,4	18,7	59,1	21,9	20,9	0,8	0,1	0,1	0,1	16,2	7,9	54	6,6	7,0	5,2	0,6	0,8	3,2	0,8	0,3	23,3
14	AEtc-35	1,49	0,86	0,10	9,0	7,7	39,5	52,3	35,3	16,0	0,5	0,5	0,0	12,2	9,7	80	6,1	5,9	5,4	2,1	0,6	1,6	2,3	0,0	14,8
15	AEtc-36	3,01	1,70	0,17	9,7	11,6	38,6	10,7	10,1	0,4	0,1	0,0	0,0	17,4	-	-	7,2	7,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,3	33,4
16	AEtc-37	2,64	1,53	0,16	9,8	24,4	71,1	4,5	3,5	0,8	0,1	0,2	0,0	17,4	15,3	87	6,2	6,4	11,3	1,4	0,3	3,6	1,8	0,0	25,2
17	AEtc-38 *	1,63	0,95	0,09	10,4	6,2	27,6	65,6	42,1	21,8	0,9	0,7	0,1	10,5	8,7	84	5,6	5,5	5,6	0,9	0,3	1,8	1,8	0,0	12,3
18	AEtc-39 *	3,56	2,00	0,20	9,9	18,1	61,4	21,7	17,8	3,6	0,3	0,0	0,0	16,9	-	-	7,1	7,5	-	-	-	-	0,2	-	31,6
19	AEtc-41	3,54	1,98	0,19	10,4	16,4	59,8	24,1	20,3	3,5	0,3	0,0	0,0	16,8	-	-	6,9	7,3	-	-	-	-	0,5	0,0	26,8
20	AEtc-43	3,30	1,87	0,19	9,9	14,0	48,0	18,9	14,6	4,0	0,3	0,0	0,0	-	-	-	7,2	7,5	-	-	-	-	0,2	0,0	30,6
21	AEtc-44 *	2,49	1,44	0,14	10,2	18,3	58,6	22,9	17,4	4,3	0,5	0,5	0,1	16,3	14,3	88	6,2	6,7	8,5	2,2	1,4	2,2	2,7	0,2	23,2
22	AEtc-45	2,67	1,55	0,15	10,1	22,8	69,4	8,1	7,3	0,8	0,0	0,0	0,0	17,7	14,1	81	6,3	6,5	9,5	1,5	0,7	2,7	2,8	0,2	24,5
23	AEtc-47 *	2,52	1,46	0,16	9,3	21,8	67,9	10,0	3,6	2,8	1,4	1,3	0,9	15,8	10,2	89	6,8	7,0	6,8	1,2	0,7	1,8	1,1	0,9	16,0
24	AEtc-48	2,65	1,54	0,15	10,3	22,2	69,3	7,7	4,6	3,0	0,0	0,0	0,0	16,6	13,8	83	5,9	6,0	9,0	2,3	0,3	2,1	2,5	0,0	25,4
25	AEtc-49	2,41	1,40	0,15	9,6	23,5	71,3	5,7	4,9	0,8	0,1	0,0	0,0	16,7	14,4	85	6,0	6,2	10,0	1,6	0,3	2,6	2,0	0,0	24,5
26	AEtc-50	2,43	1,42	0,15	9,7	23,3	71,3	5,9	5,1	0,7	0,1	0,0	0,0	16,4	13,9	84	5,9	6,1	9,6	1,5	0,3	2,5	2,2	0,0	24,4
27	AEtc-51 *	3,23	1,81	0,18	10,0	16,4	55,9	29,1	20,8	8,2	0,1	0,0	0,0	15,1	7,6	81	6,8	7,1	5,6	0,8	0,3	0,9	0,7	0,0	28,6

Tabla 2.7. Unidades cartográficas (escala 1:500.000) y sus atributos asociados (*continuación*)

ID	UC	MO	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	AMF	AF	AM	AG	AMG	CIC	S	V	pHp	pHa	Ca	Mg	Na	K	H	CaCO ₃	EH
28	AETc-52 *	1,40	0,81	0,11	7,9	9,3	39,1	51,8	34,2	17,2	0,3	0,3	0,0	9,7	8,2	84	6,1	6,3	3,6	1,5	1,5	1,7	1,5	0,0	15,8
29	AETc-54	2,79	1,62	0,16	10,0	24,4	71,2	5,6	4,9	0,7	0,0	0,0	0,0	16,1	13,0	80	5,7	5,7	9,0	1,3	0,3	2,4	2,6	0,0	24,2
30	AETc-55 *	1,60	0,93	0,09	10,7	6,9	21,3	71,4	42,3	27,3	1,0	0,7	0,1	8,5	7,2	85	5,5	5,7	4,7	0,6	0,3	1,5	1,3	0,0	11,3
31	AETc-56	2,77	1,61	0,17	9,5	23,0	72,6	5,3	4,3	1,0	0,1	0,0	0,0	15,5	12,9	83	6,1	6,2	8,6	1,5	0,7	2,2	2,7	0,0	24,3
32	DDtc-13 *	1,70	0,99	0,15	6,9	14,8	39,8	42,0	11,2	16,8	5,9	6,7	1,4	13,9	6,7	100	7,1	7,7	5,0	1,2	0,3	0,1	0,1	0,1	23,4
33	DDtc-14 *	2,07	1,20	0,14	8,8	14,0	46,5	36,5	10,0	14,0	5,2	6,2	1,0	15,5	11,7	88	6,8	7,4	9,6	0,7	0,4	1,0	0,0	0,1	23,5
34	DDut-3 *	2,09	1,21	0,16	7,8	18,3	51,0	26,2	8,5	8,7	3,2	4,9	1,0	16,9	-	-	7,1	7,8	-	-	-	-	-	0,1	30,6
35	DGtc-11	2,24	1,30	0,14	9,5	9,6	37,5	51,5	11,8	23,7	8,4	6,9	0,7	12,0	10,7	90	6,4	6,8	8,7	0,8	0,4	0,8	0,1	0,0	14,7
36	DGtc-12	1,84	1,07	0,12	9,3	8,8	38,1	51,7	12,6	21,6	8,0	8,3	1,3	13,2	11,0	90	6,6	7,1	8,9	0,8	0,4	0,9	0,0	0,1	14,5
37	DGtc-6 *	2,59	1,50	0,14	10,7	10,2	43,5	44,8	10,4	20,6	7,4	6,0	0,4	13,3	11,7	88	6,3	6,6	9,6	0,7	0,4	1,0	-	0,0	16,5
38	DGut-1	2,86	1,66	0,16	10,7	14,0	47,7	37,2	9,1	16,7	6,0	5,0	0,4	15,0	11,7	88	6,5	6,8	9,6	0,7	0,3	1,4	-	0,1	19,5
39	DGut-4	1,86	1,08	0,13	8,9	8,9	35,9	53,9	12,8	23,4	8,4	8,1	1,2	12,4	10,5	91	6,6	7,0	8,5	0,8	0,4	0,8	0,1	0,1	13,9
40	DGut-5 *	2,59	1,50	0,14	10,7	10,2	43,5	44,8	10,4	20,6	7,4	6,0	0,4	13,3	11,7	88	6,3	6,6	9,6	0,7	0,4	1,0	-	0,0	16,5
41	DGut-6 *	2,59	1,50	0,14	10,7	10,2	43,5	44,8	10,4	20,6	7,4	6,0	0,4	13,3	11,7	88	6,3	6,6	9,6	0,7	0,4	1,0	-	0,0	16,5
42	DGut-7 *	2,28	1,32	0,14	9,6	9,7	38,2	50,7	11,7	23,3	8,3	6,8	0,7	12,1	10,8	90	6,4	6,7	8,8	0,8	0,4	0,8	0,1	0,0	14,9
43	DGut-8	2,44	1,50	0,15	10,3	15,3	47,1	36,7	9,2	15,8	5,6	5,4	0,7	15,6	14,5	92	6,6	6,9	12,5	0,6	0,4	1,1	-	0,0	20,3
44	DIpi-1 *	0,56	0,33	0,05	3,5	8,9	33,8	56,2	21,7	18,8	8,3	6,0	1,4	11,9	9,3	99	7,4	8,2	7,0	1,3	0,6	0,9	-	1,2	13,0
45	DKtc-2	1,03	0,60	0,07	7,1	8,1	36,6	54,2	16,5	19,2	7,8	8,9	1,8	13,8	7,0	62	7,0	7,8	5,5	0,7	0,3	0,6	-	0,5	13,6
46	DKtc-3 *	1,01	0,58	0,07	6,3	8,5	36,3	54,1	17,6	19,2	7,9	7,9	1,6	13,2	10,3	95	7,1	7,8	8,0	1,1	0,5	0,9	-	0,7	13,6
47	DKtc-4	1,72	1,00	0,12	8,6	12,2	43,8	41,5	11,4	15,2	5,8	7,7	1,5	15,4	11,7	88	6,9	7,6	9,6	0,7	0,4	0,1	-	0,2	20,8
48	DKtc-5 *	0,58	0,34	0,05	8,0	8,6	34,1	56,3	20,7	18,9	8,2	7,1	1,6	12,5	9,3	99	7,4	8,2	7,0	1,3	0,6	0,9	-	1,1	13,0
49	DKtc-6 *	1,97	1,14	0,13	8,5	17,2	51,2	30,1	11,3	9,9	3,1	4,8	1,0	18,4	-	-	7,4	7,9	-	-	1,4	2,9	-	0,4	25,9
50	ECTc-3 *	1,20	0,70	0,08	8,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	7,1	7,6	-	-	-	-	-	1,1	32,2
51	ECTc-4	2,34	1,33	0,14	9,5	5,5	18,4	5,1	4,8	0,2	0,1	0,0	0,0	17,4	-	-	7,2	7,6	-	-	-	-	0,2	0,5	32,7
52	EJmo-5	3,10	1,80	0,18	10,5	11,0	36,3	54,2	17,6	20,8	6,6	7,1	2,2	15,7	14,1	84	5,5	6,1	10,7	1,5	0,3	1,7	1,9	0,0	17,8
53	ENtc-25	2,07	1,20	0,15	8,3	10,1	37,1	51,9	12,4	23,1	7,3	8,1	1,1	12,6	11,0	93	6,8	7,2	8,3	1,6	0,5	0,7	0,2	0,1	13,4
54	ENtc-6 *	2,20	1,36	0,20	7,0	16,3	38,7	45,0	11,0	20,8	5,4	6,9	1,0	13,7	13,5	99	7,2	7,4	10,6	1,8	0,4	0,7	0,2	0,0	16,1

Tabla 2.7. Unidades cartográficas (escala 1:500.000) y sus atributos asociados (*continuación*)

ID	UC	MO	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	AMF	AF	AM	AG	AMG	CIC	S	V	pHp	pHa	Ca	Mg	Na	K	H	CaCO ₃	EH
55	ENus-4 *	1,70	0,99	0,09	11,3	8,6	32,2	57,7	13,4	9,9	7,3	18,4	8,7	10,1	8,4	88	7,1	7,6	6,3	1,0	0,3	1,1	-	0,1	12,3
56	ENus-5	2,00	1,16	0,14	9,1	13,1	34,4	51,6	12,3	15,6	7,1	11,8	4,7	11,9	7,7	100	7,1	7,6	5,7	1,1	0,2	1,2	0,1	0,1	15,5
57	EOli-1	5,30	3,08	0,24	12,8	14,8	24,1	59,8	5,4	13,3	14,3	16,0	10,9	13,4	10,8	80	5,1	5,4	8,7	1,6	0,2	0,3	2,7	0,1	18,7
58	EOli-2 *	1,73	1,01	0,19	7,3	6,9	16,9	74,0	17,7	31,9	9,4	11,4	3,6	8,5	7,6	88	6,1	6,5	5,7	1,2	0,3	0,7	1,0	0,0	10,2
59	EPLi-10	4,01	2,35	0,22	10,6	12,6	22,3	63,6	12,7	32,4	12,7	4,5	1,4	14,3	12,3	90	5,8	6,2	9,6	1,1	0,2	1,3	1,5	0,2	16,2
60	EPLi-11	4,27	2,49	0,22	11,3	12,4	22,9	62,9	15,3	31,9	11,3	3,4	1,0	14,3	13,1	92	5,8	6,3	10,5	1,2	0,3	1,2	1,1	0,0	16,5
61	EPLi-12 *	3,36	1,96	0,19	10,0	11,0	23,4	63,6	15,5	30,2	11,5	5,2	2,0	12,8	11,4	89	5,6	6,0	8,8	1,0	0,2	1,3	1,4	0,0	15,8
62	EPLi-13	4,38	2,55	0,23	11,1	10,6	23,8	64,3	13,2	31,1	11,0	6,4	2,6	14,5	12,7	88	5,6	6,1	10,2	1,2	0,3	1,0	1,7	0,0	16,5
63	EPLi-14	4,19	2,45	0,24	10,3	13,9	31,5	53,7	10,4	26,5	10,0	5,1	1,6	16,3	12,3	89	6,0	6,5	9,6	1,1	0,2	1,3	1,5	0,3	19,1
64	EPLi-15 *	2,69	1,56	0,15	9,4	10,3	28,3	59,1	19,0	24,5	9,0	5,6	2,5	12,3	10,9	89	5,9	6,2	8,5	1,2	0,3	1,2	1,2	0,0	15,9
65	EPLi-16 *	3,75	2,19	0,20	10,9	14,2	30,5	54,1	12,5	27,8	9,9	3,1	0,9	14,6	13,0	90	5,7	6,2	10,3	1,4	0,3	1,4	1,3	0,0	17,2
66	EPLi-17	4,21	2,46	0,23	10,9	11,0	22,9	65,0	12,0	33,0	12,1	5,8	2,2	14,1	12,2	87	5,4	6,0	9,6	1,1	0,2	1,3	1,8	0,0	16,3
67	EPLi-18	4,10	2,40	0,22	10,9	12,1	22,0	64,4	12,8	34,0	12,6	3,9	1,1	13,8	12,3	89	5,5	6,0	9,6	1,1	0,2	1,4	1,5	0,0	16,2
68	EPLi-19 *	3,88	2,25	0,20	11,2	12,5	30,9	55,1	17,0	26,5	8,3	2,5	0,7	14,4	12,9	92	6,0	6,3	10,5	1,5	0,4	1,1	1,5	0,0	17,4
69	EPLi-2 *	3,79	2,21	0,22	10,4	11,4	21,4	65,6	13,4	34,2	12,4	4,5	1,1	13,1	11,6	89	5,5	6,0	9,0	1,1	0,2	1,4	1,5	0,0	15,4
70	EPLi-20	4,08	2,39	0,22	10,8	14,5	28,1	56,2	11,5	29,3	10,8	3,5	1,0	15,0	12,3	89	5,7	6,2	9,6	1,1	0,2	1,6	1,5	0,1	18,4
71	EPLi-21 *	3,60	2,09	0,21	9,4	15,6	40,3	41,2	12,3	16,4	6,5	4,8	2,3	15,8	12,1	86	6,0	6,3	10,1	1,0	0,2	1,4	2,1	0,1	21,6
72	EPLi-22	3,61	2,11	0,19	10,9	8,0	17,4	48,9	8,8	24,5	9,0	4,8	1,9	12,1	9,8	76	5,3	5,8	7,7	0,9	0,2	1,0	2,3	0,0	12,3
73	EPLi-23 *	3,42	2,00	0,20	11,2	14,7	32,4	52,3	19,1	23,1	7,2	2,8	0,9	14,5	11,9	90	5,9	6,5	9,4	1,3	0,3	1,5	1,5	0,7	18,3
74	EPLi-3	4,10	2,40	0,22	10,9	12,1	22,0	64,4	12,8	34,0	12,6	3,9	1,1	13,8	12,3	89	5,5	6,0	9,6	1,1	0,2	1,4	1,5	0,0	16,2
75	EPLi-4 *	3,87	2,26	0,21	10,8	12,1	26,4	60,1	13,6	31,2	11,0	3,4	1,0	13,9	12,1	89	5,6	6,0	9,5	1,3	0,2	1,4	1,5	0,0	16,7
76	EPLi-5	4,12	2,40	0,24	10,2	14,5	32,6	52,2	10,2	25,2	9,6	5,4	1,9	16,6	12,3	89	6,1	6,6	9,6	1,1	0,2	1,3	1,5	0,4	19,7
77	EPLi-6 *	3,40	1,99	0,18	11,2	10,8	23,6	64,1	13,9	29,6	10,8	7,0	2,9	12,4	10,8	87	5,8	6,2	8,4	1,2	0,3	1,2	1,3	0,0	14,7
78	EPLi-7	4,37	2,56	0,24	10,9	14,9	28,2	54,5	9,0	23,3	11,3	7,4	3,5	14,1	12,5	89	5,7	6,1	10,4	1,1	0,3	0,9	1,6	0,1	19,0
79	EPLi-8 *	2,99	1,74	0,16	11,1	10,6	29,7	58,4	15,0	25,2	8,4	6,8	2,9	12,3	10,4	84	6,0	6,3	8,2	1,4	0,3	1,2	1,3	0,0	15,2
80	EPLi-9	4,10	2,40	0,22	10,9	12,1	22,0	64,4	12,8	34,0	12,6	3,9	1,1	13,8	12,3	89	5,5	6,0	9,6	1,1	0,2	1,4	1,5	0,0	16,2
81	EPTc-1	0,97	0,56	0,08	7,1	8,4	16,2	76,5	42,6	25,7	3,4	4,8	0,0	7,3	6,2	85	5,9	6,0	3,8	0,6	0,1	1,7	0,0	0,0	14,4

Tabla 2.7. Unidades cartográficas (escala 1:500.000) y sus atributos asociados (*continuación*)

ID	UC	MO	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	AMF	AF	AM	AG	AMG	CIC	S	V	pHp	pHa	Ca	Mg	Na	K	H	CaCO ₃	EH
82	EPtc-10	1,25	0,72	0,09	7,7	8,7	16,6	75,3	44,7	25,2	2,5	2,9	0,0	8,9	7,5	84	5,6	5,8	5,2	0,5	0,1	1,7	1,8	0,0	13,0
83	EPtc-13	1,44	0,84	0,11	7,7	9,2	19,4	71,5	43,4	23,5	2,1	2,6	0,0	9,2	7,4	82	5,7	5,8	5,1	0,7	0,2	1,5	2,3	0,0	14,3
84	EPtc-14	1,35	0,78	0,10	8,0	9,0	18,8	72,7	41,1	25,8	2,7	3,0	0,0	9,0	7,8	85	5,8	6,0	5,1	0,6	0,2	1,9	1,5	0,0	13,4
85	EPtc-4 *	2,03	1,17	0,12	8,6	9,0	27,1	60,4	23,7	20,5	7,9	7,2	3,6	11,2	10,4	91	6,2	6,4	8,2	1,0	0,3	1,0	-	0,0	15,1
86	EPtc-5	1,16	0,67	0,09	7,5	8,6	16,5	75,7	44,0	25,4	2,8	3,5	0,0	8,4	7,1	84	5,7	5,9	4,7	0,5	0,1	1,7	1,8	0,0	13,5
87	ETtc-12	0,86	0,50	0,16	4,5	7,2	13,3	78,4	17,5	36,1	12,3	10,4	2,1	6,6	6,7	100	7,0	7,4	5,0	1,2	0,3	0,1	0,1	0,0	7,4
88	ETus-6	1,25	0,73	0,13	6,9	7,8	26,5	64,6	15,2	27,9	9,9	9,7	1,8	10,5	8,4	96	6,9	7,4	6,5	1,0	0,3	0,4	0,1	0,1	11,0
89	EVtc-10	1,44	0,85	0,10	8,2	8,0	16,7	75,8	53,7	21,3	0,5	0,3	0,0	9,9	8,0	81	5,5	5,7	5,5	0,6	0,2	1,7	1,9	0,0	9,9
90	EVtc-11	1,37	0,81	0,10	8,1	7,5	16,5	76,8	56,9	19,6	0,1	0,2	0,0	9,4	7,5	80	5,6	5,7	4,8	0,7	0,2	1,8	1,9	0,0	9,2
91	EVtc-13	1,37	0,81	0,10	8,1	7,5	16,5	76,8	56,9	19,6	0,1	0,2	0,0	9,4	7,5	80	5,6	5,7	4,8	0,7	0,2	1,8	1,9	0,0	9,2
92	EVtc-14	1,48	0,87	0,11	8,3	8,3	16,9	75,3	52,1	22,1	0,8	0,4	0,0	10,2	8,3	82	5,5	5,7	5,9	0,6	0,2	1,7	1,9	0,0	10,3
93	EVtc-15	1,49	0,88	0,10	8,9	7,7	21,2	71,2	47,8	21,4	0,9	1,1	0,0	9,3	7,5	81	5,6	5,7	4,8	0,6	0,2	1,9	1,8	0,0	10,8
94	EVtc-4	1,37	0,81	0,10	8,1	7,5	16,5	76,8	56,9	19,6	0,1	0,2	0,0	9,4	7,5	80	5,6	5,7	4,8	0,7	0,2	1,8	1,9	0,0	9,2
95	EVtc-6	1,45	0,85	0,10	8,4	7,8	20,2	72,3	50,7	19,9	0,7	1,0	0,0	9,5	7,6	80	5,6	5,7	4,8	0,6	0,2	1,9	1,9	0,0	10,4
96	EVtc-8	1,37	0,81	0,10	8,1	7,5	16,5	76,8	56,9	19,6	0,1	0,2	0,0	9,4	7,5	80	5,6	5,7	4,8	0,7	0,2	1,8	1,9	0,0	9,2
97	MAtc-3	2,92	1,70	0,16	10,4	24,6	68,6	7,7	7,3	0,4	0,0	0,0	0,0	20,4	18,6	92	6,2	6,7	10,0	4,8	1,4	2,4	3,9	0,0	27,4
98	MBtc-10	2,06	1,19	0,14	8,5	11,0	28,5	59,8	34,2	23,5	1,1	0,9	0,1	11,2	9,2	80	5,8	6,0	6,2	1,0	0,3	1,6	2,0	0,0	15,9
99	MBtc-11	2,06	1,20	0,14	8,8	11,0	30,9	57,2	34,6	20,8	0,9	0,8	0,0	10,7	8,5	78	6,0	6,1	5,4	1,3	0,3	1,5	2,2	0,0	16,3
100	MBtc-12	2,29	1,33	0,17	7,8	13,3	41,7	43,7	35,9	7,6	0,2	0,1	0,0	12,2	9,9	80	5,8	6,0	6,6	1,1	0,4	1,8	2,1	0,0	18,8
101	MBtc-13 *	2,51	1,45	0,14	10,1	18,5	57,4	23,8	17,5	4,8	0,7	0,7	0,1	16,1	13,9	86	6,0	6,4	8,4	2,2	1,0	2,2	3,0	0,2	22,6
102	MBtc-14 *	2,96	1,72	0,18	9,3	18,4	49,4	29,9	21,7	8,0	0,1	0,1	0,0	17,8	14,3	78	5,7	5,9	9,5	2,4	0,2	2,2	3,6	0,0	21,2
103	MBtc-15	3,22	1,88	0,17	11,6	21,8	63,4	14,7	14,2	0,5	0,0	0,0	0,0	19,7	17,6	89	5,9	6,4	11,1	3,6	0,3	2,6	4,7	0,0	26,6
104	MBtc-16 *	2,71	1,59	0,15	10,4	16,8	44,8	36,7	32,3	4,9	0,1	0,2	0,1	16,6	14,3	85	6,0	6,5	9,1	2,2	0,6	2,5	4,3	0,1	21,2
105	MBtc-17	2,95	1,72	0,17	10,1	22,8	71,5	7,6	6,4	0,9	0,1	0,1	0,0	17,1	14,0	81	5,5	5,6	9,3	1,4	0,2	3,0	2,8	0,0	25,5
106	MBtc-18	2,14	1,25	0,13	7,9	19,6	54,3	7,3	6,7	0,6	0,0	0,0	0,0	13,6	11,3	66	4,4	4,5	6,4	1,8	0,9	2,1	2,5	0,0	19,7
107	MBtc-20 *	2,58	1,50	0,17	8,8	15,7	40,6	41,3	33,7	7,6	0,0	0,0	0,0	17,3	16,3	89	6,7	7,0	12,6	1,7	0,6	1,5	2,3	0,1	22,1
108	MBtc-21	3,12	1,82	0,17	10,7	25,1	68,3	8,1	7,4	0,7	0,0	0,0	0,0	19,5	16,2	83	5,7	6,0	9,3	3,1	1,2	2,7	3,4	0,0	25,9

Tabla 2.7. Unidades cartográficas (escala 1:500.000) y sus atributos asociados (*continuación*)

ID	UC	MO	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	AMF	AF	AM	AG	AMG	CIC	S	V	pHp	pHa	Ca	Mg	Na	K	H	CaCO ₃	EH
109	MBtc-6	2,67	1,56	0,15	10,4	17,5	54,3	28,0	27,3	0,7	0,0	0,0	0,0	17,5	10,3	59	6,2	7,2	6,2	2,0	1,1	2,7	5,1	0,2	24,3
110	MBtc-7 *	2,97	1,74	0,16	10,8	19,9	63,4	16,7	16,1	0,6	0,0	0,0	0,0	18,0	15,4	86	5,6	6,5	9,2	3,2	0,3	2,8	7,2	0,0	25,2
111	MBtc-8	2,01	1,16	0,14	8,7	10,9	31,7	56,5	35,0	20,2	0,7	0,6	0,0	10,7	8,3	77	5,9	6,1	5,2	1,5	0,4	1,3	2,3	0,0	16,4
112	MBtc-9	2,80	1,63	0,17	9,6	25,3	69,4	7,1	6,2	0,9	0,0	0,0	0,0	17,4	14,6	83	5,6	5,6	10,0	1,7	0,2	2,7	2,4	0,0	24,8
113	MEta-1	3,18	1,85	0,17	11,0	23,3	56,0	21,0	16,6	4,4	0,1	0,0	0,0	17,8	14,4	81	5,6	6,1	8,1	2,5	1,1	2,7	4,9	0,0	23,6
114	MEtc-1	2,78	1,59	0,15	10,3	20,0	58,2	22,3	13,0	8,4	0,6	0,2	0,0	19,0	17,4	97	7,3	7,5	14,1	1,2	1,0	1,9	0,5	0,2	26,6
115	MGtc-12	3,09	1,76	0,17	10,1	19,3	64,3	17,8	16,9	0,7	0,2	0,0	0,0	17,4	-	-	7,3	7,6	-	-	-	-	0,2	0,0	32,9
116	MGtc-22	1,75	1,01	0,12	8,9	10,2	33,4	54,4	45,1	9,1	0,2	0,1	0,0	11,4	10,6	95	6,7	6,9	6,4	2,1	0,4	1,8	1,2	0,0	12,3
117	MIac-5	3,43	1,99	0,20	9,8	31,4	67,7	1,2	0,9	0,3	0,0	0,0	0,0	17,8	13,9	77	4,9	5,2	8,7	1,6	0,3	3,4	3,8	0,0	34,0
118	MItc-1	3,26	1,90	0,18	10,0	25,1	68,9	6,0	5,4	0,6	0,0	0,0	0,0	19,3	17,5	91	6,0	6,4	10,4	4,3	0,2	2,6	6,9	0,0	28,1
119	MItc-42	3,30	1,92	0,20	9,7	30,5	68,4	1,4	1,1	0,3	0,0	0,0	0,0	17,8	14,3	79	4,9	5,2	8,9	1,8	0,4	3,2	3,5	0,0	33,6
120	MItc-45	3,22	1,88	0,18	10,1	24,4	68,2	7,4	6,8	0,6	0,0	0,0	0,0	19,1	17,2	90	6,0	6,4	10,2	4,2	0,2	2,6	6,9	0,0	27,7
121	MItc-46	3,30	1,92	0,18	10,1	25,2	68,9	6,1	5,6	0,5	0,0	0,0	0,0	19,8	17,9	91	6,0	6,4	10,7	4,4	0,2	2,6	6,3	0,0	28,2
122	MItc-49	1,04	0,60	0,06	5,0	8,4	27,9	13,7	10,2	3,4	0,1	0,1	0,0	17,2	6,6	43	3,0	3,4	3,2	1,6	0,7	1,1	2,2	0,0	10,7
123	MItc-5	3,34	1,95	0,16	12,9	22,7	59,7	15,7	15,1	0,6	0,0	0,0	0,0	19,7	18,7	95	6,2	6,5	12,7	3,3	0,2	2,5	3,0	0,0	27,6
124	MItc-50	3,47	2,02	0,21	9,8	29,1	69,3	1,6	1,2	0,4	0,0	0,0	0,0	17,7	14,1	79	5,0	5,3	9,0	1,9	0,4	2,9	3,5	0,0	31,8
125	MItc-51 *	3,11	1,81	0,16	11,9	17,5	43,5	31,5	25,8	5,6	0,0	0,0	0,0	16,2	14,2	86	6,1	6,3	9,4	2,5	0,4	1,9	2,6	0,0	23,1
126	MItc-6	3,40	1,98	0,20	9,7	33,3	65,1	1,2	0,9	0,3	0,0	0,0	0,0	19,8	16,5	83	5,1	5,4	10,4	2,1	0,2	3,8	3,3	0,0	33,3
127	MJag-5	2,90	1,68	0,16	10,2	21,6	26,4	52,1	36,4	15,1	0,5	0,1	0,0	14,9	12,0	84	5,5	5,9	7,1	2,4	0,3	2,3	7,1	0,0	18,0
128	MJen-19	3,00	1,75	0,18	9,1	7,3	34,8	58,8	25,7	14,2	4,6	9,6	4,8	14,8	12,5	85	5,5	6,0	10,5	1,0	0,4	0,7	2,4	0,0	14,6
129	MJen-28	1,45	0,84	0,11	7,5	9,2	42,3	48,6	35,7	4,4	1,7	3,4	3,5	14,1	13,1	93	6,3	6,6	10,7	0,8	0,4	1,2	1,1	0,0	14,4
130	MJen-32 *	2,94	1,72	0,19	9,3	11,8	27,5	59,1	15,0	21,2	6,3	11,1	5,5	13,5	12,3	92	6,4	6,8	9,3	1,8	0,4	0,8	1,5	0,0	15,9
131	MJen-5	2,69	1,56	0,18	9,2	23,5	25,6	50,9	44,3	6,5	0,1	0,0	0,0	17,6	15,8	89	6,1	6,6	10,1	2,2	0,5	3,1	6,9	0,0	24,3
132	MJli-5	4,21	2,43	0,27	8,8	11,3	32,3	52,5	4,9	17,7	6,2	14,5	9,3	12,6	10,0	80	5,6	5,8	9,0	0,7	0,4	0,3	2,6	0,0	16,8
133	MJli-6	3,07	1,80	0,16	11,3	18,0	27,3	52,4	5,2	12,1	12,4	14,5	8,0	9,4	7,5	71	5,7	6,1	6,3	0,7	0,3	0,2	2,0	0,2	19,7
134	MJli-7	3,81	2,23	0,21	10,8	18,8	41,1	36,0	3,7	8,6	8,0	10,0	5,6	12,2	9,5	71	5,6	5,9	8,5	0,7	0,4	0,2	2,8	0,2	24,2
135	MJtc-1	2,73	1,59	0,14	11,3	17,4	55,5	26,3	24,1	2,2	0,0	0,0	0,0	19,2	16,9	88	6,0	6,3	12,6	1,6	0,2	2,5	2,0	0,0	24,1

Tabla 2.7. Unidades cartográficas (escala 1:500.000) y sus atributos asociados (*continuación*)

ID	UC	MO	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	AMF	AF	AM	AG	AMG	CIC	S	V	pHp	pHa	Ca	Mg	Na	K	H	CaCO ₃	EH
136	MJtc-10	2,44	1,42	0,15	9,4	13,8	47,6	39,8	35,8	2,9	0,6	0,4	0,2	17,5	15,9	91	6,0	6,3	12,1	1,3	0,4	2,1	1,6	0,0	18,7
137	MJtc-7	3,07	1,78	0,18	10,2	15,0	50,6	36,0	31,7	2,9	0,7	0,5	0,2	19,1	17,2	88	5,9	6,3	12,6	1,7	0,4	2,5	2,1	0,0	21,7
138	MKac-5	2,41	1,41	0,13	10,8	19,4	63,9	14,7	10,9	3,8	0,0	0,0	0,0	17,8	15,7	88	6,1	6,7	8,0	4,1	1,4	2,2	4,2	0,0	25,9
139	MKtc-1	2,80	1,60	0,14	11,4	28,8	62,1	9,0	5,8	1,2	1,1	0,7	0,2	19,4	20,2	99	6,6	7,5	16,2	2,4	0,4	1,2	0,2	0,7	21,1
140	MKtc-12	1,49	0,87	0,10	8,9	11,9	25,8	63,0	29,1	29,0	2,5	2,3	0,1	10,5	9,9	90	6,1	5,9	6,5	0,8	0,2	2,3	1,1	0,0	14,7
141	MKtc-13 *	2,74	1,59	0,15	10,6	22,6	53,0	24,9	13,1	7,4	2,4	1,5	0,5	17,7	17,0	94	6,1	6,8	13,3	1,6	0,3	1,7	0,9	0,0	20,6
142	MKtc-14	2,67	1,55	0,16	9,4	24,5	69,9	6,4	4,9	1,1	0,2	0,2	0,0	19,4	17,9	92	6,2	6,5	12,8	1,9	0,2	4,2	1,5	0,0	26,3
143	MKtc-16	3,32	1,86	0,16	11,5	26,3	63,6	9,9	3,9	2,5	1,1	1,9	0,5	20,8	21,3	94	6,8	6,9	16,1	1,3	0,4	2,0	1,1	0,0	20,4
144	MKtc-18	3,12	1,84	0,19	9,6	20,6	65,3	14,2	5,1	3,1	1,4	3,1	1,5	21,5	20,5	95	6,8	7,1	16,5	1,1	0,2	2,1	1,1	0,5	26,8
145	MKtc-19 *	3,14	1,84	0,17	10,6	22,6	49,0	28,3	9,1	12,3	4,5	1,9	0,5	17,8	16,8	94	6,0	6,7	13,2	1,7	0,3	1,6	1,0	0,0	20,7
146	MKtc-2	2,53	1,45	0,15	9,8	26,6	60,6	13,1	11,1	1,1	0,5	0,3	0,1	18,5	18,0	97	6,3	7,1	14,3	2,1	0,4	1,3	0,5	0,0	20,0
147	MKtc-3	3,36	1,99	0,21	9,4	19,1	65,7	15,3	12,8	1,3	0,3	0,7	0,2	19,0	17,5	91	6,3	6,7	13,4	1,3	0,3	2,4	1,6	0,0	25,6
148	MKtc-6	3,56	2,04	0,17	11,8	24,0	47,9	27,4	11,1	11,2	3,6	1,2	0,3	18,4	18,2	99	6,5	7,2	14,8	2,0	0,5	1,0	0,2	0,0	19,5
149	MKtc-7	1,41	0,82	0,09	8,7	12,9	27,4	60,8	25,9	32,0	1,7	1,1	0,1	12,3	11,5	93	5,9	5,6	8,1	1,0	0,2	2,0	0,4	0,0	14,6
150	MKud-1	4,91	2,86	0,26	11,0	22,3	69,2	9,8	6,9	2,9	0,0	0,0	0,0	23,6	22,7	96	6,5	6,6	15,9	4,4	0,2	2,2	2,1	0,0	32,6
151	MKud-26	4,41	2,57	0,24	10,7	23,5	68,8	9,4	7,2	2,3	0,0	0,0	0,0	21,7	19,9	90	6,1	6,1	13,8	3,5	0,2	2,4	2,4	0,0	30,3
152	MKud-28	3,85	2,24	0,21	10,7	23,3	68,9	9,0	7,3	1,7	0,0	0,0	0,0	22,1	20,7	94	6,4	6,7	12,8	4,7	1,0	2,3	2,6	0,0	29,9
153	MKud-30	3,81	2,22	0,21	10,8	23,4	68,8	8,8	7,2	1,5	0,0	0,0	0,0	20,8	18,4	86	5,9	6,2	12,2	3,2	0,4	2,6	2,7	0,0	28,6
154	MLpa-5	4,11	2,39	0,22	11,0	21,1	40,8	36,6	9,6	14,3	7,3	4,0	1,4	17,9	16,3	98	6,9	7,4	12,9	1,8	0,3	1,3	0,9	1,6	20,4
155	MLtc-1 *	3,75	2,20	0,23	9,8	13,9	23,3	61,2	12,2	27,6	13,0	6,3	2,2	15,9	12,3	95	6,5	6,9	9,6	1,1	0,2	1,1	1,5	0,8	16,1
156	MLtc-2	4,48	2,60	0,23	11,2	17,4	32,8	47,6	13,7	19,2	8,7	4,5	1,5	17,0	14,3	98	7,1	7,4	11,7	1,2	0,4	1,1	1,5	1,6	19,4
157	MNac-3 *	2,79	1,63	0,17	9,6	16,1	45,0	36,8	31,0	5,6	0,1	0,1	0,0	16,1	13,5	82	5,7	5,9	10,8	1,7	0,2	2,3	2,6	0,0	18,5
158	MNac-4	2,68	1,57	0,16	9,9	18,2	67,3	12,6	11,9	0,6	0,1	0,1	0,0	19,5	18,2	92	6,5	6,7	13,3	1,9	0,4	3,0	2,0	0,3	24,5
159	MNai-11	3,13	1,82	0,21	9,1	20,8	42,6	36,4	7,4	6,3	4,4	12,6	5,7	18,7	15,3	94	7,0	7,4	12,9	0,8	0,2	1,6	1,1	0,5	21,4
160	MNen-1	3,10	1,80	0,16	11,3	9,5	21,6	66,8	10,9	27,2	13,5	11,1	4,1	13,8	12,3	89	-	6,8	11,4	0,3	0,2	0,4	1,5	0,0	13,5
161	MNen-10	1,97	1,14	0,18	6,3	15,8	54,2	29,6	27,4	1,7	0,1	0,2	0,1	14,1	12,8	91	6,1	6,4	9,7	1,3	0,3	1,5	1,3	0,0	17,9
162	MNen-11	1,47	0,86	0,10	8,1	8,9	17,0	74,3	46,4	24,8	1,8	1,4	0,0	10,3	8,5	83	5,4	5,7	6,3	0,4	0,2	1,6	1,8	0,0	11,9

Tabla 2.7. Unidades cartográficas (escala 1:500.000) y sus atributos asociados (*continuación*)

ID	UC	MO	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	AMF	AF	AM	AG	AMG	CIC	S	V	pHp	pHa	Ca	Mg	Na	K	H	CaCO ₃	EH
163	MNen-13	1,53	0,86	0,08	10,8	9,3	21,5	69,4	62,5	5,5	0,8	0,5	0,0	9,5	8,5	89	6,0	6,4	5,8	0,8	0,2	1,7	0,9	0,0	12,4
164	MNen-16	2,35	1,38	0,13	10,4	10,8	21,8	65,1	57,0	8,1	0,0	0,0	0,0	12,6	9,9	78	5,6	5,8	7,2	1,2	0,2	2,3	2,6	0,0	13,4
165	MNen-26	1,50	0,88	0,11	8,3	8,4	16,9	75,0	51,1	22,6	0,9	0,4	0,0	10,4	8,5	82	5,4	5,6	6,1	0,5	0,2	1,7	1,8	0,0	10,5
166	MNen-29	1,87	1,09	0,11	9,9	19,7	71,8	6,5	4,9	0,8	0,6	0,2	0,0	21,5	21,2	99	6,7	7,1	17,9	0,6	0,2	2,5	0,4	0,0	25,4
167	MNen-3	1,37	0,80	0,13	6,1	10,6	39,2	49,5	46,0	3,1	0,4	0,0	0,0	10,9	9,1	84	5,8	6,0	5,9	1,2	0,2	1,8	1,6	0,0	15,1
168	MNen-30	2,90	1,68	0,17	9,9	11,2	33,7	53,1	19,1	16,4	8,2	6,8	2,6	13,4	12,0	89	6,4	6,9	10,3	0,5	0,3	0,9	1,4	0,0	16,8
169	MNen-31	1,62	0,94	0,11	8,6	9,0	19,2	71,9	45,4	24,3	1,4	0,8	0,0	10,5	8,9	83	5,6	5,8	6,3	0,5	0,2	1,9	1,7	0,0	11,4
170	MNen-32	1,32	0,77	0,10	8,0	9,1	21,4	70,4	36,2	29,3	2,4	2,6	0,1	9,7	8,6	88	5,8	6,0	5,6	0,8	0,2	1,8	0,6	0,0	13,3
171	MNen-33	1,37	0,80	0,13	6,1	10,6	39,2	49,5	46,0	3,1	0,4	0,0	0,0	10,9	9,1	84	5,8	6,0	5,9	1,2	0,2	1,8	1,6	0,0	15,1
172	MNen-34 *	2,08	1,32	0,15	9,6	19,0	47,2	34,2	17,4	9,6	2,6	3,6	1,1	16,6	16,2	94	6,5	6,9	13,5	0,7	0,3	1,6	1,2	0,0	21,8
173	MNen-36 *	2,34	1,35	0,14	9,3	9,7	29,6	58,2	19,1	19,0	9,2	8,4	3,6	12,3	11,0	89	6,2	6,7	9,3	0,6	0,2	0,9	1,3	0,0	15,4
174	MNen-37	1,57	0,92	0,11	8,5	9,4	23,2	68,0	37,6	27,7	1,5	1,1	0,1	10,8	9,6	87	5,8	6,1	6,3	0,8	0,3	2,1	1,2	0,0	11,9
175	MNen-4	1,90	1,10	0,12	9,0	16,7	68,7	16,5	15,4	0,8	0,1	0,2	0,0	15,6	13,9	89	6,2	6,4	9,2	1,1	0,2	2,8	1,5	0,0	21,1
176	MNen-44	1,93	1,12	0,13	8,6	10,7	27,7	61,3	32,2	26,3	1,6	1,2	0,1	11,2	9,6	84	5,9	6,1	6,4	0,9	0,3	1,9	1,6	0,0	14,8
177	MNen-45	1,59	0,93	0,11	8,9	8,6	18,0	73,3	46,3	25,1	1,3	0,5	0,0	10,5	8,7	83	5,3	5,6	6,5	0,4	0,2	1,6	1,7	0,0	11,3
178	MNen-46	2,23	1,31	0,13	9,9	20,0	71,8	6,8	4,9	1,0	0,5	0,3	0,0	21,5	21,0	98	6,6	7,0	17,4	0,8	0,2	2,5	0,7	0,0	25,8
179	MNen-47	2,22	1,29	0,14	9,7	19,8	67,5	11,2	5,0	2,0	1,2	2,0	1,0	21,5	21,2	99	6,9	7,2	17,9	0,6	0,2	2,2	0,4	0,3	25,8
180	MNen-48	2,22	1,29	0,13	9,8	21,0	71,3	6,2	4,5	0,9	0,6	0,2	0,0	21,8	21,3	98	6,6	7,0	17,5	1,1	0,2	2,5	0,6	0,0	26,6
181	MNen-49	2,26	1,32	0,13	10,4	11,6	23,8	62,7	55,0	7,7	0,0	0,0	0,0	12,5	9,7	77	5,7	5,8	6,4	1,1	0,2	2,0	2,7	0,0	13,8
182	MNen-5	1,87	1,09	0,11	9,9	19,7	71,8	6,5	4,9	0,8	0,6	0,2	0,0	21,5	21,2	99	6,7	7,1	17,9	0,6	0,2	2,5	0,4	0,0	25,4
183	MNen-50	1,78	1,01	0,10	10,6	9,9	24,1	65,7	59,3	6,0	0,4	0,0	0,0	10,1	8,6	86	5,9	6,3	6,0	0,9	0,2	1,5	1,4	0,0	13,6
184	MNen-51	2,41	1,41	0,14	9,9	20,9	71,4	6,5	4,6	1,1	0,5	0,3	0,0	21,7	21,1	97	6,6	6,9	17,3	1,1	0,2	2,5	0,7	0,0	26,6
185	MNen-52	1,59	0,93	0,10	9,3	8,2	18,8	72,8	45,3	25,7	1,2	0,6	0,0	10,0	8,3	84	5,4	5,6	6,0	0,5	0,2	1,6	1,6	0,0	11,3
186	MNen-54	1,50	0,88	0,11	8,3	8,4	16,9	75,0	51,1	22,6	0,9	0,4	0,0	10,4	8,5	82	5,4	5,6	6,1	0,5	0,2	1,7	1,8	0,0	10,5
187	MNen-56	1,83	1,06	0,13	8,3	11,2	28,8	59,8	31,1	26,4	1,2	1,0	0,1	12,0	10,2	85	5,6	6,0	6,7	1,3	0,3	1,7	1,7	0,0	14,9
188	MNen-57	2,75	1,60	0,17	9,7	22,9	70,6	5,7	3,9	1,2	0,6	0,1	0,0	22,2	21,5	97	6,5	6,8	17,0	1,8	0,3	2,5	0,8	0,0	28,4
189	MNen-58 *	2,50	1,46	0,15	10,0	18,0	52,3	30,1	18,1	7,2	1,9	2,3	0,7	16,3	15,2	91	6,1	6,5	11,5	1,3	0,3	2,0	1,4	0,0	21,0

Tabla 2.7. Unidades cartográficas (escala 1:500.000) y sus atributos asociados (*continuación*)

ID	UC	MO	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	AMF	AF	AM	AG	AMG	CIC	S	V	pHp	pHa	Ca	Mg	Na	K	H	CaCO ₃	EH
190	MNen-6	1,90	1,10	0,12	9,0	16,7	68,7	16,5	15,4	0,8	0,1	0,2	0,0	15,6	13,9	89	6,2	6,4	9,2	1,1	0,2	2,8	1,5	0,0	21,1
191	MNen-61	1,92	1,11	0,13	8,3	11,4	29,3	58,9	32,0	24,8	1,1	0,9	0,1	12,0	9,9	83	5,6	5,9	6,5	1,3	0,3	1,6	1,9	0,0	15,5
192	MNen-62 *	2,17	1,25	0,14	9,9	18,0	45,5	36,6	18,0	11,6	3,2	3,1	0,7	15,0	14,3	92	6,1	6,7	11,1	1,3	0,3	1,5	0,9	0,0	17,3
193	MNen-63	1,85	1,07	0,13	8,5	12,3	29,3	58,7	30,0	26,7	1,2	0,7	0,1	12,1	10,3	85	5,7	6,0	6,9	1,1	0,3	1,9	1,7	0,0	14,4
194	MNen-65	2,94	1,73	0,18	9,6	20,4	65,4	14,0	5,1	3,0	1,4	3,1	1,5	21,5	20,7	96	6,8	7,1	16,9	1,0	0,2	2,1	1,0	0,5	26,6
195	MNen-66 *	2,81	1,63	0,16	10,4	13,4	42,6	44,0	19,8	16,9	4,6	2,0	0,7	14,5	12,7	89	5,9	6,2	10,0	1,4	0,3	1,6	1,4	0,0	18,4
196	MNen-67 *	3,79	2,19	0,20	10,5	9,4	25,9	62,9	16,9	26,2	9,2	7,9	3,7	13,8	12,3	89	5,9	6,3	9,9	1,2	0,4	0,8	2,2	0,0	16,3
197	MNen-7	1,90	1,10	0,18	6,1	16,0	54,5	29,3	27,0	1,9	0,1	0,2	0,1	14,2	12,9	91	6,1	6,3	9,8	1,3	0,3	1,5	1,3	0,0	17,5
198	MNen-8	1,37	0,80	0,13	6,1	10,6	39,2	49,5	46,0	3,1	0,4	0,0	0,0	10,9	9,1	84	5,8	6,0	5,9	1,2	0,2	1,8	1,6	0,0	15,1
199	MNfv-1	2,51	1,45	0,15	9,6	10,0	43,9	44,3	34,4	9,9	0,0	0,0	0,0	14,4	8,7	74	5,9	5,6	7,8	2,8	0,2	1,7	2,9	0,0	17,8
200	MNfv-2 *	2,55	1,46	0,15	10,0	10,3	66,2	22,9	15,2	7,6	0,0	0,1	0,0	16,7	10,8	87	6,1	5,7	10,0	4,1	0,4	1,7	1,4	0,0	21,0
201	MNli-1	3,10	1,80	0,22	8,2	10,0	34,5	54,9	16,2	14,9	5,0	11,7	7,1	12,6	11,0	85	6,0	6,3	8,8	0,6	0,4	1,2	1,6	0,0	11,8
202	MNli-3 *	2,83	1,65	0,15	10,0	15,0	39,6	44,2	20,1	15,0	4,8	3,5	1,5	15,0	14,1	92	6,2	6,6	11,1	1,2	0,4	1,5	1,3	0,0	19,1
203	MNli-4 *	2,90	1,68	0,16	10,2	10,8	31,7	55,6	17,9	23,0	8,2	5,2	2,1	13,2	11,6	90	6,1	6,4	9,5	1,2	0,3	1,0	1,4	0,0	16,3
204	MNpq-1	3,62	2,10	0,23	9,0	22,7	58,0	20,1	4,5	4,8	2,3	5,5	2,9	21,9	21,8	95	7,0	7,3	16,1	2,9	0,2	1,5	1,2	0,9	29,0
205	MNtc-15	2,89	1,68	0,17	10,1	21,5	71,7	7,7	6,0	1,0	0,2	0,4	0,1	18,4	16,4	89	6,2	6,4	11,8	1,2	0,3	4,8	1,9	0,0	26,3
206	MNtc-18	2,66	1,55	0,16	9,9	19,9	72,6	9,5	8,2	1,0	0,1	0,2	0,1	16,9	14,3	85	5,9	6,0	9,5	1,3	0,3	3,1	2,3	0,0	24,6
207	MNtc-2 *	2,63	1,58	0,15	9,3	21,8	57,0	21,6	11,8	5,8	1,5	1,9	0,6	18,2	16,8	91	6,1	6,4	12,8	1,5	0,3	2,3	1,6	0,0	24,6
208	MNtc-21 *	1,44	0,83	0,08	10,4	9,8	27,5	59,7	14,4	19,6	7,2	13,2	6,5	7,4	9,3	-	6,8	7,1	7,8	0,7	0,3	1,1	0,7	0,0	12,7
209	MNtc-23	2,88	1,68	0,16	10,4	19,1	76,9	5,7	4,0	1,2	0,2	0,2	0,1	17,6	15,0	85	6,0	6,3	10,0	1,3	0,3	3,4	2,4	0,0	26,6
210	MNtc-25	2,78	1,62	0,16	9,8	22,3	72,8	6,7	5,3	1,1	0,1	0,1	0,1	18,0	15,6	86	5,9	6,1	10,5	1,7	0,3	3,1	2,2	0,0	25,9
211	MNtc-26	2,69	1,58	0,16	10,1	19,7	73,6	7,4	6,1	0,9	0,2	0,2	0,1	17,5	15,0	85	5,9	6,2	10,3	1,2	0,3	3,1	2,3	0,0	25,5
212	MNtc-27	2,53	1,48	0,15	10,1	20,9	72,5	7,7	6,4	0,9	0,1	0,1	0,1	17,2	14,8	85	5,9	6,3	8,7	2,0	1,0	3,0	2,7	0,0	25,6
213	MNtc-28 *	2,49	1,47	0,18	7,8	17,9	55,5	26,9	20,6	3,8	0,9	1,2	0,4	16,6	15,1	91	6,1	6,4	11,7	1,3	0,3	1,9	1,5	0,0	19,9
214	MNtc-29 *	2,69	1,57	0,18	9,9	16,7	63,1	21,3	8,8	4,5	2,8	3,1	2,0	16,7	14,8	89	6,1	6,5	10,4	1,3	0,3	2,7	1,7	0,0	23,5
215	MNtc-3	2,88	1,68	0,16	10,4	19,1	76,9	5,7	4,0	1,2	0,2	0,2	0,1	17,6	15,0	85	6,0	6,3	10,0	1,3	0,3	3,4	2,4	0,0	26,6
216	MNtc-30	2,99	1,74	0,17	10,3	21,3	74,1	6,6	5,1	1,1	0,1	0,1	0,1	17,5	14,5	83	5,7	5,9	9,7	1,4	0,3	3,2	2,6	0,0	26,1
217	MNtc-7	2,65	1,54	0,15	10,0	19,6	74,5	7,5	6,0	1,1	0,2	0,2	0,1	17,6	15,3	87	6,1	6,3	10,2	1,4	0,3	3,3	2,1	0,0	25,6

Tabla 2.7. Unidades cartográficas (escala 1:500.000) y sus atributos asociados (*continuación*)

ID	UC	MO	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	AMF	AF	AM	AG	AMG	CIC	S	V	pHp	pHa	Ca	Mg	Na	K	H	CaCO ₃	EH
218	MNto-1	2,10	1,50	0,16	9,4	27,1	55,5	17,8	6,5	4,6	1,4	4,0	1,3	21,0	21,1	100	7,3	7,7	19,1	0,4	0,3	1,3	-	0,0	29,0
219	MNto-10 *	1,79	1,20	0,12	10,3	17,9	43,5	38,0	10,1	7,4	4,4	11,2	4,9	15,6	15,7	100	7,2	7,7	13,6	0,7	0,3	1,1	-	0,0	20,7
220	MNto-11	2,64	1,64	0,18	9,3	24,7	55,0	20,7	7,8	7,0	1,9	3,0	0,9	20,1	18,2	50	7,4	7,8	16,3	0,6	0,5	2,0	0,1	0,3	27,5
221	MNto-12 *	1,91	1,22	0,12	10,2	17,6	45,4	36,7	10,9	7,5	3,9	10,0	4,4	16,2	14,8	80	7,4	7,7	10,2	0,7	0,5	1,4	-	0,1	21,2
222	MNto-13	2,54	1,56	0,17	9,1	23,2	55,2	20,3	7,0	6,0	2,1	4,1	1,1	19,5	21,1	100	7,2	7,7	19,1	0,4	0,2	2,1	-	0,2	28,9
223	MNto-2	2,47	1,66	0,17	9,6	27,5	57,3	15,6	5,9	3,9	1,2	3,4	1,2	21,2	21,1	100	7,3	7,7	19,1	0,4	0,3	1,6	-	0,1	29,5
224	MNto-3 *	2,33	1,50	0,15	10,0	19,3	52,5	27,7	8,2	10,6	3,7	4,4	0,8	17,7	17,0	95	6,8	7,2	14,8	0,5	0,4	1,3	1,3	0,0	23,5
225	MNto-4 *	2,13	1,35	0,14	9,0	17,2	45,7	26,9	7,9	10,7	3,6	4,0	0,7	15,9	16,4	94	6,2	6,5	14,4	0,6	0,4	1,2	0,0	0,1	21,1
226	MNto-5	2,93	1,95	0,20	9,6	27,0	55,1	15,2	5,3	4,1	1,3	3,5	1,0	24,6	24,6	100	7,2	7,6	22,2	0,5	0,3	1,6	0,1	0,0	30,7
227	MNto-6	3,13	2,02	0,21	9,7	27,4	57,0	13,5	5,0	3,5	1,1	3,0	0,9	24,1	24,6	100	7,2	7,6	22,2	0,5	0,2	1,8	0,4	0,1	30,8
228	MNto-7	2,91	1,86	0,19	9,9	21,9	51,6	23,8	6,7	9,0	3,1	4,2	0,8	21,6	21,0	96	6,9	7,3	18,7	0,6	0,3	1,5	0,4	0,0	26,6
229	MNto-8 *	2,63	1,73	0,18	9,7	27,6	58,1	14,7	5,7	3,6	1,1	3,2	1,1	21,3	21,2	100	7,3	7,7	19,1	0,4	0,2	1,7	-	0,1	29,7
230	MNto-9	2,03	1,29	0,18	7,3	20,3	38,7	40,7	10,0	12,9	5,5	9,3	3,0	16,5	16,2	98	7,0	7,4	14,1	0,8	0,2	1,2	0,8	0,0	19,6
231	MNtv-1	2,93	1,70	0,18	9,8	20,6	46,6	32,3	8,1	4,1	3,9	11,3	5,0	17,5	13,9	97	7,0	7,5	11,4	0,9	0,2	2,0	1,4	0,2	21,2
232	MNud-13	3,44	2,00	0,19	10,7	16,7	45,7	37,8	35,7	2,0	0,2	0,0	0,0	17,3	15,7	89	5,8	6,2	12,5	2,7	0,2	2,3	2,1	0,0	23,1
233	MNud-14	2,89	1,67	0,17	10,0	18,7	49,4	32,4	30,7	1,8	0,0	0,0	0,0	17,9	15,1	84	5,6	6,5	9,4	2,7	0,3	2,6	2,7	0,0	20,5
234	MNud-15	2,67	1,55	0,15	10,3	14,6	33,0	52,1	48,3	3,4	0,2	0,1	0,0	14,4	11,8	82	5,2	5,7	11,3	1,7	0,3	2,6	2,6	0,0	18,2
235	MNud-16	2,50	1,43	0,19	7,5	24,1	53,0	22,7	12,5	9,9	0,3	0,0	0,0	15,3	11,8	77	5,5	5,8	4,9	3,8	0,4	2,7	3,1	0,0	25,1
236	MNud-17	3,12	1,82	0,18	10,1	24,0	60,6	16,4	15,3	1,0	0,0	0,0	0,0	20,3	18,2	89	5,8	6,2	11,3	3,7	0,2	2,9	4,9	0,0	28,3
237	MNud-19 *	2,95	1,72	0,18	9,9	20,5	41,5	36,3	32,8	4,1	0,4	0,3	0,1	17,2	15,2	87	5,8	6,2	12,4	2,1	0,7	2,4	2,4	0,1	23,3
238	MNud-2	2,89	1,67	0,17	9,9	18,8	48,0	33,8	31,9	1,9	0,0	0,0	0,0	17,9	15,1	84	5,6	6,5	9,5	2,7	0,3	2,6	2,2	0,0	20,1
239	MNud-20	2,71	1,58	0,16	9,6	21,3	64,3	15,3	14,2	1,1	0,0	0,0	0,0	18,4	15,6	84	5,6	5,9	10,0	2,5	0,2	2,9	4,3	0,0	27,1
240	MNud-21 *	2,73	1,59	0,17	9,3	18,7	45,0	35,5	29,2	6,3	0,0	0,0	0,0	18,0	16,5	86	6,1	6,6	11,5	2,6	0,4	2,0	4,3	0,0	24,3
241	MNud-22	2,78	1,62	0,16	9,8	21,8	63,3	16,0	15,0	0,9	0,0	0,1	0,0	19,1	17,2	89	6,0	6,3	10,8	3,1	0,2	2,8	3,8	0,0	26,3
242	MNud-3	2,95	1,72	0,17	10,0	22,5	55,4	22,1	20,7	1,4	0,0	0,0	0,0	20,5	19,1	93	6,0	6,7	11,8	4,0	0,2	3,1	6,0	0,0	29,3
243	MNud-4	2,93	1,71	0,17	10,2	21,6	56,6	21,7	20,5	1,2	0,0	0,0	0,0	19,9	18,2	91	5,9	6,7	11,2	3,8	0,2	3,0	6,3	0,0	28,3
244	MNud-5	2,51	1,46	0,15	9,8	13,1	31,5	54,9	41,2	11,5	1,2	1,0	0,0	12,9	11,2	85	5,5	6,0	9,6	1,4	0,3	2,8	2,1	0,0	16,9

Tabla 2.7. Unidades cartográficas (escala 1:500.000) y sus atributos asociados (*continuación*)

ID	UC	MO	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	AMF	AF	AM	AG	AMG	CIC	S	V	pHp	pHa	Ca	Mg	Na	K	H	CaCO ₃	EH
245	MNud-6	2,46	1,43	0,14	10,6	14,4	31,9	53,6	46,8	6,2	0,3	0,3	0,0	13,9	11,4	82	5,3	5,8	10,3	1,5	0,3	2,3	2,5	0,0	17,3
246	MNud-9	2,32	1,33	0,13	10,6	12,4	28,8	58,5	56,6	1,6	0,3	0,0	0,0	12,6	10,7	86	5,4	6,0	9,5	1,4	0,3	2,3	1,9	0,0	16,0
247	MNur-1	1,81	1,05	0,09	11,6	13,9	28,8	58,3	42,4	14,8	0,4	0,7	0,0	12,6	10,2	81	5,8	6,0	7,5	0,8	0,3	1,6	2,3	0,0	14,8
248	MNur-2	2,13	1,24	0,11	11,1	14,2	30,4	56,0	44,6	10,5	0,3	0,5	0,0	13,3	10,8	81	5,6	5,9	8,9	1,1	0,3	2,0	2,4	0,0	16,1
249	MNur-3	2,45	1,42	0,14	10,1	15,1	34,6	49,5	45,7	3,8	0,0	0,0	0,0	14,2	11,2	79	5,6	6,0	7,6	1,5	0,3	1,9	2,7	0,0	17,3
250	MNur-4	2,07	1,19	0,12	10,2	12,4	29,2	57,9	52,3	5,4	0,2	0,0	0,0	11,7	9,4	81	5,8	6,1	6,6	1,0	0,2	1,5	2,1	0,0	15,8
251	MNur-5	2,05	1,19	0,12	10,2	13,0	29,6	57,3	41,2	15,4	0,3	0,4	0,0	12,1	9,3	77	5,8	5,9	6,8	1,0	0,3	1,3	2,6	0,0	16,3
252	MNur-6	1,61	0,94	0,09	10,0	11,1	23,3	66,5	48,8	16,9	0,3	0,5	0,0	11,2	9,0	81	5,7	5,9	6,3	0,8	0,3	1,7	2,1	0,0	12,3
253	MNur-7	2,21	1,28	0,13	10,3	13,4	30,4	56,0	43,0	12,4	0,3	0,4	0,0	12,7	9,9	78	5,6	5,9	7,9	1,1	0,3	1,6	2,6	0,0	16,8
254	MNur-8	2,06	1,20	0,14	8,6	10,5	27,0	61,6	39,5	20,4	0,9	0,8	0,0	10,5	8,4	78	5,9	6,0	5,6	1,0	0,2	1,7	2,3	0,0	15,2
255	MNur-9	1,86	1,08	0,11	9,8	12,0	31,5	56,4	38,4	17,2	0,3	0,4	0,0	11,4	8,9	78	5,9	6,0	5,9	1,4	0,4	1,2	2,4	0,0	15,9
256	MOtc-17	2,61	1,52	0,15	10,3	20,8	68,4	10,0	6,7	3,1	0,1	0,1	0,0	17,2	14,4	82	5,7	5,9	9,0	2,5	0,3	2,6	2,6	0,0	26,2
257	MOtc-18	2,51	1,46	0,14	10,2	21,5	68,3	9,0	5,9	3,0	0,0	0,0	0,0	16,6	13,9	82	5,8	6,0	8,8	2,4	0,3	2,3	2,5	0,0	25,6

* Unidades cartográficas con alguno de sus componentes no asociados a un perfil descripto.

UC: símbolo de la unidad cartográfica, MO: materia orgánica (%), CO: carbono orgánico (%), NT: nitrógeno total (%), C/N: relación carbono/nitrógeno, ARC: arcilla (%), LIM: limo (%), ARE: arena (%), AMF: arena muy fina [50-100 μ] (%), AF: arena fina [100-250 μ] (%), AM: arena media [250-500 μ] (%), AG: arena gruesa [500-1000 μ] (%), AMG: arena muy gruesa [1000-2000 μ] (%), CIC: capacidad de intercambio catiónico (meq/100 g), S: suma de bases (meq/100 g), V: saturación con bases (%), pHp: pH en pasta, pHa: pH en agua (relación suelo agua 1:2,5), Ca: Ca⁺² intercambiable (meq/100g), Mg: Mg⁺² intercambiable (meq/100 g), Na: Na⁺ intercambiable (meq/100 g), K: K⁺ intercambiable (meq/100 g), H: H⁺ intercambiable (meq/100 g), CaCO₃: calcáreo (%), EH: equivalente de humedad (%).

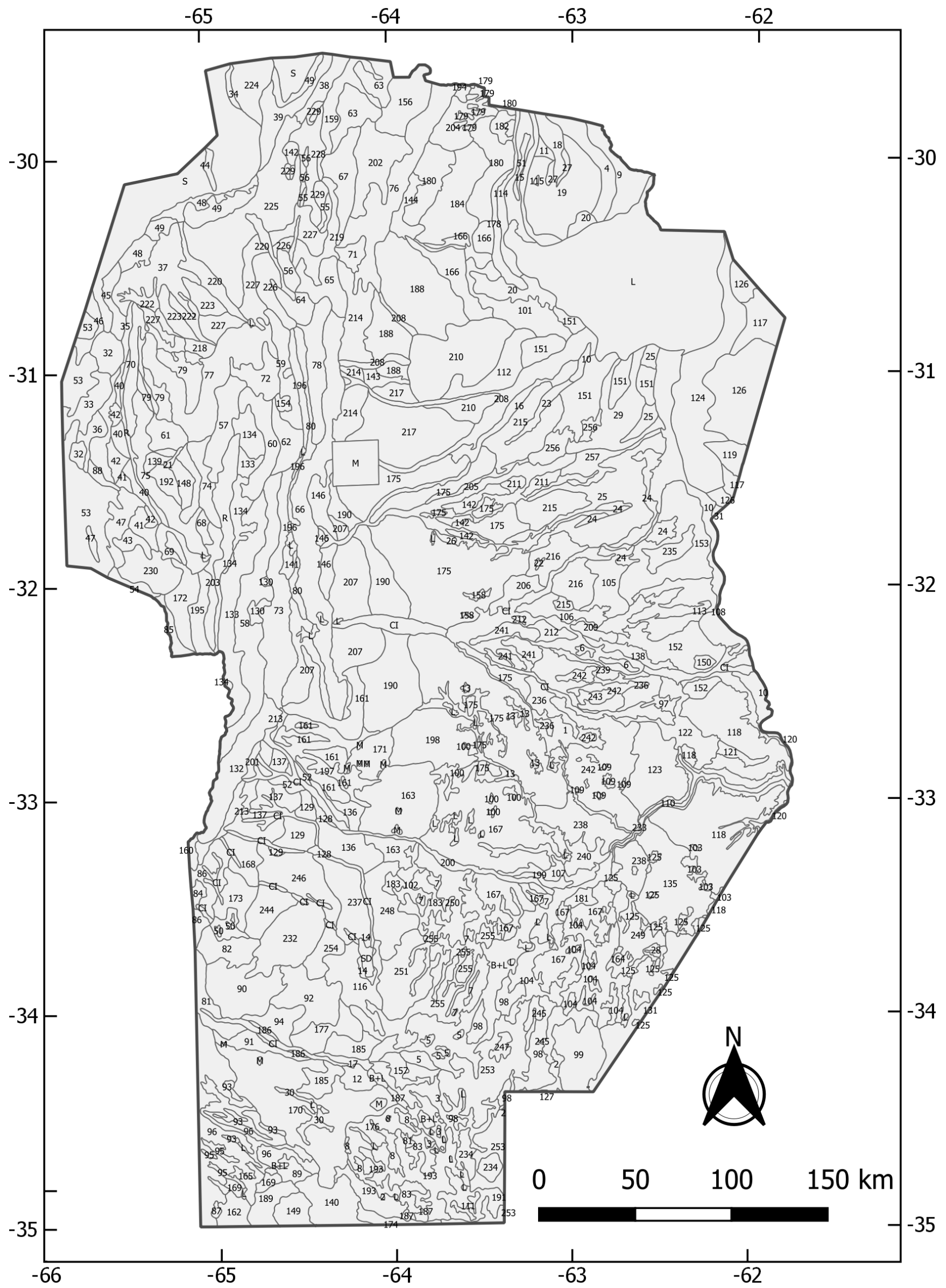


Figura 2.10. Mapa de unidades cartográficas a escala 1:500.000. Los números corresponden a los ID de la Tabla 2.7 y su ubicación se corresponde con el centroide del polígono que representa la UC. [Adaptado de GeoINTA (2012).]

Herramientas de geoestadística

La geoestadística provee un conjunto de herramientas para incorporar las coordenadas espaciales de las observaciones de suelo en el procesamiento de los datos, permitiendo la descripción y modelado de patrones espaciales, la predicción en sitios no muestreados, y la evaluación de la incerteza asociada a esas predicciones (Goovaerts, 1998).

Para obtener mapas de valores continuos a partir de la base de datos generada, se recurrió a la interpolación por *kriging* ordinario de los valores de asociados a cada centroide.

El modelo del *kriging* ordinario es,

$$Z(s) = \mu + \varepsilon(s) \quad (\text{Ec.3.1})$$

en el cual $Z(s)$, que es el valor del atributo en el punto s , se basa en una media constante (μ) sin tendencia, y en errores $\varepsilon(s)$ con dependencia espacial. Para realizar la predicción en un punto S_o se calcula,

$$\hat{Z}(S_o) = \sum_{i=1}^N \lambda_i Z(S_i) \quad (\text{Ec.3.2})$$

donde $\hat{Z}(S_o)$ es el valor predicho, λ_i es un peso o ponderación que se asigna a cada valor observado y $Z(S_i)$ es el valor observado en S_i . Los pesos óptimos son los que producen estimaciones insesgadas y tienen una mínima varianza de estimación, calculados según,

$$\sum_{i=1}^N \lambda_i \gamma[d(S_i, S_j)] + m = \gamma[d(S_o, S_i)]; \quad i = 1, \dots, n; \quad \sum_{i=1}^N \lambda_i = 1 \quad (\text{Ec.3.3})$$

donde n es el número de observaciones, m es el multiplicador de Lagrange usado para la minimización de las restricciones, λ_i es el peso dado a cada una de las observaciones. Los subíndices i y j indican los puntos relevados, el subíndice o es el punto en estimación, S es la medición efectuada (variable medida) y $d(S_o, S_i)$ es la distancia entre S_i y S_o estimada a partir del semivariograma:

$$\gamma[d(S_o, S_i)] = \text{var} [Z(S_i) - Z(S_o)] \quad (\text{Ec.3.4})$$

El semivariograma refleja la varianza de los valores entre pares de muestras como función de la distancia entre ellas. Se utilizan para medir cómo una variable Z cambia de valor entre el sitio x y el sitio $x+h$ ubicado a una distancia h del primero. Este se construye calculando

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N_p(h)} \sum_{i=1}^{N_p(h)} [Z(X_i) - Z(X_i + h)]^2 \quad (\text{Ec. 3.5})$$

donde $N_p(h)$ es el número de pares distanciados por h ; h es la distancia entre los puntos de un par de observaciones; $Z(X_i)$ son los valores experimentales en el sitio X_i ; X_i son los sitios donde son medidos los valores $Z(X_i)$.

Es necesario ajustar un modelo teórico al semivariograma experimental o empírico mediante una función continua para poder deducir los valores de semivarianza para cualquier h . Sólo algunas funciones cumplen los requisitos matemáticos para ser utilizadas como modelos de semivariogramas.

Un modelo teórico de semivariograma se muestra en la Fig. 2.11.

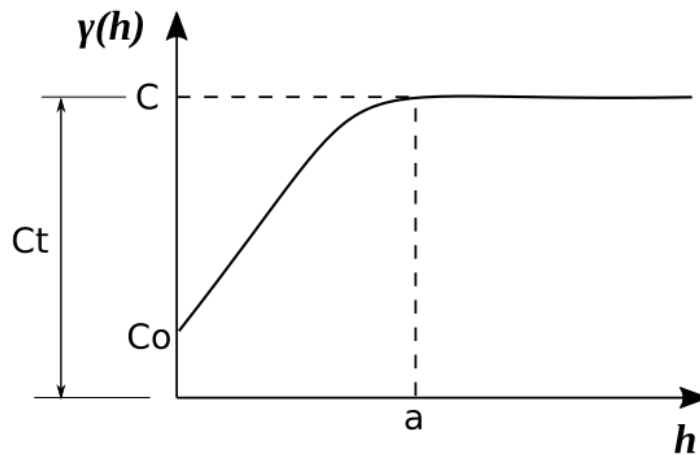


Figura 2.11. Semivariograma teórico. a = alcance (*range*), Co = efecto pepita (*nugget*), Ct = meseta (*sill*), C = varianza estructural o espacialmente dependiente, h = distancia, $\gamma(h)$ = semivarianza.

Los parámetros del semivariograma son: Co que representa la variancia de discontinuidad espacial también llamada efecto pepita, *nugget* o ruido espacialmente no correlacionado (Burrough y McDonnell, 1998) y se debe a errores en las mediciones o variación de los valores a distancias menores al menor intervalo entre observaciones o ambos (Journel y Huijbregts, 1978), C es la variancia estructural o espacialmente dependiente, en donde entre mayor participación tenga en la suma de $C+Co$, las estimaciones son mejores (Muñoz *et al.*, 2006). El alcance o rango es la distancia a partir del cual los datos no tienen influencia sobre el punto en comparación, $Ct = C + Co$ se denomina meseta o *sill* y es donde las variancias de las diferencias son máximas. *Lag* o h representa la distancia de los puntos circundantes a cada uno de los puntos en comparación.

Para elegir la ecuación de ajuste al semivariograma experimental se han propuesto diferentes métodos, desde modelos de caja negra con ajuste automático hasta el ajuste visual donde el modelo es seleccionado según si es satisfactorio desde un punto de vista gráfico. Un método intermedio consiste en la estimación automática por mínimos cuadrados (Goovaerts, 1998). Los tres modelos de ajuste más utilizados son el esférico que llega a la meseta (*sill*) en un valor de rango determinado y dos que lo hacen de forma asintótica (modelo exponencial y gaussiano).

COMPARACIÓN ENTRE DATOS DE LAS CARTAS DE SUELOS Y UN MUESTREO REGIONAL

Introducción

El conocimiento detallado de las características de los suelos y su distribución espacial, son requisitos básicos para el desarrollo y éxito de planes racionales de uso del suelo. En la medida que la resiliencia de los ambientes y los suelos de tales ambientes disminuyan tornando a los ambientes más frágiles, se torna aún más necesario conocer en detalle la composición y comportamiento de los suelos frente a distintos impactos asociados a las actividades humanas, considerando que la capacidad de los suelos de resistir y recuperarse de disturbios, o sea su resiliencia, es dependiente de sus características (Lal, 1997).

La información a escala territorial de propiedades del suelo tiene la ventaja de incluir el contexto en que ese suelo se formó y en el que transcurren en la actualidad sus funciones. Arnold y Wilding (1991) consideran que los mapas que reúnen la información de atributos de los suelos son vitales para la identificación, el inventariado y la evaluación de políticas relacionadas con el uso del suelo. La necesidad de generar resultados para áreas extensas de terreno implica el requerimiento de grandes cantidades de información concreta del área, ya sea para elaborar mapas de propiedades de suelo o “temáticos”, como también para constituir el sustento real y básico a partir del cual se puedan construir escenarios posibles del ambiente, mediante el uso de modelos de simulación.

Los mapas son el medio más eficiente de comunicar y transferir información espacial; revelan las relaciones y patrones espaciales permitiendo visualizar la distribución de un fenómeno en particular. Un mapa podría ser definido como una abstracción de la

realidad geográfica (Huisman y de By, 2009). Los mapas y los sistemas de información geográfica (SIG) tienen una fuerte interrelación. Los mapas pueden ser usados como entradas (*inputs*) de un SIG, para operar dentro de un SIG o para comunicar los resultados de un SIG. Los mapas temáticos representan la distribución de un tema en particular. Debido a que la información de campo es a menudo la parte más costosa de un levantamiento de suelos, sólo pueden ser visitados una limitada cantidad de sitios de muestreo y basados en la información de muestreo, junto a análisis estadísticos y/o modelos mentales, inferir condiciones para toda el área de interés (Hengl, 2007). La geoestadística es una de las herramientas más populares en la actualidad a fin de hacer dichas estimaciones utilizando información georreferenciada. El enfoque geoestadístico ve al suelo como un conjunto de variables continuas en el espacio y describe su variación en términos de dependencia espacial para poder estimar el valor de un atributo en áreas donde no ha sido medido a partir de los valores del atributo medidos en los sitios de muestreo (Krasilnikov *et al.*, 2008).

Las cartas de suelo constituyen una valiosa fuente de datos a escala regional dado que brindan información sobre numerosos atributos del suelo. Bouma *et al.* (1986) ya entonces planteaban el valor de las cartas de suelo destacando que aportan información básica a diferentes escalas. Diversos investigadores han planteado que las cartas de suelo reúnen información que podría usarse para hacer predicciones acerca de las cualidades y potencialidades de uso del suelo (Manchanda *et al.*, 2002) y obtener la información básica necesaria para los modelos de simulación (Wagenet *et al.*, 1991). No obstante, pareciera que ese inventario de tipos de suelos, su extensión y distribución espacial, contenido en las cartas de suelos, no ha sido suficientemente explotado y aprovechado. Es posible que sea necesario clarificar y definir los alcances hasta dónde la información de las cartas de suelo es confiable, lo cual dependerá en parte de los objetivos, la escala del problema a resolver y de la naturaleza del problema.

Diversos procesos y comportamientos del suelo pueden ser relacionados con las características de los suelos. Las funciones de pedotransferencia sirven para convertir información edáfica básica en información elaborada y de gran utilidad para otras aplicaciones a través de regresiones, relaciones empíricas o relaciones funcionales (Wagenet *et al.*, 1991). Los modelos de simulación permiten “fabricar” escenarios posibles y estimar el resultado de las intervenciones humanas en el ambiente. Este tipo de estudios

ha aumentado en los últimos años, dado que simultáneamente permiten ahorrar tiempo y dinero, además de encontrar mayor accesibilidad para su transferencia a organismos de decisión. Sin embargo, como los modelos no son la realidad, sus resultados serán más o menos creíbles dependiendo de la calidad de la información ingresada y ahí la información de las cartas de suelo debiera ser valorada previamente para establecer su potencial uso.

Es decir, el conflicto de los estudios regionales que utilizan cartas de suelo como bases de datos, consiste en la poca certeza sobre la confiabilidad de los datos (Sonneveld *et al.*, 2002; Marchant *et al.*, 2016; Filippi *et al.*, 2016) y en cuestiones de escala (Collard *et al.*, 2014). Es reconocido que los suelos cambian naturalmente a lo largo del tiempo, más la actividad humana altera la magnitud y la dirección de esos cambios, fundamentalmente a partir del uso agrícola de éstos, siendo estos cambios algunas veces significativos aún en periodos cortos de tiempo (Filippi *et al.*, 2016). En el caso de las cartas de suelos de la provincia de Córdoba, algunas datan de fines de la década del '70 por lo que es posible que parte o toda la información disponible se encuentre desactualizada, más aún si se tiene en cuenta que en los últimos 20 años la superficie destinada a cultivos agrícolas en la provincia de Córdoba se duplicó.

La pregunta es si la información básica que proveen las cartas de suelo se puede usar en estudios de escala regional, aun cuando exista cierta discrepancia con valores actuales, o si de lo contrario la información analítica de las cartas de suelo es obsoleta y no debiera usarse para alimentar modelos de simulación. Una tercera posibilidad es que las cartas de suelos sean parcialmente útiles, es decir, algunas propiedades más estables aún tengan vigencia, como la granulometría (Guimarães, 2000; Souza *et al.*, 2004; Filippi *et al.*, 2016) mientras que otras deban ser revisadas y actualizadas, sobre todo aquellos atributos afectados por el uso del suelo, como es el caso de pH (Liebig *et al.*, 2002) y materia orgánica del suelo (MOS) (Sainz Rosas *et al.*, 2007; Álvarez, 2001; Balesdent *et al.*, 2000).

El objetivo principal de este capítulo fue comparar y evaluar el grado de concordancia de los valores de propiedades físicas y químicas de los suelos de la provincia de Córdoba, a partir de dos fuentes de información: cartas de suelos y un muestreo sistemático regular reciente. Un segundo objetivo fue generar mapas temáticos de valores continuos para cada atributo de suelo determinado analíticamente.

Materiales y métodos

Se utilizó el mapa de generado en el Capítulo 2 donde se combinaron las unidades cartográficas (UC) a escala de reconocimiento [1:500.000] (GeoINTA, 2012) con los valores cuantitativos de los atributos edáficos descritos en las cartas de suelos. Esta información se integró en un sistema de información geográfica (SIG) y se superpusieron los puntos correspondientes a los sitios de muestreo al mapa de UC (Fig. 3.1) vinculándose geográficamente las dos capas de información. Esto resultó en una nueva capa donde cada sitio de muestreo contiene tanto los valores de los atributos edáficos determinados a partir del muestreo como los derivados de la información de la carta de suelos.

De manera similar se procedió con las UC a escala de semidetalle (1:50.000), solo que se realizó de forma exploratoria utilizando una porción de los puntos de muestreo en función de su disponibilidad en formato digital (Fig. 3.1). Para estos casos se registraron solamente valores de pH, MOS y ARC. Sólo se analizaron los casos en que estuvo disponible la información de ambos orígenes, es decir que se descartaron por ejemplo los casos en que un sitio de muestreo se correspondió con una UC clasificada como complejo indeterminado u otra unidad de mapa sin caracterización cuantitativa de sus suelos componentes.

Para cada una de las variables en estudio se llevó a cabo un análisis estadístico descriptivo y posteriormente se realizó un análisis de regresión lineal por método de mínimos cuadrados entre los valores informados en las cartas de suelos y los provenientes del muestreo. Este procedimiento se llevó a cabo en una primera etapa con todos los registros en conjunto y luego se repitió, pero esta vez discriminando según la UC sea simple o compuesta (uno o más suelos diferentes en su composición, respectivamente). Estos análisis fueron realizados con el programa estadístico R (R Core Team, 2014). Los análisis de regresión fueron complementados con análisis de la varianza (ANAVA) para la comparación poblacional y con el test no paramétrico de Wilcoxon para muestras apareadas para comparar entre sí de la dupla de datos carta-muestreo de cada sitio evaluando la concordancia espacial de dichos datos. Para estos análisis se utilizó el programa InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2013)



Figura 3.1. Sitios de muestreo [◆] sobre mapa de unidades cartográficas a escala 1:500.000. Los círculos [⊙] corresponden a sitios que también fueron caracterizados a escala 1:50.000. Las unidades cartográficas en gris oscuro no están caracterizadas en sus atributos edáficos.

Para realizar cada mapa temático a los datos de cada atributo se les realizó un análisis estadístico clásico para conocer su distribución de frecuencias y detectar valores atípicos. Estos análisis se llevaron a cabo mediante el software libre R (R CoreTeam, 2014). El paso siguiente fue la identificación de la estructura espacial de los datos, es decir la relación entre los valores de cada sitio de muestreo con los valores de los otros sitios de muestreo mediante semivariogramas. Éstos sirvieron de base para el cálculo de los parámetros necesarios para la interpolación por *kriging*, la cual se realizó con la librería *geoR* (Ribeiro Jr. y Diggle, 2001) dentro del entorno R. El resultado se exportó para su graficación al software Quantum GIS (QGIS Development Team, 2013) en donde se agregaron otras capas de información como por ejemplo límites departamentales, mapa de suelos (GeoINTA, 2012), áreas misceláneas y áreas ocupadas por agua o salinas.

Resultados y discusión

Las medidas resumen de cada atributo analizado a escala 1:500.000 se informan en la Tabla 3.1. Los valores informados corresponden a los sitios de donde se dispuso información tanto de las cartas de suelos como del muestreo por lo que no debieran utilizarse para una caracterización poblacional ya que no corresponden a la totalidad de la información existente.

Estos análisis se repitieron, con un carácter meramente exploratorio, utilizando en esta ocasión mapas de suelos a escala 1:50.000. El procedimiento se realizó sólo para los atributos pH, MOS y ARC, y considerando solo una fracción de los sitios de muestreo. Las medidas resumen se informan en la Tabla 3.2.

Tabla 3.1. Medidas resumen de los atributos de muestreo (blanco) y de las cartas de suelos a escala 1:500.000 (gris).

Variable	Media	Mediana	D.E.	CV	Mín	Máx	n
MOS	2,44	2,30	1,11	45,7	0,55	10,23	318
(%)	2,51	2,51	0,82	32,6	0,86	4,48	318
Nt	0,14	0,13	0,06	44,3	0,04	0,52	318
(%)	0,15	0,15	0,04	25,8	0,07	0,27	318
CIC	15,7	14,7	5,8	37,0	5,3	35,8	318
(meq/100g)	15,5	15,6	3,8	24,7	6,6	24,1	318
pH	6,76	6,7	0,6	9,35	5,3	9,6	318
	6,36	6,4	0,5	8,47	5,2	7,9	318
Ca	9,8	9,4	3,5	36,0	3,2	24,6	259
(meq/100g)	9,8	9,6	3,1	31,2	4,0	18,7	259
Mg	2,8	2,7	1,2	43,5	0,1	7,6	259
(meq/100g)	1,7	1,3	1,0	60,0	0,4	4,7	259
Na	1,2	1,2	3,2	254,4	0,0	53,7	316
(meq/100g)	0,31	0,3	0,2	64,4	0,1	1,4	316
K	1,9	1,9	0,6	31,2	0,4	4,8	316
(meq/100g)	2,1	2,0	0,7	34,0	0,1	3,8	316
ARE	41,3	42,0	23,8	57,7	0,6	86,6	313
(%)	34,9	30,1	23,5	67,2	1,2	78,4	313
LIM	40,0	41,5	17,7	44,3	4,0	88,1	313
(%)	48,2	50,6	18,8	39,0	13,3	76,9	313
ARC	18,8	18,4	7,9	42,1	0,0	37,5	313
(%)	16,8	16,7	6,1	36,3	6,9	33,3	313

DE = desvío estándar, CV = coeficiente de variación, Mín = valor mínimo, Máx = valor máximo.

MOS: materia orgánica (%), Nt: nitrógeno total (%), CIC: capacidad de intercambio catiónico (meq/100g), pH: pH (relación suelo agua 1:2,5), Ca: Ca⁺² intercambiable (meq/100g), Mg: Mg⁺² intercambiable (meq/100g), Na: Na⁺ intercambiable (meq/100g), K: K⁺ intercambiable (meq/100g), ARE: arena (%), LIM: limo (%), ARC: arcilla (%).

Tabla 3.2. Medidas resumen de los atributos de muestreo (blanco) y de las cartas de suelos a escala 1:50.000 (gris). Estos datos corresponden a sólo una porción del área relevada (ver Fig. 3.1).

Variable	Media	D.E.	CV	Mín	Máx	Mediana	n
MOS	2,07	0,88	42,7	0,73	5,03	2,01	79
(%)	2,04	0,67	32,8	0,74	4,41	1,90	79
ARC	18,3	7,2	39,2	3,3	34,0	17,2	77
(%)	14,8	7,0	47,1	4,1	27,8	13,2	77
pH	6,86	0,56	8,2	5,90	9,20	6,70	78
	6,25	0,43	6,9	5,51	7,50	6,24	78

DE = desvío estándar, CV = coeficiente de variación, Mín = valor mínimo, Máx = valor máximo, n= número de muestras, MOS: materia orgánica (%), ARC: arcilla (%), pH: pH (relación suelo agua 1:2,5).

Es necesario tener en cuenta que los procedimientos utilizados para la toma de muestras fueron diferentes. Mientras que para el muestreo en grilla se tomaron muestras compuestas de los primeros 15 cm para la confección de las cartas de suelo se tomaron muestras únicas del primer horizonte genético. La profundidad promedio del horizonte superficial de las series descritas en las cartas de suelo fue de 18,7 cm, con valores mínimos y máximos de 6 y 60 cm respectivamente (DE:5,4; CV: 28,9; mediana: 18 cm). Estas diferencias metodológicas hacen que se introduzca un grado de incerteza adicional al comparar los datos (Yan *et al.*, 2011)

Regresiones lineales

El análisis de regresión lineal permite ver la relación existente, para cada sitio de muestreo, entre los valores de un atributo según las cartas de suelo y según el muestreo. Los gráficos correspondientes a las fracciones granulométricas se presentan en la Fig. 3.2.

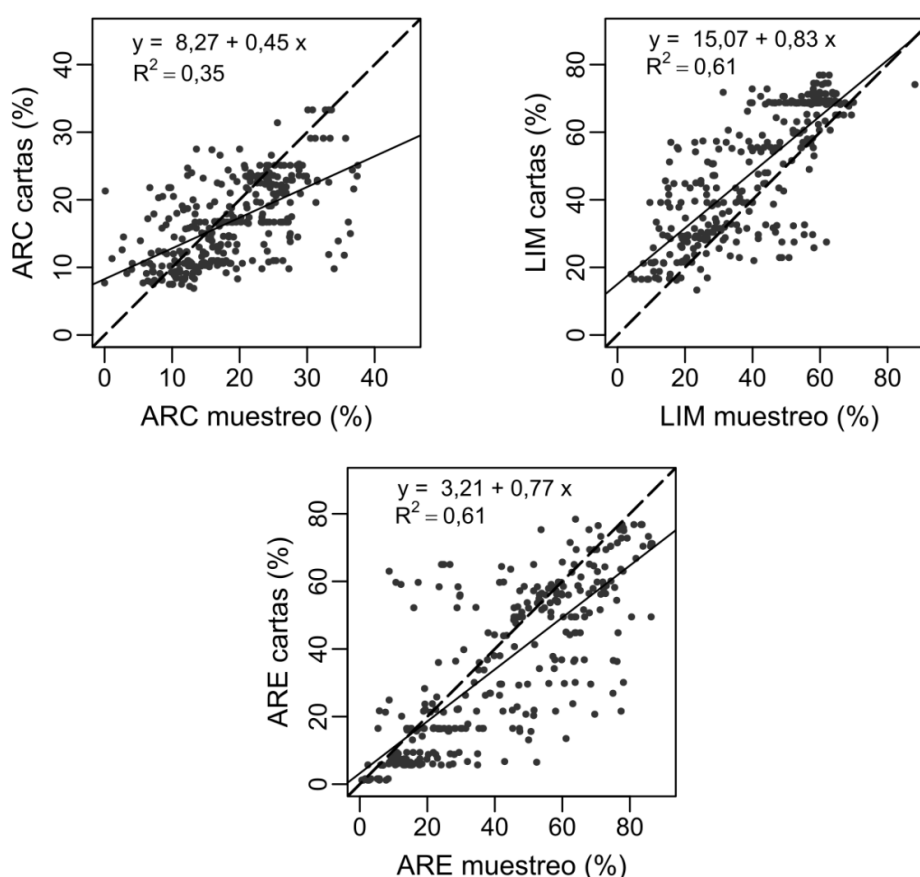


Figura 3.2. Regresión lineal entre valores de muestreo y valores de cartas de suelos para las fracciones granulométricas. La línea continua representa el ajuste por mínimos cuadrados y la línea discontinua representa la pendiente 1:1. En todos los casos los coeficientes tuvieron una significancia $p < 0,001$. Excepto intercepto de ARE ($p < 0,1$).

Las variables LIM y ARE obtuvieron un R^2 de 0,61, aunque los valores de LIM obtenidos en el muestreo fueron inferiores a los reportados en las cartas de suelo mientras que ocurrió a la inversa para ARE. Por otra parte, para la variable ARC el ajuste fue menor ($R^2 = 0,35$) y la línea de tendencia se diferenció en mayor medida de la línea 1:1 con respecto a las otras fracciones granulométricas.

Las regresiones correspondientes a los cationes de intercambio se muestran en la Fig. 3.3. En este caso se observó menor ajuste que en las variables mencionadas anteriormente, en particular para el caso de Na^+ y Mg^{2+} . El K^+ fue el que obtuvo mejor ajuste dentro de este grupo de atributos ($R^2 = 0,29$) y se puede apreciar que su línea de tendencia es la más paralela a la 1:1.

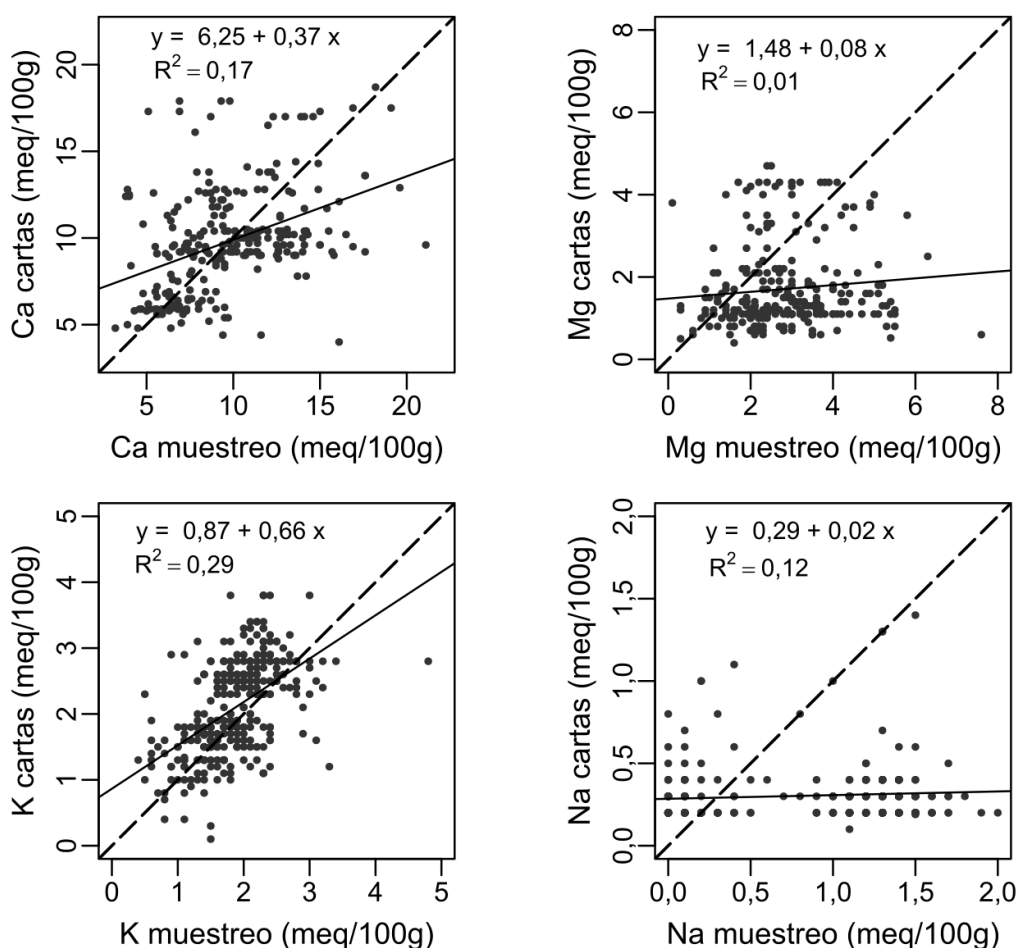


Figura 3.3. Regresión lineal entre valores de muestreo y valores de cartas de suelos para los cationes de intercambio. La línea continua representa el ajuste por mínimos cuadrados y la línea discontinua representa la pendiente 1:1. Todos los coeficientes tuvieron una significancia $p < 0,001$ a excepción de la pendiente de Mg ($p = 0,11$).

La Fig. 3.4 presenta los gráficos de las regresiones lineales de las variables restantes (MOS, Nt, pH y CIC). Estas variables mostraron un ajuste levemente mejor que para el caso de los cationes intercambiables, pero sensiblemente inferior a las fracciones granulométricas.

Para revelar si hubo un efecto de las diferentes formas de recolección de muestras entre las cartas de suelos (por horizonte genético) y el muestreo sistemático (0-15 cm) se realizaron análisis de correlación entre las diferencias entre profundidades y las diferencias en los atributos edáficos. No se encontró correlación significativa para ninguna variable a excepción de pH y Mg ($\rho = 0,28$ y $0,30$ respectivamente), por lo que se asume que este factor no resulta determinante en el grado de ajuste entre los valores de las distintas fuentes de información.

La falta de ajuste entre los valores provistos por las cartas de suelo y los provenientes del muestreo tienen a priori dos posibles causas. La primera estaría relacionada al factor temporal ya que la primera carta de suelos publicada para la provincia de Córdoba data de 1978, es decir que sus datos ya tienen más de 40 años de antigüedad. La segunda corresponde al factor espacial, determinado por la escala de trabajo.

El factor temporal quedaría en evidencia ya que variables poco afectadas por el manejo como son las fracciones granulométricas (Guimarães, 2000; Souza *et al.*, 2004) mostraron mejor ajuste que aquellas más afectadas por el uso y manejo del suelo como puede ser pH (Pilatti *et al.*, 1988; Liebig *et al.*, 2002), MOS (Pilatti *et al.*, 1988; Krüger, 1996; Balesdent *et al.*, 2000; Álvarez, 2001; Apezteguía y Sereno, 2002; Díaz-Zorita *et al.*, 2004; Sainz Rosas *et al.*, 2007). Sin embargo, no habría que descartar que las variables naturalmente tengan una variabilidad espacial diferente y no pueda atribuirse la falta de ajuste sólo al efecto del uso y manejo.

El efecto de la escala de mapeo y de la variabilidad espacial de los atributos de suelo sobre el grado de ajuste de la regresión lineal fue analizado desde dos perspectivas. Una fue a través de la partición de los datos según correspondieran a UC simples o compuestas. La otra fue a mediante el cambio de escala de mapeo, utilizándose datos de UC mapeadas a escala 1:50.000 en lugar de 1:500.000 como se analizó anteriormente.

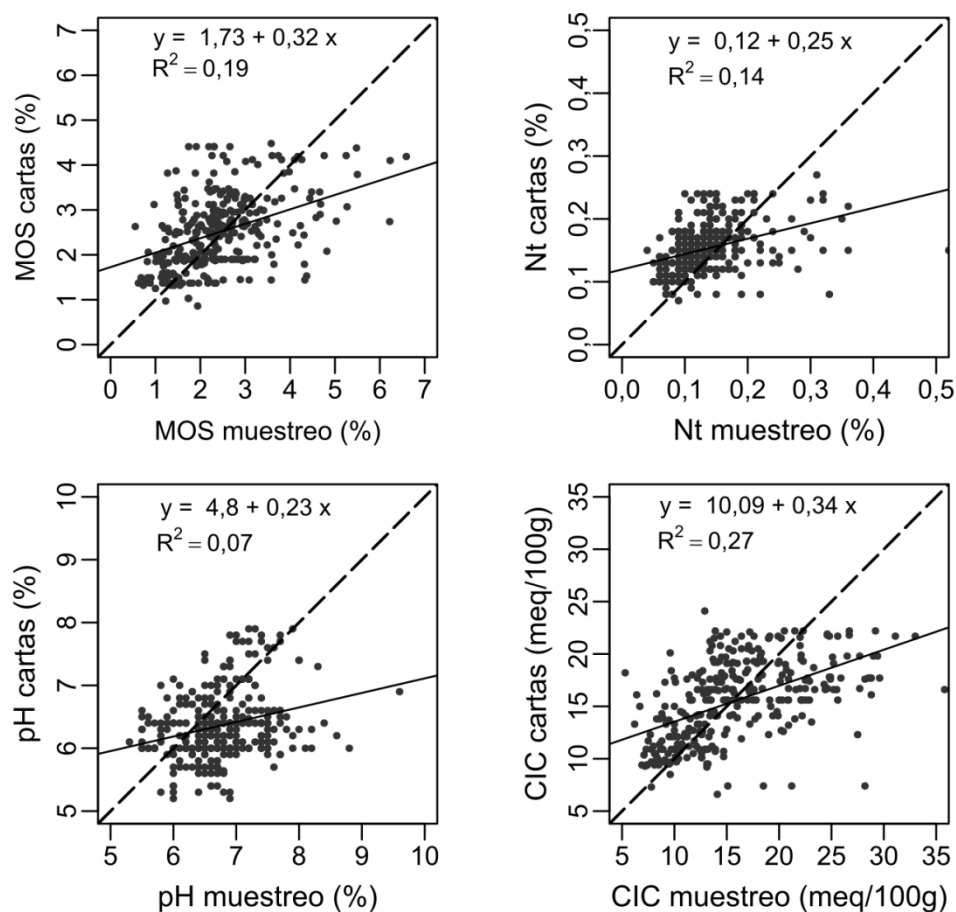


Figura 3.4. Regresión lineal entre valores de muestreo y valores de cartas de suelos para MOS, Nt, pH y CIC. La línea continua representa el ajuste por mínimos cuadrados y la línea discontinua representa la pendiente 1:1. En todos los casos los coeficientes tuvieron una significancia $p < 0,001$.

Las UC simples corresponderían a zonas con una menor variabilidad espacial en sus atributos edáficos ya que se pudo asignar un solo suelo a toda el área cubierta por la UC, por lo tanto, es más probable que los valores muestrales obtenidos en sitios mapeados como consociaciones muestren un mayor grado de ajuste con los datos de las cartas de suelo que para los sitios de muestreo correspondientes a asociaciones o complejos. En la Tabla 3.3 se presentan las regresiones lineales de cada variable entre los datos de muestreo y los de las cartas de suelo discriminadas por tipo de UC (simples o compuestas).

Tabla 3.3. Coeficientes de regresión y parámetros de ajuste entre los datos de muestreo y los de las cartas de suelo.

Var.	UC Simples				UC Compuestas			
	Ecuación	R ²	ECMP	n	Ecuación	R ²	ECMP	n
ARC	$y = 1,32 + 0,66x$	0,59	12,5	73	$y = 9,09 + 0,42x$	0,31	28,1	240
LIM	$y = 13,37 + 0,96x$	0,77	89,8	73	$y = 16,11 + 0,77x$	0,56	149,1	240
ARE	$y = -4,21 + 0,90x$	0,79	121,6	73	$y = 5,85 + 0,72x$	0,56	245,9	240
Ca	$y = 5,99 + 0,36x$	0,12	7,3	66	$y = 6,43 + 0,36x$	0,18	8,3	193
Mg	$y = 1,20 + 0,23x$	0,03	1,75	66	$y = 1,51 + 0,06x$	0,01	0,86	193
K	$y = 1,33 + 0,52x$	0,23	0,33	76	$y = 0,80 + 0,66x$	0,28	0,37	240
Na	$y = 0,21 + 0,01x$	0,02	0,001	76	$y = 0,32 + 0,02x$	0,12	0,04	240
MOS	$y = 0,92 + 0,53x$	0,39	0,34	76	$y = 1,97 + 0,27x$	0,15	0,57	242
NT	$y = 0,09 + 0,38x$	0,31	0,001	76	$y = 0,13 + 0,21x$	0,11	0,002	242
pH	$y = 5,48 + 0,13x$	0,05	0,11	76	$y = 4,64 + 0,26x$	0,08	0,33	242
CIC	$y = 7,05 + 0,55x$	0,41	9,3	76	$y = 10,66 + 0,31x$	0,25	11,3	242

ECMP: Error cuadrático medio de predicción, ARC: arcilla (%), LIM: limo (%), ARE: arena (%), Ca: Ca⁺² intercambiable (meq/100g), Mg: Mg²⁺ intercambiable (meq/100g), K: K⁺ intercambiable (meq/100g), Na: Na⁺ intercambiable (meq/100g), MOS: materia orgánica (%), NT: nitrógeno total (%), pH: pH (relación suelo agua 1:2,5), CIC: capacidad de intercambio catiónico (meq/100g).

Como puede observarse en la Tabla 3.3 de las 11 variables analizadas en siete se obtuvieron valores de R² más elevados cuando se trató de UC simples, mientras que si se tiene en cuenta el error cuadrático medio de predicción (ECMP) en todos los casos a excepción de Mg²⁺ los errores de predicción fueron menores. Analizando las ecuaciones se puede observar la misma tendencia ya que para las UC simples se obtuvieron interceptos más cercanos a cero y pendientes más cercanas a uno, es decir que se acerca más a la línea 1:1 de un ajuste ideal. Este mejor ajuste en las unidades simples sugiere que los mapas de suelos a escalas de mayor detalle, en los que aumenta la proporción de consociaciones, pueden brindar información edáfica más cercana a los valores producto de un muestreo.

Como se mencionó anteriormente, el efecto del factor escala de mapeo sobre los ajustes se exploró con tres variables (MOS, pH y ARC) con datos de UC a escala 1:50.000. Las regresiones se presentan en la Fig. 3.5. En el caso de ARC se observó que el R², tuvo un incremento de 0,35 a 0,63 y el ECMP descendió de 24,7 a 20,6 con respecto a las UC a

escala 1:500.000. En el caso de MOS también se obtuvo un mejor ajuste aunque de menor magnitud, pasando el R^2 de 0,19 a 0,29 y en donde el ECMP se mantuvo en valores similares pasando de 0,56 a 0,59. En contraparte no se obtuvo un mejor ajuste para la variable pH donde el R^2 decreció de 0,07 a 0,02 aunque el ECMP descendió de 0,38 a 0,34. Esto puede deberse a que el pH tiene alta variabilidad espacial incluso a escala de lote (Becerra *et al.*, 2012). Aun así, los errores de predicción para esta variable son numéricamente bajos por lo que la estimación a partir de las cartas de suelos no supondría, en la mayoría de los casos, diferencias de magnitud con respecto al valor real.

Análisis de la varianza

El análisis de la varianza permite comparar las poblaciones, es decir que nos indicaría si los datos provenientes de las cartas de suelo difieren de los provistos por el muestreo reciente. Como se mencionó anteriormente la discrepancia entre los datos poblacionales pueden deberse a cambios en los atributos de suelo en el transcurso del tiempo desde que fueron relevados para realizar las cartas de suelos hasta el momento del muestreo y a los errores propios debidos a la escala de trabajo. El análisis de la varianza mostró diferencias significativas (LSD Fisher $\alpha=0,05$) para la mayoría de las variables estudiadas a excepción de CIC, MOS y Ca^{2+} (Tabla 3.4).

Los resultados para MOS difieren de lo encontrado por Vázquez *et al.* (1990) y Urricariet y Lavado (1999) para suelos de la provincia de Buenos Aires donde niveles de MOS en suelos bajo producción agropecuaria fueron menores comparados a los de las series de suelo zonales o a condiciones prístinas, respectivamente. Berhongaray *et al.* (2013) también indicaron que los niveles de MOS decayeron en gran parte de la provincia de Córdoba, aunque señalan que estos descensos se produjeron antes del periodo 1960-1980, es decir previo al relevamiento que dio origen a las cartas de suelos. Estudios de otros países también encontraron una disminución de la MOS en comparación con lo informado en las cartas de suelos por ejemplo para Gales e Inglaterra (Bellamy *et al.*, 2005); Nueva Zelanda (Schipper *et al.*, 2007) y Bélgica (Stevens y van Wesemael, 2008).

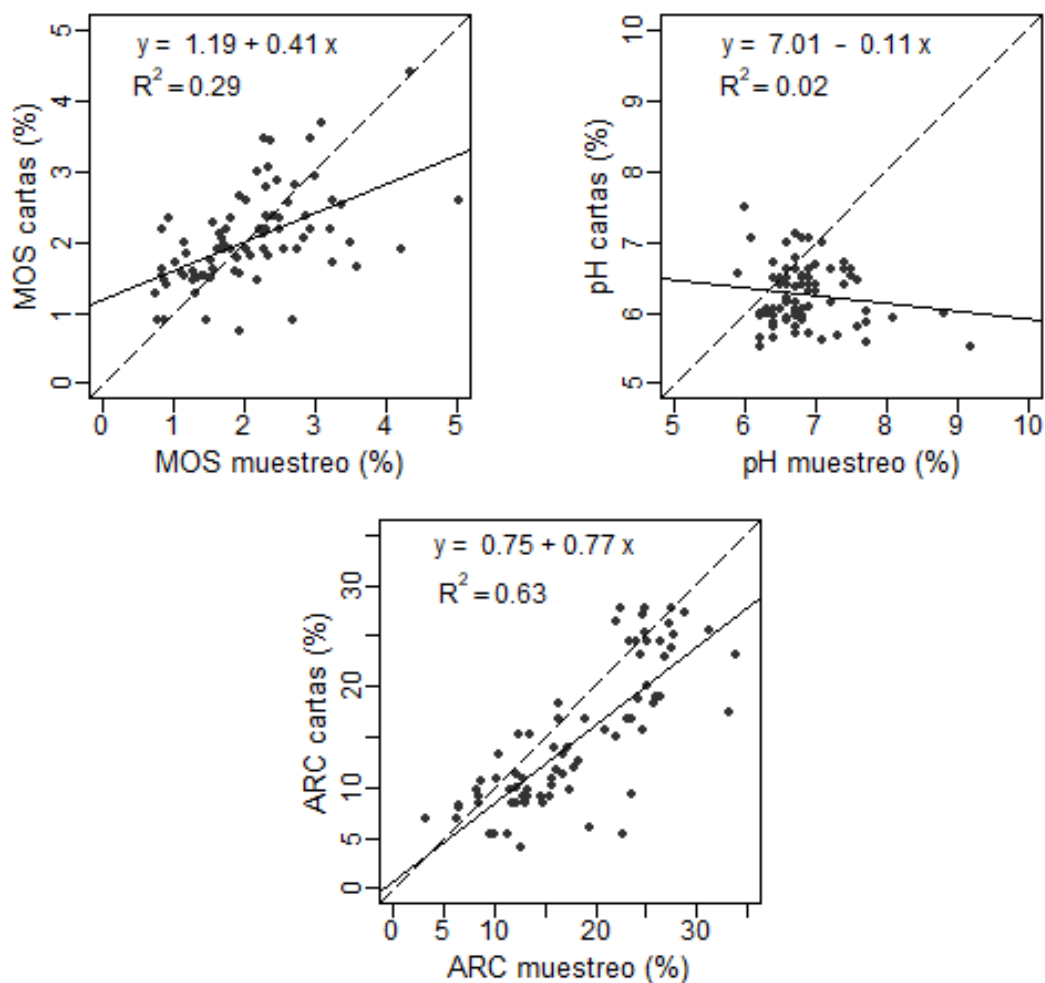


Figura 3.5. Regresión lineal entre valores de muestreo y valores de cartas de suelos (escala 1:50.000) para MOS, pH y ARC. La línea continua representa el ajuste por mínimos cuadrados y la línea discontinua representa la pendiente 1:1.

La CIC no mostró diferencias significativas. Esto podría explicarse porque los valores de MOS también se mantuvieron constantes y el incremento de ARC, si bien significativo, fue de baja magnitud. Las arcillas predominantes en la región son de tipo illíticas (Rocca *et al.*, 2006) que tienen una capacidad de intercambio catiónico relativamente baja de entre 10 y 40 meq/100 g (Porta *et al.*, 2003), por lo que incrementos leves en el porcentaje de arcillas podría no traducirse en incrementos en la CIC. Urricariet y Lavado (1999) tampoco encontraron cambios en CIC al comparar suelos en condición prístina con suelos con corta y larga historia agrícola por más que se hubiesen observado disminuciones de los contenidos de MOS.

En el caso del pH, los datos del muestreo resultaron superiores a los de las cartas. Frecuentemente se reporta el caso inverso, es decir la disminución del pH en suelos bajo

producción agrícola debido al uso de fertilizantes (Liebig *et al.*, 2002) o por extracción de bases (Vázquez, 2005; citado en Sainz Rosas *et al.* 2007). Sin embargo, en otros estudios en regiones semiáridas o subhúmedas no se detectaron variaciones en el pH (Krüger, 1996; Díaz-Zorita *et al.*, 2004), debido en parte a que el nivel de fertilización nitrogenada en Argentina sería muy bajo como para causar la disminución del pH (Díaz-Zorita *et al.*, 2004).

Menos esperables fueron las diferencias encontradas en las fracciones granulométricas ya que es un atributo de suelo estable en el tiempo (Allred *et al.*, 2008) y poco dependiente del manejo (Guimarães, 2000; Souza *et al.*, 2004). Sin embargo, se han reportado aumentos de la fracción arcilla debido posiblemente a la erosión (Berhongaray *et al.*, 2013).

Con respecto a los cationes la invariabilidad en, según Urricariet y Lavado (1999) Ca sería explicada por la baja extracción de este nutriente que hacen los cultivos y la riqueza de este elemento en los suelos que permitiría un ciclado dentro del perfil. Estos autores también reportaron descensos en los valores de K debido al uso agrícola de los suelos. Más difícil de explicar son los aumentos en Na⁺ y Mg²⁺ aunque podría deberse a un aporte desde las napas. En este sentido Jayawickreme *et al.* (2011) señala que la deforestación y el cambio de uso de la tierra hacia la agricultura provoca, en regiones semiáridas, ascensos de la napa freática y en consecuencia la acumulación de sales en superficie al concentrarse por evaporación; proceso que ha sido descrito para la región del Espinal que abarca gran parte de la provincia de Córdoba. Este ascenso de napas también ha sido reportado por Canale *et al.* (2011) para la región centro-sur de la provincia que aportan iones y aumentan el pH de suelo.

El análisis de la varianza se realizó también con los datos de las UC escala 1:50.000. Los resultados fueron similares a los obtenidos anteriormente, sin encontrarse diferencias en MOS pero sí en pH y ARC (Tabla 3.5). Este resultado era esperable ya que las diferencias poblacionales no son dependientes de la escala.

Tabla 3.4. Análisis de la varianza entre datos provenientes de las cartas de suelo (escala 1:500.000) y datos provenientes del muestreo.

Variable	Origen	n	Media		DMS
MOS	Muestreo	318	2,44	A	0,15
	Cartas		2,51	A	
Nt	Muestreo	318	0,14	A	0,01
	Cartas		0,15	B	
CIC	Muestreo	318	15,77	A	0,77
	Cartas		15,51	A	
pH	Muestreo	318	6,76	A	0,09
	Cartas		6,36	B	
Ca ²⁺	Muestreo	258	9,76	A	0,57
	Cartas		9,83	A	
Mg ²⁺	Muestreo	258	2,82	A	0,20
	Cartas		1,71	B	
Na ⁺	Muestreo	316	1,24	A	0,35
	Cartas		0,31	B	
K ⁺	Muestreo	316	1,85	A	0,10
	Cartas		2,09	B	
ARE	Muestreo	313	41,28	A	3,71
	Cartas		34,93	B	
LIM	Muestreo	313	39,96	A	2,87
	Cartas		48,16	B	
ARC	Muestreo	313	18,77	A	1,11
	Cartas		16,80	B	

Tabla 3.5. Análisis de la varianza entre datos provenientes de las cartas de suelo (escala 1:50.000) y datos provenientes del muestreo.

Variable	Origen	n	Media		DMS
MOS	Muestreo	79	2,07	A	0,25
	Cartas		2,04	A	
pH	Muestreo	78	6,86	A	0,16
	Cartas		6,25	B	
ARC	Muestreo	77	18,31	A	2,25
	Cartas		14,89	B	

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$).

DMS= Diferencia mínima significativa, MO = materia orgánica (%), Nt = nitrógeno total (%),CIC = capacidad de intercambio catiónico (meq /100 g), pH: pH en agua (1:2,5), Ca: calcio intercambiable (meq 100g⁻¹), Mg: magnesio intercambiable (meq 100g⁻¹), Na: sodio intercambiable (meq 100g⁻¹), K: potasio intercambiable (meq 100g⁻¹), ARE = arena total (%), LIM = limo (%),ARC = arcilla (%).

Test de Wilcoxon para muestras apareadas

El test no paramétrico de Wilcoxon para muestras apareadas se llevó a cabo para comparar entre sí cada dupla de datos carta-muestreo correspondiente a cada atributo y para cada sitio. Este análisis se realizó en forma paralela para los datos de las cartas de suelos a escala de reconocimiento como de semidetalle.

Este test indicó que cuando se utilizaron los datos de los mapas a escala 1:500.000 hubo diferencias significativas para todas las propiedades de suelo excepto CIC y Ca. Estas discrepancias podrían estar explicadas en parte por el factor escala ya que cuando se evaluaron los datos obtenidos de las unidades cartográficas a escala 1:50.000 no se encontraron diferencias en MOS, aunque se mantuvieron las diferencias en ARC y pH. Estos resultados en conjunto con los de los análisis anteriores revelan la importancia de contar con mapas de suelos de mayor nivel de detalle, que han probado tener una alta relación beneficios/costos (Hartemink, 2008). Esta necesidad de contar con mapas de suelos a escala de mayor detalle para aplicaciones ambientales (erosión, contaminación, almacenamiento de carbono, etc.) ha sido reconocida como una problemática a superar (Collard *et al.*, 2014).

Mapas temáticos de atributos edáficos

La interpolación por *kriging* de los valores de cada atributo determinado para los sitios de muestro resultó en mapas temáticos de valores continuos para cada una de estas variables. A modo de ejemplo se muestran los resultados, para MOS, del análisis previo a la interpolación. Todas las variables fueron analizadas en forma particularizada para construir el mapa correspondiente. La Fig. 3.6 muestra la distribución espacial de MOS para la provincia de Córdoba y su distribución de frecuencias. Se puede observar que existe cierta tendencia en la distribución espacial, donde por ejemplo el suroeste se destaca por bajos valores. Otro aspecto que se observa es la presencia de algunos valores atípicos (*outliers*) y una distribución de frecuencias que se aleja de la normal debido a ellos.

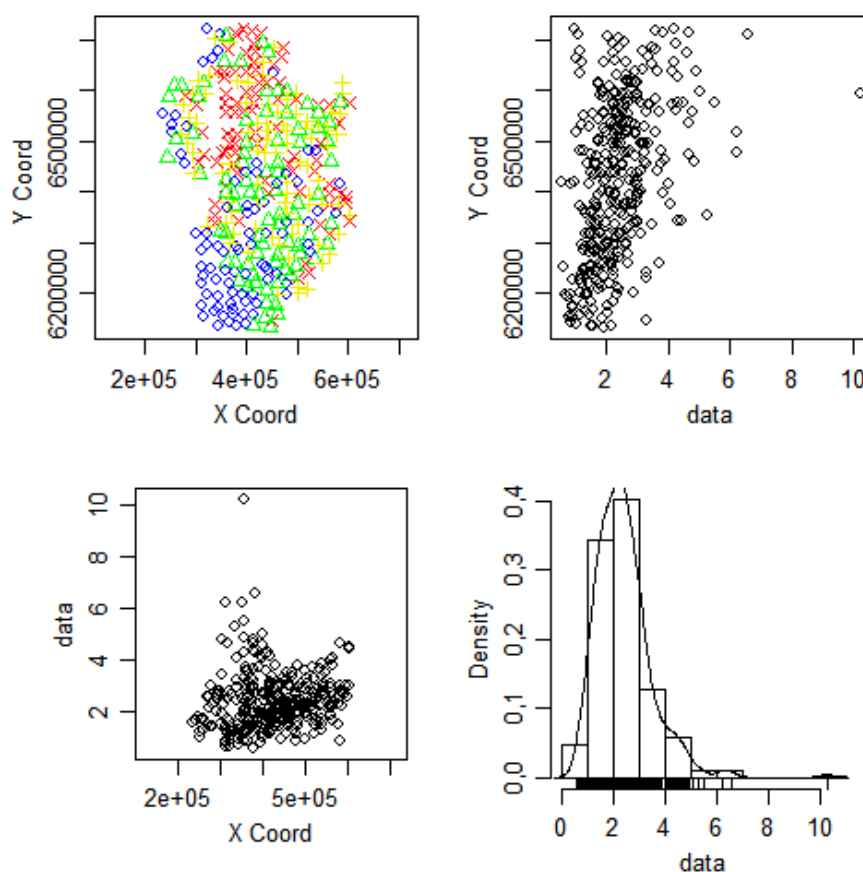


Figura 3.6. Distribución del valor de MOS por cuartiles (sup. izq.), distribución del valor de MOS en función de la longitud (sup. der.) y latitud (inf. izq.) e histograma de frecuencias.

Esta tendencia espacial junto a la presencia de valores atípicos o “colas” en el histograma deben ser consideradas y removidas para que la interpolación obtenga resultados representativos. En la Fig. 3.7 se aprecia la nueva distribución de MOS luego del tratamiento de los datos mediante la remoción de la tendencia espacial y el descarte de los valores atípicos.

Luego se calculó el semivariograma experimental y se ajustó un modelo teórico circular (el que minimizó los residuos) que se utilizó en la interpolación (Fig. 3.8). El gráfico del semivariograma permite visualizar una baja estructura espacial de la variable MOS, que se aprecia por un alto “efecto pepita” en relación a la “meseta”. Es probable que el distanciamiento entre puntos de muestreo (aproximadamente 20 km entre ellos) sea excesivo y se requiera un muestreo más intensivo para poder captar la estructura espacial de esta variable.

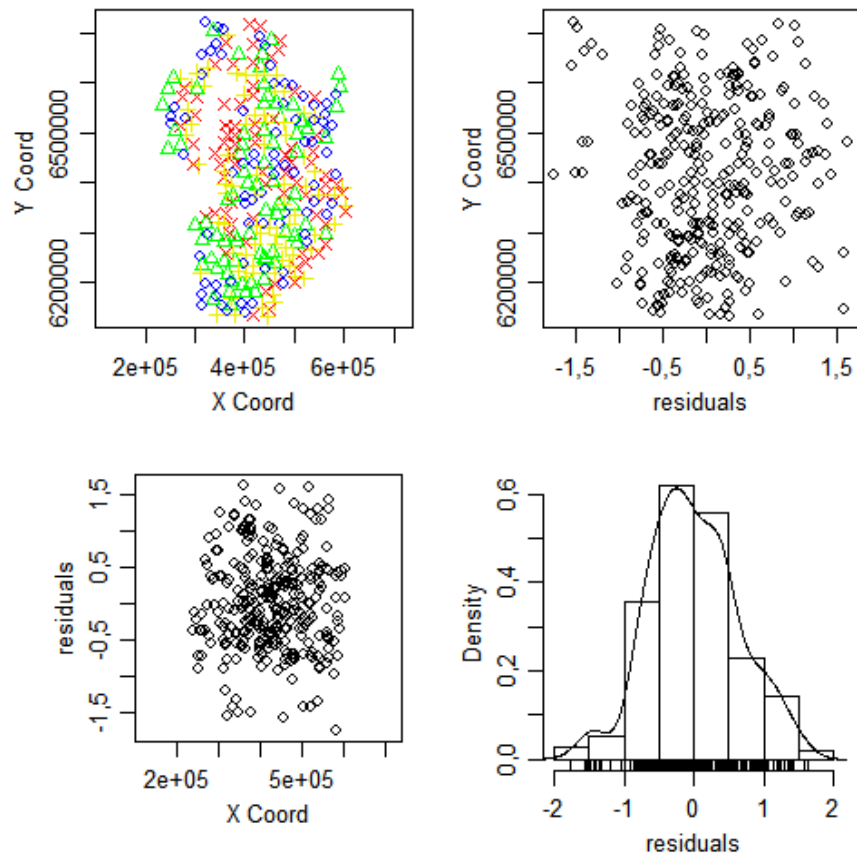


Figura 3.7. Distribución del valor de MOS por cuartiles (sup. izq.), distribución del valor de MOS en función de la longitud (sup. der.) y latitud (inf. izq.) e histograma de frecuencias luego del tratamiento de los datos.

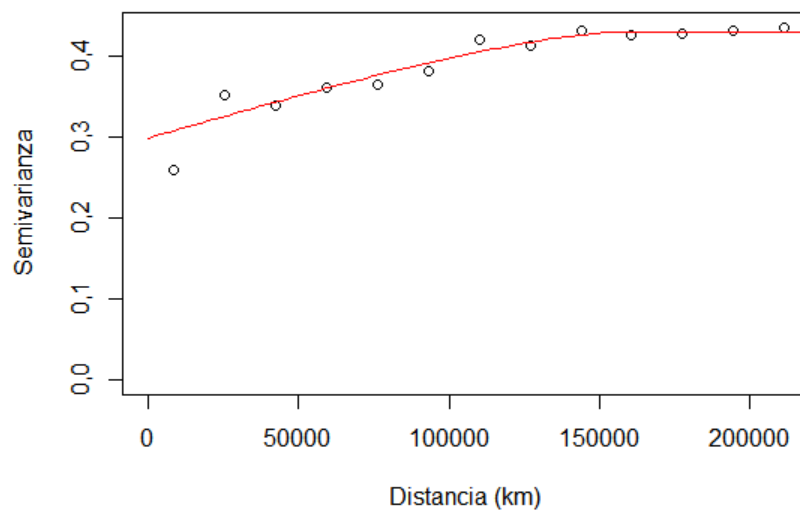


Figura 3.8. Semivariograma experimental (círculos) y modelo ajustado (línea) para MOS.

Integrando el resultado de la interpolación con otras capas de información como ser límites departamentales, áreas de lagunas y salinas, etc. se generó el mapa de MOS que se muestra en la Fig. 3.9 que permite ver la distribución espacial de MOS en la provincia de Córdoba. Análogamente se muestra el contenido de MOS según los datos provistos por las cartas de suelos. Un análisis visual permite ver que hay concordancia en los patrones de distribución aunque se observan menores valores de MOS en la región este en el mapa proveniente del muestreo con respecto al mapa realizado con datos de las cartas de suelos.

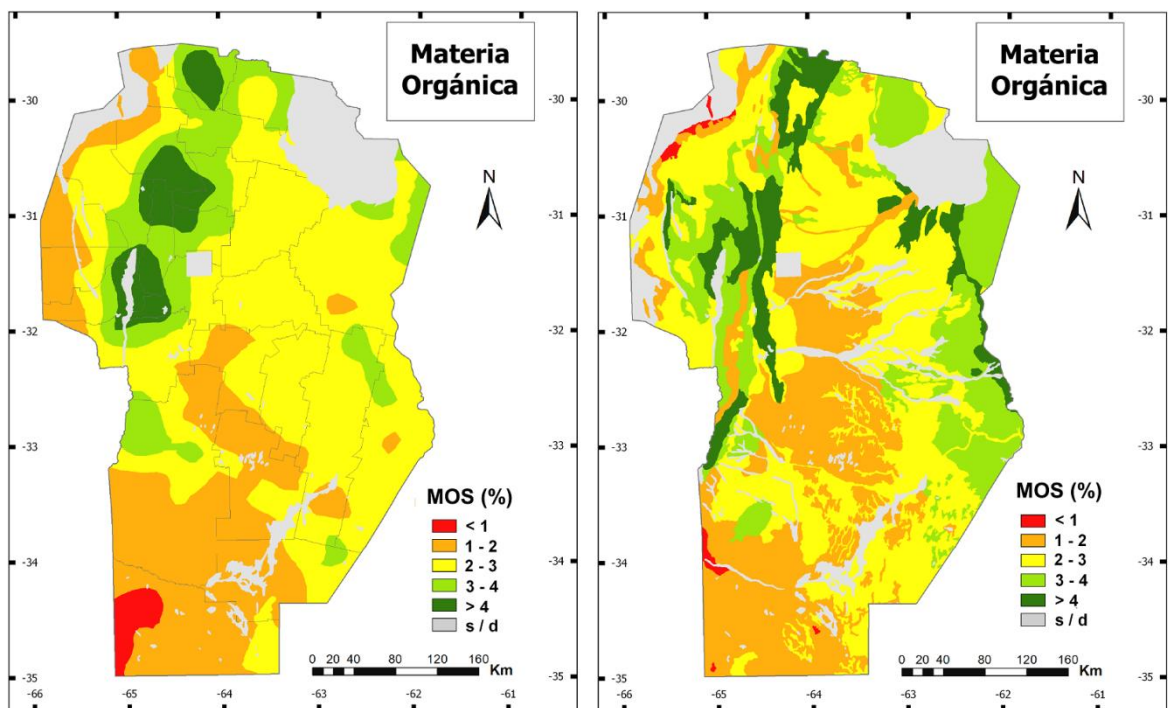


Figura 3.9. Mapas de MOS obtenidos a partir de datos del muestreo sistemático (0-15 cm) [izq.] y de los datos de las cartas de suelo (horizonte superficial)[der.].

Las Figuras 3.10 y 3.11 corresponden a las variables ARC y pH respectivamente. Como puede observarse el patrón de distribución de ARC es similar en ambos mapas aunque los valores muestrales sean mayores a los de las cartas. Sin embargo no ocurre lo mismo para pH donde se observan mayores discrepancias y valores más elevados en forma generalizada.

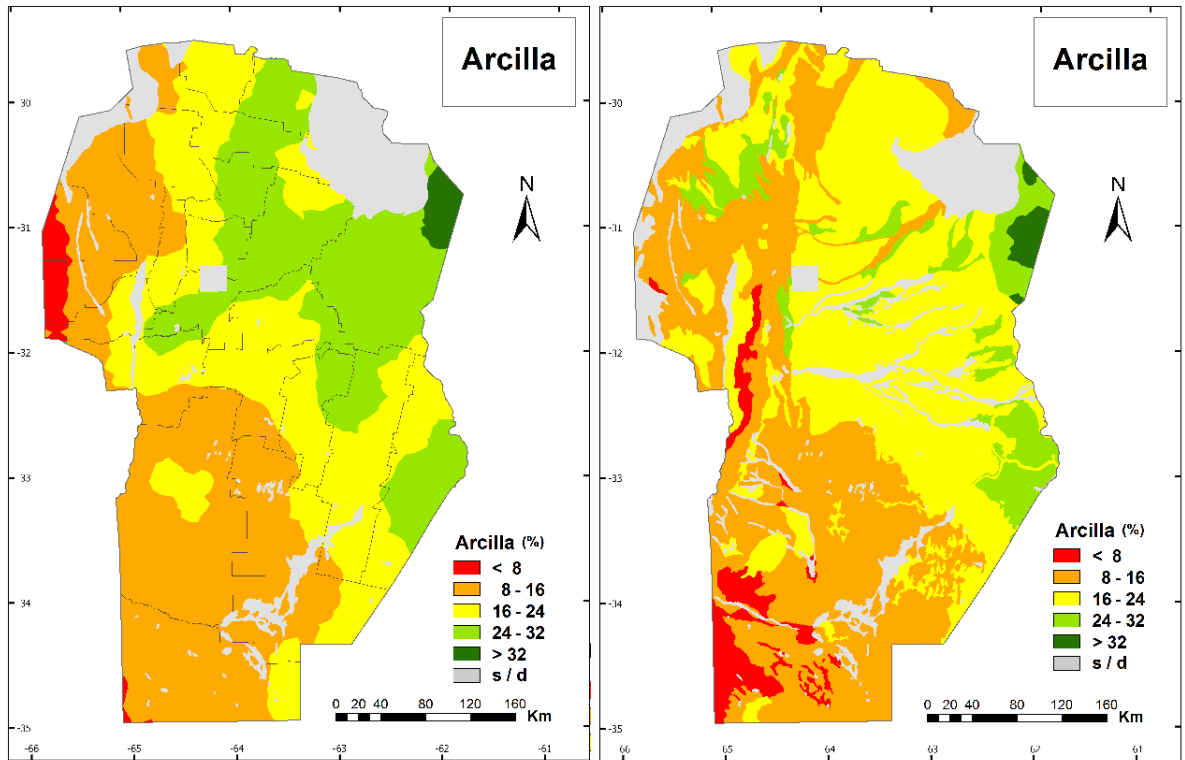


Figura 3.10. Mapas de ARC obtenidos a partir de datos del muestreo sistemático (0-15 cm) [izq.] y de los datos de las cartas de suelo (horizonte superficial)[der.].

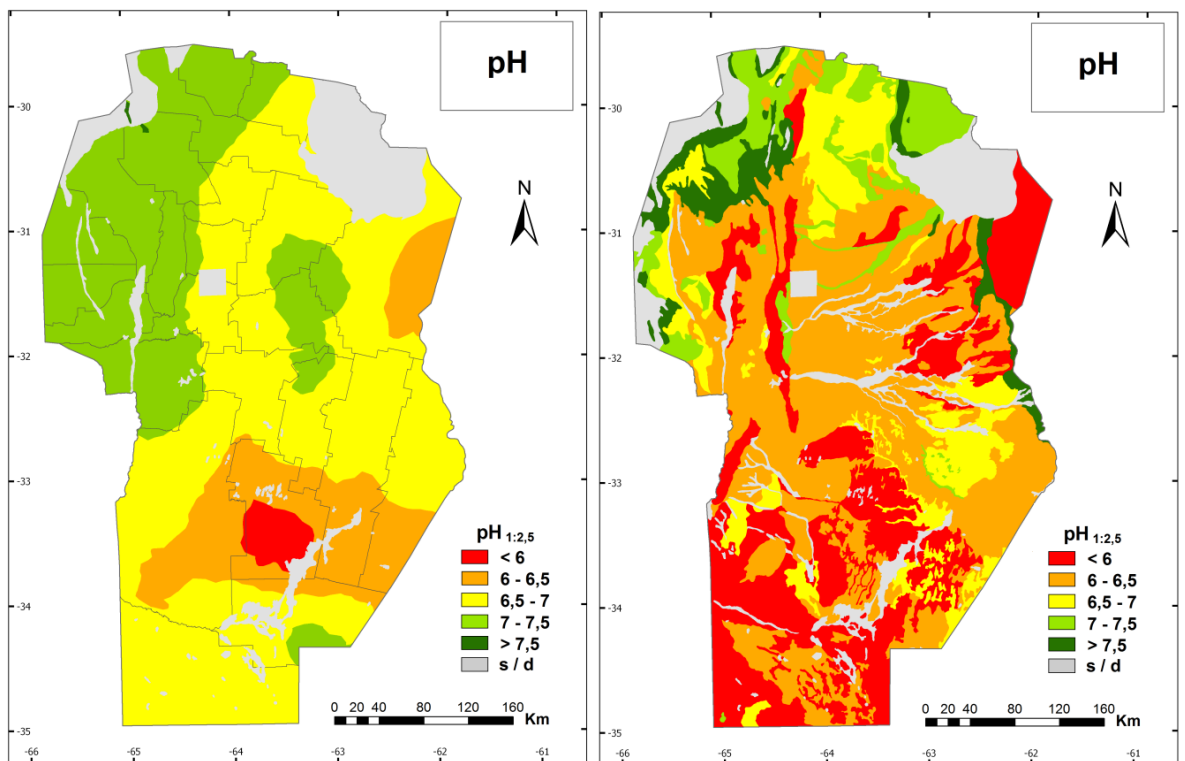


Figura 3.11. Mapas de pH obtenidos a partir de datos del muestreo sistemático (0-15 cm) [izq.] y de los datos de las cartas de suelo (horizonte superficial)[der.].

Se necesitan estudios complementarios para determinar las razones de estas diferencias ya que los aportes de sales alcalinas como causales del aumento de pH (Jayawickreme *et al.*, 2011; Canale *et al.*, 2011) resultan menos probables en zonas de napas muy profundas (Fig. 3.12).

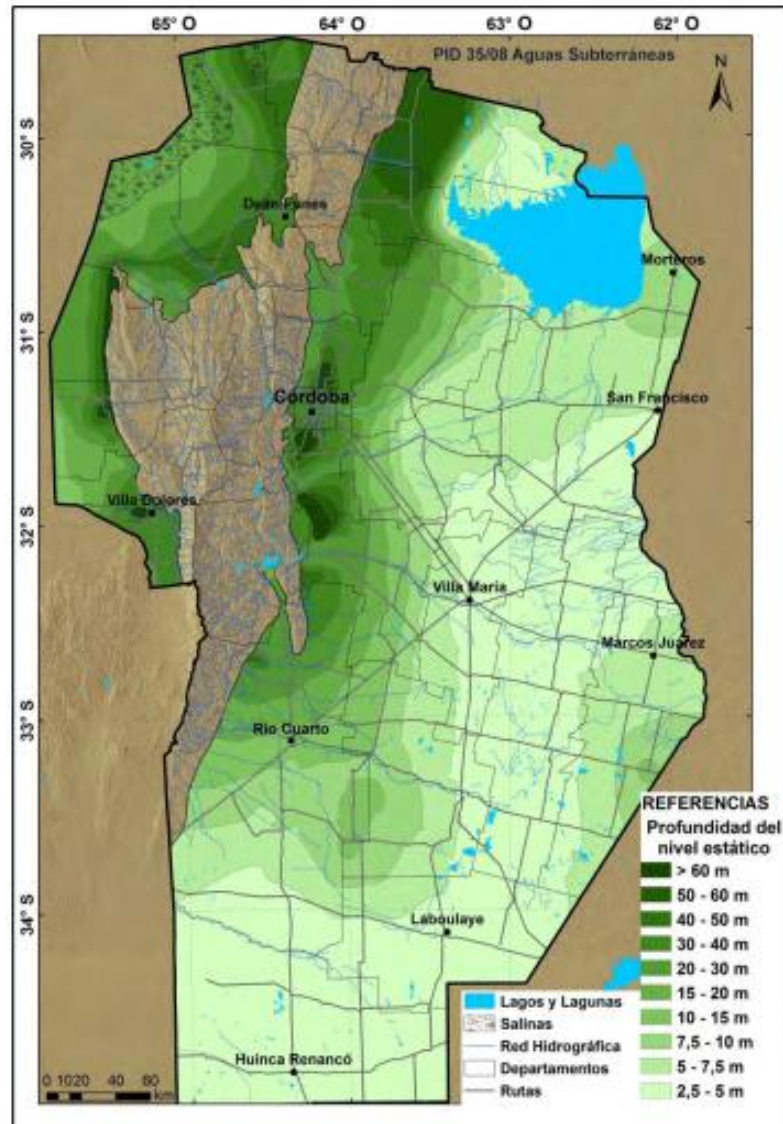


Figura 3.12. Mapa de líneas de isoprofundidad del nivel freático en la provincia de Córdoba. Extraído de: Blarasín *et al.* (2014).

Los mapas de la totalidad de los atributos edáficos analizados ya sean realizados a partir de datos del muestreo o de las cartas de suelos se encuentran en el Anexo 3.1.

Conclusiones

La comparación de las poblaciones de datos de muestreo con respecto a los de las cartas de suelos encontró diferencias significativas para la mayoría de las variables a excepción de MOS, CIC y Ca^{2+} . La diferencia metodológica en cuanto a la profundidad de tomas de muestras entre las cartas de suelo y el muestreo sistemático no resultó un factor determinante en estas diferencias.

El hecho de no observar cambios en MOS, una variable que tiende a disminuir en el tiempo en suelos en producción agrícola, hace pensar que la información analítica de las cartas de suelos podría ser considerada temporalmente actualizada o vigente. Sin embargo, la comparación entre pares de datos vinculados geográficamente, mostró diferencias significativas para todos los atributos de suelo a excepción de la CIC y Ca^{2+} . Esto es un indicio de la importancia del factor de escala de mapeo ya que se pudo comprobar que las predicciones realizadas sobre unidades cartográficas simples fueron mejores que las realizadas sobre unidades cartográficas compuestas; resultado que se reflejaron también cuando se utilizaron datos provenientes de mapas a escala de semidetalle (1:50.000) en comparación con los provenientes de mapas a escala de reconocimiento (1:500.000). En consecuencia, las predicciones o estimaciones que se realicen a partir de datos provenientes de mapas a escala de reconocimiento tendrán un mayor grado de incerteza que las realizadas con datos de relevamientos a escala más detallada.

Los mapas de variables edáficas provenientes de las distintas fuentes de información mostraron patrones similares de distribución espacial para los casos de MOS y ARC, mientras que no ocurrió lo mismo para pH. Esta concordancia espacial en algunas variables permitiría reconocer zonas o regiones de comportamiento diferencial independientemente de la fuente de información utilizada. Es decir que permiten un uso cualitativo aun cuando no se puedan hacer predicciones cuantitativas en forma precisa.

VARIABILIDAD ESPACIAL Y ZONIFICACIÓN DE LA CAPACIDAD DE ADSORCIÓN DE ATRAZINA A ESCALA REGIONAL A PARTIR DE LAS CARTAS DE SUELOS UTILIZANDO FUNCIONES DE PEDOTRANSFERENCIA^{1†}

Introducción

Una de las metas del ordenamiento territorial es pautar el uso de las diferentes unidades territoriales según sus atributos (Sánchez Ulloa, 2001), por ello los estudios sobre la identificación de los ambientes naturales y sus potenciales vulnerabilidades, son de vital importancia en la planificación ambiental ya que aportan a la mejor definición de acciones a ser implementadas en el espacio físico territorial (Spörl y Sanches Ross, 2004). La identificación de unidades territoriales homogéneas y su adecuada planificación de aprovechamiento, permite revertir procesos de deterioro de los recursos naturales contribuyendo al uso sostenible del suelo (Pérez, 1994).

La agricultura ha sido identificada como la mayor fuente de contaminación difusa de aguas superficiales y subsuperficiales (Tim y Jolly, 1994). En las cuencas agrícolas los fitosanitarios pueden ser liberados a cursos de agua y acuíferos a través de escurrimiento y lixiviación (Vázquez Amábile *et al.*, 2006). Esta contaminación difusa está influenciada por el uso y manejo de las tierras, por las propiedades del suelo y características meteorológicas e hidrológicas de la región. Estos factores tienen carácter geográfico

[†] Este capítulo corresponde al trabajo publicado como Becerra M.A., Hang S., Díaz-Zorita M y Mercuri P. 2013. Aplicación de sistemas de información geográfica para la delimitación de áreas con diferente capacidad de adsorción de atrazina. *Ciencia del Suelo* 31(2): 223-233.

debido a que varían en el espacio (Gilliand y Baxter-Potter, 1987). El destino de los herbicidas en el ambiente una vez aplicados está influenciado por variables climáticas, edáficas y de uso y manejo del suelo (Fig. 4.1).

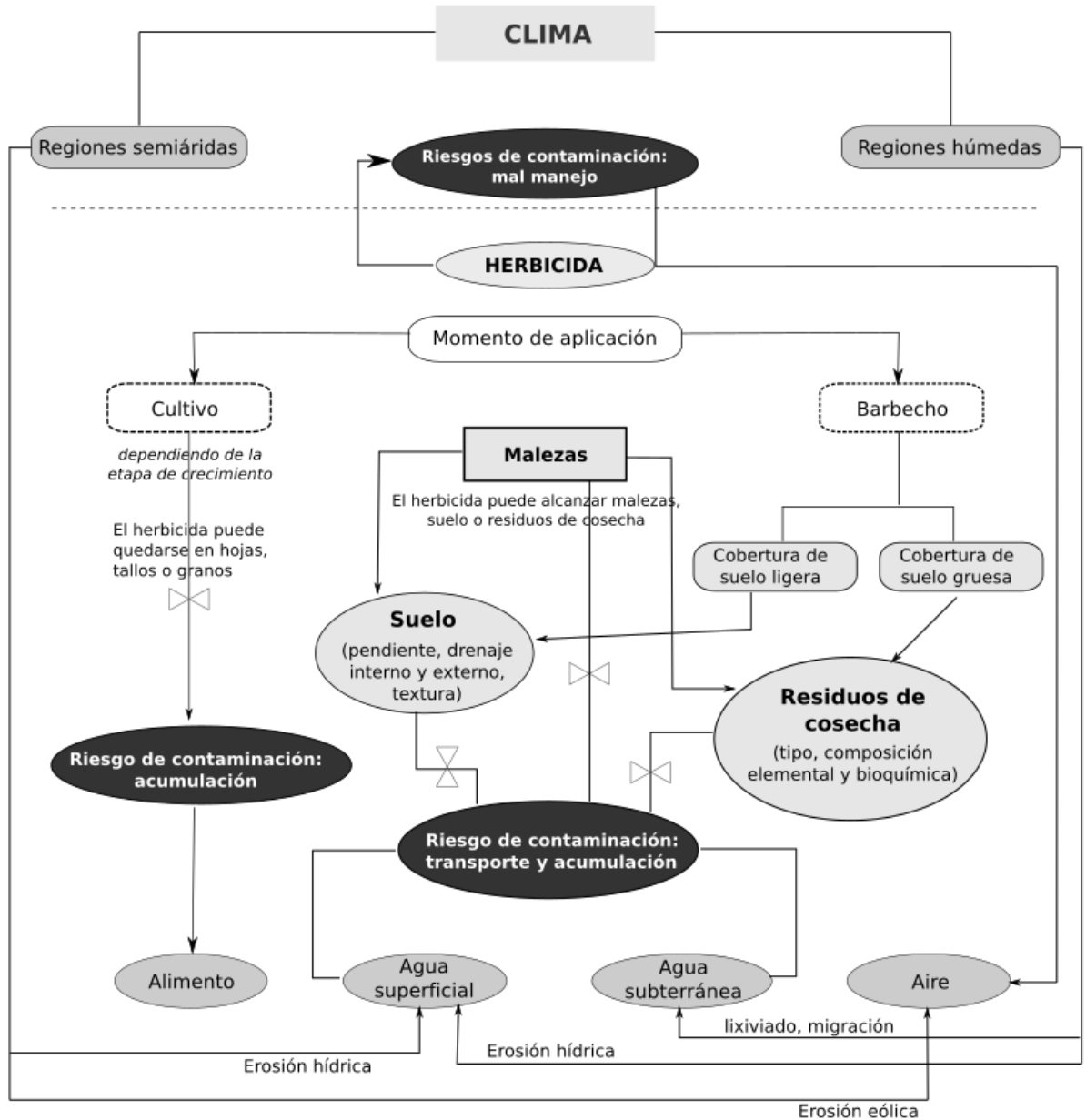


Figura 4.1. Posibles rutas de un herbicida luego de su aplicación. [Fuente: Hang *et al.* (2011b)].

Al llegar al suelo, y dependiendo de la molécula del agroquímico y de las propiedades edáficas particulares, los agroquímicos se reparten entre las fases sólida y líquida, proceso conocido como adsorción (Koskinen y Harper, 1990). Hay tres procesos

básicos que determinan el destino de un agroquímico en el ambiente edáfico: retención, degradación y transporte. La tasa de cada uno de estos procesos depende de las propiedades químicas, biológicas e hidráulicas del suelo. El coeficiente de distribución, K_d , es el coeficiente usado para caracterizar esta repartición entre la fase sólida y la fase líquida. Weber *et al.* (2004) reconocieron como un problema que suelen usarse valores de K_d promedio para predecir el comportamiento de los agroquímicos mediante modelos de simulación. Eso los llevó a desarrollar ecuaciones que estimen el K_d de forma más precisa a partir de otros parámetros de suelos. Para ello recopilaron información de numerosas bases de datos de fitosanitarios y publicaciones científicas donde se mencionara el K_d y variables edáficas como carbono orgánico, contenido de arcillas y pH. Para el caso de atrazina reunieron información de 185 suelos incluyendo valores de K_d y propiedades edáficas, y propusieron una ecuación para estimar el coeficiente K_d de atrazina (*2-cloro-a-etilamino-6-isopropilamino-s-triazina*). (En Anexo 4.1 se presentan las características fisicoquímicas de la molécula)

La regresión múltiple propuesta:

$$K_{d_w} (\text{L kg}^{-1}) = 4,1 + 0,43 \text{ MOS (\%)} + 0,09 \text{ ARC (\%)} - 0,81 \text{ pH} \quad [\text{Ec. 4.1}]$$

permitiría disponer de valores retención (K_{d_w}) estimados a partir de los valores de atributos tales como pH, materia orgánica (MOS) y arcilla (ARC), cuya medición es más sencilla y de menor costo que la de atrazina.

Conocer el comportamiento espacial de la retención de atrazina es importante no solo porque se trata de un herbicida de uso frecuente en Argentina, sino porque su comportamiento está fuertemente controlado por las características del suelo y por el sistema de manejo (Hang *et al.*, 2003, 2007c). Siendo la retención el proceso “llave” que determina la cantidad de herbicida que permanecerá en la solución donde ocurren las etapas de degradación y transporte, y por tratarse del proceso de menor variabilidad temporal, se considera que la retención, a través del coeficiente K_d que la parametriza, constituye el primer escalón en un estudio regional de comportamiento de este herbicida.

La información digital sobre los atributos de suelo permite, a través de la utilización de herramientas de los SIG, la interacción con otra información disponible para la misma zona, ampliando las posibilidades de análisis. Los SIG combinados con el modelado son

herramientas eficientes para identificar el potencial de contaminación no puntual o difusa tanto para el agua superficial como la subterránea (Petersen *et al.*, 1995). En el caso particular de los agroquímicos, este tipo de estudios permitirían darles una utilidad práctica a los coeficientes de adsorción al interpretarlos en el contexto integrado “suelo-ambiente-manejo”. El cambio de escala de los estudios puntuales de adsorción de agroquímicos es un tema que ha sido abordado de diferentes formas (Clay *et al.*, 2000; Sarmah *et al.*, 2004), sin embargo, son limitados los estudios locales que consideren este cambio.

Las cartas de suelos constituyen un valioso inventario de los diferentes tipos de suelos, su extensión y distribución espacial, por lo que pueden utilizarse para hacer predicciones acerca de las cualidades y potencialidades de esos suelos (Manchanda *et al.*, 2002). Mediante el uso de funciones de edafotransferencia estas cualidades pueden ser derivadas a partir de las características descritas en las cartas para esos suelos (Wagenet *et al.*, 1991). Las cartas de suelo de Córdoba (Argentina) reúnen la información necesaria para estimar los coeficientes de adsorción de atrazina para cada suelo descripto. Sin embargo, hay que tener en cuenta que las primeras publicaciones datan de fines de la década del '70, por lo cual poseen información desactualizada de los atributos afectados por el uso del suelo como es el caso de pH (Liebig *et al.*, 2002) y MOS (Balesdent *et al.*, 2000; Álvarez, 2001;), aun así, constituyen una valiosa fuente de datos a escala regional. Por otra parte, la aplicabilidad de estos modelos está sujeta a su validación con información local.

Los objetivos de este estudio fueron validar, para suelos pampeanos, el modelo predictivo del K_d de atrazina propuesto por Weber *et al.* (2004) y delimitar y cartografiar áreas homogéneas por capacidad de adsorción de atrazina a partir de información digitalizada de suelos de la provincia de Córdoba (Argentina).

Materiales y métodos

Validación de la ecuación de pedotransferencia

A fin de validar la aplicabilidad de la Ec. 4.1 para los suelos de la región central de Argentina se analizaron 46 datos de K_d medidos ($K_{d_{exp}}$) en 18 sitios representativos de la región pampeana (Daniel *et al.*, 2002; Hang y Sereno, 2002; Lenardón *et al.*, 2002;

Montoya *et al.*, 2003; Bedmar *et al.*, 2004; Martini, 2008; Bedmar *et al.*, 2011) determinando el grado de ajuste a los valores arrojados por la función.

En los casos donde se dispuso sólo del contenido de carbono orgánico (CO) se asumió una concentración de C en la MOS del 58% para la conversión de los valores de CO a MOS.

El ajuste entre los valores de $K_{d_{exp}}$ y K_{d_w} se evaluó aplicando análisis de regresión simple mediante el programa Infostat (Di Rienzo *et al.*, 2013) utilizando el ajuste por mínimos cuadrados de los desvíos. Además, se consideraron otras propiedades de suelos e información de manejo disponibles (Tabla 4.1) para la interpretación de las condiciones de aplicabilidad del modelo de estimación del K_d a suelos de la región pampeana.

Los suelos usados para la validación del modelo matemático de estimación del K_{d_w} presentaron rangos de pH de 5,5 a 7,5; de MOS de 0,86 a 13,1 %; de arcillas de 14,6 a 39,3% y de K_d de 0,32 a 9,39 L kg⁻¹. Se identificaron dos grupos de datos y para cada uno de ellos se realizó un ajuste lineal (Fig. 4.2a). Ambos grupos presentaron líneas de tendencia paralelas con una distancia entre ellas de 4,356 dada por la ordenada al origen, comprobado mediante un test de paralelismo entre regresiones lineales (Gardiner, 1997) en donde se aceptó la hipótesis nula de igualdad entre pendientes ($F = 1,24 < F_{0,05} = 4,08$). En base a las propiedades de los suelos ensayados no se pudo establecer una asociación que explique las diferencias encontradas. Por otra parte, sí se identificaron diferencias metodológicas en los experimentos para la obtención de las isothermas de adsorción. El grupo que presentó los $K_{d_{exp}}$ más altos correspondió a experimentos realizados a 20 °C, mientras que para el otro grupo la temperatura de equilibrio fue de 28 °C. La temperatura durante el proceso de equilibrio es un factor determinante de la repartición entre fase líquida y sólida del adsorbato dado la naturaleza exotérmica del proceso (Calvet, 1989). Para incluir todos los datos en la validación, los correspondientes al grupo realizado a 20 °C se corrigieron restándoles el valor 4,356 (Fig. 4.2b). El coeficiente de regresión del K_{d_w} fue de 0,788 ($R^2 = 0,84$) que, por su proximidad a la unidad, si bien no fue estadísticamente significativa, permitió considerar que el modelo de Weber *et al.* (2004) podía ser aplicado a suelos de la región pampeana argentina.

Tabla 4.1. Coeficiente de adsorción de atrazina (Kd) y propiedades de suelos en 46 sitios representativos de la región pampeana. Adaptado de Hang *et al.* (2011a).

Sitio	Sub Grupo	SL ¹	Prof. (cm)	pH	CO (g kg ⁻¹)	Arcilla (L kg ⁻¹)	Kd (L kg ⁻¹)	Temp (°C)	Fuente
Balcarce	Argiudol típico	-	0-10	5,6	38,8	290	9,4	20	Daniel <i>et al.</i> , 2002.
			10-20	5,6	37,7	295	8,8		
			20-30	5,8	25,4	302	5,8		
			30-40	6,1	17,6	348	5,3		
Tres Arroyos	Argiudol típico	-	0-10	6,0	24,5	280	7,3	20	Daniel <i>et al.</i> , 2002.
			10-20	5,8	20,1	296	5,0		
			20-30	6,0	13,7	353	5,5		
			30-40	6,5	9,2	393	3,4		
Coronel Dorrego	Argiudol típico	-	0-10	7,0	19,2	213	4,8	20	Daniel <i>et al.</i> , 2002.
			10-20	7,5	16,8	201	4,9		
			20-30	7,2	13,6	247	2,6		
			30-40	7,0	10	281	2,9		
Jesús María	Argiustol típico	SD ¹	0-18	6,0	21	280	1,5	28	Hang y Sereno, 2002.
			18-56	6,3	17	350	1,5		
			56-90	6,7	12	260	0,3		
			> 90	6,7	7	240	0,5		
Colonia Caroya	Haplustol éntico	SD	0-18	6,2	16	250	1,6	28	Hang y Sereno, 2002.
			18-52	6,5	6	220	0,5		
Colonia Caroya	Haplustol éntico	SD	52-85	7,3	4	180	0,8	28	Hang y Sereno, 2002.
			0-5	6,1	16,2	205	7,2		
San Gregorio	Hapludol típico	SD	5-20	6,3	13	218	6,9	-	Lenardón <i>et al.</i> , 2002.
			20-40	7,1	5	220	6,0		
			0-5	6,8	23,5	385	6,4		
Paraná	Chromudert árgico	SD	5-20	7,6	21	402	7,0	-	Lenardón <i>et al.</i> , 2002.
			20-40	7,7	14,9	549	8,8		
			0-5	6,0	15	242	8,0		
Rafaela	Argiudol ácuico	SD	5-20	6,0	13,5	285	5,5	-	Lenardón <i>et al.</i> , 2002.
			20-40	6,7	5,5	370	6,0		
Balcarce	Argiudol típico	LC	0-15	6,1	36	286	8,8	-	Montoya <i>et al.</i> , 2003.
			SD	0-15	5,5	35	286		
Tres Arroyos	Argiudol típico	LC	0-15	6,0	27	320	7,3	-	Montoya <i>et al.</i> , 2003.
			SD	0-15	6,0	31	313		
Coronel Dorrego	Argiudol típico	LC	0-15	6,0	16	227	7,1	-	Montoya <i>et al.</i> , 2003.
			SD	0-15	6,5	18	272		
9 de Julio	Haplustol típico	-	0-20	6,0	19	220	3,1	18	Bedmar <i>et al.</i> , 2004.
Necochea	Argiudol típico	-	0-20	5,6	34	220	2,6	18	Bedmar <i>et al.</i> , 2004.
Gral. Alvarado	Argiudol típico	SD	0-5	5,8	44	236	9,7	20	Bedmar <i>et al.</i> , 2011.
			5-41	5,9	31	264	8,8		
			41-81	6,7	13	309	5,4		
Tres Arroyos	Argiudol típico	SD	0-5	5,5	20	171	8,2	20	Bedmar <i>et al.</i> , 2011.
			5-26	5,7	17	189	6,5		
			26-51	6,1	12	239	5,6		
			> 51	6,4	3	165	4,6		
Marcos Juárez	Argiustol típico	-	0-5	5,9	11,8	126	1,7	28	Martini, 2008.
Pampa de Pocho	Usthorthent típico	-	0-5	6,7	7,3	146	0,8	28	Martini, 2008.
Chalacea	Haplustol típico	-	0-5	6,2	21,5	218	2,5	28	Martini, 2008.

¹Sistema de Labranza. SD: siembra directa, LR: labranza reducida, LC: labranza convencional

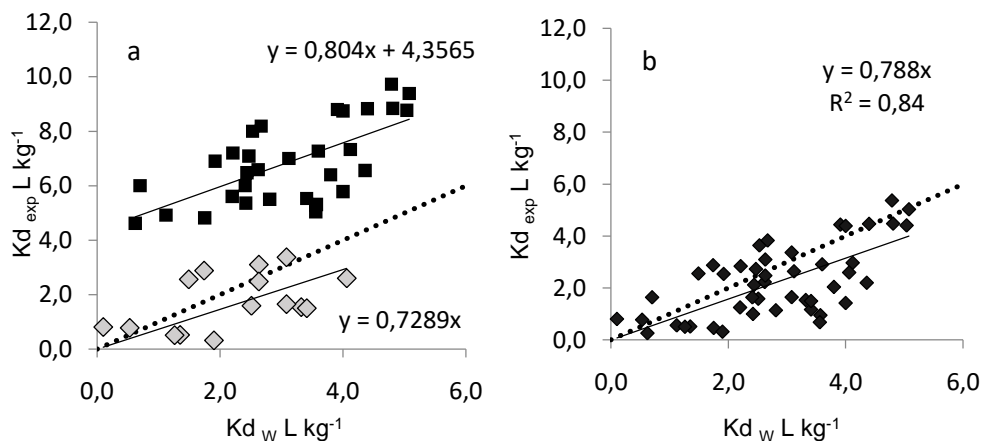


Figura 4.2. Validación del modelo de Weber *et al.* (2004) para la estimación de los coeficientes Kd_w de atrazina en base a materia orgánica, arcillas y pH, a partir de datos experimentales (Kd_{exp}). a) Ajustes en base a Kd_{exp} publicados, mostrando dos grupos de datos. b) Ajuste incluyendo los 46 Kd_{exp} , corregidos (-4,356) y no corregidos.

Distribución geográfica del Kd_w

A cada UC del mapa de suelos 1:500.000 descrito en el capítulo anterior se le incorporó el valor de Kd_w estimado a partir de los niveles de MOS, contenidos de ARC y valores de pH en pasta según la Ec. 4.1. Esta acción se repitió para la capa de puntos representativos de los centroides de cada UC. Para obtener un mapa de valores continuos a partir de la base de datos generada, se realizó una interpolación por *kriging* ordinario de los valores de Kd_w correspondiente a cada centroide.

Como criterio de selección del modelo de semivariograma teórico que mejor representó al semivariograma experimental se usó el método de mínimos cuadrados de las diferencias entre el modelo teórico y el semivariograma experimental (Goovaerts, 1998). Pevio a la interpolación los datos fueron analizados estadísticamente a fin de determinar si su distribución se asemejó a la distribución normal, dado que esta condición es necesaria para dar mayor confianza a la interpolación por *kriging* (Villatoro *et al.*, 2008). Se calcularon semivariogramas direccionales (0° , 45° , 90° y 135°) para detectar presencia de anisotropía y evaluar la posibilidad de utilizar el semivariograma omnidireccional (Olea, 2006).

Para la construcción de los semivariogramas experimentales y sus ajustes a modelos teóricos se utilizó el paquete geoR (Ribeiro Jr. y Diggle, 2001) en entorno R (R

Core Team, 2014) y para la interpolación por el método de *kriging* ordinario el programa ArcGIS (ESRI, 2008).

Resultados y discusión

Los niveles de Kd_w estimados para la provincia de Córdoba (Argentina) variaron entre valores negativos y $4,42 \text{ L kg}^{-1}$. Los valores negativos representaron menos del 3% del total de coeficientes (255) correspondientes a suelos con menos de 1,7% de MOS, menos de 9% arcillas y pH mayor a 7, que para la elaboración de los mapas de distribución geográfica del Kd fueron reemplazados por cero representando una capacidad de adsorción mínima. El 88% de los Kd_w se concentró en el rango $0,5$ a $2,9 \text{ L kg}^{-1}$, mostrando concordancia con los valores de referencia $0,2 - 2,0 \text{ L kg}^{-1}$ (Tomlin, 1997). Se detectó que los valores $Kd_w < 0,5 \text{ L kg}^{-1}$ correspondieron a suelos con los mayores contenidos de arenas, o a condiciones alcalinas, y representaron alrededor del 7% del total de las unidades evaluadas. Por otra parte, los coeficientes superiores a $2,9 \text{ L kg}^{-1}$ representaron menos del 5% del total y se asociaron a suelos con contenidos de arcillas superiores a 30% y valores de pH próximos a 5. La adsorción de atrazina, dado su condición de base débil, decrece moderadamente al aumentar el pH y en forma más marcada cuando el pH supera 6,5 favoreciéndose otros procesos tal como la degradación y la mineralización (Houot *et al.*, 2000).

Los casos estudiados se agruparon según valores de Kd_w menores a 1,5; entre 1,5 y 2,5 y mayores a $2,5 \text{ L kg}^{-1}$, correspondientes a condiciones de baja, media y alta adsorción respectivamente. Se observó que de las propiedades edáficas consideradas para la estimación del Kd_w , los contenidos de MOS y ARC se diferenciaron con mayor claridad entre los 3 grupos de rangos de adsorción de atrazina, mientras que el pH mostró resultados más variables dentro de cada rango de adsorción (Tabla 4.2). Esto refuerza el concepto de que la adsorción de atrazina no responde a una única variable sino más bien que son las interacciones entre variables edáficas las que determinan la magnitud del proceso.

Tabla 4.2. Media, moda, máximo y mínimo de los valores de materia orgánica (MOS), arcillas (ARC) y pH de cada una de los grupos de adsorción de atrazina.

Kd (L kg ⁻¹)	Estadístico	MOS	ARC	pH
		(g kg ⁻¹)		
< 1,5	Promedio	19	120	6,3
	Moda	14	75	5,8
	Máximo	35	247	7,4
	Mínimo	6	62	5,3
1,5 - 2,5	Promedio	30	177	6,1
	Moda	27	121	5,5
	Máximo	45	276	7,3
	Mínimo	21	73	5,2
> 2,5	Promedio	34	230	5,8
	Moda	30	251	6,0
	Máximo	53	333	6,6
	Mínimo	25	110	4,9

En la provincia de Córdoba (Argentina) los órdenes de suelos predominantes son Molisoles, Alfisoles, Entisoles y Aridisoles mostrando diferente participación relativa en los grupos de adsorción de atrazina (Tabla 4.3). El 12% de los casos mostraron altos niveles de adsorción, correspondiendo principalmente a Molisoles. En los Alfisoles, los Entisoles y principalmente en los Aridisoles predominaron las condiciones de baja adsorción de atrazina. Se detectó que los valores medios de Kd_w de los Molisoles difirieron significativamente ($p < 0,05$) de los restantes órdenes, sugiriendo que el orden de suelos podría incluirse como indicador parcial de la capacidad de adsorción de atrazina de los suelos. El epipedón mólico característico de los Molisoles se caracteriza por tener más de 1% de MOS y una textura no excesivamente gruesa lo que explicaría el mayor valor del coeficiente Kd con respecto al resto de los órdenes mencionados donde es frecuente el epipedón ócrico, por lo general más pobre en MOS y/o de textura más gruesa.

Tabla 4.3. Frecuencia de órdenes de suelos según grupos de adsorción de atrazina de la provincia de Córdoba.

Kd (L kg ⁻¹)	Alfisoles	Aridisoles	Entisoles	Molisoles	Total
	%				
< 1,5	9,3	6,4	8,1	23,9	47,7
1,5 - 2,5	4,2	0,0	4,8	31,3	40,3
> 2,5	0,2	0,0	0,8	11,0	12,0
Total	13,7	6,4	13,7	66,2	100

Se calcularon también, para cada Gran Grupo de suelos los valores medios, mínimos y máximos de las variables edáficas involucradas en el cálculo (Tabla 4.4). La escasa frecuencia de varios de estos suelos no permite hacer una comparación significativa sobre este nivel taxonómico.

Tabla 4.4. Medidas resumen de los atributos edáficos involucrados en la estimación del K_{d_w} discriminando los suelos hasta nivel de Gran Grupo.

Gran Grupo	Arcilla (%)				MOS (%)				pHp				K_{d_w} (L kg ⁻¹)			
	\bar{x}	Mín	Máx	D.E.	\bar{x}	Mín	Máx	D.E.	\bar{x}	Mín	Máx	D.E.	\bar{x}	Mín	Máx	D.E.
Albacualf	16,5	16,5	16,5	-	2,5	2,5	2,5	-	6,0	6,0	6,0	-	1,8	1,8	1,8	
Argialbol	24,6	24,6	24,6	-	2,9	2,9	2,9	-	6,2	6,2	6,2	-	2,6	2,6	2,6	
Argiudol	24,8	8,4	33,3	7,4	3,1	1,0	3,5	0,7	5,3	3,0	6,2	1,0	3,4	2,1	4,4	0,9
Argiustol	22,0	11,9	28,8	4,5	3,1	1,4	4,9	0,9	6,3	5,9	6,8	0,3	2,3	0,8	3,2	0,7
Calciustol	17,5	13,9	21,1	3,6	4,1	3,8	4,5	0,4	6,8	6,5	7,1	0,3	1,9	1,7	2,2	0,3
Camborthid	10,8	8,8	15,3	2,3	2,4	1,8	2,9	0,4	6,4	6,3	6,6	0,1	0,9	0,3	1,3	0,4
Duracuol	21,7	20,0	23,3	2,3	3,0	2,8	3,2	0,3	6,5	5,6	7,3	1,2	2,1	1,2	3,0	1,3
Fragiacualf	9,9	9,6	10,1	0,4	1,7	1,6	1,8	0,2	5,8	5,8	5,8	-	1,0	0,9	1,1	0,1
Gipsiorthid	8,9	8,9	8,9	-	0,6	0,6	0,6	-	7,4	7,4	7,4	-	0,0	0,0	0,0	
Haplacuent	5,5	5,5	5,5	-	1,8	1,2	2,3	0,8	7,2	7,1	7,2	0,1	0,0	0,0	0,0	
Hapludol	15,3	7,3	23,5	5,1	2,9	1,5	4,2	0,7	5,9	5,5	6,4	0,3	2,0	0,4	2,9	0,8
Haplustol	16,5	8,2	27,6	5,4	2,4	1,3	3,8	0,6	6,1	5,2	7,4	0,6	1,7	0,1	2,9	0,6
Natracualf	16,1	6,2	24,4	6,2	2,6	1,4	4,1	0,7	6,3	5,5	7,3	0,6	1,6	0,5	2,9	0,7
Natracuol	14,8	10,2	19,3	6,4	2,4	1,8	3,1	1,0	7,0	6,7	7,3	0,4	0,8	0,4	1,2	0,6
Natragid	15,7	14,0	18,3	2,3	2,0	1,7	2,1	0,2	7,0	6,8	7,1	0,2	0,7	0,4	0,9	0,2
Natralbol	17,8	10,9	25,3	4,8	2,6	2,0	3,2	0,4	5,8	4,4	6,7	0,5	2,1	1,1	3,2	0,8
Natrustol	21,2	20,8	21,5	0,5	2,6	2,5	2,6	0,1	5,8	5,7	5,8	0,1	2,4	2,4	2,5	0,0
Salorthid	10,9	8,1	17,2	3,9	1,3	0,6	2,0	0,6	7,2	6,9	7,4	0,2	0,2	0,0	0,5	0,2
Torriorthent	12,0	8,6	16,3	3,4	2,0	1,7	2,2	0,2	7,1	6,8	7,2	0,2	0,4	0,0	0,7	0,3
Torripsamment	7,5	7,2	7,8	0,4	1,1	0,9	1,3	0,3	7,0	6,9	7,0	0,1	0,0	0,0	0,0	
Udifluent	11,0	11,0	11,0	-	3,1	3,1	3,1	-	5,5	5,5	5,5	-	2,0	2,0	2,0	
Udorthent	10,9	6,9	14,8	5,6	3,5	1,7	5,3	2,5	5,6	5,1	6,1	0,7	2,1	0,5	3,6	2,2
Ustipsamment	7,7	7,5	8,3	0,3	1,4	1,4	1,5	0,1	5,6	5,5	5,6	0,1	0,9	0,8	1,1	0,1
Ustorthent	11,6	8,0	15,6	2,2	3,3	1,0	4,4	1,1	5,7	5,3	6,2	0,2	1,9	0,5	2,7	0,7

\bar{x} : promedio, Mín: valor mínimo, Máx: valor máximo, D.E.: desvío estándar.

El histograma de frecuencias de los K_{d_w} considerando todas las UC (Fig. 4.3) mostró una distribución similar a la normal sin colas largas que impidieran el *krigeado*.

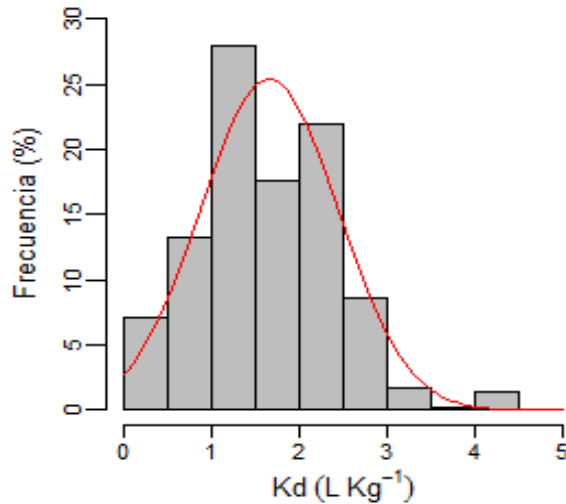


Figura 4.3. Distribución de las frecuencias relativas de los Kd_w estimados para 518 unidades cartográficas de la provincia de Córdoba, Argentina (escala 1:500.000). La curva representa una distribución normal con igual media y desvío estándar que la muestra.

Se utilizó el semivariograma omnidireccional dado que los semivariogramas calculados en distintas direcciones o semivariogramas direccionales fueron similares entre sí (Fig. 4.4a) indicando isotropía (Olea, 2006). El modelo de semivariograma esférico fue el que mejor ajustó al semivariograma empírico omnidireccional y fue el utilizado para interpolar por el método de *kriging* ordinario. Los parámetros del modelo teórico seleccionado fueron: efecto pepita (C_0) = 0,1554; meseta parcial (C) = 0,3613; alcance o rango = 172.701m (Fig.4.4b). Según Muñoz *et al.* (2006) mientras C , que es la varianza estructural o espacialmente dependiente, tenga mayor participación en la suma de C_0+C , las estimaciones serán mejores. Por otra parte, a la relación $\frac{C_0}{C_0+C} \times 100$ se la considera un indicador del grado de dependencia espacial de la variable. Valores inferiores a 25% indican fuerte dependencia espacial y mayores a 75% indican que la dependencia espacial es débil (Cambardella *et al.*, 1994). En este estudio el valor tomado por la relación fue de 30% indicando que la variable se encuentra dentro del rango de dependencia espacial moderada. En relación con el tercer parámetro del modelo, el alcance o rango, el mapa obtenido indicaría que a distancias mayores a 172 km dos valores de Kd_w son estadísticamente independientes.

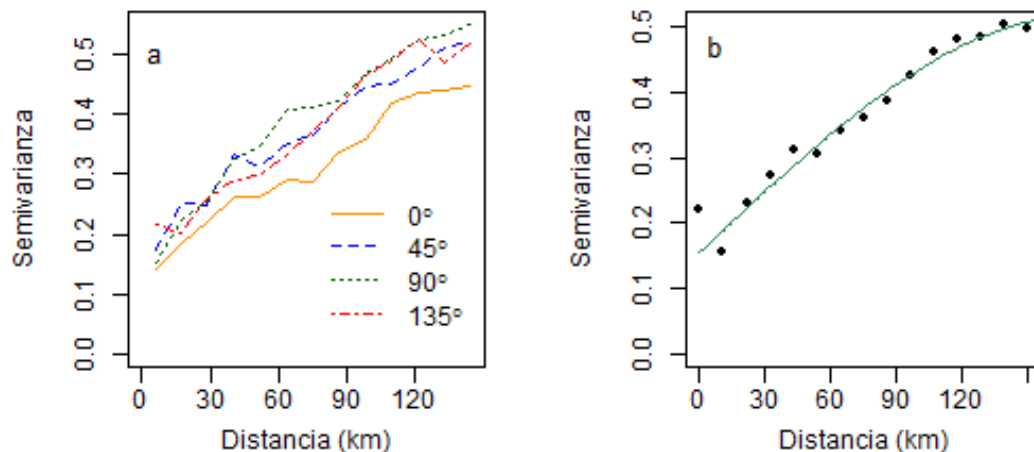


Figura 4.4. Semivariogramas de los coeficientes K_{d_w} para la provincia de Córdoba (Argentina). a) Semivariogramas direccionales y b) semivariograma experimental omnidireccional ajustado a un modelo esférico.

A partir de la interpolación se generó un mapa temático de la distribución geográfica de los coeficientes de adsorción de atrazina para la provincia de Córdoba, Argentina (Fig. 4.5). Se detectó que en la interpolación por *kriging* se subestimaron los valores de K_{d_w} más elevados y se sobrestimaron los más bajos, lo cual es una característica de este método (Johnston *et al.*, 2001).

La región de menor K_{d_w} se ubicó hacia el Suroeste y el Noroeste de la provincia, relacionado a contenidos de arcillas y materia orgánica relativamente bajos, mientras que los $K_{d_w} > 2,5 \text{ L kg}^{-1}$ se ubicaron predominantemente en el Este-Noreste de la provincia, asociados a un alto contenido de arcillas y bajo pH. Este mapa permitió estimar las superficies de cada categoría de adsorción siendo 63.179 km^2 ($<1,5 \text{ L kg}^{-1}$), 76.201 km^2 ($1,5\text{-}2,5 \text{ L kg}^{-1}$) y 25.467 km^2 ($2,5 \text{ L kg}^{-1}$), que indica que aproximadamente al 85% del territorio le corresponden valores de adsorción de atrazina entre medios y bajos (Fig. 4.5).

El mapa mostrado en la Fig. 4.6 es una superposición de las áreas de adsorción diferencial con el mapa de distribución de órdenes de suelo. Se puede observar que todos los Aridisoles quedan comprendidos en el área de baja adsorción, mientras que los Entisoles se distribuyen en las zonas de baja y media capacidad de adsorción. En contraposición, tanto los Molisoles como los Alfisoles están representados en las tres categorías, lo que difiere de lo informado en la Tabla 4.3 en donde, según el cálculo de K_d para cada una de las UC, los Alfisoles prácticamente no tuvieron representación en la zona de adsorción alta.

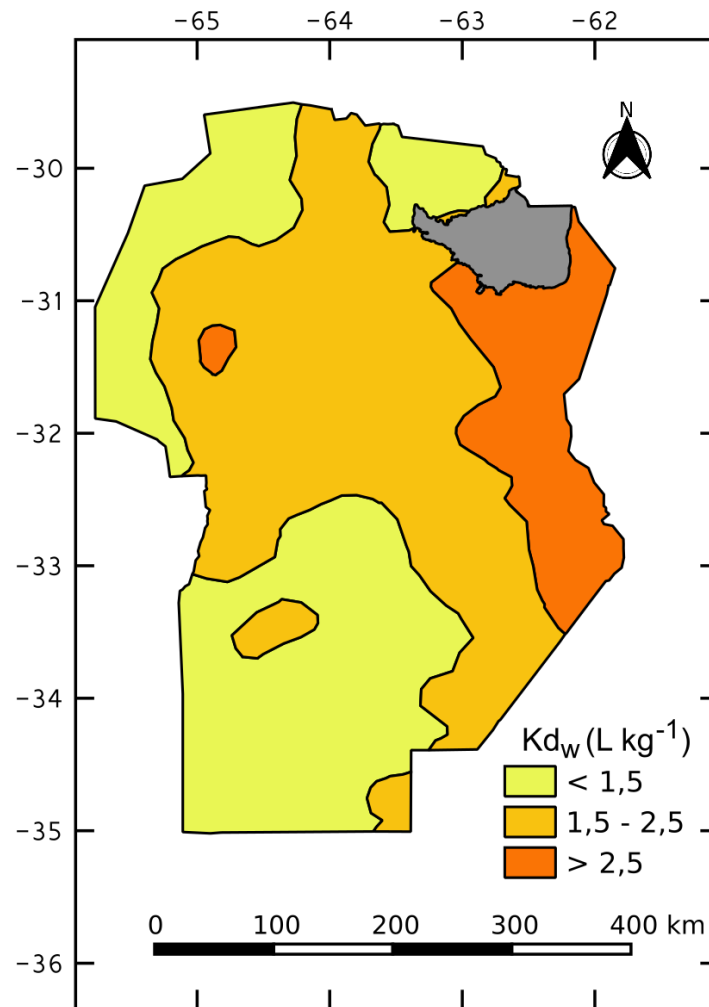


Figura 4.5. Zonificación de la provincia de Córdoba (Argentina) por capacidad de adsorción de atrazina en base al coeficiente Kd_w .

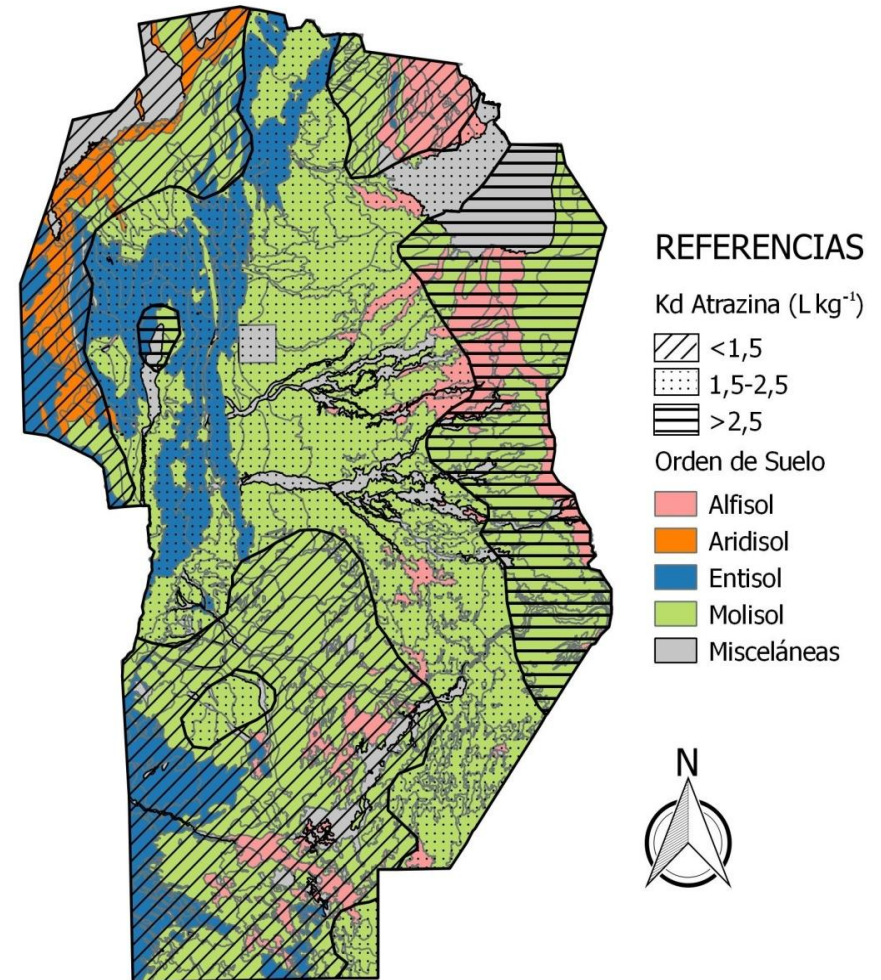


Figura 4.6. Mapa de categorías de adsorción de atrazina en relación al Orden de suelo.

Conclusiones

Uno de los principales riesgos del uso de agroquímicos en general y de atrazina en particular, es la contaminación difusa asociada al transporte dentro del perfil. La atrazina por sus características químicas y su elevada retención a la MOS se la considera de moderada a baja movilidad en el horizonte de superficie. No obstante, la disminución normal de MOS en el perfil puede favorecer el transporte de atrazina en el subsuelo. Considerando estas características del comportamiento de la atrazina en el suelo se superpuso el mapa de áreas de K_{d_w} con el mapa de drenaje de la provincia de Córdoba, Argentina (GeoINTA, 2012) (Fig. 4.7). El mapa resultante muestra las diferentes implicancias de los coeficientes $K_{d_w} < 1,5 \text{ L kg}^{-1}$, dado que las precipitaciones y evaporación reducen fuertemente el riesgo de transporte, mientras que áreas con drenaje imperfecto podrían presentar atrazina en aguas subsuperficiales. Cabe aclarar que no se discriminó para las zonas de drenaje excesivo a qué componente del drenaje se debe esa clasificación, si a la permeabilidad (componente interno) o al escurrimiento (componente externo).

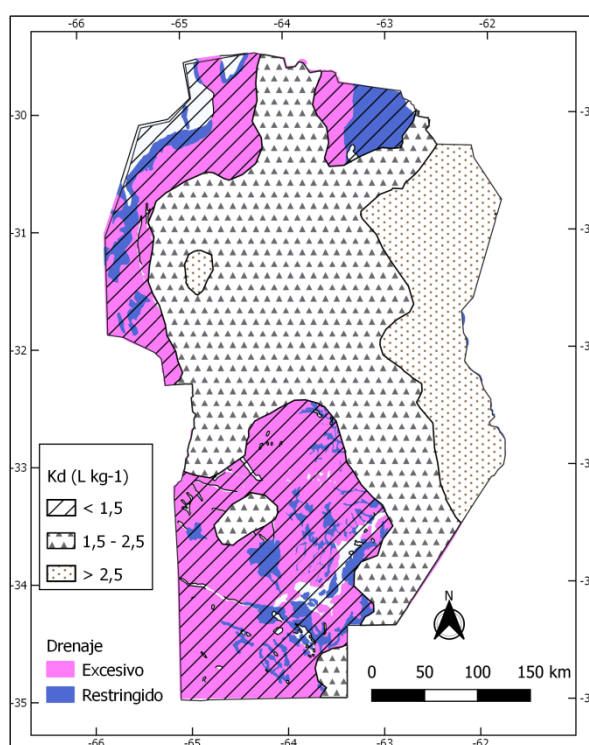


Figura 4.7. Subdivisión del área de baja adsorción de atrazina ($K_d < 1,5 \text{ L kg}^{-1}$), según dos categorías de drenaje del suelo.

La generación del mapa temático de Kd_w constituye una herramienta valiosa para el reconocimiento de la distribución geográfica de la capacidad de adsorción de atrazina como también para permitir darle un uso práctico a estos coeficientes. Se estimó que aproximadamente el 85% del territorio de la provincia de Córdoba (Argentina) presenta entre baja y media capacidad de adsorción de atrazina. Hay que considerar que la información de las cartas de suelos está muchas veces desactualizada por lo que es necesario generar una base de datos actualizada, en particular para aquellos atributos de suelo afectados por el uso y el manejo, a fin de aumentar la fiabilidad de los coeficientes calculados.

KD DE ATRAZINA CALCULADOS Y ESTIMADOS: COMPARACION ENTRE MÉTODOS DE INTERPOLACIÓN A PARTIR DE INFORMACIÓN DE CARTAS DE SUELO[‡]

Introducción

La cartografía de suelos ha contribuido al conocimiento, localización, distribución y planificación del aprovechamiento de los recursos agropecuarios de una manera objetiva, práctica y sencilla (López *et al.*, 1981). Las cartas de suelos constituyen un valioso inventario de los diferentes tipos de suelos, su extensión y distribución espacial, por lo que pueden utilizarse para hacer predicciones acerca de las cualidades y potencialidades de esos suelos (Manchanda *et al.*, 2002). Mediante el uso de funciones de edafotransferencia estas cualidades pueden ser derivadas a partir de las características descritas en las cartas para esos suelos (Wagenet *et al.*, 1991). Sin embargo, los estudios regionales que utilicen la información de las cartas de suelos enfrentan la limitante de la incertidumbre con respecto a la certeza de los datos publicados (Sonneveld *et al.*, 2002). La vigencia de la información de las cartas de suelo ha sido motivo de diversos estudios. A modo de ejemplo, la disminución del contenido de carbono orgánico (CO) es un rasgo recurrentemente señalado para cartas de suelos de Gales e Inglaterra (Bellamy *et al.* 2005); de Nueva Zelanda (Schipper *et al.*, 2007) y de Bélgica (Stevens y van Wesemael, 2008).

Los sistemas de información geográfica (SIG) en aplicaciones agrícolas constituyen una herramienta útil en la toma de decisiones (Petersen *et al.*, 1995). Uno de los aspectos de mayor utilidad ha sido el estudio de la variabilidad espacial de suelos y la predicción de

[‡] Este capítulo corresponde al trabajo publicado como Becerra M.A., Hang S. y Díaz-Zorita M. 2015. Análisis geoespacial del índice de adsorción (Kd) de atrazina calculado según cartas de suelos y muestreo en grilla. Ciencia del Suelo 33(2): 293-302.

valores de atributos en sitios no muestreados a través del uso de las interpolaciones (Henríquez *et al.*, 2005). Cuando se conoce el tipo de suelo de un sitio y es necesario estimar una propiedad, frecuentemente se recurre a utilizar el valor típico o un valor promedio para ese tipo de suelo. Sin embargo, ese enfoque presenta dos falencias; la primera es que no considera la variabilidad espacial del atributo dentro de cada tipo de suelo, y la segunda refiere al cambio abrupto de los atributos entre un determinado tipo de suelo y el vecino. Este problema puede, en ocasiones, ser reducido a través del uso de métodos geoestadísticos como el *kriging* que considera la correlación espacial entre observaciones dentro y entre tipos de suelos (Goovaerts y Journel, 1995).

Cuantificar la retención de agroquímicos en el suelo es fundamental para entender y predecir su destino y transporte en el ambiente (Jayasundera *et al.*, 2000). La retención se parametriza mediante índices tales como el coeficiente de adsorción, K_d que relaciona la concentración del agroquímico en fase sólida y su concentración en solución. Los K_d acoplados a modelos de transporte, permiten estimar la movilidad de los agroquímicos en un amplio rango de suelos con pocas mediciones. Sin embargo, una limitación es el uso de un mismo valor de K_d y su extrapolación a áreas extensas (Elabd *et al.*, 1986). Dado que el K_d depende de las características de la molécula del agroquímico y de los atributos de suelo debiera ser considerado igual que cualquier otro parámetro del suelo sujeto a variación espacial y, por lo tanto, apto para cualquier metodología dedicada al análisis espacial.

La evaluación cuantitativa de la variabilidad espacial de los K_d es necesaria dado que las salidas de los modelos de simulación de destino de agroquímicos son muy sensibles al valor de entrada del coeficiente de adsorción (Coquet y Barriuso, 2002). No obstante, estas evaluaciones cuantitativas parecen ser escasas dado que la mayoría de los estudios de modelación estocástica que evalúan la variabilidad de la adsorción se apoyan en datos espaciales de contenido de carbono orgánico (CO) en lugar de datos de K_d (Coquet y Barriuso, 2002), lo mismo ocurre para los modelos de lixiviación (Laird y Koskinen, 2008).

El objetivo de este capítulo fue valorar la precisión de métodos para la estimación de K_d de atrazina (6-Cloro-N2-etil-N4-isopropil-1,3,5-triazina-2,4-diamina) a escala

regional a partir de la información de las cartas de suelo utilizando como valores de referencia los estimados partir de datos de suelo de un muestreo regional actualizado.

Materiales y métodos

Se utilizaron dos bases de datos: de cartas de suelo y de un muestreo regional actual (ambos descriptos en Capítulo 2). Como mapa base se utilizó el mapa de unidades cartográficas (UC) 1:500.000 debido a que no existen mapas de suelo a escala de mayor detalle para la totalidad de la provincia. Se calculó el valor de Kd de atrazina a partir de la ecuación de Weber *et al.* (2004) “ $Kd = 4,1 + 0,43 \text{ MOS} + 0,09 \text{ ARC} - 0,81 \text{ pH}$ ” [Ec. 5.1], modelo matemático previamente validado (Becerra *et al.*, 2013) y descrito en Capítulo 4.

Se calculó el Kd correspondiente a cada sitio de muestreo (Kdm) a partir de los datos de materia orgánica del suelo (MOS), arcilla (ARC) y pH obtenidos para dos grupos de datos del muestreo regional efectuado, correspondientes a los sistemas hidrológicos de Morteros (SHM) y del Río Quinto (SHRQ).

Para el cálculo del Kd de cada UC se utilizaron dos metodologías: a) según procedimiento descrito en Becerra *et al.* (2013) que utiliza el promedio ponderado de cada componente de la UC según su porcentaje de participación (Kdc) y b) considerando solamente la serie predominante de la UC (Kdp). Utilizando el mapa digital de suelos se calculó el centroide de cada polígono que representa una UC con el software libre QGIS (QGIS Development Team, 2013), asignándole a ese punto el valor Kdc y Kdp de la UC que lo contiene. A partir de los centroides de las 518 UC de la provincia de Córdoba (Argentina) a escala 1:500.000 (Fig. 5.1) se construyeron dos mapas de valores continuos de Kd, uno producto de la interpolación de los Kdc resultando en un mapa de Kdic y otro por interpolación de los Kdp que produjo un mapa de Kdip.

El método de interpolación utilizado fue el *kriging* ordinario (KO) cuyos parámetros fueron obtenidos utilizando el paquete geoestadístico geoR (Ribeiro Jr. y Diggle, 2001) en entorno R (R Core Team, 2014). Tanto para Kdic como para Kdip se seleccionó un modelo esférico para ajustar el variograma necesario para llevar a cabo KO ya que este modelo minimizó la suma de cuadrados. Yost *et al.* (1982) demostraron que

aun cuando los datos no presentaran estacionariedad, el KO resultó ser apropiado para la estimación por lo que puede recomendarse ya que es más sencillo que el *kriging* universal.

Esta información fue incorporada en un SIG. Superponiendo la capa correspondiente a los puntos de muestreo con la capa del mapa digital de suelos y las capas de interpolación, se extrajeron en una tabla los valores de Kdc, Kdp, Kdic y Kdip correspondientes a cada sitio de muestreo. En todos los casos cuando el Kd calculado fue menor a cero su valor fue reemplazado por $0,01 \text{ kg L}^{-1}$.

Se realizaron análisis de regresión lineal y análisis de la varianza entre los valores de Kdm y los estimados a partir de las cartas de suelos (Kdc, Kdp, Kdic y Kdip), así como también se analizaron las diferencias entre Kdm y los Kd estimados para cada sitio de muestreo (errores de estimación). Para los análisis estadísticos se utilizó el programa InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2013).

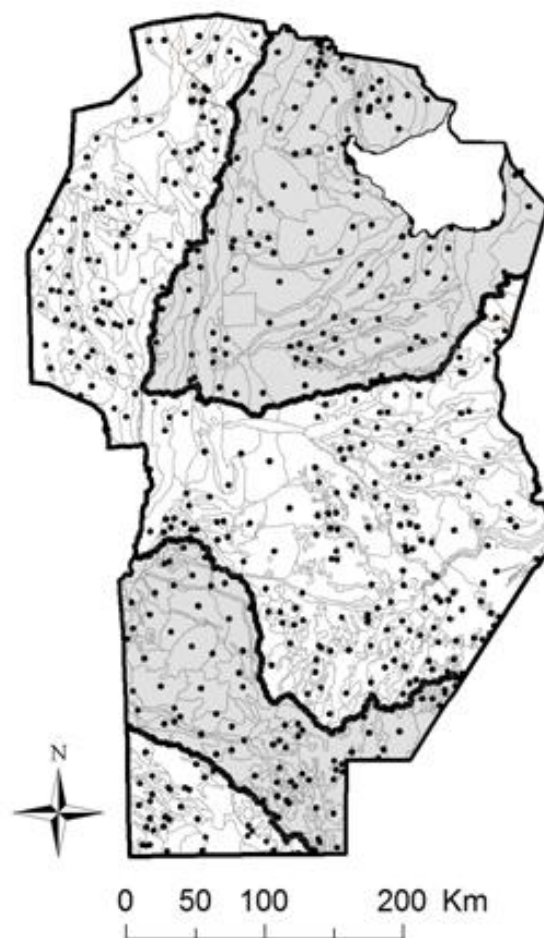


Figura 5.1. Unidades cartográficas (UC) de la provincia de Córdoba (Argentina) a escala 1:500.000. Los puntos representan el centroide del polígono de cada UC. En gris se destacan las áreas de SHM (norte) y SHRQ (sur).

Resultados y discusión

Kd calculados a partir de datos muestrales (K_{dm}) y estimados con las cartas de suelos (K_{dc}, K_{dp}, K_{dic} y K_{dip})

El rango de valores de K_{dm} fue de 0,01 a 4,58 L kg⁻¹, similar a los de otros estudios para suelos de Córdoba, Argentina (Hang *et al.*, 2011; Martini, 2008) y Santa Fe (Lenardón *et al.*, 2000, 2002). Este rango fue levemente más amplio que el de K_{dc} (0,01 a 4,18 L kg⁻¹). El valor medio de K_{dm} y K_{dc} fue similar entre ambos coeficientes: 1,61 ± 1,01 L kg⁻¹ y 1,63 ± 0,93 L kg⁻¹, respectivamente. Esta paridad se explica por un efecto compensatorio entre las variables utilizadas para el cálculo dado que el promedio de ARC de los datos muestrales fue mayor al promedio de las cartas de suelos (21% vs 17%) compensado por un mayor pH (6,9 vs 6,3). El promedio de MOS fue similar para los dos casos (2,51 % para el muestreo y 2,55 % para las cartas de suelo).

La información de las cartas de suelo puede considerarse vigente ya que las mayores diferencias se dieron en atributos poco variables en el tiempo, como es el caso de ARC (Allred *et al.*, 2008). Las diferencias de ARC fueron aleatorias (Becerra *et al.*, 2014), por lo cual no se puede considerar un error sistemático asociado a la metodología de determinación, que por otra parte, para los datos de cartas de suelo no se dispone de información de la técnica utilizada, habiendo sido determinados en diferentes épocas y laboratorios. Si bien el pH del suelo puede modificarse en el tiempo, en general se han reportado descensos (Liebig *et al.*, 2002; Vázquez, 2005 citado en Sainz Rosas *et al.* 2007) o estabilidad en el tiempo (Krüger, 1996; Díaz-Zorita *et al.*, 2004). El reemplazo de la vegetación natural por cultivos ha traído aparejado, en muchos casos, procesos de erosión, salinización y sodificación (Jayawickreme *et al.*, 2011) en particular en la zona centro Sur de Córdoba, Argentina (Canale *et al.*, 2011), en la cual se encuentra la región SHRQ, que se discutirá más adelante.

Análisis por regiones de muestreo

Las medidas resumen de los coeficientes Kdm, Kdc, Kdp calculados para ambos sistemas hidrológicos, SHM y SHRQ, se presentan en la Tabla 5.1. Los Kdm correspondientes a cada sistema hidrológico mostraron diferencias sustanciales, con un promedio de $2,03 \pm 0,87 \text{ L kg}^{-1}$ para SHM y $0,79 \pm 0,71 \text{ L kg}^{-1}$ para SHRQ. Estas diferencias fueron esperables ya que los suelos SHM presentaron, en promedio, mayor contenido de MOS y ARC que los de SHRQ (1 y 10 puntos porcentuales respectivamente). Los coeficientes obtenidos de cartas de suelos, Kdc y Kdp, reprodujeron la misma tendencia.

Tabla 5.1. Medidas resumen de los Kd calculados con datos muestrales (Kdm) y estimados a partir de las cartas de suelos (Kdc y Kdp) correspondientes los sistemas hidrológicos Morteros (SHM) y Río Quinto (SHRQ).

Sistema	Variable	n	Media	DE	CV	Máx	Mín	Mediana	Q1	Q3
SHM	Kdm	86	2,03	0,87	43	4,58	0,01	1,98	1,45	2,57
	Kdc	83	1,91	1,01	53	4,18	0,01	1,85	1,24	2,21
	Kdp	83	1,87	1,02	54	4,33	0,18	1,95	1,15	2,10
SHRQ	Kdm	45	0,79	0,71	90	3,5	0,01	0,58	0,30	1,22
	Kdc	43	1,14	0,44	39	2,17	0,2	1,02	0,90	1,45
	Kdp	43	1,13	0,53	47	2,14	0,4	1,06	0,75	1,49

n: número de observaciones, D.E: desvío estándar, CV: coeficiente de variación; Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; Q1: primer cuartil; Q3: tercer cuartil.

Para el SHM los coeficientes Kdm, Kdc y Kdp no presentaron diferencias significativas entre ellos, si bien los Kdm superaron a los otros dos. En los datos del muestreo se identificó mayor contenido de ARC (5 puntos porcentuales) que generó un incremento de $0,48 \text{ L kg}^{-1}$ en los valores de Kd que no fue compensado por el mayor pH (0,4 unidades) que provocó un descenso del Kd de $0,36 \text{ L kg}^{-1}$. Por el contrario, en el SHRQ sí se obtuvieron diferencias significativas ($p < 0,01$) siendo el Kdm inferior a los coeficientes obtenidos a partir de las cartas de suelo (Kdc y Kdp). El pH de muestreo fue superior, en promedio, en 0,8 unidades lo que provocó un descenso de $0,62 \text{ L kg}^{-1}$ para los

Kd, que no fue compensado por el aumento de ARC que sólo incrementó el Kd en 0,23 L kg⁻¹.

La distribución de los coeficientes de adsorción de cada región se muestra en la Fig 5.2. Los Kdm de SHM presentaron una distribución cercana a la normal mientras que el histograma de Kdc fue asimétrico por la derecha. Por su parte, los Kdm de SHRQ se concentraron en valores próximos a cero mientras que los Kdc tuvieron un pico cercano a 0,8 L kg⁻¹. Todos los Kdm de SHRQ fueron inferiores a 2 L kg⁻¹ a excepción de un caso cuyo Kdm fue de 3,5 L kg⁻¹ debido a su mayor contenido de MOS y particularmente mayor contenido de ARC. La ubicación de este punto sugiere que se trata de una zona de acumulación que explicaría la mayor concentración de MOS y ARC. Descartando ese valor, el Kdm promedio resultó $0,73 \pm 0,58$ L kg⁻¹, y decreció el CV a 80%.

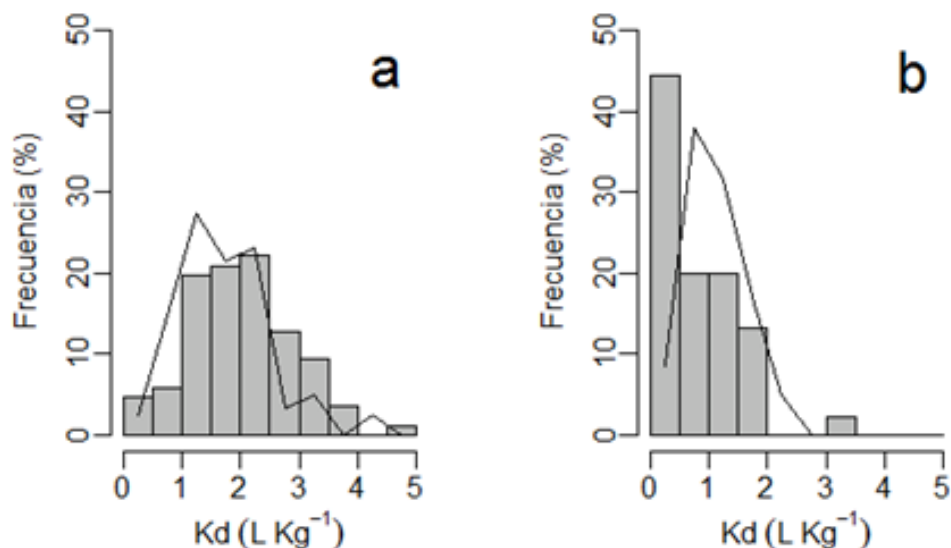


Figura 5.2. Histograma de Kdm del SHM (a) y del SHRQ (b). Las líneas continuas corresponden a la distribución de Kdc.

La distribución de los Kdm en cada sistema hidrológico presentó diferencias en el rango de valores. En un trabajo previo (Becerra *et al.*, 2013) se establecieron tres categorías de valores de Kd <1,5 L kg⁻¹ (bajo), 1,5-2,5 L kg⁻¹ (medio) y >2,5 L kg⁻¹ (alto). En base a esta clasificación, los valores de Kd de SHM se distribuyeron desde bajos a altos; mientras que en el SHRQ los Kd se concentraron en el rango de valores bajos.

Comparativa entre métodos de estimación

Los valores de Kd estimados según diferentes métodos se presentan en la Tabla 5.2. Los coeficientes Kd obtenidos por los diferentes métodos no presentaron diferencias significativas para SHM. En el caso de SHRQ, hubo diferencias significativas ($p < 0,05$) entre el Kdm y todos los métodos de estimación, que no difirieron entre sí.

Tabla 5.2. Valores de Kd ($L\ kg^{-1}$) calculados con datos muestrales y estimados por diferentes métodos para el sistema hidrológico Morteros (SHM) y el sistema hidrológico Río Quinto (SHRQ).

	Variable	n	Media	D.E.	CV	Mín	Máx	Mediana	Q1	Q3
SHM	Kdm	86	2,03	0,87	43	0,01	4,58	1,98	1,45	2,58
	Kdc	83	1,91	1,01	53	0,01	4,18	1,85	1,24	2,21
	Kdp	83	1,87	1,02	54	0,18	4,33	1,95	1,15	2,10
	Kdic	86	1,93	0,72	37	1,06	3,89	1,70	1,48	1,99
	Kdip	86	1,95	0,71	36	1,01	4,01	1,74	1,55	2,12
SHRQ	Kdm	45	0,79	0,71	90	0,01	3,50	0,58	0,30	1,22
	Kdc	43	1,14	0,44	39	0,20	2,17	1,02	0,90	1,51
	Kdp	43	1,13	0,53	47	0,40	2,14	1,06	0,75	1,49
	Kdic	45	1,10	0,25	22	0,60	1,58	1,13	0,91	1,26
	Kdip	45	1,05	0,30	28	0,62	1,80	0,95	0,88	1,17

n: número de observaciones, D.E: desvío estándar, CV: coeficiente de variación; Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; Q1: primer cuartil; Q3: tercer cuartil.

El análisis de regresión lineal entre los Kdm y los Kd estimados a partir de datos de las cartas de suelos: Kdic, Kdip, Kdc, Kdp (Fig. 5.3) y sin discriminar por sistema hidrológico, mostró mejor ajuste para el caso de las interpolaciones (Kdic y Kdip) con respecto al uso de la ponderación de las series de las UC (Kdc) o al uso de la serie predominante de cada UC (Kdp). Entre los dos métodos de interpolación no se encontraron mayores diferencias.

El valor de Kd para SHM fue levemente subestimado dado que el Kdm promedio superó en $\sim 0,1\ L\ kg^{-1}$ a los Kd estimados, asociado al mayor valor de ARC en el muestreo. Por el contrario, en SHRQ se sobrestimó el valor de Kd ($\sim -0,3\ L\ kg^{-1}$). Esta sobrestimación fue consecuencia de que el promedio de pH de los datos muestrales superó en un punto al de las cartas de suelo (6,8 vs 5,8).

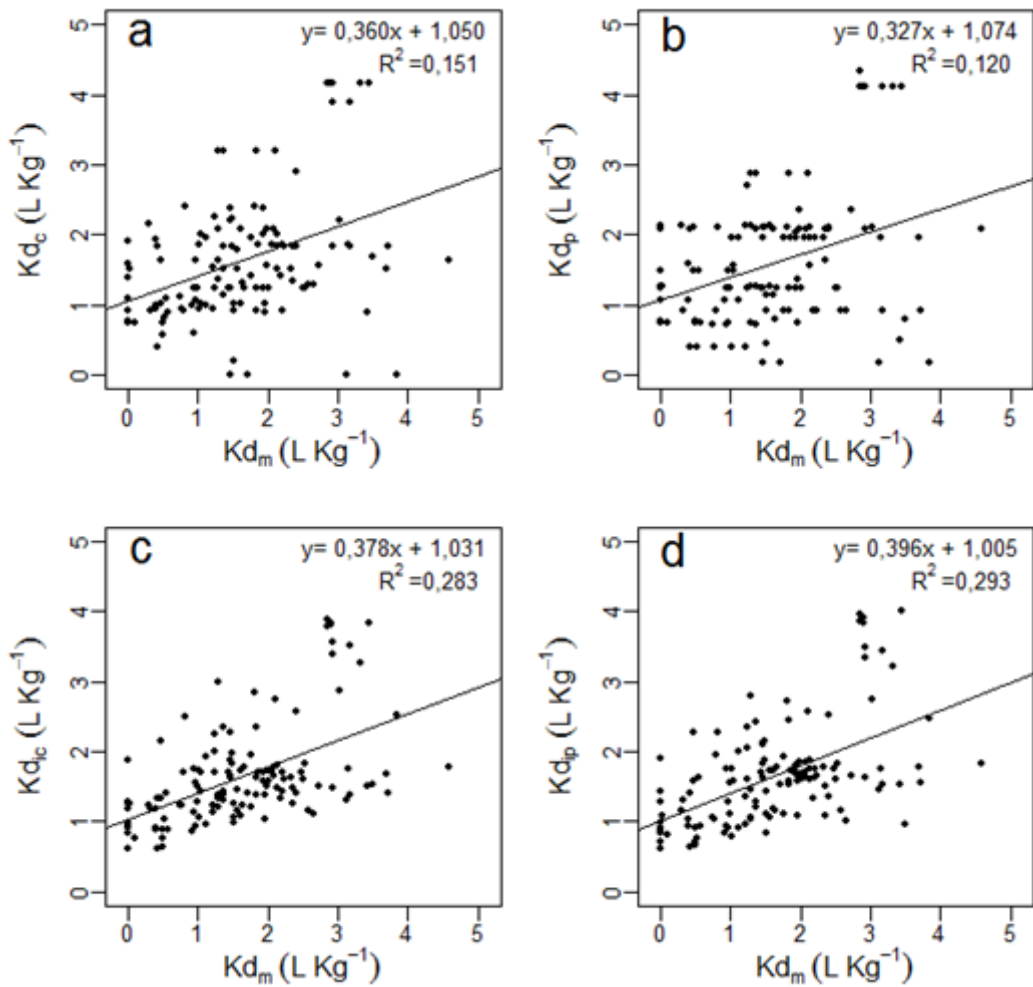


Figura 5.3. Regresión lineal entre los coeficientes de adsorción calculados con datos muestrales (Kd_m) y mediante los diferentes métodos de estimación: Kd_c (a), Kd_p (b) Kd_{ic} (c) y Kd_{ip} (d).

La interpolación por *kriging* tiende a concentrar los valores hacia la media de la población (Johnston *et al.*, 2001) lo que explica que el rango de Kd_{ic} y el de Kd_{ip} sean más estrechos que los de Kd no interpolados, lo cual también se aprecia en el menor CV.

Se calculó el error de predicción para cada sitio de muestreo como la diferencia entre el Kd_m y los Kd obtenidos a partir de los diferentes métodos de estimación. La distribución de los errores absolutos para cada método se resume en Tabla 5.3. La interpolación, en sus dos modos (Kd_{ic} y Kd_{ip}), produjo menores errores ($p < 0,1$), lo que se refleja en un promedio más bajo y un rango de variación más estrecho que se aprecia tanto entre los valores máximos y mínimos como en el rango intercuartílico ($Q3 - Q1$). Este comportamiento se comprobó tanto para SHM como para SHRQ.

Tabla 5.3. Errores de estimación (en valores absolutos). Diferencias, en valores absolutos, entre los Kd muestrales (Kdm) con los estimados a partir de la información de las cartas de suelo: Kdc, Kdp, Kdic y Kdip.

Variable	n	Media	D.E	CV	Mín	Máy	Mediana	Q1	Q3
Kdm - Kdc	126	0,83	0,67	81	0,00	3,83	0,74	0,32	1,26
Kdm - Kdp	126	0,86	0,70	81	0,00	3,66	0,72	0,30	1,25
Kdm - Kdic	131	0,69	0,53	78	0,01	2,81	0,53	0,30	0,92
Kdm - Kdip	131	0,68	0,54	79	0,01	2,75	0,55	0,26	0,97

n: número de observaciones, D.E: desvío estándar, CV: coeficiente de variación; Mín: valor mínimo; Máx: valor máximo; Q1: primer cuartil; Q3: tercer cuartil.

La representación gráfica de la dispersión entre Kdm y los errores absolutos (Fig. 5.4) muestra que las mejores estimaciones se obtuvieron para los valores de coeficientes de adsorción intermedios independientemente del método de estimación. La distribución de los errores en función de Kdm puede ser modelada por una función cuadrática [error (abs) = $1,06 - 0,81 \text{ Kdm} + 0,30 \text{ Kdm}^2$]; de allí se desprende que en el rango comprendido entre 0,07 y 2,62 L kg⁻¹ los errores de estimación son menores o iguales a 1 L kg⁻¹ que pueden considerarse como un error bajo ya que producen, como máximo, un cambio de una categoría de adsorción (Becerra *et al.*, 2013). Los errores mayores a 1 L kg⁻¹ fueron menos frecuentes para las interpolaciones (26 casos para Kdic y 28 para Kdip) que para los mapas de suelos (42 casos para Kdc y 44 para Kdp), y representaron un promedio de casos de 20,6% y 34,1%, respectivamente.

Al comparar los casos en que los Kdm fueron predichos con errores menores o iguales a 1 L kg⁻¹ ($E \leq 1$) con los que tuvieron errores mayores a 1 L kg⁻¹ ($E > 1$) encontramos que para el caso de las interpolaciones hubo diferencias significativas en ARC ($p < 0,05$) y MOS ($p < 0,01$) siendo sus promedios: $ARCE_{\leq 1} = 20,6\%$, $ARCE_{> 1} = 24,4\%$; $MOSE_{\leq 1} = 2,4\%$; $MOSE_{> 1} = 3,0\%$; mientras que para los métodos no interpolados solo se encontraron diferencias ($p < 0,05$) en ARC, en donde $ARCE_{\leq 1}$ fue de 20,4% y $ARCE_{> 1}$ fue de 23,8%. El pH no presentó diferencias entre los casos con bajos errores de predicción con aquellos de errores mayores. En base a esto se podría establecer un “rango de

confiabilidad” tal que las predicciones serían más confiables para suelos con menos de 2,5% de MOS y/o menos de 21% de arcillas.

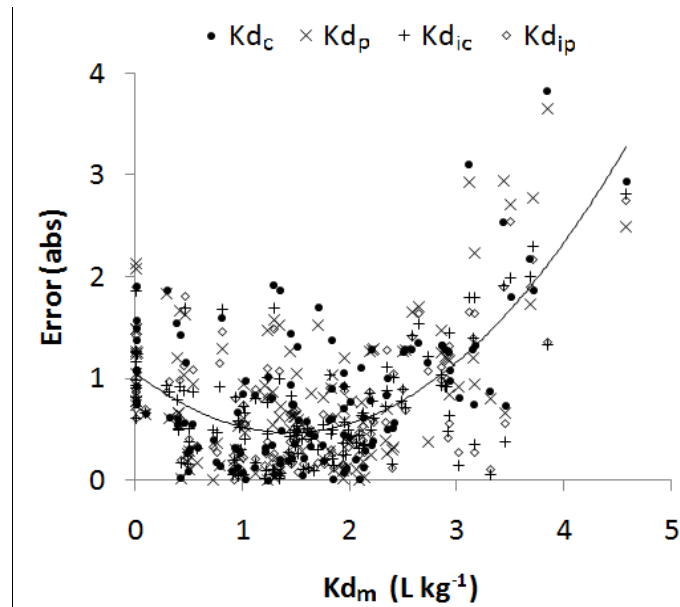


Figura 5.4 Dispersión de los errores absolutos de predicción en función de los Kd correspondientes a los datos muestrales (Kd_m). La distribución de errores se ajustó a una función cuadrática.

Nuestros resultados sugieren que cuando no se cuenta con mapas de suelos detallados, una alternativa para reducir el error de estimación es recurrir a la interpolación de los mismos datos presentes en los mapas de suelo. La escala de los mapas parece ser un factor importante al momento de considerar la conveniencia de la interpolación, ya que estudios previos documentaron que no existieron diferencias significativas entre los mapas temáticos derivados de mapas de suelo de propósito general a escala 1:5.000 con los mapas obtenidos por KO a partir de datos muestrales (Bregt *et al.*, 1987). Brus *et al.* (1996) tampoco encontraron grandes diferencias entre el *kriging* y la media de las unidades de mapa a escala 1:50.000, remarcando los menores costos de muestreo cuando se emplean las unidades de mapa. Estos resultados alientan el uso de los mapas de suelos ya que componen una amplia base de datos de suelo. Una alternativa que sugieren algunos autores al momento de interpolar, consiste en utilizar la información de los mapas de suelos sobre aspectos geológicos, pedológicos, de relieve, límites naturales, etc. (Heuvelink y Bierkens, 1992; Brus *et al.*, 1996). Sin embargo, remarcan que estratificar por unidad de mapa y luego krigear internamente tiene dos desventajas, una es que se reducen la cantidad de

puntos para calcular el variograma y la otra es que se considera que las unidades están separadas por límites estrictos y por lo general no es así. En nuestro estudio la limitada cantidad de datos por unidad de mapa hizo impracticable evaluar esta metodología.

La distribución espacial de los coeficientes K_{dc} , K_{dic} y K_{dm} correspondientes a SHM y SHRQ se muestran en las Figuras 5.5 y 5.6 respectivamente. Los mapas producto de interpolaciones (K_{dic} y K_{dm}) muestran una transición gradual entre zonas con diferente adsorción de atrazina debido a la “suavización” de valores característica del *kriging* (Goovaerts, 1997). En estos mapas se puede apreciar claramente las características contrastantes de los dos sistemas hidrológicos, encontrándose en el SHM un predominio de K_d medios con presencia de K_d bajos (Norte y/o Sur según el mapa) y altos (Este), mientras que el SHRQ está dominado ampliamente por K_d bajos.

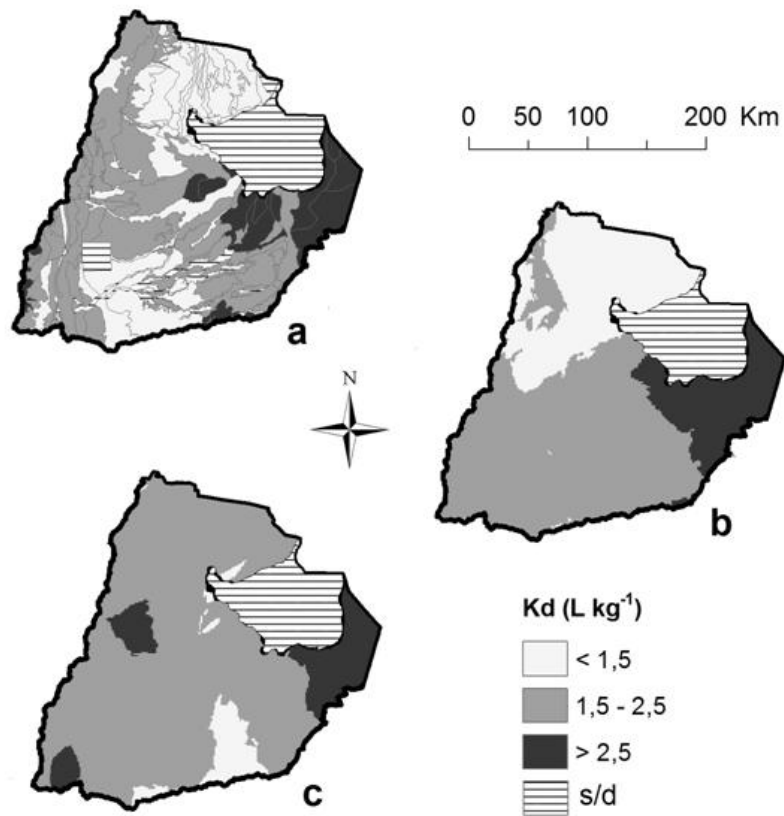


Figura 5.5 Distribución espacial, en la región del sistema hidrológico Morteros, de los coeficientes de adsorción de atrazina (K_d) estimados según mapa de unidades cartográficas [K_{dc}] (a), interpolación por *kriging* de los valores de K_{dc} del centroide de cada unidad cartográfica [K_{dic}] (b) y por interpolación por *kriging* de valores muestrales [K_{dm}] (c).

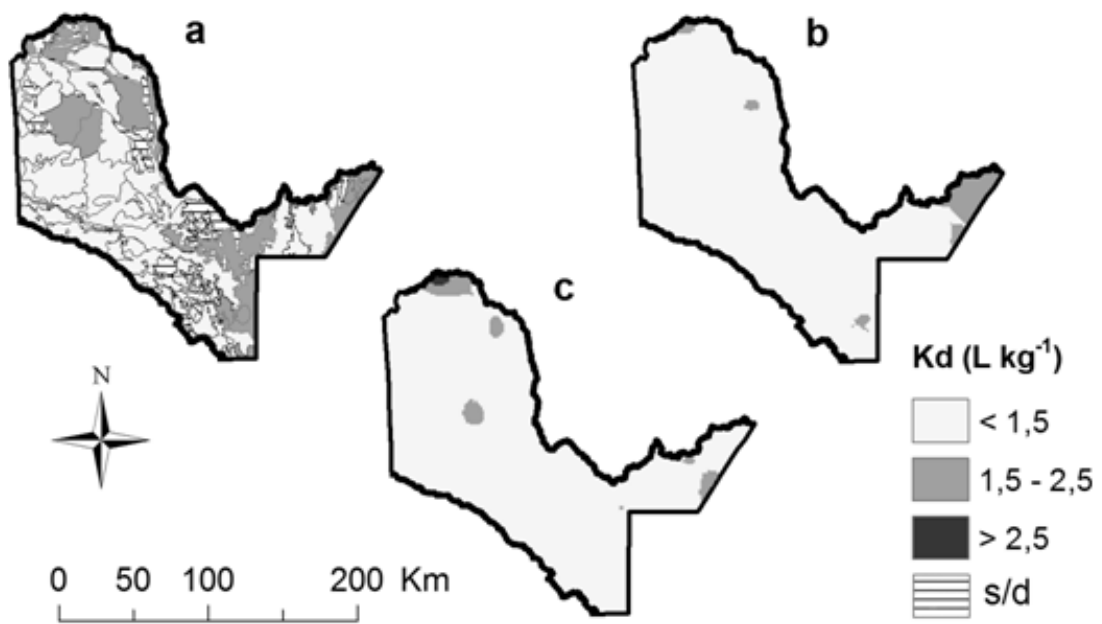


Figura 5.6. Distribución espacial, en la región del sistema hidrológico Río Quinto, de los coeficientes de adsorción de atrazina (K_d) estimados según mapa de unidades cartográficas [K_{dc}] (a), interpolación por *kriging* de los valores de K_{dc} del centroide de cada unidad cartográfica [K_{dc}] (b) y por interpolación por *kriging* de valores muestrales [K_{dm}] (c).

Conclusiones

En un estudio previo se sugirió que las cartas de suelos, aun cuando representan una fuente de datos muy útiles para estudios regionales, pueden estar desactualizadas, destacando la necesidad de generar una base de datos actualizada o corroborar la vigencia de dichas cartas. Nuestros resultados sugieren que a la información provista por las cartas de suelo, aun cuando daten de largo tiempo y a escala de reconocimiento (1:500.000), es posible revalorizarla y ampliar el aporte de este material, si se incorporan métodos de análisis por interpolación. El cálculo del K_d de atrazina a partir de los datos de las cartas de suelo no difirió sustancialmente del obtenido a partir de un muestreo actual.

Las dos zonas analizadas presentaron características diferentes en cuanto a su capacidad de adsorción de atrazina. La zona del sistema hidrológico Morteros tuvo un K_d

promedio de $2,0 \pm 0,9 \text{ L kg}^{-1}$, mientras que la zona del sistema hidrológico Río Quinto tuvo una media de $0,8 \pm 0,7 \text{ L kg}^{-1}$.

La estimación del K_d de atrazina a partir de las cartas de suelo resultó más confiable en el rango de K_d de 0,1 a $2,6 \text{ L kg}^{-1}$. Por encima de $2,6 \text{ L kg}^{-1}$ los errores de estimación fueron crecientes. La interpolación de la información de los datos de las cartas de suelos condujo a mejores resultados (menores errores de estimación) que el uso de los mapas de suelos por unidad cartográfica.

VARIABILIDAD ESPACIAL DE LA RETENCIÓN DE ATRAZINA EVALUADA EXPERIMENTALMENTE PARA LA PROVINCIA DE CÓRDOBA (ARGENTINA)

Introducción

La cuantificación de la retención de herbicidas ha sido la metodología usada por largo tiempo para caracterizar su comportamiento y destino en el ambiente (Wauchope *et al.*, 2002). Una vez que un herbicida llega al suelo ocurre una partición entre las fases sólida y líquida. La preferencia de la molécula por una u otra de esas fases determinará diversos aspectos de su comportamiento como puede ser su persistencia o transporte (Wauchope *et al.*, 2002). Las moléculas de herbicidas, según sean polares o apolares, serán adsorbidas en forma diferencial por distintos grupos funcionales de los coloides de suelo (Koskinen y Harper, 1990) y por lo tanto distintas propiedades de suelo serán las que mejor expliquen la adsorción de uno u otro tipo de herbicida. La fracción coloidal del suelo, dado su desarrollo de cargas, convierte a esta fracción en la de mayor participación en la retención de los herbicidas (Laird *et al.*, 1994; Koskinen y Clay, 1997;). Por otra parte, el comportamiento ácido-base de los herbicidas hace que las condiciones de acidez del suelo puedan favorecer su retención (Koskinen y Clay, 1997). Atrazina es un herbicida de carácter base débil por lo cual su retención se incrementa con la abundancia de materia orgánica (Borggaard y Streibig, 1988; Novak *et al.*, 1997; Jenks *et al.*, 1998; Daniel *et al.*, 2002; Ou *et al.*, 2018), arcillas (Moreau-Kervevan y Mouvet, 1998; Martins *et al.*, 2018) y pH bajo (Ma y Selim, 1996; Jenks *et al.*, 1998; Daniel *et al.*, 2002; Laird y Koskinen, 2008).

Los suelos pueden presentar diferentes tipos de materia orgánica en gran parte asociado con la textura del suelo (Hevia *et al.*, 2003). Los suelos con texturas arenosas tienden a incrementar la proporción de materia orgánica fresca o poco transformada (Hang *et al.*, 2003; Galantini *et al.*, 2004) y existen estudios que muestran que atrazina tiene alta afinidad por materia orgánica poco transformada (Laird *et al.*, 1994; Barriuso *et al.*, 1994; Hang *et al.*, 2003) aunque existen estudios que sugieren lo opuesto (Dousset *et al.*, 1994). No obstante, esta fracción poco transformada tiende a representar un bajo porcentaje del total de la materia orgánica del suelo, inferior al 20% del total de la materia orgánica del suelo en suelos cultivados (Cambardella y Elliott, 1992; Besnard *et al.*, 1996; Diovisalvi *et al.*, 2008). Por lo tanto, aun cuando la materia orgánica más estable presenta menor afinidad por la atrazina juega un rol importante en su retención ya que se encuentra en mayor proporción que la materia orgánica menos transformada. Esta MOS estabilizada generalmente se encuentra integrada a las fracciones minerales finas de suelo como las arcillas (Six *et al.*, 2002) por lo que en síntesis los suelos de zonas templadas con mayor contenido de arcillas frecuentemente tienen mayor contenido de materia orgánica lo que da como resultado una mayor capacidad para retener atrazina.

Como se mencionó anteriormente, el pH del suelo también influye en la retención de atrazina. Diversos estudios muestran que se incrementa a medida que el pH disminuye debido a que empieza a predominar la forma protonada de atrazina (Martins *et al.*, 2018) que es más fácilmente adsorbida por los sitios de intercambio del suelo (Daniel *et al.*, 2002). Esta adsorción se hace máxima cuando el pH se aproxima a la constante de disociación de la atrazina ($pK_a = 1,68$) (Ma y Selim, 1996). En este sentido, diversos autores han encontrado una correlación negativa entre pH y K_d de atrazina (Novak *et al.* 1997; Jenks *et al.*, 1998; Coquet y Barriuso, 2002; Daniel *et al.*, 2002). El efecto del pH también se observa en la mineralización de la atrazina, ya que ésta se acelera cuando el valor de pH supera 6,5 (Houot *et al.*, 2000).

Otras propiedades del suelo pueden condicionar la distribución de especies de la molécula de atrazina tal como el contenido de bases y la capacidad de intercambio catiónico (Seta y Karathanasis, 1997) y tipo de arcillas (Herwig *et al.*, 2001; Laird y Koskinen, 2008). Por otra parte, el uso del suelo condiciona la dinámica de atrazina en la porción superficial del suelo debido a su influencia sobre la materia orgánica (Hang *et al.*, 2003). El uso y manejo del suelo además puede tener influencia en la descomposición de

atrazina en las primeras horas de contacto (Barriuso y Houot, 1996; Topp *et al.*, 1996; Hang *et al.*, 2005; Hang *et al.*, 2007a,b,c), modificando su repartición entre la fase sólida y líquida.

Sin duda este conjunto de variables confiere a cada suelo situaciones propias y un escenario particular que controla la magnitud de la retención de atrazina al llegar al suelo y determina la capacidad de transportarse a través del perfil de suelo y convertirse en contaminante de aguas subterráneas (Hang y Sereno, 2002).

Cuando se pretende caracterizar los suelos de una región en cuanto a su capacidad de adsorber un herbicida lo ideal es cuantificar el coeficiente de retención K_d en número suficiente para que la mayoría de los escenarios estén representados. Sin embargo, esto demanda numerosas determinaciones analíticas que por lo general son muy costosas lo que hace este tipo de estudios inviable en muchas ocasiones. La utilización de un único valor de K_d para un determinado herbicida es una limitante reconocida cuando se pretende modelar su movimiento o destino ambiental (Elabd *et al.*, 1986) ya este es el parámetro más sensible de dichos modelos (Dollinger *et al.*, 2015). Por lo tanto, cuando no hay datos de K_d disponibles, una alternativa consiste en estimar este coeficiente a partir de otros atributos de suelo mediante funciones de pedotransferencia (Dollinger *et al.*, 2015). Es importante que estas funciones utilicen datos locales para que se adapten al medio en el cual se utilizarán ya que de otra manera pueden reflejar un sesgo hacia los datos con las que fueron calibradas (Schaap y Leij, 1998) y no representar al área de estudio.

El cambio de escala, desde casos de estudio locales a estudios regionales, es esencial para captar la variabilidad que ocurre en áreas mayores y permite identificar regiones críticas o zonas más vulnerables. Los resultados de estudios de caso locales no son fácilmente extrapolables a mayores extensiones de superficie (Verburg *et al.*, 2006) por lo que se hace necesario contar con un mapa de distribución del coeficiente de distribución (K_d) que abarque superficies extensas.

Los objetivos de este capítulo fueron: i- cuantificar la retención de atrazina en numerosos suelos y analizar su relación con las características edáficas, ii- estimar su distribución espacial estableciendo una relación funcional entre las propiedades del suelo y la retención.

Materiales y métodos

Sitios de muestreo

Se realizaron determinaciones analíticas del K_d de atrazina a muestras de 167 sitios (Fig. 6.1) de modo que se viera representado un amplio rango de condiciones edáficas. La metodología de obtención de muestras fue descrita en detalle en el Capítulo 2.

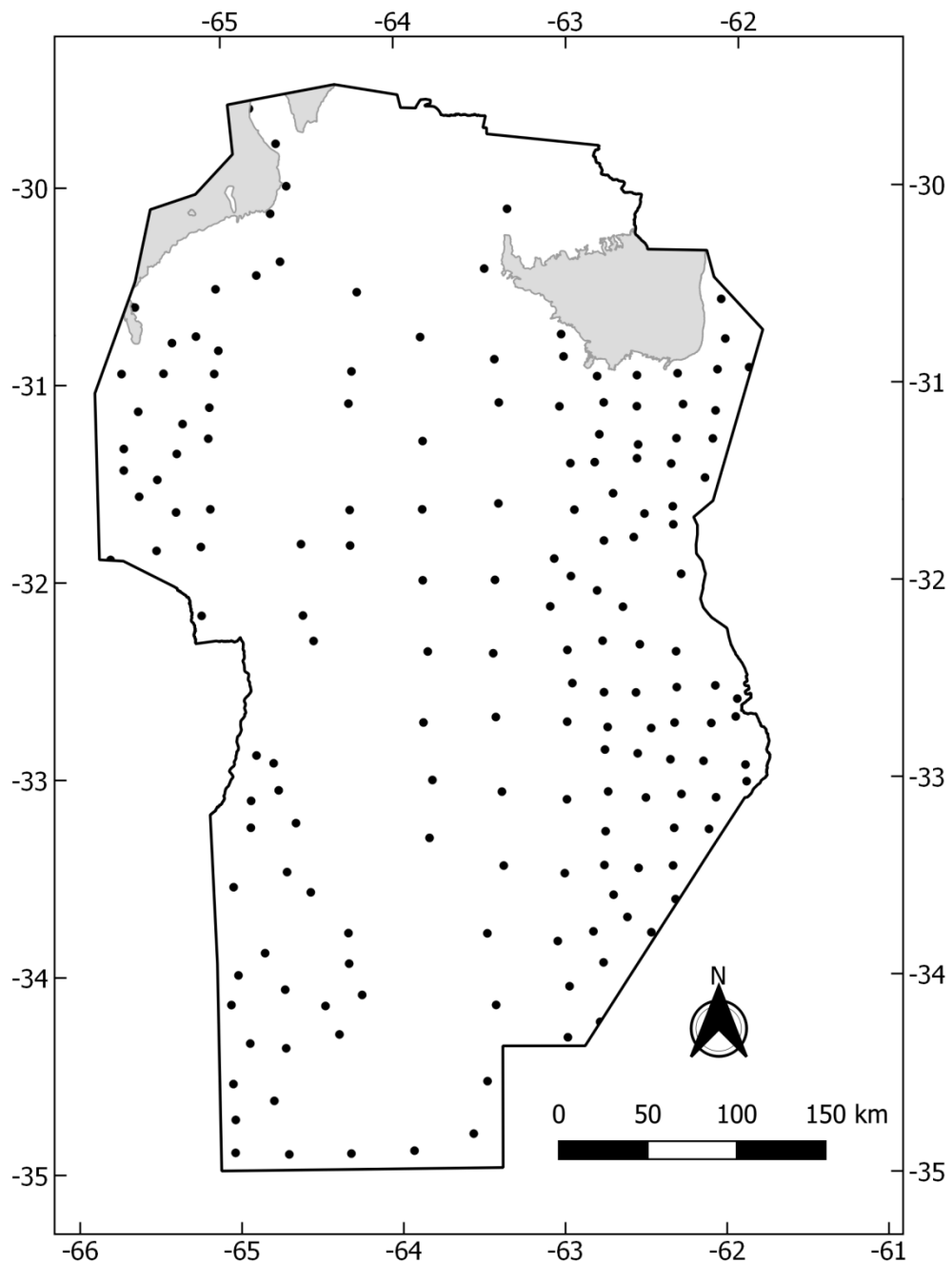


Figura 6.1. Ubicación de los puntos de muestreo a los que se determinó la retención de atrazina.

Determinación del Kd de atrazina en muestras de suelo

A partir del estándar de atrazina (pureza 99,9%) se preparó una solución de trabajo con una concentración de $20 \mu\text{g mL}^{-1}$ en CaCl_2 0,01M. Mediante la técnica de *batch equilibrium* se equilibraron 5 g de suelo con 10 ml de la solución de atrazina. Las suspensiones se dejaron a $28 \pm 0,5 \text{ }^\circ\text{C}$ en estufa de cultivo en oscuridad con agitado intermitente, durante 24 hs. Las suspensiones se centrifugaron y 2 mL del sobrenadante se filtró para ser posteriormente analizado por HPLC. Las determinaciones se realizaron por duplicado. La cantidad de atrazina adsorbida se determinó en forma indirecta, como la diferencia entre la concentración inicial y la concentración de equilibrio, expresada por unidad de masa de suelo.

El coeficiente de distribución Kd se calculó de acuerdo a la ecuación [6.1]:

$$K_d [\text{L kg}^{-1}] = \frac{C_{eq}}{x/m} \quad [\text{Ecuación 6.1}]$$

donde,

C_{eq} : concentración de atrazina en solución después del equilibrio (mg/L),

x/m : cantidad de atrazina adsorbida (mg/kg),

Variabilidad espacial y mapeo de valores de Kd

Se efectuó un análisis exploratorio de los datos para corroborar su distribución de frecuencias. Se buscó detectar la presencia de valores extremos (*outliers*) y analizar visualmente si la distribución se asemejaba a una distribución normal. La interpolación por *kriging* es más eficiente cuando se realiza sobre datos no sesgados o con distribución semejante a la normal (Webster y Oliver, 2001) además de ser sensible a los *outliers* (Kerry y Oliver, 2007). El criterio para definir *outliers* fue el utilizado por Tukey (1977) en el cual a partir de la determinación de los cuartiles se calcula el rango intercuartílico (Q3-Q1) o IQR por sus siglas en inglés, posteriormente se calculan los límites, inferior ($Q1 - 1,5 * \text{IQR}$) y superior ($Q3 + 1,5 * \text{IQR}$) y se consideran *outliers* aquellos valores por fuera de esos límites. A su vez se analizó también la presencia de tendencia espacial de los datos,

ya que cuando ésta existe conviene removerla a través un modelo lineal utilizando luego los residuos, método conocido como *kriging universal* (Webster y Burgess, 1980)

Se calculó el semivariograma experimental (sobre datos o residuos según el caso) y se ajustó a un modelo teórico siguiendo el criterio de mínimos cuadrados y mediante comparaciones múltiples por el método de validación cruzada *leave-one-out* que consiste en realizar una serie de interpolaciones (N° de sitios de muestreo $- 1$) en donde para cada interpolación se deja fuera del conjunto de datos un sitio de muestreo y se predice el valor correspondiente a ese sitio a partir del valor de la variable en el resto de los sitios de muestreo de forma de poder determinar cuál ajuste produce menores errores de predicción.

Desarrollo de una función de pedotransferencia para la estimación del Kd de atrazina a partir de propiedades de suelo

A partir de todas las propiedades de suelo determinadas para los sitios de muestro se buscó un estimador del Kd de atrazina ajustado a las características regionales. Posteriormente al análisis de correlación entre variables se evaluaron diferentes modelos de regresiones lineales múltiples mediante el software InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2013). Se llevó a cabo un procedimiento que evalúa todos los modelos posibles utilizando como predictoras variables de suelo determinadas. Se utilizó la distancia de Cook y la medida de Leverage para identificar datos que pudiesen introducir un fuerte sesgo en el valor de los estimadores. El criterio para seleccionar el modelo fue el de minimización del error cuadrático medio de predicción (ECMP).

Comparativa entre mapas

Tomando como referencia el mapa de Kd obtenido por interpolación de los valores determinados analíticamente se realizó una comparación con el mapa obtenido a partir de los valores estimados utilizando la ecuación de pedotransferencia. Esta comparación se hizo por álgebra de mapas, es decir que a cada celda o píxel del mapa de referencia se le restó el valor de la celda homóloga del mapa a comparar. Con los residuos se generó un nuevo mapa para analizar visualmente la distribución espacial de las diferencias. Se optó

por un mapa de diferencias sobre un índice de bondad de ajuste porque los mapas de diferencias facilitan visualizar las zonas de mayor y menor ajuste mientras que el índice de bondad de ajuste sólo informa numéricamente el grado de concordancia entre mapas.

Resultados y discusión

La distribución espacial de los coeficientes de retención de atrazina, K_d observados, se muestra en la Fig. 6.2.

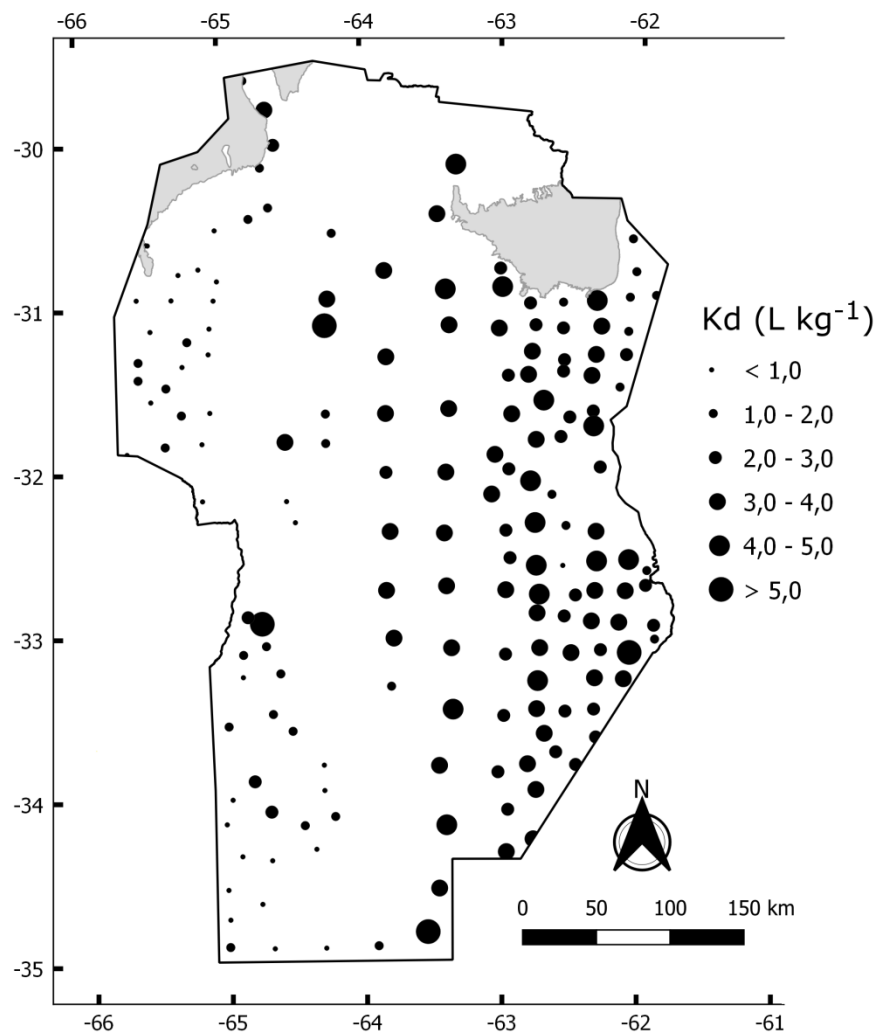


Figura 6.2. Coeficientes de retención de atrazina (K_d , $L\ kg^{-1}$) determinados analíticamente.

Los K_d determinados para las 167 muestras de suelo variaron entre $0,09\ L\ kg^{-1}$ y $8,25\ L\ kg^{-1}$, con un valor promedio de $2,46\ L\ kg^{-1}$. La dispersión de valores se puede apreciar en la Fig. 6.3 donde se hace evidente que los valores muy altos son casos aislados.

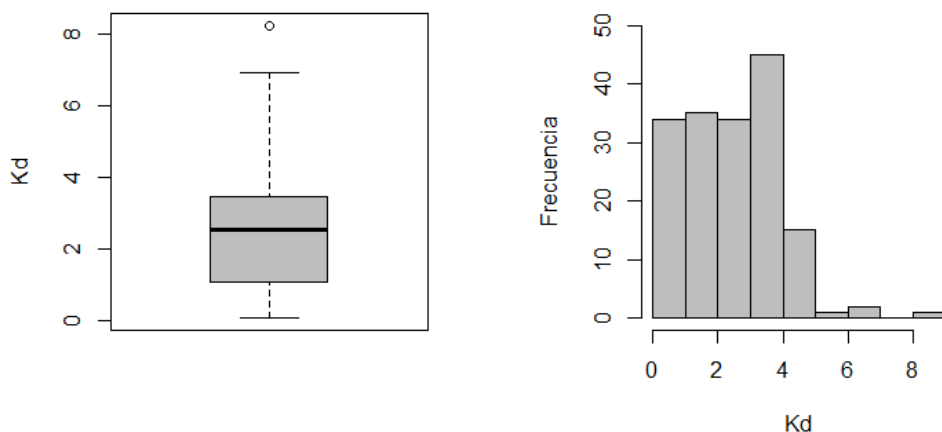


Figura 6.3. Gráfico de cajas (box-plot) e histograma del Kd de atrazina obtenido para los suelos estudiados.

Según el criterio de categorías propuesto en Becerra *et al.* (2013) para suelos de Córdoba (Argentina), el cual establece un valor de $< 1,5 \text{ L kg}^{-1}$ como baja adsorción, de $1,5$ a $2,5 \text{ L kg}^{-1}$ como adsorción media y $>2,5 \text{ L kg}^{-1}$ como alta adsorción, de los coeficientes obtenidos para los 167 suelos estudiados el 52% estuvieron por encima de $2,5 \text{ L kg}^{-1}$ (valores altos), 32% correspondieron a valores bajos y solamente el 16% a valores medios. En general se observaron valores de Kd más elevados que los reportados para suelos de la región (Hang y Sereno, 2002; Martini, 2008).

Análisis exploratorio

En el análisis exploratorio de los datos previo a la interpolación se pudo observar que los valores de Kd presentaban una tendencia creciente en sentido oeste-este además de presentar una distribución alejada de la normal (Fig. 6.4).

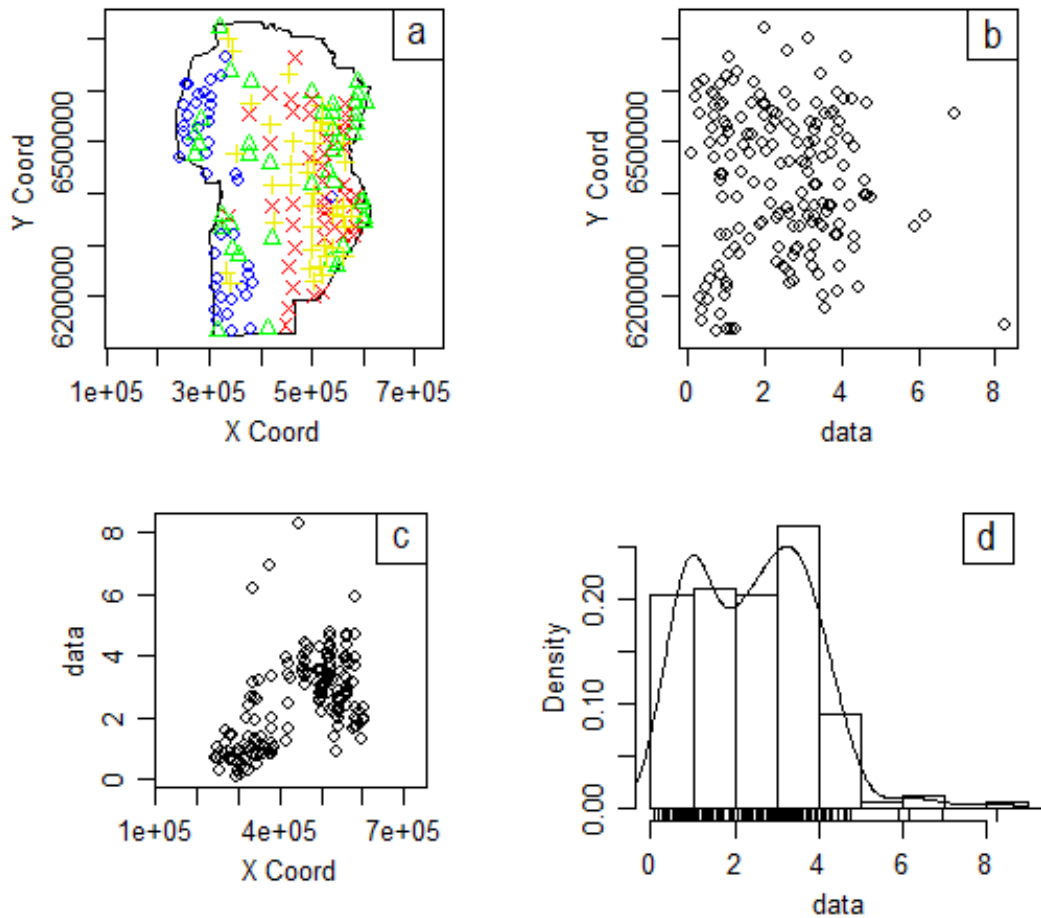


Figura 6.4. Distribución espacial del Kd de atrazina (por cuartiles) [a], distribución de los valores de Kd en función de latitud [b] y longitud [c] e histograma de frecuencias de valores de Kd[d].

Como se mencionó anteriormente la interpolación por *kriging* da mejores resultados con datos no sesgados o con distribución semejante a la normal (Webster y Oliver, 2001) y sin presencia de *outliers* (Kerry y Oliver, 2007). Además, la presencia de tendencia espacial observada sugirió la necesidad de utilizar el método de *kriging universal* en el cual la interpolación se realiza sobre los residuos remanentes luego de la remoción de la tendencia lineal (Webster y Burgess, 1980).

El análisis en forma conjunta del efecto de la presencia de *outliers* y de tendencia espacial en los datos llevó a que si bien el criterio de Tukey (1977) determinó que era conveniente dejar fuera de la interpolación los valores de $Kd > 7,04 \text{ L kg}^{-1}$, se optó por bajar el umbral a $Kd > 6 \text{ L kg}^{-1}$ para que la distribución de frecuencias de valores se aproximase más a la distribución normal. Esta práctica es realizada frecuentemente en este tipo de estudios (Kerry y Oliver, 2007). Estos criterios fueron adoptados luego de realizar

comparaciones múltiples por el método de validación cruzada *leave-one-out* que consiste en realizar una serie de interpolaciones (N° de sitios de muestreo $- 1$) en donde para cada interpolación se deja fuera del conjunto de datos un sitio de muestreo y se predice el valor correspondiente a ese sitio a partir del valor de la variable en el resto de los sitios de muestreo. Luego se comparan los valores observados con los valores predichos por *kriging*. En la Fig. 6.5 se muestra la distribución de los residuos luego de la eliminación de los *outliers* y de la tendencia espacial.

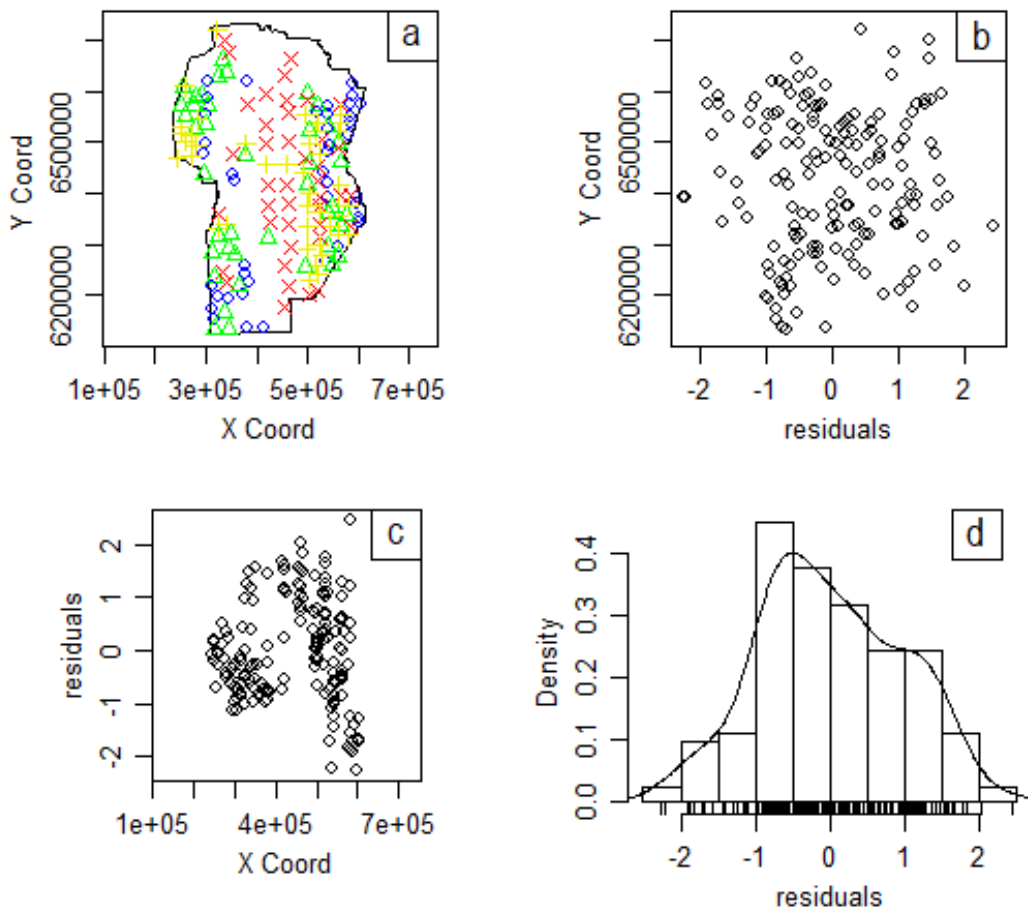


Figura 6.5. Distribución de los residuos de Kd luego de la remoción de la tendencia lineal y los valores atípicos [a], distribución de los residuos en función de latitud [b] y longitud [c] e histograma de frecuencias de residuos[d].

El semivariograma fue ajustado con un modelo esférico ya que fue el que obtuvo los menores errores en el proceso de validación cruzada *leave-one-out* (Fig. 6.6).

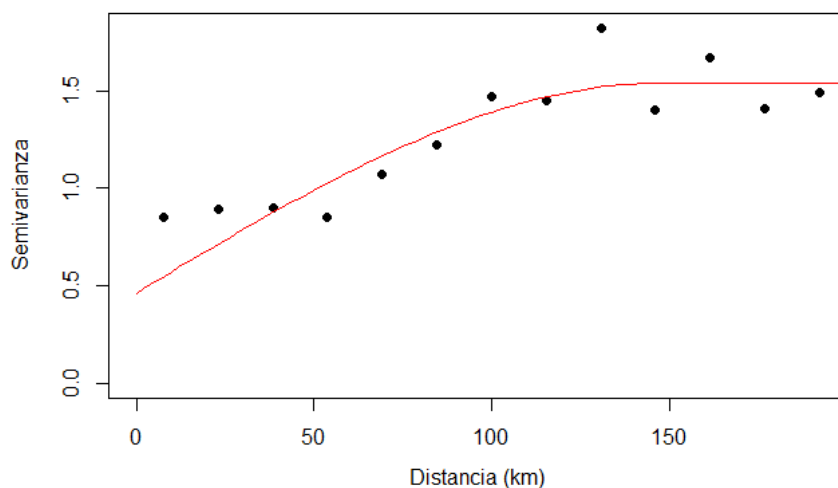


Figura 6.6. Semivariograma experimental (puntos) y su ajuste con un modelo esférico (línea).

Distribución espacial del Kd de atrazina

La Fig. 6.7 presenta el mapa de distribución del coeficiente Kd obtenido a partir de la interpolación de los valores de Kd observados. Como puede verse la variación de la retención de atrazina acompaña la variación de propiedades edáficas tales como contenido de materia orgánica, arcillas y alcalinidad. La menor retención de atrazina se encontró en suelos del oeste de la provincia caracterizados por un bajo contenido de materia orgánica y arcillas, que en la subregión noroeste se acompaña además de un pH más elevado. Por el contrario, los suelos con mayor capacidad de retención de atrazina correspondieron a los suelos con mayor contenido de arcillas y materia orgánica y se ubican en la porción este de la provincia, aunque eran esperables valores más altos en el extremo este ya que los suelos de esta región son los que cuentan con más material coloidal.

Nueva ecuación de regresión para estimar el Kd de atrazina

El desarrollo de funciones de pedotransferencia con validez regional resulta fundamental para realizar estimaciones con menor grado de incertidumbre. Si se utilizan funciones desarrolladas y calibradas a partir de bases de datos de otras regiones se corre el riesgo de que muestren un sesgo hacia esos datos y no reflejen la realidad del área en donde se intentan aplicar (Schaap y Leij, 1998).

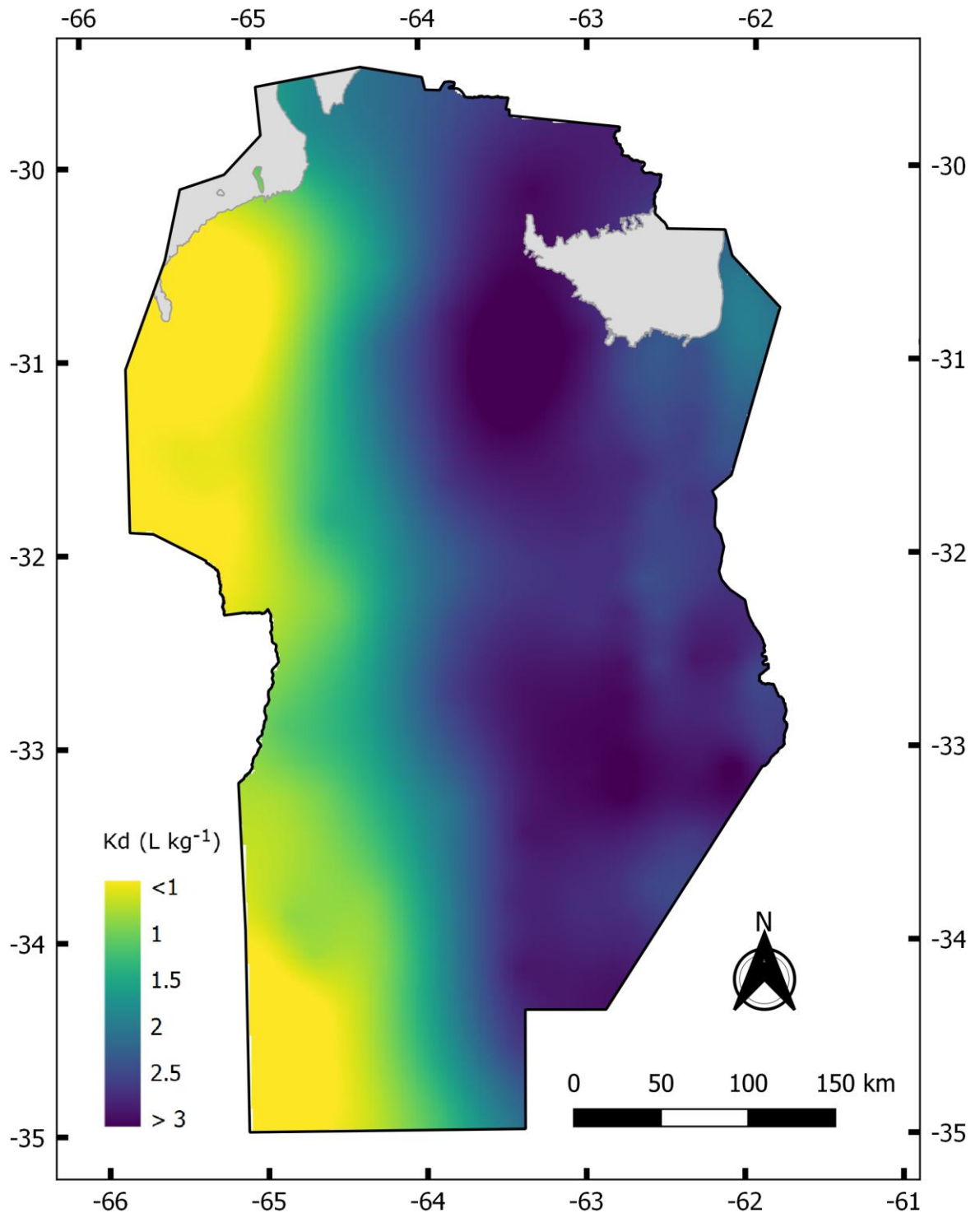


Figura 6.7. Distribución espacial del K_d ($L\ kg^{-1}$) de atrazina obtenido a partir de determinaciones analíticas.

El análisis de correlación entre las variables edáficas estudiadas (Fig. 6.8) mostró significancia entre K_d y las siguientes variables: K, ARC, CC, CIC, MOS, Mn, LIM, Nt, Fe, ARE, ordenadas en orden decreciente en cuanto a su coeficiente de correlación ρ .

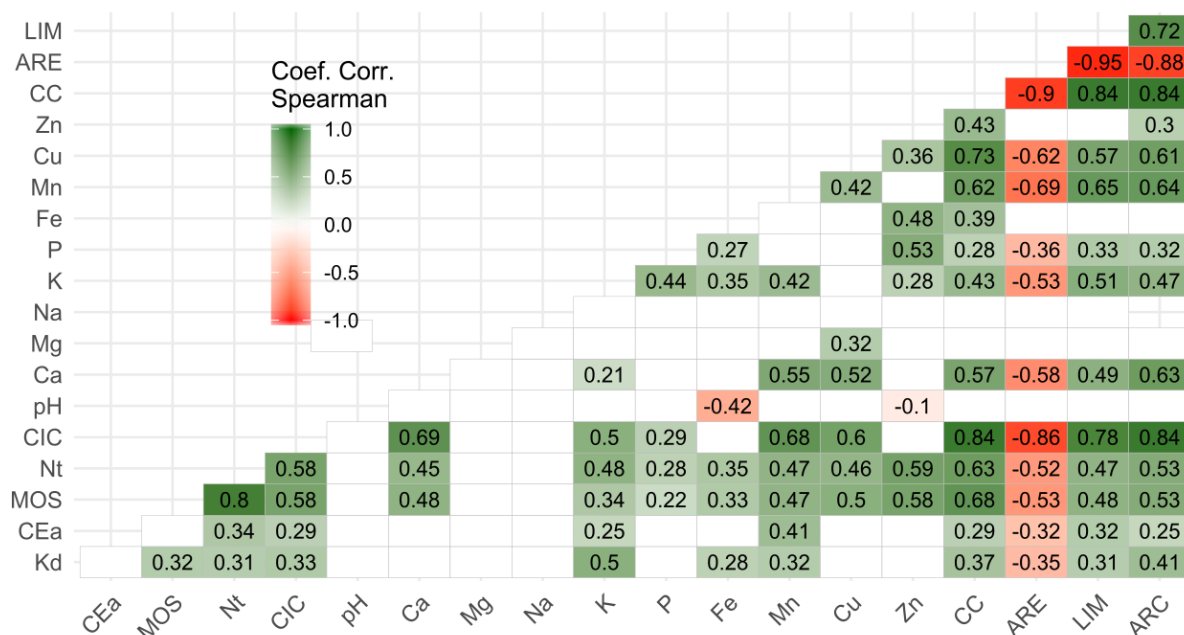


Figura 6.8. Correlación (Spearman) entre las variables en estudio. Solo se muestran las correlaciones que resultaron significativas ($p < 0,05$).

Al momento de evaluar los modelos de predicción que mejor ajuste mostraban se tuvo en cuenta la distancia de Cook y la medida de Leverage para identificar aquellos puntos que, por sus valores, influían negativamente sobre la elección del modelo introduciendo un fuerte sesgo en el valor de los estimadores (Balzarini *et al.*, 2015).

El mejor modelo (menor ECMP) fue con 5 variables, lo que lo hace más complejo que los utilizados por otros autores (Seybold *et al.*, 1994; Novak *et al.*, 1997; Coquet y Barriuso, 2002; Weber *et al.*, 2004) que generalmente no exceden las tres variables y por lo tanto requieren de una menor disponibilidad de datos. Las variables predictoras fueron MOS, pH, K, Cu y Arc con los siguientes coeficientes [Ec. 6.2]:

$$\text{Kd [L kg}^{-1}] = 1,25 + 0,41 \text{ MOS} + 0,71 \text{ K} - 0,29 \text{ Cu} + 0,05 \text{ Arc} - 0,23 \text{ pH}$$

[Ecuación 6.2]

Donde MOS y Arc están expresados en porcentaje, K en meq/100g y Cu en ppm.

Este modelo tuvo un R^2 de 0,42 (R^2 ajustado de 0,40) y un ECMP de 1,13 y con una significancia $p < 0,001$. Las variables pH y Cu no mostraron a priori correlación con el

Kd pero sí resultaron significativas en el modelo de regresión al incorporar el resto de las variables. La Fig. 6.9a muestra la dispersión entre valores de Kd determinados y valores de Kd predichos mediante la Ec. 6.2.

El contenido de Cu de los suelos no es una propiedad determinada con frecuencia y no ha sido analizada durante la confección de las cartas de suelos por lo que es difícil contar con datos suficientes para incorporarla como una variable en un modelo predictivo. La eliminación de esa variable no resulta muy significativa en cuanto al ajuste del modelo y hace que éste sea más sencillo de calcular. El modelo resultante de eliminar dicha variable se muestra en la Ec. 6.3:

$$Kd [L kg^{-1}] = 1,79 + 0,28 MOS + 0,79 K + 0,03 Arc - 0,32 pH$$

[Ecuación 6.3]

Este modelo tuvo leve descenso en su ajuste, con un R^2 de 0,38 y un R^2 ajustado de 0,37, mientras el ECMP fue de 1,17. La Fig. 6.9b muestra la dispersión entre valores de Kd determinados y valores de Kd predichos mediante la Ec. 6.3.

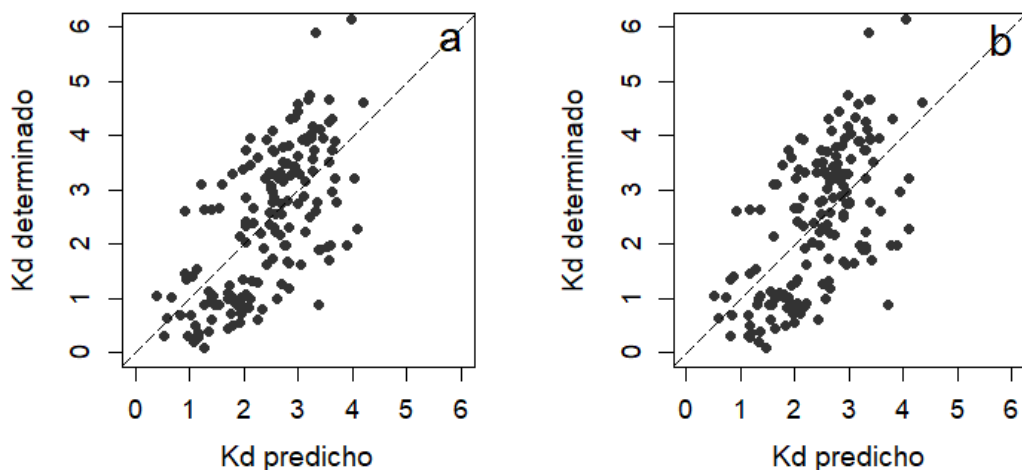


Figura 6.9. Gráficos de dispersión entre valores de Kd determinados y estimados. Con la ecuación de regresión $[Kd (L kg^{-1})] = 1,25 + 0,41 MOS + 0,71 K - 0,29 Cu + 0,05 Arc - 0,23 pH$ (a) y con la ecuación de regresión que utiliza sólo variables informadas en las cartas de suelos $[Kd (L kg^{-1})] = 1,79 + 0,28 MOS + 0,79 K + 0,03 Arc - 0,32 pH$ (b).

El hecho que otros autores como Novak *et al.* (1997) y Coquet y Barriuso (2002) hayan encontrado diferentes parámetros de ajuste remarca la importancia de la validación local de los modelos de predicción, ya que, en muchas ocasiones, éstos muestran un sesgo importante hacia el set de datos usado en la calibración del modelo. Coquet y Barriuso (2002) estudiaron la retención de cuatro herbicidas en suelos de un amplio rango de texturas y material de origen en la región de Picardie (norte de Francia). El modelo de regresión propuesto para atrazina logró un excelente ajuste a los datos observados ($R^2 = 0,94$) con sólo tres variables: CO, pH y ARC [Ec. 6.4], las mismas utilizadas por Weber *et al.* (2004).

$$K_d [L \text{ kg}^{-1}] = 1,05 + 0,32 \text{ MOS} + 0,0004 \text{ ARC} - 0,13 \text{ pH}$$

[Ecuación 6.4] †

† El artículo original utiliza CO en lugar de MOS, aquí se convirtió CO a MOS utilizando el factor 1,724.

Por otra parte, el modelo desarrollado por Novak *et al.* (1997) en Molisoles bien y mal drenados de Iowa (EEUU) incluyó las mismas variables predictoras, aunque con coeficientes muy diferentes para los parámetros de la ecuación [Ec 6.5].

$$K_d [L \text{ kg}^{-1}] = 5,95 + 1,17 \text{ MOS} + 0,04 \text{ ARC} - 1,19 \text{ pH}$$

[Ecuación 6.5] †

Es importante destacar que estos modelos fueron calibrados con suelos de menor variabilidad en cuanto a sus propiedades ya que corresponden a áreas de mucha menor extensión (135 ha y 6,25 ha respectivamente). Esto puede explicar el mejor ajuste de los modelos y a su vez advertir sobre la inconveniencia de utilizarlos en otras regiones o con suelos de distintas características. A modo de ejemplo Seybold *et al.* (1994) encontraron que el CO como única variable regresora podía ser utilizado para predecir el K_d de atrazina en suelos arenosos de Wisconsin (EEUU) mediante la ecuación $K_d [L \text{ kg}^{-1}] = 0,04 + 1,13 \text{ CO}$ ($r^2 = 0,84$), mientras que no encontraron correlaciones significativas con pH ni arcilla. Estos autores mencionan que tanto el tipo de MOS como el tipo de arcilla pueden influenciar en la adsorción de atrazina lo que dificulta encontrar un modelo de predicción

que ajuste bien para áreas muy extensas donde es más probable que se presenten modificaciones en el tipo de las fracciones coloidales del suelo (Gilchrist *et al.*, 1993; Laird *et al.*, 1994; Herwig *et al.*, 2001). Por su parte Jenks *et al.* (1998) encontraron correlación muy fuerte entre el Kf de atrazina y MOS ($R^2 = 0,98$) y con pH ($R^2 = 0,82$), aunque el modelo que mejor predijo la adsorción fue con MOS y CIC. Esta discrepancia entre las funciones de pedotransferencia se debe entre otras causas a que los datos usados en la calibración difieran por cuestiones geográficas, de uso y manejo o incluso por diferente metodología en la determinación. Esto hace que algunas veces no se obtengan buenos resultados al intentar validar una regresión con datos de diferente origen a los utilizados en la calibración (Schaap y Leij, 1998)

Utilizando solamente MOS, pH y ARC [Ec. 6.6] que son las propiedades de suelo más frecuentemente incluidas en los modelos de regresión publicados, el modelo necesario para predecir el Kd de atrazina para la provincia de Córdoba es el que se presenta en la Ec. 6.6, en el cual pH solo tuvo significancia en el modelo al eliminar del ajuste las dos observaciones que presentaron mayor D Cook. Este modelo logra un grado de ajuste menor a los propuestos anteriormente ($R^2 = 0,35$ y ECMP = 1,24).

$$Kd [L kg^{-1}] = 1,37 + 0,32 MOS + 0,18 ARC - 0,0029 ARC^2 - 0,27 pH$$

[Ecuación 6.6]

En la Tabla 6.1 se resumen los distintos modelos de estimación del Kd de atrazina presentados en el capítulo, unos desarrollados en el marco de esta Tesis, con ajuste regional de los parámetros de estimación y otros elaborados por otros autores y calibrados con datos de otras regiones.

Tabla 6.1. Ecuaciones de regresión para la estimación del coeficiente de adsorción de atrazina.

Int.	MOS	ARC	ARC ²	pH	K	Cu	R ²	ECMP	p-valor	Fuente	Ec.
1,25	0,41	0,05	-	-0,23	0,71	-0,29	0,42	1,13	<0,0001	1	6.2
1,79	0,28	0,03	-	-0,32	0,79	-	0,38	1,17	<0,0001	1	6.3
1,37	0,32	0,18	-0,0029	-0,27	-	-	0,35	1,24	<0,0001	1	6.6
4,1	0,43	0,09	-	-0,81	-	-	0,77		<0,001	2	4.1
1,05	0,32 [†]	0,0004	-	-0,13	-	-	0,94			3	6.4
5,95	1,17	0,04	-	-1,19	-	-		0,76	<0,001	4	6.5
0,04	1,95 [†]		-	-	-	-	0,84		<0,0001	5	-

[†]: en el artículo original se utilizó CO (%). Se convirtió en MOS multiplicándolo por un factor de 1,724.

Int.: intercepto, ECMP: error cuadrático medio de predicción, p-valor: nivel de significancia. Ec.: ecuación.

Fuente. 1: Tesis, 2: Weber *et al.* (2004), 3: Coquet y Barriuso (2002), 4: Novak *et al.* (1997), 5: Seybold *et al.* (1994).

Mapas de distribución espacial del Kd estimado con regresiones ajustadas regionalmente

El mapa de distribución espacial del coeficiente Kd de atrazina generado a partir del modelo de predicción que mostró el mejor ajuste (Ec. 6.2) se presenta en la Fig. 6.10 junto al mapa de error (diferencia entre valores observados y valores predichos).

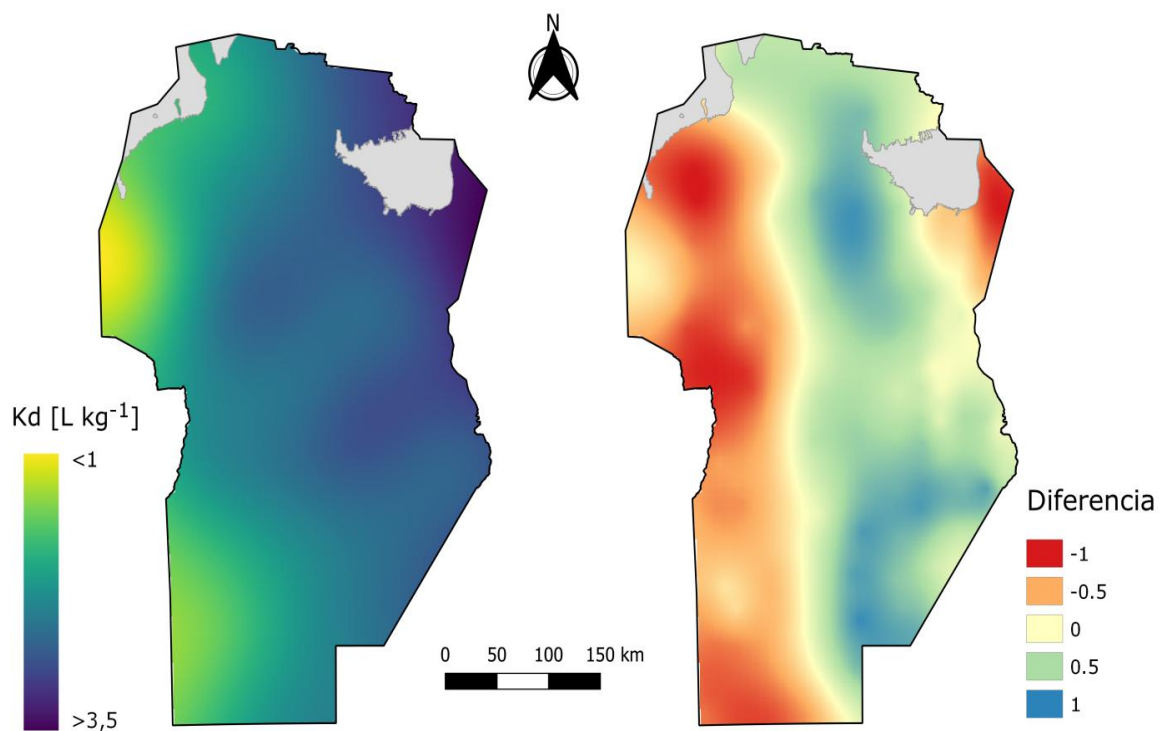


Figura 6.10. Mapa de distribución espacial del coeficiente Kd de atrazina generado a partir del modelo de regresión lineal que mejor ajuste mostró (izq) y mapa de diferencias entre Kd observado y Kd predicho (der.).

El mapa de distribución espacial de valores de Kd estimado muestra un aumento gradual de los valores en sentido O-E a diferencia del mapa de distribución de valores observados (Fig. 6.7) en donde el aumento resultó más brusco para luego volver a valores menores en el extremo noreste. El análisis visual del mapa de diferencias (Fig. 6.10) refleja dicha variación abrupta y permite observar un patrón de distribución en forma de bandas o fajas en dirección norte-sur. Hacia el oeste y extremo noreste de la provincia los valores de Kd se sobrestimaron ($Kd_{\text{observados}} < Kd_{\text{estimados}}$) mientras que en la faja central hubo subestimación ($Kd_{\text{observados}} > Kd_{\text{estimados}}$). Este patrón indica un desempeño desigual

del modelo de predicción según la localización geográfica y habilitaría la búsqueda de modelos adecuados para cada región si se pretenden realizar estudios a escalas de mayor detalle en áreas de menor extensión o utilizar modelos de predicción más complejos que incluyan modificaciones en sus parámetros según la localización geográfica (Brunsdon *et al.*, 1998).

Conclusiones

Los valores de Kd observados son mayores a los calculados anteriormente a partir de la ecuación de regresión propuesta por Weber *et al.* (2004). La distribución espacial muestra valores bajos hacia el oeste que luego aumentan al centro para descender nuevamente en el extremo este. El descenso de valores en el extremo noreste requiere de mayor estudio para poder ser explicado debido a que de acuerdo al pH y contenido coloidal de los suelos de la zona se esperaban valores más elevados.

Se propone una nueva ecuación de regresión para estimar el coeficiente de retención de atrazina ajustado a los datos regionales que incorpora, además de pH, MOS y ARC utilizadas anteriormente, dos nuevas variables: Cu y K, denominado KdB. Debido a que Cu es un dato raramente disponible puede ser obviado en la estimación sin resultar en una desmejora notoria del modelo de predicción.

Sin embargo, es importante tener en cuenta que el amplio rango de características de suelos que fueron utilizadas en la confección del modelo y la amplia superficie abarcada hacen que el ajuste del modelo, considerando el R^2 , sea más bajo que los ajustes que lograron otros autores para áreas más pequeñas y por lo tanto con suelos de menor variabilidad. Esta aparente debilidad del modelo resulta en una fortaleza si se quiere utilizar para estimaciones regionales ya que está adaptada a los datos locales y no a situaciones particulares de otros sitios como algunos de los modelos propuestos.

El mapa de distribución de errores de predicción permite ver un patrón de distribución, lo que da lugar a pensar en una mejora del modelo de predicción teniendo en

cuenta un ajuste geográfico, además de resaltar la necesidad de ajustar localmente el modelo si se pretende estudiar áreas más pequeñas a una escala de mayor detalle.

ANÁLISIS COMPARATIVO ENTRE METODOLOGÍAS PARA ESTIMAR EL COEFICIENTE DE ADSORCIÓN (Kd) DE ATRAZINA PARA LOS SUELOS DE CORDOBA

Introducción

En los sucesivos capítulos de esta Tesis se mostraron distintas metodologías para llegar a la obtención de mapas continuos de propiedades de suelo y en particular de un coeficiente muy valioso de conocer a escala regional como es el Kd, en este caso de atrazina porque se contaba con más datos que para otra molécula. En este capítulo se hará una comparación entre los distintos mapas de Kd de atrazina obtenidos a fin de evaluar el desempeño de distintas estrategias de estimación de este coeficiente con creciente disponibilidad de datos edáficos.

Como ya se planteó previamente, el amplio rango de valores que presentan los suelos de la provincia de Córdoba en la mayoría de sus atributos (Hang *et al.*, 2015) permitiría, a priori, el desarrollo de ecuaciones de pedotransferencia para estimar el coeficiente Kd de atrazina con capacidad de ser extrapolables a otras regiones. Generar mapas de Kd resulta particularmente útil cuando se utilizan modelos para predecir migración de plaguicidas ya que su desempeño es mejor cuando se tienen en cuenta las variaciones en la sorción que se dan en el terreno (Oliveira Jr. *et al.*, 1999). No obstante, es necesario comprender que la utilidad de estos mapas en cuanto a su uso como herramienta para la toma de decisiones se encuentra condicionada a la comprensión del grado de incerteza en las predicciones (Loague & Corwin, 1996). Para evaluar un modelo de predicción se deberían tener en cuenta tanto criterios estadísticos como visualizaciones gráficas. Las medidas estadísticas por sí solas muestran algunas limitaciones, mientras que

las visualizaciones gráficas pueden resultar muy útiles para mostrar tendencias, tipos de errores y patrones de distribución (Loague & Corwin, 1996).

Esto hace que la comparación de mapas sea una herramienta importante en los estudios de evaluación ambiental (Visser & de Nijs, 2006). Cuando se comparan mapas con patrones sencillos puede ser suficiente un mero análisis visual, pero a medida que los patrones se hacen complejos o cuando se requieren comparaciones múltiples es necesario recurrir a técnicas cuantitativas (Merriam y Jewett, 1988). Un método clásico de comparación de mapas cuantitativos es restar los valores de uno y otro mapa a comparar y mapear las diferencias o calcular un índice de bondad de ajuste. El mapa de diferencias facilita visualizar las zonas de mayor y menor similitud, mientras que el índice de bondad de ajuste informa numéricamente el grado de concordancia entre los mapas, pero no permite localizar dónde se obtuvo un buen ajuste y dónde no, cuando el grado de concordancia entre mapas no es homogéneo en su distribución espacial (Merriam y Jewett, 1988). Es decir que las evaluaciones gráficas permiten identificar errores sistemáticos (sobrestimaciones y subestimaciones) caracterizándolos espacialmente permitiendo conocer el desempeño de los modelos en sitios específicos (Loague y Corwin, 1996).

Materiales y métodos

El estudio de la variabilidad espacial del Kd de atrazina fue abordado usando distintas fuentes de datos de propiedades de suelo y distintas estrategias de estimación del coeficiente Kd.

En una primera etapa se analizaron los mapas obtenidos con la función de pedotransferencia propuesta por Weber *et al.* (2004) y su correlación con el mapa de Kd obtenido por determinaciones analíticas (KdO). El mapa elaborado a partir de datos de cartas de suelos (KdC) se desarrolló en el Capítulo 4 y el mapa de KdO en el capítulo 6. En este capítulo confeccionó el mapa utilizando valores muestrales (KdM) ya que en el Capítulo 5, que presenta el análisis de estos datos, se limitó el área de estudio a dos sistemas hidrológicos.

En una segunda etapa se incorporó al análisis los mapas de Kd estimados a partir de las ecuaciones de pedotransferencia definidas en el Capítulo 6 para su uso en la región. El primero, elaborado a partir de la Ecuación 6.3 y que llamaremos KdB, incluye cuatro

variables (MOS, Arc, pH y K^+) y fue el modelo de mejor ajuste. El otro mapa, realizado según la Ecuación 6.6 y que llamaremos KdWB, solo considera las tres variables frecuentemente utilizadas en la bibliografía (Novak *et al.*, 1997; Coquet y Barriuso, 2002; Weber *et al.*, 2004) para la estimación del Kd de atrazina (MOS, Arc y pH).

Posteriormente se hicieron comparaciones entre los mapas resultantes para determinar su grado de concordancia con el mapa de Kd determinados analíticamente (KdO) usado como referencia por suponer valores más representativos de la realidad.

Confección del mapa de KdM y KdWB

Se calculó el valor de KdM para todos los puntos de muestreo en donde se determinó el valor de MOS, ARC y pH (Fig. 7.1). En los casos que un sitio de muestreo no estuvo caracterizado en alguna de estas variables no fue tenido en cuenta en el análisis.

El análisis exploratorio de datos previo a la interpolación se desarrolló de manera similar a lo relatado en el Capítulo 4. La presencia de valores atípicos (*outliers*) dentro del set de datos puede distorsionar el semivariograma (Kerry y Oliver, 2007) y por lo tanto llevar a una deficiente interpolación por *kriging*. El criterio para definir outliers fue el utilizado por Tukey (1977): a partir de la determinación de los cuartiles se calcula el rango intercuartílico (Q3-Q1) o IQR por sus siglas en inglés, posteriormente se calculan los límites inferiores ($Q1 - 1,5 * IQR$) y superior ($Q3 + 1,5 * IQR$).

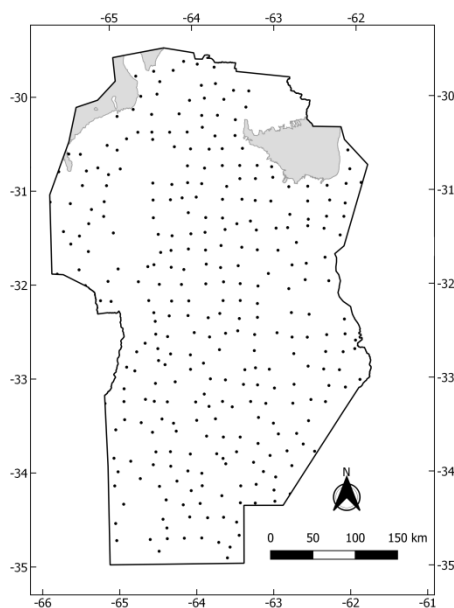


Figura 7.1. Sitios de muestreo donde se estimó el Kd de atrazina.

Utilizando el paquete geoR (Ribeiro Jr y Diggle 2001) en entorno R (R Core Team, 2014) se calculó el semivariograma experimental y se realizaron 100 simulaciones basadas en un test de Monte Carlo que sirve para comprobar la evidencia de correlación espacial. Bajo la hipótesis nula de que no hay correlación espacial se pueden intercambiar los valores de los datos a través de los sitios de muestreo. Para cada simulación se permutan las locaciones, se computa el variograma y se calculan las bandas utilizando los valores mínimos y máximos para cada segmento del variograma. Al graficar el variograma experimental junto a las bandas de la simulación se verifica si el variograma queda contenido por las bandas, de ser así se cumple la hipótesis de que no hay estructura espacial en los datos (Ribeiro *et al.*, 2003). Posteriormente se interpoló por *kriging* tal como se hizo para la obtención de los mapas en capítulos anteriores.

El mismo procedimiento tuvo lugar para la confección del mapa de KdWB (procedimientos no mostrados).

Comparación entre mapas de Kd

La comparación entre los mapas generados a partir de datos de distintos orígenes o mediante metodología diferente se realizó a través de álgebra de mapas. Es decir que a los valores de cada celda de un mapa determinado se le restó el valor de la celda homóloga del mapa a comparar. El mapa de Kd obtenido a partir de las determinaciones analíticas (KdO) se utilizó como patrón para comparar el resto de los mapas. Luego de obtenidos los mapas de diferencias, éstos se compararon visualmente para determinar la variación geográfica de las diferencias y se llevó a cabo un análisis cuantitativo de las distribuciones de frecuencias de estas diferencias. Por último se hizo un análisis de la varianza (ANAVA) comparando las diferencias obtenidas entre los distintos mapas.

Resultados y discusión

Confección del mapa de KdM

En el análisis preliminar se pudo comprobar que los valores de KdM presentaban una distribución con una marcada tendencia creciente en sentido oeste-este y una distribución alejada de la normal (Fig. 7.2).

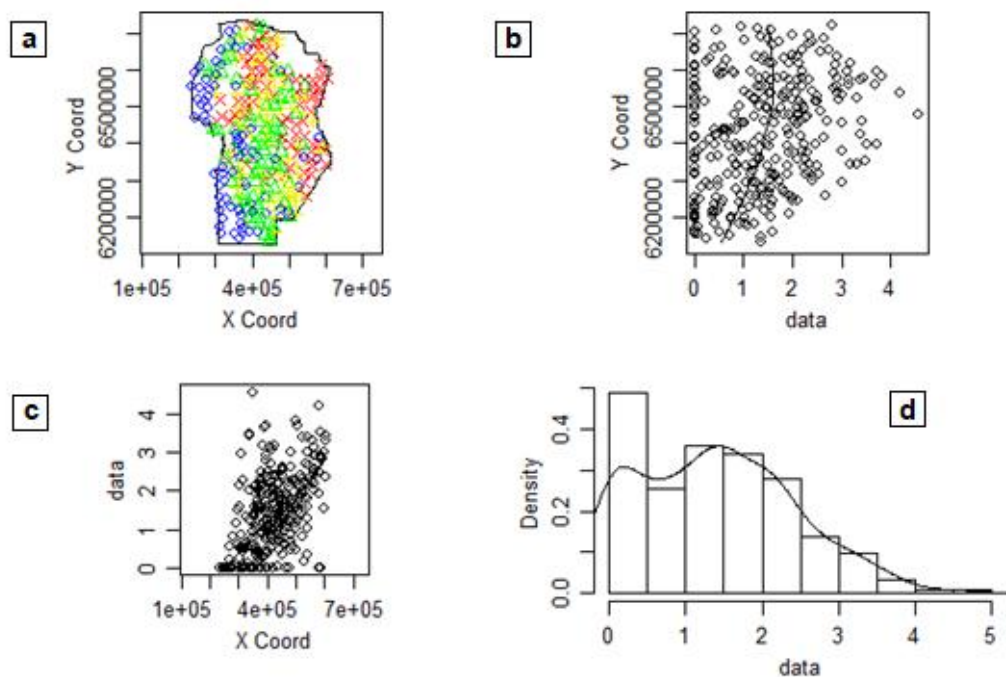


Figura 7.2. Distribución espacial del KdM de atrazina (por cuartiles) [a], distribución de los valores de KdM en función de latitud [b] y longitud [c] e histograma de frecuencias de valores de KdM [d].

Sólo un valor quedó definido como *outlier* y fue eliminado del set de datos al momento de calcular el semivariograma y realizar la interpolación.

Cuando la distribución espacial de los valores a interpolar muestra una tendencia espacial, conviene remover la tendencia utilizando un modelo lineal y trabajar sobre los residuos. El *kriging* universal es el método de interpolación que toma en cuenta esta tendencia espacial al momento de calcular el semivariograma (Webster y Burgess, 1980).

Luego de la eliminación de los *outliers* y la remoción de la tendencia espacial, los residuos sí mostraron una distribución cercana a la normal (Fig. 7.3) para permitir una correcta interpolación por *kriging* cuyo resultado deberá ser sumado a la tendencia removida inicialmente para restablecer los valores de KdM. Es decir que el resultado final de la interpolación es la suma del plano de tendencia obtenido por un modelo lineal y la interpolación de los residuos (datos observados menos el plano de tendencia).

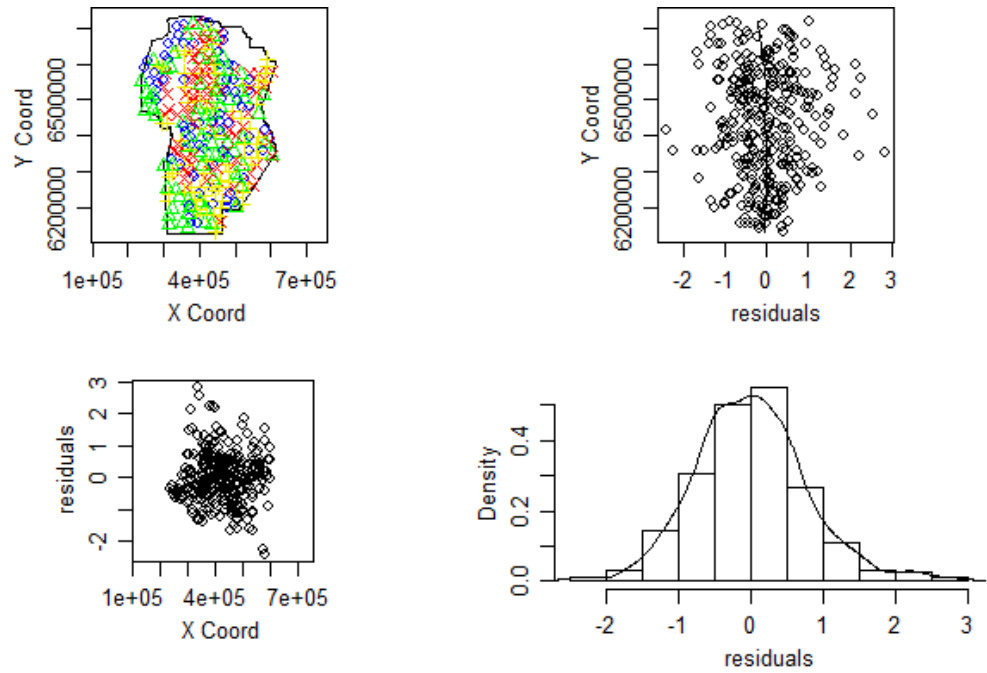


Figura 7.3. Distribución de los residuos de KdM luego de la remoción de la tendencia lineal y los valores atípicos. El histograma muestra una distribución semejante a una distribución normal.

En la Figura 7.4, que muestra el variograma experimental junto a las bandas de la simulación, se aprecia que los primeros puntos están por debajo de la banda inferior, lo que demuestra la presencia de una estructura espacial o autocorrelación en los datos analizados (Svoray *et al.*, 2015).

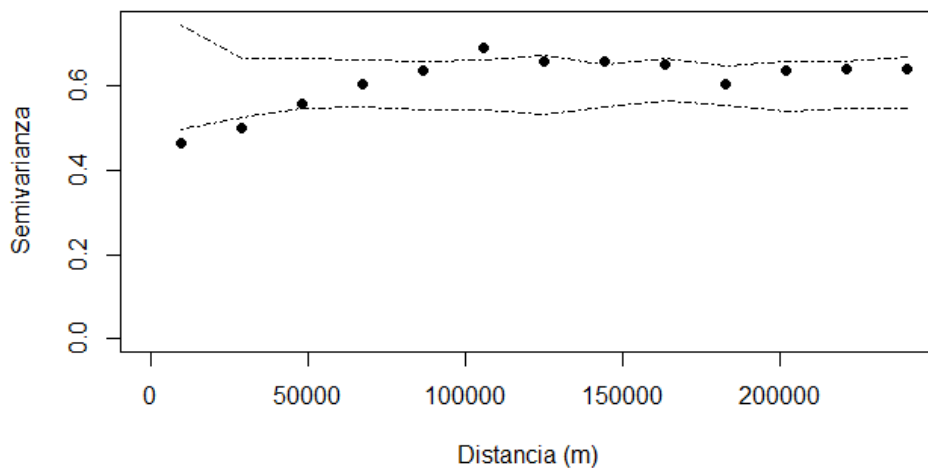


Figura 7.4. Semivariograma experimental (puntos) y las simulaciones (línea punteada). La presencia de puntos al inicio del semivariograma por fuera de los límites de las simulaciones demuestra la dependencia espacial de los datos.

Si bien el modelo cúbico de semivariograma ajustado fue el que presentó menor error, se seleccionó el modelo esférico debido a que ajustó mejor en la primera porción del semivariograma que corresponde a los datos a los que se les asigna un mayor peso al momento de la interpolación (Fig. 7.5).

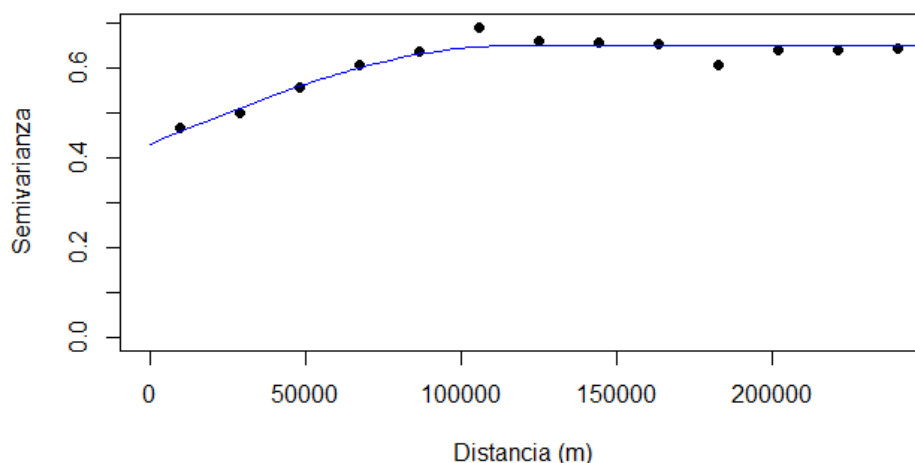


Figura 7.5. Semivariograma experimental (puntos) y su ajuste con un modelo esférico (línea continua).

Análisis comparativo entre mapas elaborados con la función de pedotransferencia propuesta por Weber *et al.* (2004)

En la Fig. 7.6 se presentan el mapa de Kd estimados a partir de los datos de las cartas de suelos (KdC) y el mapa de Kd estimados a partir de los datos muestrales (KdM) utilizando, en ambos casos, la función de pedotransferencia propuesta por Weber *et al.* (2004) y el mapa de Kd determinados analíticamente (KdO). En la Figura 7.7 se muestran las diferencias entre ellos obtenidas por álgebra de mapas. En todos los casos los errores están espacialmente distribuidos de tal forma que no es posible compensar los errores mediante un escalamiento de las estimaciones, hay subestimaciones y sobrestimaciones que, en principio, no muestran un patrón definido. Sin embargo, se puede observar que hubo subestimación de los valores de Kd a lo largo de la franja central de la provincia en sentido sur-norte y una sobrestimación, de menor importancia, en algunas zonas puntuales.

En la Tabla 7.1 se presentan las medidas resumen de la comparativa entre mapas realizados con datos de distintos orígenes.

Tabla 7.1. Medidas resumen de las diferencias entre el mapa de valores determinados (KdO) y los mapas de Kd con valores estimados según el origen de los datos fuera las cartas de suelo o muestreo (KdC y KdM respectivamente).

	Min	Q1	media	mediana	Q3	Máy	D.E.	CV
KdO - KdC	-1,19	0,14	0,67	0,69	1,28	2,08	0,74	110
KdO - KdM	-0,71	0,55	0,96	0,93	1,44	2,40	0,61	63
KdM - KdC	-1,32	-0,60	-0,29	-0,33	-0,03	0,98	0,43	-149

KdO: Kd obtenido a partir de determinaciones analíticas, KdM: Kd estimado a partir de datos muestrales KdC: Kd estimado a partir de datos de cartas de suelos. Q1: 1er cuartil, Q3: 3er cuartil, D.E.: desvío estándar, CV: coeficiente de variación (%).

Los resultados indican que los Kd estimados a partir de las cartas (KdC) tuvieron menores diferencias con los Kd determinados (KdO) en comparación con los Kd estimados con datos de muestreo (KdM). El mapa de KdM subestimó los valores de Kd en mayor medida que el mapa de KdC. Sin embargo las estimaciones hechas a partir de datos de muestreo mostraron menor dispersión de las diferencias (menor desvío estándar, coeficiente de variación y rango intercuartílico Q3-Q1), lo que hace pensar que un ajuste en los parámetros del modelo podría suponer un mejor desempeño de las estimaciones con datos muestrales con respecto a datos de las cartas de suelo.

A priori estos resultados indican que el uso de datos de las cartas de suelo es una buena alternativa al momento de estimar la capacidad de adsorción de atrazina y que un muestreo sistemático de todo el territorio no conlleva ventajas evidentes considerando los recursos que se necesitan para poder realizarlo.

Mapas de distribución espacial del Kd estimado con regresiones ajustadas regionalmente

En el capítulo anterior se desarrollaron modelos de regresión lineal para estimar la retención de atrazina para los suelos de la provincia de Córdoba. Un modelo, al que llamaremos KdWB, fue obtenido usando solamente las variables que se consideran más relevantes para describir la retención de atrazina, y que además son de fácil disponibilidad (MOS, ARC y pH), es decir las mismas propiedades que toma el modelo de Weber *et al.* (2004) y los modelos de Novak *et al.* (1997) y Coquet y Barriuso (2002) [Ec. 6.6].

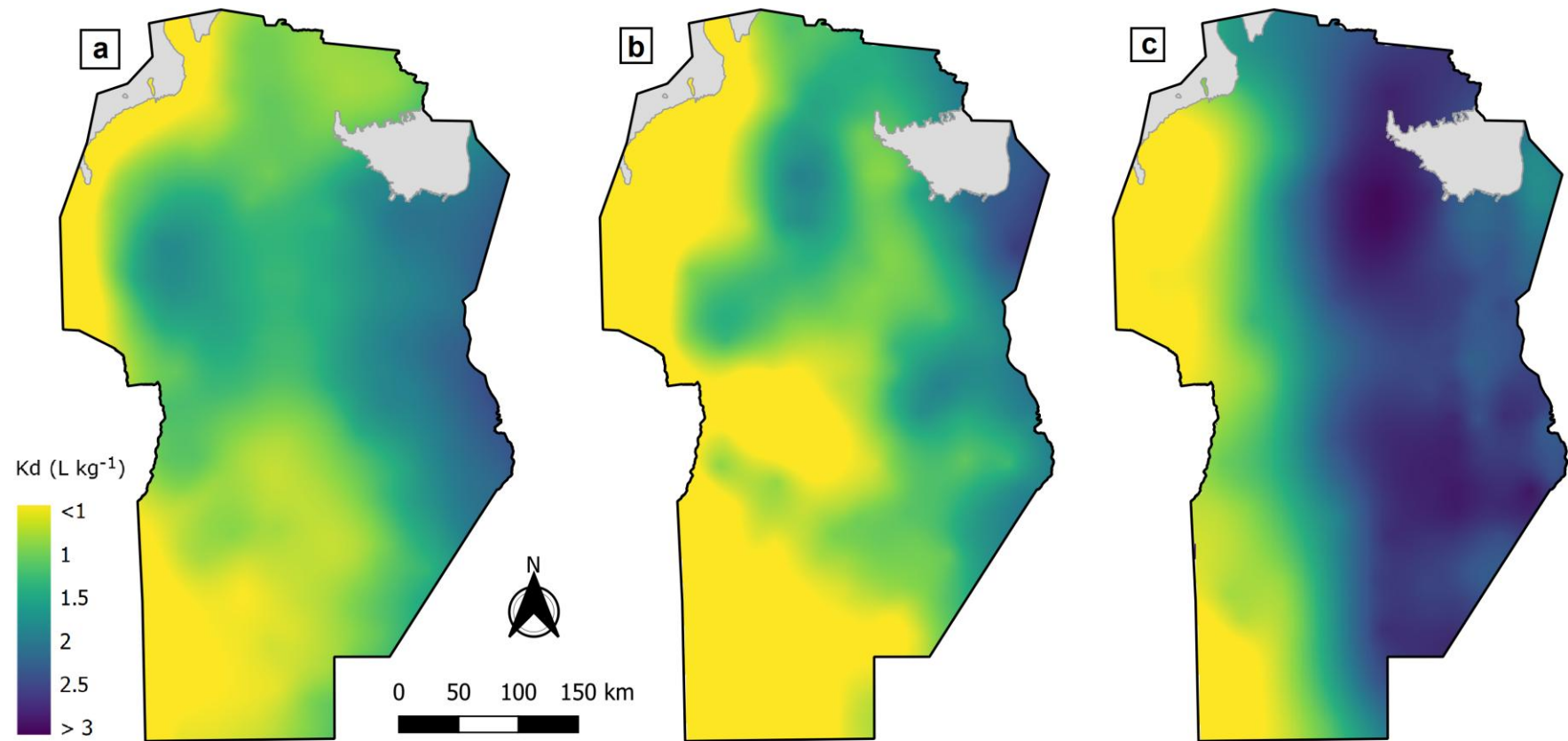


Figura 7.6. Mapa de K_d de atrazina estimado a partir de datos de cartas de suelos (K_dC) [a]. Mapa de K_d de atrazina estimado a partir de datos muestrales (K_dM) [b]. Mapa de K_d de atrazina obtenido a partir de determinaciones analíticas (K_dO) [c].

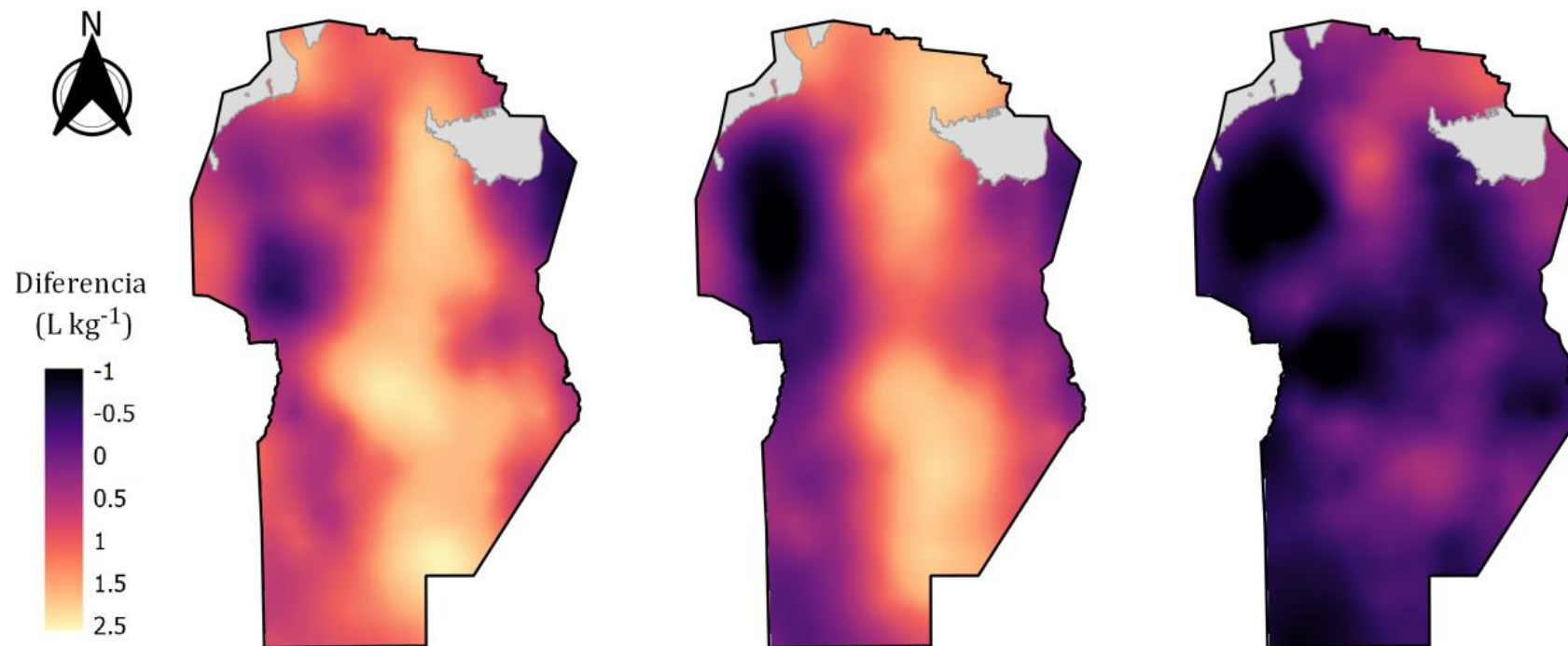


Figura 7.7. Mapas de diferencias de valores de K_d : $K_{dO} - K_{dM}$ [izquierda], $K_{dO} - K_{dC}$ [centro] y $K_{dM} - K_{dC}$ [derecha].
 K_{dO} : K_d obtenido a partir de determinaciones analíticas, K_{dM} : K_d estimado a partir de datos muestrales K_{dC} : K_d estimado a partir de datos de cartas de suelos.

Un segundo modelo, al que llamaremos KdB, incluyó el análisis de todas las propiedades caracterizadas a partir del muestreo sistemático, algunas de las cuales no se encuentran en las cartas de suelos y son de difícil determinación, y requiere, además de las variables del modelo anterior, la incorporación del K^+ en la ecuación [Ec. 6.3].

Las Fig. 7.8 muestra el mapa generados a partir de la interpolación de los KdB calculados y el mapa de diferencias con respecto al mapa de Kd determinado analíticamente (KdO); en forma análoga la Fig. 7.9 lo hace para el caso de KdWB.

El mapa de KdB muestra valores crecientes en forma gradual desde el arco oeste hacia el este. En contraparte, si bien el mapa de KdWB también muestra los valores más bajos en el oeste y valores altos en el este, se observan también valores altos en la zona serrana (centro-norte) probablemente debido a que es una zona de mayor contenido de MOS (ver Fig. 3.9) y en este modelo predictivo esta variable es de mayor ponderación (coeficiente de 0,32 vs 0,28 del modelo de KdB).

Los mapas de diferencias, en consecuencia, también muestran similitudes y diferencias. El mapa KdO – KdB muestra sobrestimaciones (valor estimado > valor observado) en el oeste y subestimaciones (valor estimado < valor observado) en una franja norte-sur en la zona central de la provincia aunque con un patrón difuso, es decir sin núcleos muy destacados de errores en la estimación. El mapa KdO – KdWB mostró resultados más sectorizados; mientras en el sudoeste las diferencias fueron de baja magnitud, se observa una fuerte sobrestimación en la zona serrana y una zona de subestimaciones ubicada al centro-sur. La presencia de patrones en la distribución de los errores de estimación indica que el modelo no está teniendo en cuenta alguna variable que pueda explicar esa distribución espacial y resalta la necesidad de ajustar los modelos a las condiciones locales; sin embargo, tal como señala (Oliveira *et al.*, 1999) se necesita contar con numerosas determinaciones analíticas para que la mayoría de las situaciones ambientales esté representada y resulta muy costoso medir los valores de Kd para las diversas combinaciones de suelo-fitosanitario de interés. Esta limitación lleva a una imposibilidad práctica de lograr predicciones con muy bajo grado de error para áreas extensas, es decir que hay que encontrar un balance entre el error tolerable y el área de aplicación de un modelo de predicción.

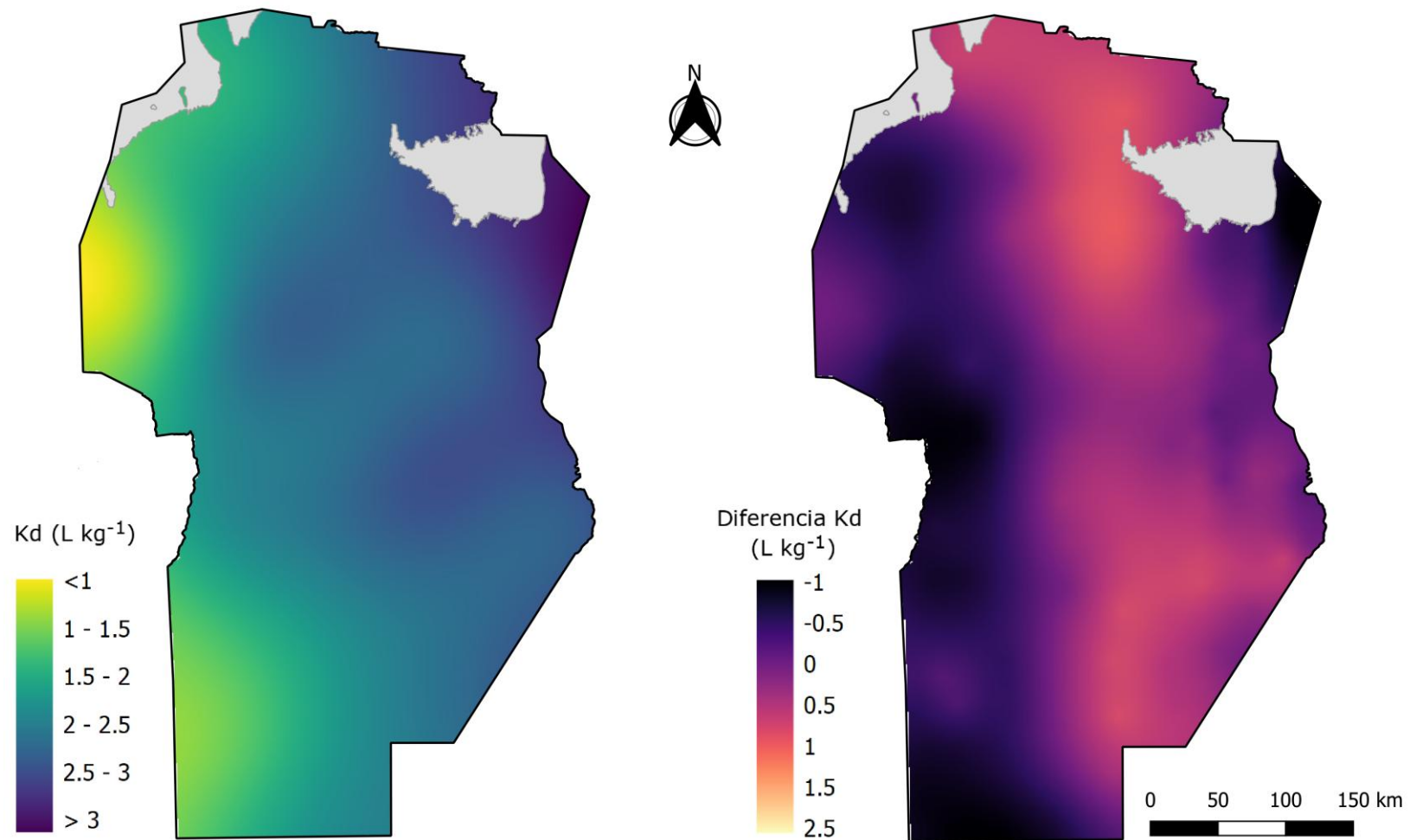


Figura 7.8. Mapa de distribución espacial del coeficiente K_d de atrazina generado a partir de del modelo $K_d [L kg^{-1}] = 1,79 + 0,28 MOS + 0,79 K + 0,03 Arc - 0,32 pH$ (KdB) [izq] y mapa de diferencias entre K_d observado [KdO] y KdB (der.)

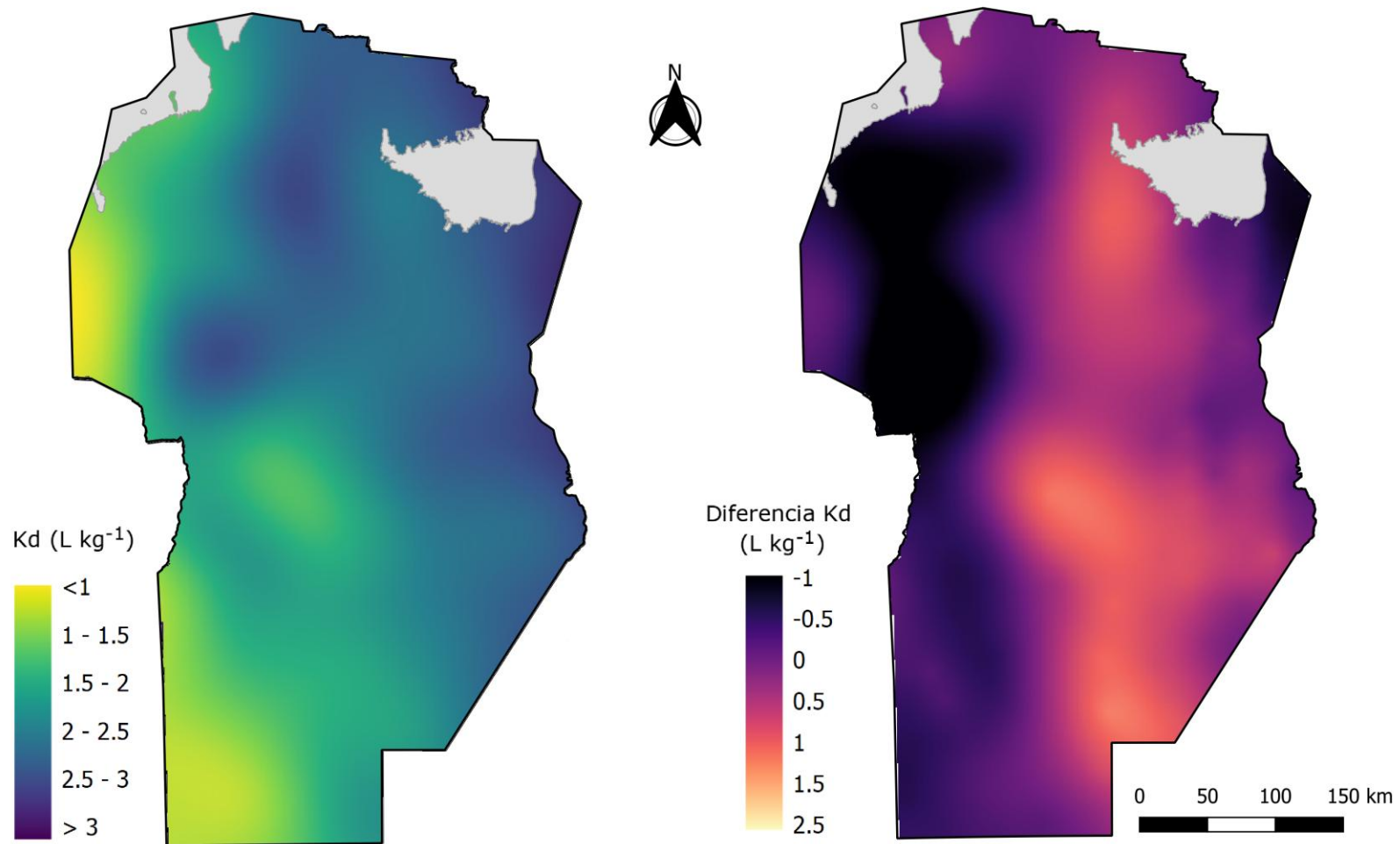


Figura 7.9. Mapa de distribución espacial del coeficiente K_d de atrazina generado a partir del modelo $K_d [L\ kg^{-1}] = 1,37 + 0,32\ MOS + 0,18\ ARC - 0,0029\ ARC^2 - 0,27\ pH$ que utiliza las tres propiedades de suelos más frecuentemente reportadas como predictoras (K_dWB) [izq.] y mapa de diferencias entre K_d observado (K_dO) y K_dWB [der.].

En la Fig. 7.10 se presenta, a modo comparativo, la distribución de los errores o diferencias entre los distintos Kd calculados para la provincia de Córdoba. Como se puede apreciar el mejor desempeño se logró con el mapa realizado con la ecuación de regresión ajustada para el conjunto de datos locales (KdB), donde las diferencias con respecto al mapa de Kd determinado (Kd) se centran alrededor de 0 L kg⁻¹ y el rango entre valores mínimos y máximos se reduce considerablemente con respecto a los mapas obtenidos a partir de la ecuación calibrada con datos de distinto origen. Prácticamente no hay diferencias que superen 1 L kg⁻¹ que supondrían un cambio de categoría cualitativa de baja adsorción a alta adsorción o viceversa según el criterio establecido en Becerra *et al.* (2013).

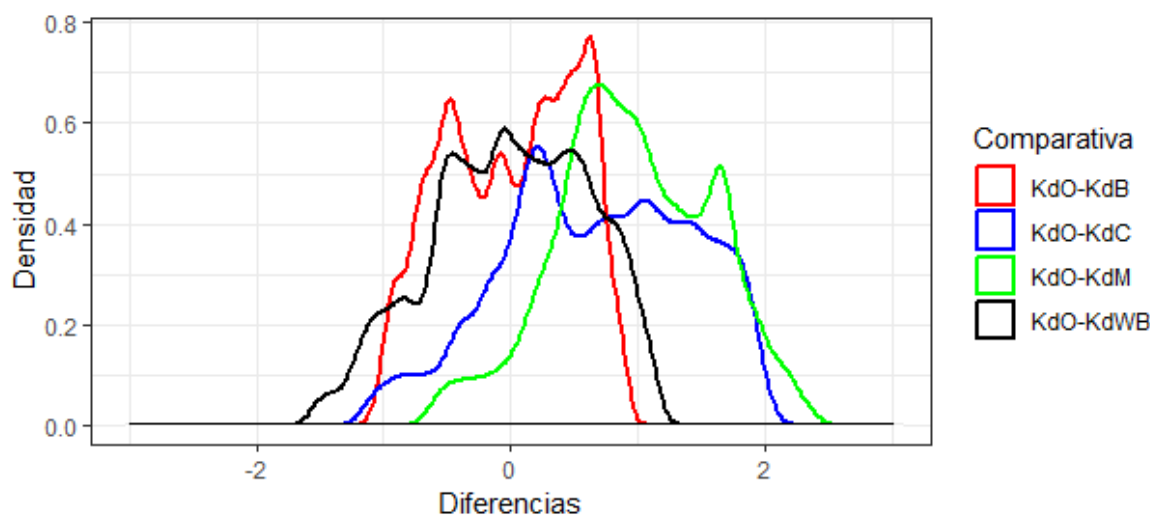


Figura 7.10. Densidad de distribución de las diferencias entre el mapa de Kd con valores determinados analíticamente y los mapas de Kd obtenidos a partir de diferentes estimaciones.

KdO = Datos determinados analíticamente, KdC y KdM= estimación con la regresión propuesta por Weber *et al.*, (2004) a partir de datos de cartas de suelos y a partir de datos muestrales respectivamente, KdB = estimación a partir de la regresión ajustada localmente utilizando variables disponibles en las cartas de suelo [Ec. 6.3], KdWB = estimación a partir de la regresión ajustada localmente utilizando MOS, Arc y pH como predictoras [Ec. 6.6].

El análisis de la varianza realizado sobre las diferencias entre mapas indicó que no existieron diferencias significativas entre los mapas generados a partir de la calibración local de la ecuación de regresión (KdB y KdWB), los cuales sí mostraron diferencias con respecto a los mapas calibrados con datos de otras regiones (Tabla 7.2). Esto sugiere que es más importante contar con datos locales para calibrar los parámetros de un modelo de regresión que generar un modelo completamente nuevo con variables no utilizadas generalmente.

Tabla 7.2. Análisis de la varianza entre las diferencias de mapas de Kd estimados con respecto al mapa de Kd determinado analíticamente.

Comparativa	Media (L kg ⁻¹)	D.E.	Mín.	Máx.	n	
Kd-KdWB	-0,003	A	0,62	-1,58	1,20	41398
Kd-KdB	0,002	A	0,51	-1,08	0,94	41398
Kd-KdC	0,673	B	0,74	-1,19	2,08	41171
Kd-KdM	0,961	C	0,61	-0,71	2,40	41398

Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0,05$). DE: Desvío estándar.

Kd: Kd obtenido a partir de determinaciones analíticas, KdWB: Kd obtenido con la ecuación 6.6, ajustada localmente utilizando solo MOS, pH y ARC como predictoras, KdB: Kd obtenido con la ecuación 6.3, ajustada localmente, KdM: Kd estimado a partir de datos muestrales KdC: Kd estimado a partir de datos de cartas de suelos.

De manera exploratoria, debido a la escasez de datos, se evaluó la posibilidad de extrapolar el uso de la Ecuación 6.6 (KdWB) a una zona diferente a la utilizada en la calibración del modelo. Se compararon los datos de Kd determinados para suelos de la provincia de Buenos Aires presentados en la Tabla 5.1 con los Kd estimados mediante este modelo y estimados con el modelo de Weber *et al.* (2004). El modelo KdWB presentó menores errores de estimación (ECMP de 3,04 v 3,32); sin embargo se pone en evidencia la necesidad de un ajuste local de los coeficientes de los parámetros de estimación ya que se encontró una correlación positiva y significativa entre las magnitudes de los errores de estimación (valores absolutos) con los contenidos de MOS y ARC, es decir que a medida que aumenta la presencia de coloides de suelo los errores de predicción aumentan.

Conclusiones

Las comparaciones realizadas entre los Kd estimados a partir de fuentes de datos diferentes o mediante distintos métodos confirmó la importancia de contar con valores de Kd regionales así como de las variables edáficas que lo explican. Las estimaciones realizadas con modelos de predicción ajustados localmente se desempeñaron de mejor manera que los modelos propuestos por otros autores y calibrados con datos de otras regiones. El ajuste a las condiciones locales de los coeficientes en el modelo de predicción, sin incorporar nuevas variables a las tradicionalmente utilizadas en la estimación del Kd de

atrazina (MOS, Arc y pH) puede ser suficiente para lograr mejores predicciones. Sin embargo, cuando se realizan estudios en áreas extensas son esperables mayores errores en las estimaciones que cuando se cuenta con muchos datos de Kd determinados que permitan realizar calibraciones de los modelos para áreas específicas. Hay que encontrar el equilibrio entre la precisión requerida en la estimación y la utilidad de los coeficientes determinados, es decir que ante recursos limitados para realizar muestreos y determinaciones analíticas de forma exhaustiva existen dos opciones, o tolerar mayores errores de predicción o reducir el área de aplicación de los resultados obtenidos.

Un análisis preliminar, y que debiera ser complementado con un mayor número de casos de estudio, indicó que el uso de un modelo de estimación del Kd de atrazina desarrollado para la provincia de Córdoba puede ser utilizado para la provincia de Buenos Aires con mejores resultados que el modelo propuesto por Weber *et al.* (2004).

CONCLUSIONES

El conocimiento de las propiedades de los suelos es necesario para la formulación de políticas públicas para la gestión del uso del recurso suelo y el seguimiento del impacto ambiental del desarrollo. Los estudios ambientales suelen requerir modelos que necesitan parámetros de entrada de difícil determinación, por ello es importante el desarrollo de técnicas que permitan el uso de datos puntuales para caracterizar áreas de la forma más real posible.

En el caso de los fitosanitarios, las propiedades de la molécula y del suelo gobiernan la retención y en particular la adsorción. Este proceso es el que determina la magnitud de los otros procesos que describen el comportamiento de un fitosanitario en el suelo, la disipación y el transporte. La mayoría de los estudios que se realizaron hasta el momento de cómo las propiedades del suelo controlan el comportamiento de los herbicidas fueron comprendieron un rango limitado de características de suelo con la consecuente limitación en la utilidad de la información generada para su uso en otras condiciones. Contar con determinaciones del coeficiente K_d para diferentes fitosanitarios de modo que permitan una caracterización regional puede aportar a una planificación sustentable del uso de los recursos. Sin embargo estos índices suelen no estar disponibles en cantidades suficientes debido al costo de su determinación y por lo tanto generar estimaciones confiables resulta una alternativa válida.

La construcción de una base de datos de propiedades de suelo con multiplicidad de variables determinadas y un amplio rango en sus características fisicoquímicas y de ubicación geográfica es un elemento fundamental para estos estudios. Los sistemas de información geográfica ampliaron las posibilidades ya que la integración de información de distintas fuentes permite nuevas dimensiones de análisis. Esta Tesis contribuyó en ese aspecto ya que la base de datos de suelo generada a partir de los proyectos de investigación que enmarcaron este trabajo se encuentra disponible en internet con acceso libre para cualquier persona que desee utilizarla; algo sin antecedentes locales hasta la fecha.

Otro aporte de esta Tesis consiste en la revalorización de las cartas de suelo como fuente de información para estudios no contemplados originalmente en sus objetivos. Se compararon los datos de las cartas de suelos con los resultados obtenidos a partir de un muestreo sistemático realizado entre 2012 y 2014 y se constató que, contrariamente a lo que muchas veces se ha considerado, la información de atributos edáficos de las cartas de suelo tiene vigencia al menos para su uso en análisis regionales. Esto resultó válido aún utilizando mapas de suelos a escala de reconocimiento (1:500.000), aunque como era esperable, se observaron mejores ajustes entre los datos del muestreo y de las cartas de suelos en las porciones de la provincia de Córdoba en donde se evaluó también la performance de los mapas a escala de semidetalle (1:50.000). Otro resultado esperable fue que se encontró mayor concordancia en las unidades cartográficas simples (consociaciones o serie puras) que en las compuestas (asociaciones y complejos). El desarrollo de un método para generar mapas temáticos de valores continuos utilizando la información de las cartas de suelos en lugar de utilizar los mapas de suelos disminuyó los errores de predicción del valor de algún atributo de suelo en una ubicación geográfica determinada.

Como se mencionó anteriormente, contar con mapas de distribución del coeficiente K_d para atrazina a escala regional es un gran avance para la provincia de Córdoba que abre las puertas a nuevos estudios tanto para profundizar el estudio del impacto de atrazina como ampliarlos hacia otros fitosanitarios. Teniendo en cuenta que difícilmente se cuente con las determinaciones analíticas del K_d en cantidad suficiente como para aplicar técnicas de geoestadística que permitan generar esos mapas se recurrió a la utilización de funciones de pedotransferencia a fin de estimar la adsorción a partir de variables de uso frecuente. A lo largo de la Tesis se desarrollaron procedimientos para situaciones con diferente disponibilidad de datos analíticos, desde contar solamente con la información de las cartas de suelo y un modelo de predicción calibrado con suelos diferentes a los de la región, hasta contar con determinaciones analíticas de K_d y de atributos edáficos provenientes de un muestreo sistemático. La generación de mapas de K_d de atrazina utilizando distintas bases de datos y estrategias de interpolación es uno de los primeros abordajes de este tipo realizado a escala regional en todo el país. Sin dudas establece las bases para futuros estudios y trabajos para el reconocimiento de la distribución geográfica de la capacidad de adsorción de fitosanitarios. El valor práctico que podrá dárseles a los índices de retención de los herbicidas, que históricamente no fueron más que un atributo de la hoja informativa

de un producto, consideramos que adquirirá dimensiones notables con el tiempo. Esta perspectiva es muy alentadora para Argentina que no tiene capacidad analítica como para construir grandes bases de datos experimentales locales de K_d de fitosanitarios; más aun si consideramos la importancia que tiene la actividad agropecuaria, que sugiere que, al menos en el corto y mediano plazo, el uso de fitosanitarios no disminuirá. Si bien este estudio se concentró en la provincia de Córdoba y para atrazina, se ha desarrollado un protocolo de trabajo que podrá ser extrapolado a otras provincias y regiones, así como también a otras moléculas.

El primer abordaje de la capacidad de los suelos de Córdoba de adsorber atrazina se realizó sólo con fuentes secundarias de información, es decir con datos generados previamente por otros autores o publicados en otros trabajos. Para obtener el K_d se utilizó una función de pedotransferencia propuesta por otro autor, que se validó localmente, y se logró delimitar grandes regiones de adsorción diferencial. La región este de la provincia se caracterizó como de alta adsorción, la región noroeste y suroeste como de baja adsorción y el resto de la provincia como de capacidad media de adsorción.

El segundo abordaje sumó la información producida por un muestreo de suelos sistemático de alcance regional. Con la misma función de pedotransferencia utilizada anteriormente se calculó el valor de K_d a partir de los datos muestrales que fueron comparados con los valores de K_d obtenidos de distintos tratamientos de la información de las cartas de suelo en cuanto a su representación espacial. Estos tratamientos incluyeron el uso de los límites unidades cartográficas y la generación de mapas continuos mediante técnicas de interpolación; en ambos casos se evaluó el uso de las series de suelo predominantes en las unidades cartográficas y el uso de promedios ponderados sus los componentes. Como resultado de este análisis se pudo comprobar que las cartas de suelos brindan información valiosa para este tipo de estudios ya que las diferencias que se encontraron con respecto a la utilización de valores muestrales no fue sustancialmente diferente. Un aporte interesante de esta evaluación fue que el tratamiento de los datos de las cartas de suelos y el uso de interpoladores para obtener mapas continuos condujo a resultados más cercanos a los obtenidos mediante un muestreo, es decir que la metodología desarrollada permitió un mejor desempeño de la información de las cartas de suelos sin acarrear costos adicionales.

No obstante, y parafraseando a Loague y Corwin (1996) la utilidad de estos mapas como herramienta para la toma de decisiones se encuentra condicionada al grado de incerteza en las predicciones. Esto condujo al tercer abordaje que fue el análisis de la variabilidad espacial de la capacidad de adsorción de atrazina utilizando determinaciones analíticas del coeficiente K_d y no estimaciones mediante funciones de pedotransferencia. Los K_d determinados fueron mayores a los estimados lo que sugirió la necesidad de generar nuevas funciones de pedotransferencias calibradas localmente si se pretenden hacer predicciones o utilizar modelos de simulación en la región. El estudio además mostró un cambio en la distribución espacial con respecto a los mapas generados anteriormente. Al igual que lo ocurrido con los K_d estimados los valores más bajos se localizaron hacia el oeste provincial; sin embargo los mayores valores no ocuparon el extremo este, que mostró valores medios, sino una banda con dirección norte-sur ubicada desde el centro hacia el este de la provincia. El descenso de los valores de K_d en la zona este con suelos de alto contenido de material coloidal requiere de futuros estudios para poder ser explicado.

Como se mencionó anteriormente la discrepancia entre los K_d determinados y los estimados mediante la función de pedotransferencia utilizada anteriormente llevó a buscar nuevos modelos que ajusten de mejor manera a las condiciones edáficas de la región. El modelo de regresión que mostró mejor desempeño (menor ECMP) incluyó al Cu como variable predictora, como este atributo raramente es determinado en los análisis de suelo se optó por un modelo que utilice sólo las variables disponibles en las cartas de suelo. El modelo, además de las mismas tres variables utilizadas regularmente en la bibliografía: MOS, ARC y pH, requiere el dato de K intercambiable. Como alternativa se propuso también otro modelo sin este atributo, ya que MOS y pH son variables usualmente determinadas en todos los análisis de suelo y ARC es menos variable en el tiempo y el espacio por lo un menor número de determinaciones puede ser suficiente. Estos modelos de regresión constituyen otro de los aportes originales de este trabajo de Tesis y si bien fueron calibrados con suelos de la provincia de Córdoba posiblemente sean extrapolables a las regiones circundantes.

Para poder valorar la verosimilitud a los mapas generados en las diferentes etapas se partió de la premisa que el valor más confiable disponible estaba dado por los K_d experimentales y a partir de ellos se realizaron comparaciones con los K_d estimados por diferentes métodos. Con el índice K_dB (que utiliza variables: MOS, ARC, pH y K) se

generó el mapa que logró el mejor desempeño, dado que las diferencias con respecto al mapa de K_d experimental se centraron alrededor de 0 L kg^{-1} y prácticamente no hubo diferencias que superen 1 L kg^{-1} que supondría un cambio de categoría cualitativa de baja adsorción a alta adsorción o viceversa según los umbrales establecidos en este trabajo. El uso del modelo con las variables tradicionales (MOS, ARC y pH) con ajuste local de los coeficientes (denominado K_{dWB}) demostró la necesidad de realizar esta calibración dado que no existieron diferencias significativas entre los mapas generados con las ecuaciones de regresión K_{dB} y K_{dWB} , los cuales sí mostraron diferencias con respecto a los mapas calibrados con datos de otras regiones; es decir que tanto el desarrollo de un nuevo modelo de predicción como el simple ajuste de los coeficientes de un modelo global conducen a una reducción importante de la incertidumbre.

Consideraciones finales

A modo de consideraciones finales y pensando hacia adelante en cuanto al uso de los mapas de retención de atrazina, se observa que la provincia de Córdoba tiene regiones con distinta capacidad de retención de atrazina asociada a las características de los suelos. El oeste presentó los valores más bajos mientras en la región centro y este la capacidad de retención de atrazina fue mayor. Ciertas discrepancias entre los valores experimentales y los estimados para la región centro, es posible que reflejen comportamientos fisicoquímicos que la estimación no los pudo captar. No obstante, no se descarta incrementar el número de determinaciones de los índices de adsorción de atrazina para aclarar esas aparentes inconsistencias que debilitan la confiabilidad de las estimaciones.

Este trabajo de Tesis, si bien limitado en cuanto aborda un solo fitosanitario y una provincia específica, representa un aporte a futuros estudios ambientales sobre gestión del recurso suelo o contaminación difusa asociada a la agricultura y presenta una metodología de trabajo que puede ser implementada para otras situaciones (regiones y/o moléculas diferentes). Un ejemplo de aplicación de los mapas de adsorción generados fue presentado a modo de simple ejercicio en el capítulo 5 donde la superposición de estos mapas con mapas de categorías de drenaje permite revelar zonas más propensas a acumular atrazina en aguas subsuperficiales. De modo similar se podría proceder con mapas de erosión y la consecuente interpretación de la posibilidad de transporte de atrazina asociada a partículas

de suelo. Estos ejemplos, aunque no fueron desarrollados en esta Tesis reflejan cuánta información es aún es posible extraer de la cartografía de suelos, la cual incrementada y complementada con información de comportamiento de fitosanitarios, podrá aportar a explicitar, con fundamentos, cómo hacer uso del suelo y de los demás recursos naturales de forma sustentable.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AAPRESID 2019. Evolución de siembra directa en Argentina. AAPRESID. Publicado en internet, disponible en <https://www.aapresid.org.ar/blog/evolucion-de-siembra-directa-en-argentina-campana-2018-19/> [Activo mayo 2020]
- Allred B., Daniels J.J. and Ehsani M.R. 2008. Handbook of agricultural geophysics. CRC Press. 432pp.
- Álvarez R. 2001. Estimation of carbon losses by cultivation from soils of the Argentine Pampa using the Century Model. *Soil Use and Management* 17: 62-66.
- Andriulo A.E., Sasal M.C. y Portela S. 2004. Impacto ambiental de la agricultura pampeana. *IDIA XXI* 4:80-84.
- Apezteguía H. and R Sereno. 2002. Influencia de los sistemas de labranza sobre la cantidad y calidad del carbono orgánico del suelo. *Agricultura Técnica*, 62(3):418-426.
- Arnold R and Wilding L.. 1991. The need to quantify spatial variability. En: *Spatial Variabilities of Soils and Landforms*. pp 1-8.
- Bailey G.W. and White J.L. 1970. Factors influencing the adsorption, desorption, and movement of pesticides in soil. En: *Residue Review, Volume 32: The Triazine Herbicides*. Gunther, F. (ed.). Springer, New York, NY. pp. 29-92.
- Balesdent J; Chenu C. and Balabane M. 2000. Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research* 53(3):215-230.
- Balzarini M.G., Di Rienzo J., Tablada M., Gonzalez L.A., Bruno C., Córdoba M., Robledo W and Casanoves F. 2015. Estadística y biometría: ilustraciones del uso de InfoStat en problemas de agronomía. Editorial Brujas. Córdoba, Argentina.
- Barriuso E. and Koskinen W.C. 1996. Incorporating non-extractable atrazine residues into soil size fractions as a function of time. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60, 150-157.
- Barriuso E. and Houot S. 1996. Rapid mineralization of the s-triazine ring of atrazine in soils in relation to soil management. *Soil Biology and Biochemistry*, 28(10-11), 1341-1348.
- Barriuso E., Benoit P. and Bergheaud V. 1994. Role of soil fractions in retention and stabilisation of pesticides in soils. *Environmental behaviour of pesticides and regulatory aspects*, 138-143.
- Becerra M.A., Koritschner J.J., Negro G.J. y Hang, S. 2012. Variabilidad espacial de propiedades de suelo relacionadas con el comportamiento de agroquímicos. *Actas del XIX Congreso latinoamericano de la Ciencia del Suelo – XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Mar del Plata. 16-20 de Abril de 2012.
- Becerra M.A.; Hang S., Díaz-Zorita M. y Mercuri P. 2013 Aplicación de sistemas de información geográfica para la delimitación de áreas con diferente capacidad de adsorción de atrazina. *Ciencia del Suelo* 31(2): 223-233, 2013.

- Becerra M.A., Hang S. Díaz-Zorita M. y Negro G. 2014. Comparación entre datos de las cartas de suelos y de un muestreo. XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bahía Blanca, 5-9 de mayo de 2014.
- Becerra M.A., Hang S. y Díaz-Zorita M. 2015. Análisis geoespacial del índice de adsorción (Kd) de atrazina calculado según cartas de suelos y muestreo en grilla. *Ciencia del Suelo* 33(2):293-302.
- Bedmar F; Costa J.L., Suero E. and Giménez D. 2004. Transport of atrazine and metribuzin in three soils of the Humid Pampas of Argentina. *Weed Technology* 18(1): 1-8.
- Bedmar F.; Daniel P., Costa JL. and Giménez D. 2011. Sorption of Acetochlor, S-Metolachlor and Atrazine in surface and subsurface soil horizons of Argentina. *Environmental Toxicology and Chemistry* 30(9):1990-1996.
- Bellamy P.H., Loveland P.J., Bradley R.I., Lark R.M. and Kirk GJD. 2005. Carbon losses from all soils across England and Wales 1978–2003. *Nature*, 437(7056):245-248.
- Berhongaray G., Álvarez R., De Paepe J., Caride C. and Cantet R. 2013. Land use effects on soil carbon in the Argentine Pampas. *Geoderma* 192:97-110.
- Bertsch P. and Bloom P.R. 1996. Aluminum. En: *Methods of soil analysis. Part 3.* Sparks D. *et al.* (eds.). Soil Science Society of America, Inc. pp. 517-550.
- Besnard E., Chenu C., Balesdent J., Puget P. and Arrouays, D. 1996. Fate of particulate organic matter in soil aggregates during cultivation. *European Journal of Soil Science*, 47(4), 495-503.
- Blarasín M., Cabrera A., Matteoda E., Frontera H., Aguirre M., Maldonado L., Becher Quinodoz F. y Giuliano Albo J. 2014. Recursos hídricos subterráneos. Parte I: Aspectos litológicos, hidráulicos, cambios de régimen y reservas de los principales acuíferos. Relatorio del XIX Congreso Geológico Argentino, Córdoba. pp 1233:1261.
- Bollag J.M. and Liu S.Y. 1990. Biological transformation processes of pesticides. En: *Pesticides in the soil environment: processes, impacts and modeling*, 2. Cheng, H.H. (ed.). SSSA Book Series, pp. 169-211.
- Bongiovanni R. and Lowenberg-Deboer J. 2004. Precision Agriculture and Sustainability. *Precision Agriculture* 5, 359–387.
- Borggaard O.K. and Streibig J.C. 1988. Atrazine adsorption by some soil samples in relation to their constituents. *Acta Agriculturae Scandinavica*, 38(3), 293-301.
- Boucneau G., Van Meirvenne M., Thas O. and Hofman G. 1998. Integrating properties of soil map delineations into ordinary kriging. *European Journal of Soil Science* 49, 213-229.
- Bouma J., Lanen HV., Breeuwsma A., Wösten H.J.M. and Kooistra MJ. 1986. Soil survey data needs when studying modern land use problems. *Soil Use and Management*, 2(4):125-130.
- Bregt A.K., Bouma J. and Jellinek M. 1987. Comparison of thematic maps derived from a soil map and from kriging of point data. *Geoderma* 39(4): 281-291.

- Brunsdon C., Fotheringham S., and Charlton M. 1998. Geographically weighted regression. *Journal of the Royal Statistical Society: Series D (The Statistician)*, 47(3), 431-443.
- Brus D.J., De Grujter J.J., Marsman B.A., Visschers R., Bregt A.K., Breeuwsma A. and Bouma J. 1996. The performance of spatial interpolation methods and choropleth maps to estimate properties at points: a soil survey case study. *Environmetrics* 7:1-16.
- Burrough P.A. and McDonnell R. 1998. Principles of geographical information systems Oxford University Press, Oxford. 352 pp.
- Calvet R., Barriuso E., Bedos C., Benoit P., Charnay M.P. and Coquet Y. 2005. Les pesticides dans le sol. Consequences agronomiques et environnementales. Editions France Agricole. 637 pp.
- Calvet R. 1989. Adsorption of organic chemicals in soils. *Environ Health Persp.* 83:145-177.
- Cambardella C.A. and Elliott E.T. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil science society of America journal*, 56(3):777-783.
- Cambardella CA., Moorman T., Novak J.M., Parkin T.B., Karlen D.L., Turco R.F. and Konopka A.E. 1994. Field-scale variability of soil properties in Central Iowa soils. *Soil Sci Soc Am J.*58:1501-1511.
- Canale A., Salafia A., Blanco P. y Acotto R. 2011. Monitoreo freático para generar estrategias de manejo a escala regional. INTA A.E.R. Laboulaye. Publicado en internet, disponible en <http://inta.gob.ar/documentos/monitoreo-freatico-para-generar-estrategias-de-manejo-a-escala-regional/>. Activo octubre de 2019.
- Capel P.D., and Larson S.J. 2001. Effect of scale on the behavior of atrazine in surface waters. *Environmental Science & Technology* 35: 648–657.
- Carlile B. 2006. Pesticide selectivity, health and the environment. Cambridge University Press. 326 pp.
- CASAFE. Cámara Argentina de Sanidad Agropecuaria y Fertilizantes. 2014. Mercado Argentino de Productos Fitosanitarios / Año 2014. Publicado en internet, disponible en <http://www.casafe.org/pdf/2018/ESTADISTICAS/Informe-Mercado-Fitosanitarios-2014.pdf>. Activo mayo 2019.
- Chaplain V., Mamy L., Vieuble-Gonod L., Mougin C., Benoit P., Barriuso E. and Nelieu, S. 2011. Fate of pesticides in soils: Toward an integrated approach of influential factors. En *Pesticides in the Modern World - Risks and benefits*. Stoytcheva M. (ed.). InTech. pp. 535-560.
- Cheng H.H. 1990. Pesticides in the soil environment – An overview. En: HH Cheng (ed.). *Pesticides in the soil environment: processes, impact, and modeling*. SSSA Book Series 2. Soil Science Society of America, pp. 1-5.
- Clay S.A., Dowdy R.H., Lamb J.A., Anderson J.L., Lowery B., Knighton R.E. and Clay D.E. 2000. Herbicide movement and dissipation at four midwestern sites. *J. Environ. Sci. Health B.* 35(3):259-278.

- Collard F., Kempen B., Heuvelink G.B., Saby N.P., de Forges A.C.R., Lehmann S., Nehlig P. and Arrouays D. 2014. Refining a reconnaissance soil map by calibrating regression models with data from the same map (Normandy, France). *Geoderma Regional* 1:21-30.
- Coquet Y. and Barriuso E. 2002. Spatial variability of pesticide adsorption within the topsoil of a small agricultural catchment. *Agronomie*, 22(4):389-398.
- Corwin D.L. 1996. GIS applications of deterministic solute transport models for regional-scale assessment of non-point source pollutants in the vadose zone. En: *Applications of GIS to the modeling of non-point source pollutants in the vadose zone*. Corwin D. and Loague K. (eds.). SSSA Special Publication 48, pp 69-100.
- Daniel P., Bedmar F., Costa F. y Aparicio V. 2002. Atrazine and metribuzin sorption in soils of the Argentinean Humid Pampas. *Environ Toxicol Chem.* 21(12): 2567-2572.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., M Tablada and CW Robledo 2013. InfoStat versión 2013. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Díaz-Zorita M., Barraco M. y Alvarez C. 2004. Efectos de doce años de labranzas en un Hapludol del Noroeste de Buenos Aires, Argentina. *Ciencia del Suelo* 22(1):11–18.
- Diovisalvi N.V., Studdert G.A., Domínguez G. y Eiza M.J. 2008. Fracciones de carbono y nitrógeno orgánicos y nitrógeno anaeróbico bajo agricultura continua con dos sistemas de labranza. *Ciencia del Suelo* 26(1):1-11.
- Dollinger J., Dagès C. and Voltz, M. 2015. Glyphosate sorption to soils and sediments predicted by pedotransfer functions. *Environmental Chemistry Letters* 13(3):293-307.
- Dousset S., Mouvet C. and Schiavon M. 1994. Sorption of terbuthylazine and atrazine in relation to the physico-chemical properties of three soils. *Chemosphere* 28(3):467-476.
- Dunnivant F.M. and Anders E. 2006. A basic introduction to pollutant fate and transport: an integrated approach with chemistry, modeling, risk assessment, and environmental legislation. John Wiley & Sons, Inc. 504 pp
- Elabd H., Jury W.A. and Cliath M.M. (1986). Spatial variability of pesticide adsorption parameters. *Environmental Science and Technology* 20(3):256-260.
- Esfandiarpour B.I., Salehi M.H., Toomanian N., Mohammadi J. and Poch R.M. (2009). The effect of survey density on the results of geopedological approach in soil mapping: A case study in the Borujen region, Central Iran. *Catena* 79:18–26.
- ESRI (Environmental Systems Research Institute). 2008. ArcGIS 9.3. Redlands, CA
- Estefanell G., de Basco M., Cirio F., de Obschatko E., Ras C. y Torres Soto H. 1997. El sector agroalimentario argentino en los 90'. IICA. Buenos Aires, Argentina. 170 pp.
- Filippi P., Minasny B., Cattle S.R. and Bishop, T.F.A. 2016. Monitoring and modeling soil change: the influence of human activity and climatic shifts on aspects of soil spatiotemporally. *Advances in Agronomy*, Vol. 139, pp. 153-214.

- Galantini J.A., Senesi N., Brunetti G. and Rosell R. 2004. Influence of texture on organic matter distribution and quality and nitrogen and sulphur status in semiarid Pampean grassland soils of Argentina. *Geoderma* 123(1-2):143-152.
- Gardiner W. 1997. Statistical analysis methods for chemists: A software based approach. Royal Society of Chemistry. 396 pp.
- Gaynor J.D., MacTavish D.C. and Findlay W.I. 1995. Atrazine and metolachlor loss in surface and subsurface runoff from three tillage treatments in corn. *Journal of Environmental Quality* 24:246–256.
- Gemitzi A., Petalas C., Tsihrintzis V.A. and Pisinaras V. 2006. Assessment of groundwater vulnerability to pollution: a combination of GIS, fuzzy logic and decision making techniques. *Environmental Geology* 49:653–673.
- GeoINTA. 2012. SAGyP - INTA - Proyecto PNUD ARG/85/019. Suelos de la República Argentina v.9. Disponible en <http://geointa.inta.gov.ar/>
- Gilchrist G., Gamble D., Kodama H and Khan S. 1993. Atrazine interactions with clay minerals: Kinetics and equilibria of sorption. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 41(10):1748-1755.
- Giles C.H., McEwan T.H., Nakhwa S.N. and Smith D. 1960. Studies in adsorption. A system of classification of solution adsorption isotherms and its use in diagnosis of adsorption mechanisms and in measurement of specific surface areas of solids. *J.Chem.Soc.London* 111:3974-3992.
- Gilliand M. and Baxter-Potter W. 1987. A geographic information system to predict non-point source pollution potential. *Water Resources Bulletin* 23(2):281-291.
- Gogu R.C., Hallet V. and Dassargues A. 2003. Comparison of aquifer vulnerability assessment techniques. Application to the Néblon river basin (Belgium). *Environmental Geology* 44:881–892.
- Goovaerts P. 1997. Kriging vs stochastic simulation for risk analysis in soil contamination. En: *geoENV I - Geostatistics for Environmental Applications*. pp. 247-258.
- Goovaerts P. 1998. Geostatistical tools for characterizing the spatial variability of microbiological and physico-chemical soil properties. *Biology and Fertility of Soils* 27:315–334.
- Goovaerts P and Journel A. 1995. Integrating soil map information in modelling the spatial variation of continuous soil properties. *European Journal of Soil Science* 46: 397-414.
- Green R.E. and Karickhoff S.W. 1990. Sorption estimates for modeling. En: *Pesticides in the soil environment: processes, impacts and modeling*, 2. Cheng, H.H. (ed.). SSSA Book Series, pp. 79-101.
- Guimarães E.C. 2000. Variabilidade espacial de atributos de uma Latossolo Vermelho-escuro, textura argilosa, da região do cerrado, submetido ao plantio direto e ao plantio convencional. Tesis Doctorado. Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), Brasil, 85 pp.
- Hang S. 1994. Interacciones entre tres Herbicidas, Picloram, Dicamba e Imazaquin, con Suelos. Tesis Maestría, Univ. Nacional del Sur, Argentina, 112 pp

- Hang S. 2000. La sustentabilidad de los agroecosistemas: labranzas conservacionistas y el uso de agroquímicos en Argentina XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata.
- Hang S. 2002. Adsorción y degradación de Atrazina en suelos de superficie y subsuelo de la provincia de Córdoba, Argentina. Tesis Doctorado. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina, 150 pp.
- Hang S. 2009. La dimensión ambiental de la actividad agropecuaria: el nuevo desafío. Revista del Colegio de Ingenieros Agrónomos de la Provincia de Córdoba 77:18-19.
- Hang S. 2010. Comportamiento de agroquímicos en el suelo. Revista del Colegio de Ingenieros Agrónomos de la Provincia de Córdoba 82:18-23.
- Hang S., Sereno R., Nassetta M., Reartes N., Foray G., Cañas, I. y Rübenaeker A.I. 1999. Degradación de atrazina en suelo de superficie bajo siembra directa. II Reunión SETAC América Latina. Sección Argentina. Buenos Aires, Argentina.
- Hang S. y Sereno R. 2002. Adsorción de atrazina y su relación con las características sedimentológicas y el desarrollo del perfil de dos suelos de la Provincia de Córdoba. Revista de Investigación Agropecuaria 31(3):73-87.
- Hang S., Barriuso E and Houot S. 2003. Behavior of ¹⁴C-Atrazine in topsoils of the Argentinean semi-arid Pampa under different cropping managements. J Environ Qual. 32: 2216-2222.
- Hang S. y Nassetta M. 2003. Los herbicidas y su vida en el suelo. Marca Líquida Agropecuaria 117:24-29.
- Hang S., Barriuso E. and Houot S. 2005. Atrazine behaviour in the different pedological horizons of two Argentinean non-till soil profiles. Weed Research 45:130-139.
- Hang S., Houot S and Barriuso E. 2007a. Mineralization of ¹⁴C-atrazine in a Typic Haplustoll in three winter weed control management. Soil and Tillage Research 96:234-242.
- Hang S., Houot S and Barriuso E. 2007b. Vertical variation of atrazine mineralization capacity in soils. Agriscientia 24:87-95.
- Hang S., Nassetta M.M., Cañas A.I., Rampoldi E.A., Fernandez-Caniggia M.V. and Díaz-Zorita M. 2007c. Changes of atrazine extractable residues in Molisols under non-tillage systems. Soil and Tillage Research 96:243-249.
- Hang S., Andriulo A., Sasal C., Nassetta M., Portela S. and Cañas A.I. 2010. Integral study of atrazine behaviour in field lysimeters in Argentinean humid pampas soils. Chilean Journal of Agricultural Research 70:104- 112.
- Hang S., Rampoldi E.A. and Más L.I. 2011a. Behavior of atrazine in Argentinean soils. A mini review: Atrazine in Argentinean soils. LAP LAMBERT Academic Publishing.
- Hang S., Rampoldi A. and Negro G. 2011b. Herbicide behaviour in non tillage systems. En Piotrowski K. (ed.). Herbicides: Properties, Crop Protection and Environmental Hazards. NOVA SciencePublishers. pp 121-159.

- Hang S., Mercuri P., Díaz-Zorita M., Havrylenko S. and Barriuso E. 2011c. Satellite images as a tool to identify accelerated atrazine mineralization in soils. *Crop Protection*. 30(6):663-670.
- Hang S., Negro G., Becerra M.A. y Rampoldi A. 2015. Suelos de Córdoba: Variabilidad de las propiedades del horizonte superficial. Editorial Maita, Jorge Omar. 100 pp.
- Hartemink A.E. 2008. Soil map density and a nation's wealth and income. En *Digital soil mapping with limited data*. Ahrens, R. (ed). Springer, Dordrecht. pp. 53-66.
- Hengl T. 2007. A practical guide to geostatistical mapping of environmental variables. European Commission, Joint Research Centre. Institute for Environment and Sustainability. Italy.
- Henríquez C., Killorn r., Bertsch F. y Sancho F. 2005. La geostadística en el estudio de la variación espacial de la fertilidad del suelo mediante el uso del interpolador kriging. *Agronomía Costarricense* 29:73-81.
- Herwig U., Klumpp E., Narres H-D. and Schwuger M. 2001. Physicochemical interactions between atrazine and clay minerals. *Applied Clay Science* 18:211-222.
- Heuvelink G.B.M. and Bierkens M.F.P. 1992. Combining soil maps with interpolations from point observations to predict quantitative soil properties. *Geoderma* 55(1):1-15.
- Hevia G.G., Buschiazzo D.E., Hepper E.N., Urioste A.M. and Antón E.L. 2003. Organic matter in size fractions of soils of the semiarid Argentina. Effects of climate, soil texture and management. *Geoderma* 116(3-4):265-277.
- Houot S., Topp E., Abdellah Y. and Soulas G. 2000. Dependence of accelerated degradation of atrazine on soil pH in French and Canadian soils. *Soil Biol. Biochem* 32:615-625.
- Hudson N.1982. Conservación del suelo. Ed. Reverte. 352 pp.
- Huisman O. and De By R.A. 2009. Principles of geographic information systems. ITC Educational Textbook Series, Department of Geo-information Processing, Faculty of Geo-Information Science and Earth Observation. 258 pp.
- INTA y Secretaría de Ambiente de la provincia de Córdoba. 2015. Cartas de suelos de la provincia de Córdoba. Catálogo de publicaciones. Publicado en internet, disponible en <http://geointa.inta.gov.ar/web/wp-content/uploads/2015/01/Catálogo-de-publicaciones.pdf>. Activo Octubre 2020.
- Isensee A.R., Nash R.G. and Helling C.S. 1990. Effect of conventional vs. No-tillage on pesticide leaching to shallow groundwater. *J. Environ. Qual* 19:434-440.
- Jarsún B.; Gorgas J.; Zamora E.; Bosnero E.; Lovera E.; Ravelo A. y Tassile J. 2003. Recursos Naturales de La Provincia de Córdoba: Los Suelos. Nivel de Reconocimiento 1: 500.000. Agencia Córdoba DACyT. SEM-INTA, 567pp.
- Jayasundera S., Schmidt W.J., Hapeman C.J. and Torrents A. 2000. What's known and what's yet to be known with respect to the sorption of organic pollutants onto soils. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 16:147-156.

- Jayawickreme D.H., Santoni C.S., Kim J.H., Jobbágy E.G. and Jackson R.B. 2011. Changes in hydrology and salinity accompanying a century of agricultural conversion in Argentina. *Ecological Applications* 21(7):2367-2379.
- Jenks B.M., Roeth F.W., Martin A.R. and McCallister D.L. 1998. Influence of surface and subsurface soil properties on atrazine sorption and degradation. *Weed Science* 46(1):132-138.
- Jiménez-Ballesta R., Íñigo V., Andrades M.S., Alonso-Martirena J.I. and Marín Á. 2012. Soil property variability in a humid natural Mediterranean environment: La Rioja, Spain. *Spanish Journal of Soil Science* 2(1):38-54.
- Johnson L.E. 2009. *Geographic information systems in water resources engineering*. CRC Press. 328pp.
- Johnston K., VerHoef JM., Krivoruchko K. and Lucas N. 2001. *Using ArcGIS Geostatistical analyst*. Environmental Systems Research Institute, Redlands, CA. 300 pp.
- Jørgensen P.R., Hoffmann M., Kistrup J.P., Bryde C., Bossi R. and Villholth K.G. 2002. Preferential flow and pesticide transport in a clay-rich till: Field, laboratory, and modeling analysis. *Water Resources Research* 38(11):28:1-28:15.
- Journel A.G. and Huijbregts, C.J. 1978. *Mining geostatistics*. Academic Press, London. 600 pp.
- Kerry R. and Oliver M. 2007. Determining the effect of asymmetric data on the variogram. II. Outliers. *Computers and Geosciences*, 33(10):1233-1260.
- Khan S. 1980. Physicochemical processes affecting pesticides in soil. En *Pesticides in the soil environment*. J. Wakeman (ed.) Elsevier Scientific Publ.Co. pp 29-118.
- Klöppel H., Haider J., and Kördel K. 1994. Herbicides in surface runoff: A rainfall simulation study on small plots in the field. *Chemosphere* 28(4):649-662.
- Kolmogorov A.N. 1941. Interpolirovanie i ekstrapolirovanie stacionarnykh sluchainykh posledovatel'nostei (Interpolated and extrapolated stationary random sequences). *Isvestia AN SSSR, Seriya Matematicheskaya* 5:3-14.
- Konecny G. 2003. *Geoinformation: remote sensing, photogrammetry and geographic information systems*. CRC Press. 264pp.
- Koskinen W. C. and Clay, S.A. 1997. Factors affecting atrazine fate in north central US soils. En *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*. Springer, New York, NY pp. 117-165.
- Koskinen W.C. and Harper S.S. 1990. The retention process mechanisms. En: HH Cheng (ed.). *Pesticides in the soil environment: processes, impact, and modeling*. SSSA. Book Series: 2. Madison, WI. pp: 51-77.
- Krasilnikov P., Carre F. and Montanarella L. 2008. *Soil geography and geostatistics. Concepts and applications*. JRC Scientific and Technical Reports, 204 pp.
- Krüger H.R. 1996. Sistemas de labranza y variación de propiedades químicas en un Haplustol éntico. *Ciencia del Suelo* 14:53-55.

- Kuivila K.M. and Foe, C.G. 1995. Concentrations, transport and biological effects of dormant spray pesticides in the San Francisco Estuary, California. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14:1141–1150.
- Laird D. and Koskinen W. 2008. Triazine Soil Interactions. En *The Triazine Herbicides*, LeBaron H, McFarland J y Burnside O. (eds.), Elsevier, pp. 275-299.
- Laird D.A., Yen P.Y., Koskinen W.C., Steinheimer T.R. and Dowdy R.H. 1994. Sorption of atrazine on soil clay components. *Environmental Science and Technology* 28(6): 1054-1061.
- Lal R. 1997. Degradation and resilience of soils. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences* 352(1356):997-1010.
- Leenaers H., Okx J.P. and Burrough P.A. 1990. Employing elevation data for efficient mapping of soil pollution on floodplains. *Soil Use and Management* 6:105-114.
- Lenardón A., Maitre M., Enrique S. y Bernasconi V. 2000. Extracción y cuantificación de atrazina en el suelo. *Actas del XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*, Mar del Plata, Argentina.
- Lenardón A., Maitre M., Lorenzatti E., De la Sierra P., Marino F. y Enrique S. 2002. Plaguicidas en diversos medios: experiencias y resultados. II Taller de contaminación por agroquímicos. Pergamino, Argentina.
- Liebig M.A., Varvel GE., Doran JW. and Wienhold B.J. 2002. Crop sequence and nitrogen fertilization effects on soil properties in the Western Corn Belt. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66:596-601.
- Lin H., Wheeler D., Bell J. and Wilding, L. 2005. Assessment of soil spatial variability at multiple scales. *Ecological Modelling* 182:271–290.
- Loague K. and Corwin D.L. 1996. Uncertainty in regional-scale assessments of non-point source pollutants. *Applications of GIS to the modeling of non-point source pollutants in the vadose zone* 48:131-152.
- Loague K. and Corwin, D.L. 1998. Regional-scale assessment of non-point source groundwater contamination. *Hydrological Processes* 12:957-965.
- Loeppert R.H. and Inskeep E. 1996. Iron. En: *Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods*. Sparks, D. (ed). Soil Science Society of America, Inc. and American Society of Agronomy, Inc, pp. 639:664.
- Ma L. and Selim H.M. 1996. Atrazine retention and transport in soils. In *Reviews of environmental contamination and toxicology*. Springer, New York, NY. pp. 129-173.
- Mallarino A. and Wittry D. 2004. Efficacy of grid and zone soil sampling approaches for site-specific assessment of phosphorus, potassium, pH, and organic matter. *Precision Agriculture* 5:131–144.
- Manchanda M.L., Kudrat M. and Tiwari A.K. 2002. Soil survey and mapping using remote sensing. *Tropical Ecology* 43(1):61-74.
- Marchant B.P., Crawford D.M., and Robinson N.J. 2016. Spatial and temporal prediction of soil properties from legacy data. En *Digital Soil Assessment and Beyond*,

- Minasny B., Malone B.P. and McBratney A. B. (Eds.). CRC Press, Sydney, Australia. pp. 239-244.
- Martini P.L. 2008. Estudio del comportamiento de Atrazina en suelos agrícolas de la Pcia. de Córdoba y su relación con la estratificación de la materia orgánica provocada por la siembra directa. Tesis de Maestría. Universidad Nacional de Córdoba, Argentina.
- Martins E.C., Bohone J.B. and Abate G. 2018. Sorption and desorption of atrazine on soils: The effect of different soil fractions. *Geoderma* 322:131-139.
- Matérn B. 1960. Spatial variation: Stochastic models and their applications to problems in forest surveys and other sampling investigations. *Meddelanden Från Statens Skogsforskningsinstitut* 49:1-144.
- Mercer W.B. and Hall A.D. 1911. The experimental error of field trials. *The Journal of Agricultural Science* 4(2):107-132.
- Merriam D. and Jewett D. 1988. Methods of thematic map comparison. En Merriam, D. (Ed.). *Current trends in geomathematics*. Springer. pp. 9-18.
- Montoya J., Porfiri C. y Zelaya M. 2010. Estudio preliminar sobre la presencia de atrazina en agua subterránea de la zona agrícola de La Pampa. *Actas del 3er Congreso Argentino de la Sociedad de Toxicología y Química Ambiental*, Santa Fe, Argentina.
- Montoya J., Zelaya M., Porfiri C., Herrán J. and Calvo M. 2011. Residues of atrazine, glyphosate, AMPA and imazapyr in groundwater of a semiarid agricultural area of Argentina. *Residues of Atrazine, glyphosate, AMPA and imazapyr in groundwater of a semiarid agricultural area of Argentina*. Libro de resúmenes del 3er Workshop latinoamericano sobre Residuos de Pesticidas, Alimentos y Medio Ambiente. Montevideo, Uruguay.
- Montoya J., Bedmar F., Daniel P. and Costa F. 2003. Sorption of atrazine and three of its degradation products in different soils and tillage systems. *International Workshop on Groundwater Risk Assessment at Contaminated Sites [GRACOS] and Integrated Soil and Water Protection [SOWA]*. pp. 253-257.
- Moreau-Kervevan C. and Mouvet C. 1998. Adsorption and desorption of atrazine, deethylatrazine, and hydroxyatrazine by soil components. *Journal of Environmental Quality* 27(1):46-53.
- Moscattelli G. 1991. Los suelos de la región pampeana. En *El Desarrollo agropecuario pampeano*. Barsky O. (ed.). Editorial Emecé. pp 11-76.
- Muñoz J.D., Martínez L.J. y Giraldo R. 2006. Variabilidad espacial de propiedades edáficas y su relación con el rendimiento en un cultivo de papa (*Solanum tuberosum* L.). *Agronomía Colombiana* 24:355–366.
- NASA JPL. 2013. NASA Shuttle Radar Topography Mission Global 1 arc second [Data set]. NASA EOSDIS Land Processes DAAC. Publicado en Internet en <https://doi.org/10.5067/MEaSURES/SRTM/SRTMGL1.003>, activo en agosto de 2020.

- Novak J.M., Moorman T.B. and Cambardella C.A. 1997. Atrazine sorption at the field scale in relation to soils and landscape position. *Journal of Environmental Quality*, 26(5):1271-1277.
- Olaya V. 2016. *Sistemas de Información geográfica*. CreateSpace Independent Publishing Platform. 828 pp.
- Olea R.A. 2006. A six-step practical approach to semivariogram modeling. *Stochastic Environmental Research and Risk Assessment* 20:307-318.
- Oliveira Jr. R.S., Koskinen W.C., Ferreira F.A., Khakural B.R., Mulla D.J. and Robert P.J. 1999. Spatial variability of imazethapyr sorption in soil. *Weed Science* 47(2):243-248.
- Oliver M.A. and Webster, R. 2007. How geostatistics can help you. *Soil Use and Management* 7:206-217.
- Ongley E.D. 1997. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos (No. 363.7394 O-58-1). *Estudio FAO Riego y Drenaje* 55. GEMS/Water Collaborating Center Canada Center for Inland Waters. pp. 21-37.
- Ou L., Gannon T.W., Arellano C. and Polizzotto M.L. 2018. A Global Meta-Analysis to Predict Atrazine Sorption from Soil Properties. *Journal of environmental quality* 47:1389-1399.
- Pantone D.J., Potter K.N., Torbert H.A. and Morrison, J.E. 1996. Atrazine loss in runoff from no-tillage and chisel-tillage systems on a Houston black clay soil. *Journal of Environmental Quality* 25:572-577.
- Pérez I. 1994. Ordenamiento territorial y conservación de los recursos naturales. En: Saín G., Tripp R y Esteban R. *Desafíos presentes y futuros del medio ambiente y la productividad en la agroempresa Centroamericana*. INCAE. San José. Costa Rica. pp. 39-43.
- Petersen G.W., Bell J.C., Mcsweney K., Nielsen G.A. and Robert P.C. 1995. Geographic information systems in agronomy. *Advances in Agronomy* 55: 67-111.
- Pignatello J.J. 1999. The Measurement and interpretation of sorption and desorption rates for organic compounds in soil media. *Advances in Agronomy* 69:1-73.
- Pilatti M.A., De Orellana J.A., Priano L.J., Felli O. y Grenon D.A. 1988. Incidencia de manejos tradicionales y conservacionistas sobre propiedades físicas, químicas y biológicas de un Argiudol en el sur de Santa Fe. *Ciencia del suelo* 6(1):19-29.
- Pivetz B.E. and Steenhuis.T.S. 1995. Soil matrix and macropore biodegradation of 2,4-D. *J. Environ. Qual.* 24:564-570.
- Poggio L., Gimona A. and Brewer M. 2014. Regional scale mapping of soil properties and their uncertainty with a large number of satellite-derived covariates. *Geoderma* 209–210:1-14.
- Porta Casanellas J., López-Acevedo Reguerín M. y Roquero de Laburu C. 2003. *Edafología para la agricultura y el medio ambiente*. 3ra Ed. Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, España. 960 pp.
- QGIS Development Team. 2013. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>

- R Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>
- Rao P.S.C., Mansell R.S., Baldwin, L.B., and Laurent M.F. 1983. Pesticides and Their Behavior in Soil and Water. Soil Science Fact Sheet SL-40 (Revised), University of Florida.
- Ribeiro Jr PJ., Christensen O. F. and Diggle P. J. 2003. geoR and geoRglm: software for model-based geostatistics. In Proceedings of the Distributed Statistical Computing. Vienna, Austria (Vol. 2).
- Ribeiro Jr. P.J., and Diggle, P.J. 2001. geoR: A package for geostatistical analysis. R News 1:14–18.
- Richards R.P. and Baker D.B. 1990. Estimates of human exposure to pesticides through drinking water: A preliminary risk assessment. En: Long Range Transport of Pesticides. Kurtz, D. (ed.). Lewis Publishers. Chelsea, MI. pp. 387-403.
- Rocca R.J., Redolfi E.R. y Terzariol R.E. 2006. Características geotécnicas de los loess de Argentina. Revista Internacional de Desastres Naturales, Accidentes e Infraestructura Civil, 6(2):149-166.
- Sainz-Rosas H., Echeverría H. y Angelini H. 2007. Niveles de materia orgánica y pH en suelos agrícolas de la región pampeana y extrapampeana argentina. IPNI. Informaciones Agronómicas 2:6-12.
- Sánchez Ulloa R. 2001. Ordenamiento territorial. IICA. Santiago, Chile. 140 pp.
- Sarmah A.K., Müller K. and Ahmad R. 2004. Fate and behaviour of pesticides in the agroecosystem-a review with a New Zealand perspective. Aust. J. Soil Res. 42:125-154.
- Schaap M.G. and Leij, F.J. 1998. Database-related accuracy and uncertainty of pedotransfer functions. Soil Science, 163(10):765-779.
- Schulz R. 2001. Comparison of spray drift-and runoff-related input of azinphos-methyl and endosulfan from fruit orchards into the Lourens River, South Africa. Chemosphere 45:543–551.
- Schipper L.A., Baisden W.T., Parfitt R.L., Ross C., Claydon J.J. and Arnold G. 2007. Large losses of soil C and N from soil profiles under pasture in New Zealand during the past 20 years. Global Change Biology 13:1138-1144.
- Seta A.K. and Karathanasis A.D. 1997. Atrazine adsorption by soil colloids and co-transport through subsurface environments. Soil Science Society of America Journal, 61(2):612-617.
- Seybold C.A., McSweeney K. and Lowery B. 1994. Atrazine adsorption in sandy soils of Wisconsin. Journal of Environmental Quality 23(6):1291-1297.
- Shea P.J. 1985. Detoxification of herbicide residues in soil. Weed Science 33:33-41.
- Six J., Conant R.T., Paul E.A. and Paustian K. 2002. Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. Plant and soil, 241(2):155-176.

- Soil Survey Staff. 1999. Soil taxonomy: A basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys. 2nd edition. Natural Resources Conservation Service. U.S. Department of Agriculture Handbook 436.
- Sonneveld M.P.W., Bouma J. and Veldkamp A. 2002. Refining soil survey information for a Dutch soil series using land use history. *Soil Use and Management*, 18(3):157-163.
- Souza Z.M., Marques Júnior J., Pereira G.T., Barbieri D.M. 2004. Variabilidade espacial da textura de um Latossolo Vermelho eutroférico sob cultivo de cana-de-açúcar. *Engenharia Agrícola* 24(2):309-319.
- Sparks D. L. 2003. Environmental soil chemistry (2nd Edition). Academic Press. 352 pp.
- Sparks D.L., Page A.L., Helmke P.A., Loeppert R.H., Soltanpour P.N., Tabatabai M.A., Johnston C.T. and Sumner M. E. 1996. Methods of Soil Analysis: Part 3. Chemical Methods Agron. Monogr. 9. (2nd Ed.), ASA and SSSA, Madison, WI, EEUU.
- Spörl C. and Sanches Ross J.L.. 2004. Análise comparativa da fragilidade ambiental com aplicação de três modelos. *GEOUSP – Espaço e Tempo* 15:39-49.
- SsRH (Subsecretaría de Recursos Hídricos de la Nación). 2011. Atlas de Cuencas y Regiones Hídricas Superficiales de la República Argentina – Versión 2010.
- Stevens A. and Van Wesemael B. 2008. Soil organic carbon dynamics at the regional scale as influenced by land use history: a case study in forest soils from southern Belgium. *Soil Use and Management* 24:69-79.
- Svoray T., Hassid I., Atkinson P., Moebius-Clune B. and van Es H. 2015. Mapping soil health over large agriculturally important areas. *Soil Science Society of America Journal* 79:1420-1434.
- Tim U.S. and Jolly R. 1994. Evaluating agricultural nonpoint-source pollution using integrated geographic information systems and hydrologic/water quality model. *Journal of Environmental Quality* 23(1):25-35.
- Tomlin C. (ed.). 1997. The pesticide manual. British Crop Protection Council, Reino Unido. 1606 pp.
- Topp E., Tessier L. and Gregorich E.G. 1996. Dairy manure incorporation stimulates rapid atrazine mineralization in an agricultural soil. *Canadian Journal of Soil Science*, 76(3):403-409.
- Trangmar B.B., Yost R.S. and Uehara G. 1985. Application of geostatistics to spatial studies of soil properties. *Advances in Agronomy* 38:45-94
- Tukey J.W. 1977. Exploratory Data Analysis. Addison-Wesley, Reading, EEUU. 712 pp.
- University of Hertfordshire. 2013 The Pesticide Properties DataBase (PPDB) developed by the Agriculture and Environment Research Unit (AERU), University of Hertfordshire, 2006-2013.
- Urricariet S. y Lavado R. 1999. Indicadores de deterioro en suelos de la pampa ondulada. *Ciencia del Suelo* 17(1):37-44.
- van der Werf H.M. 1996. Assessing the impact of pesticides on the environment. *Agriculture, Ecosystems y Environment* 60(2):81-96.

- Van Stempvoort D., Ewert L., and Wassenaar L. 1993. Aquifer vulnerability index: a GIS-compatible method for groundwater vulnerability mapping. *Canadian Water Resources Journal* 18:25-37.
- Vázquez M.E., Berasategui L.A., Chamorro E.R. Tanquini L.A. y Barberis L.A. 1990. Evolución de la estabilidad estructural y diferentes propiedades químicas según el uso de los suelos en tres áreas de la pradera pampeana. *Ciencia del Suelo*. 8:203-210.
- Vázquez, ME. 2005. Calcio y Magnesio, acidez y alcalinidad del suelo. En: *Fertilidad de Suelos y Fertilización de Cultivos* (eds. Echeverría H. y García F.). Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina. pp. 161-188.
- Vázquez Amábile G., Engel B. and Flanagan D. 2006. Modeling and risk analysis of nonpoint-source pollution caused by atrazine using SWAT. *Transactions of the ASABE* 49(3): 667–678.
- Verburg P., Schulp C., Witte N. and Veldkamp A. 2006. Downscaling of land use change scenarios to assess the dynamics of European landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 114:39–56.
- Verro R., Calliera M., Maffioli G., Auteri D., Sala S., Finizio A., and Vighi M. 2002. GIS-based system for surface water risk assessment of agricultural chemicals. 1. Methodological approach. *Environ. Sci. Technol.* 36:1532–1538.
- Villatoro M., Henríquez C. y Sancho F. 2008. Comparación de los interpoladores IDW y kriging en la variación espacial de pH, Ca, CICE y P del suelo. *Agronomía Costarricense* 32(1):95-105.
- Visser H. and de Nijs T. 2006. The Map Comparison Kit. *Environmental Modelling and Software* 21:346-358.
- Wagenet R.J., Bouma J. and Grossman R.B. 1991. Minimum data sets for use of soil survey information in soil interpretive models. En: *Spatial Variabilities of Soils and Landforms*. Mausbach M. and Wilding L. (eds.). SSSA Special Publication Number 28. Soil Science Society of America, Inc. Madison, Wisconsin, EEUU. pp. 161-182.
- Wauchope R.D., Yeh S., Linders J.B.H.J., Kloskowski R., Tanaka K., Rubin B., Katayama A., Kördel W., Gerstl Z., Lane M. and Unsworth J. B. 2002. Pesticide soil sorption parameters: theory, measurement, uses, limitations and reliability. *Pest management science* 58(5):419-445
- Weber D. and Englund E. 1992. Evaluation and comparison of spatial interpolators. *Mathematical Geology* 24(4):381–391.
- Weber J., Wilkerson G., and Reinhardt C. 2004. Calculating pesticide sorption coefficients (Kd) using selected soil properties. *Chemosphere* 55:157–166.
- Webster R. and Burgess T. 1980. Optimal interpolation and isarithmic mapping of soil properties III changing drift and universal kriging. *Journal of Soil Science* 31(3):505-524.
- Webster R. and Oliver M.A., 2001. *Geostatistics for Environmental Scientists*. Wiley, Chichester, 271pp

- Weiner E.R. 2012. Applications of environmental aquatic chemistry: a practical guide. 3rd Edition. CRC Press. 618pp.
- Wauchope R.D. and Myers R.S. 1985. Adsorption-desorption kinetics of atrazine and linuron in fresh water-sediment aqueous slurries. *J. Environ. Qual.* 14:132-136.
- Yan X., Cai Z., Wang S. and Smith P. 2011. Direct measurement of soil organic carbon content change in the croplands of China. *Global Change Biology*, 17(3):1487-1496.
- Yaron B., Gerstl Z. and Spencer W. 1985. Behavior of herbicides in irrigated soils. *Advances in Soil Science* 3:121-211.
- Yost R.S., Uehara G. and Fox R.L. 1982. Geostatistical analysis of soil chemical properties of large land areas. II. Kriging. *Soil Science Society of America Journal* 46(5):1033-1037.

PRODUCCIÓN DERIVADA DEL TRABAJO DE TESIS

- Becerra, M.A.**, Hang, S. 2011. Mapa preliminar de la capacidad de adsorción de atrazina en base a la información de las cartas de suelos. 1er Seminario-Taller de Cartografía Digital. Villa de Merlo (SL). 9-11 de Noviembre de 2011.
- Becerra, M.A.**; Hang, S.; Díaz-Zorita, M.; Mercuri, P. 2012. Análisis geoespacial de la susceptibilidad a la contaminación por uso agrícola de agroquímicos en sistemas de regiones semiáridas-subhúmedas. 2as Jornadas de Estudiantes Investigadores de la UNC. Sec. de Ciencia y Tecnología y Sec. de Asuntos Estudiantiles, U.N. Córdoba. CD-ROM
- Becerra, M.A.**; Hang, S.; Díaz-Zorita, M.; Mercuri, P. 2012. Zonificación de la capacidad de adsorción de atrazina en la provincia de Córdoba. Actas del XIX Congreso latinoamericano de la Ciencia del Suelo – XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata. 16-20 de Abril de 2012.
- Becerra, M.A.**, Koritschoner, J.J., Negro, G.J., Hang, S. 2012. Variabilidad espacial de propiedades de suelo relacionadas con el comportamiento de agroquímicos. Actas del XIX Congreso latinoamericano de la Ciencia del Suelo – XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Mar del Plata.
- Becerra, M.A.**; Hang, S.; Díaz-Zorita, M.; Mercuri, P. 2013. Aplicación de sistemas de información geográfica para la delimitación de áreas con diferente capacidad de adsorción de atrazina. Ciencia del Suelo Vol. 31 (2):223-233.
- Loza, C.; **Becerra, M.A.**; Díaz-Zorita, M.; Hang, S. 2014. Capacidad máxima de adsorción de fosfatos en suelos con propiedades edáficas contrastantes. XX Congreso Latinoamericano y XVI Congreso Peruano de la Ciencia del Suelo. Cusco, Perú. 9-15 de noviembre de 2014.
- Becerra, M.A.**; Hang, S.; Díaz-Zorita, M. 2014. Validación de dos métodos para estimar la capacidad de retención de atrazina a escala regional. XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bahía Blanca, 5-9 de mayo de 2014.
- Becerra, M.A.**; Hang, S.; Díaz-Zorita, M.; Negro, G. 2014. Comparación entre datos de las cartas de suelos y de un muestreo. XXIV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Bahía Blanca, 5-9 de mayo de 2014.
- Hang, S.; Negro, G.; **Becerra, M.A.**; Rampoldi, A. 2015. Suelos de Córdoba. Variabilidad de las propiedades del horizonte superficial. Facultad de Ciencias Agropecuarias. Córdoba. 100p. ISBN 978-987-96657-4-9
- Becerra, M.A.**; Hang, S.; Díaz-Zorita, M. 2015. Análisis geoespacial del índice de adsorción (Kd) de atrazina calculado según cartas de suelos y muestreo en grilla. Ciencia del Suelo Vol. 33 (2):293-302.
- Hang, S; Rampoldi, E.A.; Negro, G.; **Becerra, M.A.**; Koritschoner, J.; Giannini Kurina. 2015. Caracterización de la variabilidad especial de las propiedades de los suelos de la provincia de Córdoba. VI Jornadas Integradas de Investigación y Extensión de la FCA. ISBN 978-987-707-037-8

Rampoldi, E.A.; Hang, S.; **Becerra, M.A.** 2016. Disponibilidad de micronutrientes en relación con las propiedades edáficas de suelos de Córdoba. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Río Cuarto, Córdoba.

Giannini Kurina, F.; **Becerra, M.A.**; Balzarini, M.; Hang, S. 2016. Propuesta metodológica para delimitar áreas homogéneas a escala regional usando variables edáficas. XXV Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. Río Cuarto, Córdoba.

Giannini Kurina, F.; Rampoldi, E.A.; Negro, G.; **Becerra, A.**; Hang, S. 2017. Aproximación a la cuantificación de los cambios de las propiedades de los suelos de Córdoba, en 30 años. VII Jornadas Integradas de Investigación, Extensión y Enseñanza en las Ciencias Agropecuarias. ISBN: 978-950-33-1399-2.

Becerra, M.A.; Hang, S.; Rampoldi, E.A. 2018. Variabilidad espacial de la capacidad de adsorción de glifosato en suelos de Córdoba. XXVI Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. San Miguel de Tucumán, Tucumán.

ANEXOS

ANEXO 2.1. REGISTROS DE CAMPO

Resumen de la información registrada a campo en los sitios de muestreo.
La ubicación geográfica de los sitios se muestra en la Fig. 2.6.

ID	Éstación Muestreo	Cultivo actual / antecesor	Altitud (msnm)
2	V	Alfalfa	100
3	V	Soja / Soja	87
4	V	Maíz / Maíz	93
5	V	Soja / Soja	105
6	V	Maíz / Soja	111
7	V	Alfalfa / Maíz silo	94
8	V	Maíz silo / Maíz	97
9	V	Soja / Soja	100
10	V	Soja / Trigo	100
11	V	Alfalfa	108
12	V	Soja / Soja	103
13	V	Pelo de chancho (Pastizal)	103
14	V	Maíz / Trigo	113
15	V	Bañado / Soja	111
16	V	Soja / Soja	86
17	V	- / Malezas	111
18	V	Soja / Trigo	112
19	V	Soja / Maíz	120
20	V	Soja / Soja	114
21	V	Soja / Trigo	109
22	V	Soja / Trigo	103
23	V	Alfalfa consociada	112
24	V	Soja / Soja	111
25	V	Soja / Soja	111
27	V	Soja / Soja	115
28	V	Soja / Maíz	110
29	V	Sorgo granífero / Soja	117
30	V	Maíz / Soja	104
31	V	Maíz / Trigo	107
32	V	Soja / Soja	117
33	I	Soja / Trigo	124
34	I	Trigo / Maíz	121
35	V	Alfalfa	79
36	V	Soja / Soja	92
37	V	Soja / Trigo	108
38	V	Alfalfa	109
39	V	Soja / Soja	121
40	V	Soja / Soja	129
41	V	Soja / Soja	127
42	V	Girasol / Soja	134
43	V	Soja / Soja	129
44	V	Soja / Trigo	124
45	V	Maíz / Soja	112
46	V	Soja / Maíz	118
47	V	Soja / Trigo	118
48	V	Soja / Soja	111
49	I	Soja / Maíz	125
50	I	Trigo / Soja	123
51	I	Sorgo / Verdeo invierno	136
54	V	Soja / Maíz	85
55	V	Sorgo / Soja	104
56	V	Sorgo guacho	121
57	V	Soja / Soja	130
58	V	Soja / Soja	106
59	V	Soja / Maíz	141
60	V	Soja / Maíz	150
62	V	Monte / Monte	144

ID	Éstación Muestreo	Cultivo actual / antecesor	Altitud (msnm)
63	V	Soja / Maíz	138
64	V	Maíz / Soja	133
65	V	Soja / Soja	120
66	V	Soja / Soja	115
67	V	Soja / Trigo	116
68	V	Maíz / Soja	122
69	V	Maíz / Soja	131
70	V	Gramón / Gramón	135
71	V	Gramón / Gramón	125
72	V	Soja / Soja	122
76	V	Soja / Maíz	81
77	V	Soja / Trigo	88
78	V	Maíz / Soja	120
80	V	Alfalfa / Maíz	142
81	V	Soja / Maíz	153
82	V	Maíz / Soja	168
83	V	Soja / Trigo	165
84	V	Soja / Trigo	184
85	V	Pastizal de Agropiro	160
86	V	Maíz / Soja	158
87	V	Soja / Trigo	146
88	V	Maíz / Trigo	146
89	V	Maíz / Soja	122
90	I	Maíz / Trigo	129
91	I	Trigo / Maíz	122
92	I	Soja / -	125
93	I	Soja / Maíz	127
94	V	Soja / Maíz	134
95	V	Pastizal natural	124
96	V	Pastizal natural	129
98	P	Arbustal halófito	83
99	P	Monte / Monte	103
101	V	Soja / Maíz	87
102	V	Soja / Soja	132
103	V	Sorgo / Soja	142
104	V	Soja / Soja	183
105	V	Soja / Maíz	184
106	V	Soja / Soja	192
108	V	Maíz / Soja	195
109	V	Alfalfa / Maíz	196
110	V	Alfalfa	199
111	V	Maíz / Soja	198
112	V	Soja / Maíz	181
113	V	Soja / Maíz	160
114	V	Soja / Soja	147
115	I	Soja / Maíz	153
116	I	Maíz / Maíz	130
117	V	Soja / Soja	129
118	I	Soja / Maíz	131
119	V	Alfalfa / Avena	139
120	V	Pastizal / Pastizal	131
121	V	Pastizal / Pastizal	132
123	P	Soja / Maíz	187
124	P	Monte / Monte	145
125	P	Trigo / Maíz	119
126	P	Monte / Monte	85
127	V	- / Soja	109

ID	Éstación Muestreo	Cultivo actual / antecesor	Altitud (msnm)
128	V	Soja / Maíz	120
129	V	Soja / Soja	165
130	V	Sorgo / Soja	222
132	V	Sorgo / Soja	228
133	V	Soja / Soja	240
134	V	Soja / Trigo	235
135	V	Soja / Maíz	244
136	V	Sorgo / Soja	229
137	V	Maíz / Soja	225
138	V	Soja / Trigo	191
139	V	Maíz / Soja	170
140	V	Maíz / Soja	158
141	I	Maíz / Soja	186
142	I	Trigo / Soja	146
143	I	Maíz / -	148
144	I	Soja / Trigo	136
145	I	Verdeo / Maíz	137
146	V	Soja / Trigo-Soja	146
147	V	Soja / Soja	143
148	I	Maní / Maíz	138
149	I	Maní / Soja	137
150	I	Maíz / Soja	113
151	P	Monte nativo	629
152	P	Monte / Monte	370
153	P	Maíz / Soja	231
154	P	Maíz / Soja	276
155	P	Maíz / Soja	262
156	P	Pastura degradada / Pastura	189
157	V	Maíz / Soja	186
158	V	Sorgo / Soja	195
159	V	Maíz / Trigo	221
160	V	Soja / Maíz	227
161	V	Soja / Trigo	254
162	V	Soja / Maíz	286
163	V	Soja / Soja	280
164	V	Soja / Trigo	279
165	V	Maní / Soja	284
166	V	Sorgo / Soja	281
167	V	Maíz / Soja	241
168	I	Soja / Maíz	241
169	I	Soja / Maíz	209
170	I	Soja / Soja	215
171	I	Maíz / Soja	211
172	I	Trigo / Maní	207
173	I	Trigo / Soja	175
174	I	Maní / Soja	153
175	I	Maíz / Soja	150
176	V	Pastizal natural	137
177	V	Pastizal natural	147
178	I	Soja / Maíz	140
179	I	Pastizal natural	140
180	I	Soja / Maíz	127
181	P	Monte nativo	648
182	V	Monte quemado	621
183	V	Sorgo / Maíz	462
184	V	Soja / Maíz	442
185	V	Soja / Maíz	420
186	P	Maíz / Soja	308
187	V	Maíz / Soja	338
188	V	Soja / Soja	362
189	V	Soja / Soja	397
190	V	Soja / Maíz	314
191	V	Soja / Trigo	327
192	V	Sorgo / Soja	333

ID	Éstación Muestreo	Cultivo actual / antecesor	Altitud (msnm)
193	V	Soja / Soja	325
194	V	Maíz / Soja	329
195	V	Soja / Soja	327
196	V	Soja / Soja	308
197	I	Soja / Maíz	277
198	I	Soja / Soja	307
199	I	Soja / Maíz	280
200	I	Avena / Maíz	257
201	I	Soja / Maíz	283
202	I	Maíz / -	250
203	I	Maíz / -	209
204	I	Soja / Maíz	161
205	V	Soja / Maíz	176
206	V	Soja / Soja	165
207	V	Maní / Maní	165
208	I	Verdeo verano / Maíz	152
209	I	Moha / Soja	145
210	I	Alfalfa / Alfalfa	145
211	P	Monte nativo (desmonte reciente)	447
212	V	Monte nativo	757
213	V	Monte nativo	864
214	V	Monte nativo	911
215	V	Maíz / pasto llorón	648
216	V	Maíz / Soja	494
217	V	Soja / Maíz	551
218	V	Maíz / Soja	533
219	V	Maíz / Soja	531
220	V	Soja / Soja	317
221	V	Sorgo / Soja	377
222	V	Soja / Soja	383
223	V	Soja / Maíz	410
224	V	Soja / Soja	444
225	V	Soja / Soja	389
226	I	Soja / Maíz	424
227	I	Soja / Maíz	389
228	I	Maíz / -	399
229	I	Maíz / Maíz	332
230	I	Centeno / Maíz	328
231	I	Maíz / -	298
232	I	Verdeo / Soja	261
233	O	Soja / Maíz	282
234	V	Soja / Maíz	223
235	V	Pastizal	189
236	V	Maní / Maní	180
237	I	Maíz / Soja	183
238	I	Maíz / Maní	170
239	I	Soja / Soja	160
240	I	Girasol / Maní	155
241	P	Monte nativo	254
241/2	P	Vegetación nativa	382
242	P	Monte nativo	738
243	V	Monte nativo	830
245	V	Pastura / Sorgo forrajero	755
246	V	Soja / Maíz	726
248	V	Gramilla	714
249	V	Monte urbano	706
250	V	Soja / Trigo	554
251	V	Maíz / Soja	508
252	V	Sorgo / Soja	477
253	V	Sorgo / Soja	457
254	V	Maíz / Soja	560
255	V	Sorgo / Soja	434

ID	Éstación Muestreo	Cultivo actual / antecesor	Altitud (msnm)
256	O	Maíz / Maíz	576
257	O	Soja / Maíz	657
258	O	Maní / - (LC)	529
259	O	Soja / Soja	520
260	O	Soja / Alfalfa	420
261	O	Maní / Maní	385
262	O	Sorgo / Pradera	290
263	O	Maíz / Trigo	272
264	V	Soja / Maní	232
265	V	Maní / Maní	219
266	V	Maní / Maní	199
267	I	Soja / Soja	209
268	I	Maní / Maíz	177
269	I	Maíz / Soja	185
270	I	Maíz / Soja	175
271	P	Vegetación halófila	136
272	P	Monte nativo	160
273	P	Monte nativo	362
274	P	Desmonte (Jarillal)	408
275	P	Monte nativo	579
276	P	Monte nativo	684
277	O	Vegetación serrana	1079
278	O	Vegetación serrana	1069
279	O	Vegetación serrana	911
280	O	Vegetación serrana	744
281	V	Sorgo / Soja	651
282	V	Soja / Maíz	517
283	V	Maíz / Soja	807
284	V	Soja / Maíz	592
285	V	Soja / Soja	537
286	O	Soja / Soja	641
287	O	Soja / Maíz	729
288	O	Maíz / Soja	679
289	O	Soja / Maíz	618
290	O	Maíz / Soja	500
291	O	Soja / Trigo	473
292	O	Maíz / Soja	350
293	V	Maíz silo / -	344
294	V	Soja / Maíz	291
295	V	Soja / Soja	269
296	V	Maní / Maíz pastoreado	239
297	I	Soja / Maíz	228
298	I	Maní / Soja	202
299	I	Alfalfa / Alfalfa	222
300	I	Maní / -	192
301	P	Vegetación halófila	190
302	P	Monte nativo	232
303	P	Monte nativo	198
304	P	Monte nativo	194
305	P	Desmonte (Churqui)	419
313	V	Pastizal natural	772
314	V	Pastizal natural	1113
316	V	Soja / Maíz	565
317	O	Maíz / -	761
318	O	Montecito de acacias	864
319	O	Maíz / Soja	687
320	O	Sorgo / Soja	682
321	O	Soja / Maíz	553
322	V	Maíz / Maní	442
324	V	Soja / Maíz	338

ID	Éstación Muestreo	Cultivo actual / antecesor	Altitud (msnm)
327	I	Maíz / Maní	258
328	I	Soja / Soja	239
329	I	Monte Nativo	250
330	I	Sorgo / -	244
333	P	Monte nativo	210
334	O	Desmonte selectivo	371
335	O	Pasturas	382
336	O	Monte nativo	574
337	V	Pastizal	702
340	O	Vegetación natural	1425
342	V	Pastizal natural	903
343	V	Pastizal natural	859
344	V	Monte nativo	786
346	O	Vegetación serrana	805
347	O	Maíz / Soja	767
348	O	Maíz / Soja	703
349	V	Soja / Soja	553
350	V	- / Verdeo invierno	509
351	V	Maíz / Maíz	384
352	V	Maíz / Soja	346
353	V	Maní / Maíz	338
354	I	Maíz / Maní	295
355	I	Soja / Soja	289
356	I	Maíz / Soja	281
357	I	Pastizal c / arbustos	265
360	O	Monte	327
361	V	Renoval	419
362	V	Desmonte selectivo	536
363	V	Monte nativo + alfalfa	727
364	V	Monte nativo degradado	940
365	V	Maíz / Soja	1023
366	V	Maíz / Soja	1011
367	O	Fachinal	685
369	V	Monte nativo	546
370	O	Maíz / Soja	804
372	O	Cactus + Veg. Halófila	207
373	V	Desmonte Selectivo + Maíz	274
374	V	Monte nativo	444
375	O	Monte	681
376	O	Monte + Palmas	1006
377	V	Monte Nativo	1103
378	V	Jarillal	373
379	V	Gramilla-pastos	387
380	V	Jarillas-Renoval	399
381	V	Monte nativo	457
382	V	Monte nativo + cactus	212
383	V	Cactus	219
384	V	Monte nativo	208
385	V	Monte nativo	264
386	V	Monte nativo	264
387	V	-	370
388	V	Monte nativo (Desmonte parcial)	284
389	V	Monte nativo	343
401	V	Monte nativo	259

V: verano, O: otoño, I: invierno, P: primavera

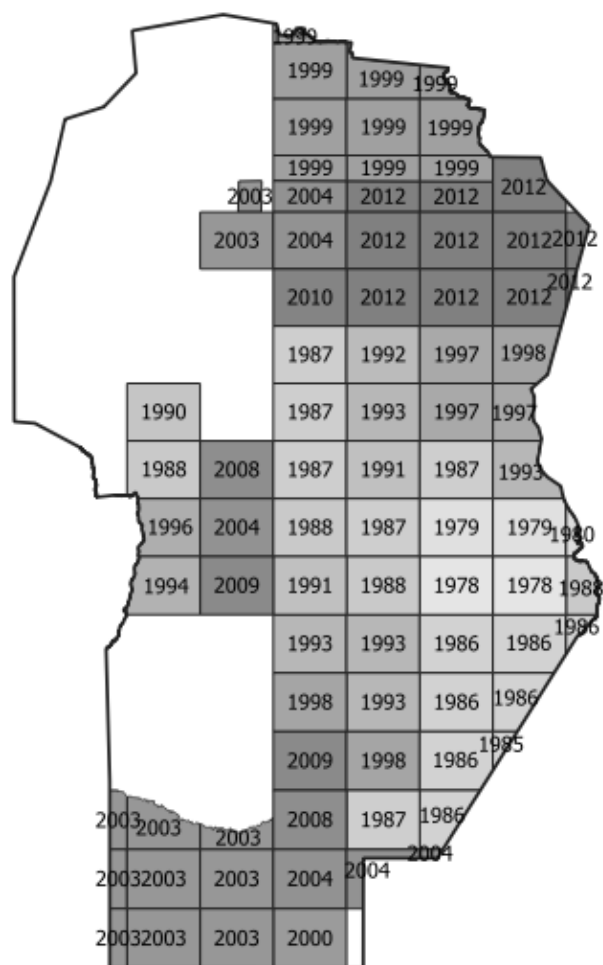
ANEXO 2.2. CARTAS DE SUELO PUBLICADAS HASTA 2015

Cartas de suelo publicadas hasta 2015 [En orden cronológico]

- INTA. 1978. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-16, Justiniano Posse.
- INTA. 1978. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-17, Marcos Juárez.
- INTA & SEAG. 1979. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-10, Bell Ville.
- INTA & SEAG. 1979. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-11, Leones.
- INTA. 1980. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-12, Las Rosas.
- INTA. 1985. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-35, Maggiolo.
- INTA. 1986. Carta de Suelos de la República Argentina: hoja 3363-24, Cruz Alta.
- INTA & SEAGyRR - Plan Mapa de suelos. 1986. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3563-4, Rufino.
- INTA & SEAGyRR - Plan Mapa de suelos. 1986. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-29, Arias.
- INTA & SEAGyRR - Plan Mapa de suelos. 1986. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-28, Canals.
- INTA & SEAGyRR - Plan Mapa de suelos. 1986. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-34, La Cesira.
- INTA & SEAGyRR - Plan Mapa de suelos. 1986. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-23, Corral de Bustos.
- INTA & SEAGyRR - Plan Mapa de suelos. 1986. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-22, Laborde.
- INTA & SEAGyRR - Plan Mapa de suelos. 1987. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3563-3, Laboulaye.
- INTA & SEAGyRR - Plan Mapa de suelos. 1987. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-2, Oliva.
- INTA & SEAGyRR - Plan Mapa de suelos. 1987. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3163-32, Oncativo.
- INTA & SEAGyRR - Plan Mapa de suelos. 1987. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3163-26, Villa del Rosario.
- INTA & SEAGyRR - Plan Mapa de suelos. 1987. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-9, Villa María.
- INTA & SEAGyRR - Plan Mapa de suelos. 1987. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-4, Pozo del Molle.
- INTA. 1988. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-18, Armstrong.
- INTA & MAGyRR. 1988. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-15, Etruria
- INTA & MAGyRR. 1988. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-8, Hernando.
- IFONA & MAGyRR. 1988. Mapa de suelos: hoja 3366-6, Santa Rosa de Calamuchita: Estudio de los suelos, descripción y evaluación de la aptitud de uso y fines forestales.

- IFONA & MAGyRR. 1990. Mapa de suelos: hoja 3166-36, Valle de Calamuchita: Estudio de los suelos, descripción y evaluación de la aptitud de uso y fines forestales. Segunda parte: Area Norte.
- INTA & MAGyRR. 1991. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-3, James Craik.
- INTA & MAGyRR. 1991. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-14, General Cabrera.
- INTA & MAGyRR. 1992. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3163-27, Arroyito.
- INTA & MAGyRR. 1993. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3163-33, Calchín.
- INTA & MAGyRR. 1993. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-5, Landeta.
- INTA & MAGyRR. 1993. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-20, Uchacha.
- INTA & MAGyRR - Plan Mapa de suelos. 1993. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-27, La Carlota.
- INTA & MAGyRR - Plan Mapa de suelos. 1993. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-21, Pascanas.
- INTA & MAGyRR - Plan Mapa de suelos. 1994. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3366-12, Río de los Sauces; Hoja 3366-18, Alpa Corral.
- INTA & SAGyRR. 1997 - Plan Mapa de suelos. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3163-28, La Francia.
- INTA & SAGyRR - Plan Mapa de suelos. 1997. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3163-35, Alicia.
- INTA & SAGyRR - Plan Mapa de suelos. 1997. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3163-34, Las Varillas.
- INTA & SAGyRR - Plan Mapa de suelos. 1998. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3163-26, Alejandro.
- INTA & SAGyRR - Plan Mapa de suelos. 1998. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-33, General Viamonte.
- INTA & SAGyRR - Plan Mapa de suelos. 1998. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3163-29, San Francisco.
- INTA & SAGyRR - Plan Mapa de suelos. 1999. Carta de suelos de la República Argentina: planicie fluvio eólica, depresión del Río Dulce y Sierra Norte, hoja 2963-32 Villa de María, hoja 2963-33 Villa Candelaria, hoja 3163-2 Sebastián Elcano, hoja 3163-3 Puesto de Castro.
- INTA & Agencia Córdoba Ambiente. 2000. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3563-14, Buchardo.
- INTA & Agencia Córdoba DACyT. 2003. Carta de suelos de la República Argentina hoja 3163-13, Jesús María, hoja 3163-7-4 Avellaneda (parcial).
- INTA & Agencia Córdoba DACyT. 2003. Carta de suelos de la República Argentina Departamento General Roca: hojas 3563-7, Del Campillo, 3563-13 Huinca Renancó, 3566-12 Villa Valeria y 3566-18 Villa Huidobro; y parcialmente las hojas 3563-1 Estancia la Madrugada, 3566-5 Modestino Pizarro, 3566-6 Villa Sarmiento, 3566-11 La Angelina y 3566-17 Buena Esperanza.
- INTA & Agencia Córdoba Ambiente. 2004. Carta de suelos de la República Argentina hoja 3163-14, Cañada de Luque, hoja 3163-8 San José de la Dormida (parcial).

- INTA & Agencia Córdoba Ambiente. 2004. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-7, Berrotarán.
- INTA & Agencia Córdoba Ambiente. 2004. Carta de suelos de la República Argentina Provincia de Córdoba: hoja 3563-8, Jovita y parcialmente las hojas 3563-9 Melo y 3563-10 Cañada Seca.
- INTA & Secretaría de Ambiente. 2008. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-1 Río Tercero escala 1:50.000.
- INTA & Secretaría de Ambiente. 2008. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3563-2 General Levalle, escala 1:50.000.
- INTA & Secretaría de Ambiente. 2009. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-13 Alcira Gigena, escala 1:50.000.
- INTA & Secretaría de Ambiente. 2009. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3363-32 Colonia La Providencia escala 1:50.000.
- INTA & Secretaría de Ambiente. 2010. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3163-20 Río Primero escala 1:50.000.
- INTA & MAAyE. 2012. Estudio de suelos del área noreste de la Provincia de Córdoba: escala de relevamiento: 1:100.000.
- INTA & MAAyE. 2012. Carta de suelos de la República Argentina: hoja 3163-21 Villa Santa Rosa escala 1:50.000.



Año de publicación de las Cartas de suelos de la República Argentina en la provincia de Córdoba

ANEXO 2.3. SERIES DE SUELO Y SUS ATRIBUTOS

Listado de las Series de suelos descriptas en la provincia de Córdoba y las propiedades físicas y químicas de su horizonte superficial.

ID	Lat.	Long.	Altitud m.s.n.m.	Serie	Taxonomía	Prof cm	MOS	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	pH pasta	pH agua	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	H ⁺	CIC	S	V	CaCO ₃
							%				%			meq/100g					%					
1	-34,17	-61,85	95	Aarón Castellanos	Natralbol típico	18	2,43	1,41	0,15	10,0	15,9	27,7	56,6	5,9	6,9	7,0	2,8	0,4	2,3	4,4	14,1	12,5	88	0,0
2	-32,70	-62,37	107	Achalay	Natracualf típico	13	1,70	0,99	0,10	10,0	22,1	67,8	10,1	6,5	7,5	5,8	4,6	3,7	2,4	3,3	17,3	16,5	95	0,0
3	-33,63	-62,32	116	Águila Cautiva	Argialbol típico	20	3,95	2,29	0,14	15,9	-	-	-	5,9	6,1	8,3	3,2	0,3	2,2	2,0	16,4	14,0	85	0,0
4	-30,09	-63,04	-	Albardones	Haplustol fluvéntico	18	1,96	1,14	0,11	10,3	9,2	35,0	57,2	6,0	6,2	5,6	0,8	0,3	0,9	1,8	9,4	7,6	81	0,0
5	-33,63	-62,57	123	Alejo Ledesma	Haplustol udorthéntico	23	2,38	1,38	0,14	10,1	15,7	35,4	48,3	5,6	5,9	7,6	1,2	0,3	1,5	2,9	13,7	10,6	77	0,0
6	-34,52	-64,37	191	Alfalegre	Natracualf mólico	12	1,79	1,04	0,13	8,0	11,8	42,3	47,1	7,1	7,2	5,2	4,2	0,3	2,4	-	13,5	12,1	97	0,0
7	-32,22	-64,17	400	Almafuerte	Haplustol típico	23	1,50	0,90	0,14	6,4	19,9	38,1	42,1	-	7,6	11,2	1,8	0,1	0,9	-	14,0	14,0	100	0,0
8	-32,58	-64,53	720	Alpa Corral	Haplustol éntico	24	1,90	1,10	0,18	6,1	16,0	54,5	29,3	6,1	6,3	9,8	1,3	0,3	1,5	1,3	14,2	12,9	91	0,0
9	-32,37	-62,78	137	Alto Alegre	Natracualf álbico	17	0,73	0,43	0,06	7,1	17,5	41,5	40,9	8,6	9,6	-	-	7,2	1,6	-	12,6	-	-	0,2
10	-30,87	-64,08	570	Alto Grande	Haplustol típico	20	3,30	1,90	0,19	10,0	19,0	56,5	24,8	6,9	7,3	18,5	0,4	0,4	1,5	0,4	21,2	20,8	98	0,0
11	-34,11	-62,20	112	Amenábar	Natracualf típico	27	0,96	0,56	0,05	10,0	10,7	17,4	71,9	6,9	7,3	3,7	2,5	0,4	2,6	2,0	7,9	9,2	100	0,0
12	-35,82	-65,40	300	Anchorena	Ustipsamment típico	10	0,74	0,43	0,09	5,0	4,1	30,5	56,4	6,3	6,6	3,1	1,4	0,2	0,4	0,8	6,0	5,1	85	0,0
13	-33,20	-61,44	90	Arequito	Duracuol árgico	14	3,06	1,78	0,17	11,0	25,5	70,1	4,4	5,1	5,2	12,9	1,2	0,2	2,5	5,0	20,7	16,8	81	0,0
14	-32,83	-61,10	118	Armstrong	Argiudol ácuico	10	3,19	1,85	0,16	12,0	20,1	75,7	4,2	5,5	6,0	12,9	2,6	0,2	2,4	4,5	20,9	18,1	87	0,0
15	-31,36	-63,13	157	Arroyito	Natracualf típico	13	2,44	1,42	0,14	10,0	22,8	73,8	3,4	6,1	6,3	9,1	1,1	0,3	2,2	2,2	15,3	12,7	83	0,0
16	-32,18	-62,75	138	Arroyo Acequión	Argiustol údico	13	3,91	2,27	0,20	11,2	22,8	39,8	37,8	5,7	5,9	11,3	2,4	0,3	2,2	3,3	20,4	16,2	79	0,0
17	-32,35	-63,30	212	Arroyo Cabral	Argiustol típico	13	2,04	1,20	0,13	9,2	12,9	48,8	36,3	5,4	5,7	5,2	1,5	0,1	1,6	2,7	11,0	8,4	76	-
18	-32,58	-63,80	277	Arroyo de Tegua	Haplustol taptomólico	27	2,41	1,40	0,16	8,7	20,2	49,8	29,5	7,8	8,1	-	-	0,3	3,0	-	21,3	-	-	1,3
19	-32,57	-61,93	80	Arroyo Tortugas	Natracualf típico	13	4,52	2,63	0,17	15,7	22,4	70,0	7,6	7,0	7,5	13,6	3,1	3,1	2,2	0,8	22,8	22,0	97	0,0
20	-30,92	-64,23	600	Ascochinga	Argiustol údico	11	2,59	1,50	0,14	-	14,3	36,5	46,4	-	7,1	7,7	1,7	0,3	1,2	0,5	11,4		96	0,0
21	-32,53	-63,23	127,5	Asunta	Natralbol típico	17	1,70	1,00	0,19	5,3	4,5	37,2	56,8	5,1	5,8	7,0	2,0	0,4	2,0	1,6	13,0	11,4	94	0,0
22	-32,53	-63,57	200	Ausonia	Natralbol típico	20	2,24	1,30	0,15	8,7	12,3	68,0	18,3	5,6	5,8	8,6	0,5	0,2	3,1	2,3	14,6	12,5	86	0,0
23	-32,87	-64,38	583	Baigorria	Haplustol udorthéntico	25	2,06	1,20	0,08	12,5	9,0	51,9	41,7	6,4	6,7	8,2	1,2	0,3	2,1	1,4	13,2	11,8	89	0,0
24	-33,15	-62,31	111	Baldissera	Argiudol típico	19	3,38	1,97	0,16	13,2	22,7	60,2	15,0	6,2	6,5	12,8	3,2	0,2	2,4	2,7	19,6	18,6	95	0,0

ID	Lat.	Long.	Altitud m.s.n.m.	Serie	Taxonomía	Prof cm	MOS	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	pH pasta	pH agua	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	H ⁺	CIC	S	V	CaCO ₃
							%				%					meq/100g					%			
25	-32,75	-62,97	160	Ballesteros	Argiustol údico	17	3,01	1,75	0,17	10,1	19,1	65,8	16,9	6,2	6,3	11,0	5,0	0,3	2,0	2,5	20,8	18,3	88	0,0
26	-30,87	-64,10	575	Barranca Yaco	Argiustol típico	22	3,10	1,80	0,20	9,0	24,0	63,4	11,1	-	6,4	14,6	1,0	0,7	1,8	1,4	19,5	18,1	93	0,0
27	-30,92	-64,07	550	Belén	Argiustol údico	26	2,90	1,70	0,17	10,0	29,1	65,0	5,8	-	6,5	18,7	1,0	0,4	1,6	0,9	22,6	21,7	96	0,0
28	-33,52	-62,65	110	Benjamín Gould	Natracualf típico	19	1,70	0,99	0,11	9,3	4,0	46,6	48,1	6,0	5,0	8,3	1,6	0,4	2,8	3,4	16,5	13,1	79	0,0
29	-34,80	-63,55	135	Buchardo	Haplustol údico	23	1,96	1,14	0,12	9,2	16,5	34,7	49,5	5,6	6,0	7,1	1,3	0,2	2,4	2,0	13,0	11,0	85	0,0
30	-34,65	-65,30	320	Buena Esperanza	Ustipsamment típico	20	0,90	0,50	0,07	6,0	5,4	11,2	77,7	6,0	6,5	3,8	1,4	0,3	1,2	1,0	5,6	5,2	93	0,1
31	-31,32	-63,42	201	Buey Muerto	Haplustol típico	22	2,40	1,40	0,14	9,7	27,4	54,1	18,6	5,9	7,0	12,2	1,7	0,9	1,6	0,1	16,5	16,4	99	0,2
32	-32,75	-61,12	93	Bustinza	Argiudol ácuico	18	3,28	1,90	0,16	11,0	24,0	73,2	2,8	5,4	5,5	12,3	3,1	0,2	2,3	6,8	23,2	17,9	77	0,0
33	-33,47	-62,13	114	Cafferata	Natrabol típico	21	2,03	1,18	0,12	9,7	24,9	61,3	15,0	5,7	5,2	8,8	1,5	0,3	1,7	1,9	14,3	12,3	86	0,0
34	-32,25	-64,68	1100	Calamuchita III	Udorthent lítico	60	1,70	1,00	0,09	11,1	-	-	-	5,1	5,5	1,8	0,2	0,3	0,2	3,5	5,9	2,5	42	0
35	-32,25	-64,68	750	Calamuchita IV	Udorthent lítico	10	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
36	-32,17	-64,70	1300	Calamuchita V	Hapludol fluvéntico	34	5,00	2,90	0,27	10,7	3,1	28,8	69,2	4,8	5,6	9,8	1,4	0,3	0,3	4,2	15,8	11,8	74	-
37	-30,92	-64,10	550	Camino Real	Calciustol petrocálcico	18	3,10	1,80	0,17	10,6	19,6	54,5	23,6	7,0	7,5	-	-	0,4	1,3	-	18,6	-	100	1,0
38	-31,78	-62,22	100	Canal San Antonio	Natracualf típico	15	2,70	1,58	0,15	10,5	24,1	70,1	5,8	7,2	7,4	11,0	2,0	2,3	1,6	2,0	17,2	16,9	98	0,0
39	-33,62	-62,92	119	Canals	Haplustol éntico	25	2,21	1,30	0,12	10,5	9,8	18,8	68,8	5,7	5,8	5,9	1,0	0,2	2,2	2,6	12,0	9,3	77	0,0
40	-30,90	-63,85	317	Candelaria	Haplustol típico	22	2,70	1,60	-	-	26,9	67,2	6,2	-	6,0	12,8	1,5	0,5	3,0	-	19,0	17,8	94	0,0
41	-30,78	-64,18	675	Cañada del Río Pinto	Haplustol éntico	18	4,00	2,30	0,22	10,5	21,2	41,6	34,3	-	7,4	18,3	0,5	0,3	1,0	0,1	20,2	20,1	100	0,7
42	-33,44	-61,65	101	Cañada del Ucle	Argiudol ácuico	17	3,13	1,82	1,16	11,0	22,9	61,6	11,0	5,3	5,2	10,4	2,7	0,3	2,1	4,9	20,4	15,5	76	0,0
43	-32,10	-62,73	137	Cañada La Cruz	Duracuol nátrico	18	3,42	1,99	0,19	10,6	20,5	70,0	9,1	5,0	5,5	9,4	1,6	0,3	2,8	3,8	17,8	14,1	79	0,0
44	-32,19	-61,87	106	Carlos Pellegrini	Argiudol ácuico	13	2,60	1,51	0,16	9,4	22,2	75,6	2,2	5,4	5,8	9,0	3,0	0,3	1,8	4,5	18,0	14,1	78	0,0
45	-32,92	-63,73	238	Carnerillo	Natracualf típico	16	1,03	0,60	0,10	6,0	10,2	32,7	56,5	8,7	9,4	7,7	0,3	3,0	2,7	-	13,7	13,7	100	0,0
46	-31,17	-64,61	-	Cascada de Olaen	Calciustol típico	18	3,40	2,00	0,23	8,7	15,7	24,6	58	7,5	7,7	-	-	0,2	0,7	-	17,9	-	100	1,6
47	-33,02	-61,21	-	Casilda	Argiudol típico	18	2,55	1,48	-	-	19,9	69,9	10,2	5,8	6,2	9,3	2,2	0,2	1,3	6,4	16,7	13,0	78	0,0
48	-33,28	-62,55	110	Castro Urdiales	Calciacuol típico	18	3,32	1,93	0,20	9,5	21,7	51,3	26,5	8,0	8,1	-	-	0,5	1,7	-	26,0	-	-	0,9
49	-33,48	-62,40	120	Cavanagh	Hapludol típico	20	3,22	1,87	0,16	-	19,5	49,7	32,1	6,0	6,3	16,5	3,2	0,1	2,2	2,5	18,6	15,9	85	0,0
50	-32,80	-63,12	155	Cayuqueo	Natracuol típico	23	2,93	1,70	0,20	8,5	21,5	64,9	12,6	7,6	7,9	10,7	1,5	4,7	1,8	-	18,6	18,7	100	0,0
51	-30,78	-64,27	1000	Cerro Negro	Ustorthent lítico paralítico	8	5,20	3,00	0,27	11,1	3,6	16,0	78,5	-	7,3	13,2	0,5	0,3	0,8	1,0	15,8	14,8	94	0,0
52	-33,36	-61,37	96	Chabás	Argiudol típico	22	2,96	1,72	0,15	11,0	24,9	69,0	6,1	5,4	5,6	11,8	2,0	0,1	1,4	7,7	20,4	15,3	75	0,0

ID	Lat.	Long.	Altitud m.s.n.m.	Serie	Taxonomía	Prof cm	MOS	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	pH pasta	pH agua	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	H ⁺	CIC	S	V	CaCO ₃
							%				%					meq/100g					%			
53	-32,10	-62,02	103	Chilca	Argialbol típico	22	3,30	1,91	0,19	10,0	30,0	69,1	0,9	5,8	6,2	10,9	2,2	0,3	1,9	6,4	21,9	15,3	70	0,0
54	-32,38	-62,78	138	Chilibroste	Duracuol nátrico	19	3,68	2,14	0,19	11,9	25,1	68,6	6,9	5,6	6,0	10,1	2,2	1,0	3,0	3,8	21,2	16,3	77	0,0
55	-34,16	-62,20	112	Christophersen	Duracuol nátrico	12	1,87	1,09	0,12	10,0	23,4	42,6	34,0	6,6	6,9	6,1	3,2	1,1	3,3	4,3	15,1	13,7	91	0,0
56	-32,35	-62,72	134	Cintra	Argiustol ácuico	12	2,59	1,51	0,13	11,2	18,2	62,8	14,1	6,2	6,2	9,0	4,8	0,5	1,6	2,5	18,4	15,9	86	0,0
57	-32,62	-61,87	78	Colonia Mendiguren	Natrustalf mólico	14	2,25	1,31	0,12	10,6	19,5	74,9	6,3	7,2	7,7	7,9	2,0	4,7	1,3	-	15,6	15,6	100	0,0
58	-32,10	-62,02	88	Colonia Moreno	Natralbol típico	14	2,95	1,72	0,17	10,4	23,7	70,4	6,1	5,0	5,3	7,6	2,7	0,4	2,4	3,9	17,4	13,2	76	0,0
59	-33,32	-62,30	111	Colonia Progreso	Natralbol típico	24	3,07	1,79	0,18	9,8	16,9	60,9	23,8	5,9	6,1	8,7	2,2	0,3	2,5	3,7	17,9	13,7	76	0,0
60	-31,98	-63,82	291	Colonia Videla	Duracuol típico	16	3,73	2,17	0,23	9,3	42,4	55,0	2,5	4,9	5,3	14,3	3,1	0,2	2,6	4,0	24,2	20,2	83	-
61	-31,07	-64,03	460	Constitución	Haplustol típico	20	1,40	0,80	0,09	8,8	25,5	65,9	8,7	7,5	7,0	-	-	1,1	2,3	-	24,6	-	98	0,4
62	-34,80	-63,37	131	Coronel Charlone	Haplustol udorthéntico	29	2,10	1,20	0,10	12,0	12,3	40,0	58,5	-	6,5	7,0	1,7	0,4	1,5	2,3	12,9	10,6	82	0,0
63	-32,05	-64,38	437	Corralito	Haplustol típico	20	-	1,50	0,14	10,7	15,7	72,4	13,1	5,9	6,6	11,2	2,0	0,3	3,0	1,4	16,8	15,5	92	0,0
64	-32,93	-61,39	103	Correa	Argiudol típico	16	2,60	1,51	0,14	11,0	23,5	69,5	7,0	5,1	5,1	13,0	2,1	0,1	1,1	5,9	20,5	16,3	79	0,0
65	-31,65	-63,84	320	Costa Sacate	Argialbol típico	14	3,56	2,07	0,20	10,2	28,8	65,1	5,0	6,5	6,7	16,6	1,1	0,2	8,5	1,3	21,7	20,4	94	-
66	-31,68	-62,00	104	Crispi	Natracualf mólico	16	1,90	1,10	0,15	7,3	22,5	74,5	2,7	5,1	5,6	8,0	2,2	1,5	2,6	-	16,0	14,3	89	0,0
67	-34,37	-62,46		del Campillo	Ustorthent típico	20	0,97	0,56	0,08	7,1	8,4	16,2	76,5	5,9	6,0	3,8	0,6	0,1	1,7	-	7,3	6,2	85	0,0
68	-31,58	-62,13	104	Devoto	Argialbol típico	12	2,96	1,72	0,18	9,6	24,7	75,0	1,9	4,7	5,0	6,8	1,5	0,7	1,9	3,6	14,5	10,9	75	0,0
69	-31,04	-63,26	135	Diego de Rojas	Natrustol típico	20	1,60	0,90	0,10	9	18,9	49,5	31,2	7,1	7,6	12,9	0,4	0,4	2,0	-	15,7	15,7	100	0
70	-33,66	-61,70	107	Divisa de Mayo	Argiudol típico	18	3,36	1,95	0,19	10,0	22,5	65,4	12,1	5,5	5,8	13,2	2,9	0,2	2,1	5,9	22,9	18,4	80	0,0
71	-34,24	-62,20	106	El Abolengo	Hapludol típico	28	2,21	1,28	0,14	10,0	21,8	23,9	54,3	5,9	6,3	8,5	1,6	0,3	1,5	-	14,4	11,9	83	0,0
72	-33,27	-62,93	116	El Albión	Natracualf típico	10	2,87	1,67	0,17	10,0	12,4	49,1	38,2	7,8	8,0	11,2	3,8	1,1	2,1	-	18,2	18,2	100	0,0
73	-31,06	-63,58	210	El Alcalde	Argiustol típico	24	3,00	1,70	0,16	11,2	26,7	65,8	6,5	-	6,9	12,8	1,5	0,4	2,0	2,1	18,6	16,5	89	0
74	-33,47	-62,98	122	El Aromo	Calciacuol típico	15	4,44	2,58	0,24	10,8	18,0	41,9	38,4	6,5	6,6	17,8	1,7	0,4	2,0	1,3	23,8	21,9	92	0,0
75	-30,43	-63,67	273	El Bañado	Argiustol típico	20	3,22	1,87	0,15	12,4	22,3	70,5	7,0	6,3	6,5	16,1	1,8	0,2	2,3	2,2	22,5	20,4	91	0,0
76	-32,55	-62,55	114	El Candil	Natralbol aérico	10	2,73	1,59	0,14	11,3	19,6	71,9	8,7	5,7	6,1	10,6	3,3	0,5	2,5	3,1	19,6	16,9	86	0,0
77	-32,67	-64,57	650	El Cano	Haplustol típico	21	2,60	1,50	0,19	7,9	13,8	51,8	32,5	6,4	7,0	8,6	0,8	0,4	1,7	1,2	12,8	11,5	90	0,0
78	-33,53	-62,31	115	El Cantor	Argiduol típico	22	3,31	1,92	0,20	9,7	20,6	52,0	29,8	5,9	6,1	9,4	1,7	0,1	2,6	2,1	15,3	13,8	90	0,0
79	-32,65	-64,63	750	El Chacay	Hapludol éntico	40	2,90	1,70	0,19	8,9	9	18,8	70,2	6,6	7	8,6	1,7	0,4	0,4	0,8	11,9	11,1	93	0
80	-32,57	-62,45	114	El Chajá	Argialbol aérico	20	3,52	2,05	0,19	10,7	25,8	69,0	6,9	6,0	6,3	12,3	5,2	0,4	2,4	3,1	22,7	20,3	89	0,0

ID	Lat.	Long.	Altitud m.s.n.m.	Serie	Taxonomía	Prof cm	MOS	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	pH pasta	pH agua	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	H ⁺	CIC	S	V	CaCO ₃
							%				%					meq/100g					%			
81	-30,77	-63,97	550	El Cortijo	Argiustol típico	20	2,80	1,60	0,16	10,0	18,0	49,9	32,7	-	7,2	13,9	0,4	0,6	3,3	1,6	19,8	18,2	92	0,2
82	-30,92	-64,20	600	El Cruce	Haplustol udorthéntico	22	2,60	1,51	0,15	-	11,5	20,8	68,2	-	6,7	12,3	1,1	0,3	1,6	0,6	15,9	-	96	0,0
83	-32,27	-64,27	675	El Divisadero	Ustorthent lítico paralítico	10	3,80	2,20	0,21	10,5	6,7	37,5	54,3	6,5	6,8	11,6	1,2	0,4	1,1	0,8	15,1	14,3	95	0,0
84	-30,57	-64,27	750	El Durazno	Calciustol típico	19	3,30	1,90	0,19	10,0	25,8	42,6	29,0	7,2	7,6	-	-	0,4	1,4	-	25,7	--	100	0,0
85	-32,23	-62,43	111	El Embrujo	Duracuol nátrico	10	2,70	1,58	0,16	9,9	18,2	72,8	8,2	5,7	6,4	5,9	1,7	0,8	2,6	2,2	13,5	11,0	82	0,0
86	-29,96	-63,32	-	El Guanaco	Duracuol típico	23	2,65	1,54	0,13	11,0	18,5	49,9	31,5	7,0	7,1	13,2	1,3	0,9	1,0	0,6	16,9	16,4	97	0,0
87	-29,97	-63,26	-	El Jume	Haplacuent típico	22	1,20	0,70	0,08	8,7	-	-	-	7,1	7,6	-	-	-	-	-	-	-	-	1,1
88	-30,78	-64,45	1300	El Martillo	Udorthent lítico paralítico	10	6,20	3,60	0,33	10,9	14,9	17,8	65,5	-	7,2	17,8	1,6	0,2	0,5	0,9	21,0	20,1	96	0,0
89	-33,35	-63,17	126	El Once	Haplacuol típico	19	2,60	1,50	0,20	7,5	29,1	42,4	25,1	7,4	7,9	24,6	1,3	1,3	0,9		28,1	28,1	100	0,0
90	-31,93	-62,32	120	El Pino	Haplustol údico	22	2,50	1,43	0,19	7,5	24,1	53,0	22,7	5,5	5,8	4,9	3,8	0,4	2,7	3,1	15,3	11,8	77	0,0
91	-32,35	-62,57	120	El Puma	Argiustol údico	16	4,91	2,86	0,26	11,0	22,3	69,2	9,8	6,5	6,6	15,9	4,4	0,2	2,2	2,1	23,6	22,7	96	0,0
92	-30,25	-63,80	-	El Rodeo	Argiustol típico	18	3,69	2,20	0,22	10,0	21,4	71,7	7,9	6,3	6,5	15,5	1,5	0,3	2,7	1,7	21,7	20,0	92	0,0
93	-30,98	-64,47	1450	El Rosario	Argiustol údico paralítico	28	4,10	2,40	0,24	10,0	10,7	26,0	60,9	-	5,5	9,8	0,5	0,1	0,2	1,2	11,8	10,6	90	0,0
94	-30,36	-63,40	-	El Saladillo	Natracualf típico	8	2,93	1,70	0,17	10,0	-	-	-	7,0	7,5	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0
95	-32,07	-64,15	448	El Salto	Haplustol éntico	23	1,90	1,10	0,11	10,0	20,2	59,3	19,3	-	6,7	12,9	0,9	0,4	1,5	1,0	16,7	15,7	94	0,0
96	-34,15	-64,83	291	El Sarmiento	Haplustol éntico	14	2,31	1,34	0,12	11,0	12,2	37,8	49,3	5,7	5,9	6,7	0,7	0,3	3,3	1,4	12,6	11,0	87	0,0
97	-32,08	-63,53	255	El Sauce	Albacualf típico	12	2,50	1,50	0,15	10,0	16,3	73,1	9,0	6,4	6,7	13,9	0,5	0,4	2,9	1,3	18,8	17,7	94	0,0
98	-30,30	-63,13	-	El Silencio	Natracualf mólico	14	3,01	1,75	0,18	9,7	14,6	52,8	33,4	7,0	7,4	-	-	-	-	0,3	15,3	-	-	0,0
99	-30,62	-63,92	394	El Taco	Haplustol típico	22	3,60	2,10	0,17	1,3	27,9	61,8	11,1	-	5,9	14,7	4,9	0,6	2,2	-	24,7	22,4	91	0,0
100	-32,20	-61,51	62	El Trébol	Argialbol típico	20	3,30	1,91	0,20	9,6	27,0	70,0	2,5	5,6	5,8	9,2	3,6	0,4	1,0	2,0	16,2	14,2	88	0,0
101	-34,63	-64,43	193	El Veintitrés	Haplustol éntico	17	1,55	0,90	0,11	8,2	10,0	25,5	65,4	5,7	6,1	7,3	0,9	0,3	1,9	0,9	11,9	10,8	91	0,0
102	-34,22	-64,48	239	El Yarará	Haplustol éntico	18	1,59	0,93	0,11	8,4	9,0	17,2	73,8	5,3	5,6	6,9	0,4	0,2	1,6	1,8	11,0	9,1	83	0,0
103	-30,22	-63,07	-	El Zapallar	Natracualf mólico	11	6,27	3,64	0,32	11,3	11,9	77,1	12,4	6,4	6,6	-	-	-	-	1,6	24,3	-	-	0,0
104	-32,57	-64,43	675	Elena	Haplustol éntico thapto mólico	21	2,10	1,20	0,16	7,5	13,5	57,9	28,4	6,6	6,9	13,8	0,9	0,3	1,5	0,8	17,3	16,5	95	0,0
105	-30,60	-64,12	700	Estación Macha	Ustorthent paralítico	15	1,70	1,00	0,09	11,1	7,3	15,7	75,5	-	7,7	13,6	1,4	0,3	0,8		16,2	16,1	100	0,0
106	-34,23	-63,27	135	Estación Salguero	Natracuol típico	24	2,51	1,46	0,15	9,7	10,2	39,6	51,5	5,1	5,3	7,1	1,2	0,3	1,9	2,7	13,2	10,5	80	0,0
107	-31,15	-63,42	169	Estación Santa Rosa	Argiustol típico	19	2,90	1,70	0,14	11,5	25,1	33,0	41,9	-	7,1	10,8	1,3	0,2	1,3	0,5	14,1	13,6	97	0,1
108	-32,20	-62,88	149	Estancia Adelaida	Argiustol ácuico	21	5,47	3,17	0,26	12,2	20,1	76,2	5,7	6,4	6,8	13,7	2,3	0,4	4,0	0,8	21,2	20,4	96	0,0

ID	Lat.	Long.	Altitud m.s.n.m.	Serie	Taxonomía	Prof cm	MOS	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	pH pasta	pH agua	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	H ⁺	CIC	S	V	CaCO ₃
							%					%				meq/100g							%	
109	-32,48	-64,20	510	Estancia Ana María	Haplustol típico	30	3,30	3,10	0,25	12,4	28,3	65,3	9,5	6,1	6,4	12,7	1,1	1,3	1,3	1,4	17,8	16,4	92	0,0
110	-33,97	-62,53	118	Estancia Don Francisco	Argialbol típico	18	1,79	1,11	0,11	9,7	7,4	26,9	66,6	5,7	6,0	4,5	2,0	0,2	1,3	1,0	9,4	8,0	85	0,0
111	-31,28	-63,55	220	Estancia Don Santiago	Natrustalf típico	14	2,30	1,30	0,13	10,1	28,0	58,5	13,2	-	7,7	8,9	1,8	2,6	2,3	-	15,6	15,6	100	0,3
112	-31,58	-62,22	106	Estancia Doña Lucia	Natralbol típico	15	4,15	2,41	0,24	10,1	27,5	70,0	1,6	5,0	5,4	8,3	1,5	0,2	2,6	4,2	17,1	12,6	74	0,0
113	-33,40	-63,77	213	Estancia El Cautivo	Haplacuent típico	17	1,19	0,70	-	-	9,9	32,9	56,6	4,4	4,9	3,9	1,2	0,6	2,2	2,6	10,5	7,9	75	0,0
114	-30,80	-64,10	600	Estancia El Manzano	Haplustol paralítico	30	2,20	1,30	0,12	10,8	8,9	22,6	67,2	6,2	6,9	8,7	0,7	0,2	0,2	1,2	11,0	9,8	89	0,0
115	-32,03	-63,05	128	Estancia La Alicia	Duracuol nátrico	18	1,96	1,14	0,14	8,1	10,8	37,8	51,2	5,4	5,5	5,4	1,0	0,3	1,5	1,5	9,9	8,1	82	0,0
116	-33,97	-63,15	130	Estancia La Emilia	Natrustol típico	20	1,40	0,80	0,10	8,0	10,9	36,8	51,2	4,9	5,8	4,3	2,9	0,5	1,6	1,9	11,2	9,3	83	0,0
117	-32,02	-62,98	165	Estancia La Leona	Natralbol aérico	17	2,95	1,79	0,15	11,4	25,9	69,4	6,2	4,9	5,1	7,7	1,8	0,4	2,7	3,8	17,5	12,6	72	0,0
118	-31,10	-63,52	172	Estancia La Olga	Natrustalf típico	16	1,30	0,70	0,10	7	27,3	65,9	5	7,9	8,5	-	-	3,1	2,0	-	16,4	-	-	0,5
119	-30,88	-64,08	553	Estancia La Selva	Natrustol típico	18	2,07	1,20	0,10	12,0	22,4	54,9	22,8	-	6,7	14,6	1,6	0,7	1,3	2,0	20,2	18,2	90	0,0
120	-34,25	-63,25	133	Estancia Los Andes	Haplustol udorthéntico	22	1,57	0,91	0,10	9,1	10,0	18,7	71,5	5,9	6,1	5,5	0,9	0,3	2,0	1,7	10,6	8,7	82	0,0
121	-32,12	-62,60	123	Estancia San Pedro		17	2,06	1,20	0,13	9,3	7,6	44,4	48,0	4,9	5,0	5,3	0,6	0,1	1,4	2,9	10,4	7,4	71	0,0
122	-34,22	-62,12	121	Estancia Santa Ana	Hapludol éntico	28	2,81	1,63	0,19	9,0	23,9	26,0	50,1	6,2	6,7	10,5	2,3	0,5	3,5	6,9	18,4	16,8	91	0,0
123	-30,78	-64,32	1100	Estancia Todos los Santos	Hapludol lítico paralítico	18	3,60	2,10	0,18	11,7	8,5	16,0	74,3	-	6,7	10,5	1,4	0,3	0,7	1,2	14,1	12,9	92	0,0
124	-30,65	-62,71	112	Estancia Vieja	Fragiacualf típico	15	1,71	1,00	0,10	10,4	20,4	67,8	11,9	7,0	7,6	8,7	2,0	3,4	2,8	-	16,8	16,9	100	0,0
125	-31,03	-63,44	143	Estancia Yolanda	Haplustol típico	20	0,90	0,50	0,07	7,8	22,0	46,7	31,8	-	7,5	11,8	1,7	0,2	0,9	-	14,7	14,7	100	-
126	-32,92	-64,37	170	Etruria	Endocuol típico	23	2,93	1,70	0,18	9,4	18,2	53,4	26,9	6,0	6,2	7,9	0,7	1,5	2,9	1,9	14,9	13,0	87	0,0
127	-32,40	-62,15	96	Flora	Argialbol argiácuico	15	3,52	2,05	0,20	10,1	22,5	72,1	6,7	5,7	5,9	10,3	2,1	0,4	2,9	2,8	18,8	15,7	83	-
128	-32,82	-63,85	288	General Cabrera	Haplustol éntico	21	1,37	0,80	0,13	6,1	10,6	39,2	49,5	5,8	6,0	5,9	1,2	0,2	1,8	1,6	10,9	9,1	84	0,0
129	-32,73	-63,72	252	General Deheza	Haplustol típico	10	1,72	1,00	0,10	1,0	15,4	48,6	35,1	5,5	5,8	6,0	0,7	0,3	2,5	2,3	11,9	9,5	80	0,0
130	-32,75	-62,88	139	General Paz	Natracuolf típico	20	3,60	2,10	0,18	11,9	27,7	65,1	7,9	6,0	7,6	10,3	3,1	0,7	2,5	7,3	20,9	16,6	79	0,0
131	-32,20	-64,17	397	General Savio I	Argiustol típico	18	3,60	2,10	0,24	8,6	27,9	57,1	8,6	-	6,9	9,8	1,9	0,2	0,7	1,0	13,7	12,7	92	0,0
132	-32,20	-64,08	380	General Savio II	Ustipsamment típico	20	0,40	0,20	0,02	9,6	5,0	11,6	82,1	-	6,5	3,0	0,4	0,1	0,2	0,5	4,2	3,7	88	0,0
133	-33,53	-62,40	117	Guatimozín	Natracuolf típico	17	2,69	1,56	0,11	15,0	14,0	66,3	18,4	5,7	5,9	8,7	1,9	0,3	2,1	2,5	15,7	13,0	82	0,0
134	-33,12	-61,85	99	Hansen	Argiudol típico	17	3,08	1,79	0,14	12,0	22,9	62,1	15,0	5,8	7,0	9,7	2,3	0,2	2,4	7,4	17,5	14,6	83	0,0
135	-32,35	-63,60	264	Hernando	Argiustol típico	27	2,41	1,40	0,15	9,3	15,2	71,6	14,2	5,8	6,0	10,2	0,7	0,1	2,4	2,7	16,0	13,4	84	0,0
136	-32,53	-64,65	850	Huerta Vieja	Hapludol lítico	15	2,80	1,60	0,19	8,4	6	14,6	77,2	5,6	5,9	4,4	0,5	0,3	0,4	1,3	6,9	5,6	81	0

ID	Lat.	Long.	Altitud m.s.n.m.	Serie	Taxonomía	Prof cm	MOS	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	pH pasta	pH agua	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	H ⁺	CIC	S	V	CaCO ₃
							%					%				meq/100g					%			
137	-34,72	-64,45	195	Huinca Renancó	Ustipsamment típico	21	1,26	0,73	0,09	8,6	6,9	16,5	78,6	5,5	5,7	4,7	0,7	0,2	1,6	1,4	8,8	7,2	82	0,0
138	-31,80	-63,59	255	Impira	Natracualf típico	21	2,51	1,46	0,17	8,7	25,1	67,2	6,1	7,6	8,0	-	-	-	-	-	22,2	-	-	1,3
139	-35,88	-65,10	300	Ingeniero Foster	Haplustol éntico	8	1,27	0,74	0,09	8,0	4,4	40,3	49,4	5,6	6,1	-	-	0,3	0,6	1,2	7,2	-	-	0,2
140	-34,68	-63,77	141	Italó	Haplustol típico	24	1,94	1,12	0,12	9,6	10,6	27,7	61,4	6,3	6,5	5,8	0,7	0,3	2,9	1,1	10,0	9,7	88	0,0
141	-32,13	-63,52	251	James Craik	Natracualf albico	18	2,16	1,20	0,16	7,5	16,3	61,2	19,9	7,6	7,8	-	-	0,6	3,8	-	17,9	-	-	1,4
142	-30,87	-64,25	630	Jesús María	Argiustol údico	23	3,60	2,00	0,16	12,0	23,1	71,7	5,4	-	6,6	14,0	1,1	0,4	1,9	1,0	18,4	-	94	0,0
143	-32,87	-62,57	111	Justiniano Posse	Duracuol árgico	15	4,64	2,70	0,24	11,3	36,2	54,1	9,7	5,5	5,9	12,4	4,3	0,3	3,6	11,7	27,4	20,6	75	0,0
144	-32,92	-64,68	500	La Aguada	Hapludol típico	17	1,00	0,60	0,08	7,5	11,5	40,8	48,3	6,2	6,3	11,1	0,6	0,4	1,1	0,6	13,8	13,2	96	0,0
145	-29,85	-63,22	-	La Angelita	Natracuol típico	15	2,65	1,54	0,15	10,3	-	-	0,0	7,5	7,6	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0
146	-31,18	-63,48	180	La Argentina	Endoacuol típico	18	4,40	2,60	0,30	8,5	33,0	60,2	7,9	-	8,7	-	-	6,9	2,6	-	29,1	-	-	3,4
147	-33,18	-62,52	117	La Bélgica	Argiudol típico	19	2,73	1,59	0,14	11,3	17,4	55,5	26,3	6,0	6,3	12,6	1,6	0,2	2,5	2,0	19,2	16,9	88	0,0
148	-31,00	-63,45	137	La Cañada	Haplustol ácuico	18	5,20	3,00	0,28	10,5	32,8	60,2	6,9	-	8,2	-	-	0,9	2,3	-	36,0	-	-	3,1
149	-33,60	-63,45	131	La Carlota	Haplustol éntico	27	2,20	1,30	0,14	9,3	7,8	34,8	54,4	5,7	6,3	8,6	0,8	0,3	1,8	1,6	13,1	11,5	88	0,0
150	-33,87	-62,95	125	La Cesira	Fragiacualf típico	16	1,29	0,79	0,10	7,9	12,4	47,3	41,4	4,7	5,1	4,6	1,5	0,4	2,0	1,6	10,2	8,5	83	0,0
151	-30,83	-64,03	500	La Emilia	Haplustol típico	19	2,20	1,30	0,10	13,0	24,6	54,7	19,9	-	7,3	13,7	0,9	0,3	1,7	1,6	18,2	16,6	91	0,0
152	-30,27	-63,40	-	La Encrucijada	Haplustol salortídico	18	2,60	1,51	0,16	9,6	22,4	60,7	18,2	8,0	8,1	-	-	1,4	2,9	-	22,0	-	-	0,7
153	-33,02	-64,69	600	La Esquina	Argiudol típico	17	3,40	2,00	0,16	12,5	21,1	53,2	29,8	5,6	5,7	14,3	2,6	0,3	3,1	2,2	22,1	20,3	-	0
154	-32,57	-61,90	79	La Florida	Natracualf típico	15	4,04	2,35	0,19	12,7	28,0	70,0	1,9	6,9	7,0	13,4	3,8	2,1	2,3	1,6	22,9	21,6	94	0,0
155	-31,57	-61,70	122	La Francia	Natrustol típico	17	3,45	2,00	0,16	12,5	24,2	72,1	4,0	5,4	5,8	8,9	4,6	0,4	2,9	2,9	19,9	16,8	84	0,0
156	-33,45	-61,70	97	La Gaviota	Argialbol típico	27	2,74	1,59	1,58	10,0	19,5	69,3	11,2	5,5	5,5	10,4	1,5	0,5	1,8	8,5	21,3	14,2	67	0,0
157	-32,35	-62,17	96	La Iberia	Argiustol údico	17	1,90	1,10	0,10	11,0	10,0	29,0	61,6	5,7	6,0	4,1	1,1	0,2	0,9	2,2	8,8	6,3	72	0,0
158	-33,49	-61,58	96	La Indiana	Natracualf típico	22	1,26	0,73	0,07	10,0	12,2	74,3	13,5	7,8	8,3	4,7	1,8	3,7	3,2	0,6	13,4	13,5	99	0,0
159	-32,82	-64,60	500	La Invernada	Hapludol típico	22	2,80	1,60	0,19	8,4	10,1	48,5	41,0	6,1	6,7	11,3	0,9	0,4	2,1	2,0	16,7	14,7	88	0,0
160	-32,77	-62,83	142	La Lagunita	Haplustol ácuico	16	3,13	1,82	0,16	11,1	21,1	64,6	12,6	6,0	6,1	12,6	3,3	0,2	2,6	2,6	21,0	18,7	89	0,0
161	-33,65	-62,10	110	La Langosta	Argialbol ácuico	16	5,10	2,96	0,30	10,0	27,0	58,2	15,1	6,2	6,2	13,4	1,9	0,5	3,8	-	21,9	19,3	93	0,0
162	-33,18	-62,12	100	La Leoncita	Duracuol típico	26	3,68	2,14	0,18	11,9	25,7	69,2	5,6	6,6	6,8	11,5	2,6	0,6	2,6	1,7	18,4	17,3	89	0,0
163	-30,97	-64,17	550	La Lonja	Haplustol udorthéntico	22	4,48	2,60	0,28	-	15,3	54,7	27,8	-	7,5	13,8	3,9	0,3	0,5	0,6	19,1	-	97	0,0
164	-32,43	-62,93	155	La Mascota	Natracualf típico	16	2,32	1,35	0,14	9,8	26,3	66,0	6,9	6,7	-	15,2	2,1	1,4	3,0	1,6	22,0	21,7	99	0,0

ID	Lat.	Long.	Altitud m.s.n.m.	Serie	Taxonomía	Prof cm	MOS	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	pH pasta	pH agua	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	H ⁺	CIC	S	V	CaCO ₃
							%				%					meq/100g						%		
165	-31,25	-63,46	197	La Para	Haplustol éntico	22	2,90	1,70	0,20	8,4	16,2	36,7	46	-	7,0	10,9	0,9	0,3	1,6	1,0	14,6	13,7	93	-
166	-32,68	-61,34	75	La Patria	Natralbol típico	19	3,29	1,91	0,14	13,0	25,8	65,1	9,1	5,7	7,2	8,2	3,9	0,6	2,7	7,8	18,1	15,4	85	0,0
167	-34,03	-63,23	134	La Payanca	Argiustol údico	27	2,48	1,44	0,11	13,0	14,4	38,9	47,2	6,0	6,3	8,6	1,5	0,2	2,3	2,0	14,4	12,6	87	0,0
168	-30,93	-64,25	600	La Paz	Haplustol udorthéntico paralítico	24	10,50	6,09	0,41	-	20,6	38,4	38,5	-	7,3	-	-	0,4	1,1	0,1	15,1	-	100	4,3
169	-32,13	-62,97	163	La Playosa	Natrustol típico	21	2,51	1,46	0,15	9,7	23,0	68,4	9,3	5,3	5,6	8,5	1,5	0,2	2,8	2,7	16,3	13,3	79	0,0
170	-33,54	-62,22	111	La Pluma	Natracualf mólico	15	2,55	1,48	0,17	8,8	16,1	53,8	30,6	5,3	5,4	5,5	1,1	0,2	2,6	2,6	12,8	9,4	73	0,0
171	-32,38	-62,88	150	La Primavera	Natralbol típico	15	2,23	1,30	0,15	8,5	17,4	39,1	42,2	4,9	5,0	5,4	1,4	0,1	1,9	4,3	12,4	8,8	71	0,0
172	-32,86	-61,62	112	La Querencia	Argiudol ácuico	16	3,02	1,75	0,15	11,0	28,4	67,9	3,7	5,9	6,0	11,1	2,7	0,2	1,3	6,0	20,0	15,3	77	0,0
173	-31,03	-63,01	107	La Quinta	Argiustol típico	23	2,10	1,20	0,12	10,1	25,8	68,5	7,2	-	6,4	11,6	1,5	0,3	2,0	1,4	16,6	15,3	92	-
174	-32,85	-62,80	128	La Remonta	Natralbol típico	14	2,59	1,52	0,15	10,0	23,4	51,8	24,8	5,9	6,6	9,4	4,8	0,7	2,7	6,0	19,0	17,6	92	0,0
175	-34,63	-64,33	187	La Renancó	Natracualf mólico	15	1,60	0,93	0,09	10,7	6,9	21,3	71,4	5,5	5,7	4,7	0,6	0,3	1,5	1,3	8,5	7,2	85	0,0
176	-32,52	-63,58	239	La Resistencia	Calciacual típico	19	1,72	1,00	0,13	7,7	19,4	59,7	21,8	7,6	7,9	-	-	1,0	3,7	-	18,4	-	-	0,8
177	-31,59	-63,96	340	La Reyna	Haplustol típico	20	3,06	1,78	0,17	10,5	30,5	65,2	4,2	5,8	6,0	15,6	1,0	0,2	2,6	2,3	21,5	19,4	90	0,0
178	-32,38	-62,87	146	La Salada	Natrcualf típico	9	2,13	1,24	0,16	7,9	11,3	73,4	15,6	6,3	6,8	6,1	1,4	3,8	2,4	0,9	14,4	13,7	95	0,0
179	-32,43	-62,53	114	La Sara	Haplustol thaptoárgico	14	3,35	1,95	0,16	11,9	21,8	37,1	41,4	5,9	6,2	10,2	1,5	0,1	1,3	3,8	16,6	13,1	78	0,0
180	-30,92	-64,15	550	La Sentencia I	Argiustol údico	21	2,90	1,68	0,14	-	21,4	50,5	26,0	-	6,6	10,9	1,7	0,3	1,3	1,0	15,2	-	93	0,0
181	-30,93	-64,23	600	La Sentencia II	Haplustol údico	33	2,90	1,68	0,17	-	24,0	41,0	34,4	-	6,5	15,2	2,2	0,3	1,3	1,6	20,6	-	92	0,0
182	-33,98	-61,41	95	La Sofía	Argiudol argiácuico	22	2,83	1,61	0,15	11,0	17,0	50,2	32,8	5,9	6,6	6,8	4,0	0,2	2,6	5,2	14,5	13,6	94	0,0
183	-33,32	-62,92	114	La Victoria	Natralbol típico	17	1,96	1,14	0,13	9,1	15,5	38,9	45,1	5,2	5,6	4,9	1,9	0,6	2,5	4,1	14,0	9,9	70	0,0
184	-33,27	-62,72	110	Laborde	Haplustol údico	20	2,89	1,67	0,17	9,9	18,8	48,0	33,8	5,6	6,5	9,5	2,7	0,3	2,6	2,2	17,9	15,1	84	0,0
185	-34,22	-63,42	138	Laboulaye	Haplustol udorthéntico	15	1,81	1,05	0,09	11,6	13,9	28,8	58,3	5,8	6,0	7,5	0,8	0,3	1,6	2,3	12,6	10,2	81	0,0
186	-32,43	-62,80	136	Laguna Ávila	Natracualf albico	23	0,79	0,46	0,06	7,7	18,2	74,3	7,6	8,5	9,6	-	-	9,2	1,7	-	14,8	-	-	0,0
187	-32,13	-62,80	144	Laguna Blaiot	Natralbol típico	18	3,25	1,89	0,19	9,9	26,5	67,7	8,6	5,1	4,8	8,9	1,5	0,2	2,7	3,2	17,1	13,3	77	0,0
188	-32,97	-62,92	127	Laguna Isleta	Argialbol argiácuico	13	2,21	1,29	0,15	9,0	15,8	37,4	46,1	7,9	8,8	-	-	2,9	2,3	-	17,5	-	-	0,7
189	-32,15	-62,98	164	Laguna Las Liebres	Natracualf típico	13	1,59	0,93	0,09	10,3	18,2	68,8	14,5	7,4	7,9	6,1	0,7	5,2	2,0	-	13,9	14,0	100	0,0
190	-32,18	-61,84	107	Landeta	Argialbol típico	15	2,80	1,65	0,16	10,3	23,2	75,6	1,2	5,4	5,6	10,4	2,1	0,3	2,0	4,2	18,2	14,8	81	0,0
191	-32,66	-61,53	100	Larivieri	Natralbol típico	15	2,75	1,60	0,17	9,0	24,0	72,2	3,8	5,6	5,7	9,8	2,6	0,3	2,3	5,1	18,9	15,0	79	0,0
192	-34,18	-63,23	131	Las Acacias	Fragiacualf típico	18	1,41	0,82	0,12	6,8	8,9	42,1	49,2	6,0	6,3	3,2	0,5	2,3	2,3	1,2	9,4	8,3	88	0,0

ID	Lat.	Long.	Altitud m.s.n.m.	Serie	Taxonomía	Prof cm	MOS	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	pH pasta	pH agua	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	H ⁺	CIC	S	V	CaCO ₃
							%					%				meq/100g					%			
193	-30,05	-63,62	180	Las Arrias	Haplustol éntico	20	2,24	1,30	0,12	10,8	13,9	58,7	26,5	6,6	6,7	12,3	1,3	0,3	1,6	1,3	17,0	15,5	91	0,0
194	-32,08	-64,17	450	Las Bajadas	Argiustol típico	20	2,38	1,40	0,17	8,2	22,4	68,4	9,2	6,0	6,4	13,0	3,5	0,4	2,0	1,4	20,3	18,9	93	0,0
195	-32,07	-64,03	382	Las Gamas	Argiustol típico	18	4,30	2,50	0,33	7,6	18,6	61,0	19,1	7,7	7,9	11,1	1,2	0,7	2,4	-	15,4	15,4	100	0,0
196	-34,68	-63,77	141	Las Isletas	Haplustol típico	18	2,28	1,33	0,14	9,6	20,0	34,1	47,0	5,4	5,6	11,6	0,2	0,2	2,6	-	16,8	14,6	87	0,0
197	-32,35	-63,53	255	Las Isletillas	Haplustol típico	23	2,20	1,30	0,13	10,0	20,2	59,1	20,6	5,6	6,0	14,0	0,9	0,2	2,4	2,5	19,9	17,5	88	0,0
198	-30,07	-63,62	218	Las Macitas	Haplustol típico	23	3,62	2,10	0,22	9,5	26,1	69,4	4,9	6,2	6,5	16,1	2,9	0,3	2,5	1,2	22,9	21,8	95	0,0
199	-34,27	-63,08	125	Las Marinas	Argialbol típico	14	2,10	1,22	0,14	8,7	14,4	36,9	47,2	5,4	5,7	5,7	2,4	0,3	2,0	2,8	13,2	10,4	79	0,0
200	-30,60	-64,20	740	Las Mercedes I	Argiustol típico	21	2,37	1,38	0,14	9,8	23,3	43,7	33,2	6,4	6,8	12,5	2,5	0,2	1,7	0,9	17,8	16,9	95	0,0
201	-30,62	-64,20	730	Las Mercedes II	Argiustol típico	21	3,26	1,90	0,16	12,0	26,3	55,4	18,4	6,3	6,4	13,9	1,2	0,2	1,9	1,2	18,5	17,2	93	0,0
202	-32,48	-64,22	515	Las Peñas Sur	Haplustol fluvéntico	32	1,90	1,10	0,11	10,0	18,9	64,9	16,3	6,2	6,6	10,7	1,2	1,1	1,0	1,0	15,0	14,0	93	0,0
203	-30,80	-64,22	700	Las Piedras	Argiustol cumúlco	40	2,10	1,20	0,12	10,0	12,1	25,4	61,0	-	6,1	10,3	0,6	0,2	0,4	1,2	12,7	11,5	91	0,0
204	-32,77	-62,90	142	Las Playas	Haplustol udorténtico	20	2,45	1,43	0,12	11,8	18,4	49,0	32,6	5,8	6,6	10,1	2,9	0,5	2,6	-	19,5	16,1	82	0,0
205	-32,48	-63,93	330	Las Selvas	Argiustol típico	18	1,89	1,10	0,13	8,4	16,5	50,3	31,2	5,9	6,1	10,2	0,4	0,2	2,8	1,6	15,0	13,6	91	-
206	-32,82	-61,46	92	Las Trojas	Natrualf mólico	21	3,09	1,79	0,15	12,0	24,4	-	9,3	5,5	6,4	5,4	3,2	0,7	3,1	-	15,9	12,4	79	0,0
207	-31,74	-62,51	114	Las Varas	Haplustol údico	18	2,2	1,3	0,1	10,0	20,8	45,9	32,9	4,9	5,1	7,3	1,8	0,2	2	2,4	13,2	11,0	83,3	0,0
208	-33,82	-62,05	110	Lazzarino	Hapludol thapto-nátrico	19	2,12	1,23	0,12	10,0	17,8	35,9	46,3	6,5	7,4	5,2	3,3	0,4	3,1	4,9	12,2	12,0	98	0,0
209	-33,70	-62,67	125	Leguizamón	Haplustol údico	21	2,89	1,68	0,17	10,0	14,8	34,0	50,5	5,0	5,6	12,2	1,9	0,3	2,8	2,7	14,8	12,2	82	0,0
210	-34,22	-59,73	52	Lima	Argiacuol típico	14	4,38	2,54	0,25	10,0	31,1	56,5	8,5	5,7	6,3	14,1	6,6	0,3	4,7	7,5	32,1	25,7	80	0,0
211	-30,29	-63,18	-	Los Aibales	Albacualf mólico	13	3,56	1,98	0,17	11,6	12,7	57,1	28,4	6,6	6,9	12,6	0,6	1,0	1,5	1,1	16,7	15,7	94	0,0
212	-32,48	-61,54	93	Los Cardos	Argiudol típico	18	2,80	1,67	0,16	10,0	26,5	70,5	3,0	5,9	6,1	12,3	1,8	0,1	2,2	-	20,7	16,4	79	0,0
213	-33,37	-63,47	153	Los Cisnes	Haplustol fluvéntico	16	2,80	1,60	0,16	10,0	8,8	72,7	17,4	6,1	5,4	10,8	5,4	0,3	2,0	-	18,5	-	-	0,0
214	-30,93	-63,93	395	Los Cometierra	Haplustol éntico	23	3,10	1,80	-	-	17,0	33,1	49,1	-	7,6	12,5	0,8	0,4	3,0	-	16,6	16,6	100	0,0
215	-29,84	-63,60	-	Los Hoyos	Haplustol páquico	25	3,22	1,87	0,14	13,3	20,4	50,8	29,6	7,5	7,7	17,8	1,2	0,7	1,3	-	21,0	20,0	100	0,0
216	-33,39	-60,97	70	Los Maizales	Argialbol típico	12	3,19	1,85	0,20	9,0	23,2	70,2	6,6	5,5	5,6	9,8	3,3	0,1	3,2	7,2	20,4	16,4	80	0,0
217	-33,55	-62,65	118	Los Medanitos	Natralbol típico	19	1,96	1,14	0,11	10,3	7,2	37,6	53,8	5,1	5,6	7,1	1,9	0,3	1,5	3,2	14,2	10,8	76	0,0
218	-30,68	-63,77	280	Los Mistoles	Haplustol éntico	23	4,20	2,50	-	-	28,7	64,2	69,9	-	6,3	13,8	1,2	0,8	4,7	-	23,9	20,5	86	0,0
219	-32,08	-64,38	650	Los Molles	Ustorthent lítico paralítico	18	14,80	8,60	0,76	11,3	8,5	29,3	60,1	6,5	6,9	12,3	0,9	0,4	0,8	0,5	14,9	14,4	97	0,0
220	-32,05	-61,58	58	Los Nogales	Natrualf típico	15	2,33	1,35	0,13	11,0	17,0	68,2	14,8	6,3	6,6	6,1	2,2	1,5	2,1	3,8	13,8	11,9	86	0,0

ID	Lat.	Long.	Altitud m.s.n.m.	Serie	Taxonomía	Prof cm	MOS	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	pH pasta	pH agua	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	H ⁺	CIC	S	V	CaCO ₃
							%				%					meq/100g						%		
221	-33,45	-63,25	135	Los Olmos	Natracuol típico	19	1,90	1,10	0,13	8,5	10,0	36,5	47,3	7,0	7,3	7,8	1,4	0,6	1,4	-	11,2	11,2	100	0,0
222	-33,37	-63,12	123	Los Paraísos	Haplustol éntico	20	1,70	1,00	0,18	5,6	8,2	42,4	40,9	7,0	7,9	8,7	1,9	0,5	2,6	-	13,7	-	-	0,0
223	-34,62	-64,75	240	Los Porteños	Natralbol típico	19	2,15	1,25	0,15	8,4	12,7	43,2	44,9	6,4	6,5	8,3	1,3	0,3	3,3	1,9	15,3	13,2	86	0,0
224	-30,53	-64,25	750	Los Pozos	Haplustol éntico	20	2,90	1,70	0,16	10,6	17,6	67,0	13,3	-	7,1	18,8	0,4	0,5	2,2	1,0	22,9	21,9	96	0,0
225	-29,80	-63,60	-	Los Sauces	Haplustol típico	17	2,14	1,24	0,11	11,3	15,6	55,8	27,9	6,1	6,5	13,4	1,1	0,1	1,0	1,3	16,9	15,6	92	0,0
226	-32,30	-62,69	111	Los Tamarindos	Calciacuol típico	15	3,30	1,92	0,17	11,0	16,6	53,9	29,4	6,0	6,5	11,7	3,5	0,7	2,7	1,8	20,5	18,6	91	0,0
227	-31,58	-63,17	178	Luque	Haplustalf típico	16	2,20	1,28	0,12	10,7	24,9	69,5	5,6	6,3	6,5	10,7	2,7	0,2	2,7	1,3	17,8	16,3	91	0,0
228	-31,60	-62,12	104	Luxardo	Argiudol ácuico	16	3,55	2,06	0,21	9,9	32,4	66,8	1,0	4,9	5,2	8,5	1,4	0,2	3,6	4,1	17,9	13,7	76	0,0
229	-30,60	-64,12	650	Macha	Argiustol típico	22	4,00	2,30	0,22	10,5	23,6	65,4	8,7	-	6,5	18,1	1,5	0,5	2,3	1,4	23,8	22,4	94	0,0
230	-33,88	-62,06	117	Maggiolo	Argiudol típico	21	2,22	1,29	0,13	10,0	17,8	35,9	46,3	5,9	6,7	9,5	2,1	0,3	2,2	4,0	14,1	12,1	85	0,0
231	-33,65	-63,37	134	Manantiales	Natrustalf típico	18	1,90	1,10	0,01	11,0	2,6	25,9	70,9	5,9	7,1	5,5	0,5	0,7	2,0	0,3	9,0	8,7	97	0,0
232	-31,95	-63,73	284	Manfredi	Haplustol típico	22	2,90	1,69	0,15	11,5	25,4	68,4	7,8	5,9	6,1	12,4	2,3	0,1	2,7	2,0	19,3	17,5	91	0,0
233	-32,58	-62,08	107	Marcos Juárez	Argiudol típico	19	3,26	1,90	0,18	10,0	25,1	68,9	6,0	6,0	6,4	10,4	4,3	0,2	2,6	6,9	19,3	17,5	91	0,0
234	-32,55	-62,05	97	María Manuela	Argiudol ácuico	14	3,23	1,88	0,16	11,5	24,2	64,9	10,9	6,1	6,7	9,7	4,0	0,2	2,5	7,0	18,2	16,4	90	0,0
235	-34,28	-61,66	93	María Teresa	Hapludol típico	24	1,62	0,94	0,10	9,0	15,9	19,4	64,7	6,3	6,9	5,7	3,3	0,1	2,3	5,1	11,4	11,4	96	-
236	-31,71	-63,65	276	Matorrales	Argiustol típico	21	2,30	1,34	0,15	8,8	24,9	69,2	7,2	6,2	6,5	12,4	2,4	0,2	3,0	1,2	19,3	18,0	93	0,0
237	-33,68	-61,35	97	Melincué	Argialbol argiácuico	16	2,26	1,31	0,13	10,0	19,2	60,9	19,9	6,1	7,0	10,1	1,8	0,9	2,5	5,4	16,3	15,3	94	0,0
238	-31,14	-64,60	-	Monolito	Calciustol petrocálcico	19	5,70	3,30	0,25	13,2	25,8	54,7	17	7,5	7,9	-	-	0,5	2,0	-	18,8	-	100	3,7
239	-31,97	-63,18	145	Monte Alto	Haplustol éntico	22	2,80	1,60	0,17	9,4	18,0	55,2	24,6	5,9	6,1	8,5	1,0	0,2	2,1	2,4	14,5	11,8	81	0,0
240	-32,93	-62,37	105	Monte Buey	Argiudol típico	14	3,04	1,77	0,16	11,0	24,1	62,4	13,5	5,9	6,4	11,8	4,0	0,3	2,4	6,0	20,8	18,5	90	0,0
241	-31,40	-63,55	335	Monte Cristo	Haplustol típico	20	2,33	1,36	0,18	7,6	23,7	63,7	12,1	6,1	6,3	14,3	2,2	0,1	1,9	1,3	19,6	18,6	95	-
242	-33,65	-63,83	225	Monte de los Gauchos	Haplustol éntico	25	1,60	0,90	0,06	15,0	16,2	37,3	46,3	5,3	5,6	8,1	0,8	0,5	2,1	1,3	12,8	11,5	90	0,0
243	-32,57	-62,45	114	Monte Grande	Duracuol argílico	18	3,80	2,21	0,19	11,6	27,6	65,8	7,5	5,8	6,5	15,4	3,7	0,4	3,7	2,9	25,9	23,2	90	0,0
244	-31,92	-64,23	495	Monte Ralo	Argiustol típico	21	-	1,80	-	-	26,8	70,1	2,7	6,2	6,6	15,3	3,0	0,4	1,6	1,2	21,7	20,3	94	0,0
245	-32,42	-62,95	156	Morrison	Duracuol argílico	17	1,87	1,09	0,12	9,3	14,7	69,1	15,3	5,8	6,3	7,5	1,6	-	2,0	2,4	15,4	13,1	85	0,0
246	-30,57	-64,10	650	Nacientes del Río Macha	Natracualf típico	12	2,90	1,70	0,15	11,3	18,4	58,5	20,7	-	8,1	10,5	1,1	4,7	3,0	-	19,4	19,3	100	0,0
247	-32,62	-62,20	110	Namuncurá	Argiudol ácuico	20	3,26	1,90	-	-	28,1	62,9	9,0	5,6	6,3	10,4	3,1	0,2	2,1	9,5	21,0	15,8	76	0,0
248	-32,48	-62,35	112	Noetinger	Argiustol údico	18	2,89	1,68	0,14	11,7	21,5	72,8	6,0	5,1	6,1	10,0	2,4	0,2	2,3	2,7	16,8	14,9	89	0,0

ID	Lat.	Long.	Altitud m.s.n.m.	Serie	Taxonomía	Prof cm	MOS	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	pH pasta	pH agua	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	H ⁺	CIC	S	V	CaCO ₃
							%				%					meq/100g						%		
249	-33,02	-63,93	311	Olaeta	Haplustol éntico	26	1,60	0,90	0,08	11,3	9,4	22,2	68,5	6,0	6,4	6,1	0,8	0,2	1,7	0,9	9,8	8,8	90	0,0
250	-32,09	-63,59	265	Oliva	Haplustol ácuico	22	2,89	1,70	0,18	9,4	19,6	63,2	12,1	6,4	6,5	14,6	0,5	0,2	3,2	1,6	20,5	18,7	91	0,0
251	-31,93	-63,73	286	Oncativo	Haplustol éntico	23	1,90	1,10	0,12	9,0	16,7	68,7	16,5	6,2	6,4	9,2	1,1	0,2	2,8	1,5	15,6	13,9	89	0,0
252	-30,78	-64,43	1150	Ongamira I	Ustorthent paralítico	20	5,90	3,40	0,29	11,7	6,5	10,1	81,6	-	6,9	20,5	0,6	0,1	0,2	0,8	22,2	21,4	96	2,0
253	-30,77	-64,43	1155	Ongamira II	Ustorthent paralítico	14	4,80	2,80	0,27	10,4	12,7	27,7	59,6	-	7,8	-	-	0,2	0,8	-	20,0	-	100	0,9
254	-32,87	-62,77	126	Ordóñez	Haplustol údico	22	2,95	1,72	0,17	10,0	22,5	55,4	22,1	6,0	6,7	11,8	4,0	0,2	3,1	6,0	20,5	19,1	93	0,0
255	-30,77	-64,45	1300	Pajarillo	Ustorthent paralítico	10	6,20	3,60	0,33	10,9	14,9	17,8	65,5	-	7,2	17,8	1,6	0,2	0,5	0,9	21,0	20,1	96	0,0
256	-32,15	-63,18	195	Paraje Los Zorros	Natrustalf típico	20	2,06	1,20	0,18	6,7	17,5	69,3	11,4	6,1	6,1	9,0	0,7	0,4	2,6	2,0	14,7	12,7	86	0,0
257	-33,13	-63,28	150	Pascanas	Argialbol típico	22	3,40	2,00	0,18	11,1	20,3	51,8	27,5	5,6	6,0	9,4	1,3	0,4	2,6	1,4	15,1	13,7	91	0,0
258	-32,87	-64,52	500	Paso del Río Seco	Ustorthent típico	18	0,70	0,40	0,06	6,7	5,1	38,1	56,5	6,7	6,9	9,5	1,0	0,3	0,4	0,7	11,9	11,2	94	0,0
259	-31,58	-62,13	104	Perfil 1	Argialbol típico	12	2,96	1,72	0,18	9,6	24,7	75,0	1,9	4,7	5,0	6,8	1,5	0,7	1,9	3,6	14,5	10,9	75	0
260	-30,78	-61,97	98	Perfil 2	Argiudol ácuico	18	2,80	1,60	0,14	11,0	30,0	66,8	3,3	5,8	5,8	10,6	1,6	0,4	3,3	4,4	17,9	15,9	89	-
261	-31,38	-62,17	107	Perfil 3	Argiudol típico	10	3,34	1,94	0,20	9,6	33,7	64,4	1,3	5,2	5,5	11,2	2,4	0,2	3,9	2,9	20,6	17,7	86	0,0
262	-31,07	-62,28	106	Perfil 4	Argiustol ácuico	19	2,50	1,40	0,14	10,0	31,6	62,7	5,7	5,9	6,1	10,6	4,8	0,4	3,3	4,3	21,2	19,1	-	-
263	-31,03	-63,01	107	Perfil 5	Argiustol típico	23	2,10	1,20	0,12	10,1	25,8	68,5	7,2	-	6,4	11,6	1,5	0,3	2,0	1,4	16,6	15,3	92	-
264	-31,15	-63,42	169	Perfil 6	Argiustol típico	19	2,90	1,70	0,14	11,5	25,1	33,0	41,9	5,9	7,5	10,8	1,3	0,2	1,3	1,8	15,3	13,6	89	0,1
265	-31,25	-62,42	109	Perfil 7	Argiustol údico	19	3,30	1,90	0,13	14	32,0	65,3	2,6	6,0	6,2	12,7	3,1	0,3	2,0	5,1	21,9	18,1	83	-
266	-31,52	-62,23	109	Perfil 8	Duracuol árgico	18	2,95	1,71	0,17	9,9	37,4	62,5	1,1	6,0	6,2	11,5	0,8	0,4	1,0	2,5	16,5	13,7	83	0,0
267	-31,18	-63,48	180	Perfil 9	Endoacuol típico	18	4,40	2,60	0,30	8,5	33,0	60,2	7,9	-	8,7	-	-	6,9	2,6	-	29,1	-	100	3,4
268	-31,58	-63,17	178	Perfil 10	Haplustalf típico	16	2,20	1,28	0,12	10,7	24,9	69,5	5,6	6,3	6,5	10,7	2,7	0,2	2,7	-	17,8	16,3	91	0,0
269	-30,25	-63,68	203	Perfil 11	Haplustol éntico	18	1,87	1,09	0,11	9,9	19,7	71,8	6,5	6,7	7,1	17,9	0,6	0,2	2,5	0,4	21,5	21,2	99	0,0
270	-31,25	-63,46	197	Perfil 12	Haplustol éntico	22	2,90	1,70	0,20	8,4	16,2	36,7	46	6,2	7,0	10,9	0,9	0,3	1,6	1,0	14,6	13,7	93	-
271	-31,10	-63,03	117	Perfil 13	Haplustol típico	18	2,90	1,70	0,18	9,7	27,4	64,4	7,2	-	6,8	12,6	2,0	0,4	2,4	1,2	18,6	17,4	94	0,2
272	-31,03	-63,44	143	Perfil 14	Haplustol típico	20	0,90	0,50	0,07	7,8	22,0	46,7	31,8	7,2	7,5	11,8	1,7	0,2	0,9	-	14,7	14,7	100	-
273	-31,36	-63,13	157	Perfil 15	Natracualf típico	13	2,44	1,42	0,14	10,0	22,8	73,8	3,4	6,1	6,3	9,1	1,1	0,3	2,2	2,2	15,3	12,7	83	-
274	-31,02	-62,42	79	Perfil 16	Natracuol típico	17	2,20	1,30	0,13	10,0	29,0	61,9	9	6,1	7,5	9,1	1,6	1,8	2,6	3,5	15,6	15,1	97	-
275	-31,10	-62,47	86	Perfil 17	Natralbol típico	20	3,20	1,90	0,19	10,0	25,5	71,3	3,2	5,0	6,3	8,2	1,0	0,6	1,9	6,2	18,1	11,7	65	-
276	-31,10	-63,52	172	Perfil 18	Natrustalf típico	16	1,30	0,70	0,10	7,0	27,3	65,9	5	7,9	8,5	-	-	3,1	2,0	-	16,4	-	100	0,5

ID	Lat.	Long.	Altitud m.s.n.m.	Serie	Taxonomía	Prof cm	MOS	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	pH pasta	pH agua	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	H ⁺	CIC	S	V	CaCO ₃
							%					%				meq/100g						%		
277	-31,28	-63,55	220	Perfil 19	Natrustalf típico	14	2,30	1,30	0,13	10,1	28,0	58,5	13,2	-	7,7	8,9	1,8	2,6	2,3	-	15,6	15,6	100	0,3
278	-31,18	-63,52	190	Perfil 20	Natrustol típico	20	3,10	1,80	0,18	10,2	22,8	70,5	7,3	-	7,3	14,6	1,4	0,9	2,5	-	19,5	19,5	100	0,0
279	-31,04	-63,26	135	Perfil 21	Natrustol típico	20	1,60	0,90	0,10	9,0	18,9	49,5	31,1	7,1	7,6	12,9	0,4	0,4	2,0	-	15,7	15,7	100	0,0
280	-31,68	-63,85	320	Pilar	Haplustalf típico	26	1,37	0,80	0,09	8,5	11,4	28,7	60,7	6,9	7,0	5,4	0,5	0,2	1,2	0,6	8,0	7,3	91	0,0
281	-34,68	-64,97	149	Pincén	Natralbol típico	17	1,75	1,02	0,11	9,7	9,2	35,2	54,3	5,6	5,9	4,9	0,3	0,2	2,4	1,8	9,8	7,8	79	0,0
282	-31,10	-63,03	117	Pozo de la Loma	Haplustol típico	18	2,90	1,70	0,18	9,7	27,4	64,4	7,2	-	6,8	12,6	2,0	0,4	2,4	1,2	18,6	17,4	94	0,2
283	-30,02	-63,06	-	Pozo de la Olla	Natracualf típico	12	2,39	1,33	0,14	9,5	16,5	67,0	17,2	6,6	6,8	11,3	1,0	1,3	1,9	1,3	16,0	15,5	97	0,0
284	-32,60	-64,23	552	Puerta Colorada	Haplustol éntico	13	2,72	1,60	0,11	14,0	13,7	39,1	45,8	6,0	6,2	8,2	1,2	0,1	0,9	1,6	12,1	10,4	86	0,0
285	-30,98	-64,17	545	Puerta de Hierro I	Haplustol páquico	12	2,90	1,68	0,13	-	28,1	47,8	21,9	-	6,7	16,9	1,3	0,4	1,2	1,2	21,0	-	94	0,0
286	-30,97	-64,15	550	Puerta de Hierro II	Ustipsamment típico	12	1,60	0,93	0,90	-	6,5	16,0	76,5	-	6,2	4,7	0,3	0,2	0,9	1,4	-	-	-	0,0
287	-30,60	-64,07	600	Puesto Jacinto	Haplustol páquico	12	2,20	1,30	0,11	11,8	10,1	16,4	72,7	-	6,4	6,7	1,4	0,3	0,9	1,4	10,7	9,3	87	0,0
288	-32,58	-63,78	270	Punta Del Agua	Ustifluent típico	23	0,86	0,50	0,06	8,3	12,3	48,8	39,3	7,6	8,1	-	-	0,2	1,5	-	19,4	-	-	0,9
289	-31,53	-62,23	109	Quebracho Herrado	Duracuel árgico	18	2,95	1,71	0,17	9,9	37,4	62,5	1,1	6,0	6,2	11,5	0,8	0,4	1,0	2,5	16,5	13,7	83	0,0
290	-30,04	-63,79	-	Rayo Cortado	Haplustol páquico	21	3,62	2,10	0,24	8,7	20,4	50,4	30,2	7,5	7,8	-	-	0,2	0,9		21,3	-	-	1,5
291	-31,62	-63,80	315	Río Segundo	Ustipsamment típico	15	0,39	0,23	0,06	0,4	3,2	7,3	88,1	5,4	5,6	2,0	0,8	0,1	0,3	0,5	3,8	3,2	84	-
292	-32,75	-62,50	110	Río Tercero	Natralbol típico	14	2,87	1,68	0,15	11,0	18,2	61,6	20,2	5,5	6,5	8,8	2,8	0,3	2,8	7,3	17,5	14,7	84	0,0
293	-30,05	-64,05	550	Rodeo Viejo	Haplustol paralítico	20	3,10	1,80	0,16	11,3	9,5	21,6	66,8	-	6,8	11,4	0,3	0,2	0,4	1,5	13,8	12,3	89	0,0
294	-33,02	-64,58	585	Rodeo Viejo	Haplustol éntico	20	1,40	0,80	0,10	8	10,4	43,8	44,5	5,7	6,3	6,3	0,9	0,2	0,9	1,5	9,9	8,3	84	0
295	-34,08	-63,10	127	Rosales	Natralbol típico	23	2,41	1,40	0,17	8,2	11,7	30,7	55,7	5,7	5,8	5,7	1,2	0,2	0,9	3,1	11,3	8,0	71	0,0
296	-30,72	-64,12	530	Ruta 60	Argiustol paralítico	22	2,10	1,20	0,12	10,0	11,9	28,5	58,7	-	6,7	6,9	0,4	0,2	0,5	1,2	9,5	8,0	84	0,0
297	-31,70	-63,25	192	Sacanta	Haplustol típico	19	2,88	1,68	0,16	10,4	19,1	76,9	5,7	6,0	6,3	10,0	1,3	0,3	3,4	2,4	17,6	15,0	85	0,0
298	-31,18	-63,52	190	Sagrada Familia	Natrustol típico	20	3,10	1,80	0,18	10,2	22,8	70,5	7,3	-	7,3	14,6	1,4	0,9	2,5	-	19,5	19,5	100	0,0
299	-32,42	-62,17	98	Saira	Argialbol típico	21	2,89	1,68	0,18	9,4	19,7	62,9	17,8	4,6	4,9	6,5	2,1	0,4	1,9	3,9	15,2	10,9	71	0,0
300	-32,12	-62,42	110	San Antonio De Litín	Argialbol típico	13	3,70	2,12	0,21	10,1	20,2	67,7	12,2	4,6	4,8	7,7	1,1	0,3	2,7	4,8	15,6	11,8	76	0,0
301	-32,77	-64,75	750	San Bartolomé	Argiustol típico	23	3,40	2,00	0,25	8,0	14,0	54,3	32,5	6,3	6,7	13,2	0,7	0,4	2,0	1,9	18,3	16,3	89	0,0
302	-34,73	-64,43	192	San Carlos	Argialbol ácuico	18	1,34	0,78	0,10	7,8	9,0	24,5	66,9	5,5	5,7	5,1	0,8	0,2	1,9	1,2	9,3	8,0	86	0,8
303	-31,23	-62,17	107	San Francisco	Argiudol típico	10	3,34	1,94	0,20	9,6	33,7	64,4	1,3	5,2	5,5	11,2	2,4	0,2	3,9	2,9	20,6	17,7	86	0,0
304	-32,13	-62,80	144	San Francisco de Asís	Natracualf mólico	17	1,85	1,08	0,13	8,6	14,6	72,6	12,8	5,5	6,0	8,8	1,4	0,2	2,9	3,1	16,8	13,3	79	0,0

ID	Lat.	Long.	Altitud m.s.n.m.	Serie	Taxonomía	Prof cm	MOS	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	pH pasta	pH agua	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	H ⁺	CIC	S	V	CaCO ₃
							%				%					meq/100g						%		
305	-34,26	-62,15	103	San Gregorio	Hapludol thapto árgico	18	3,39	1,97	0,17	11,0	23,2	29,8	47,0	5,6	6,0	7,3	2,1	0,3	2,8	7,8	14,9	12,5	84	0,0
306	-32,27	-64,63	750	San Ingacio I	Udifuvent típico	19	2,80	1,60	0,19	8,4	0,8	19,4	78,6	5,3	6,5	7,1	0,3	0,2	0,2	1,6	9,3	7,8	84	0
307	-33,38	-62,83	111	San José	Natracuol típico	18	6,11	3,55	0,40	8,9	65,3	25,4	7,6	5,8	6,3	32,7	7,9	1,5	3,8	2,6	48,8	45,9	94	0,0
308	-33,92	-62,61	120	San Julián	Natracuol típico	19	1,86	1,15	0,13	8,6	14,5	31,7	54,3	6,5	6,7	7,3	2,7	0,4	2,2	0,7	13,5	12,6	93	0,0
309	-30,95	-64,25	550	San Pablo	Haplustol údico	26	3,00	1,74	0,14	-	18,4	31,5	47,4	-	7,3	12,7	0,7	0,2	0,8	1,2	15,6	-	92	0,0
310	-29,78	-63,56		San Pedro	Haplustol éntico	23	2,27	1,32	0,14	9,4	12,1	58,3	28,0	6,5	6,7	14,6	0,1	0,1	1,4	1,1	17,3	16,2	94	0,0
311	-34,63	-61,41	97	San Urbano	Natralbol típico	17	2,33	1,35	0,13	10,0	16,6	68,8	14,6	5,0	5,1	7,3	1,6	1,1	1,8	3,7	14,1	11,8	84	0,0
312	-30,97	-64,07	500	Santa Catalina	Argiustol údico	24	2,10	1,20	0,11	10,9	23,4	54,9	19,2	6,7	7,0	15,2	1,7	0,4	1,2	1,2	19,7	18,5	94	0,0
313	-32,40	-62,15	96	Santa Elena	Natracualf típico	14	2,11	1,23	0,13	9,7	21,5	73,1	6,1	7,7	8,2	6,9	2,1	5,0	2,2	-	15,6	16,2	100	0,0
314	-33,28	-63,43	167	Santa Eufemia	Natracuol típico	17	2,60	1,50	0,12	12,5	9,9	40,6	49,6	9,3	9,6	8,9	0,8	1,9	3,0	-	14,6	14,6	100	2,3
315	-32,69	-61,28	68	Santa Filipina	Natralbol típico	10	3,95	2,29	0,21	11,0	24,6	73,2	2,2	5,4	5,7	9,5	3,2	0,4	2,4	5,3	21,0	15,5	74	0,0
316	-33,96	-61,61	103	Santa Isabel	Hapludol típico	20	2,20	1,12	0,10	11,0	16,0	43,1	40,9	5,9	6,6	9,1	2,2	0,3	1,8	4,4	15,0	13,4	89	0,0
317	-32,42	-62,45	114	Santa Justa	Natracualf típico	15	1,44	0,84	0,09	9,8	14,7	62,7	23,2	8,3	8,5	-	-	5,0	1,4	-	16,8	-	-	0,4
318	-32,68	-62,37	107	Santo Domingo	Argiudol ácuico	12	3,38	1,97	0,18	11,0	24,6	64,0	11,4	6,0	6,3	11,2	5,2	0,7	2,7	5,8	21,0	19,8	94	0,0
319	-31,78	-62,22	100	Schiffner	Natracuol típico	19	2,60	1,50	0,18	8,3	19,0	77,0	3,8	7,3	7,6	7,6	2,0	1,6	1,5	-	14,0	12,7	91	0,0
320	-30,25	-63,68	203	Sebastián Elcano	Haplustol éntico	18	1,87	1,09	0,11	9,9	19,7	71,8	6,5	6,7	7,1	17,9	0,6	0,2	2,5	0,4	21,5	21,2	99	0,0
321	-32,70	-63,25	192	Silvio Pellico	Haplustol típico	17	3,59	2,09	0,16	13,1	20,5	68,2	13,5	5,9	6,2	10,5	2,3	0,4	3,0	2,2	18,5	16,2	88	0,0
322	-34,92	-64,10	550	Sinsacate	Argiustol údico	38	2,10	1,20	0,11	10,9	34,0	56,7	5,6	-	6,5	19,9	1,0	0,5	1,9	1,6	24,9	23,3	94	0,0
323	-32,15	-64,28	329	Soconcho	Argiustol típico	22	1,50	0,90	0,09	10,1	17,0	45,8	36,3	-	6,6	7,6	1,6	0,1	0,8	0,9	11,0	10,1	92	0,0
324	-32,23	-63,97	348	Tancacha	Ustorthent típico	13	0,98	0,58	0,08	7,2	8,1	29,8	60,9	5,4	5,7	5,5	0,9	0,2	1,3	1,2	9,2	7,9	86	0,0
325	-32,07	-64,37	555	Tercera Usina	Haplustol páquico	25	2,40	1,40	0,11	12,6	18,9	41,3	39,7	-	6,0	7,6	1,5	0,1	0,9	2,4	12,6	10,2	81	0,0
326	-30,78	-64,22	600	Terrazas del Río Pinto	Haplustol éntico	23	2,80	1,60	0,17	9,4	18,2	54,7	25,2	-	6,2	17,4	0,9	0,3	1,5	1,7	21,8	20,1	92	0,0
327	-32,62	-63,45	198	Ticino	Natracualf típico	10	3,06	1,78	0,20	8,9	18,2	58,7	22,0	6,0	6,4	8,6	1,0	0,7	2,9	1,4	14,7	13,2	90	0,0
328	-30,08	-64,03	550	Totoral	Argiustol údico	23	2,60	1,50	0,12	12,5	24,8	50,9	21,7	-	7,2	16,8	0,4	0,4	1,9	1,3	20,8	19,5	94	0,0
329	-32,62	-61,52	90	Tres Lagunas	Argiudol ácuico	14	3,00	1,75	0,17	10,0	23,5	71,1	5,4	5,7	5,9	9,0	2,0	0,3	2,5	5,6	17,8	13,8	78	0,0
330	-33,74	-61,87	112	Venado Tuerto	Argiudol típico	20	3,91	2,27	0,20	11,0	25,1	60,0	14,9	5,9	6,0	13,5	1,7	0,2	2,2	7,1	22,3	17,6	79	0,0
331	-33,97	-61,67	103	Villa Cañas	Hapludol cumúlico	21	4,96	2,88	0,24	12,0	30,6	55,1	14,3	5,8	6,2	13,7	4,8	0,2	2,8	4,4	22,6	21,5	95	0,0
332	-31,71	-63,72	259	Villa del Rosario	Haplustol éntico	22	2,18	1,27	0,13	9,5	24,5	69,2	6,2	6,0	6,6	12,3	1,2	0,1	2,5	1,3	17,6	16,1	91	-

ID	Lat.	Long.	Altitud m.s.n.m.	Serie	Taxonomía	Prof cm	MOS	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	pH pasta	pH agua	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	H ⁺	CIC	S	V	CaCO ₃
							%				%					meq/100g						%		
333	-32,96	-61,66	150	Villa Eloísa	Argiudol típico	10	2,44	1,42	0,14	10,0	19,3	73,1	7,3	6,3	6,4	11,5	3,1	0,3	1,9	3,9	19,2	16,8	88	0,0
334	-32,57	-62,42	114	Villa Francisca	Naracualf típico	11	1,83	1,08	0,10	10,8	18,6	71,7	9,1	7,2	8,0	8,0	1,5	5,0	2,1	2,3	16,4	16,6	100	0,0
335	-34,90	-64,73	251	Villa Huidobro	Haplustol típico	20	1,79	0,98	0,10	10,3	19,8	36,9	43,7	6,1	5,4	14,1	1,1	0,1	2,0	-	18,7	17,0	92	0,0
336	-32,21	-63,21	183	Villa María	Argialbol típico	21	2,24	1,30	0,16	8,1	11,8	67,6	18,8	5,6	5,8	7,9	1,5	0,2	2,8	1,9	14,5	12,4	86	0,0
337	-34,30	-63,27	133	Villa Rossi	Natracualf típico	18	1,38	0,80	0,09	8,9	9,6	36,0	54,4	6,1	6,3	3,9	2,4	0,7	1,0	1,8	10,0	8,0	80	0,0
338	-33,43	-61,06	75	Villada	Natralbol típico	24	2,71	1,57	0,15	10,0	20,5	73,6	5,9	5,6	5,8	10,1	2,3	0,3	1,4	7,3	16,4	14,1	86	0,0
339	-32,42	-63,93	334	Vira Pita	Haplustol típico	14	2,93	1,70	0,16	10,6	35,2	54,8	10,8	6,7	7,0	21,0	1,8	0,2	2,6	0,2	24,8	24,6	99	0,0
340	-31,31	-62,84	109	Wenceslao Escalante	Haplacuol típico	23	2,61	1,52	0,15	10,0	15,9	43,2	39,5	7,7	7,9	-	-	-	-	-	22,2	-	-	0,0
-	-	-	-	Achala I	Argiudol lítico	22	-	3,80	0,40	9,5	20	61,9	11,35	5,5	5,5	16,7	1	0,5	0,2	4,7	22,1	17,4	79	0
-	-	-	-	Achala II	Argiudol lítico	28	-	7,20	0,53		29,6	46,5	22	4,9	4,8	14	0,8	0,3	0,4	11	26,4	15,5	59	0
-	-	-	750	San Bartolomé	Argiustol típico	23	3,40	2,00	0,25	8	14	54,3	32,5	6,3	6,7	13,2	0,7	0,4	2	1,9	18,3	16,3	89	0
-	-	-	-	C-35RP C106 BA	Argiudol acuico	13	-	1,25	0,14	9	19,1	21,2	59,7	5,3	5,8	6,7	2,9	0,2	1,5	6,1	-	11,3	-	-
-	-	-	133	El Arañado	Argiustol ustálfico	11	1,00	0,57	0,08	7,1	6,9	34,1	58,2	5,2	5,7	3,0	0,5	0,2	1,7	1,5	7,0	5,4	77	0,0
-	-	-	-	Escuela	Natrustol típico	20	2,80	1,60	0,14	11,4	19,6	57,5	20	7,2	7,7	-	-	0,4	1	-	15,6	-	100	3,4
-	-	-	-	Esquisto	Ustorthent paralítico	11	4,10	2,40	0,22	10,9	12,1	22	64,4	5,5	6,0	9,6	1,1	0,2	1,4	1,5	13,8	12,3	89	0,0
-	-	-	-	Estancia Cañada Verde	Argiustol típico	20	1,31	0,77	0,09	9	14,9	28,7	57,8	6,1	5,3	8,6	1,1	0,2	2	-	12,6	11,9	94	0
-	-	-	129	Estancia San Miguel	Natrustalf mólico	18	2,20	1,28	0,16	8,0	23,6	71,6	4,9	5,4	5,7	8,5	1,2	0,7	2,5	2,9	15,9	12,9	81	0,0
-	-	-	-	La Caroyense	Haplustol típico	23	1,90	1,10	0,10	11	15,8	42,5	39,4	7,3	7,6	12,2	0,5	0,3	1,5	-	-	13,3	-	0
-	-	-	-	La Rinconada	Natracualf típico	17	3,74	2,08	0,21	9,9	19,3	64,3	17,8	7,1	7,5	-	-	-	-	0,2	17,4	-	-	0,0
-	-	-	-	Laderas II	Haplustol éntico paralítico	27	4,70	2,70	0,22	12,3	13,3	25	59,1	6,7	7,0	12,6	1,3	0,6	0,6		15,4	15,1	98	0
-	-	-	114	Las Varas	Haplustol údico	18	2,20	1,30	0,13	10,0	20,8	45,9	32,9	4,9	5,1	7,3	1,8	0,2	1,7	2,4	13,2	11,0	83	0,0
-	-	-	-	Olaen	Argiustol típico	24	2,80	1,60	0,14	11,4	31,1	63,2	6,2	6,4	7,4	16,2	2,4	0,4	1,2	0,2	20,4	20,2	99	0
-	-	-	-	Pozo Verde	Natracualf típico	8	-	-	-	-	-	-	-	7,0	7,5	-	-	-	-	-	-	-	-	0,0
-	-	-	-	San Francisco del Chañar I	Calciustol típico	22	1,10	0,60	0,07	8,9	29,7	51,1	19,7	8,0	8,3	-	-	0,3	1,2		15,6	-	100	11,8
-	-	-	-	San Francisco del Chañar II	Haplustol éntico	21	3,00	1,80	0,06	29,3	26,4	50,9	22,3	6,7	7,2	-	-	0,3	1,7	0,3	9,9	-	-	0,3
-	-	-	-	San Francisco del Chañar III	Calciustol petrocálcico	24	1,30	0,80	-	-	25,4	50,7	23,6	7,5	7,7	-	-	0,3	1,2		11,7	-	100	4,9
-	-	-	-	Santa Cruz	Ustorthent petrocálcico paralítico	10	3,90	2,30	0,25	9,1	8,9	22,8	66,7	7,4	8,3	-	-	0,2	0,6		6,7	-	100	0,0
-	-	-	-	Sendero Luján I	Hapludol éntico lítico	18	4,10	2,40	0,21	11,4	18	27,3	52,4	6,1	6,5	9,6	1,1	0,3	0,2	0,8	12	11,2	93	0,4

ID	Lat.	Long.	Altitud m.s.n.m.	Serie	Taxonomía	Prof cm	MOS	CO	NT	C/N	ARC	LIM	ARE	pH pasta	pH agua	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺	K ⁺	H ⁺	CIC	S	V	CaCO ₃
							%				%					meq/100g					%			
-	-	-	-	Sendero Luján II	Udorthent lítico	8	5,70	3,30	0,25	13,2	13,7	23	62,3	4,7	5,0	8,4	1,7	0,2	0,3	3,3	13,9	10,6	76	0,0
-	-	-	-	Tronco pozo	Ustifluent típico	25	-	0,80	0,06	13	4,5	7,1	85,6	7,0	7,3	3,4	0,7	0,3	0,4	0,4	5,4	4,8	-	0,0
-	-	-	-	Vicente Agüero	Argiustol údico	18	2,88	1,60	0,13	12	29,6	52,6	17,1	7,1	7,5	18,2	0,7	0,4	1,8	1,1	22,2	21,1	-	0
-	-	-	157	Villa San Esteban	Usthorthent típico	18	1,10	0,61	0,08	7,6	5,8	24,2	68,4	5,9	6,2	2,7	0,5	0,2	1,0	1,2	5,6	4,4	79	0,0
-	-	-	-	Z 11-1	Ustifluent mólico	6	5,22	3,04	0,32	9	16,7	60,4	23,4	7,2	7,5	-	-	0,1	1,5	-	24	-	-	0,3
-	-	-	-	Z 1-2	Haplustol torriorthéntico	19	2,10	1,50	0,16	9,4	27,1	55,5	17,8	7,3	7,7	19,1	0,4	0,3	1,3	-	21	21,1	100	0
-	-	-	-	Z 13-1	Natrargid ústico	13	-	1,70	0,22	7,7	25,3	60,2	7,9	7,1	7,6	-	-	-	-	-	17,8	-	-	0
-	-	-	-	Z 15-1	Haplocambid ústico	18	-	1,50	0,14	10,7	10,2	43,5	44,8	6,3	6,6	9,6	0,7	0,4	1	-	13,3	11,7	88	0
-	-	-	-	Z 16-1	Salorthid típico	18	-	0,40	0,05	8	6,6	35,7	56,7	7,1	8,0	-	-	-	-	-	15,3	-	-	0,3
-	-	-	-	Z 17-1	Gipsiorthid petrogípsico	25	0,48	0,28	0,05	0,56	10,5	32,5	55,9	7,6	8,3	7	1,3	0,6	0,9	-	9,6	9,3	99	1,8
-	-	-	-	Z 2-3	Haplustol arídico	15	-	1,80	0,23	7,3	24,2	41,8	33,6	6,5	7,0	16,4	0,8	0,1	2	1,4	20,5	19,3	94	0
-	-	-	-	Z 3-2	Haplustol torrifluvéntico	19	-	2,30	0,22	10,5	29	64,5	6,9	7,2	7,7	-	-	0,1	2,8	-	22	-	-	0,4
-	-	-	-	Z 5-1	Argiustol arídico	20	5,40	3,30	0,33	10	26,5	54	7,35	7,0	7,3	31,4	0,8	0,2	2,5	0,4	35,3	34,9	99	0
-	-	-	-	Z 6-1	Torripsament típico	16	-	0,50	0,16	4,5	7,2	13,3	78,4	7,0	7,4	5	1,2	0,3	0,1	0,1	6,6	6,7	100	0
-	-	-	-	Z 8-1	Torriorthent típico	18	-	1,30	0,21	6	11,7	31,5	56,7	7,1	7,3	7	2,4	0,5	0,4	0,2	10,5	10,3	98	0

ID = Número de identificación, Lat = latitud, Long = longitud, Prof = profundidad, MO = materia orgánica, CO = carbono orgánico, NT = nitrógeno total, C/N = relación carbono/nitrógeno, ARC = arcilla, LIM = limo, ARE = arena total o sumatoria de las cinco clases de arena, CIC = capacidad de intercambio catiónico, S = suma de bases intercambiables, V = saturación con bases, pH en agua (1:2,5).

ANEXO 2.4. CÓDIGOS DE UNIDADES CARTOGRÁFICAS

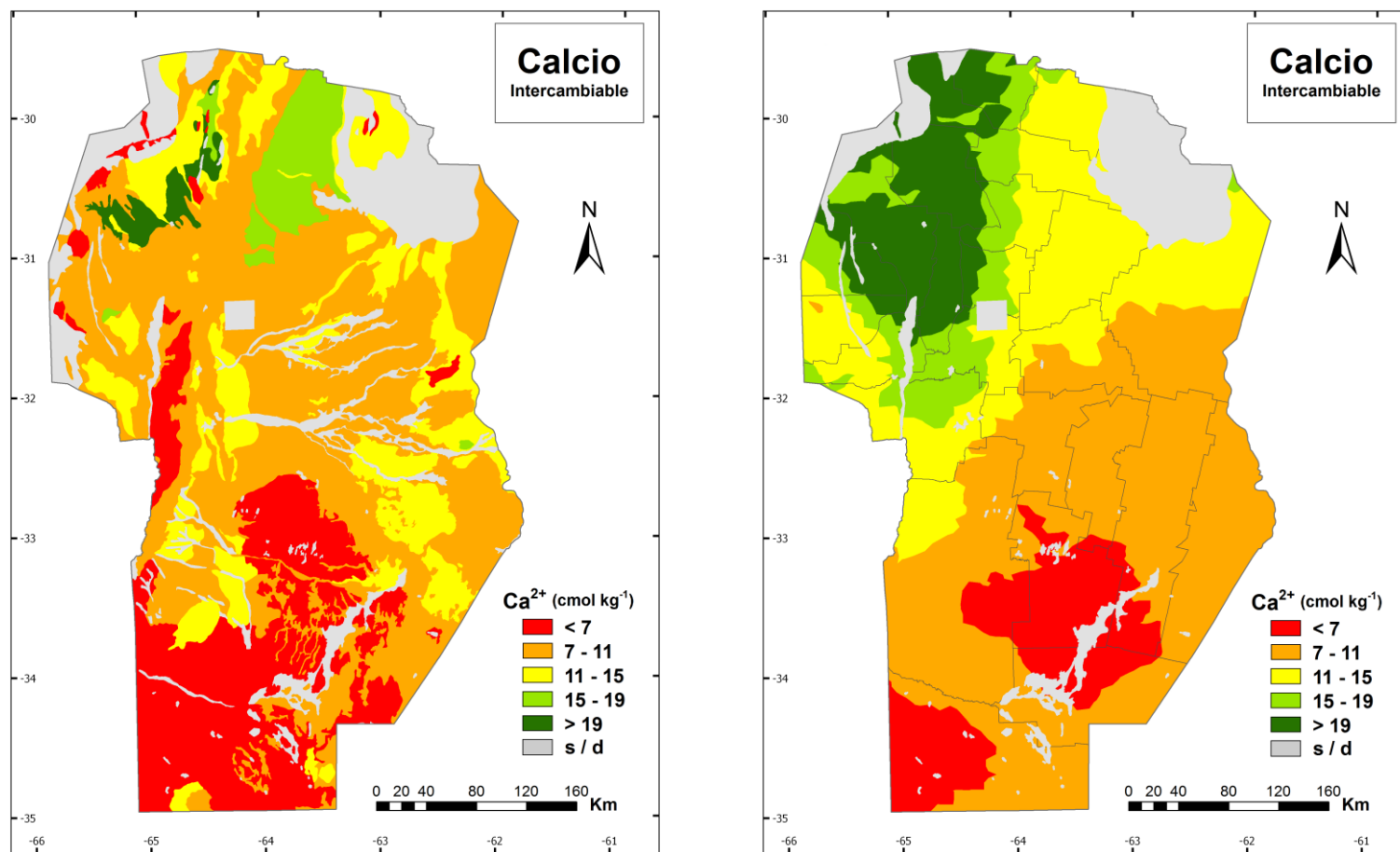
Significado de los códigos de identificación de las unidades cartográficas a escala 1:500.000 presentes en la provincia de Córdoba (Jarsún *et al.*, 2003).

Ira	Orden	Mayúsculas	Gran Grupo	Minúsculas	Subgrupo
A	Alfisol	AA	Albacualf	ac	ácuico
D	Aridisol	AC	Fragiacualf	ag	árgico
E	Entisol	AE	Natracualf	ai	arídico
M	Molisol	DD	Natragid	en	éntico
		DG	Camborthid	fv	fluvéntico
		DI	Gipsiorthid	li	lítico
		DK	Salorthid	mo	mólico
		EC	Haplacuent	na	nátrico
		EJ	Udifluent	pa	petrocálcico
		EN	Torriorthent	pi	petrogípsico
		EO	Udorthent	pq	páquico
		EP	Ustorthent	tc	típico
		ET	Torripsamment	to	torriorthéntico
		EV	Ustipsamment	tv	torrifuvéntico
		MA	Argialbol	ud	údico
		MB	Natralbol	ur	udorthéntico
		ME	Duracuol	us	ústico
		MG	Natracuol	ut	ustólico
		MI	Argiudol		
		MJ	Hapludol		
		MK	Argiustol		
		ML	Calciustol		
		MN	Haplustol		
		MO	Natrustol		

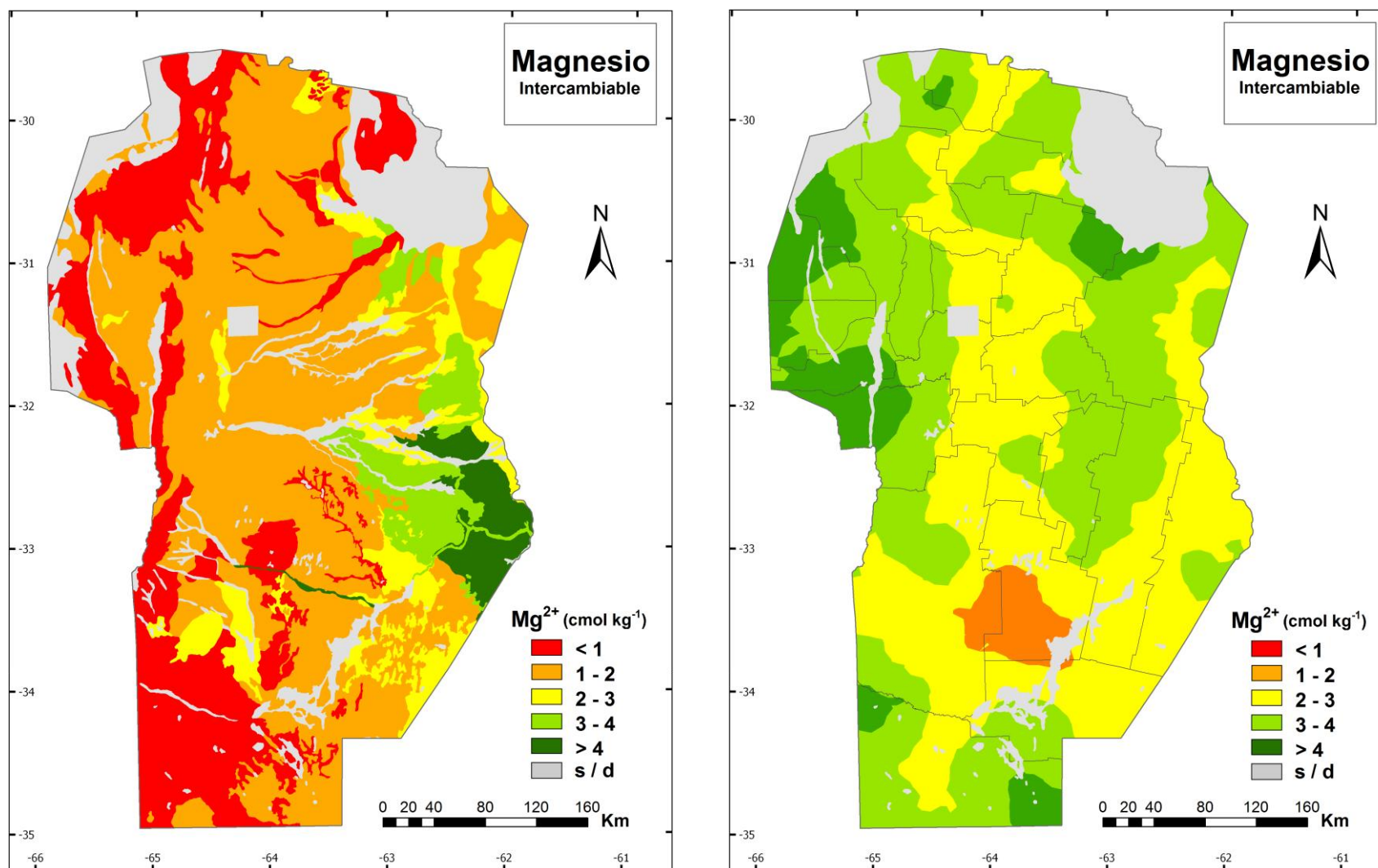
Las UC se identifican con un código de cuatro letras (dos mayúsculas y dos minúsculas) seguidas por un guión y un número. La primera hace referencia al Grupo de suelo del componente principal de la UC, agregando la segunda se obtiene el Gran Grupo y sumando las minúsculas se llega hasta nivel de Subgrupo. Los números son usados para diferenciar entre UC diferentes pero con el mismo componente principal.

ANEXO 3.1. MAPAS TEMÁTICOS DE ATRIBUTOS EDÁFICOS

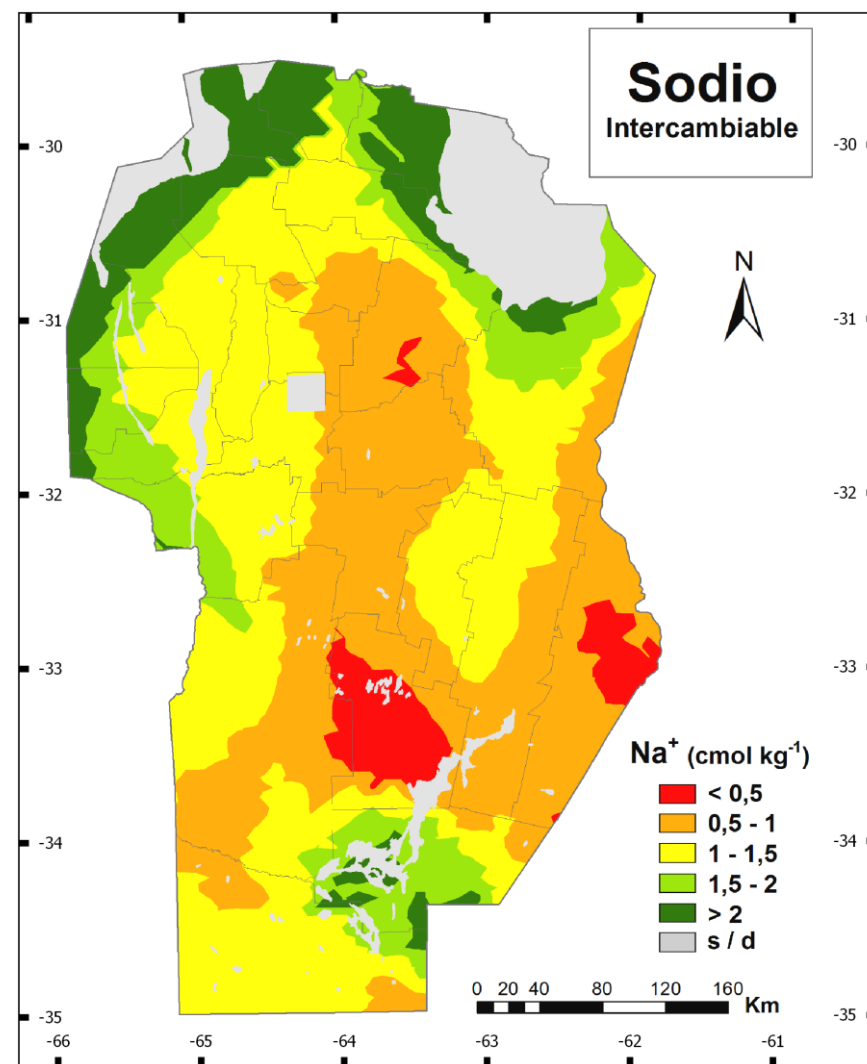
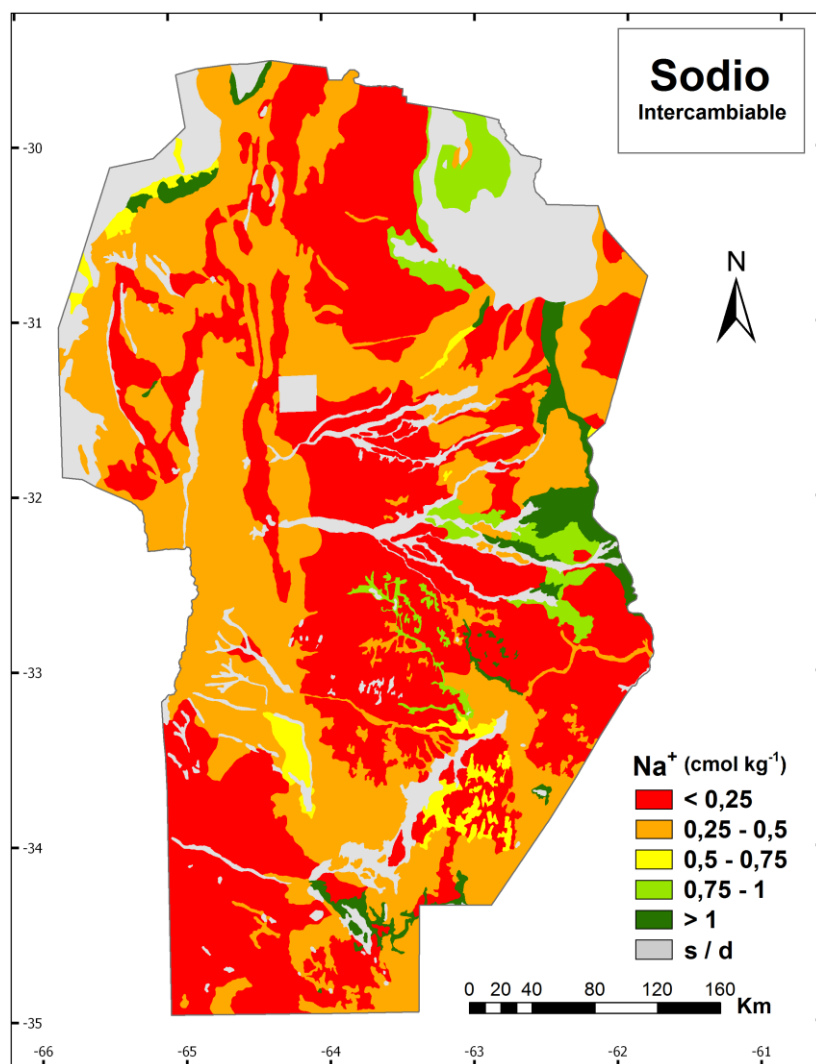
Mapas de propiedades de suelos construidos en base a información de cartas de suelo (horizonte superficial) y del muestreo sistemático realizado entre 2012 y 2014 (0-15 cm). La metodología se describe en los Capítulos 2 y 3.



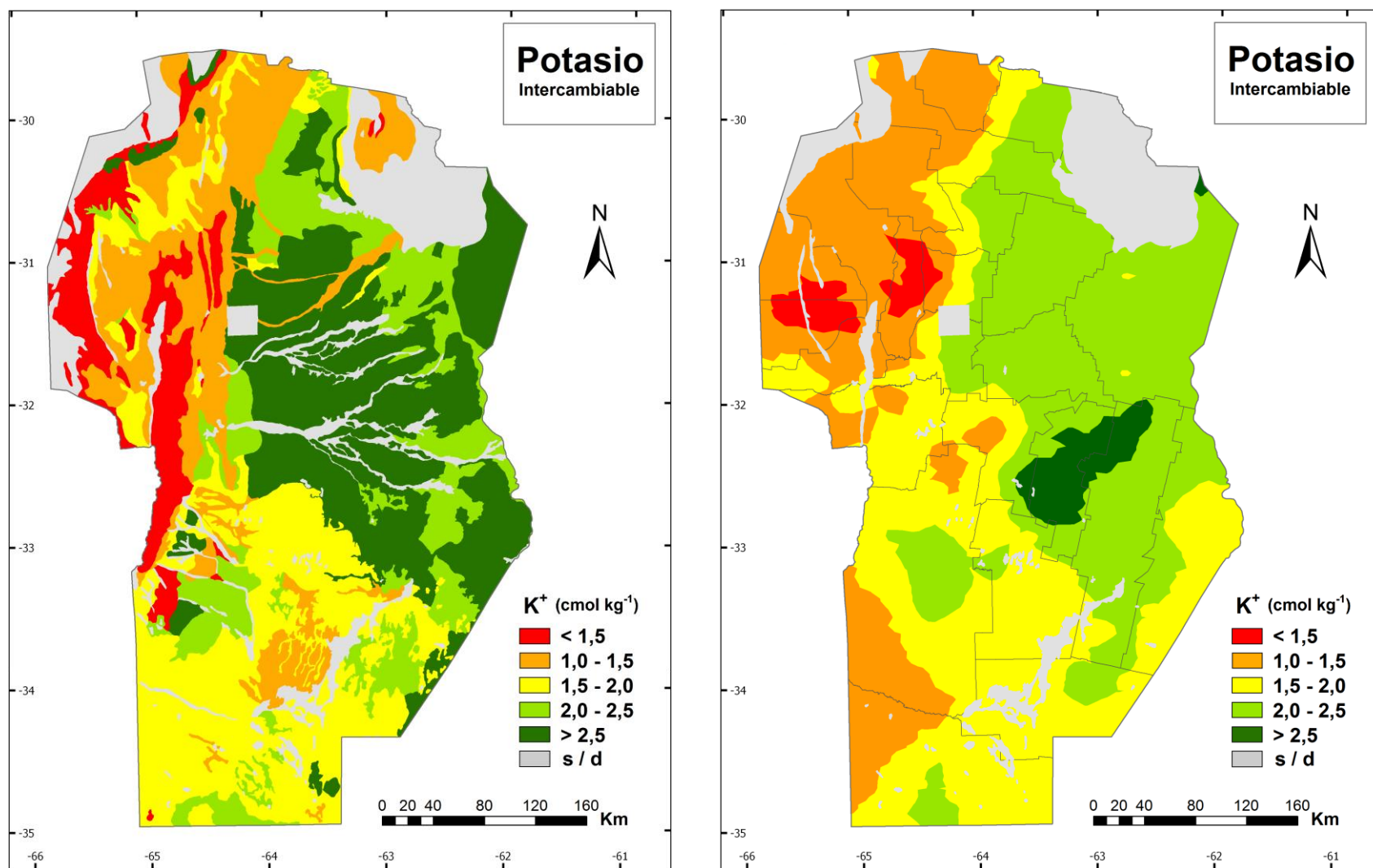
Mapa de distribución de calcio intercambiable (Ca^{2+}) en el suelo superficial de la provincia de Córdoba según la información de las cartas de suelo (izq.) y de un muestreo sistemático realizado entre 2012 y 2014 (der.).



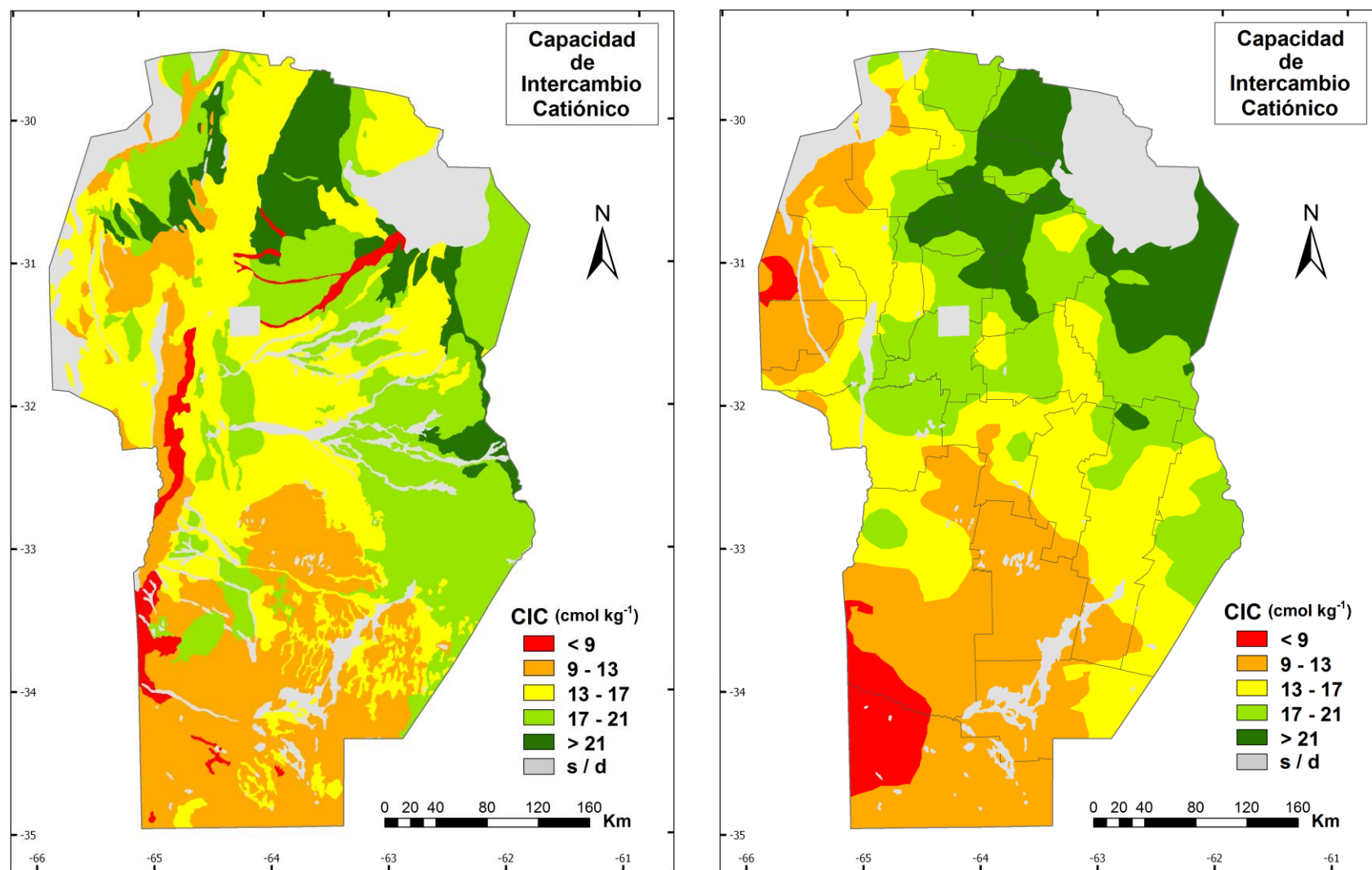
Mapa de distribución de magnesio intercambiable (Mg^{2+}) en el suelo superficial de la provincia de Córdoba según la información de las cartas de suelo (izq.) y de un muestreo sistemático realizado entre 2012 y 2014 (der.).



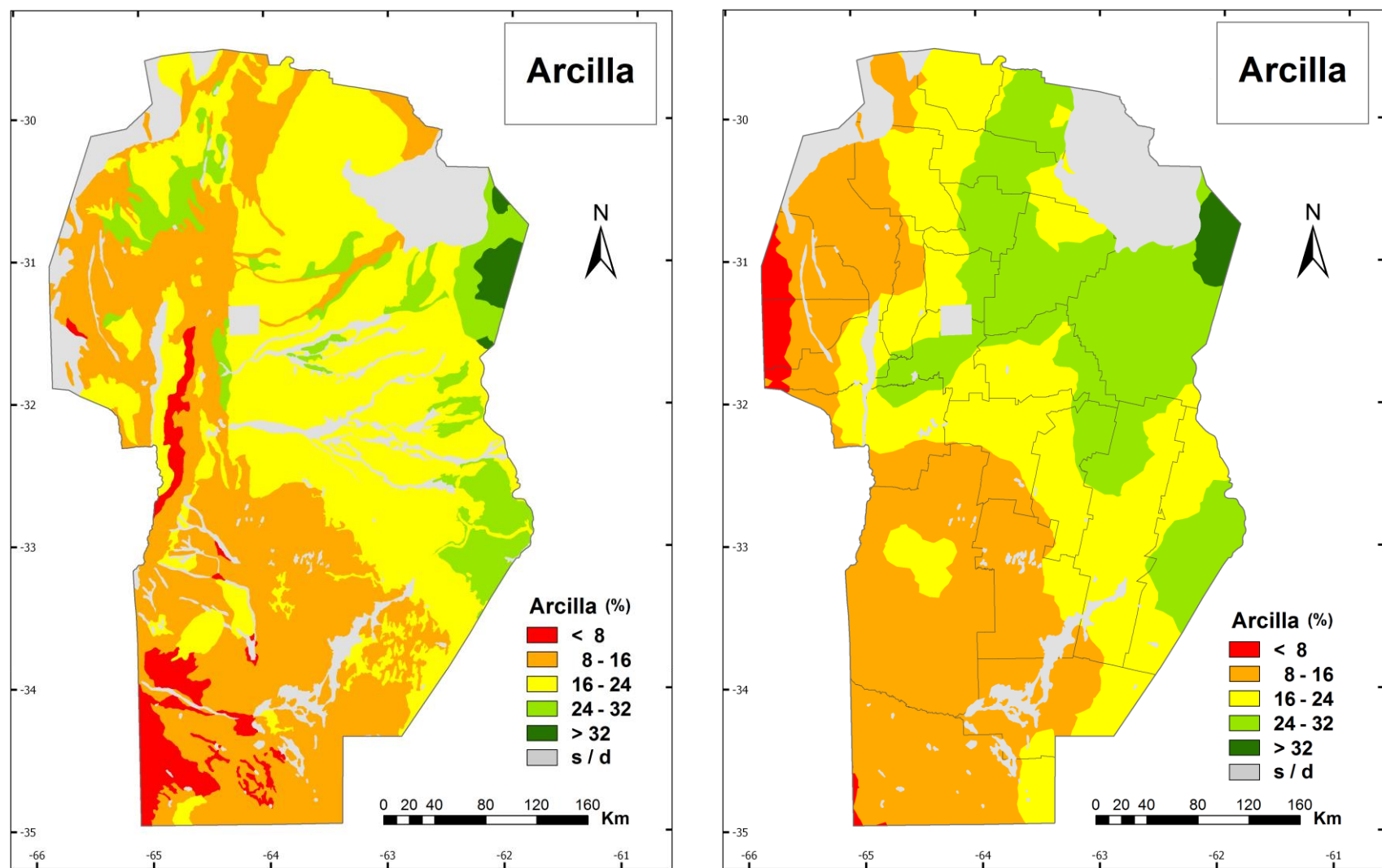
Mapa de distribución de sodio intercambiable (Na^+) en el suelo superficial de la provincia de Córdoba según la información de las cartas de suelo (izq.) y de un muestreo sistemático realizado entre 2012 y 2014 (der.).



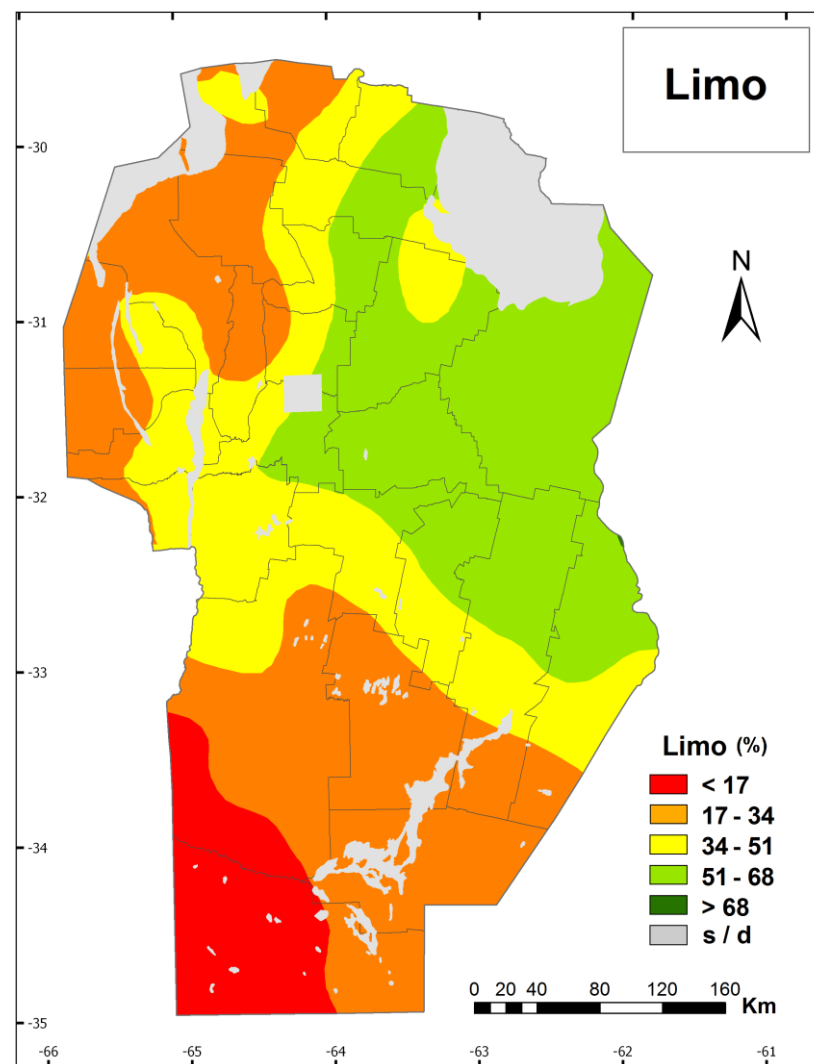
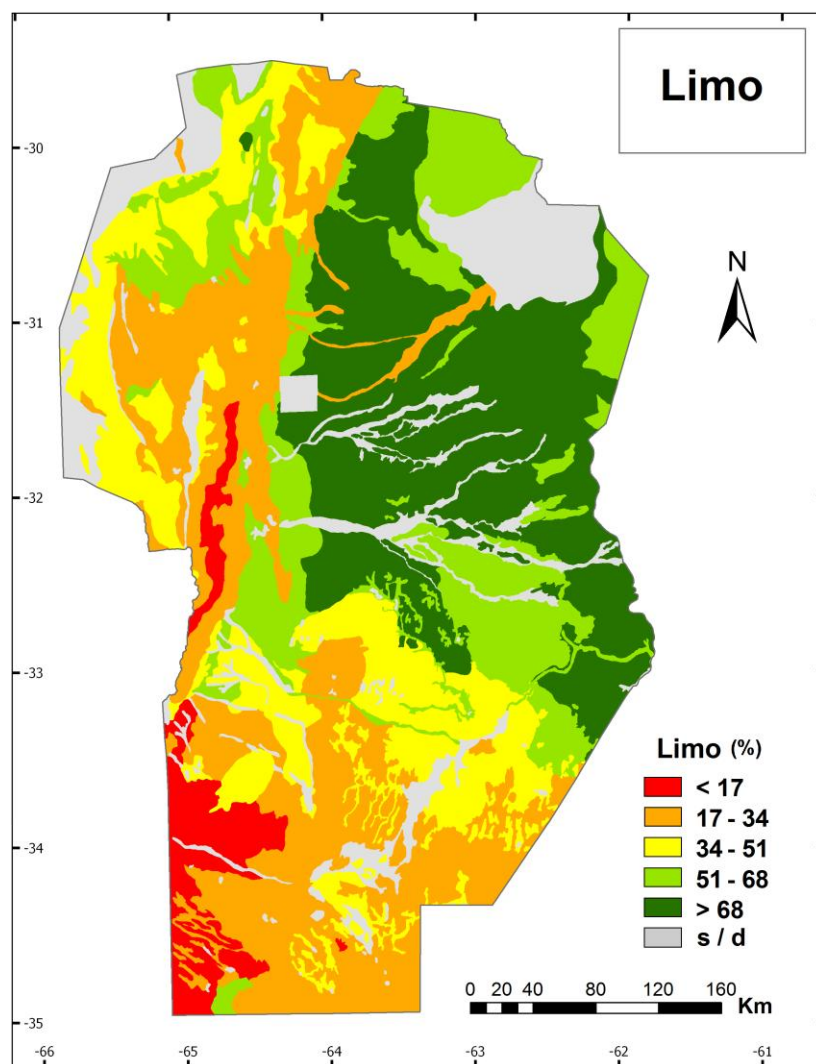
Mapa de distribución de potasio intercambiable (K⁺) en el suelo superficial de la provincia de Córdoba según la información de las cartas de suelo (izq.) y de un muestreo sistemático realizado entre 2012 y 2014 (der.).



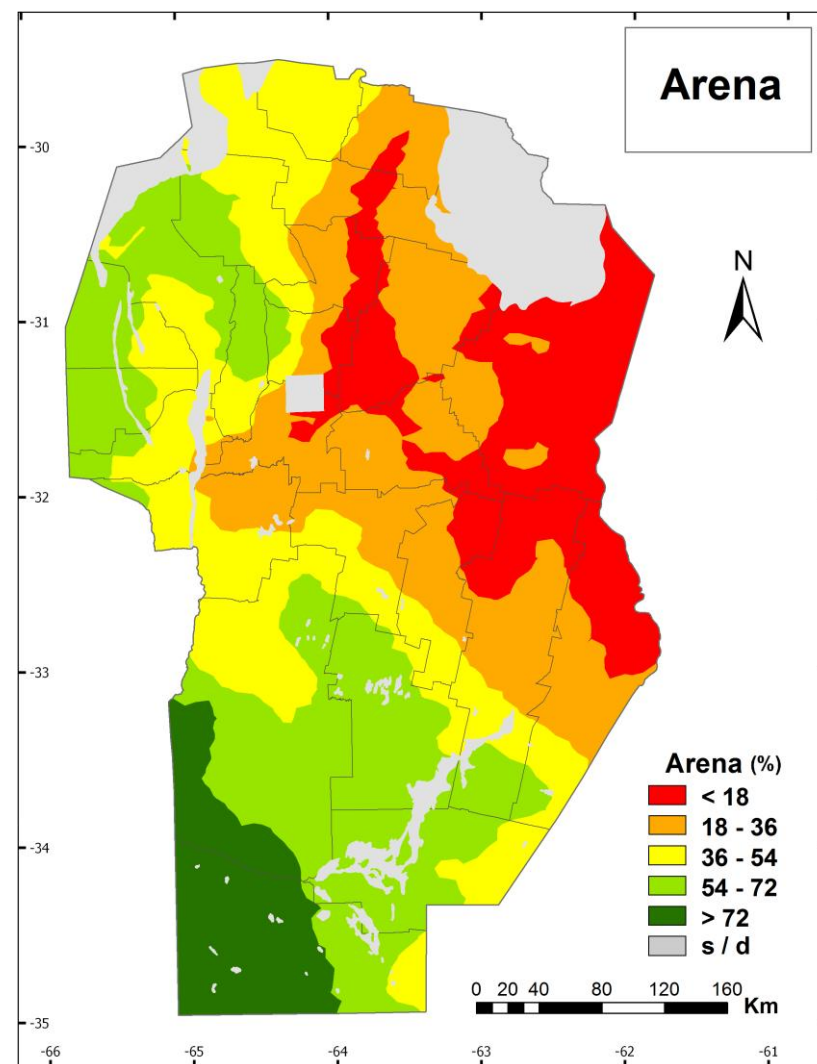
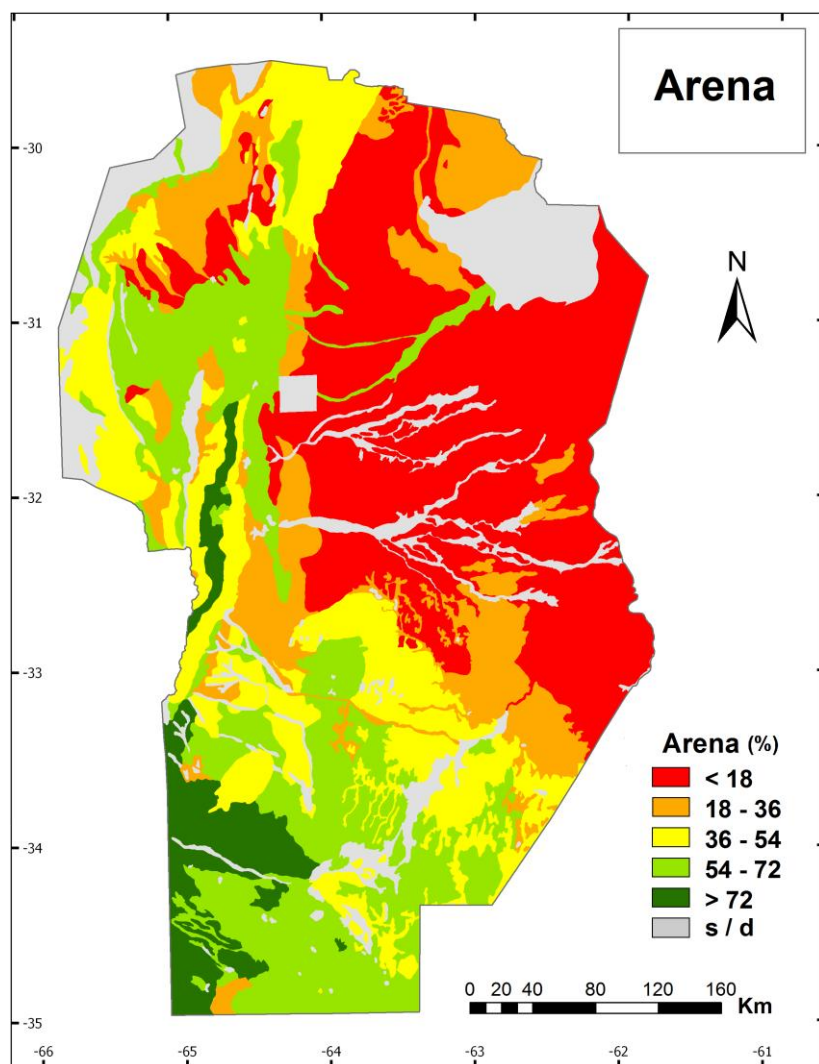
Mapa de distribución de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) en el suelo superficial de la provincia de Córdoba según la información de las cartas de suelo (izq.) y de un muestreo sistemático realizado entre 2012 y 2014 (der.).



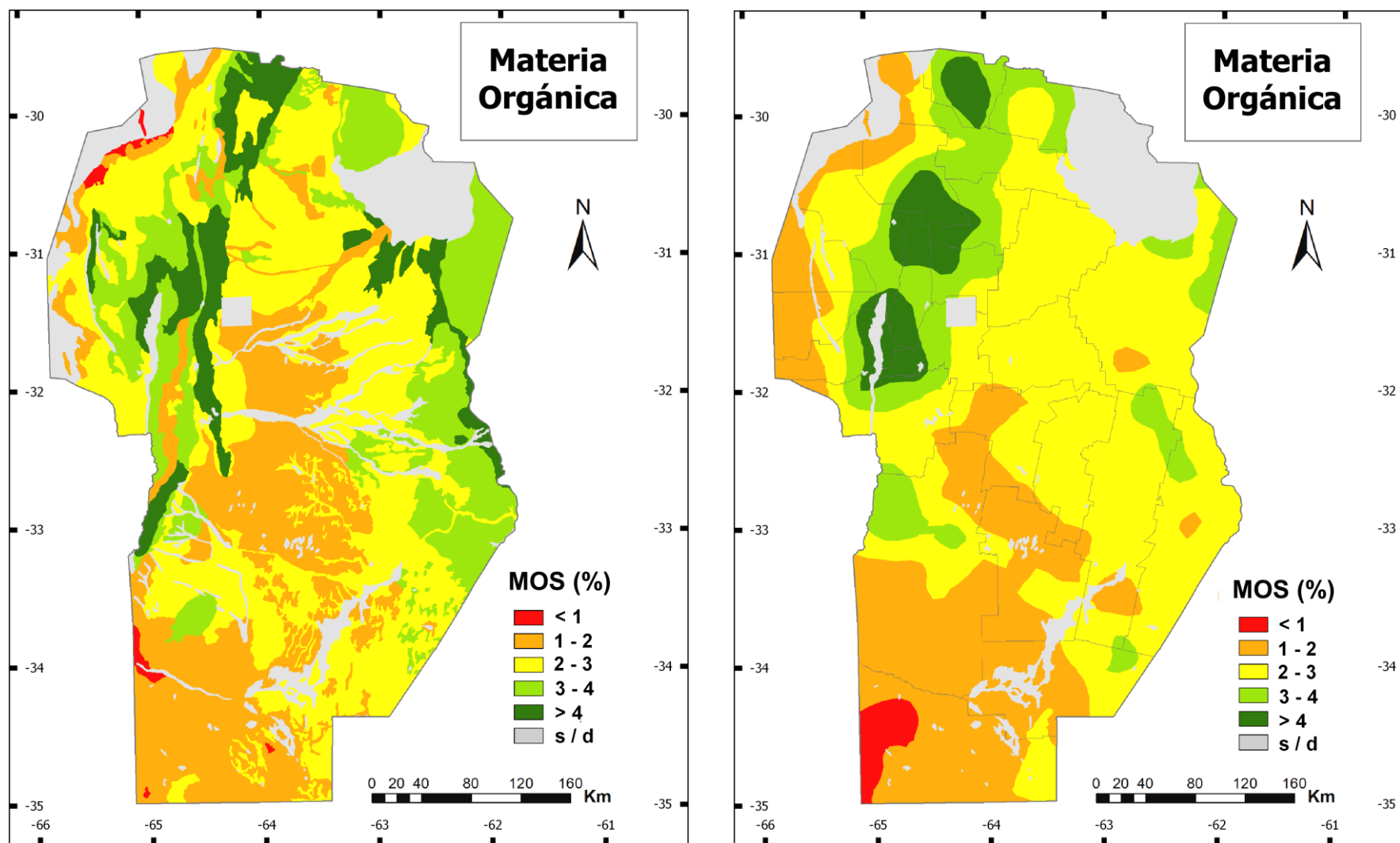
Mapa de distribución de contenido de arcilla (<math>< 2 \mu\text{m}</math>) en el suelo superficial de la provincia de Córdoba según la información de las cartas de suelo (izq.) y de un muestreo sistemático realizado entre 2012 y 2014 (der.).



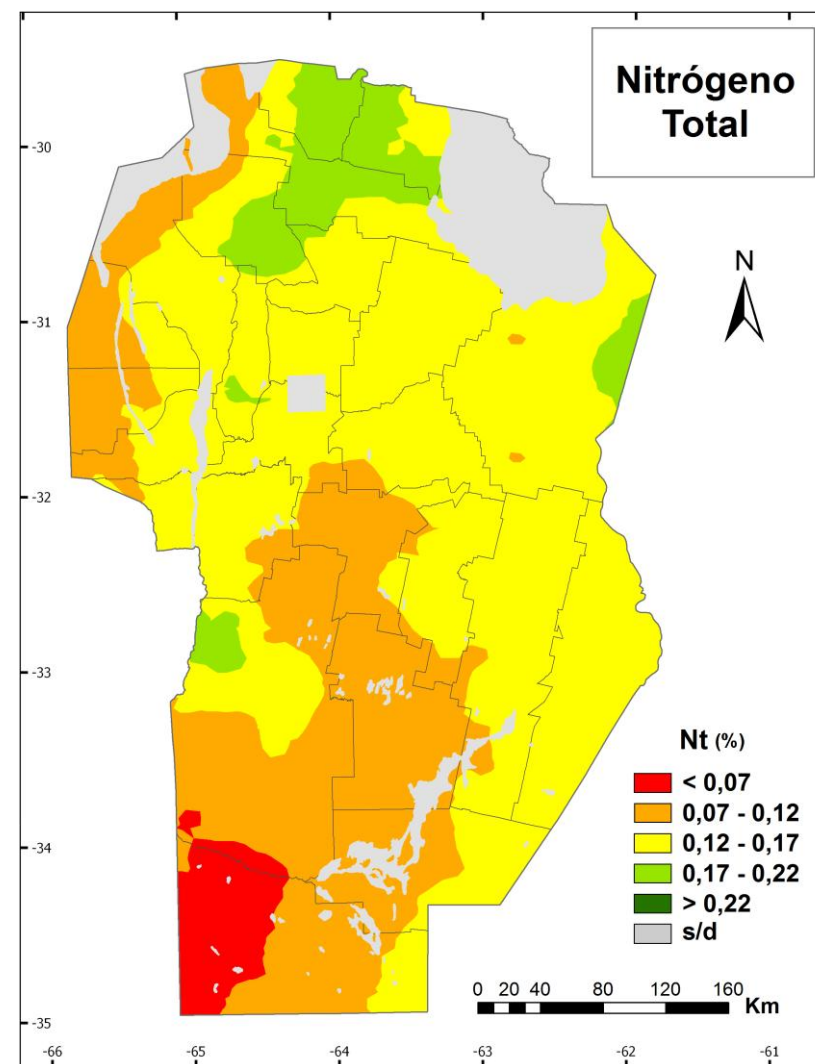
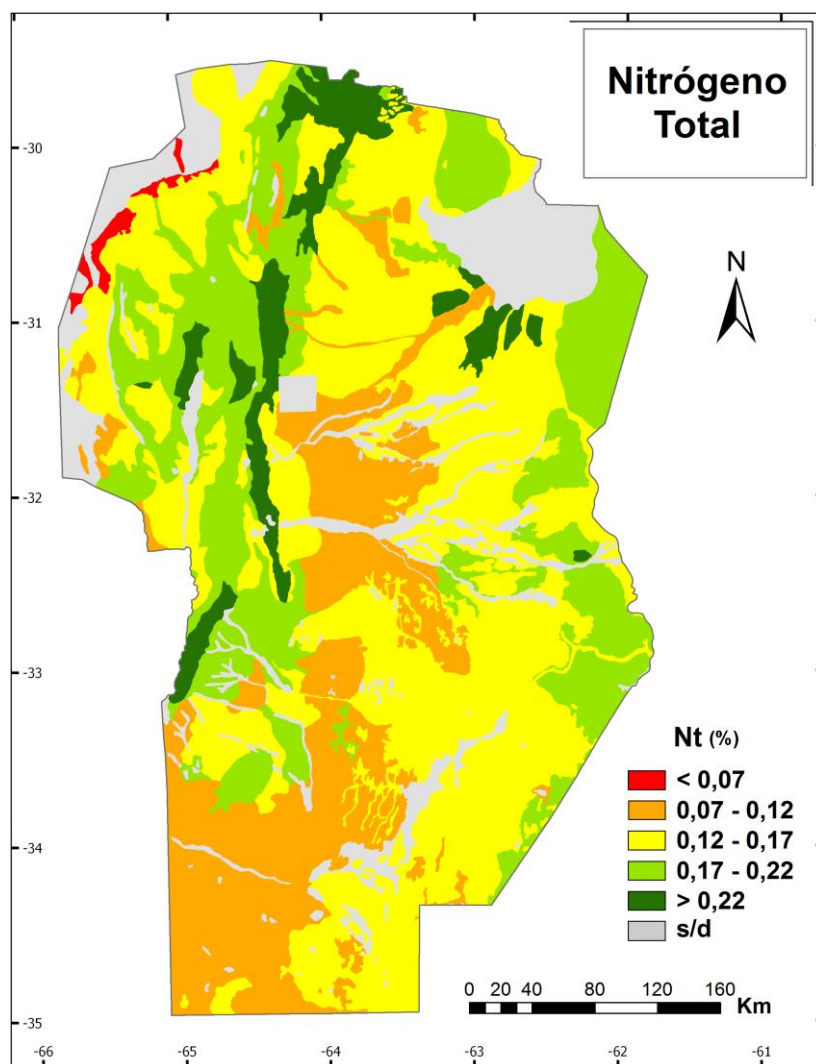
Mapa de distribución de contenido de limo (2-50 μm) en el suelo superficial de la provincia de Córdoba según la información de las cartas de suelo (izq.) y de un muestreo sistemático realizado entre 2012 y 2014 (der.).



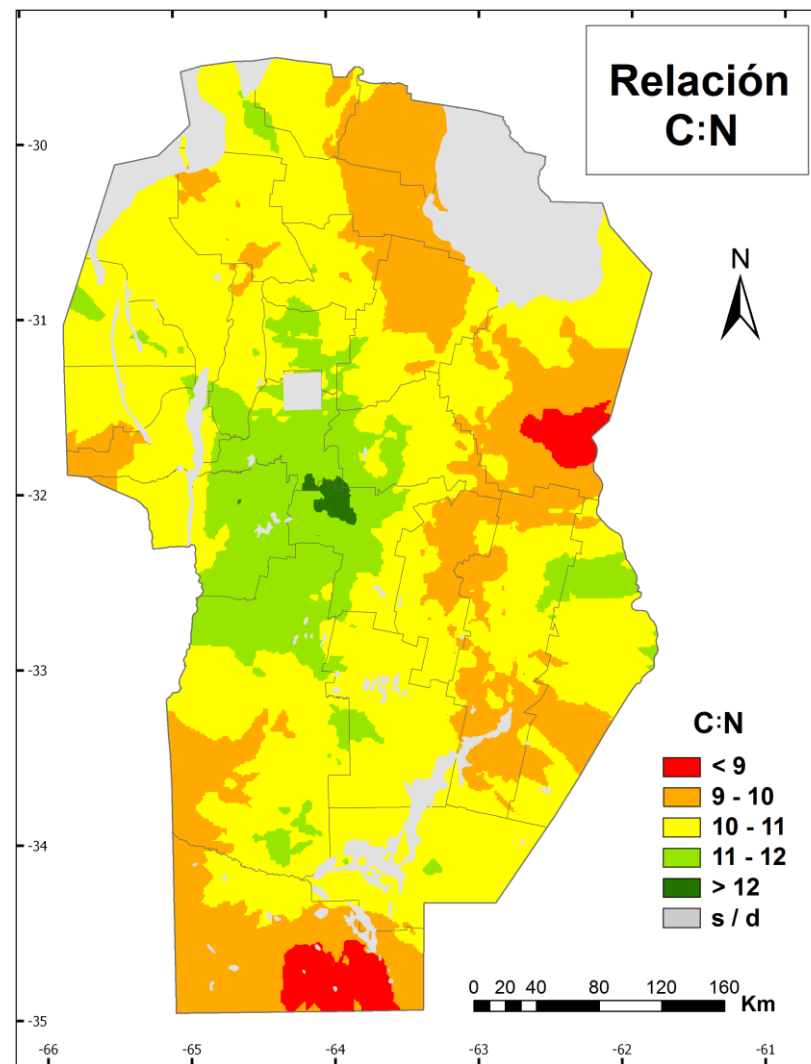
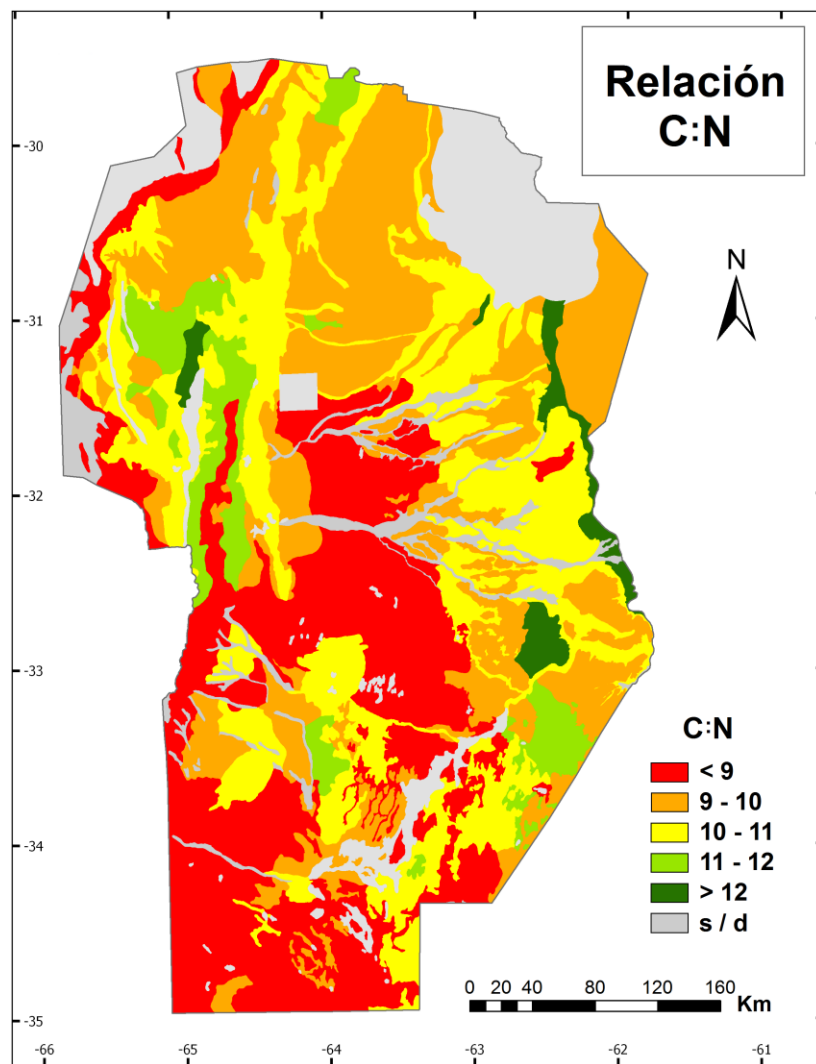
Mapa de distribución de contenido de arena (50-2000 μm) en el suelo superficial de la provincia de Córdoba según la información de las cartas de suelo (izq.) y de un muestreo sistemático realizado entre 2012 y 2014 (der.).



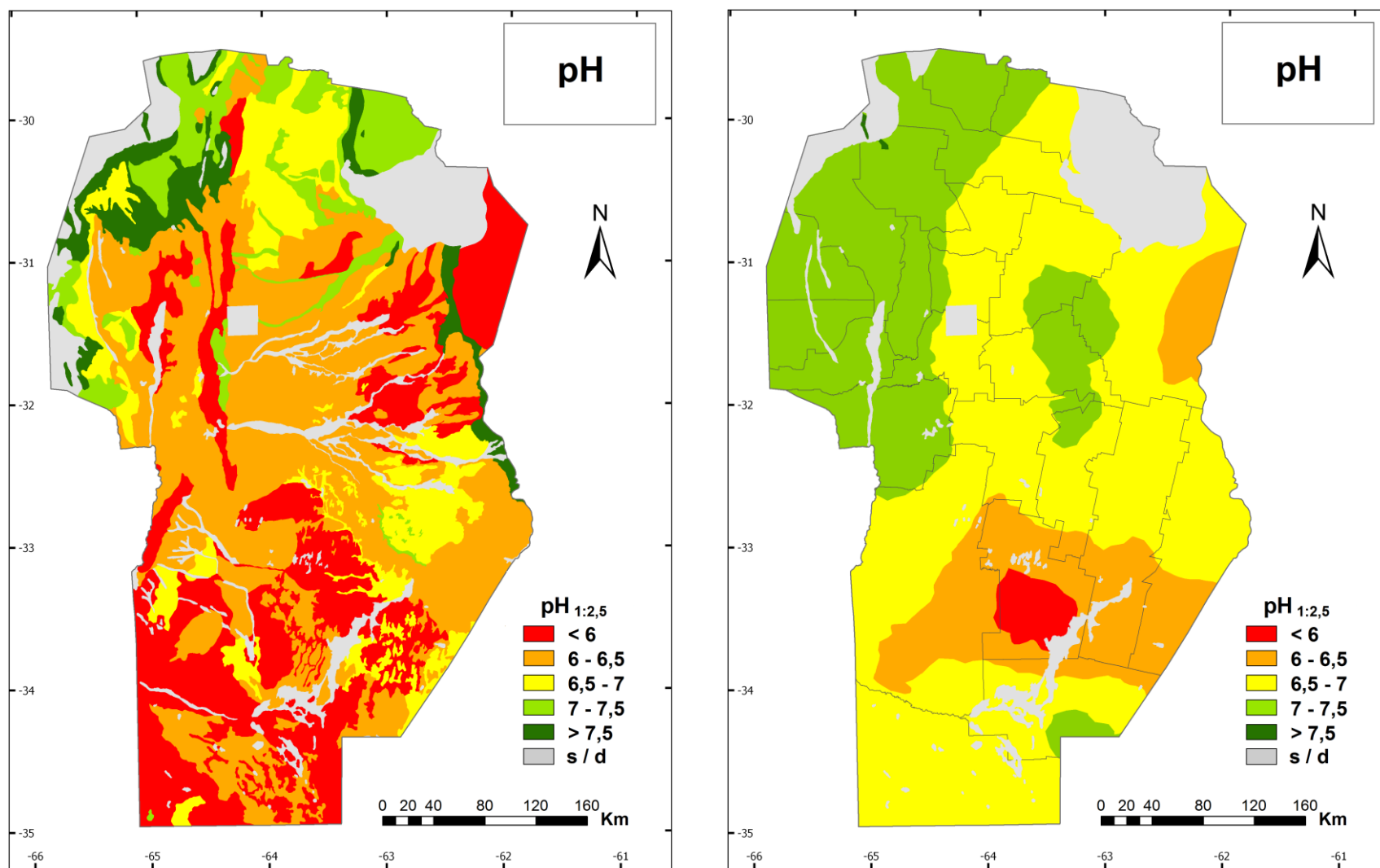
Mapa de distribución de contenido de materia orgánica (MOS) en el suelo superficial de la provincia de Córdoba según la información de las cartas de suelo (izq.) y de un muestreo sistemático realizado entre 2012 y 2014 (der.).



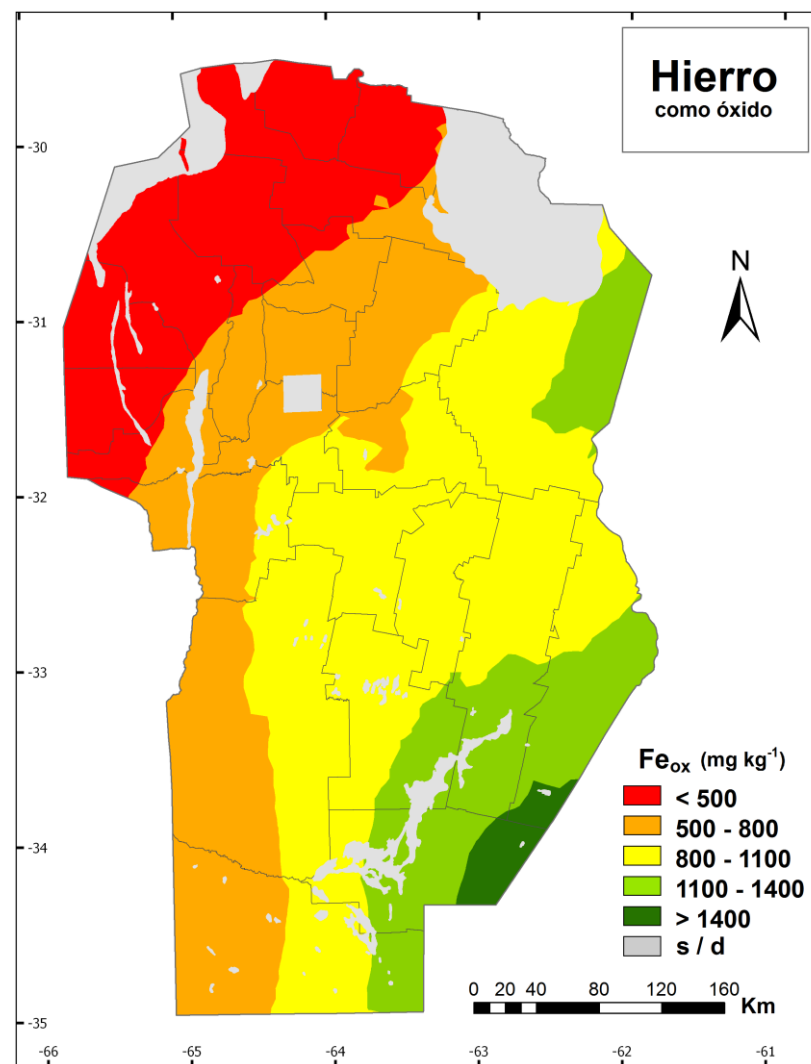
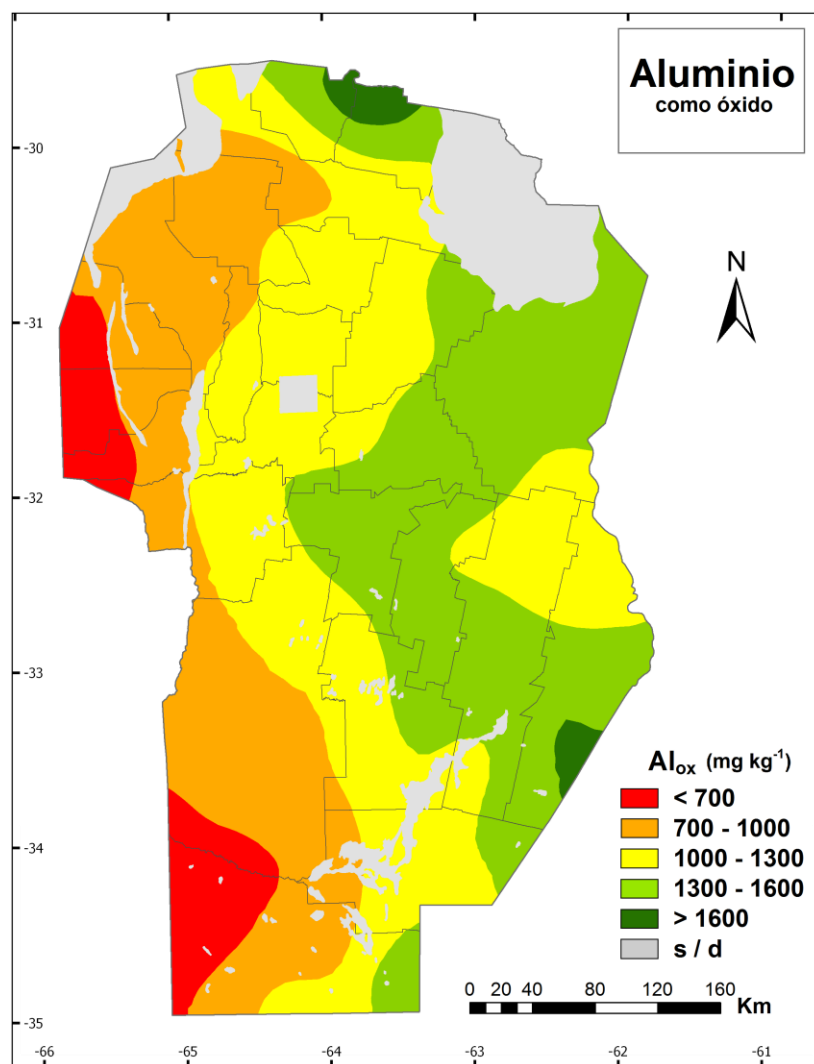
Mapa de distribución de nitrógeno total (Nt) en el suelo superficial de la provincia de Córdoba según la información de las cartas de suelo (izq.) y de un muestreo sistemático realizado entre 2012 y 2014 (der.).



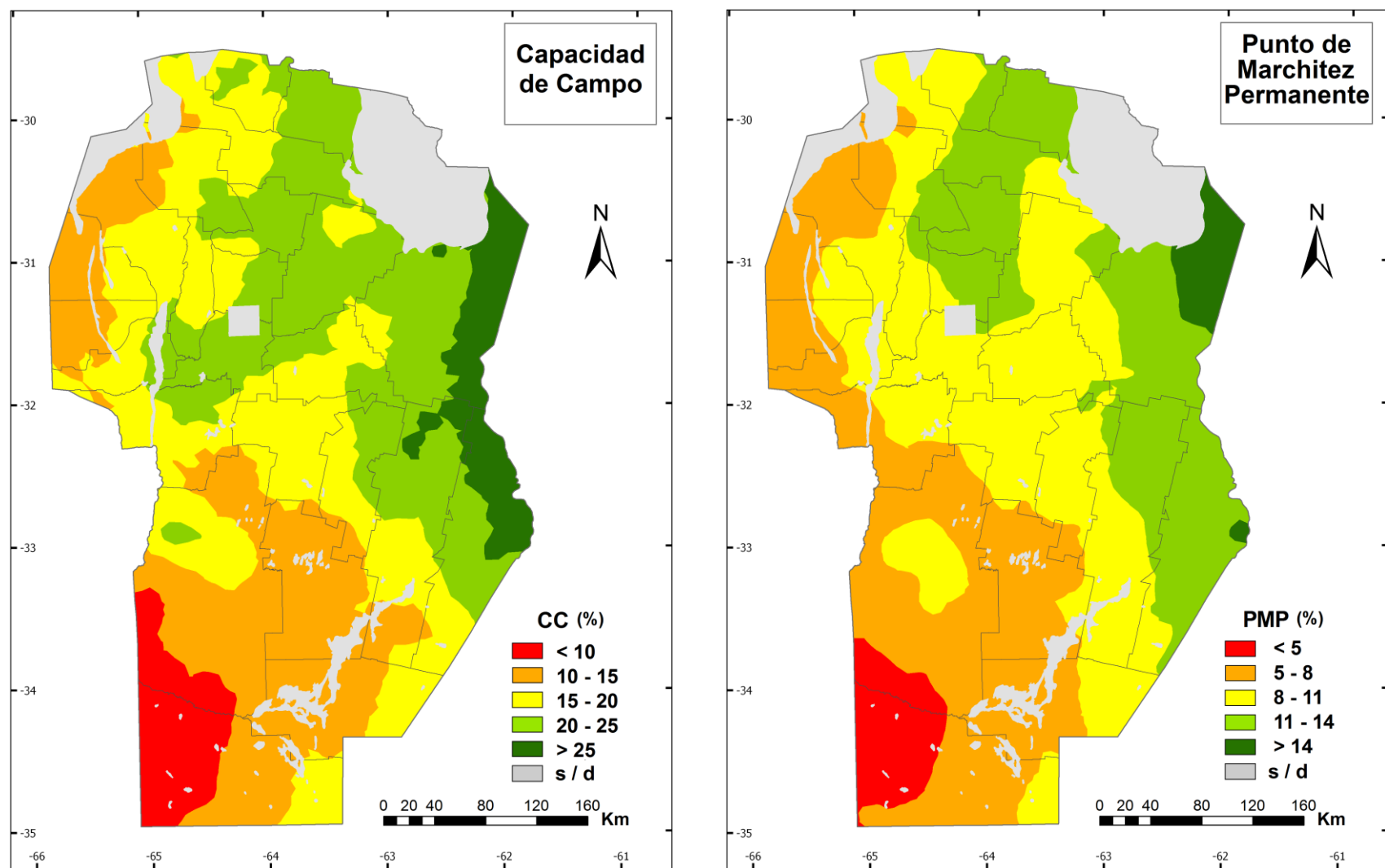
Mapa de distribución de la relación carbono/nitrógeno (C/N) en el suelo superficial de la provincia de Córdoba según la información de las cartas de suelo (izq.) y de un muestreo sistemático realizado entre 2012 y 2014 (der.).



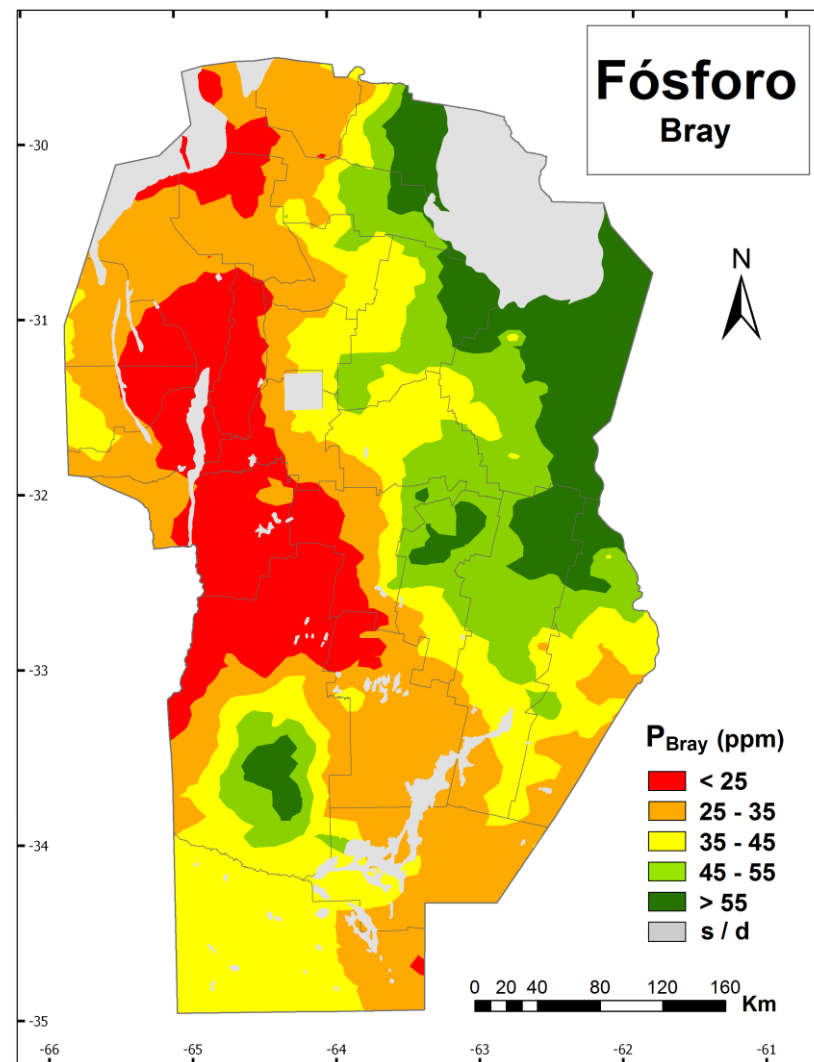
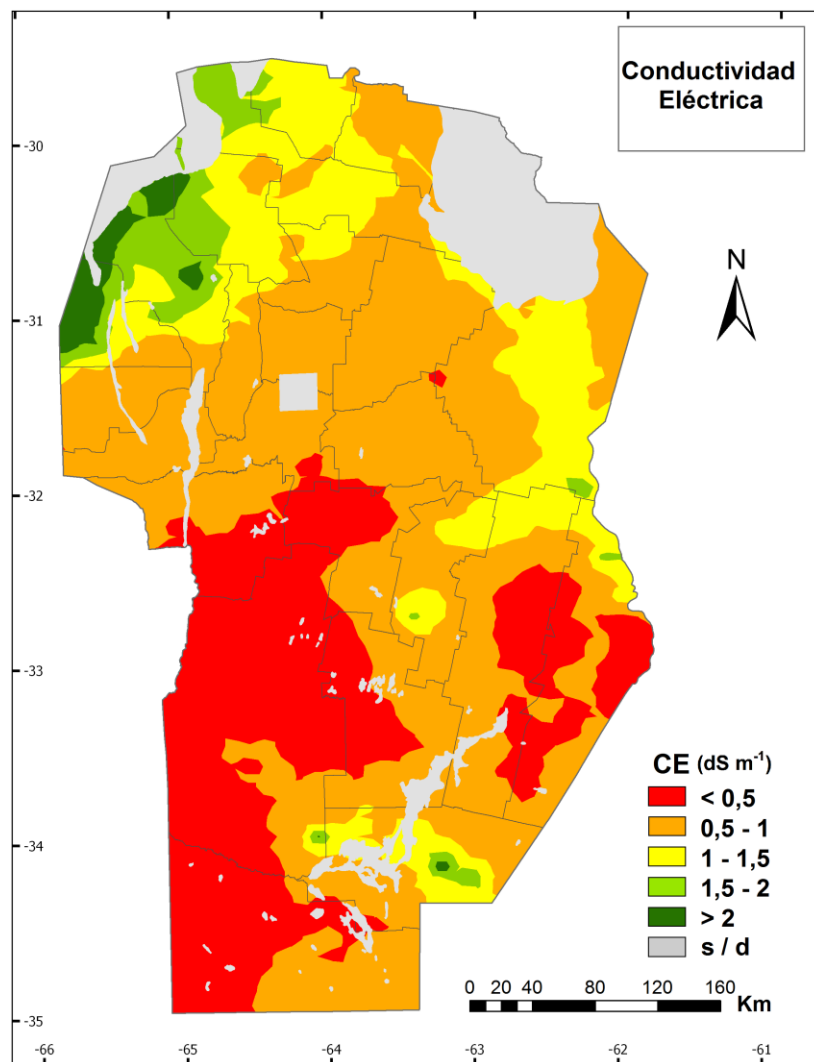
Mapa de distribución de pH (relación suelo:agua de 1:2,5) en el suelo superficial de la provincia de Córdoba según la información de las cartas de suelo (izq.) y de un muestreo sistemático realizado entre 2012 y 2014 (der.).



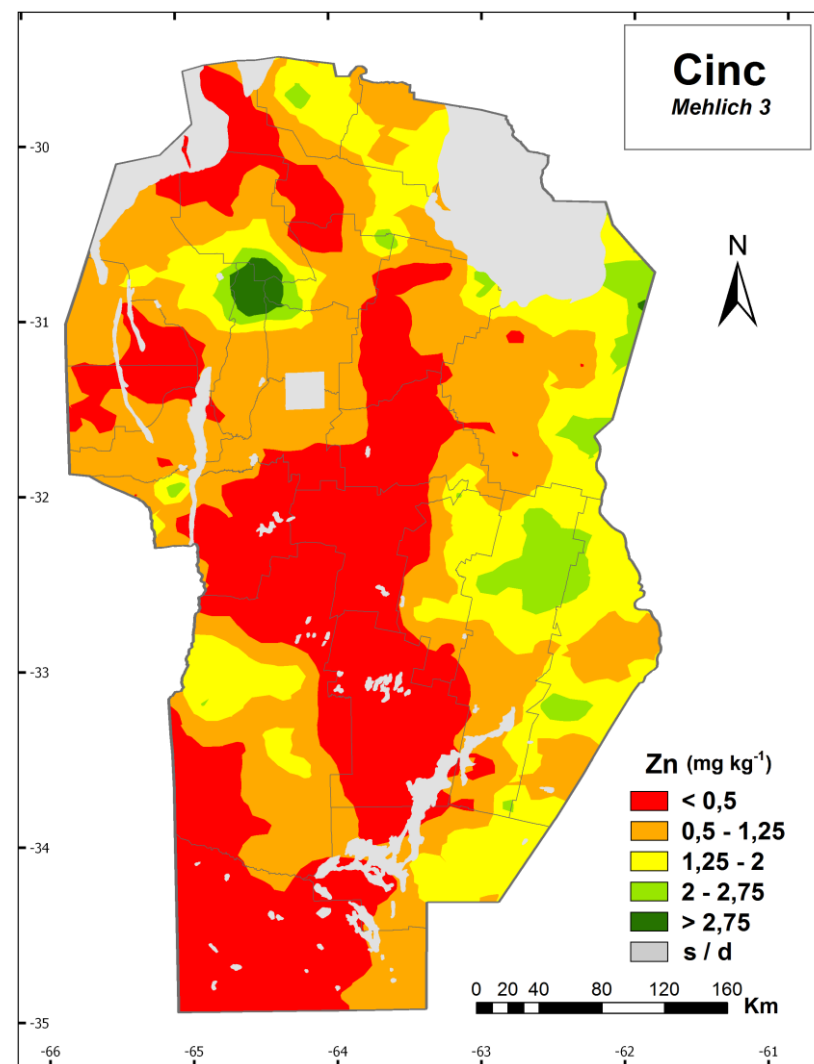
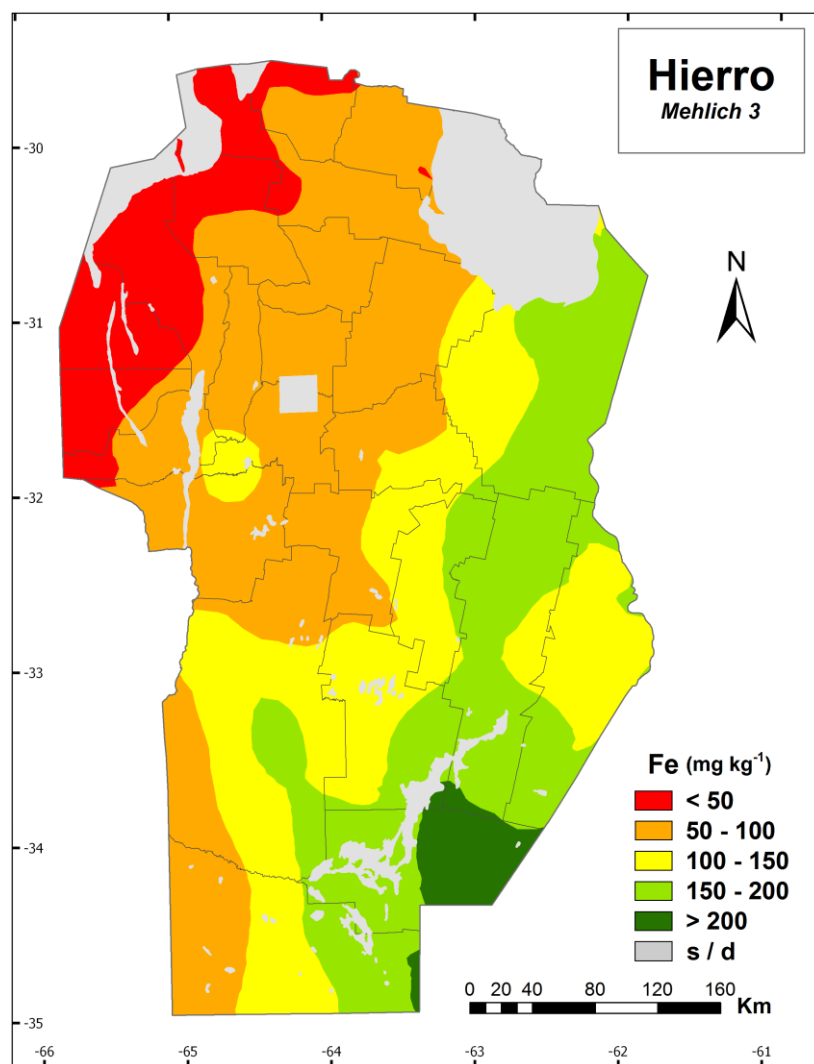
Mapa de distribución de contenido de óxidos de aluminio (Al) [izq.] y hierro (Fe) [der.] en el suelo superficial de la provincia de Córdoba según un muestreo sistemático realizado entre 2012 y 2014.



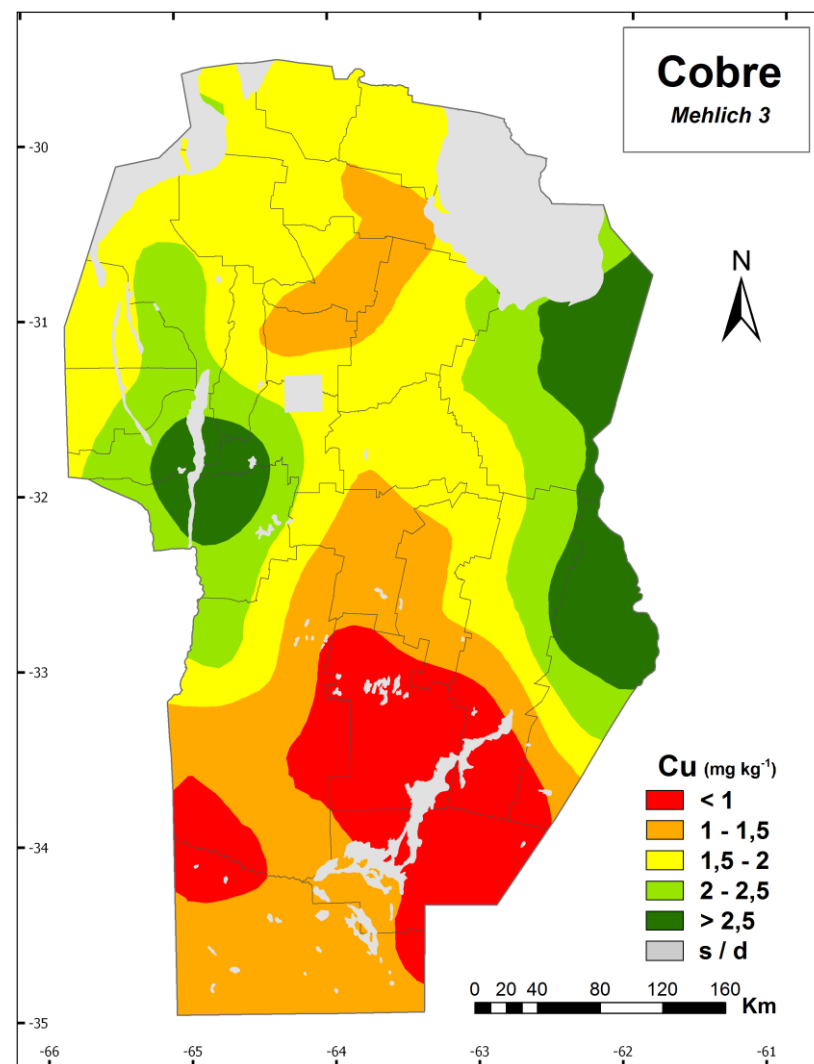
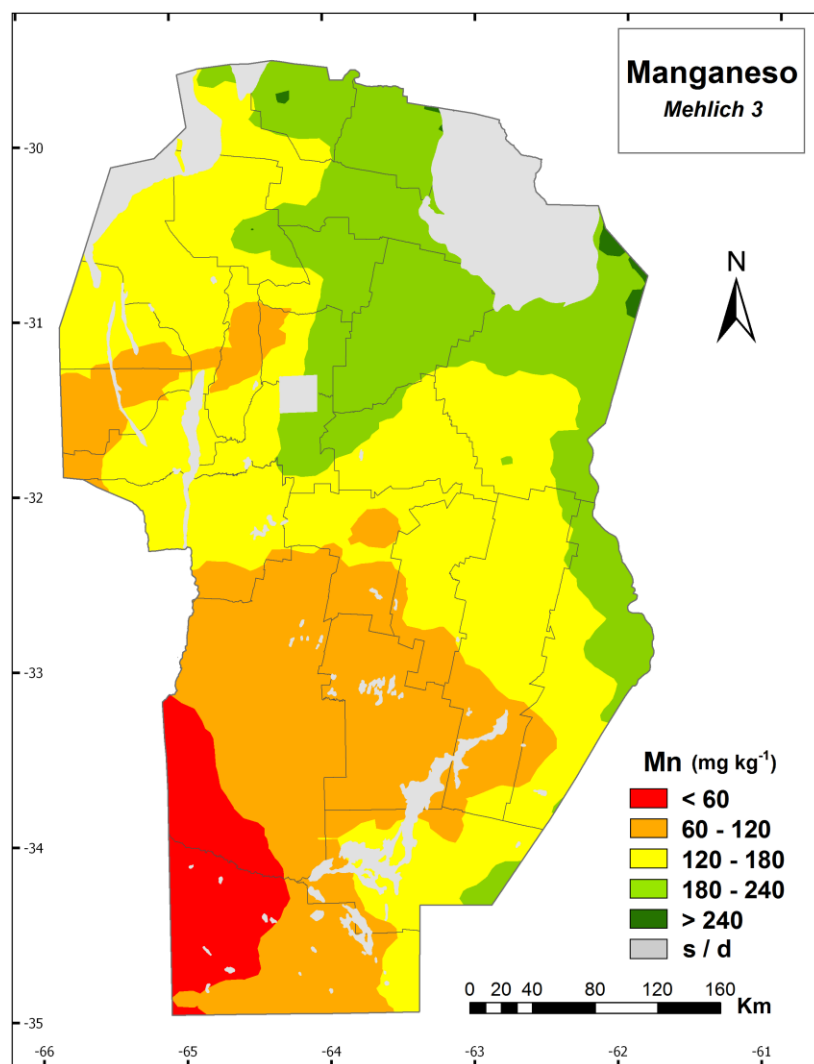
Mapa de distribución de Capacidad de Campo (-0,3b) [izq.] y punto de marchitez permanente (-15 b) [der.] en el suelo superficial de la provincia de Córdoba según un muestreo sistemático realizado entre 2012 y 2014.



Mapa de distribución de conductividad eléctrica (CE) [izq.] y fósforo Bray (P Bray) [der.] en el suelo superficial de la provincia de Córdoba según un muestreo sistemático realizado entre 2012 y 2014.



Mapa de distribución de contenido de hierro (Fe) [izq.] y cinc (Zn) [der.], extraídos por Melich 3, en el suelo superficial de la provincia de Córdoba según un muestreo sistemático realizado entre 2012 y 2014.

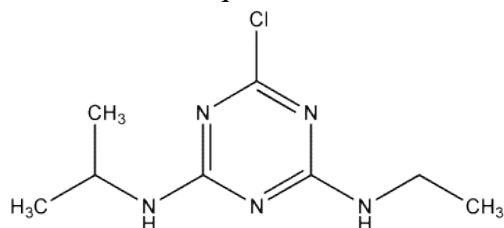


Mapa de distribución de contenido de manganeso (Mn) [izq.] y cobre (Cu) [der.], extraídos por Melich 3, en el suelo superficial de la provincia de Córdoba según un muestreo sistemático realizado entre 2012 y 2014.

ANEXO 4.1 FICHA TÉCNICA DE ATRAZINA

Nombre químico: Atrazina
 Tipo de plaguicida: Herbicida
 Grupo: Triazina
 Origen: Sintético
 Fórmula química: $C_8H_{14}ClN_5$
 Peso molecular: 215,68

Estructura química:



Modo de acción: selectivo, acción sistémica con actividad residual y foliar. Inhibe la fotosíntesis (fotosistema II)

Destino ambiental:

Propiedad	Valor	Interpretación
Solubilidad en agua a 20°C ($mg\ l^{-1}$)	35	Baja
Coefficiente de partición octanol-agua (pH 7, 20 °C)	$P = 5,01 \times 10^2$	Moderado
Densidad ($g\ ml^{-1}$)	1,23	
Constante de disociación (pKa)	1,7	Base muy débil
Presión de vapor a 25°C (mPa)	0,039	No volátil
Constante de Henry a 25 °C ($Pa\ m^3\ mol^{-1}$)	$1,50 \times 10^{-4}$	No volátil
Potencial de lixiviación GUS	3,30	Altamente lixiviable
Índice SCI-GROW ($\mu g\ l^{-1}$) – Tasa de aplicación $1\ kg\ ha^{-1}$	$4,09 \times 10^{-1}$	
Índice de potencial de transporte ligado a partículas	-	Medio

Degradación:

Propiedad	Valor (rango)	Interpretación
Degradación en suelos		
DT 50 (típico)	75	Moderadamente persistente
DT50 (lab, 20°C)	66 (28-150)	Moderadamente persistente
DT 50 (campo)	29 (6-108)	No persistente
Fotólisis en agua DT50 (días)	2,6	Moderadamente rápido
Hidrólisis en agua DT50 (días)	86	Moderadamente persistente
DT 50 sedimentos (días)	80	Moderadamente rápido

Adsorción y movilidad en suelo:

Propiedad	Valor (rango)	Interpretación
Lineal Koc ($mL\ g^{-1}$)	100	Moderadamente móvil
Freundlich ($mL\ g^{-1}$)		
K_f	3,2 (1,3 - 6,3)	
K_{foc}	174 (70 - 429)	
$1/n$	1,07 (1,04 - 1,10)	

Fuente: University of Hertfordshire (2013) The Pesticide Properties DataBase (PPDB).