



Universidad Nacional de Santiago del Estero
Facultad de Ciencias Forestales

**Parque Aguirre: contribución de los suelos urbanos
a la regulación del balance de agua en la ciudad de
Santiago del Estero**

Trabajo final de graduación

Tesista: Juan Pablo Argañaraz

Director: Dr. Guido Lorenz

Santiago del Estero, 2007

Universidad Nacional de Santiago del Estero
Facultad de Ciencias Forestales

**Parque Aguirre: contribución de los suelos urbanos
a la regulación del balance de agua en la ciudad de
Santiago del Estero**

Trabajo final de graduación

Tesista: Juan Pablo Argañaraz

Director: Dr. Guido Lorenz

Licenciatura en Ecología y Conservación del Ambiente

Fecha de defensa

Calificación.....

Comité Evaluador:

Dr. Guido Lorenz

Dra. Marta Pece

M.Sc. Pedro Boletta

Índice

Resumen	5
Agradecimientos	6
1.- Introducción	8
1.1.- Objetivos	10
1.1.1.- Objetivo General	10
1.1.2.- Objetivos específicos.....	10
2.- Materiales y Métodos	11
2.1.- Área y unidades de estudio	11
2.1.1.- Área de estudio.....	11
2.1.2.- Descripción del perfil de suelo.....	12
2.1.3.- Unidades de estudio	14
2.1.4.- Diseño de muestreo	21
2.2.- Metodología	22
2.2.1.- Antecedentes	22
2.2.2.- Mediciones de infiltración <i>in situ</i> y determinación de los parámetros hidráulicos S y k	24
2.2.3.- Modelo de infiltración.....	26
2.2.4.- Análisis de laboratorio	32
2.2.5.- Análisis estadístico.....	33
3.- Resultados	35
3.1.- Observaciones con respecto a las mediciones de infiltración y su adecuación al modelo de linealización diferenciada (DL)	35
3.2.- Caracterización del sistema poroso	40
3.2.1.- Capacidad de almacenamiento de agua y sus implicancias en las funciones del suelo.....	42
3.2.2.- Contenido de gravilla del suelo.....	44
3.3.- Propiedades hidráulicas del suelo	47
3.3.1.- Precisión de los valores obtenidos	47
3.3.2.- Sorptividad	48
3.3.3.- Conductividad hidráulica	50
3.4.- Aplicación práctica de los valores de k	62
3.4.1.- Curvas de intensidad – duración – recurrencia de precipitaciones para Santiago del Estero	63
3.4.2.- Problemas de anegamiento en unidades del Parque Aguirre	64
4.- Discusión.....	67
4.1.- Mediciones de infiltración y su modelización	67

4.1.1.- Adecuación de las mediciones al modelo de linealización diferenciada (DL)	67
4.1.2.- ¿Capa de contacto o raspado de la superficie?.....	69
4.2.- Propiedades hidráulicas.....	70
4.2.1.- Sorptividad	70
4.2.2.- Conductividad hidráulica k	72
4.3.- Capacidad de regulación del balance de agua de los suelos del Parque Aguirre	75
4.3.1.- Importancia de los problemas de anegamiento en ciertos ambientes del Parque Aguirre.....	76
4.4.- Riesgo de contaminación de suelo y aguas subterráneas	77
4.5.- Implicancias para el manejo del Parque Aguirre	78
5.- Conclusiones	80
Anexo A.....	81
Anexo B.....	82
Anexo C.....	83
6.- Bibliografía	84

Parque Aguirre: contribución de los suelos urbanos a la regulación del balance de agua en la ciudad de Santiago del Estero

Tesista: Juan Pablo Argañaraz

Director: Dr. Guido Lorenz

Resumen

La regulación del balance de agua es una de las funciones que el suelo cumple en los ecosistemas terrestres. Las características del ambiente urbano, sellado de la superficie y compactación del suelo, inciden negativamente en esta función, al interferir con el proceso de infiltración. Los espacios verdes cumplen un rol importante en este contexto, al actuar como focos de captación de agua. En este sentido, en la ciudad de Santiago del Estero, se destaca el Parque Aguirre por su extensión y variado uso. El objetivo del presente trabajo fue evaluar la contribución de los suelos del Parque Aguirre a la regulación del balance de agua de la ciudad. Para ello se determinaron las propiedades hidráulicas del suelo: sorptividad y conductividad hidráulica, a partir de ensayos de infiltración realizados *in situ*, utilizando un infiltrómetro de disco de tensión. Mediciones complementarias se realizaron para caracterizar el sistema poroso, a fin de identificar estimadores de las propiedades hidráulicas y entender los valores obtenidos. Los resultados indicaron que los diferentes usos inciden significativamente en los valores de las propiedades hidráulicas: mientras que las zonas utilizadas de manera ordenada presentaron valores de conductividad hidráulica altos, aquellos sectores sometidos a usos intensivos, como senderos y canchas deportivas, tuvieron valores bajos de esta propiedad. De las variables del sistema poroso, el volumen de macroporos totales es el que se encuentra más estrechamente asociado a la conductividad hidráulica, explicando un 50 % de su variabilidad, reivindicando la importancia de la medición *in situ* de la infiltración. Finalmente, la comparación de las capacidades de captación de agua de los suelos del parque con las curvas de precipitación esperadas, indican que éste contribuye efectivamente a la regulación del balance de agua en Santiago del Estero y que los problemas de anegamiento son localizados.

Agradecimientos

A mi familia, que tanto apoyo me ha dado a lo largo de todos estos años de vida. Especialmente a mis padres, María Inés y Luis, que nos educaron (a mí y a mis hermanos) con la libertad de elegir nuestros propios caminos y el criterio para hacerlo a conciencia. Les agradezco que me hayan dado la posibilidad de estudiar en un lugar tan lejano, como era Santiago del Estero en aquel momento en que uno decidía el rumbo, y que con el paso del tiempo, se hiciera tan familiar. A ellos y a mis hermanos María, Martín y Francisco, siempre les estaré agradecido.

A mi Director de Tesis, Guido Lorenz, por la sabia orientación brindada durante la elaboración de esta Tesis; por la calidad humana que posee; por la paciencia y vocación de enseñanza; por la dedicación y esmero con que trabaja y por ser un referente de la calidad profesional a la que quiero aspirar en los años venideros.

A quienes colaboraron conmigo en la realización de las mediciones (tarea un tanto ardua): Yeyé x 3, Franco x 2, Eliana, Víctor, Luciana y René. Sin su contribución, la realización de este trabajo hubiera resultado más difícil e insumido más tiempo.

A la Dra. Marta Pece por el asesoramiento en el aspecto estadístico.

A todos los amigos, profesores, compañeros y otros varios que me han acompañado en estos años de arduo estudio. Especialmente a Luciana y a su familia, por la gran amistad y generosidad que me han brindado durante todos estos años de universidad. A los amigos/as de la Facultad, Yeyé, Franco y Federico que desde el ingreso en 2001 han estado presentes más estrechamente, en los buenos y malos momentos, dejando como recuerdo un gran número de anécdotas. También quisiera agradecer a Maryángel por la gran amistad y por “alegrarme la vida”, ayudando a que los últimos años de estudio se hicieran más llevaderos. A Gabriela I., Analía J., Guillermo C., Arturo S., Silvana B., Eliana L., Valeria (Gringa) C. y Cecilia M. por los buenos momentos que compartieron conmigo en estos siete años. A Nancy por la calidez, humildad y generosidad. A Mel porque siempre ayudó cuando tenía la posibilidad y por la calidez humana.

A los nuevos amigos: Elkin, por la amistad, generosidad y charlas entre pizzas; a Lorena, Mauro, Ana, Tito, Tony, Oscar, Daniela y Gustavo, por los buenos momentos, bicicleteadas y asados que hemos compartido en este poco tiempo que nos conocemos.

A todos aquellos que han compartido momentos conmigo en la Facultad, Carla S., Paola M., Patricia G., Verónica S., Federico R., Eugenia A., Eugenia F., Thannee B., Víctor R., Mariela A..

A la Pina por las enseñanzas durante los tres años de Ayudantía de Álgebra y por la generosidad que siempre tuvo conmigo. Al grupo del Laboratorio de Semillas del INSIMA,

Yenny, Ing. Abraham, Diego M. y Fernando por los buenos momentos y los conocimientos adquiridos y especialmente a Sandra, por la pasión con que se desempeña en la vida profesional, la calidez humana y por el apoyo brindado cuando me encontraba desorientado y el aliento constante para ver el porvenir con entusiasmo.

A Belén, que me ha tenido una paciencia enorme con la Tesis y me ha brindado su apoyo para terminarla. Quiero decirle que en este corto tiempo que hemos compartido hasta el momento, me ha enriquecido y sorprendido con su gran sabiduría y capacidad de aprendizaje, además de ser una gran compañera.

A Jerónimo, primo y amigo, y sus padres y hermanas, Carlos, Mimí, Cecilia y Laura, mi segunda familia.

A la barra de Pehuen-Có, que año tras año hacen que las vacaciones sean inolvidables. Gracias, Analía Z. y flía, Martina, Inés, Mariela, Chechu, Analía S. y Peto por los mates, las olas, las caminatas en la arena, los partidos de truco y otros buenos momentos.

A Diana Manzur y su familia, que desde el primer día me abrieron las puertas de su casa y me hicieron sentir como un integrante de la familia, facilitando la adaptación a Santiago del Estero.

Finalmente, quiero agradecer a las instituciones que han colaborado en la realización de este trabajo. Al Ministerio de Educación, Ciencia y Tecnología de la Nación en la convocatoria “Voluntariado Universitario”, que financia el proyecto “Características y funciones de suelos urbanos – una contribución a la gestión urbana” (Res. N° 7 SPU del 08/09/2006), en el cual se enmarca esta Tesis. A la Municipalidad de Santiago del Estero por su colaboración en el marco del proyecto, especialmente al personal del Vivero Municipal y las Direcciones de Parques y Paseos y de Suelos Urbanos por la colaboración en diferentes temáticas. También quiero agradecer a la Facultad de Ciencias Forestales por brindar el espacio para el cursado de la carrera y para la elaboración de esta Tesis; a aquellos docentes que han hecho el esfuerzo de preparar cada clase y se han preocupado por brindar una mejor formación constantemente a lo largo de estos años. También quiero mencionar al cuerpo no docente, que muchas veces ha colaborado atendiendo las necesidades del estudiantado.

Juan Pablo Argañaraz

Parque Aguirre: contribución de los suelos urbanos a la regulación del balance de agua en la ciudad de Santiago del Estero

Tesista: Juan Pablo Argañaraz

Director: Dr. Guido Lorenz

1.- Introducción

El suelo es un cuerpo natural y dinámico, que desempeña numerosos roles en los ecosistemas terrestres (Doran y Parkin, 1994). Estos roles constituyen las denominadas funciones del suelo, y es a partir de ellas que se define la calidad del mismo. Schlichting (1978) y Blume (1990), proponen cinco funciones realizadas por el suelo: i) la función biológica, ii) de regulación del balance de agua, iii) de ser filtro ambiental, iv) de archivo y v) de área. A estas, Kneib (1990) agrega: vi) el suministro de materiales para la construcción y soporte de estructuras.

La regulación del balance de agua comprende la captación y distribución de los aportes en distintos compartimentos del ecosistema. El agua de lluvia que alcanza la superficie, puede infiltrar en el suelo o escurrir sobre el mismo (White *et al.*, 1992). La infiltración es el proceso por el cual el agua entra al suelo (Lowery *et al.*, 1996) y representa una ganancia para el sistema; mientras que, cuando la intensidad de las precipitaciones supera la capacidad de absorción del suelo, el exceso se acumula en superficie y si la pendiente lo permite, fluye como escorrentía (Gavande, 1991).

Las funciones del suelo son similares bajo diferentes usos, incluyendo el urbano (Scheyer y Hipple, 2005). Sin embargo, el desempeño de las mismas puede verse afectado en las distintas ocupaciones. Dentro del sistema urbano, el rol del suelo en el balance de agua es considerablemente modificado (Corbin Mc Griff, Jr., 1972), siendo numerosos los factores causantes de ello. Pitt *et al.* (1999) y Yusof *et al.* (2005), mencionan la gran superficie impermeabilizada por el pavimento y las edificaciones. Es así que en las ciudades, el ingreso de agua al suelo queda restringido a las áreas con suelos expuestos, como espacios verdes y jardines particulares entre otras. Además de la escasa superficie descubierta, otra característica de los suelos urbanos que contribuye a disminuir la infiltración es la compactación (Pedron *et al.*, 2004; Gregory *et al.*, 2006), causada tanto por el tránsito de equipos pesados durante las actividades de construcción (Pitt *et al.*, 1999), como por el tránsito vehicular y peatonal sin control (USDA-NRCS, 2000).

En un suelo compactado, la porosidad total y la proporción de macroporos disminuyen, al tiempo que la resistencia mecánica aumenta (Gavande, 1991). Al estar los macroporos directamente relacionados con la infiltración y el drenaje de los suelos, la compactación modifica el balance de agua y aire de los mismos. Estas condiciones, a su vez, afectan la actividad de los microorganismos y fauna edáfica, así como el desarrollo radicular de la vegetación (Gavande, 1991), deteriorando la función biológica del suelo. De esta manera, la estructuración del suelo, el ciclado de nutrientes, la función de filtro y la productividad del sistema, entre otros aspectos, se ven comprometidos y con ellos, la calidad de los espacios verdes existentes en el sistema urbano.

Debido a la gran superficie impermeabilizada y a los suelos frecuentemente compactados, la infiltración en el sistema urbano se ve reducida y en consecuencia, la escorrentía aumenta, y con ella, los riesgos de erosión e inundación en este ambiente (Gregory *et al.*, 2006; Pedron *et al.*, 2004). Es por ello que, para evitar estos inconvenientes, el agua debe ser artificialmente drenada del sistema urbano. Esta acción puede implicar un riesgo de disminución de la calidad de cuerpos de agua receptores, en caso de ser incorporada a los mismos sin tratamiento previo, como consecuencia de dos aspectos complementarios: primero, el sistema urbano tiene una gran cantidad y variedad de contaminantes que se incorporan al agua de escorrentía (Pitt *et al.*, 1994, 1999; Scheyer y Hipple, 2005); segundo, con esta práctica, el agua sortea su paso a través del “filtro suelo”, disminuyendo las posibilidades de retención o transformación de los contaminantes a formas menos tóxicas.

En la Ciudad Capital de Santiago del Estero, la gestión del agua de precipitación no es un problema resuelto. Esto se puede apreciar empíricamente por la acumulación de agua en las zonas bajas, luego de las precipitaciones más abundantes. Son numerosos los factores que contribuyen a esta situación. Entre ellos se pueden mencionar la intensidad de las precipitaciones (Basan Nickisch, 1992), un sistema de desagües pluviales inadecuado (Roldán, 2000a y 2000b) y la escasez de espacios verdes que actúen como focos de infiltración.

Entre los espacios verdes de uso público de la ciudad Capital, se destaca el Parque Aguirre, por su extensión y uso popular. El mismo ocupa un área de 450 ha aproximadamente sobre la margen derecha del Río Dulce. Desde el punto de vista florístico, alberga un gran número de especies de formas biológicas y fenología diversas, lo que da lugar a cambios en la estética a lo largo del año, ofreciendo un espacio de gran belleza para el esparcimiento. En cuanto a la función social, el parque se destina para diversos usos, principalmente recreativos, con una gran superficie concedida a clubes y entidades de bien público entre otras.

Es por ello que, dada la importancia de los espacios verdes en la regulación del balance de agua en el contexto de las ciudades y las características del Parque Aguirre, se puede suponer que éste cumple un rol destacado en la gestión del agua urbana, que a su vez, puede resultar afectado por el variado uso al cual está sometido.

1.1.- Objetivos

1.1.1.- Objetivo General

- ◆ Analizar la contribución de los suelos del Parque Aguirre a la regulación del balance de agua en la ciudad de Santiago del Estero.

1.1.2.- Objetivos específicos

- ◆ Determinar las propiedades hidráulicas superficiales que definen el flujo de agua en los suelos del Parque Aguirre.
- ◆ Identificar relaciones entre las propiedades hidráulicas del suelo y las características del sistema poroso, a fin de identificar posibles estimadores de las mismas.
- ◆ Evaluar la capacidad de captación de agua en diferentes ambientes (según tipo de uso) del Parque Aguirre, considerando las curvas de intensidad-duración-recurrencia (I-D-R) de las precipitaciones en Santiago del Estero.

2.- Materiales y Métodos

2.1.- Área y unidades de estudio

2.1.1.- Área de estudio

La provincia de Santiago del Estero está situada al norte de la República Argentina, en la zona central. En cuanto a la fitogeografía, Cabrera (1976) circunscribe al área como perteneciente a la Provincia Chaqueña, dentro del Dominio Chaqueño. El territorio provincial es atravesado por dos ríos principales, el Dulce y el Salado, que lo recorren en dirección NO-SE.

La ciudad de Santiago del Estero (Latitud: 27° 46', Longitud: 64° 18') se sitúa en el ápice del cono aluvial del Río Dulce (Farías y Cortés, 1997), sobre la margen derecha del mismo. El clima de la zona es templado cálido, con una temperatura media anual de 20,9 °C, con máximas absolutas que superan los 45 °C. La precipitación media anual es de 554 mm, con una gran variabilidad temporal (Boletta *et al.*, 1992). La distribución anual de precipitaciones se concentra en semestre cálido, con un 60 % de las mismas entre los meses de Octubre a Marzo (Boletta, 2001). Según la metodología de Thornthwaite, el clima se clasifica como semiárido (DB'4 d a'), con nulo o pequeño exceso de agua, mesotermal (Boletta *et al.*, 1992).

El Parque Aguirre (Figura 1) nace en la ciudad de Santiago del Estero en el marco del Plan de Defensa Sanitaria de la Ciudad y Centros Rurales de la Provincia, propuesto por el Dr. Antenor Alvarez a principios del siglo XX. La construcción de un dique de defensa para controlar las inundaciones que castigaban a la ciudad periódicamente, dio lugar a la desviación del brazo del río que pasaba frente a la ciudad. En el antiguo cauce se formó un foco palúdico que, en pocos años, afectó a toda la ciudad y alrededores con este mal. Es así que se propuso el drenaje y terraplenamiento del brazo muerto, y la plantación de árboles de eucaliptos, por su conocida acción de saneamiento en las regiones maláricas (Alvarez, 1941; El Liberal, 1948; Lascano *et al.*, 1995). La propuesta del Dr. Alvarez culminó con la plantación de 1000 Eucaliptos el 9 de Agosto de 1903, en la llamada “fiesta del árbol” (Alvarez, 1941; El Liberal, 1948); posteriormente aprobado por Ordenanza Municipal N° 4 del 22 de Abril de 1904.

Hacia el año 1929, la construcción de la avenida costanera, con el objetivo de contener las crecidas del Río Dulce, permitió la ganancia de superficie al parque. Con ella, además, terminó la influencia del río sobre los suelos ubicados hacia el oeste de la misma. En función de esto y del terraplenamiento, los suelos de esta porción del parque tienen una edad \leq 100 años.

En la actualidad, el parque ocupa un área de 450 ha aproximadamente, con gran parte concedida a clubes y entidades de bien público. Los espacios de carácter público son utilizados para diferentes fines, principalmente recreativos. La vegetación presente, es muy variada, con ejemplares de la flora nativa y exótica de formas biológicas y fenología variadas, entre las que se destacan los eucaliptos y casuarinas, por su porte y amplia distribución. Además, este espacio cumple una función social destacada en Santiago del Estero, al ser escenario de numerosos eventos populares.



Figura 1.- El Parque Aguirre en el contexto de la ciudad de Santiago del Estero.

2.1.2.- Descripción del perfil de suelo

Como se mencionó anteriormente, los suelos del Parque Aguirre son el resultado del relleno y terraplenamiento de un brazo muerto del Río Dulce a principios del siglo XX. Los materiales de origen antrópico (vidrio, carbón, escombros, etc.) encontrados en la matriz, indican que el relleno tiene un espesor de 70 cm aproximadamente. Por debajo de este se encuentra el horizonte 2Ah, perteneciente a la superficie antigua de origen fluvial.

El perfil descrito (Tabla 1, Figura 2) se encuentra ubicado en el predio del Vivero Municipal de la ciudad de Santiago del Estero, ubicado en el Parque Aguirre. De acuerdo con la clasificación IUSS Working Group WRB (2006), este suelo recibe el nombre de *Hypo-Technic Regosol (Eutric, Transportic) (Thapto Fluvisolic)*.

Tabla 1.- Descripción del perfil de suelo del Vivero Municipal de Santiago del Estero, ubicado en el Parque Aguirre.

Relieve:	Plano	
Posición:	Planicie de inundación del Río Dulce	
Roca madre:	Material natural sedimentario redepositado por el hombre sobre sedimentos fluviales arenosos limosos	
Paisaje-bioma:	Chaco, chaco semiárido, planicie fluvial del Río Dulce	
Edad:	Holoceno (100 – 10.000 años) últimos sedimentos depositados por actividad humana entre los años 1900 – 1920	
Drenaje:	Bien drenado	
Profundidad de napa:	Poco profunda: 2-3 metros	
Horizonte	Profundidad	Descripción
Ap	0 – 22cm	Color 10 YR 4/3 (<i>dull yellowish brown</i>) en húmedo, 10 YR 5/3 (<i>dull yellowish brown</i>) en seco; franco arenoso, bloques subangulares, débil; C _{org} : 8,2 [g/kg]; presencia de rocas (0-2 %); carbonatos (0,5-2 %); materiales artificiales muy escasos (0-2 %), gruesos; presencia de raíces común; límite claro y ondulado.
AC	22 – 58cm	Color 10 YR 4/2 (<i>grayish yellow brown</i>) en húmedo, 10 YR 6/3 (<i>dull yellow orange</i>) en seco; franco arenoso, bloques subangulares, muy débiles; C _{org} : 2,3 [g/kg]; presencia de rocas (0-2 %); carbonatos (0,5-2 %); materiales artificiales escasos (2-5 %), gruesos; raíces escasas; límite claro y ondulado.
C	58 – 72cm	Color 10 YR 4,5/3 (<i>dull yellowish brown</i>) en húmedo, 10 YR 6/2 (<i>grayish yellow brown</i>) en seco; arenoso medio, grano suelto; C _{org} : 1,7 [g/kg]; presencia de rocas (0-2 %); carbonatos (0,5-2 %); materiales artificiales muy escasos (0-2 %); raíces escasas; concentraciones de hierro y magnesio muy escasas; límite claro e irregular.
2Ah	72 – 120cm	Color 10 YR 4/3 (<i>dull yellowish brown</i>) en húmedo, 10 YR 6/3 (<i>dull yellow orange</i>) en seco; franco limoso, bloques subangulares, moderado; C _{org} : 3,1 [g/kg]; carbonatos (0,5-2 %); presencia de canales muy finos; sin materiales artificiales; raíces escasas; concentraciones de hierro y magnesio muy escasas; límite claro y ondulado.
3C	> 120cm	Color 10 YR 5/3 (<i>dull yellowish brown</i>) en húmedo, 10 YR 7/2 (<i>dull yellow orange</i>) en seco; arenoso medio a fino, grano suelto; C _{org} : 0,6 [g/kg]; carbonatos (0,5-2 %); sin materiales artificiales; ausencia de raíces; concentraciones de hierro y magnesio comunes; límite claro y ondulado.
Clasificación IUSS WRB 2006: <i>Hypo – Technic Regosol (Eutric, Transportic) (Thapto Fluvisolic)</i>		



Figura 2.- Perfil de suelo del Vivero Municipal, Parque Aguirre.

2.1.3.- Unidades de estudio

Previo a la selección de las unidades de estudio, se realizó una clasificación de la superficie del parque y de ella se seleccionaron las áreas de interés según su representatividad y uso.

Clasificación *a priori* de la superficie del Parque Aguirre

En la clasificación de la superficie del parque (Figura 3) se tuvieron en cuenta tres criterios principales: la accesibilidad, las características de la vegetación dominante y los usos a los que se destina o está sometida. En función de esto, se distinguieron, en primera instancia, los sectores no accesibles o con cierta restricción (clubes, comercios, etc.) y los de acceso público libre. Este último posteriormente se dividió teniendo en cuenta la vegetación dominante (por ej.: sector de eucaliptos o de vegetación diversa) o los usos (cancha de fútbol), según cuál de estos factores fuera dominante. Dada la gran diversidad de usos presente en los

sectores clasificados según la vegetación dominante, se hizo recomendable una posterior división de las mismas teniendo en cuenta este criterio.

Finalmente, en función del conjunto de criterios considerados, se distinguieron en el área de estudio: zonas parquizadas con tres niveles de ordenamiento (el menor nivel indica mayor ordenamiento), espacios verdes estructurales, instituciones de bien público, clubes de recreación deportiva y otros espacios de carácter privado (Figura 3).

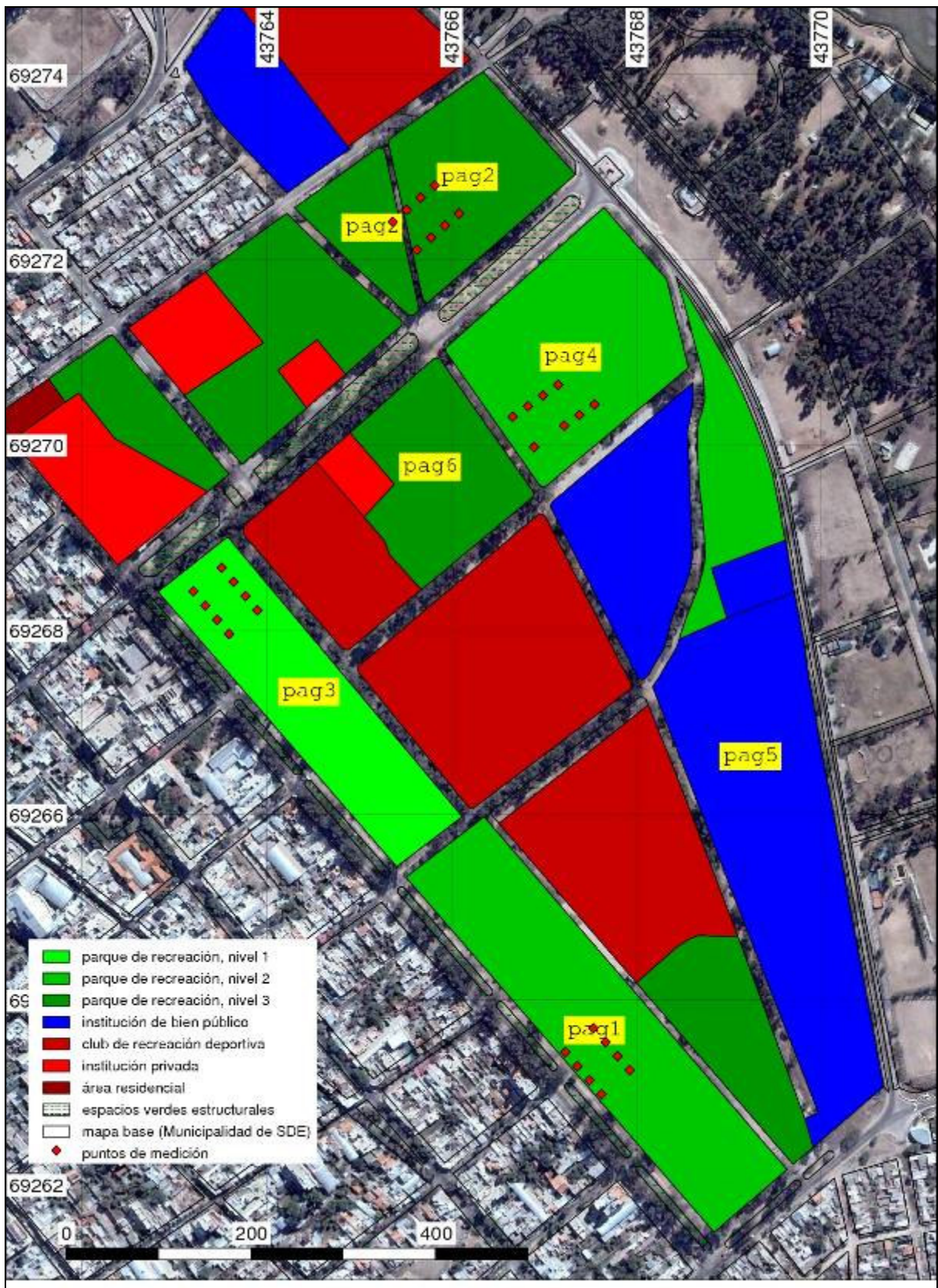


Figura 3.- Clasificación *a priori* de la superficie del Parque Aguirre y unidades de estudio.

En base a esta clasificación, luego se seleccionaron las unidades de estudio según cumplieran uno o ambos criterios mencionados a continuación: ser representativas del parque (en extensión y uso) y/o estar sometidas a usos y prácticas potencialmente degradantes, en

vistas de generar información que pueda contribuir a mantener y mejorar las características de este espacio verde. Las unidades que cumplieron tales requisitos fueron seis y a cada una de ellas se le asignó un código alfanumérico y un nombre informal (Figura 3). Estas unidades se enumeran y describen a continuación.

a) Pag1, “Parque Alsina”

Esta unidad, junto con pag3, fueron las que dieron origen al Parque Aguirre en la plantación de 1903. La vegetación que caracteriza la unidad consiste en árboles y arbustos de diversas especies y presenta además una buena cobertura de césped (Figura 4). Los árboles no son muy abundantes y su distribución no es uniforme.

En cuanto al manejo, el riego se realiza con manguera en arbustos y árboles pequeños y hay recolección de hojarasca.

La unidad está atravesada por numerosos senderos de ripio, a excepción del central y el circundante que son sellados. Otras superficies cubiertas incluyen el Club de Abuelos y una plataforma en la esquina provista de mesas y bancos para uso público. Por sus características y manejo, se la clasificó como zona parquizada de nivel 1.



Figura 4.- Pag1, "Parque Alsina".

b) Pag2, “Parque de Motocross”

La cubierta vegetal de esta unidad consiste en grandes eucaliptos que datan de principios del siglo XX (Figura 5). El suelo se encuentra mayormente desprovisto de

vegetación herbácea, variando su cobertura de acuerdo a la época del año; la hojarasca es más abundante hacia la periferia de la unidad.

En cuanto a los usos, en la zona central hay una cancha de fútbol de grandes dimensiones, además ha sido utilizada como pista de motocross y cotidianamente es lugar de práctica de bicicross. Una práctica común en este sitio es la descarga de basura y escombros que, con cierta frecuencia, son recogidos con tractor, para su incineración (basura) o su deposición en otro lugar (escombros) por personal de la Dirección de Parques y Paseos. Por sus características y manejo, se la clasificó como zona parquizada de nivel 3.



Figura 5.- Pag2, "Parque de Motocross".

c) Pag3, "Parque antiguo"

A esta unidad se le ha asignado este nombre por ser la más antigua del parque (junto con pag1) y es además, por sus características, la más representativa del mismo.

La vegetación que caracteriza la unidad consiste en árboles y arbustos de diversas especies y presenta además, una buena cobertura de césped (Figura 6). La distribución de las mismas es bastante uniforme y su diversidad, junto con otros elementos del paisaje (monolitos, fuentes, modelado), dan lugar a un ambiente de gran belleza.

El manejo que se hace en la unidad es bastante intenso, hay riego por aspersión, el cual se realiza de lunes a viernes desde las 6:30 a.m. hasta las 12:30 p.m. aprox. (Fuente: encargado del personal del sitio). También se recoge la hojarasca y se corta el césped con

tractores pequeños y bordeadoras. Por sus características y manejo, se la clasificó como zona parquizada de nivel 1.

Al igual que pag1, la unidad cuenta con numerosos senderos de ripio, a excepción del circundante y los accesos a los edificios de la Dirección de Parques y Paseos y la Dirección de Suelos Urbanos que se encuentran sellados.



Figura 6.- Pag3, "Parque antiguo".

d) Pag4, "Rosedal"

La vegetación arbórea y arbustiva es bastante abundante y diversa. El suelo tiene una buena cobertura de césped, con excepción de la porción lindante con la calle Libertad, donde abundan los eucaliptos.

En cuanto al manejo, no es tan intenso como pag3, el riego se practica con manguera en sectores localizados y por aspersion en la zona del rosedal. La unidad presenta bastante modelado de su superficie, caracterizado por elevaciones y depresiones.

Esta unidad presenta un camino central sellado, hay algunos asadores distribuidos en la unidad (Figura7). En estos lugares así como la mayoría de los senderos que atraviesan el sitio están cubiertos con ripio en mayor o menor medida. Por sus características y manejo, se la clasificó como zona parquizada de nivel 2.



Figura 7.- Pag4, "Rosedal".

e) Pag6, “Cancha de fútbol”

La cancha de fútbol seleccionada, se encuentra en el sector del Parque Aguirre denominado “Changolandia” (Figura 8). Esta manzana contiene tres canchas de fútbol. Éstas están desprovistas de vegetación. El suelo es arenoso, con material suelto en los primeros centímetros y luego el suelo está compactado. Las medidas de la misma son 17m x 38m, limitada hacia uno de los costados por una pequeña tribuna, y por un sendero pavimentado hacia el otro. La vegetación circundante está constituida principalmente por eucaliptos de gran altura. El uso que se hace sobre esta unidad es bastante intenso.



Figura 8.- Pag6, "Cancha de Fútbol".

f) PagS, “Senderos”

Los senderos son microambientes característicos de muchos espacios verdes (Figura 6). Se trata de material compactado, con mayor o menor cantidad de gravilla en superficie y primeros centímetros de la matriz. Los senderos seleccionados pertenecen a las unidades pag3 y pag4, considerándolos más adecuados para el estudio por estar mejor delimitados, ser más funcionales y utilizados en comparación con los de otras unidades.

En cuanto al uso, se ha podido observar que además de peatones, también transitan sobre los senderos bicicletas y motovehículos.

2.1.4.- Diseño de muestreo

El muestreo se realizó siguiendo un diseño semi-sistemático. En cada unidad de estudio se establecieron dos transectas de 60 m de longitud y separadas entre sí a 40 m; sobre cada transecta se ubicaron 4 puntos de muestreo, separados cada 20 m, totalizando un tamaño de muestra $n = 8$ en cada unidad. El punto inicial de la primera transecta se determinó al azar y a partir del mismo se trazó la transecta en el sentido longitudinal de la unidad y la segunda se trazó paralelamente a una distancia de 40 m.

Las dimensiones utilizadas en el diseño de muestreo se seleccionaron teniendo en cuenta las dimensiones de las unidades (de manera que el mismo diseño fuera aplicable en todas las unidades) y criterios de geoestadística.

Excepciones a este diseño tuvieron lugar en las unidades pag6 (cancha de fútbol) y pagS (senderos). En el primer caso, las dimensiones de la unidad (17 m x 38 m) no permitían

tales distanciamientos, por lo que la separación entre transectas fue de 4 m y la distancia entre puntos sobre cada transecta fue también de 4 m. En el caso de los senderos, como la disposición de los mismos en cada unidad no es uniforme, se realizaron mediciones sobre los senderos que atravesaban las transectas en pag3 y pag4.

2.2.- Metodología

2.2.1.- Antecedentes

Las propiedades hidráulicas del suelo son necesarias para predecir el flujo de agua en el ambiente (White y Perroux, 1987). Parte de este flujo está comprendido en el proceso de infiltración, el cual puede ser descrito a partir de dos propiedades hidráulicas importantes: la conductividad hidráulica (k) y la sorptividad (S) del suelo (Wang *et al.*, 1998; Zhang, 1997a y 1997b). La conductividad hidráulica mide la capacidad del suelo para transmitir el agua (Wu *et al.*, 1999) y la sorptividad indica la capacidad de un suelo homogéneo de absorber (o liberar) agua (Hanks y Ashcroft, 1980).

2.2.1.1.- Curva de retención de agua y sistema poroso del suelo

El movimiento y almacenamiento de agua en el suelo están determinados por las características del sistema poroso (Gavande, 1991; Klute, 1986; Potter *et al.*, 1988). El agua es retenida en el suelo por las fuerzas de atracción existentes en el sistema trifásico sólido-líquido-gaseoso. Cuando las fuerzas de remoción exceden a las de retención, el agua se libera (Gavande, 1991). La relación entre el contenido volumétrico de agua del suelo (θ) y la succión o potencial (ψ) es fundamental para caracterizar las propiedades hidráulicas del mismo. Tal relación se denomina curva de retención de agua (Figura 9) y relaciona un factor de capacidad, el contenido de agua, con un factor de intensidad, el estado de energía del agua del suelo (Klute, 1986).

De acuerdo con la teoría capilar, la fuerza con que el agua es retenida en el poro es inversamente proporcional a su radio.

$$h = \frac{2\sigma \cdot \cos \alpha}{r \cdot \rho \cdot g}$$

Donde h = altura del ascenso capilar (m)

σ = tensión superficial del agua (N/m)

α = ángulo de contacto entre la superficie del agua y la pared capilar

r = radio del capilar (m)

ρ = densidad específica del agua (kg/m^3)

g = aceleración de la gravedad (m/s^2)

En función de esta relación, a medida que el potencial es más negativo (mayor tensión), menor es el tamaño de poros que participa en el flujo. Además, la curva de retención de agua permite determinar la distribución de los tamaños de poros del suelo y las distintas fracciones de agua del suelo (Figura 9).

El flujo de agua también está condicionado por otras propiedades del suelo. El contenido inicial de humedad del suelo y el contenido de materia orgánica son algunas de ellas. Si bien, la cantidad de agua que puede ingresar en un suelo es mayor cuando este está seco, la velocidad con que esta avanza a través del suelo es menor cuanto menor es el contenido de humedad del suelo (Gavande, 1991). En cuanto al contenido de materia orgánica, ésta mejora las características del sistema poroso al promover la formación y estabilidad de los agregados (Gavande, 1991); lo que mejora la función de retención de agua (Duchaufour, 1987).

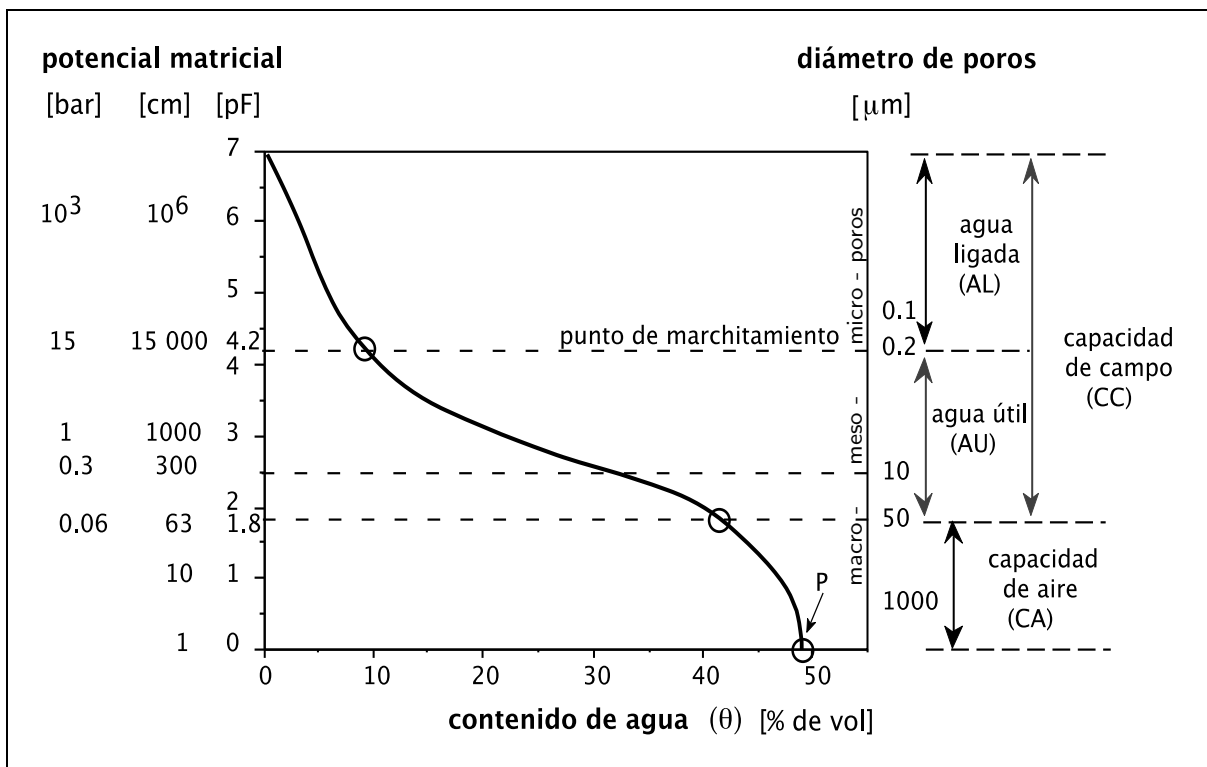


Figura 9.- Curva de retención de agua y distribución de los tamaños de poros (Fuente: Lorenz, 2004).

2.2.1.2.- Características del proceso de infiltración

La velocidad con que el agua infiltra en un suelo no es uniforme en el tiempo. La tasa de infiltración es máxima al inicio del proceso y luego disminuye hasta alcanzar un valor constante (Gavande, 1991). En función de esta característica, el proceso de infiltración se puede dividir en dos etapas. Mientras la tasa de infiltración cambia en el tiempo, se dice que el flujo es no estacionario y una vez que la tasa se mantiene constante, se dice que el flujo es

estacionario. El tiempo necesario para alcanzar el flujo constante puede ser de varias horas, dependiendo del tipo de suelo (White *et al.*, 1992) y su identificación puede ser subjetiva dando lugar a asunciones erróneas (Wang *et al.*, 1998). Por ello, es necesario desarrollar métodos para determinar las propiedades hidráulicas del suelo desde datos del flujo no estacionario (Zhang, 1998).

El flujo de agua en el suelo depende en gran medida de las características del sistema poroso. La evidencia sugiere que en condiciones de saturación, el flujo está fuertemente influenciado por los macroporos (Watson y Luxmoore, 1986). Sin embargo, estos no participan en la infiltración de las precipitaciones sino hasta que el potencial en la superficie del suelo se aproxima a cero (Clothier y White, 1981), lo que, de acuerdo a la relación $\theta(\psi)$, ocurre cuando el suelo se aproxima a la saturación. Esto sugiere que los parámetros del suelo relevantes deben ser determinados a un potencial $\psi_0 < 0$ (White *et al.*, 1992).

2.2.2.- Mediciones de infiltración *in situ* y determinación de los parámetros hidráulicos S y k

Las mediciones de infiltración se realizaron *in situ*, utilizando un infiltrómetro de disco de tensión *Guelph* (*Soil Moisture Equipment*, Santa Barbara, California). Éste es un instrumento simple, que permite determinar las propiedades hidráulicas del suelo a partir de ensayos de infiltración desde una fuente circular (Perroux y White, 1988). Según Vandervaere *et al.* (2000a), la gran difusión de este instrumento se debe en parte a la relativa simplicidad de los métodos de análisis asociados. Entre las ventajas que ofrece el uso de este tipo de dispositivos, Reynolds *et al.* (2000) y Bagarello *et al.* (2000) mencionan la simpleza y rapidez de las mediciones y el escaso disturbio ocasionado sobre el suelo. Además, Ben-Hur *et al.* (1987) y Elrick y Reynolds (1992) afirman que las mediciones *in situ* son fundamentales para predecir el flujo en condiciones naturales.

El gran aporte de los macroporos al flujo de agua (Watson y Luxmoore, 1986) y la sensibilidad de esta propiedad del suelo al manejo y/o factores ambientales, plantean la necesidad de utilizar instrumentos que permitan controlar el diámetro de poros participante en el flujo (Perroux y White, 1988). A tal efecto, los infiltrómetros de tensión permiten realizar mediciones de infiltración excluyendo del proceso una cierta fracción de poros, a través de la selección de diferentes potenciales negativos (o tensiones) que se aplican al agua a infiltrar (Elrick y Reynolds, 1992; White *et al.*, 1992).

2.2.2.1.- Infiltrómetro de tensión

El infiltrómetro de tensión (Perroux y White, 1988) (Figura 10) cuenta con dos dispositivos Mariotte que se conectan a un disco cuya base tiene una membrana porosa. Los

dispositivos tipo Mariotte tienen un diseño que permite suministrar el agua sobre la superficie del suelo a potencial (ψ) definido y constante. El rango de potenciales es muy amplio, abarcando valores positivos (presiones) o negativos (tensiones). Uno de los dispositivos funciona como fuente de agua y permite medir la tasa de flujo hacia el suelo y el otro se utiliza para disponer la tensión sobre el disco o membrana (Elrick y Reynolds, 1992).

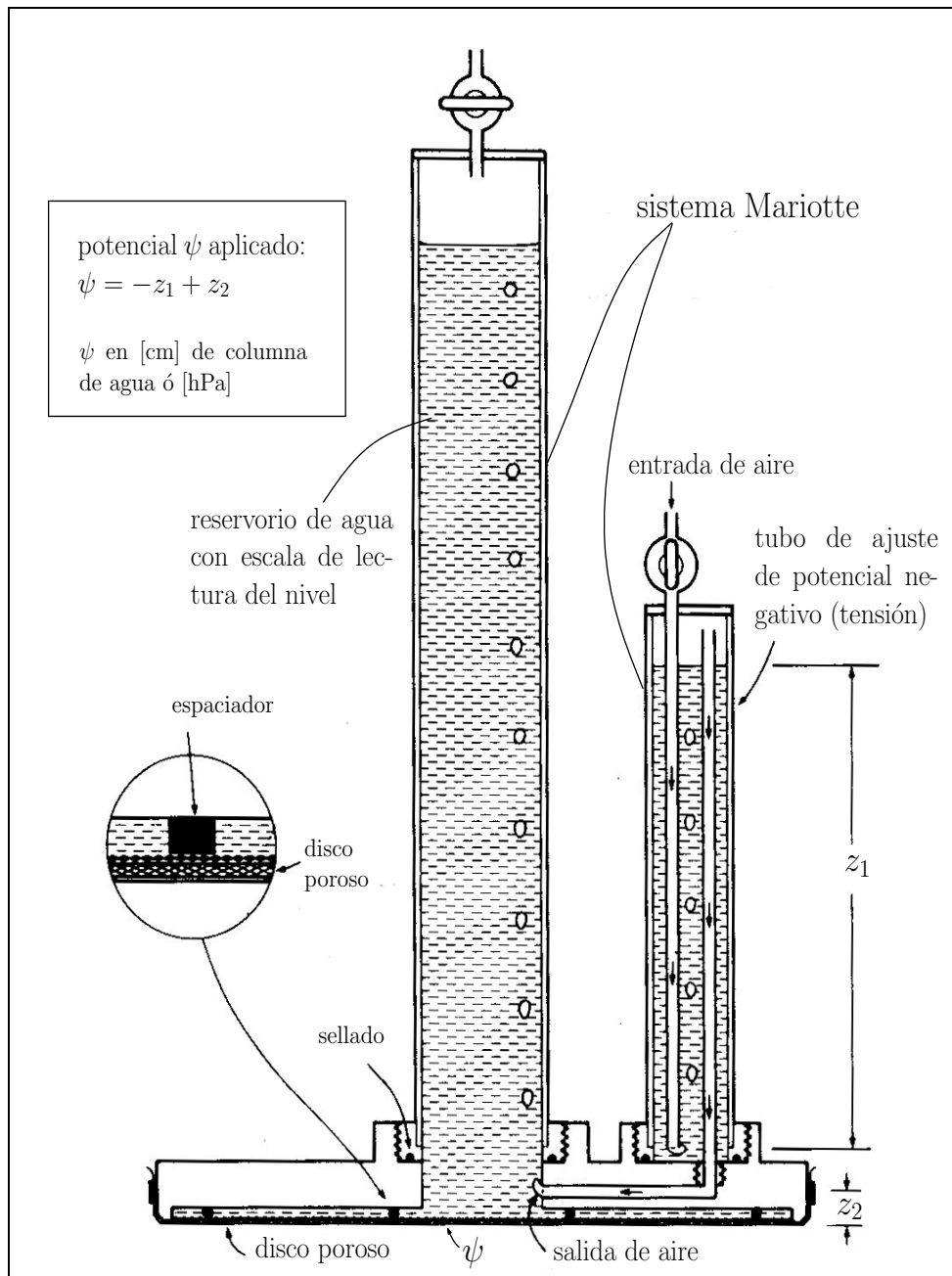


Figura 10.- Infiltrómetro de tensión (Fuente: White *et al.*, 1992).

2.2.2.2.- Procedimiento: preparación del sitio y medición de infiltración

El sitio sobre el cual se realizó la medición se preparó cortando la vegetación a ras del suelo y limpiando la zona con pincel, minimizando la alteración de las características de la

superficie. Luego, se dispuso una capa de arena tamizada entre 0,2 y 0,1 mm a fin de garantizar el buen contacto entre el disco y el suelo. Una vez alisada la capa de contacto, se colocó el infiltrómetro sobre la misma, asegurándose que éste quede bien asentado y luego se limpió el excedente de arena (Figura 11). Las mediciones se realizaron durante 30 min, tomando las lecturas cada 30 segundos durante los primeros 2 minutos y luego cada minuto. En los casos en que la velocidad de flujo no fue suficiente para producir cambios significativos en el nivel de la columna de agua entre lecturas, el intervalo entre las mismas fue de 2 min. El potencial aplicado fue de $\psi = -0,5$ cm, excluyendo de esta manera los macroporos de diámetro $\varnothing > 6$ mm del proceso.

Paralelamente a las mediciones, se tomaron en cada punto dos muestras de suelo, utilizando cilindros metálicos para análisis de laboratorio complementarios.



Figura 11.- Medición de infiltración *in situ* con infiltrómetro de disco de tensión.

2.2.3.- Modelo de infiltración

El análisis de los datos de infiltración a partir de mediciones realizadas con infiltrómetros de tensión puede abordarse utilizando distintas técnicas. La selección del método de análisis implica la elección del modelo que describe el proceso de infiltración en el suelo y la técnica analítica para la determinación de las propiedades hidráulicas. Este paso es

fundamental para la determinación precisa de las propiedades de interés (Bagarello *et al.*, 2000). La técnica analítica empleada en este trabajo es la propuesta por Vandervaere *et al.* (1997; 2000a y 2000b) basada en la ecuación de Philip (1957, citado en Vandervaere *et al.*, 1997), modificada por Haverkamp *et al.* (1994, citados en Vandervaere *et al.*, 2000a).

La ecuación de Philip (1957) para el flujo unidimensional es:

$$I_{1D} = S\sqrt{t} + At$$

Donde I_{1D} [L]¹ es la infiltración acumulada, S [L/T^{1/2}] es la sorptividad, A [L/T] es una constante y t es el tiempo [T].

Haverkamp *et al.* (1994, citados en Vandervaere *et al.*, 2000a y 2000b) establecieron la siguiente ecuación que describe el proceso de infiltración tridimensional desde un infiltrómetro de disco, en el estado no estacionario, basándose en la ecuación de Philip (1957):

$$I = S\sqrt{t} + \left(\frac{2-\beta}{3}k + \frac{\gamma S^2}{R(\theta_0 - \theta_n)} \right) t \quad [1]$$

Donde β es una constante comprendida en el intervalo (0, 1), γ es una constante que de acuerdo con Smetten *et al.* (1994, citados en Vandervaere *et al.*, 2000a) se puede considerar igual a 0,75 a los fines prácticos, R es el radio del disco y θ es el contenido volumétrico de agua del suelo con los subíndices n y 0 indicando las condiciones iniciales y finales respectivamente.

Para simplificar, se puede escribir [1] de la siguiente manera:

$$I = C_1\sqrt{t} + C_2 t \quad [2]$$

Donde:

$$C_1 = S \quad [3]$$

$$C_2 = \frac{2-\beta}{3}k + \frac{\gamma S^2}{R(\theta_0 - \theta_n)} \quad [4]$$

Las suposiciones de este modelo son las siguientes: i) el suelo es homogéneo e isotrópico, ii) el contenido de agua inicial θ_n , o el potencial del suelo ψ_n es uniforme, iii) el potencial inicial del suelo es lo suficientemente pequeño para que se alcance la condición

¹ Dimensiones: L: longitud; T: tiempo.

$k(\psi_n) \ll k(\psi_0)$ (que la conductividad hidráulica al potencial inicial $k(\psi_n)$ sea considerablemente menor que la correspondiente al potencial aplicado $k(\psi_0)$).

Sin embargo, en la práctica, gradientes en el contenido de agua, densidad aparente, horizontación y cambios en la textura, ocurren muchas veces cerca de la superficie (White *et al.*, 1992), lo cual restringiría la validez de estos modelos en ensayos a campo.

Por otro lado, el uso de ecuaciones adecuadas para el flujo no estacionario tiene ventajas sobre las formuladas para el flujo estacionario: i) las asunciones de suelo homogéneo y contenido de agua uniforme son más realistas con una reducción del volumen de suelo que participa con un ensayo de menor duración, ii) ensayos más cortos permiten aumentar el número de puntos muestreados, de particular interés en estudios de variabilidad espacial y iii) el tiempo para alcanzar el flujo estacionario es muchas veces poco práctico a los fines de investigación, sobre todo en suelos de baja permeabilidad (Vandervaere *et al.*, 2000a).

2.2.3.1.- Determinación de los coeficientes C_1 y C_2

Aparentemente la manera más práctica de obtener los valores de estos coeficientes es a partir de una regresión no lineal del conjunto de datos (I_i, t_i) obtenidos a campo, representados en un gráfico de I vs. t (t = tiempo). Sin embargo la clara compensación entre \sqrt{t} y t puede introducir errores en la estimación. Por ejemplo, un incremento en C_1 puede ser compensado con una disminución de C_2 (Vandervaere *et al.*, 2000a).

Una manera de evitar este problema en la determinación de los coeficientes, es el tratamiento del modelo que proponen Vandervaere *et al.* (1997) y analizan con mayor profundidad en Vandervaere *et al.* (2000a y 2000b). Los autores proponen una linealización de la ecuación [2] que consiste en la diferenciación de la infiltración acumulada con respecto a la raíz cuadrada del tiempo y que denominan “Método de linealización diferenciada” (*DL method*). De esta manera la ecuación resultante es:

$$\frac{dI}{d\sqrt{t}} = C_1 + 2C_2 \sqrt{t} \quad [5]$$

Donde $dI / d\sqrt{t}$ es aproximado por:

$$\frac{dI}{d\sqrt{t}} \approx \frac{\Delta I}{\Delta\sqrt{t}} = \frac{I_{i+1} - I_i}{\sqrt{t_{i+1}} - \sqrt{t_i}} \quad (i = 1 \dots n - 1) \quad [6]$$

Donde n es el número de datos, y el valor correspondiente de \sqrt{t} es calculado como la media geométrica:

$$\sqrt{t} = \left[\sqrt{t_i t_{i+1}} \right]^{1/2} \quad (i = 1 \dots n - 1) \quad [7]$$

De acuerdo con la ecuación [5], el gráfico $\frac{\Delta I}{\Delta \sqrt{t}}$ vs. \sqrt{t} debe ser lineal, con C_1 igual a la ordenada al origen y C_2 igual a la mitad de la pendiente.

Esta metodología de análisis ofrece claras ventajas respecto de otras analizadas en Vandervaere *et al.* (2000a). En este trabajo, los autores demuestran que el análisis de datos acumulativos y de densidad de flujo dan lugar a sobreestimaciones de C_1 y a valores negativos de C_2 por la influencia de la capa de contacto y la interdependencia entre \sqrt{t} y t . Además, los gráficos de datos acumulativos no permiten visualizar cambios en el régimen de infiltración, que darían lugar a estimaciones erróneas de las propiedades hidráulicas. Por el contrario, el método DL permite identificar visualmente el fin de la influencia de una capa de arena y el comienzo de la infiltración en el suelo por medio de un gráfico $\frac{\Delta I}{\Delta \sqrt{t}}$ vs. \sqrt{t} , en donde la primera parte de la curva es descendente y corresponde a la infiltración en la capa de contacto, mientras que la porción ascendente concierne la infiltración en el suelo. Luego, el cálculo de los coeficientes C_1 y C_2 se realiza por regresión lineal sobre esta porción de la curva de acuerdo con la ecuación [5]. Además, esta técnica permite identificar la porción del conjunto de datos que no se adecuan al modelo (no son lineales), facilitando su exclusión y detectar anomalías en el proceso de infiltración.

2.2.3.2.- Determinación de la sorptividad (S) y la conductividad hidráulica (k)

Una vez determinados los coeficientes C_1 y C_2 , el interés se orienta hacia la determinación de las propiedades hidráulicas S y k . En Vandervaere *et al.* (2000b) se proponen distintas metodologías para hallar estos parámetros, todas ellas basadas en un régimen de flujo no estacionario. Estos métodos son: i) el método simple, que requiere de un único tamaño de disco y un solo valor de tensión, ii) el método multi-radio, en el que se emplea más de un disco y un mismo valor de tensión y iii) el método multi-sorptividad, que requiere de un disco y más de un valor de tensión.

2.2.3.3.- Selección del método para estimar S y k

La elección del método más adecuado para estimar las propiedades S y k depende considerablemente del peso que los siguientes términos tienen en el proceso de infiltración. Estos aparecen en las ecuaciones [1] a [4] y son denominados:

- i) término de capilaridad vertical: $S\sqrt{t}$
- ii) término gravitacional: $\frac{2-\beta}{3}kt$
- iii) término capilaridad lateral: $\frac{\gamma S^2}{R(\theta_0 - \theta_n)}t$

La importancia del término capilaridad vertical es máxima en el comienzo del proceso de infiltración, luego, en la medida que el tiempo t aumenta, los términos que corresponden al coeficiente C_2 (gravitacional y capilaridad lateral) adquieren más importancia y dominan el flujo.

El término dominante en la totalidad del proceso de infiltración puede ser identificado al comparar el valor de la sorptividad del suelo con el parámetro S_{opt} ($L/T^{1/2}$)

$$S_{opt} = \sqrt{\frac{R(\theta_0 - \theta_n)(2 - \beta)k}{3\gamma}} \quad [8]$$

Entonces para un conjunto de valores de R , $\theta_0 - \theta_n$, β , k y γ , S_{opt} es el valor de sorptividad para el cual los términos gravitacional y capilaridad lateral tienen igual peso en el proceso de infiltración.

A partir de la comparación de S y S_{opt} se distinguen tres situaciones:

- i) Dominio gravitacional.** Si $S < S_{opt}$, el término gravitacional tiene mayor peso en el proceso y la estimación de C_1 es poco confiable. Esto ocurre en suelos que tienen una conductividad hidráulica alta en relación con la sorptividad. Las condiciones son favorables para la estimación de k .
- ii) Dominio de la capilaridad lateral.** Si $S > S_{opt}$, la estimación de C_1 es poco confiable, por la importancia del flujo capilar lateral. Este dominio corresponde a suelos con una conductividad hidráulica baja en relación con la sorptividad. No es posible una estimación precisa de k .
- iii) Límite S_{opt} .** Si $S \approx S_{opt}$, la estimación de C_1 es óptima. Los términos gravitacional y capilaridad lateral tienen igual peso en el proceso de infiltración. Es posible una estimación precisa de k .

Pasos para la selección del método

- 1) Una vez obtenidos los datos en campo (de la forma (I_i, t_i)), se realiza un gráfico de $\frac{\Delta I}{\Delta \sqrt{t}}$ vs. \sqrt{t} , para confirmar la linealidad del conjunto de datos, asegurando que el proceso de infiltración ha transcurrido adecuadamente.
- 2) Luego, se deben determinar los coeficientes C_1 y C_2 por regresión lineal, obviando los puntos afectados por la capa de contacto y/o que se aparten de la linealidad. A continuación se calculan los valores de S y k con el método simple (ecuaciones [3] y [12]) y se calcula S_{opt} considerando $\beta = 0,6$.
 - 2.1) Si $S \gg S_{opt}$ la estimación de k es muy sensible a los errores de medición. El método simple y el multi-radio no son adecuados. Se recomienda el multi-sorptividad.
 - 2.2) Si $S \approx S_{opt}$ la estimación de S igual al coeficiente C_1 es confiable y k puede ser estimada satisfactoriamente con el método simple.
 - 2.3) Si $S \ll S_{opt}$ las condiciones son adecuadas para estimar k con el método simple, pero no es probable una estimación precisa de S . Por lo tanto la estimación de S utilizada para establecer que $S < S_{opt}$ debe ser considerada con cuidado. La estimación de S puede ser mejorada en la medida en que el suelo se encuentre más seco al momento del ensayo.

La selección del método más adecuado para estimar S y k , se realizó mediante mediciones previas en el área de estudio que permitieron identificar el dominio al cual pertenecen los suelos del Parque Aguirre. La pertenencia al dominio gravitacional de la mayoría de los puntos medidos, indicó que el método simple es el más apropiado, por lo que se describirá a continuación.

2.2.3.4.- Método simple

Determinación de la sorptividad

La sorptividad se estima asumiendo que los efectos de la gravedad y capilaridad lateral son despreciables en el comienzo del proceso de infiltración tridimensional. Basándose en la ecuación de Philip (1957, citado en Vandervaere *et al.*, 2000a y 2000b) establecida para una infiltración unidimensional horizontal:

$$I = S\sqrt{t} \quad [9]$$

S puede ser determinada como la pendiente de una gráfica de I vs. \sqrt{t} , para un período de tiempo t en que la ecuación [8] es válida.

$$S = \left[\frac{dI}{d(\sqrt{t})} \right]_t \quad [10]$$

La utilización de esta ecuación presenta 2 inconvenientes: i) resulta muy difícil o imposible determinar el período t para el cual la ecuación [9] es válida y ii) la capa de contacto tiene una influencia notable en los primeros estadios del proceso de infiltración, efecto que debería ser dejado de lado en la estimación de S .

La necesidad de determinar el período t en el cual la ecuación [9] es válida, desaparece al considerar el siguiente límite:

$$S = \lim_{t \rightarrow 0} \left[\frac{dI}{d(\sqrt{t})} \right] \quad [11]$$

Y dado que el cociente entre estos diferenciales tiene una solución única debido a la linealización presentada en la ecuación [5], resulta que S tiende a C_1 cuando $t \rightarrow 0$. Resumiendo, el valor de S es la ordenada al origen de la curva que corresponde a la ecuación [5] luego de excluir de la regresión los datos que corresponden a la influencia de la capa de contacto en el proceso de infiltración.

Determinación de la conductividad hidráulica k

Una vez determinados los coeficientes C_1 y C_2 , la conductividad hidráulica puede ser calculada a partir de la ecuación que sigue, obtenida a partir de la ecuación [4]:

$$k = \frac{3}{2-\beta} \left[C_2 - \frac{\gamma C_1^2}{R(\theta_0 - \theta_n)} \right] \quad [12]$$

Dado que $\beta \in (0,1)$, se puede determinar un intervalo de valores de k , con el máximo y el mínimo correspondientes a $\beta = 0$ y $\beta = 1$ respectivamente. La aproximación de β a 0,6 introduce un error aceptable para una estimación a campo.

2.2.4.- Análisis de laboratorio

Teniendo en cuenta la relación entre el flujo y almacenamiento de agua en el suelo y las características del sistema poroso que dependen de la textura y la estructura del suelo (Duchaufour, 1987), en cada punto de medición se tomaron muestras de suelo para la determinación de los siguientes parámetros, con la finalidad de mejorar la interpretación de los datos:

- ◆ **Distribución de los tamaños de poros** a través de la curva de retención de agua (Klute, 1986) aplicando potenciales pF: 0,6; 1,8; 2,5 (4, 63, 330 y 15000 hPa o cm de

columna de agua)² sobre muestras no disturbadas de 100 cm³ y 4,2 sobre material disturbado;

Principio del método

La curva de retención de agua del suelo relaciona un factor de capacidad, como es el contenido de agua, con un factor de intensidad, que es el estado de energía del agua del suelo (Klute, 1986). La retención de agua en el suelo es inversamente proporcional al radio de los poros, por lo que la proporción de poros con un radio definido (r_d) se puede analizar al aplicar un potencial (ψ_d) a un suelo saturado y determinar el contenido de agua en la situación de equilibrio. Aplicando diferentes presiones, las muestras se drenan y el contenido de humedad es determinado por gravimetría a distintos potenciales. La función de retención de agua luego es calculada utilizando el modelo de van Genuchten (1980).

◆ **Carbono orgánico (C_{org})** por oxidación en húmedo con dicromato de potasio y calentamiento a 120 °C. La detección de Cr^{3+} se realiza por espectrofotometría. Luego se calcula el porcentaje de materia orgánica del suelo (MOS) suponiendo que el contenido de C_{org} es del 58 % ($MOS = C_{org} \cdot 1,724$) (Schlichting *et al.*, 1995).

◆ **Densidad aparente (Dap)** por gravimetría de muestras volumétricas no disturbadas de 100 cm³, secadas en estufa a 105 °C (Blake y Hartge, 1986).

En el proyecto de tesis se indicó que se iban a realizar determinaciones de textura mediante análisis densimétrico con hidrómetro según Klute (1986), sin embargo, por razones de tiempo no se realizaron dichos análisis. Ello no generó inconvenientes, ya que la textura es una variable secundaria en la conformación del sistema poroso y la variable que condiciona el flujo de agua es la distribución de los tamaños de poros, la cual se determinó a partir de la curva de retención de agua. Es por ello que se pudo prescindir del análisis de textura.

2.2.5.- Análisis estadístico

Los análisis estadísticos aplicados en este trabajo incluyen: regresiones lineales y no lineales para la determinación de los parámetros de la ecuación de infiltración y curva de retención de agua. Las asociaciones entre las propiedades hidráulicas y aquellas que describen el sistema poroso y condiciones iniciales del suelo también fueron analizadas mediante regresiones. La comparación de las propiedades estudiadas en función de los sitios se realizó mediante análisis de la variancia, con un nivel de significación $\alpha = 0,05$. Las pruebas de normalidad se realizaron utilizando el test de Shapiro-Wilk ($\alpha = 0,05$) y las pruebas de homogeneidad de variancias con el test de Levene ($\alpha = 0,05$). La comparación por pares de las unidades según diferentes variables se realizó mediante la prueba de Tukey ($\alpha = 0,05$). El

² 1cm de columna de agua = 0,981hPa.

software estadístico utilizado para estos análisis fue el **R 2.5.1** (R Development Core Team, 2007). La bibliografía utilizada como guía fue Montgomery (1993) y Sachs (1978).

3.- Resultados

En este capítulo se analizan los datos obtenidos de las propiedades hidráulicas de los suelos estudiados, así como de las variables secundarias que permiten una mejor comprensión del sistema y de los procesos.

En primera instancia, se analizan aspectos relacionados a las mediciones de infiltración *in situ*, su adecuación al modelo de Vandervaere *et al.* (1997; 2000a) y rigurosidad de esta metodología. En cuanto a las propiedades estudiadas, primero se analizan las referentes al sistema poroso, a fin de caracterizarlo. Luego se analizan las propiedades hidráulicas mediante sus valores medios y variación dentro de cada unidad y del conjunto de sitios estudiados. Finalmente, una vez caracterizados los sitios, se analiza la asociación entre las propiedades hidráulicas y las que describen el sistema poroso, a fin de identificar posibles estimadores indirectos de las primeras y facilitar la explicación de los resultados obtenidos. También se realiza una comparación entre los sitios, destinada a identificar similitudes y/o diferencias entre los mismos, y luego hacer inferencias acerca de los efectos que los usos y manejos de cada unidad tienen sobre estas propiedades.

3.1.- Observaciones con respecto a las mediciones de infiltración y su adecuación al modelo de linealización diferenciada (DL)

Los ensayos utilizados por Vandervaere *et al.* (2000a) en la descripción del método de linealización diferenciada se basaron en experimentos de infiltración simulados. De acuerdo con los autores, el gráfico $\frac{\Delta I}{\Delta\sqrt{t}}$ vs. \sqrt{t} , utilizado para identificar la porción del ensayo que satisface el modelo, presenta una primera parte descendente, que corresponde a la infiltración en el material de contacto, y una segunda parte linealmente ascendente, que corresponde a la infiltración en el suelo. En los ensayos realizados en este estudio, tal comportamiento no se verificó en la mayoría de los casos. De hecho, sólo 15 de los 48 puntos que componen este estudio tienen una porción inicialmente descendente (Figura 12), de los cuales 11 corresponden a los sitios con menores valores de conductividad hidráulica (pag6 y pagS), donde el contraste de esta propiedad entre el material de contacto y el suelo es mayor. Además, 20 de los 48 ensayos tuvieron una zona de transición entre la infiltración correspondiente a la capa de contacto y la correspondiente al suelo, lo que dificulta la distinción del proceso en uno y otro medio. En la Figura 13 se muestran dos casos sin porción descendente y con una zona de transición breve: primeros 3 puntos en pag1A3 (izquierda) y primeros 4 puntos en pag3B4 (derecha). De los casos con transición, 11 se presentaron en los sitios pag6 y pagS, lo que indica que las fuerzas capilares del material de contacto y del suelo

fueron semejantes en estas unidades (Bagarello e Iovino, 2003). Si bien estos autores descartaron el análisis posterior de las curvas que presentaban tal comportamiento, en el presente trabajo no han sido rechazados, seleccionando la porción del ensayo que se ajustaba al modelo. El error que esto pudiera ocasionar se consideró leve y daría lugar a una subestimación de k , al disminuir la pendiente de la función que describe la infiltración en el suelo. A los fines prácticos, esta subestimación no representa mayores inconvenientes, como se explicará en el próximo capítulo.

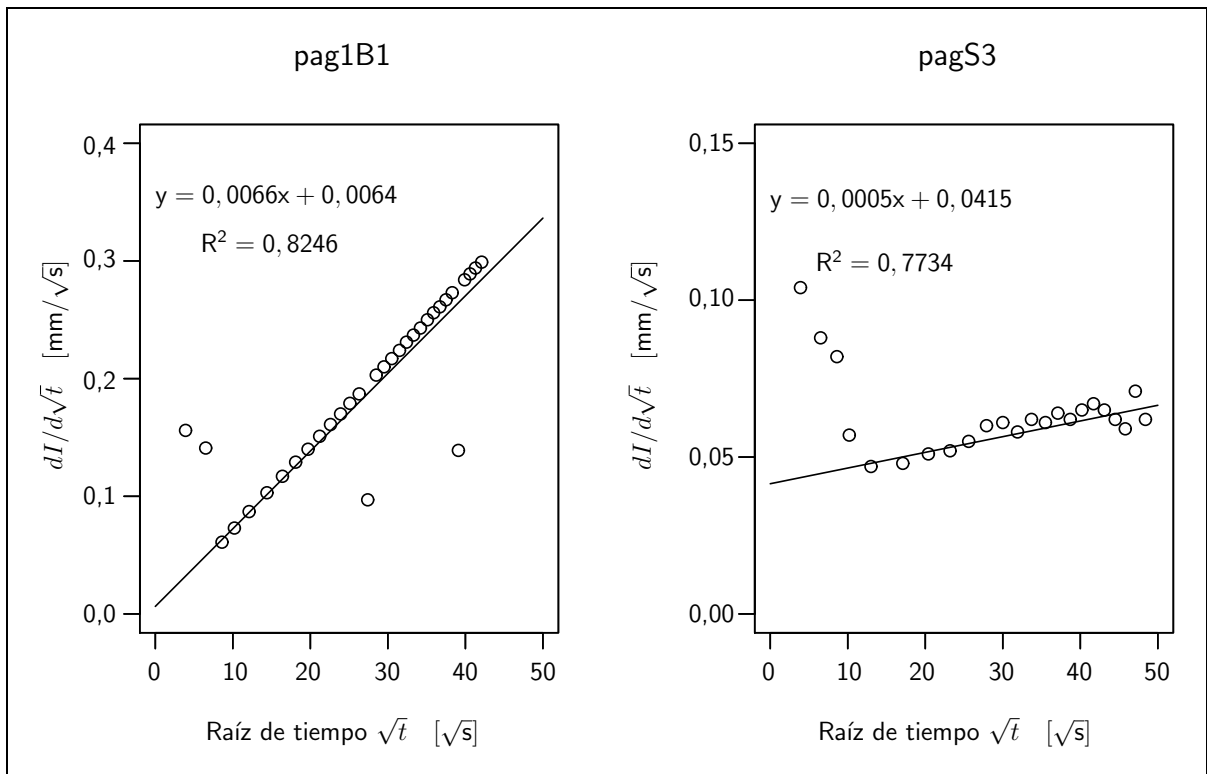


Figura 12.- Curvas de infiltración de acuerdo con la descripción del método de linealización diferenciada, propuesto por Vandervaere *et al.* (2000a).

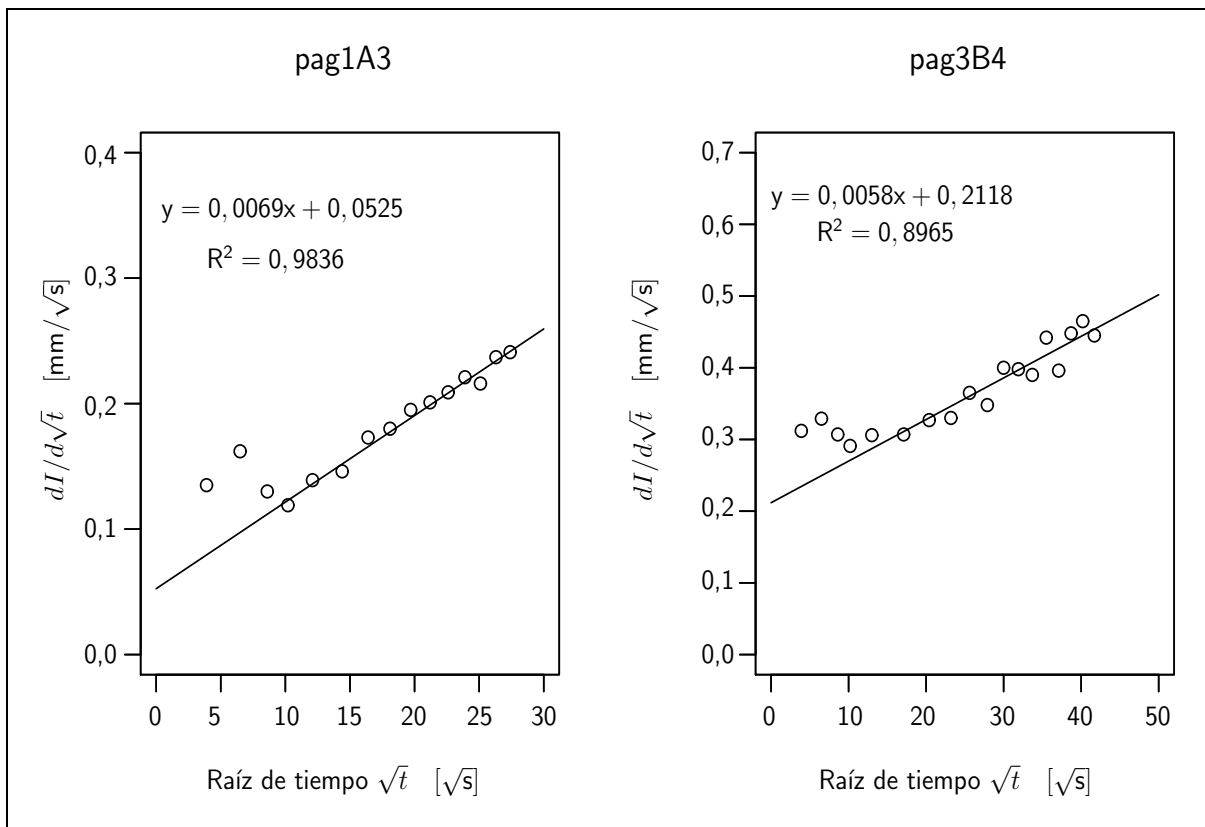


Figura 13.- Curvas de infiltración con zona de transición previa a la porción linealmente ascendente correspondiente a la infiltración en el suelo.

En algunos puntos de medición, el tratamiento de datos requirió del promedio entre lecturas consecutivas a fin de mejorar visualmente los gráficos $\frac{\Delta I}{\Delta\sqrt{t}}$ vs. \sqrt{t} y así facilitar la selección de la porción del ensayo que mejor se adecuaba al modelo, a fin de mejorar el ajuste de la regresión utilizada para determinar los coeficientes C_1 y C_2 (Figura 14). En estos casos, el salto de los valores entre una lectura y otra puede deberse a un flujo pulsante del agua hacia el suelo, con una frecuencia similar al intervalo de tiempo entre lecturas. Otra causa posible es que, en algunos casos, la precisión milimétrica de la escala del infiltrómetro haya resultado demasiado gruesa para detectar diferencias en el nivel de agua del reservorio entre lecturas, compensando una lectura con la sobre- o subestimación de la lectura anterior.

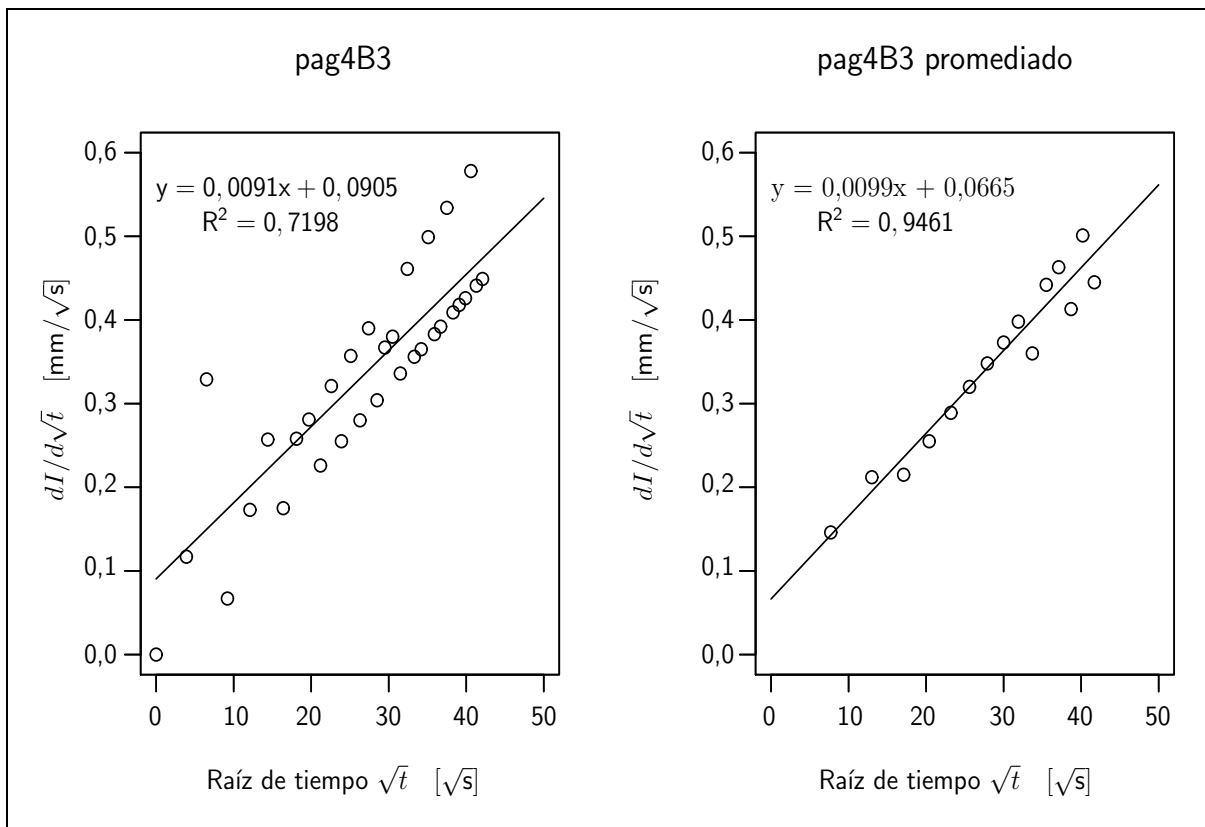


Figura 14.- Cambio en los parámetros y coeficiente de determinación de la regresión al promediar (cada dos minutos) las lecturas de una medición de infiltración en un caso de flujo pulsante.

La rigurosidad de la metodología de análisis de datos dio lugar al descarte de 18 mediciones que no se ajustaban al modelo descrito por Vandervaere *et al.* (2000a y 2000b), lo que indicaba que el proceso de infiltración no había transcurrido normalmente. Estas anomalías no hubieran podido ser detectadas si se hubieran analizado los datos acumulativos. A modo de ejemplo, en la Figura 15 se muestra el caso de una curva acumulativa (izquierda), en la que el proceso de infiltración parece desarrollarse normalmente, sin embargo, al analizarla con el método diferencial (derecha) se puede ver la pendiente negativa de la curva, que daría lugar a un valor de C_2 físicamente imposible. Las mediciones que no se ajustaban al modelo fueron repetidas.

La inadecuación de los datos al modelo se presentó por distintas circunstancias. En algunos casos, la regresión de los puntos del gráfico $\frac{\Delta I}{\Delta\sqrt{t}}$ vs. \sqrt{t} , dio lugar a valores negativos de los coeficientes C_1 y C_2 (Figura 16), lo que no tendría una explicación física posible. En otros, el número de puntos que presentaron un comportamiento lineal ascendente fue escaso, por lo que resultó aconsejable repetir los ensayos para lograr mediciones de mayor duración.

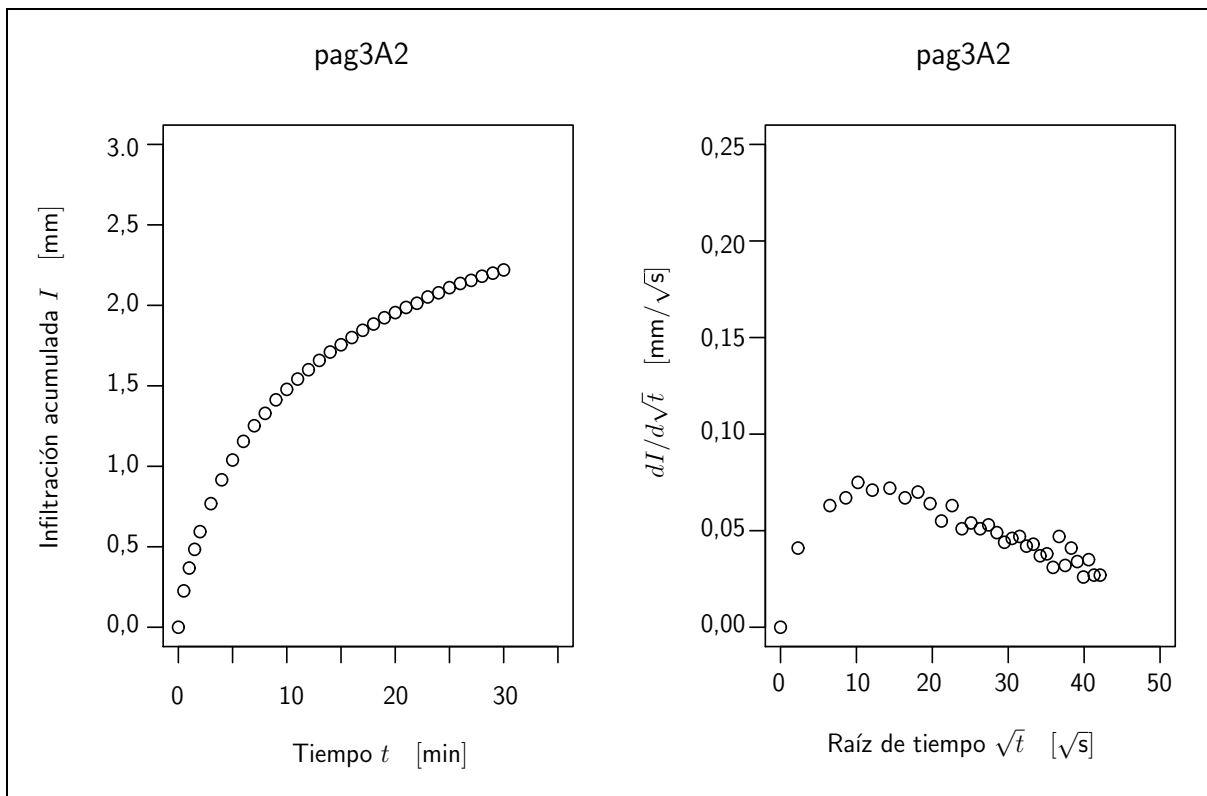


Figura 15.- Curva acumulativa de infiltración que permite la parametrización sin inconvenientes (izquierda), y análisis de datos con el método diferencial que permite la detección de anomalías en el proceso de infiltración (derecha).

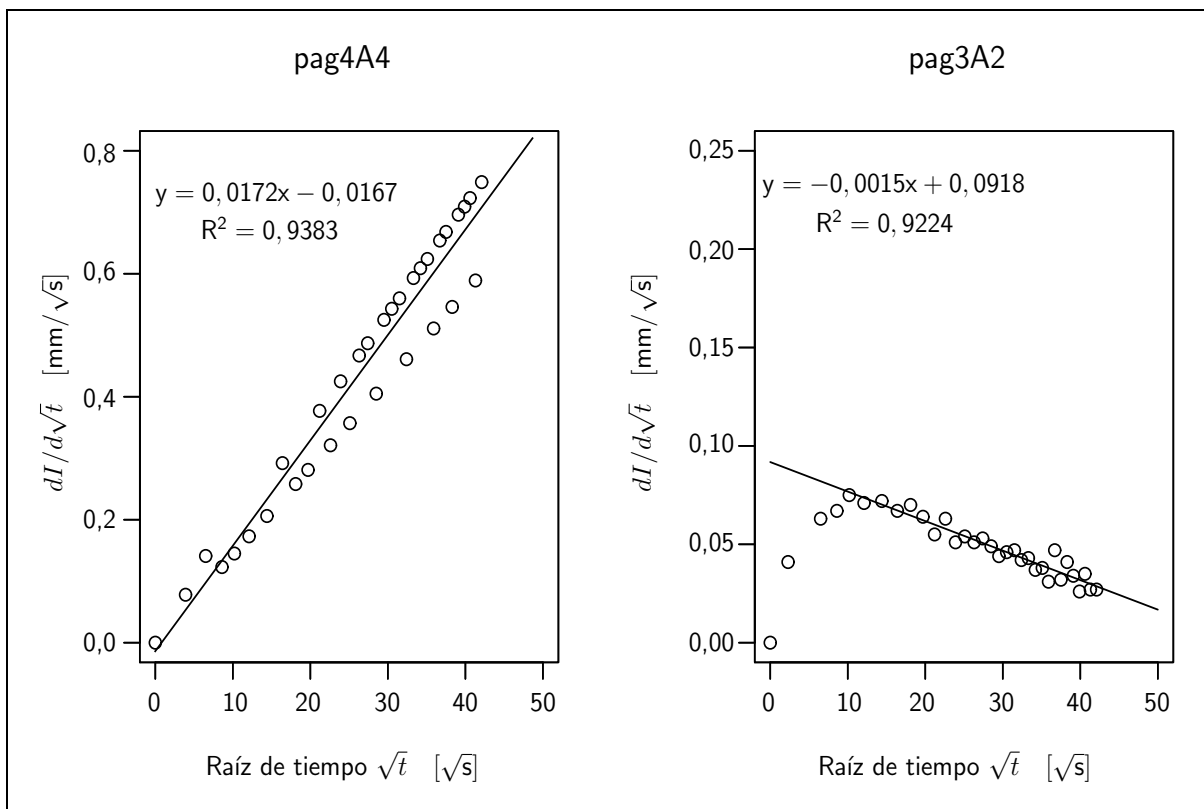


Figura 16.- Curvas de infiltración que dan lugar a estimaciones negativas de C_1 (izquierda) y C_2 (derecha, función calculada sin los primeros cuatro puntos).

El ambiente que presentó más casos con anomalías en el proceso de infiltración fue el de los senderos. Inicialmente se pensó en realizar mediciones en los caminos de los sitios pag3 y pag4 de manera separada, con 8 repeticiones en cada uno. Sin embargo, el 50 % de las mediciones debieron descartarse principalmente por presentar pendientes negativas. Ante tal índice de mediciones anómalas, se decidió agrupar las mediciones válidas en una sola unidad (pagS), suponiendo que no hay diferencias en las características de los senderos de los sitios pag3 y pag4 ya que el tratamiento que reciben es similar.

3.2.- Caracterización del sistema poroso

Como se explicó anteriormente, el sistema poroso del suelo tiene gran importancia ecológica ya que determina el movimiento y almacenamiento de agua y aire en el suelo. La porosidad, la distribución de los tamaños de poros y la densidad aparente son propiedades del suelo que permiten caracterizar el sistema poroso y por lo tanto influyen en las propiedades hidráulicas del mismo.

La porosidad total proporciona información general acerca del sistema poroso del suelo. De acuerdo con la evaluación de Jahn (1992), el volumen total de poros se considera escaso para el sitio pag6, regular para los sitios pag2 y pagS y alta para los sitios pag1, pag3 y pag4 (Tabla 2). En base a esta evaluación, se puede ver que los usos más intensivos tienen influencia negativa en el volumen total de poros de los suelos.

Tabla 2.- Valores medios de porosidad total (*P*), macroporos totales (*MT*), macroporos anchos (*MA* = *CA*), densidad aparente (*Dap*) y materia orgánica (*MOS*) por sitio.

Sitio	<i>n</i>	<i>P</i> [%-vol]	<i>MT</i> [%-vol]	<i>MA (CA)</i> [%-vol]	<i>Dap</i> [g/cm3]	<i>MOS</i> %
pag1	8	52,9	30,3 a	13,8	1,25	2,0
pag2	8	45,8	21,2 b	12,2	1,43	2,9
pag3	8	59,7	28,5 a	17,8	1,07	2,7
pag4	8	52,1	32,3 a	13,1	1,27	1,7
pag6	8	38,2	12,6*	4,1	1,64	-
pagS	8	42,4	19,6 b	8,6	1,57	-

n: tamaño de muestra. * n = 7. Letras distintas indican diferencias significativas ($\alpha = 0,05$).

Si bien la porosidad representa la totalidad del espacio del suelo que puede ser ocupado por agua, el diámetro y la distribución de los tamaños de poros determinan la velocidad del flujo en este medio (Potter *et al.*, 1988). Además, de acuerdo a la Ley de Poiseuille, el flujo de agua en el poro será proporcional a la cuarta potencia de su radio, razón por la cual los macroporos cumplen un rol dominante en el flujo cuando el potencial es próximo a cero.

La fracción de macroporos del suelo, a su vez, puede separarse en macroporos anchos ($\emptyset > 50 \mu\text{m}$) y macroporos finos ($10 \mu\text{m} < \emptyset < 50 \mu\text{m}$). La proporción de macroporos anchos (también llamada capacidad de aire del suelo, CA) encontrada ha sido variable. De acuerdo con la clasificación de Schlichting *et al.* (1995), las CA de los sitios pag1, pag2, pag3 y pag4, se evalúan como altas (Figura 17), aunque cabe mencionar que pag2, se encuentra cerca del límite inferior de esta clase (CA [%-vol] = 12), mientras que pag3, se encuentra próximo al límite superior de la misma (CA [%-vol] = 18). Siguiendo en orden descendente, el sitio pagS tiene una CA regular, mientras que la de pag6 se considera escasa. Con respecto a los macroporos totales, se puede ver que los sitios pag1, pag3 y pag4 tienen los mayores valores entre las unidades estudiadas y además, están muy próximos entre sí (Figura 17). Luego, siguen en orden descendente los sitios pag2 y pagS con volúmenes de MT en torno al 20 % y en último lugar pag6 con sólo 12,6 % del volumen de macroporos totales.

Dada la importancia de los macroporos en el flujo de agua a potenciales próximos a cero, se consideró importante comparar los volúmenes de macroporos totales por sitio. El ANOVA indicó diferencias significativas entre los sitios ($p = 2,20 \cdot 10^{-10}$) y la comparación por pares de Tukey arrojó semejanzas entre los pares pag1-pag3, pag1-pag4, pag3-pag4 y pag2-pagS (Tabla 2) coincidentes con las tendencias observadas a partir de los valores medios analizadas en el párrafo anterior.

La densidad aparente refleja en cierta forma la estructuración del suelo y muchas veces es utilizada como medida de la compactación. Teniendo en cuenta la clasificación propuesta por AG Bodenkunde (1982), el sitio pag3 tiene una *Dap* muy baja, mientras que en pag1 y pag4 esta se considera baja y finalmente, en los sitios que poseen los valores más altos de esta propiedad (pag2, pag6 y pagS), la densidad aparente se evalúa como media.

En cuanto al contenido de materia orgánica, los suelos de pag1, pag2 y pag3 se consideran húmidos (2-4 %) (Schlichting *et al.*, 1995) y los de pag4 como escasamente húmidos (1-2 %). El valor alto de pag3 se explica por el riego que recibe, que aumenta la productividad de la unidad (Pouyat, 2002).

La asociación entre el contenido de materia orgánica y las propiedades del sistema poroso se rechazó en la mayoría de los casos, las únicas variables relacionadas fueron los macroporos anchos y finos, aunque con valores r ($r = \sqrt{R^2}$) bajos ($r = 0,42$ y $r = 0,36$ respectivamente).

En resumen, teniendo en cuenta la Tabla 2, se puede apreciar que los tres sitios con mayores valores de macroporos totales (pag1, pag3 y pag4) corresponden a los mayores valores de porosidad y macroporos anchos; y tienen los menores valores de densidad aparente. Es decir que, los usos y manejos de estas unidades permiten mantener mejores

condiciones del sistema poroso, en comparación con las unidades que tienen usos más intensivos (pag2, pag6 y pagS). La incidencia de estos usos se manifiesta de manera más notoria en la reducción de los volúmenes de *MT* y no tanto en los de *MA*, ya que pag2 presenta valores similares a los de pag1 y pag4 para esta propiedad.

Dentro del sistema poroso, las distintas fracciones de poros cumplen roles diferentes en la regulación del balance de agua del suelo. Mientras los macroporos anchos están relacionados al drenaje rápido y aireación del suelo, los macroporos finos participan en el drenaje lento, contienen agua disponible para la biota y brindan espacio para los microorganismos y raíces de plantas. Los mesoporos almacenan agua disponible para la biota y sirven de hábitat para microorganismos, mientras que los microporos tienen agua no disponible para la biota (Ad-hoc-AG Boden, 2005; Lorenz, 2004). Del mismo modo, las distintas fracciones de poros tienen incidencia en otras funciones del suelo, como se verá a continuación.

3.2.1.- Capacidad de almacenamiento de agua y sus implicancias en las funciones del suelo

El análisis de las fracciones de agua del suelo proporciona información necesaria para entender la capacidad del mismo para llevar a cabo las funciones de regulador del balance de agua, de filtro y biológica. El análisis de la curva de retención de humedad ($\theta(\psi)$) es fundamental para predecir el flujo de agua y solutos en el suelo (Wösten y van Genuchten, 1988). En este trabajo, se asumió que la relación $\theta(\psi)$ (Figura 17) es uniforme en el perfil hasta 1m de profundidad, lo cual sería válido teniendo en cuenta que las clases texturales no varían demasiado hasta los 72 cm de profundidad. AG Boden (1996), propone una clasificación de la capacidad de campo³ de los suelos, de acuerdo con la cual, los sitios pag1 y pag3 pertenecen a la clase alta (390-520 l/m²). Para los sitios restantes, esta se considera regular (260-390 l/m²). Del mismo modo, el agua útil del suelo también puede evaluarse; Schlichting *et al.* (1995), consideran la capacidad de agua útil de los sitios pag1, pag3 y pag4 como extremadamente alta (>270 l/m²), mientras que, en los sitios restantes, esta se considera muy alta (200-270 l/m²). En función de estas evaluaciones, las condiciones del suelo para regular el balance de agua y para la biota se podrían considerar como favorables, sin embargo, al momento de evaluar la disponibilidad de agua para las plantas, sería conveniente considerar otros criterios.

Walter y Breckle (1991, citados en Lorenz, 2004) sugieren que, en zonas áridas y semiáridas, la disponibilidad de agua para la vegetación no es proporcional al agua útil y que

³ Límite de capacidad de campo: pF = 1,8, a diferencia de pF = 2,5 que se usa en la escuela norteamericana.

un valor alto de esta fracción de agua en el suelo, puede ser ecológicamente desventajosa en estos ambientes. Al tener el suelo una alta capacidad de retención de agua, luego de una lluvia, ésta se almacenará en los primeros centímetros y no percolará en profundidad; de esta manera, aumentarían las pérdidas por evaporación en lugar de la transpiración productiva de los vegetales y se reducirá el lavado de sales. Es así que, de acuerdo con la interpretación de estos autores, la capacidad de agua útil de los suelos estudiados se puede considerar algo desfavorable para la biota ($>200 \text{ l/m}^2$). Por otro lado, en la medida que el agua permanece más tiempo en el suelo, son menores los riesgos de contaminación de acuíferos a partir de las cargas contaminantes existentes en las ciudades, ya que los mecanismos de filtración del suelo tienen mayor tiempo para actuar. Estos riesgos se minimizan cuando la percolación neta en profundidad es nula.

Al momento de analizar la disponibilidad de agua para la biota, también es preciso tener en cuenta que las especies vegetales adaptadas a las zonas áridas y semiáridas, pueden aprovechar parte del agua retenida a potenciales mayores que $\text{pF} = 4,2$ (Mitlöhner, 1990). Además, es importante tener en cuenta la escasa profundidad de la napa por la proximidad del río que puede servir como fuente de agua para las plantas con sistema radicular profundo.

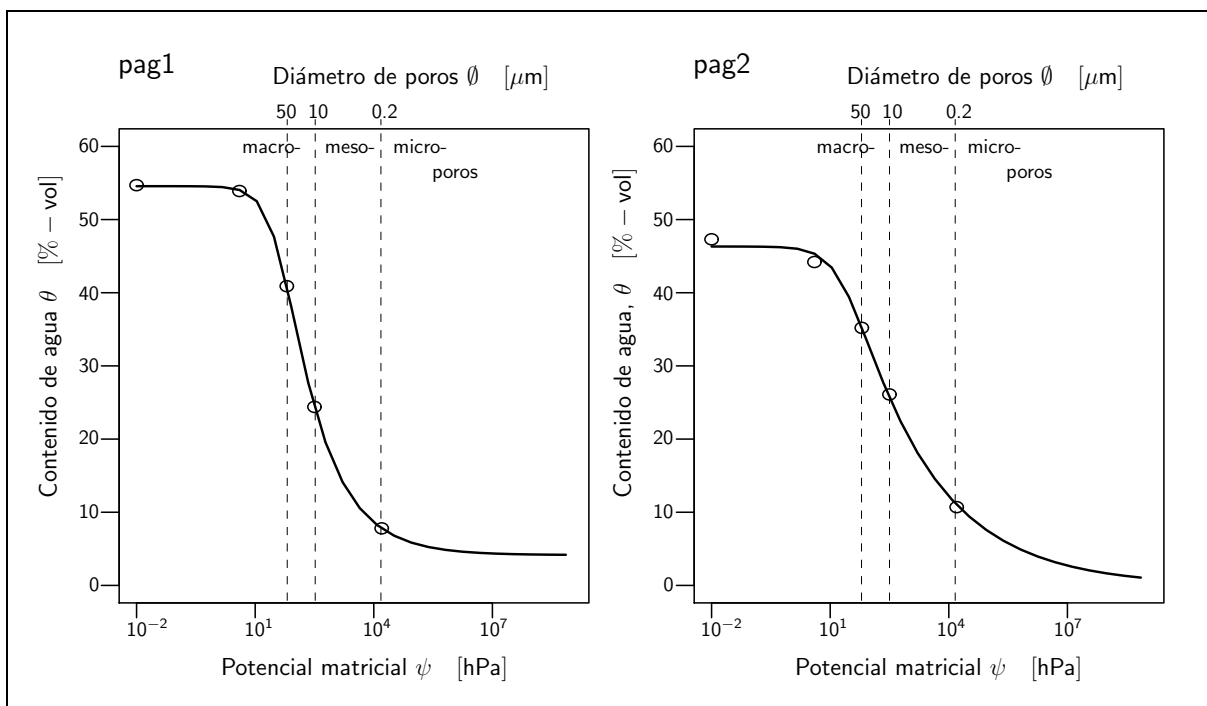


Figura 17.- Curvas de retención de agua por sitio. Parametrización de acuerdo con el modelo de Van Genuchten (1980).

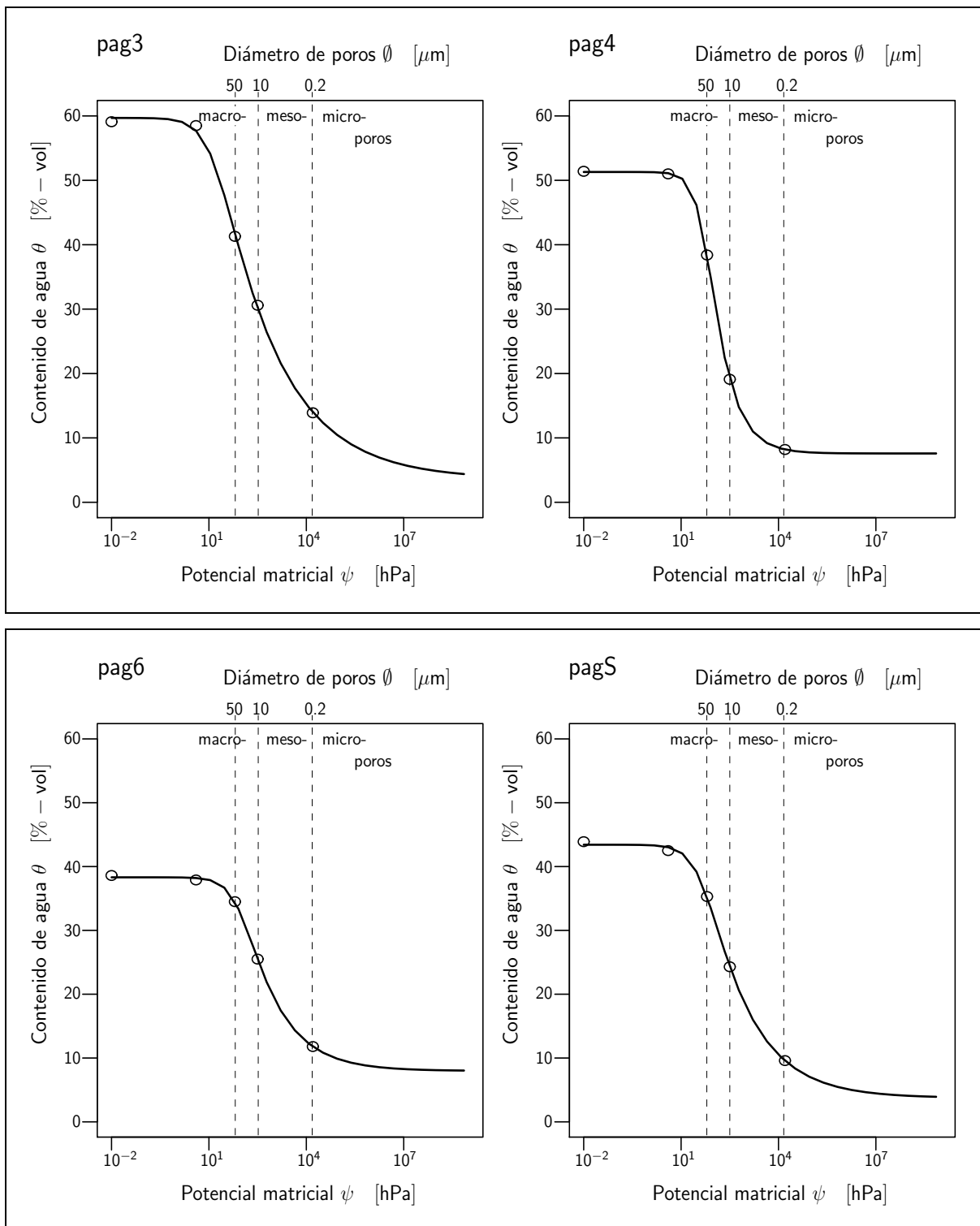


Figura 17 (Cont.).- Curvas de retención de agua por sitio. Parametrización de acuerdo con el modelo de Van Genuchten (1980).

3.2.2.- Contenido de gravilla del suelo

Una de las características esperables en los suelos urbanos es la presencia de materiales de diámetro mayor que 2 mm en la matriz. Estos disminuyen el volumen del sistema poroso del suelo y pueden afectar la funcionalidad del mismo. En los sitios

estudiados, los volúmenes de gravilla determinados fueron bajos (Figura 18, Tabla 3), representando en todos los casos menos del 2,5 % del volumen medio. Las unidades pag1, pag3 y pag4 presentaron los menores valores medios, con menos del 0,5 % del volumen ocupado por gravilla. De los sitios restantes, no sorprenden los mayores valores encontrados en pag2 y pagS, dado que en el primero son frecuentes las descargas de escombros y en el segundo, los senderos, la gravilla es un elemento característico. Los máximos encontrados en estos sitios se acercan al 6 %, y son superados solamente por un máximo de 9 % en pag6.

Son destacables los altos coeficientes de variación obtenidos, lo que indica que el volumen de gravilla es muy variable en los sitios estudiados. De ellos, se destaca que pagS tiene el CV más bajo, presentando una importante diferencia con el sitio que le sigue, lo que confirma, en cierta forma, que la gravilla es un elemento característico de los senderos. Sin embargo, es posible que para mejorar la precisión en la determinación de esta variable sea necesario aumentar el volumen de muestra utilizado.

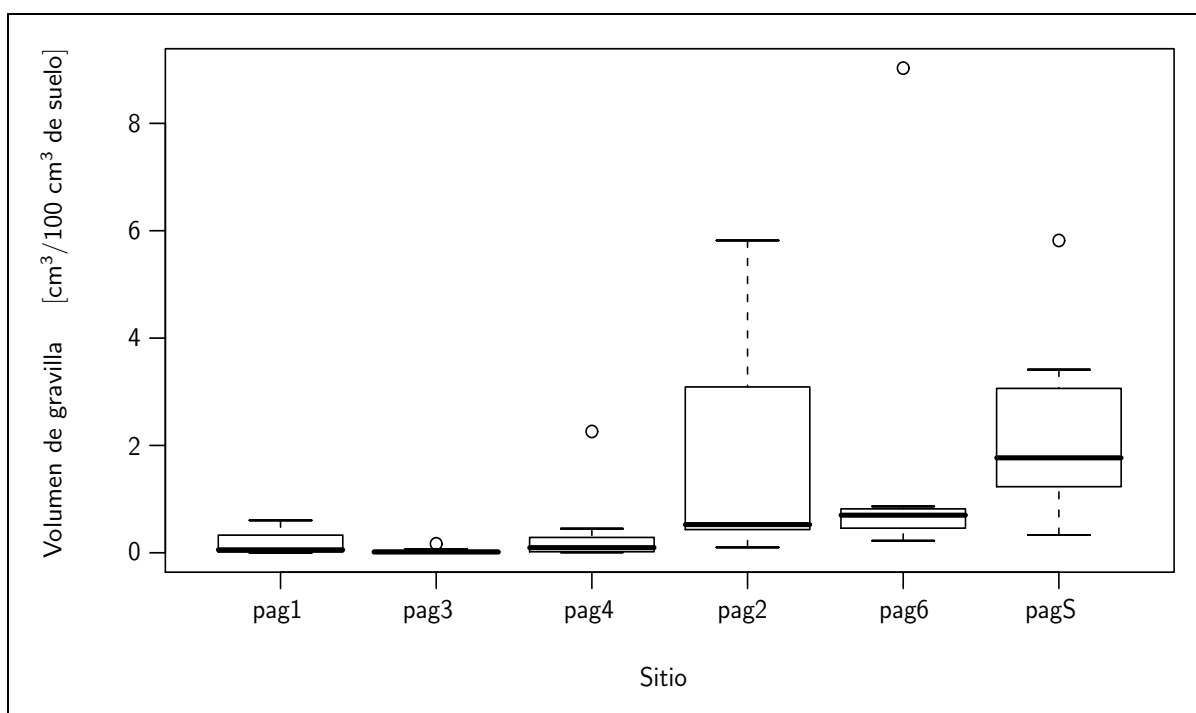


Figura 18.- Boxplot del volumen de gravilla [$\text{cm}^3/100\text{cm}^3$ de suelo] por sitio.

Tabla 3.- Medidas de resumen de la variable volumen de gravilla [$\text{cm}^3/100\text{cm}^3$ de suelo] por sitio.

Sitio	<i>n</i>	Mínimo	Máximo	Media	SD	CV %
pag1	8	0,00	0,60	0,18	0,25	145,5
pag2	8	0,10	5,82	1,75	2,34	133,8
pag3	8	0,00	0,17	0,04	0,06	155,5
pag4	8	0,01	2,26	0,38	0,77	201,0
pag6	8	0,23	9,03	1,65	2,99	181,0
pagS	8	0,33	5,82	2,29	1,72	75,4

n: tamaño de muestra; SD: desviación estándar; CV %: coeficiente de variación.

La comparación del volumen de gravilla por sitios se realizó para determinar si existen diferencias significativas entre los mismos. En primera instancia se realizó un análisis de la variancia, pero el no cumplimiento del supuesto de normalidad de los residuos ($p = 2,12 \cdot 10^{-8}$), llevó a la realización de una comparación utilizando un test no paramétrico. Legendre y Legendre (1998) justifican su utilización cuando no se quiere transformar la variable, operación que dificulta la interpretación ecológica de los resultados. La prueba de Kruskal Wallis indicó que la hipótesis de igualdad de medias entre sitios debe rechazarse ($p = 3,20 \cdot 10^{-5}$), de manera que el volumen de gravilla no es igual en los sitios estudiados.

Ante la suposición de que esta variable del suelo pudiera afectar alguna de las propiedades estudiadas, se hicieron diagramas de dispersión que pudieran mostrar asociaciones entre las mismas. A simple vista, las gráficas mostraron ausencia de relación entre las variables k , S , porosidad total, densidad aparente (estas dos últimas sin corregir por el volumen de gravilla) y el volumen de gravilla. Un ejemplo se puede ver en la Figura 19, en donde, si bien los cinco puntos con mayores volúmenes de gravilla coinciden con los menores valores de porosidad total, el gráfico no presenta una tendencia que permita establecer relaciones directas entre las variables graficadas.

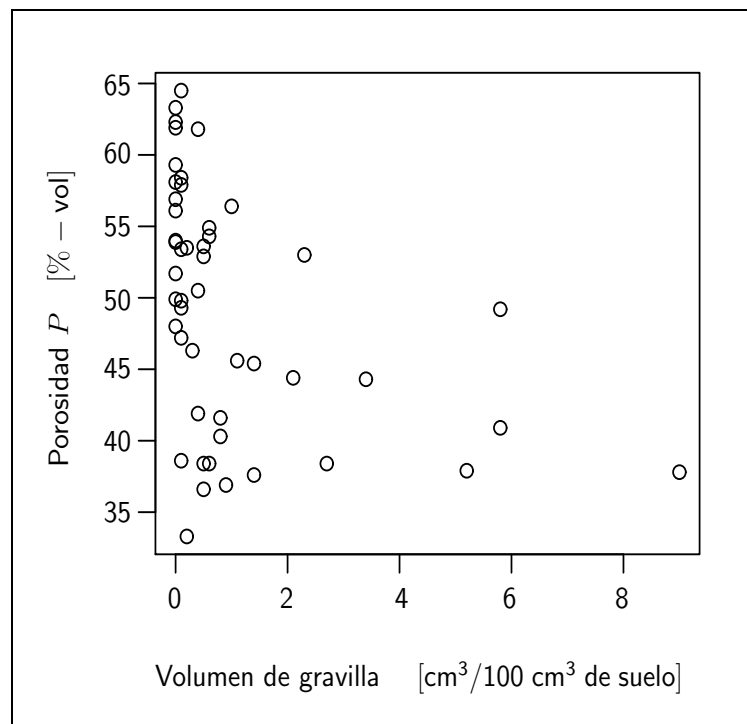


Figura 19.- Diagrama de dispersión porosidad total no corregida por la gravilla versus volumen de gravilla.

En resumen, el volumen de gravilla encontrado en las unidades de estudio no es muy importante ($< 2,3 \%$) y presenta una gran variabilidad dentro de cada sitio. Los gráficos de

dispersión no muestran influencia de esta variable en las propiedades hidráulicas así como tampoco en las propiedades del sistema poroso. Sin embargo, las variables relacionadas con este último fueron corregidas según el volumen de gravilla determinado en cada punto.

3.3.- Propiedades hidráulicas del suelo

3.3.1.- Precisión de los valores obtenidos

Como se explicó en el capítulo de metodología, el cociente S/S_{opt} permite determinar la importancia que la capilaridad y/o gravedad tienen en el flujo de agua en el suelo. En los sitios estudiados, los valores del cociente S/S_{opt} se encuentran mayormente por debajo del valor 1 (uno) (Figura 20), lo que indica que en 41 de los 48 puntos medidos, los suelos en estudio pertenecen al dominio gravitacional (Vandervaere *et al.*, 2000b) lo cual es esperable, dado que la gravedad es más importante en suelos arenosos (Zhang, 1997b). En estas condiciones, las estimaciones de S no son precisas por la importancia del flujo debido a la gravedad; mientras que, las condiciones para determinar k con precisión son adecuadas. De los siete casos en que los valores del cociente son mayores a 1 (uno), dos se encuentran en el intervalo entre 1,1 y 1,25 y se los considera pertenecientes al límite $S \approx S_{opt}$, en el cual las condiciones para estimar S y k son propicias. Los cinco casos restantes, tiene un cociente superior a 1,4, de manera que se encuentran en el dominio capilar (Vandervaere *et al.*, 2000b) y por lo tanto la estimación de k obtenida en ese punto no es precisa. A pesar de ello, no se los excluye del análisis estadístico. En resumen, las estimaciones de k son precisas en 43 de los 48 puntos medidos, mientras que las estimaciones de S no lo son en la mayoría de los casos, por lo que los valores obtenidos de esta última propiedad deben ser considerados con precaución.

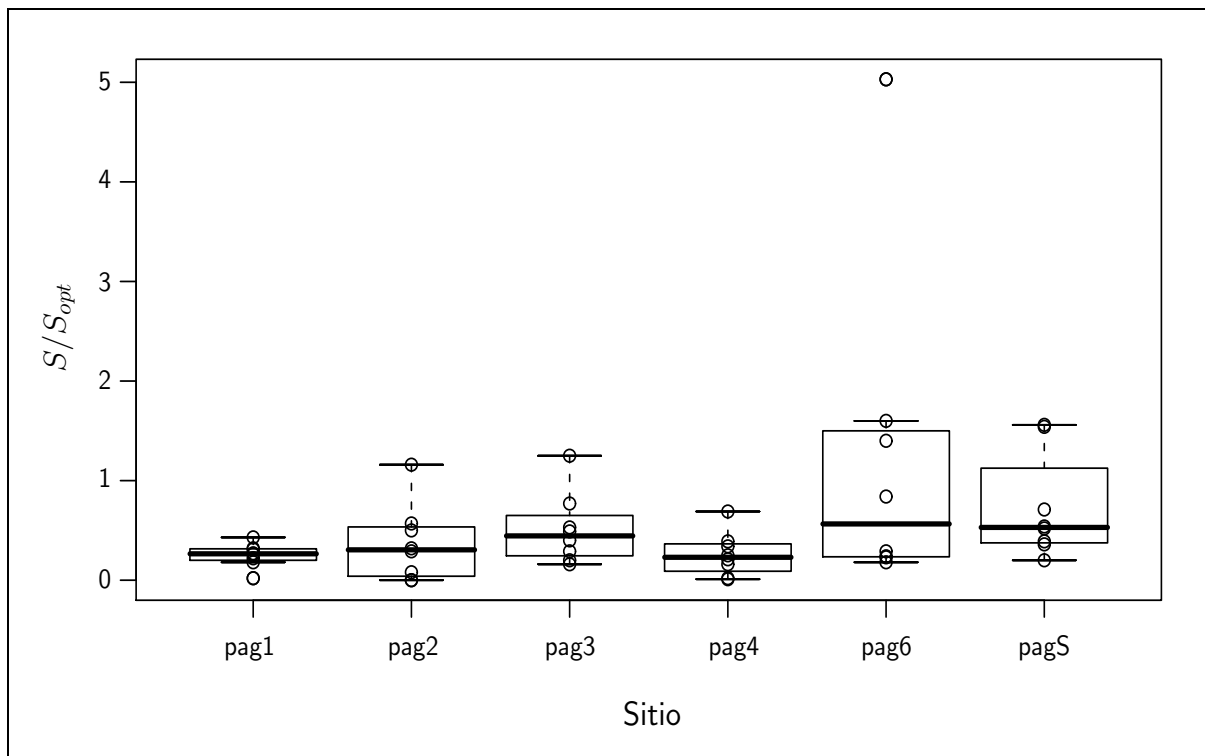


Figura 20.- Boxplot de valores del cociente S/S_{opt} por sitio.

3.3.2.- Sorptividad

A pesar de la escasa precisión de los valores de esta variable en los sitios estudiados, se considera importante su análisis, pudiendo servir de referencia en estudios posteriores. Los valores medios de S se encuentran entre 3,03 y 7,71 $\text{mm h}^{-1/2}$ (pag2 y pag3 respectivamente) (Tabla 4, Figura 21). En tres de las seis unidades estudiadas, los valores medios se encuentran en torno al intervalo entre 3,0 y 3,5 $\text{mm h}^{-1/2}$ (pag1, pag6 y pagS), siendo estos los sitios con menores valores de esta propiedad. De las unidades restantes, dos ligeramente superan los 5,0 $\text{mm h}^{-1/2}$ (pag1 y pag4) y la restante, pag3, tiene el valor más alto de sorptividad (7,71 $\text{mm h}^{-1/2}$). Los rangos de esta variable son bastante uniformes y amplios, con valores entre 7 y 10 $\text{mm h}^{-1/2}$ generalmente muy próximos al máximo de cada sitio, a excepción de un solo caso (pagS), con rango de menor que 6 $\text{mm h}^{-1/2}$.

En cuanto a la variabilidad dentro de las unidades, los coeficientes de variación están comprendidos entre 47 % (pag1) y 105 % (pag6). Estos resultados están en concordancia con la alta variación espacial de las propiedades hidráulicas del suelo mencionada por algunos autores (Russo y Bresler, 1981; Bosch y West, 1998).

Tabla 4.- Medidas de resumen de la sorptividad [$\text{mm h}^{-1/2}$] por sitio.

Sitio	n	Mínimo	Máximo	Rango	Media arit.	SD	CV %
pag1	8	0,38	7,67	7,29	5,07 ab	2,38	47,0
pag2	8	0,01	8,04	8,03	3,03 a	2,76	91,2
pag3	8	2,81	12,71	9,90	7,71 b	3,85	50,0
pag4	8	0,14	8,29	8,15	5,08 ab	3,36	66,1
pag6	8	0,72	10,62	9,90	3,41 ab	3,58	104,8
pagS	8	0,91	6,79	5,88	3,28 ab	1,87	56,9

n : tamaño de muestra; SD: desviación estándar; CV %: coeficiente de variación. Letras distintas indican diferencias significativas ($\alpha = 0,05$).

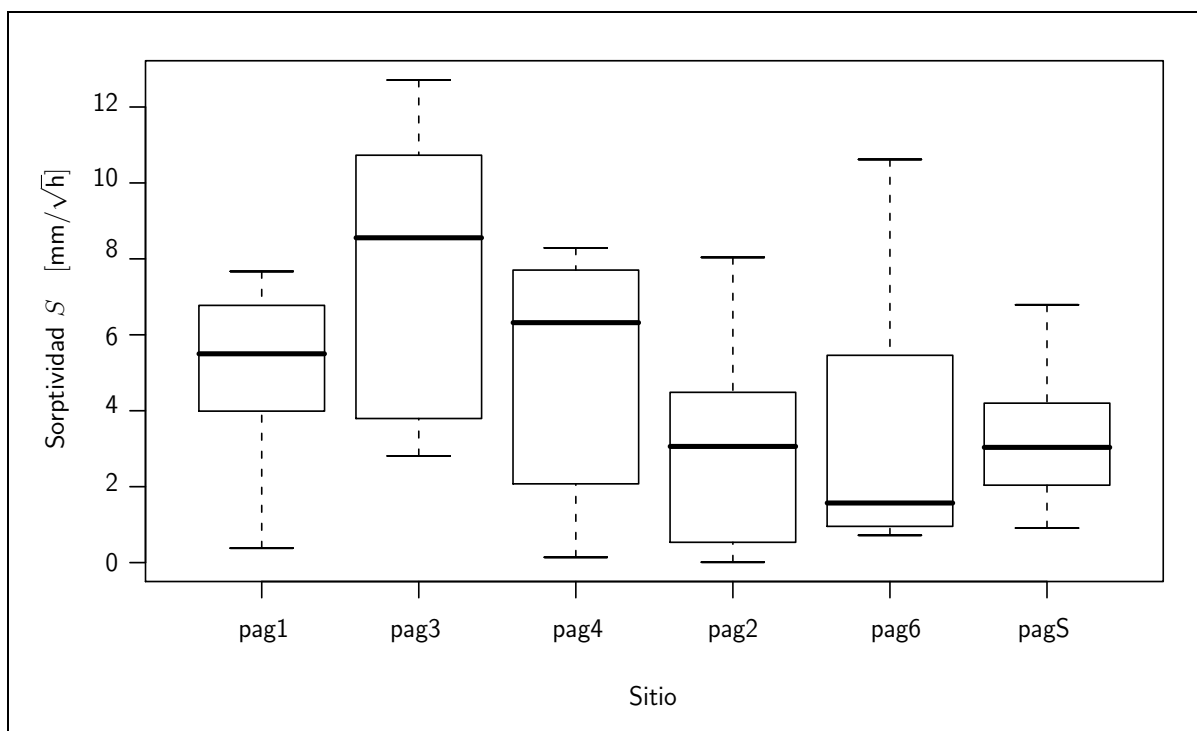


Figura 21.- Boxplot de valores de sorptividad [$\text{mm h}^{-1/2}$] por sitio.

3.3.2.1.- Relación entre sorptividad, sistema poroso y contenido inicial de humedad

Las relaciones entre S y las propiedades del sistema poroso se analizaron a partir de regresiones lineales, con miras a identificar asociaciones entre ellas que pudieran explicar su comportamiento.

El análisis de regresión lineal entre S y el contenido inicial de humedad del suelo (θ_n) indicó que no hay asociación entre estas variables ($p = 0,84$) (Figura 22), así como tampoco la hay entre S y la diferencia $P - \theta_n$ ($p = 0,11$; P : porosidad total, θ_n : contenido inicial de humedad), para la cual Walker y Chong (1986) obtuvieron un alto coeficiente de determinación. Con respecto a las variables del sistema poroso, las pruebas de hipótesis indicaron asociación entre S y los macroporos totales (Figura 22) y macroporos anchos ($\alpha = 0,05$), sin embargo, los bajos valores de los coeficientes de determinación ($R^2 = 0,10$ y $R^2 = 0,11$ respectivamente) indican que estas fracciones de poros explican pobremente la

variabilidad de S . Los análisis de regresión con las demás variables del sistema poroso (porosidad total, macroporos finos y densidad aparente) indicaron falta de asociación entre las mismas ($\alpha = 0,05$). Las pruebas de normalidad de los residuos permitieron aceptar este supuesto dando validez a los análisis de regresión realizados.

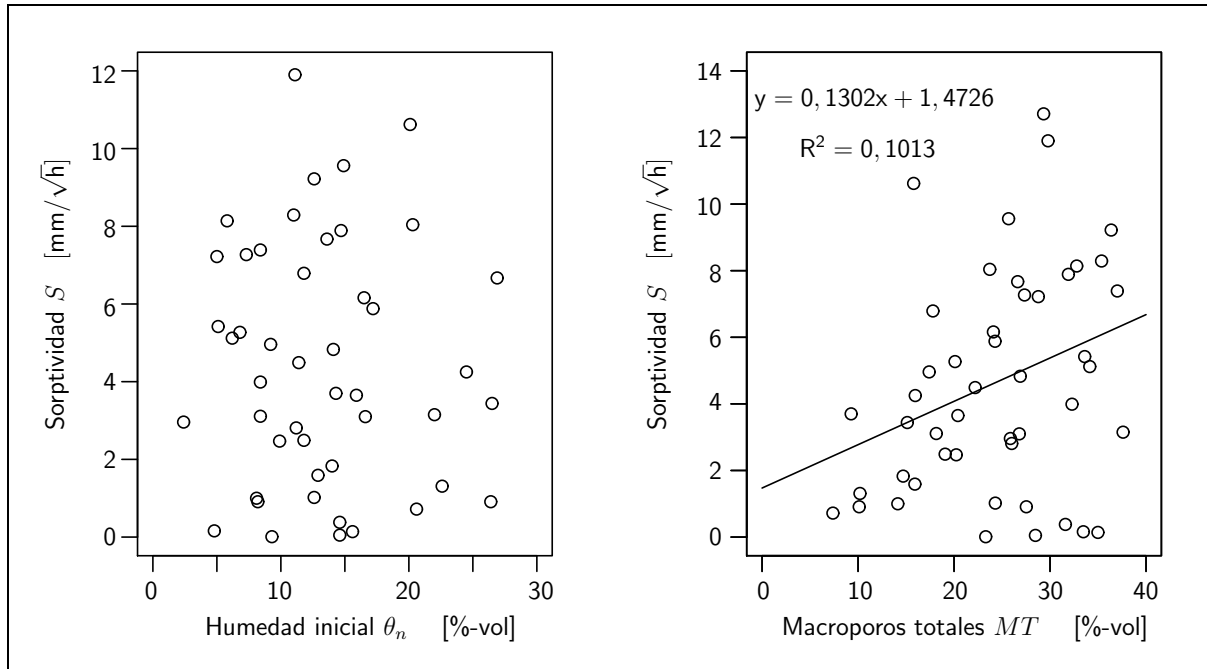


Figura 22.- Diagramas de dispersión de sorptividad versus humedad inicial (izquierda) y macroporos totales (derecha).

3.3.2.2.- Comparación de la sorptividad por sitios

La comparación de los sitios en función de esta variable, permite evaluar la incidencia que los tratamientos (sitios) podrían tener sobre esta propiedad del suelo. El análisis de la variancia para un nivel de significación del 5 % indica que la hipótesis de igualdad de medias entre sitios debe rechazarse ($p = 0,033$). Con respecto a los supuestos del análisis, se tiene que los residuos se distribuyen normalmente ($p = 0,62$) y las variancias son homogéneas ($p = 0,55$). En consecuencia, el análisis de la variancia resulta válido y se puede concluir que los sitios no tienen valores medios de sorptividad iguales. La comparación por pares de Tukey, indica similitudes entre los sitios con la excepción del par pag2 - pag3 ($\alpha = 0,05$), cuyo valor de probabilidad, $p = 0,04$, no se aleja mucho del valor de aceptación.

3.3.3.- Conductividad hidráulica

En la caracterización de los sitios en función de esta variable se utilizará el valor de la media geométrica en lugar de la aritmética, dado que los valores originales no cumplen con los requisitos para ser analizados con la estadística paramétrica. Esto se determinó a partir del

ANOVA realizado para comparar los sitios a partir de las conductividades hidráulicas (análisis que se verá mas adelante), en el cual los residuos no seguían una distribución normal. Además, la bibliografía indica que esta variable tiene distribución lognormal (Russo y Bresler, 1981; Wu *et al.*, 1999; Bagarello *et al.*, 2000).

Los resultados obtenidos en los ensayos de infiltración comprenden un rango relativamente amplio de valores de conductividad hidráulica k_i en los sitios estudiados (Figura 23).

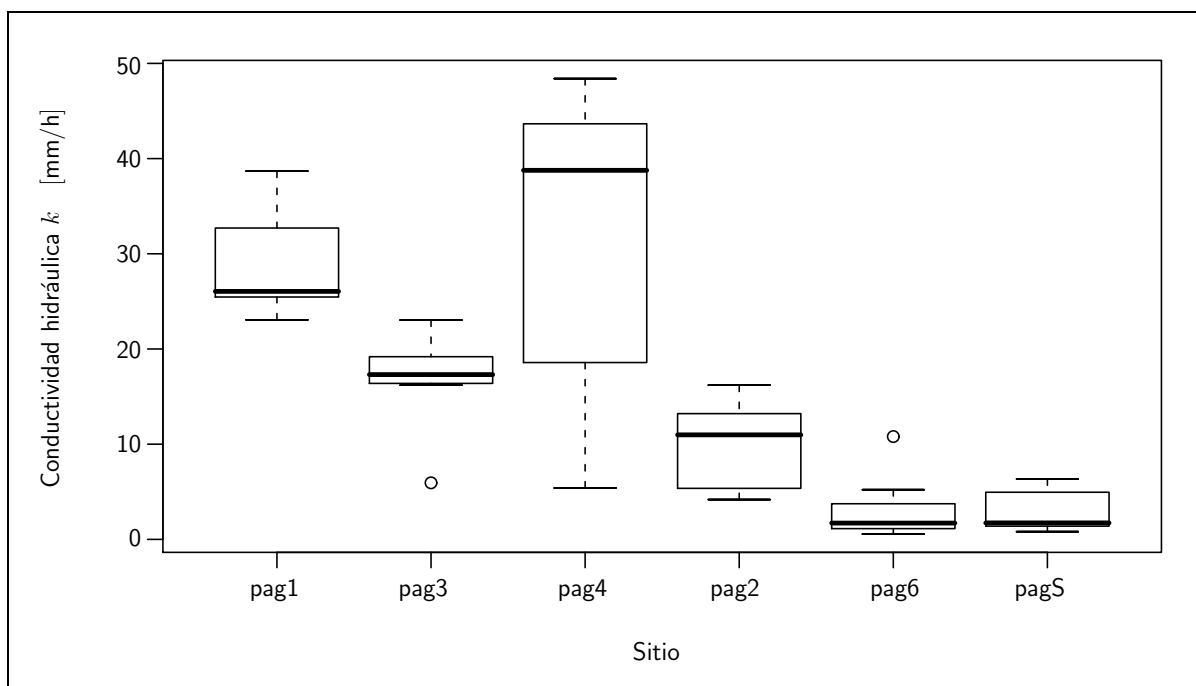


Figura 23.- Boxplot de los valores de conductividad hidráulica k [mm/h] por sitio.

Los valores medios de conductividad hidráulica van desde $3,03 \text{ mm h}^{-1}$ (pagS) hasta $36,90 \text{ mm h}^{-1}$ (pag4) (Tabla 5), indicando una importante diferencia entre estos sitios y dando una noción de la variabilidad de ambientes encontrados en el parque. De acuerdo con AG Boden (1996) y Schlichting *et al.* (1995), los sitios pag1, pag3 y pag4 tienen valores de k altos ($16,7$ a $41,7 \text{ mm h}^{-1}$), mientras que el sitio pag2 es calificado como regular ($4,2$ a $16,7 \text{ mm h}^{-1}$) y se consideran bajos los valores obtenidos en pag6 y pagS ($0,4$ a $4,2 \text{ mm h}^{-1}$). Teniendo en cuenta esta evaluación, más lo observado en la Figura 23 y lo experimentado en el terreno, se podría suponer, en primera instancia, semejanzas entre los sitios pag6 y pagS, y del mismo modo para el par pag1 - pag4. Los sitios pag3 y pag2 podrían ser semejantes entre sí, aunque el pag3 no pareciera tan diferente de pag1 y pag4. Estas suposiciones serán confirmadas o descartadas más adelante, utilizando las herramientas estadísticas apropiadas.

En cuanto a los rangos obtenidos para esta variable, se encontró que en cuatro de los seis sitios analizados los rangos estaban entre 10 y 18 mm h^{-1} . De las unidades restantes, se

encuentra pagS con un rango de 5,54 mm h⁻¹, el cual, si bien es relativamente pequeño, corresponde a valores bajos de la variable estudiada; y pag4, que tiene un rango muy elevado (43,00 mm h⁻¹), indicando una importante variabilidad interna, lo cual concuerda con el valor igualmente alto del coeficiente de variación (52,4 %).

Tabla 5.- Medidas de resumen de la conductividad hidráulica [mm/h] por sitio.

Sitio	<i>n</i>	Mínimo	Máximo	Rango	Media Geom.	SD	CV %
pag1	8	23,06	38,68	15,62	28,81	5,34	18,6
pag2	8	4,18	16,20	12,02	10,21	4,46	44,9
pag3	8	5,94	23,04	17,10	17,30	4,93	29,3
pag4	8	5,40	48,40	43,00	36,90	16,74	52,4
pag6	8	0,55	10,80	10,25	3,15	3,44	112,4
pagS	8	0,81	6,35	5,54	3,03	2,15	73,8

n: tamaño de muestra; SD: desviación estándar; CV %: coeficiente de variación. Los valores de SD y CV son obtenidos respecto de los datos originales y la media aritmética.

Si bien los coeficientes de variación de los sitios son altos (Tabla 5), los valores se encuentran dentro del rango obtenido por Russo y Bresler (1981) comprendido entre 41 y 160 %, con dos sitios presentando valores menores que los de este intervalo (pag1 y pag3). En referencia a esto, también otros autores (ej. Van Genuchten, 1980; Bosch y West, 1998) han encontrado que las propiedades hidráulicas de los suelos presentan una gran variabilidad espacial.

3.3.3.1.- Comparación de la conductividad hidráulica por sitios

Luego de caracterizar los sitios estudiados de acuerdo a las propiedades hidráulicas, interesa comparar los sitios para identificar semejanzas y/o diferencias entre los mismos, y posteriormente comparar estos resultados con la clasificación de la superficie del Parque Aguirre realizada *a priori*. La comparación de *k* en función de los sitios se realizó mediante un análisis de la variancia, tomando como nivel de significación $\alpha = 0,05$.

3.3.3.1.1.- Evaluación de los macroporos totales como covariable

Previo al análisis de la variancia, se consideró la posibilidad de incorporar los macroporos totales como covariable, dada la gran incidencia que tienen en el flujo de agua en el suelo y la asociación entre ambas que se demostrará más adelante (Figura 26).

Una covariable es una variable que está relacionada con la variable respuesta (en este caso *k*) y por lo tanto la afecta. En caso de existir una covariable, y que esta no fuera incorporada al análisis, la precisión del mismo para detectar diferencias en las respuestas debido a los tratamientos se reduce (Montgomery, 1993). Otro requisito de una covariable es la independencia con respecto a los tratamientos.

Para probar la independencia de la variable, se realizó un análisis de la variancia tomando a los macroporos totales como variable respuesta y a los sitios como tratamientos.

Los resultados del mismo dieron un valor de $p = 2,2 \cdot 10^{-10}$, por lo que se debe rechazar la hipótesis de igualdad de medias. El cumplimiento de los supuestos, normalidad de los residuos ($p = 0,470$, $N = 47$) y homogeneidad de las variancias ($p = 0,531$, $N = 47$), da validez al análisis. Por lo tanto, el rechazo de la hipótesis nula permite concluir que los sitios no tienen valores medios iguales para esta variable, y por lo tanto, esta no es independiente de los sitios (tratamientos). De manera que los macroporos totales no pueden ser utilizados como covariable en la comparación de la conductividad hidráulica entre los sitios.

3.3.3.1.2.- Comparación de sitios en función de k

Una vez descartados los macroporos totales como covariable, se realizó la comparación de sitios en función de la conductividad hidráulica. El análisis de la variancia indica que se debe rechazar la hipótesis de igualdad de medias entre sitios ($p = 2,39 \cdot 10^{-10}$), sin embargo, la falta de cumplimiento de los supuestos (normalidad de los residuos: $p = 4,25 \cdot 10^{-5}$ y homogeneidad de las variancias: $p = 0,017$) compromete la precisión del ANOVA y por lo tanto su validez resulta cuestionable.

Ante la falta de cumplimiento de los supuestos, se recomienda transformar la variable, con la finalidad de satisfacerlos. La transformación consistió en aplicar el logaritmo decimal al producto $10k_i$ (la multiplicación por 10 (diez) se hizo para evitar valores negativos en caso que $k_i < 1$ (Sachs, 1978)) respondiendo a la distribución teórica de la variable, como recomienda Montgomery (1993).

Con los valores de la variable transformada ($\log(10k_i)$), se realizó un nuevo análisis de la variancia. El valor de probabilidad ($p = 2,36 \cdot 10^{-11}$) (Tabla 6), indica que la hipótesis de igualdad de medias debe rechazarse para la nueva variable.

Tabla 6.- Análisis de la variancia de $\log(10k)$ en función de los sitios.

	gl	SC	CM	F-valor	p-valor
Sitio	5	10,40	2,08	24,10	$2,36 \cdot 10^{-11}$
Error	42	3,62	0,09		
Total	47	14,02			

gl: grados de libertad; SC: suma de cuadrados; CM: cuadrado medio.

En este caso, las pruebas indican que los supuestos se cumplen. Los residuos tienen distribución normal ($p=0,405$) y las variancias son homogéneas ($p = 0,232$); además, la gráfica de residuos versus predichos (Figura 24) confirma este resultado, al no presentar tendencias evidentes. La verificación de ambos supuestos otorga validez al análisis de la variancia y de él se concluye que los sitios no tienen valores medios de $\log(10k)$ iguales.

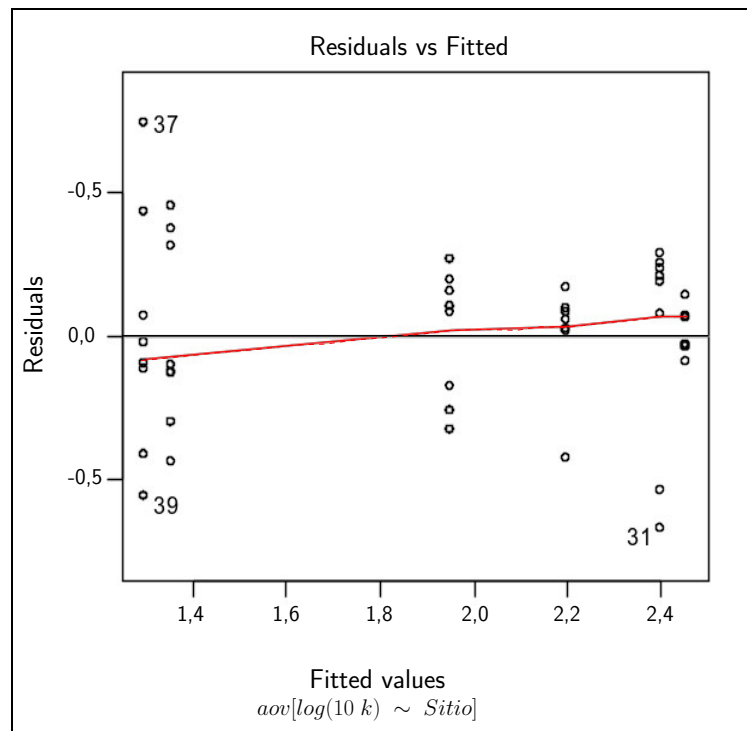


Figura 24.- Residuos versus predichos del ANOVA de $\log(10k)$ en función de los sitios.

3.3.3.1.3.- Comparación de sitios por pares

Una vez determinado que los sitios no tienen valores medios iguales para la variable transformada, interesa conocer cuáles de ellos cumplen con esta condición. La comparación por pares de Tukey, considerando $\alpha = 0,05$, indica similitudes entre los pares de sitios pag1-pag3, pag1-pag4, pag3-pag4 y pag6-pagS (Figura 25). Además, se acepta la igualdad entre los sitios pag3 y pag2, aunque este último no tiene similitudes estadísticamente significativas con los sitios pag1 y pag4, como ocurre con pag3.

En base a esto, se pueden agrupar a los sitios pag1, pag3 y pag4, coincidiendo con la clasificación realizada *a priori* en que los mismos están parqueizados y presentan un cierto ordenamiento (nivel 1 y 2); además, tienen valores de conductividad hidráulica altos. También, se destaca la semejanza entre los sitios pag6 y pagS, por su alto valor de probabilidad, lo que daría lugar a suponer que los usos intensivos a los cuales están sometidos tienen consecuencias similares para esta variable, afectándola considerablemente ya que sus valores son considerados bajos. Por último, la semejanza entre pag2 y pag3 podría ser en cierta forma llamativa y las causas posibles se discutirán en el próximo capítulo.

Estas igualdades entre sitios deben ser consideradas con cierta reserva ya que cada una de las unidades presenta espacios utilizados para diversos fines y por lo tanto, tienen propiedades hidráulicas diferentes del resto de la unidad. Es así que la presencia de una cancha de fútbol en pag2 y de senderos en pag1, pag3 y pag4, así como superficies

pavimentadas y edificadas, disminuirá la capacidad de infiltración en esos espacios y por lo tanto afectará el volumen de agua que pueden absorber las unidades.

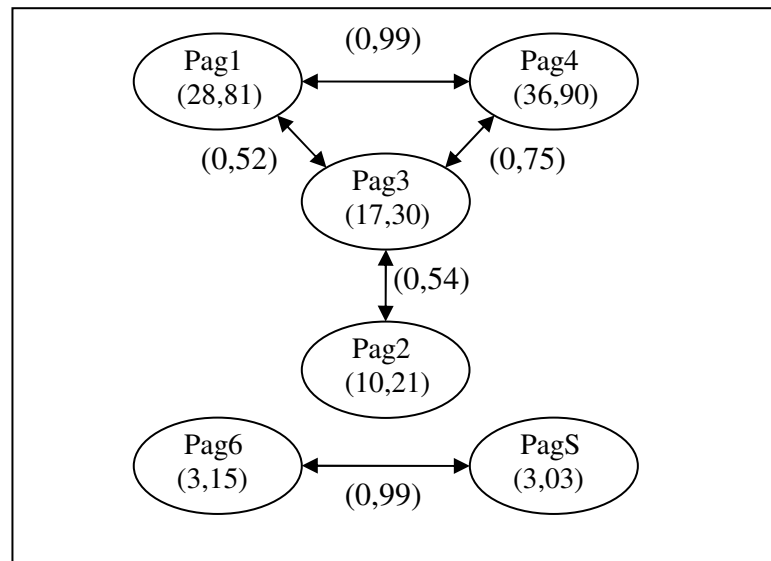


Figura 25.- Sitios estadísticamente iguales según comparación de medias mediante test de Tukey ($\alpha = 0,05$). Debajo del nombre del sitio se encuentra la media geométrica y en las flechas el valor de probabilidad ajustado que determina la igualdad.

3.3.3.2.- Conductividad hidráulica versus sistema poroso

Como se ha mencionado anteriormente, las características del sistema poroso determinan el movimiento y almacenamiento de agua en el suelo. Es por ello que se espera una relación entre la conductividad hidráulica y las propiedades que describen el sistema poroso. En este análisis, no sólo interesa comprobar la asociación entre las variables, sino también, cuánto de la variabilidad de la conductividad hidráulica es atribuible a la información obtenida a partir de las variables del sistema poroso, en vista de encontrar posibles estimadores de k . La asociación entre variables se estableció a través de análisis de regresión. En algunos casos se debieron utilizar los valores transformados de la variable ($\log(10k)$) y en otros los originales, a fin de satisfacer la normalidad de los residuos.

En primera instancia se analizó la asociación entre k y los macroporos totales por la importancia de su aporte al flujo. El análisis de regresión indica asociación entre estas variables ($p = 1,09 \cdot 10^{-7}$). Sin embargo, el coeficiente de determinación obtenido ($R^2 \approx 0,47$; $n = 47$, n : tamaño de muestra), indica que los macroporos totales explican menos del 50 % de la variabilidad del modelo (Figura 26). Esto da lugar a la suposición de la influencia de otras variables que afectan a la conductividad hidráulica. En este sentido, se analizó si la incorporación del volumen de gravilla podía mejorar el modelo, sin embargo, la gráfica de los

residuos de la regresión versus el volumen de gravilla (Figura 27) llevó a descartar esta hipótesis.

En la Figura 26, también se puede ver que en la medida que el volumen de macroporos totales es mayor, los valores de conductividad hidráulica aumentan rápidamente, lo que estaría en concordancia con la Ley de Poiseuille, que establece que el caudal que circula por un cilindro de radio r es proporcional a r^4 . Esto dio lugar a suponer una relación exponencial k y MT. De acuerdo con la Figura 26, este tipo de relación entre las variables mejora ligeramente la explicación de la variabilidad de k a partir de los macroporos totales ($R^2 \approx 0,50$).

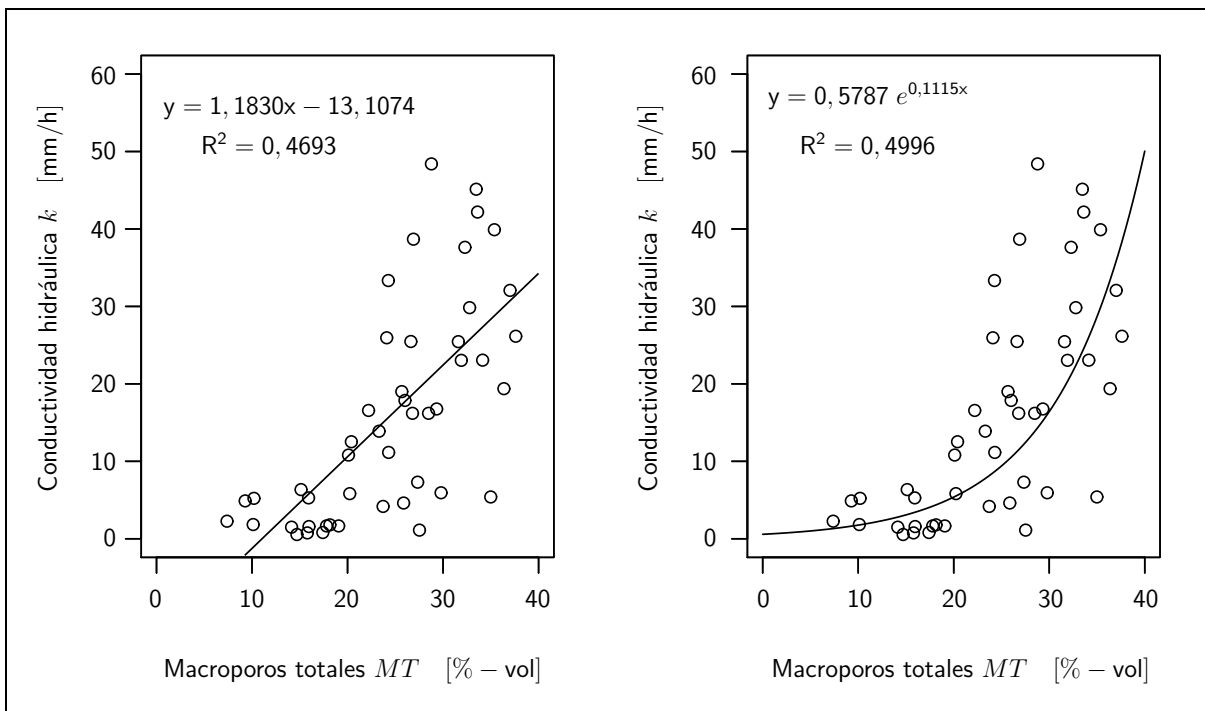


Figura 26.- Regresión lineal (izquierda) y exponencial (derecha) entre la conductividad hidráulica y los macroporos totales.

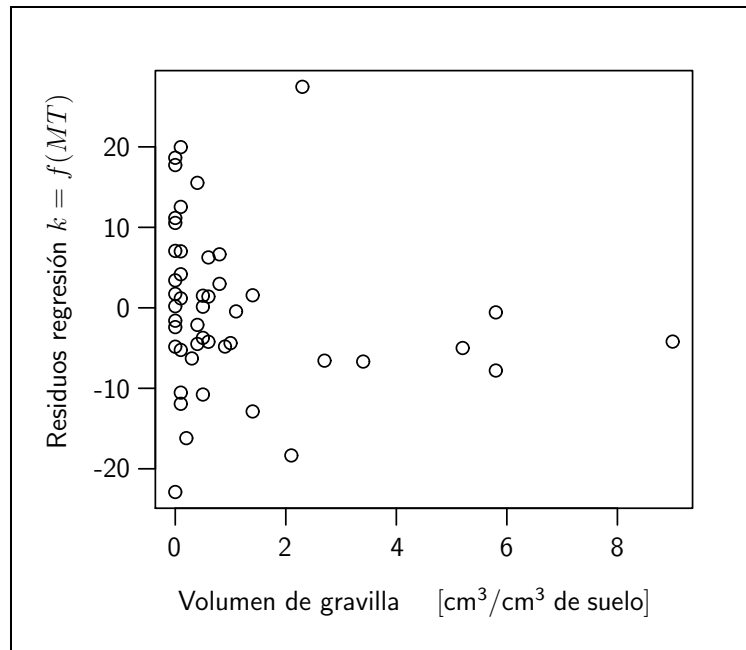


Figura 27.- Diagrama de dispersión de los residuos de la regresión k vs. MT versus volumen de gravilla.

Además de analizar la asociación entre k y los macroporos totales, se consideraron también las relaciones: k vs. MF , $\log(10k_i)$ vs. MA y $\log(10k_i)$ vs. Dap , con el propósito de evaluar si alguna de ellas explica mejor la variabilidad de la conductividad hidráulica o de su logaritmo que los macroporos totales. Estos análisis indican que los macroporos anchos y la densidad aparente ofrecen una pobre explicación de la variabilidad de $\log(10k_i)$ ($R^2 \approx 0,33$ y $R^2 \approx 0,36$ respectivamente, Figura 28). Del mismo modo, el volumen de macroporos finos explica solamente el 36 % de la variabilidad de k (Figura 29).

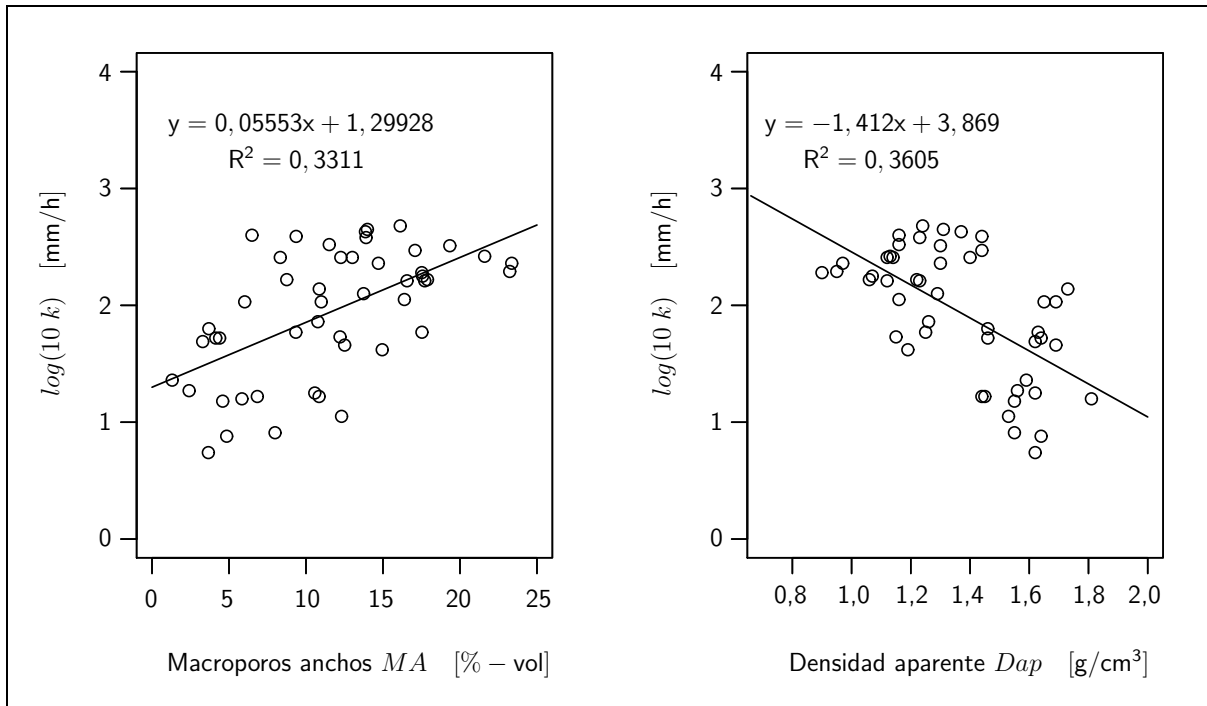


Figura 28.- Regresión lineal de $\log(10k)$ versus macroporos anchos (izquierda) y densidad aparente (derecha).

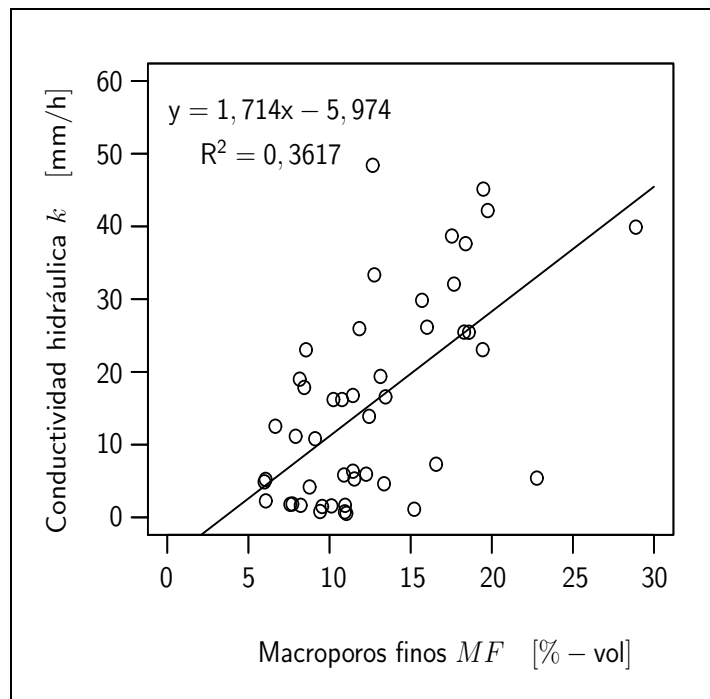


Figura 29.- Regresión lineal de la conductividad hidráulica versus macroporos finos.

Como conclusión de los resultados de estos análisis se destaca que, de los parámetros del sistema poroso, son los macroporos totales los que mejor explican la variabilidad de k ($\approx 50\%$). Esto posiciona a esta variable como la más adecuada al momento de considerar un estimador de la conductividad hidráulica. Sin embargo, esta explicación parcial da lugar a

suponer la existencia de otras variables que influyen en la magnitud de k . La existencia de costras biológicas y/o minerales en la superficie del suelo, y/o la presencia de sustancias orgánicas, pueden tener una acción impermeable o hidrofóbica que disminuye las tasas de infiltración hacia el suelo. Esto último reafirma la importancia de la preservación de las condiciones superficiales del suelo al momento de realizar ensayos de infiltración, ya que pueden ser determinantes, en algunos casos, de la velocidad con que el agua ingresa al suelo.

3.3.2.3.- Influencia de S durante el proceso de infiltración

Como se dijo en el capítulo anterior, S es dominante en los primeros estadios del proceso de infiltración; luego, en la medida que el tiempo transcurre, la influencia de la gravedad aumenta, adquiriendo el flujo gravitacional, mayor importancia que el flujo debido a la sorptividad.

En la Figura 30 se puede ver que la importancia de S durante el proceso de infiltración ha sido diferente en los distintos sitios. En los primeros cuatro sitios, se ve que para el lapso de tiempo considerado, la influencia de k en el flujo es mayor que la de S . El tiempo que le toma a k igualar a S para luego hacerse dominante es variable, requiriendo 500 s aproximadamente en el menor de los casos (pag1), hasta 2500 s aprox. en el sitio que demora más tiempo (pag3). Para los sitios restantes (pag6 y pagS), S es dominante a lo largo del lapso de tiempo graficado, aunque se ve una tendencia creciente de k sobre S .

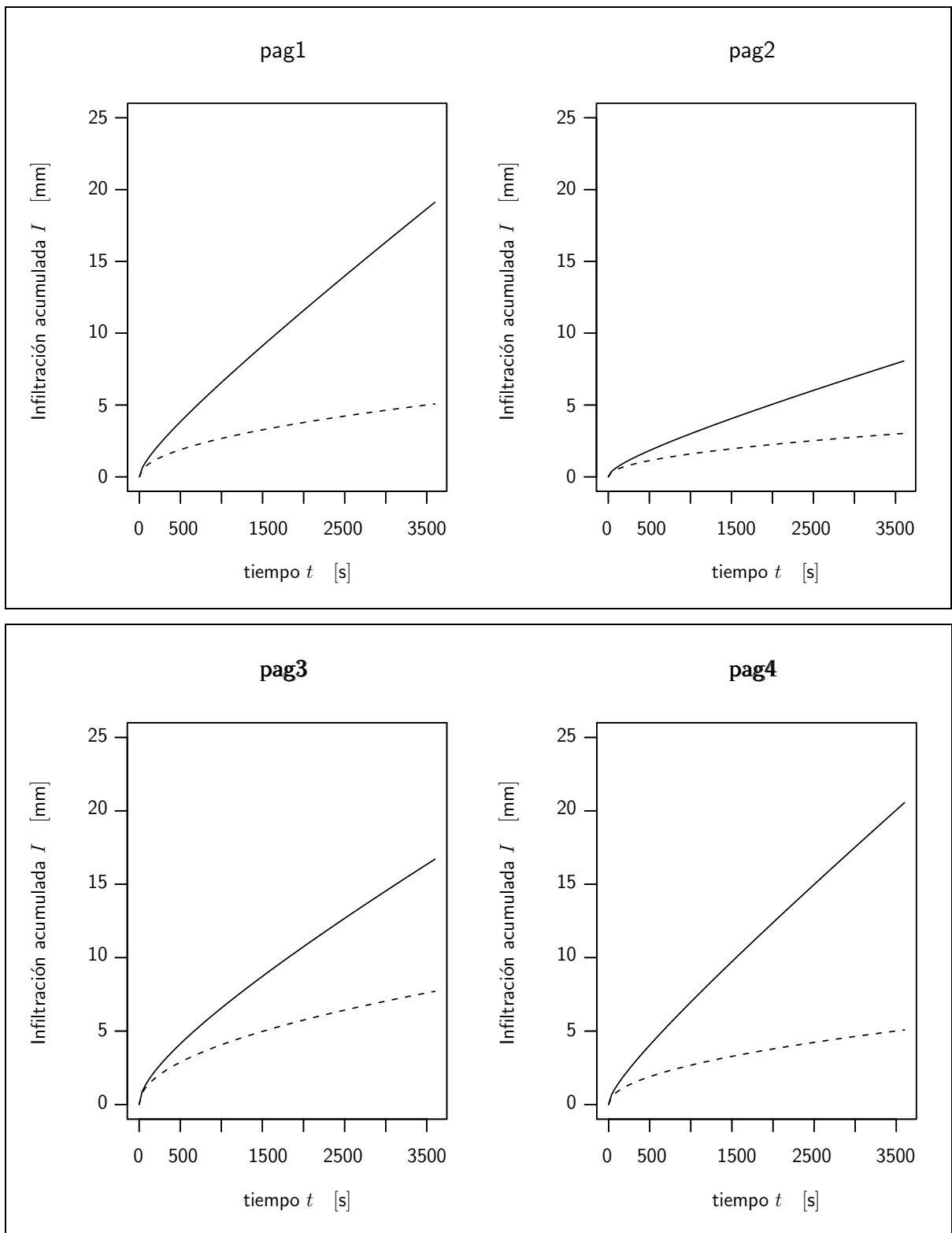


Figura 30.- Curvas de infiltración acumulada versus tiempo (línea continua) y el aporte a la misma realizado por la sorptividad (línea punteada).

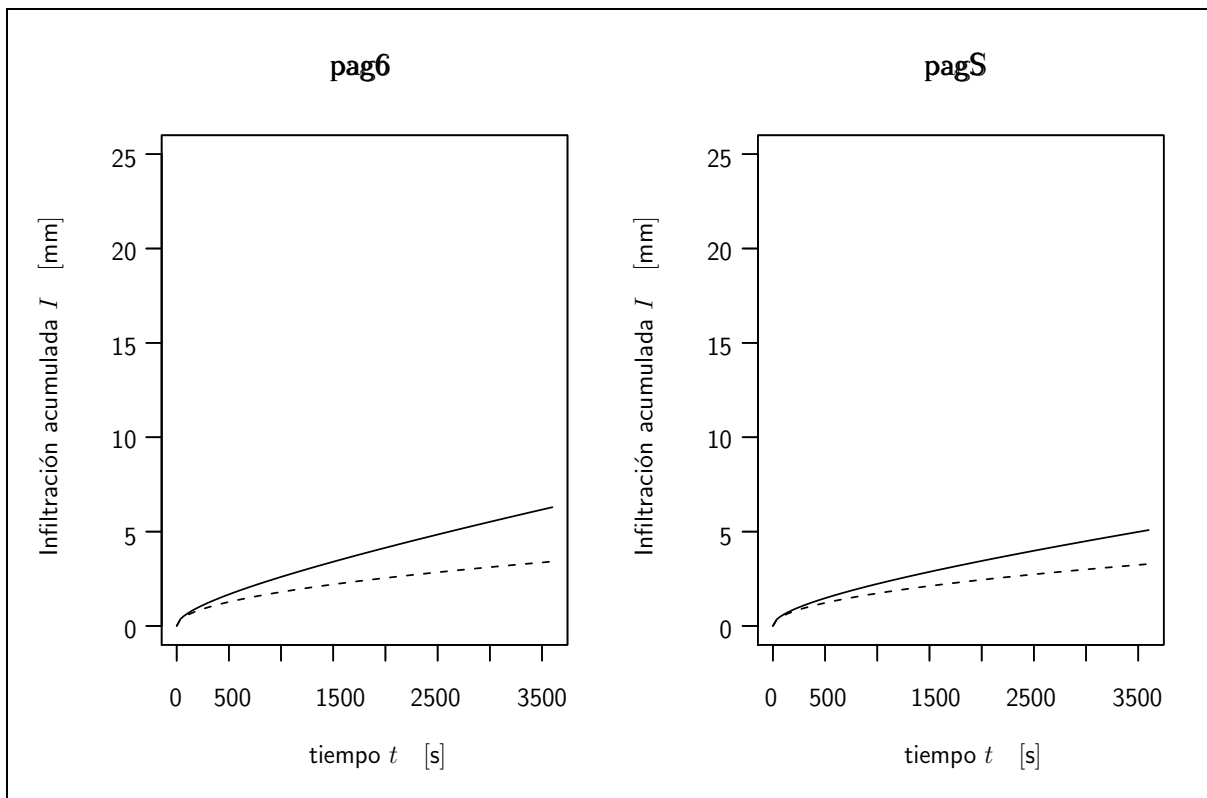


Figura 30 (Cont.).- Curvas de infiltración acumulada versus tiempo (línea continua) y el aporte a la misma realizado por la sorptividad (línea punteada).

Como se mencionó anteriormente, la tasa de infiltración disminuye a medida que el tiempo t aumenta, hasta alcanzar un valor constante. Cuando esto ocurre, el flujo de agua en el suelo ha alcanzado el estado estacionario y es común asumir que la tasa de infiltración es igual al valor de conductividad hidráulica del suelo (Wilson y Luxmoore, 1988). Es por ello que, la consideración de los valores de k como valores mínimos de capacidad de infiltración tendría un carácter conservador en un estudio de riesgos de inundación y erosión por escorrentía, ya que se tendría un margen de “tolerancia” dado por el aporte de la sorptividad. Esto es importante para el control de estos procesos por las consecuencias indeseables que generan. Es por ello que se puede considerar a la conductividad hidráulica (de manera individual) como un estimador conservador de los riesgos asociados a los problemas de regulación del balance de agua en los distintos ambientes.

3.3.3.3.- Resumen sobre los aspectos más destacables de la conductividad hidráulica

La conductividad hidráulica es una propiedad fundamental para describir el flujo de agua en el suelo. Su magnitud está relacionada con las características del sistema poroso y en este caso la mayor asociación se encontró con el volumen de macroporos totales presentes en el suelo. Sin embargo, la relación parcial entre estas variables da lugar a suponer la influencia de otros aspectos en el flujo de agua en el suelo.

También se ha observado relación entre el uso y manejo que se hace en las unidades del parque con los valores de conductividad hidráulica. Las zonas parquizadas y utilizadas de manera ordenada presentan valores altos para esta propiedad (pag1, pag3 y pag4), mientras que aquellas que tienen usos más intensos y degradantes presentan valores de k regulares o bajos (pag2, pag6 y pagS).

Por último, la influencia de S es máxima al inicio del proceso de infiltración, pero en la medida que el tiempo (t) transcurre, la conductividad hidráulica adquiere más importancia, a tal punto que generalmente se asume que la tasa de infiltración al estado estacionario es igual al valor de k . Es por ello que, la consideración de los valores de conductividad hidráulica como valores mínimos de capacidad de infiltración tendría un carácter conservador en un estudio de riesgos de inundación y erosión por escorrentía, dado por el margen de “tolerancia” aportado por la sorptividad.

3.4.- Aplicación práctica de los valores de k

Una vez obtenidos los valores de conductividad hidráulica de cada sitio, se realizó una cuantificación aproximada de la capacidad de infiltración de cada unidad (Tabla 7). Para ello, se determinaron las superficies destinadas a los diferentes usos que coexisten en cada unidad y a cada una de ellas se le asignó un valor de capacidad de infiltración a partir de los valores de k determinados (Anexos A, B y C). A modo de ejemplo, la unidad pag2 es atravesada por una calle de tierra y posee una cancha de fútbol, al área ocupada por la calle se le asignó el valor de k obtenido para pagS y a la cancha el de pag6 (Anexo A). Al resto de la unidad se le asignó el valor determinado para pag2, aplicando factores de corrección en los sectores con pendiente y se asignó una capacidad nula a las superficies selladas. Luego, cada sector puede captar un determinado volumen de agua y la sumatoria de los mismos constituye la capacidad de infiltración [dm^3] del sitio.

Tabla 7.- Capacidad de infiltración por unidad de área de los sitios pag2, pag3 y pag4 para un período de 60 min.

Sitio	Área total [m^2]	Capacidad de Infiltración [dm^3]	Capacidad de infiltración/área [dm^3/m^2]
pag2	39112	344045	8,8
pag3	36403	464471	12,8
pag4	43181	1334203	30,9

Una vez determinados los volúmenes de agua que pueden captar las unidades, interesaba relacionar esta información con registros de intensidad – duración y recurrencia de

las precipitaciones de Santiago del Estero, a fin de poder evaluar el aporte que estas unidades hacen a la regulación del balance de agua en el sistema urbano.

3.4.1.- Curvas de intensidad – duración – recurrencia de precipitaciones para Santiago del Estero

Las curvas utilizadas fueron elaboradas a partir de datos pluviográficos recabados por el INTA, con el fin de servir a estudios de drenajes pluviales de la ciudad de Santiago del Estero (Basan Nickisch, 1992⁴) (Figura 31). Del análisis matemático de las funciones ($y = a \cdot \log(x) + b$) que relacionan la intensidad de las precipitaciones y el período de recurrencia, se interpreta que para eventos anuales ($x = 1$), el producto se anula y la intensidad de precipitación es igual a la ordenada al origen; cuando la recurrencia es de 10 años, la intensidad es igual a la suma ($a + b$) y cuando es de 100 años, la intensidad es ($2a + b$).

La intersección de las curvas correspondientes a las tasas medias de infiltración de las unidades pag2, pag3 y pag4 con las funciones correspondientes a precipitaciones de distintas duraciones, marcan la recurrencia máxima para la cual cada unidad tiene capacidad de absorber el agua sin producir anegamiento. Es así que, en la unidad pag4 se producirá acumulación de agua en superficie para las precipitaciones máximas de 5 y 30 min, en tanto que para las de 60 y 120 min esto ocurrirá para episodios máximos de recurrencia de uno y seis años respectivamente. Las unidades pag2 y pag3 tendrán acumulación de agua libre en todas las circunstancias analizadas, a excepción de episodios anuales de 120 min de duración, ya que las tasas de precipitación son menores que las capacidades de captación promedio de estas unidades.

⁴ Bibliografía suministrada por gentileza del Ing. Basan Nickisch, INTA Santiago del Estero.

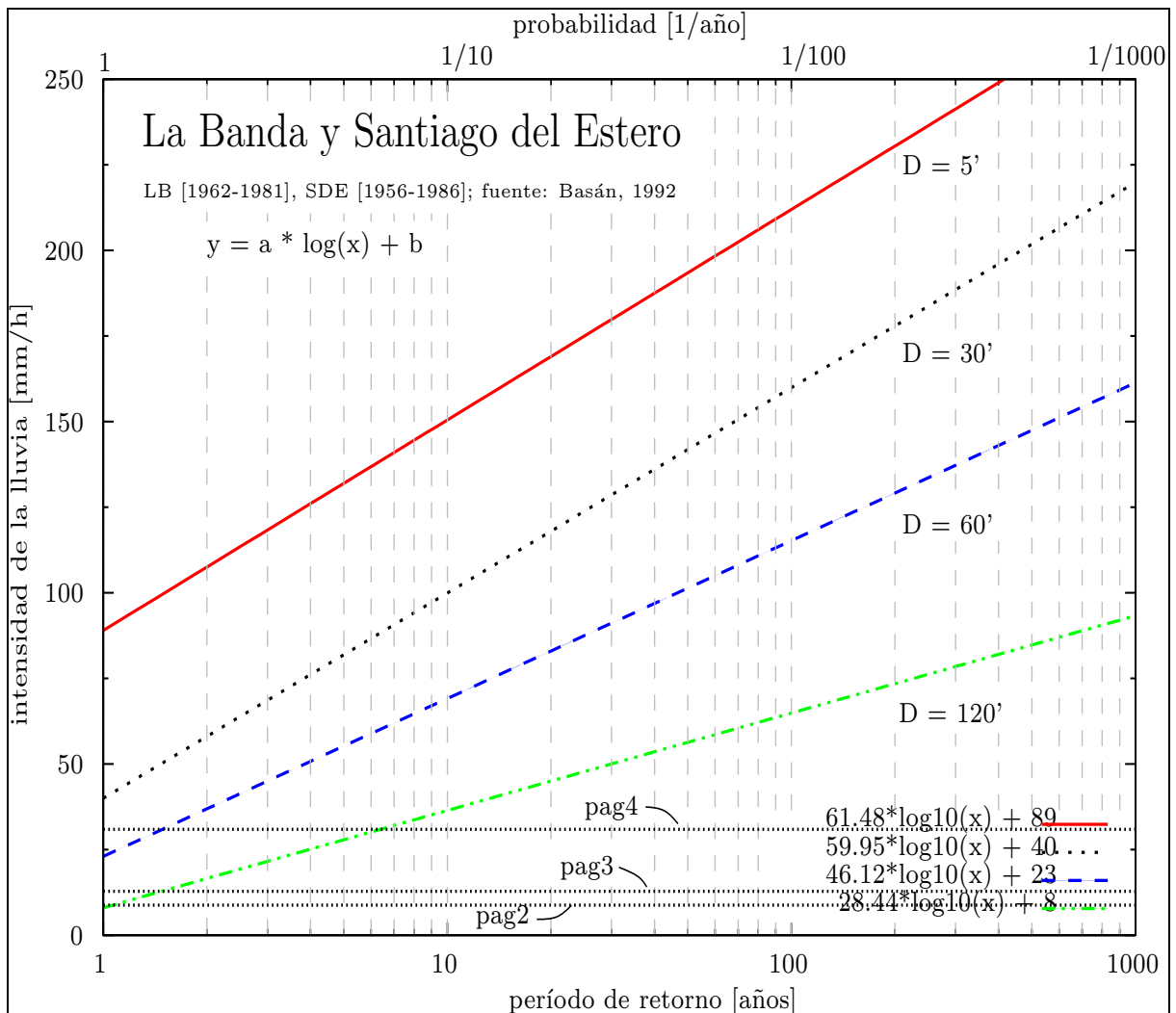


Figura 31.- Curvas de intensidad-duración y recurrencia de las precipitaciones de Santiago del Estero (1956-1986) y La Banda (1962-1981) por el método de Gumbel (1958) (Validez de las curvas hasta un período de retorno de 200 años). D: duración. Las líneas horizontales representan la capacidad de infiltración ponderada [mm/h] para 3 sitios.

3.4.2.- Problemas de anegamiento en unidades del Parque Aguirre

Del análisis más detallado de las capacidades de infiltración de las unidades y los registros de precipitaciones máximas de la ciudad (Tabla 8), se pueden hacer las siguientes observaciones:

- ◆ Los episodios de 5 min de duración no representan mayores problemas en las unidades pag2, pag3 y pag4 para períodos de recurrencia de hasta 10 años. Esto se debe a que, a pesar de la gran intensidad de las lluvias, los volúmenes precipitados no son suficientes para producir anegamientos de más de 1,5 horas de duración.
- ◆ El sitio pag4 no presenta graves inconvenientes de anegamiento; sólo cada 10 años habrá acumulación de agua en superficie durante más de 1 hora. En pag3, la acumulación de agua en superficie se da durante más de 2,5 horas para episodios de más de 30 min de

duración y recurrencias de 5 años, en tanto que la persistencia será de 3,5 a 4,5 horas cada 10 años.

◆ En pag2, las peores condiciones del suelo respecto de pag3 y pag4 agravan los problemas de anegamiento. La permanencia de agua en superficie tiene lugar durante 4 a 5,5 horas para episodios de más de 30 min de duración y recurrencia de 5 años y entre 5 y 7 horas para eventos que ocurren cada 10 años.

Tabla 8.- Tiempo (min) que el suelo permanece inundado para precipitaciones (pp.) de diferentes duraciones (min) y recurrencia en tres unidades y dos ambientes del Parque Aguirre.

Duración pp.	5'			30'			60'			120'		
Recurrencia (años)	1	5	10	1	5	10	1	5	10	1	5	10
pag2	46'	72'	83'	106'	249'	313'	97'	319'	417'	0	275'	371'
pag3	30'	48'	55'	64'	162'	206'	48'	201'	268'	0	152'	218'
pag4	9'	17'	20'	9'	50'	68'	0	48'	76'	0	0	20'
Cancha de fútbol	136'	211'	240'	351'	750'	929'	378'	999'	1273'	185'	985'	1251'
Senderos	140'	218'	247'	362'	773'	957'	391'	1030'	1313'	194'	1017'	1292'

Los problemas de anegamiento son más graves si se tienen en cuenta los sectores con menor valor de conductividad hidráulica: las canchas de fútbol (pag6) y los senderos (pagS). Al analizar individualmente estos ambientes, se tiene que las precipitaciones de ocurrencia anual de 5 min producen problemas de anegamiento de más de 2 horas de duración (Tabla 8), llegando hasta más de 6,5 horas para precipitaciones de 60 min. En episodios que ocurren cada 5 años, los períodos de inundación perduran de 2,5 a más de 17 horas, según la duración del evento. Cuando la recurrencia es decádica, la persistencia del anegamiento va desde las 4 (duración: 5 min) hasta casi 22 horas (duración: 60 min).

Al analizar estos resultados es preciso tener en cuenta los supuestos que los rigen: i) la superficie de las unidades no tiene pendiente, de manera que el agua no fluye, ii) el impacto de las gotas de lluvia no altera la superficie del suelo y iii) la totalidad del agua precipitada llega a la superficie del suelo. Además se debe considerar que los valores de k fueron determinados excluyendo una porción de macroporos que, en condiciones de saturación, se tornan activos en la conducción de agua en el suelo. En la realidad, estos supuestos no se cumplen o sólo parcialmente y esto puede actuar aliviando o agravando la problemática, aspecto que se analizará en el próximo capítulo. Sin embargo, es importante destacar que la acumulación de agua en la superficie del suelo afecta la funcionalidad de los espacios verdes y aumenta los riesgos de compactación.

4.- Discusión

4.1.- Mediciones de infiltración y su modelización

4.1.1.- Adecuación de las mediciones al modelo de linealización diferenciada (DL)

El análisis de datos de las mediciones de infiltración con el método diferencial ofrece la ventaja de detectar anomalías en el proceso de infiltración. Esta rigurosidad del método llevó al descarte de numerosas mediciones. Las causas de ello pueden ser numerosas: la interrupción del contacto entre el disco y el material de contacto por oscilaciones del infiltrómetro, la entrada de aire en el dispositivo a través de fisuras o cierres no herméticos entre las componentes, la presencia de piedras o capas impermeables, entre otras (Vandervaere *et al.*, 2000a). De manera que esta técnica de análisis permite asegurar que la entrada de agua al suelo se desarrolló de acuerdo a los supuestos que rigen el modelo de infiltración (ecuación de Philip, 1957) para el flujo tridimensional debajo de una fuente circular. El cumplimiento de estos supuestos da validez a la ecuación, por lo tanto, la determinación de las propiedades hidráulicas puede realizarse adecuadamente con este modelo.

La mayor ocurrencia de mediciones anómalas en los senderos se supuso podría deberse al mayor contenido de gravilla en estos ambientes, sin embargo, Bagarello e Iovino (2003) no reportaron este tipo de inconvenientes aun teniendo 16 % de grava. Una posible explicación podría ser que el volumen de gravilla, si bien no es muy importante, se encontrara en las primeras capas de suelo, representando una gran proporción en las mismas. También se sospecha del incumplimiento de los supuestos del modelo de infiltración (homogeneidad e isotropismo del sistema poroso), ya que algunas muestras tomadas con el cilindro presentaban diferencias en el material de superficie y en el del subsuelo. Dado el alto porcentaje de mediciones anómalas y suponiendo que las repeticiones no llevarían a mediciones adecuadas, se decidió agrupar las mediciones válidas obtenidas en una sola unidad de estudio (pagS), considerando que no hay diferencias en las características de los senderos de los sitios pag3 y pag4, totalizando un tamaño de muestra $n = 8$, al igual que en las demás unidades.

Con respecto a los ensayos que presentaron zona de transición entre la infiltración correspondiente a la capa de contacto y la correspondiente al suelo, el rechazo no fue tan severo como hicieron Bagarello e Iovino (2003). Estos autores descartaron la totalidad de las mediciones que presentaban tal comportamiento, sugiriendo que la dificultad de separar la infiltración en uno y otro medio limita la aplicación del método diferencial. En el presente trabajo, para el tratamiento de estas mediciones, se descartaron los puntos considerados “dudosos”, en cuanto a si pertenecían a la zona de transición o a la porción ascendente; luego

el cálculo de regresión se realizó sobre los puntos restantes, siempre que su número fuera suficiente para obtener un buen ajuste. De estos, el caso que menor duración mantuvo fue de 12 min, estando la mayoría entre los 20 y 30 min. El error que esto pudiera ocasionar se consideró leve y daría lugar a una subestimación de k , al disminuir la pendiente de la función que describe la infiltración en el suelo. A los fines prácticos, esta subestimación no representa mayores inconvenientes, como se explicará mas adelante.

Al seleccionar la porción del conjunto de datos sobre la cual se calcularon los parámetros de la ecuación de infiltración, surgió la interrogante acerca de la consideración de tiempos de medición apropiados. En los puntos que presentaron transición, los tiempos considerados estuvieron entre 12 y 30 min y en aquellos en que no se dio tal situación, los tiempos fueron mayores a 14 min, con tres casos de 5, 8 y 9 min. Estas mediciones superan los 3 a 5 min que recomiendan Vandervaere *et al.* (2000b), aunque insuficientes para los 60 min que aconsejan Bagarello e Iovino (2003). Estos últimos, recomiendan mediciones prolongadas debido a que observaron que las estimaciones de k variaban en función del tiempo de medición. En su trabajo, las diferencias obtenidas a diferentes tiempos estuvieron principalmente entre 17 % y 37 %, con valores hasta 117 % y 145 %, considerando mediciones mínimas entre 10 y 14 minutos. Mayores diferencias se registraron para tiempos menores de 10 minutos y cuando la diferencia entre el contenido inicial y final de humedad disminuía ($\Delta\theta = 10$ %). En referencia a esto, a excepción de pag6, las diferencias de humedad encontradas fueron, en todos los casos, superiores $\Delta\theta = 30$ %. Sin embargo, esta importante incidencia de la duración de la medición en los valores de k debe tomarse con precaución ya que los valores con los que trabajaron estos autores son menores a 9 mm h^{-1} y a estas bajas magnitudes, diferencias de unos pocos milímetros por hora en las estimaciones realizadas a distintos tiempos de duración de los ensayos, arrojan diferencias relativas muy importantes, lo que podría dar lugar a la sobreestimación del efecto que la duración del ensayo tiene en las estimaciones de k . A los fines prácticos, estas diferencias de unos pocos mm h^{-1} en los valores de k no tienen mayor incidencia. Si bien las estimaciones de k han sido menores cuando la duración del experimento ha sido menor, todavía no hay demasiados estudios que hayan puesto en práctica el método diferencial en ensayos de campo, por lo que el arribo a resultados mas concluyentes requeriría de más investigaciones.

Al igual que con la conductividad hidráulica, Bagarello e Iovino (2003) registraron diferencias en la estimación de $C_l (= S)$ cuando la duración del experimento se modificaba. Si bien estas diferencias fueron aún mas importantes que con k , los valores estimados eran menores a $1,5 \text{ mm h}^{-1/2}$ y al igual que para el caso anterior, diferencias proporcionalmente altas a tan bajas magnitudes no tienen mayores incidencias a los fines prácticos y el descuido

de este aspecto puede dar lugar a la sobreestimación de la incidencia que la duración del experimento tiene en la estimación de S .

Una observación a tener en cuenta acerca de los 60 min de duración de los experimentos de infiltración recomendados por Bagarello e Iovino (2003), es que algunos autores mencionan haber alcanzado el estado estacionario entre 20 y 30 min (Bodhinayake *et al.*, 2004) o entre 30 y 60 min (Ela *et al.*, 1992) en suelos de textura más fina que los del Parque Aguirre. De ocurrir lo mismo en las unidades estudiadas, la realización de mediciones de tal duración sería inapropiada para el modelo propuesto por Vandervaere *et al.* (1997, 2000a), dado que es apto para el flujo no estacionario.

Además, Bagarello e Iovino (2003) descubrieron que los parámetros de la ecuación de infiltración eran sensibles a cambios en el intervalo de tiempo entre lecturas. El análisis de esta influencia interesa, ya que algunas mediciones debieron ser promediadas para un mejor tratamiento de los datos. Estos autores encontraron que, en suelos pertenecientes al dominio gravitacional, S era más sensible a los cambios en el intervalo entre lecturas (de 14 a 941 %) que k (de 4 a 49 %). Nuevamente, las bajas magnitudes sobre las que se basan estos resultados pueden dar lugar a la sobreestimación de los efectos que estos cambios tienen en las estimaciones de las propiedades hidráulicas. Finalmente, estos autores sugieren que a los fines prácticos, esta fuente de variabilidad en el valor de k no es significativa, dado que existen otras fuentes de variabilidad mayores y que las estimaciones de S no son utilizables en la práctica por la dependencia de esta propiedad en la duración del experimento y en el intervalo de tiempo entre lecturas.

La alta dependencia de S en los aspectos de medición anteriormente mencionados, sumado a la escasa precisión obtenida debido al predominio de las fuerzas gravitacionales en los sitios estudiados, justifica que los valores de S no hayan sido tenidos en cuenta al momento de analizar la capacidad de regulación de agua de las unidades de estudio.

4.1.2.- ¿Capa de contacto o raspado de la superficie?

Un buen contacto entre el infiltrómetro y el suelo es fundamental al momento de realizar las mediciones de infiltración (Perroux y White, 1988). Las alternativas para garantizarlo son el raspado de la superficie a fin de eliminar rugosidades o la utilización de una capa de contacto.

La superficie del suelo es la interfase a través de la cual el agua entra al suelo. Muchas veces, sus características son determinantes de la tasa de infiltración (Eldridge *et al.*, 2000; Rawitz y Hazan, 1978), como ocurre cuando hay costras en la superficie que disminuyen la velocidad de ingreso del agua al suelo (Levy *et al.*, 1986; Onofiok y Singer, 1984). Es así que

el raspado de la superficie es indeseable para caracterizar lo que ocurre en el terreno al momento de las precipitaciones. Con respecto a la capa de contacto, el agua que se almacena en la misma puede afectar considerablemente la curva de infiltración en los primeros estadios del proceso, dando lugar a estimaciones sesgadas (Vandervaere *et al.*, 2000a). Al respecto, Minasny y McBratney (2000) dejan claro que el uso de material de contacto es necesario para garantizar el buen contacto entre la fuente de agua y el suelo, y que su influencia es prácticamente eliminada con el método diferencial.

Es por ello que, el uso de una capa de contacto representa la mejor estrategia metodológica para asegurar el buen contacto entre el disco y el suelo al momento de estudiar las propiedades hidráulicas superficiales, cuando se utiliza un infiltrómetro de tensión y se emplea el método diferencial para la obtención de los parámetros hidráulicos S y k .

4.2.- Propiedades hidráulicas

4.2.1.- Sorptividad

4.2.1.1.- Relación entre sorptividad, sistema poroso y contenido inicial de humedad

Muchos estudios hidrológicos no tienen en cuenta la sorptividad debido, en parte, a que esta variable depende del potencial suministrado ψ_0 y del presente en el suelo al momento de la medición ψ_n ($S = S(\psi_0, \psi_n)$) (White y Perroux, 1987). De manera similar, Zhang (1997a) indica que S depende del contenido inicial y final de agua del suelo durante el proceso de infiltración.

En los resultados obtenidos en este trabajo, no se observó relación entre S y el contenido inicial de humedad θ_n ($p = 0,84$). Del mismo modo, Starr (1990) no halló relación entre estas variables ($R^2 < 0,1$) trabajando con potenciales positivos. Esta falta de asociación fue atribuida, posiblemente, a la presencia de macroporos.

Por otro lado, Walker y Chong (1986) hallaron asociaciones entre valores de sorptividad no saturada y propiedades del suelo relacionadas al sistema poroso y al contenido inicial de humedad. En su trabajo, obtuvieron un mejor coeficiente de determinación entre S y la diferencia $P - \theta_n$ (P : porosidad total, $R^2 = 0,59$), que con θ_n . Sin embargo, en este trabajo no se encontró tal asociación entre variables ($p = 0,11$). Esto podría estar relacionado también con la participación de los macroporos en el flujo.

Con respecto a la influencia de los macroporos, Clothier y White (1981) afirman que estos deben representar sólo un pequeño volumen del suelo para influir marcadamente la absorción y conducción de agua libre. Esta fuerte influencia podría explicar la falta de

relación entre S y θ_n , y la pobre relación entre S y entre $P - \theta_n$, sin embargo, los bajos coeficientes de determinación entre S y los MT y MA , no avalan tal suposición.

Finalmente, la pobre o nula asociación entre S y las propiedades del sistema poroso podría estar relacionada también, al hecho de que el flujo de agua en el poro, no sólo depende del diámetro del mismo, sino también de la longitud (Smettem, 1986), la continuidad (Bouma, 1982; Ela *et al.*, 1992), la forma y tortuosidad del poro entre otros (Arya *et al.*, 1999). Otro aspecto que podría incidir en la escasa relación entre estas variables es la baja precisión de los valores de S , por el dominio de las fuerzas gravitacionales en el flujo de los suelos estudiados.

4.2.1.2.- Utilidad y aplicabilidad de los valores de S

En muchos trabajos, se utiliza la sorptividad para calcular la conductividad hidráulica del suelo (Dirksen, 1979; White y Perroux, 1987, 1989), la ventaja de ello es que S puede obtenerse con mediciones muy cortas a campo, por su influencia en los primeros instantes del proceso de infiltración. Los cortos tiempos requeridos, permiten aumentar el tamaño de muestra, lo que es de interés en estudios de variabilidad espacial (Vandervaere *et al.*, 2000a), lo cual reivindicaría la utilidad de S . Sin embargo, en estos trabajos el valor de S se calculó como la pendiente del gráfico I vs. \sqrt{t} ; respecto de lo cual, Zhang (1997a) y Vandervaere *et al.* (2000b) indican que es difícil determinar el tiempo en que la ecuación $I = S\sqrt{t}$ es válida. Además, la utilización de datos de infiltración acumulada, da lugar a la sobreestimación de S por la influencia que el agua acumulada en la capa de contacto tiene en los primeros estadios de infiltración, que no puede ser excluida cuando se realiza un análisis basado en los datos acumulativos (Minasny y McBratney, 2000).

El método diferencial propuesto por Vandervaere *et al.* (1997, 2000a) constituye un método de análisis único al evitar estos inconvenientes. No sólo permite excluir la influencia de la capa de contacto, sino que en una misma medición de corta duración (por ser apropiada para el flujo no estacionario), se pueden determinar ambas propiedades hidráulicas. Utilizando esta técnica, la precisión de S estará dada principalmente por la importancia que la capilaridad y/o gravedad tengan en el flujo. Como se mostró en el capítulo anterior, la precisión de los valores de S es cuestionable por encontrarse la mayor parte de los puntos medidos en el dominio gravitacional. En estas condiciones, su utilización con fines prácticos resulta cuestionable como sostienen Bagarello e Iovino (2003), por lo que no fueron tenidos en cuenta en el cálculo de capacidad de infiltración de las unidades de estudio.

4.2.2.- Conductividad hidráulica k

No son numerosos los estudios orientados a determinar las propiedades hidráulicas de los suelos urbanos, por lo que es difícil encontrar valores de referencia. Pitt *et al.* (2002) determinaron tasas de infiltración en suelos arenosos y arcillosos con diferentes contenidos de humedad y grado de compactación en ciudades de Estados Unidos. En suelos arenosos, encontraron que de estas variables, el grado de compactación era la que tenía mayor efecto en la tasa de infiltración. Los valores obtenidos en suelos compactados fueron de $3,6 \text{ mm h}^{-1}$, frente a $33,0 \text{ mm h}^{-1}$ en suelos no compactados. Estos resultados se aproximan notablemente a los valores de conductividad hidráulica encontrados en el Parque Aguirre, que van desde $\approx 3 \text{ mm h}^{-1}$ en suelos compactados (pag6 y pagS), hasta $\approx 37 \text{ mm h}^{-1}$ en suelos no compactados (pag4). De manera similar, OCSCD, USDA, NRCS (2001) determinaron valores de conductividad en suelos arenosos desde $<1 \text{ mm h}^{-1}$, en suelos altamente disturbados, hasta 38 mm h^{-1} en suelos no disturbados (bosque). También, Azooz *et al.* (1996) observaron valores entre $7,9$ y $11,2 \text{ mm h}^{-1}$ en suelos franco arenosos bajo agricultura, los que se encuentran dentro del rango obtenido en el presente trabajo. En otros casos (Clothier y Smettem, 1990; Clothier y White, 1981; Vandervaere *et al.*, 2000b), se encontraron valores considerablemente mayores en suelos de textura similar; a modo de ejemplo, Clothier y Smettem (1990) hallaron, para potenciales $\psi = 0$ y $\psi = -10 \text{ mm}$, valores de k de 216 y 61 mm h^{-1} respectivamente.

4.2.2.1.- Relación entre conductividad hidráulica y sistema poroso

La asociación entre la conductividad hidráulica y las variables del sistema poroso ha sido mas estrecha en algunos casos que en otros. La mejor asociación se tuvo con los macroporos totales; sin embargo, los coeficientes de determinación indican que esta variable explica entre el 47% y el 50% de la variabilidad de k (regresión lineal y exponencial respectivamente) mientras que los macroporos finos sólo explican 36% del modelo. En cuanto a las regresiones que consideran $\log(10k)$, la explicación de su variabilidad por los macroporos anchos y la densidad aparente es también pobre ($R^2 = 0,33$ y $R^2 = 0,36$, respectivamente).

La mayor asociación entre k y los macroporos totales se debe a que la permeabilidad aumenta exponencialmente con un aumento en el tamaño de poros (Nelson y Baver, 1940) en concordancia con la Ley de Poiseuille. De acuerdo con el potencial aplicado, participaron en el flujo poros de hasta 6 mm de diámetro, por lo que la contribución de los macroporos en el proceso debe ser importante. Además, Lutz y Leamer (1939) afirman que la permeabilidad aumenta rápidamente con un aumento en el porcentaje de macroporos, lo que explicaría la mejor adecuación del modelo exponencial, aunque este ajuste sea sólo ligeramente mejor.

En relación a la variación de k explicada a partir de los macroporos, Ahuja *et al.* (1984) obtuvieron diferentes resultados. Mientras los coeficientes de determinación obtenidos en ensayos de laboratorio realizados en muestras no disturbadas de un *hawaii oxic soil* fueron similares a los de este trabajo ($R^2 = 0,49$), las pruebas a campo para el mismo suelo indicaron una pobre relación entre las variables ($R^2 = 0,17$). Por otro lado, en un *renfro silt loam*, obtuvieron una relación mas estrecha entre estas variables ($R^2 = 0,74$). En función de sus resultados, estos autores sugieren que existen otros factores que contribuyen a la magnitud de k y que se supone ocurre en los sitios estudiados.

Mason *et al.* (1957) obtuvieron un coeficiente de determinación $R^2 = 0,50$ entre los valores logarítmicos de k y macroporos anchos. Este resultado es mayor al obtenido en este trabajo en que $R^2 = 0,33$.

La explicación parcial de la variabilidad de k obtenida a partir de los macroporos, puede deberse a que el flujo de agua no sólo depende del diámetro del poro, sino también de la continuidad (Bouma, 1982; Ela *et al.*, 1992), longitud (Smettem, 1986), forma y tortuosidad del poro entre otros (Arya *et al.*, 1999). Además, la existencia de costras en superficie (observadas en algunos puntos) disminuyen el tamaño de poros participantes en el flujo (Bouma, 1982) y en algunos casos la presencia de material orgánico puede tener un efecto de repelencia con el agua (DeBano, 1971, Wahl *et al.*, 2003), disminuyendo la entrada de agua al suelo.

Con respecto a la relación entre la conductividad hidráulica y la densidad aparente, se observó que k disminuía a medida que la densidad aparente aumentaba, al igual que lo observado por otros autores (Diebold, 1953; Mason *et al.*, 1957). Sin embargo, Mason *et al.* (1957) hallaron que la densidad aparente sólo explicaba el 11 % de la variación del logaritmo de k , aún menor que el 36 % obtenido en este trabajo. Bradfield y Jamison (1938), explican que suelos con el mismo valor de porosidad total pueden variar considerablemente en las propiedades físicas, como resultado de diferencias en la distribución de los tamaños de poros. Del mismo modo se puede suponer para la densidad aparente, dada su relación inversamente proporcional con la porosidad. Esto permite explicar la pobre relación entre $\log(10k)$ y la densidad aparente, por lo que la densidad aparente ofrece pocas posibilidades como estimador de $\log(10k)$.

Diebold (1953) observó que otros factores como la variación del contenido de materia orgánica, presencia o ausencia de carbonato de calcio, sales solubles, pH, parecen ser de menor importancia en la determinación de los valores de k .

En resumen, se presume que ciertas características del sistema poroso, no detectables con las técnicas empleadas en este trabajo, así como de la superficie del suelo afectan la

conductividad hidráulica de los suelos. A partir de los resultados obtenidos, se descartan los macroporos finos como estimadores de k y a la densidad aparente y los macroporos anchos como estimadores de $\log(10k)$; siendo el volumen de macroporos totales el mejor estimador de k explicando aproximadamente el 50 % de su variación. La influencia de las características de la superficie del suelo en las propiedades hidráulicas (Rawitz y Hazan, 1978; Eldridge *et al.*, 2000), confirma la importancia de mantener intacta la superficie del suelo al momento de las mediciones de infiltración, ya que es la interfase a través de la cual el agua ingresa al suelo.

4.2.2.2.- Relación entre las propiedades del suelo y las características y usos de las unidades de estudio

Teniendo en cuenta los manejos y usos de cada uno de los sitios en relación con las propiedades estudiadas, se pueden hacer las siguientes observaciones:

- ◆ Los sitios con mayores valores de k , pag4 y pag1, tienen valores de porosidad (P), macroporos totales (MT), macroporos anchos (MA) y densidad aparente (Dap) “favorables”. Estas condiciones no deben llamar la atención considerando el uso ordenado y de bajo impacto que se hace de los mismos y la cobertura vegetal que presentan.
- ◆ El sitio pag3 tiene un valor medio de conductividad hidráulica que se sitúa aproximadamente en la mitad de los valores del conjunto de sitios estudiados. Sin embargo, presenta los valores más altos de P , MA , un valor elevado de MT y el menor valor de Dap , por lo que la diferencia con respecto a la conductividad media de pag1 y pag4 llama la atención. La explicación de ello podría ser una consecuencia de la manipulación más intensa que se ha hecho en el lugar con fines paisajísticos y del manejo más intensivo que recibe cotidianamente, especialmente en referencia al riego. Este aporte de agua frecuente y el tipo de riego utilizado (aspersores), pueden favorecer la formación de costras minerales y biológicas en superficie, disminuyendo las tasas de infiltración. Las primeras se formarían por destrucción de los agregados superficiales por el impacto de las gotas y posterior sellado de la superficie (Ela *et al.*, 1992; Chartres y Greeves, 1998) y las segundas serían beneficiadas por las mejores condiciones de humedad resultantes.
- ◆ Los valores de las propiedades del sistema poroso obtenidas en pag2 (motocross) muestran cómo el uso intenso por motovehículos, bicicletas, fútbol, vertido de escombros y basura, así como el tránsito de maquinarias pesadas, incide negativamente en estas propiedades. Del mismo modo, los usos de alto impacto sobre

pag6 (cancha de fútbol) y pagS (senderos) resultan en un sistema poroso degradado y compactado.

- ◆ Los sitios pag2, pag6 y pagS reflejan que la compactación disminuye el volumen de poros grandes y que esta disminución es acompañada por una reducción en la conductividad hidráulica del suelo, en concordancia con Nimmo y Akstin (1988). Las condiciones más favorables del sistema poroso en pag2, respecto de pag6 y pagS, podrían deberse al mayor contenido de materia orgánica de este, que aumenta la resistencia a la compactación (Beyer *et al.*, 1995; Walker y Chong, 1986).
- ◆ El sitio pag6 se destaca por presentar las peores condiciones, alcanzando los menores valores de P , MT y MA y el mayor valor de Dap , de lo que se deduce que este tipo de uso es altamente degradante. Este deterioro del sistema poroso afecta las propiedades hidráulicas, disminuyendo la capacidad de regulación del balance de agua en estos suelos. En los senderos, si bien las propiedades del sistema poroso son, en cierta forma más favorables, el valor de conductividad hidráulica es prácticamente igual.

4.3.- Capacidad de regulación del balance de agua de los suelos del Parque Aguirre

Considerando las capacidades de infiltración ponderadas de los sitios analizados en mayor detalle (pag2, pag3 y pag4) y los registros máximos de precipitaciones, se puede ver que los suelos del parque presentan tasas de infiltración suficientes para absorber el agua de lluvia sin producir situaciones de anegamiento de larga duración. La unidad pag4 es la que mejor desempeño tiene en la absorción del agua de lluvia. Los altos valores de conductividad hidráulica y escasa superficie bajo usos que disminuyen la capacidad de infiltración observadas en pag1, da lugar a suponer que esta unidad también tendría una buena capacidad de absorción de las precipitaciones. Aún en pag2, que es la unidad que menor capacidad de infiltración ponderada presenta, los episodios de anegamiento más graves no duran más de 7 hs para un período de recurrencia decádica.

En resumen, las capacidades de infiltración de los suelos estudiados indican que el Parque Aguirre contribuye efectivamente a la regulación del balance de agua en la ciudad de Santiago del Estero.

Por otro lado, la adecuada captación y almacenamiento de agua es clave para la función biológica de los suelos. A su vez, el buen desarrollo de los bosques urbanos propicia la mejora de la calidad ambiental de las ciudades y en consecuencia, de la calidad de vida de la población (Glafiro, 2005). Entre las ventajas que ofrecen estos espacios a través de la biota, se pueden mencionar la mejora del microclima a través de la regulación de la temperatura y

humedad ambiental, mejora de la calidad del aire, disminución del ruido, control de la erosión, mejora del paisaje, etc. (Glafiro, 2005; Villaverde, 2006).

4.3.1.- Importancia de los problemas de anegamiento en ciertos ambientes del Parque

Aguirre

Sin dejar de destacar el buen desempeño global de los suelos estudiados en la gestión del agua urbana de Santiago del Estero, la situación se torna más problemática al analizar determinados ambientes del parque y sus relaciones con el medio.

Al considerar los senderos y canchas de fútbol, se estimó que los problemas de anegamiento persistirían durante más de 6 horas para episodios anuales y hasta 22 horas para eventos de recurrencia decádica. Sin embargo estos resultados se tienen sobre ciertos supuestos: i) la superficie de las unidades no tiene pendiente, de manera que el agua no fluye, ii) el impacto de las gotas de lluvia no altera la superficie del suelo y iii) la totalidad del agua precipitada llega a la superficie del suelo.

En la realidad, las condiciones del sitio y procesos que ocurren durante las precipitaciones pueden modificar los tiempos que el suelo permanece anegado. Por un lado, el microrelieve que presenta el suelo da lugar al escurrimiento del agua hacia las partes más bajas del terreno, aumentando el aporte en las mismas. Además, el impacto de las gotas de lluvia puede producir la ruptura de los agregados en los suelos desprovistos de vegetación, dando lugar a la formación de costras superficiales, que disminuyen la tasa de infiltración (Chartres y Greeves, 1998; Ela *et al.*, 1992). Por otro lado, no todo el volumen de agua precipitado alcanza la superficie del suelo, ya que una parte es interceptada por la vegetación. Además, en condiciones de saturación, la porción de macroporos excluida en las mediciones de infiltración se tornaría activa, aumentando la velocidad con que el agua ingresa en el suelo, contribuyendo, de esta manera, a aliviar la problemática.

De los aspectos que actúan aliviando o agravando los problemas de anegamiento en el Parque Aguirre, se consideró de mayor importancia el relacionado al microrelieve del suelo. Las zonas deprimidas reciben el aporte adicional del agua proveniente de las zonas altas. Considerando este *input* extra de agua, las situaciones serán diferentes según las condiciones existentes en las zonas receptoras del agua escurrida. Si la superficie del suelo está sellada (calles, veredas), el agua no infiltra y permanece en el lugar hasta su evaporación o drenaje artificial. En estas circunstancias, la circulación peatonal y vehicular puede verse afectada dependiendo de los volúmenes acumulados. En caso que el agua se acumule en zonas deprimidas con suelo abierto, la persistencia del problema dependerá de la tasa de infiltración y de los volúmenes adicionales recibidos. En este último caso se encuentran las canchas de

fútbol y senderos, donde la problemática se agrava por tratarse de ambientes con bajos valores de conductividad hidráulica, de manera que las condiciones de anegamiento se prolongarían aún más que las estimaciones realizadas con anterioridad.

Un aspecto a considerar al momento de planificar la gestión del agua urbana hacia el futuro, es la tendencia creciente de las precipitaciones anuales y la mayor frecuencia de eventos extremos registradas en los últimos años a nivel regional (Minetti y Acuña, 1994). De continuar esta tendencia, los episodios de anegamiento e inundación y problemas asociados, tendrían mayor gravedad en el futuro.

En resumen, los episodios de anegamiento más prolongados se producen en sectores localizados del Parque Aguirre. Los mayores problemas tendrían lugar en las zonas bajas, cuyos suelos tengan valores bajos de conductividad hidráulica o que presenten superficies impermeabilizadas. Esta acumulación de agua libre tiene consecuencias indeseables para el manejo del parque, ya que afecta la funcionalidad del mismo, aumenta los riesgos de compactación (Nimmo y Akstin, 1988) y puede provocar erosión del suelo si la pendiente lo permite (Pedron *et al.*, 2004).

4.4.- Riesgo de contaminación de suelo y aguas subterráneas

Cuando se analiza la infiltración en zonas urbanas, debe considerarse la contaminación potencial de las aguas subterráneas (Ammann *et al.*, 2003; Pitt *et al.*, 2002). Las cargas contaminantes frecuentemente encontradas en los sistemas urbanos, se incorporan al agua de lluvia, representando un peligro potencial de contaminación de la napa. Este riesgo estará dado por el volumen y carga contaminante del fluido y la capacidad del suelo de retener y/o transformar las sustancias nocivas, que a su vez depende, entre otros aspectos, del contenido de materia orgánica (Beyer *et al.*, 1995) y del tiempo que tienen para actuar los mecanismos filtrantes (Ammann *et al.*, 2003).

El análisis de las fracciones del agua del suelo da una idea de los riesgos de contaminación de la napa. Las capacidades de campo de los suelos del parque han sido evaluados como altos (pag1 y pag3), y regulares (pag2, pag4, pag6 y pagS) (AG Boden, 1996); en tanto que las capacidades de agua útil son extremadamente altas (pag1, pag3 y pag4) y altas (pag2, pag6 y pagS) (Schlichting *et al.*, 1995). Al tener el suelo una gran capacidad de almacenar agua, luego de una lluvia, esta se almacenará en las primeras capas del suelo y no percolará en profundidad. En estas condiciones, los riesgos de contaminación de aguas subterráneas son bajos o nulos, ya que las posibilidades de que el agua potencialmente contaminada alcance la napa son escasas; además, los mecanismos de filtración del suelo tienen mayores tiempos para actuar.

Otro aspecto a considerar al momento de evaluar los riesgos de contaminación de aguas subterráneas en ambientes urbanos está relacionado a la carga contaminante presente en el sistema. Pitt *et al.* (2002) dicen que el riesgo es menor en zonas residenciales al ser menores las fuentes contaminantes, por lo que se supone que el parque tendría bajas concentraciones de sustancias nocivas. A esto se debe agregar que Santiago del Estero no es una ciudad con gran desarrollo industrial y que el tipo existente es más bien primario, por lo que las emisiones gaseosas no alcanzarían niveles que pudieran generar aguas con altas cargas contaminantes, sin embargo no se debería desatender este asunto por el carácter acumulable de muchos contaminantes, como son los metales pesados comúnmente encontrados en el ambiente urbano (Culbard *et al.*, 1988; Sutherland, 2000).

Ahora bien, si el agua con cierta carga contaminante es retenida en el suelo, entonces el problema de contaminación recae en este cuerpo. A este nivel es importante la capacidad de filtro del mismo, la cual está dada en parte por el contenido de materia orgánica, ya que esta desempeña un papel importante en la retención de contaminantes (Beyer *et al.*, 1995; Pitt *et al.*, 2002). En tal sentido se debe evitar la remoción de la hojarasca en superficie (práctica cotidiana en el área de estudio) para aumentar las reservas de humus del suelo (Ammann *et al.*, 2003; Beyer *et al.*, 1995). La contaminación es un aspecto que no debe descuidarse ya que puede afectar a la cobertura vegetal que sostiene el suelo, deteriorando la función que los espacios verdes aportan a la calidad ambiental de las ciudades (Glafiro, 2005) y afectar otros órdenes de seres vivos a través de la cadena trófica (Kennette *et al.*, 2002).

4.5.- Implicancias para el manejo del Parque Aguirre

Como se determinó a partir del análisis de los resultados, el manejo que se hace de los suelos tiene gran incidencia en las propiedades del sistema poroso y conductividad hidráulica. Al estar estas propiedades relacionadas con las funciones de regulación del balance de agua, filtro y biológica (Ammann *et al.*, 2003; Pitt *et al.*, 1994), se hace importante comprender los suelos urbanos para un adecuado manejo que mejore la calidad de los espacios verdes (Jim, 1998 Abstr.). En este sentido, es importante identificar aquellas prácticas que disminuyen la calidad del suelo a fin de controlarlas y/o evitarlas.

Los problemas de compactación afectan a la biota al dificultar el crecimiento radicular y afectar el balance de agua y aire del suelo (Gavande, 1991). En este sentido, Randrup y Dralle (1997) y Walker y Chong (1986) sugieren que la mejor táctica para resolver el problema de la compactación es evitarla, lo que se podría lograr a través de una zonificación del Parque Aguirre, donde se establezcan las funciones de cada unidad y se ordene el uso de los distintos sectores. En cuanto a los sectores que ya presentan esta problemática, se podrían

adoptar medidas activas, como el agregado de enmiendas orgánicas (King, 2005; Konrad, 2003; Pitt *et al.*, 2002) o pasivas, impidiendo los usos degradantes, ya que existen antecedentes de recuperación de suelos urbanos con el paso del tiempo (Scharenbroch *et al.*, 2005).

Como el aumento del contenido de materia orgánica favorece las funciones de regulación del balance de agua, filtro y biológica, a través de la mejora de la estructura del suelo (Gavande, 1991), resistencia a la compactación (Pitt *et al.*, 2002; Walker y Chong, 1986) y función de filtro (Beyer *et al.*, 1995), entonces sería recomendable modificar las actuales prácticas de recolección de la hojarasca en el Parque Aguirre, a fin de aumentar las reservas de humus en el suelo.

Relacionado con el manejo, en los últimos años se ha observado una tendencia a sellar superficies a través del pavimentado de senderos y calles en el Parque Aguirre. En tal sentido, sería recomendable minimizar esta práctica ya que anula las funciones del suelo al no permitir el ingreso de agua, ni el desarrollo de la biota. Es así que un espacio que antes cumplía una función de captación de agua de lluvia, se convierte en generador de escorrentía (Elliot *et al.*, 2004; Mentens *et al.*, 2006) agravando los problemas de gestión del agua urbana.

5.- Conclusiones

La infiltración del agua es el proceso clave de la función de regulación del balance de agua del suelo ya que determina la manera en que el agua se redistribuye en el ambiente. La conductividad hidráulica, medida desde la superficie, es una de las propiedades más importantes para describir la entrada de agua al suelo.

Los valores de conductividad hidráulica de los suelos del Parque Aguirre están relacionados con el manejo y uso que se hace de los mismos. En aquellas unidades donde el uso es ordenado y de bajo impacto (pag1, pag3 y pag4), los valores de esta propiedad son altos; mientras que donde el uso es más intenso, los valores determinados son regulares a bajos (pag2, pag6 y pagS).

La pobre relación encontrada entre la conductividad hidráulica y las propiedades del sistema poroso, indican que la magnitud de k depende también de otras variables y condiciones del suelo. Esto descarta la posibilidad de utilizar las propiedades del sistema poroso como estimadoras de la conductividad hidráulica en los suelos estudiados y reivindica la importancia de la medición *in situ* de las propiedades hidráulicas, a fin de garantizar estimaciones precisas de estas propiedades.

Los suelos del Parque Aguirre contribuyen efectivamente a la regulación del balance de agua en la ciudad de Santiago del Estero, al presentar capacidades de infiltración suficientes para absorber las precipitaciones esperadas en tiempos aceptables. Los problemas de anegamiento más prolongados se presentarían en aquellos sectores que están sometidos a usos de alto impacto y que tienen menor capacidad de infiltración de agua.

Los riesgos de contaminación de aguas subterráneas son mínimos por la alta capacidad de almacenamiento de los suelos, que no permiten que haya percolación neta en profundidad, y por la baja carga contaminante esperada en el área de estudio.

Por la importancia del rol que los suelos de los espacios verdes desempeñan en las funciones de regulación del balance de agua, filtro y biológica en el marco de las ciudades, se sugiere la adopción de medidas tendientes a mantener y mejorar la calidad del suelo en estos espacios. En tal sentido, se aconseja modificar aquellas prácticas actualmente realizadas, que deterioran la calidad del suelo (recolección y quema de hojarasca y basura, circulación de vehículos de gran porte, etc.) e inhiben sus funciones (sellado). Además, se recomienda restringir y regular los usos de alto impacto negativo a determinados sectores, para evitar el deterioro de nuevas áreas y restaurar, en la medida de lo posible, sectores actualmente degradados.

Anexo A

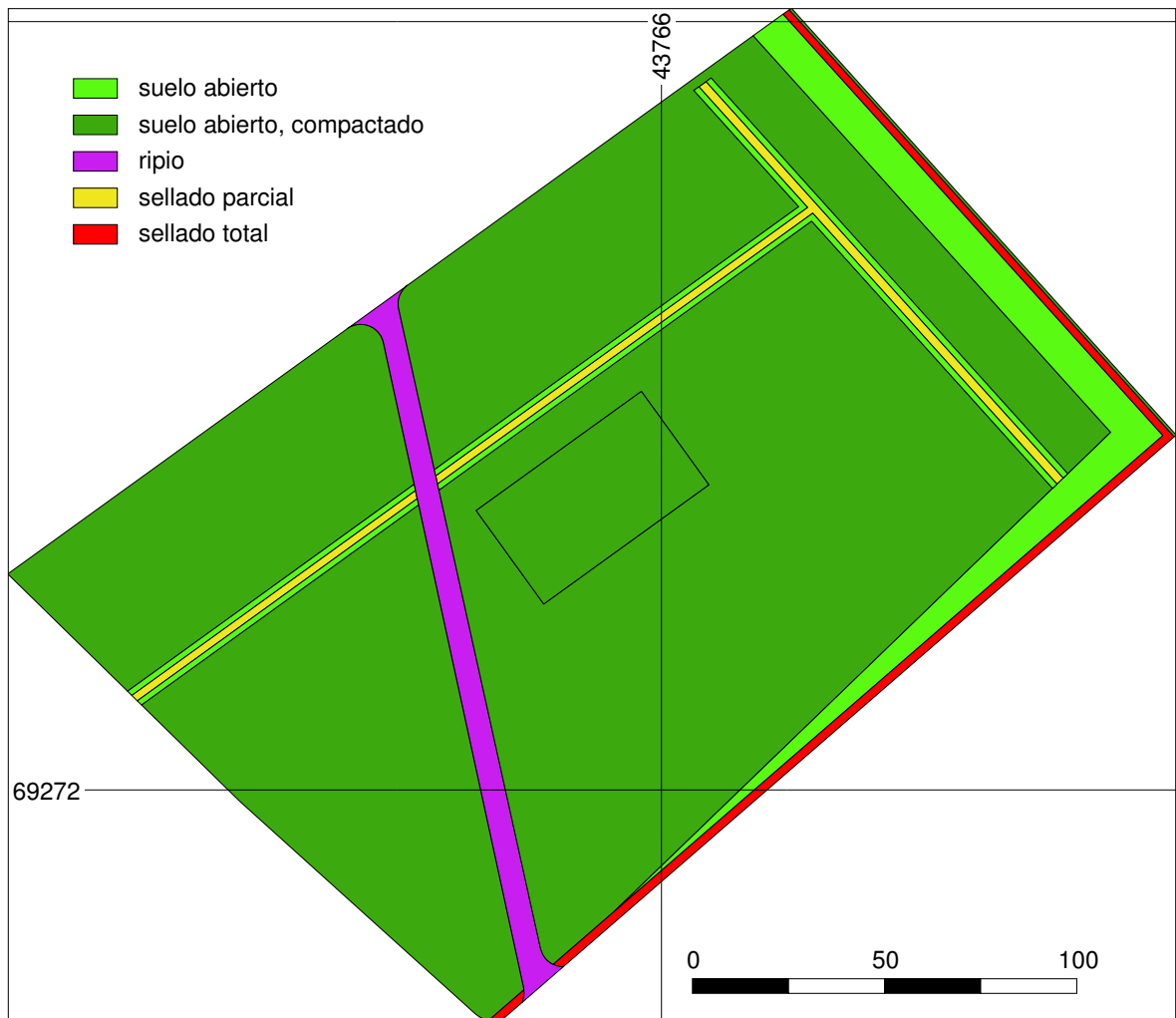


Figura 32.- Discriminación de la superficie de pag2 por usos

Anexo B



Figura 33.- Discriminación de la superficie de pag3 por usos.

Anexo C



Figura 34.- Discriminación de la superficie de pag4 por usos.

6.- Bibliografía

Ad-hoc-AG Boden. 2005. Bodenkundliche Kartieranleitung. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover.

AG Boden. 1996. Bodenkundliche Kartieranleitung. 4° ed. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Geologische Landesämter Deutschland, Hannover.

AG Bodenkunde. 1982. Bodenkundliche Kartieranleitung. 3° ed. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe und Geologische Landesämter Deutschland, Hannover.

Ahuja, L.R., J.W. Naney, R.E. Green, D.R. Nielsen. 1984. Macroporosity to characterize spatial variability of hydraulic conductivity and effects of land management. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48:699-702.

Alvarez, A. 1941. Santiago del Estero. Ciudad de invierno. Pesca y Cía. Impresores. Buenos Aires.

Ammann, A.A., E. Hoehn, S. Koch. 2003. Ground water pollution by roof runoff infiltration evidenced with multi-tracer experiments. *Water Res.* 37:1143-1153.

Arya, L.M., F.J. Leij, P.J. Shouse, M. Th. Van Genuchten. 1999. Relationship between the hydraulic conductivity function and the particle size distribution. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63:1063-1070.

Azooz, R.H., M.A. Arshad, A.J. Franzluebbers. 1996. Pore size distribution and hydraulic conductivity affected by tillage in Northwestern Canada. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63:1063-1070.

Bagarello, V., M. Iovino, G. Tusa. 2000. Factors affecting measurement of the near saturated soil hydraulic conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1203-1210.

Bagarello V., M. Iovino. 2003. Field testing parameter sensitivity of the two-term infiltration equation using differentiated linearization. *Vadose Zone Journal* 2:358-367.

Basan Nickisch, M. 1992. Curvas intensidad – duración – recurrencia para la ciudad de Santiago del Estero. Convenio Bilateral CFI – Provincia de Santiago del Estero, Area: Hidrología. Santiago del Estero.

Ben-Hur, M., I. Shainberg, J. Morin. 1987. Variability of infiltration in a field with surface-sealed soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51:1299-1302.

Beyer, L., H.P. Blume, D.C. Elsner, A. Willnow. 1995. Soil organic matter composition and microbial activity in urban soils. *The science of the Total Environment* 168: 267-278.

Blake, G.R., K.H. Hartge. 1986. Bulk Density. pp 363-375. En Klute, A. (ed.), *Methods of soil análisis. Part 1: Physical and mineralogical methods.* Agronomy 9, ASA, ASA, Inc., Publisher, 1188p., Madison, Wisconsin, USA.

Blume, H.P. 1990. Einführung. pp. 1-3. En Blume, H.P (ed.), *Handbuch des Bodenschutzes.* Ecomed-Verlag. Landsberg. Germany.

Bodhinayake, W., B.C.Si, K. Norobio. 2004. Determination of hydraulic properties in sloping landscapes from tension and double-ring infiltrometers. *Vadose Zone J.* 3:964-970.

Boletta, P.E., L.R. Acuña, M.L. Juárez de Moya. 1992. Análisis de las características climáticas de la provincia de Santiago del Estero y su comportamiento durante la sequía de la campaña agrícola 1988-1989. INTA-UNSE. Santiago del Estero. Argentina.

- Boletta, P.E. 2001. Utilización de información agrometeorológica y satelital para la evaluación de la desertificación en el Chaco Seco- Departamento Moreno, Santiago del Estero. Tesis de Maestría. UNC. Córdoba. Argentina.
- Bosch, D.D., L.T. West. 1998. Hydraulic conductivity variability for two sandy soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52:90-98.
- Bouma, J. 1982. Measuring the hydraulic conductivity of soil horizons with continuous macropores. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 46:438-441.
- Bradfield, R., V.C. Jamison. 1938. Soil structure, attempts at its quantitative characterization. *Soil Sci. Soc. Am. J. Proc.*, 3:70-76.
- Cabrera, A.L. 1976. Enciclopedia argentina de agricultura y jardinería. Tomo II, fascículo 1: Regiones fitogeográficas argentinas. ACME S.A.C.I. 2° edición. Buenos Aires.
- Chartres, C.J., G.W. Greeves. 1998. The impact of soil seals and crusts on soil water balance and runoff and their relationship with land management. *Advances in GeoEcology* 31: 539-548.
- Clothier, B.E., K.R.J. Smettem. 1990. Combining laboratory and field measurements to define the hydraulic properties of soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:299-304.
- Clothier, B.E., I. White. 1981. Measurement of sorptivity and soil water diffusivity in the field. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 45:241-245.
- Corbin McGriff, Jr. E. 1972. The effects of urbanization on water quality. *J. Environ. Qual.* 1:86-89.
- Culbard, E.B., I. Thornton, J. Watt, M. Wheatley, S. Moorecroft, M. Thompson. 1988. Metal contamination in British urban dusts and soils. *J. Environ. Qual.* 17:226-234.
- DeBano, L.F. 1971. The effect of hydrophobic substances on water movement in soil during infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 35:340-343.
- Diebold, C.H. 1953. Permeability and intake rates of medium textured soils in relation to soil content and degree of compaction. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 18:339-343.
- Dirksen, C. 1979. Flux-controlled sorptivity measurements to determine soil hydraulic property functions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 43:827-834.
- Doran, J.W., T.B. Parkin. 1994. Defining and assessing soil quality. pp. 3- 21. En Doran, J.W, D.C. Coleman, D.F. Bezdiek, B.A. Stewart (eds.), *Defining soil quality for a sustainable environment*. SSSA Special Publication 35. Wisconsin. USA.
- Duchaufour, Ph. 1987. *Manual de edafología*. 214 pp. Masson S.A. Barcelona. España.
- Ela, S.D., S.C. Gupta, W.J. Rawls. 1992. Macropore and surface seal interactions affecting water infiltration into soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56:714-721.
- Eldridge, D.J., E. Said, M. Shachak. 2000. Infiltration through three contrasting biological soil crusts in patterned landscapes in the Negev, Israel. *Catena* 40:323-336.
- El Liberal. 1948. Número del cincuentenario. Santiago del Estero.
- Elliot, S., I.G. Jowett, A.M. Suren, J. Richardson. 2004. A guide for assessing effects of urbanisation on flow-related stream habitat. NIWA Science and Technology Series N° 52.

- Elrick, D.E., W.D. Reynolds. 1992. Infiltration from constant-head well permeameters and infiltrometers. Pp. 1-22. En Topp, G.C., W.D. Reynolds, R.E. Green. (eds.), *Advances in measurement of soil physical properties: bringing theory into practice*. SSSA Special Publication 30. Wisconsin. USA.
- Fariás, B.M., J. del C. Cortés. 1997. Estudio hidrogeológico del cono aluvial del Río Dulce en Santiago del Estero. *Actas del I Congreso Nacional de Hidrogeología*. Universidad Nacional del Sur. Bahía Blanca. Argentina. Septiembre 9-12.
- Gavande, S.A. 1991. *Física de suelos. Principios y aplicaciones*. 351 pp. Primera Edición 1972. Ed. Limusa. México.
- Glaforo, J.A.F. 2005. El arbolado urbano en el área metropolitana de Monterrey. *Ciencia UANL Vol VIII, N° 1:20-32*.
- Gregory, J.H., M.D. Dukes, P.H. Jones, G.L. Miller. 2006. Effect of urban soil compaction on infiltration rate. *Journal of soil and water conservation* 1-5-2006. Online format.
- Gumbel, E.J. 1958. *Statistics of extremes*. Columbia Univ. Press, New York.
- Hanks, R.J., G.L. Ashcroft. 1980. *Applied soil physics*. Springer-Verlag. Berlin Heidelberg. USA.
- Haverkamp, R., P.J. Ross, K.R.J. Smettem, J.Y. Parlange. 1994. Three dimensional analysis of infiltration from the disc infiltrometer. 2. Physically based infiltration equation. *Water Resour. Res.* 30:2931-2935.
- IUSS Working Group WRB. 2006. World reference base for soil resources 2006, number 103 in *World Soil Resources Reports*, Rome. FAO, Rome, 2 edition.
- Jahn, R. 1992. *Praktikumsanleitung zur Beschreibung, Deutung und ökologischen Bewertung von Böden*. Institut für Bodenkunde und Standortslehre, Universität Hohenheim, Hohenheim, Deutschland.
- Jim, C.Y. 1998. Physical and chemical properties of a Hong Kong roadside soil in relation to urban tree growth. *Urban Ecosystems*, Vol 2, N° 2-3: 171-181. (Abstr.)
- Kennette, D., W. Hendershot, A. Tomlin, S. Sauvé. 2002. Uptake of trace metals by the earthworm *Lumbricus terrestris* L. in urban contaminated soils. *Applied Soil Ecology* 19:191-198.
- King, W.E. 2005. Greenscapes and greenbuilding: integrating “engineered soils” as a stormwater best management practice in sustainable landscape construction. *Proceedings of the 2005 Georgia Water Resources Conference*, April 25-27. University of Georgia, Athens, Georgia.
- Klute, A. 1986. *Methods of soil analysis. Part 1: Physical and mineralogical methods*. Agronomy 9, ASA, ASA, Inc., Publisher, 1188p., Madison, Wisconsin, USA.
- Kneib, W.D. 1990. Böden als Rohstofflieferanten. En Blume, H.P. (ed.), *Handbuch des Bodenschutzes*. Ecomed-Verlag. Landsberg. Germany.
- Konrad, C.P. 2003. Effects of urban development on floods. *U.S Geological Survey Fact Sheet FS-076-03*. USA.
- Lascano, L.A., M. Cerón, R.R. Delgado, V.H. Ledesma. 1995. Santiago del Estero. Recorrido por una ciudad histórica. Santiago del Estero.
- Legendre, P., L. Legendre. 1998. *Numerical ecology*. Second english edition. Elsevier Science. B. V. Amsterdam.

- Levy, G., I. Shainberg, J. Morin. 1986. Factors affecting the stability of soil crusts in subsequent storms. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:196-201.
- Lorenz, G. 2004. Guía de evaluación ecológica de suelos. Serie Didáctica N° 8. Facultad de Ciencias Forestales, Universidad Nacional de Santiago del Estero. Santiago del Estero.
- Lowery, B., M.A. Arshad, R. Lal, W.J. Hickey. 1996. Soil parameters and soil quality. pp 143-145. En Doran, J.W., A.J. Jones (eds.), *Methods for assessing soil quality*. SSSA Special Publication 49. Wisconsin. USA.
- Lutz, J.F., R.W. Leamer. 1939. Pore-size distribution as related to the permeability of soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 4:28-31.
- Mason, D.D., J.F. Lutz, R.G. Petersen. 1957. Hydraulic conductivity as related to certain soil properties in a number of great soil groups-Sampling errors involved. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 21:554-560.
- Mentens, J., D. Raes, M. Hermy. 2006. Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century? *Landscape and Urban Planning* 77:217-226.
- Minasny, B., A.B. McBratney. 2000. Estimation of sorptivity from disc-permeameter. *Geoderma* 95: 305-324.
- Minetti, J.L. and L.R. Acuña. 1994. Régimen de variabilidad interanual de las precipitaciones en el centro-este de la provincia de Santiago del Estero. El salto climático de las décadas de 1950-60. Technical report, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, Centro Regional Tucumán - Santiago del Estero, Argentina.
- Mitlöhner, R. 1990. Die Konkurrenz der Holzgewächse im regengrünen Trockenwald des Chaco Boreal, Paraguay. Universität Göttingen, Göttingen.
- Montgomery, D.C. 1993. *Diseño y análisis de experimentos*. Grupo Editorial Iberoamérica. México.
- Nelson, W.R., L.D. Baver. 1940. Movement of water through soils in relation to the nature of the pores. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 5:69-76.
- Nimmo, J.R., K.C. Akstin. 1988. Hydraulic conductivity of a sandy soil at low water content after compaction by various methods. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52:303-310.
- OCSCD USDA NRCS. 2001. Impact of soil disturbance during construction on bulk density and infiltration in Ocean County, New Jersey. New Jersey.
- Onofiok, O., M.J. Singer. 1984. Scanning electron microscope studies of surface crusts formed by simulated rainfall. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48:1137-1143.
- Pedron, F. de A., R.S. Diniz Dalmolin, A.C. de Azevedo, J. Kaminski. 2004. Solos urbanos. *Ciência Rural* 34:1647-1653.
- Perroux, K.M., I. White. 1988. Designs for disc permeameters. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52:1205-1215.
- Philip, J.R. 1957. The theory of infiltration: 4. Sorptivity and algebraic infiltration equations. *Soil Sci.* 84:257-264.
- Pitt, R., S. Clark, K. Parmer. 1994. Protection of groundwater from intentional and nonintentional stormwater infiltration. U.S. Environmental Protection Agency, EPA/600/SR-94/051. PB94-165354AS, Storm and combined sewer program, Cincinnati, Ohio. Disponible en

<http://rpitt.eng.ua.edu/Publications/Publications.shtml>. Visto en Agosto de 2006, última actualización: 21/07/2006.

Pitt, R., J. Lantrip, R. Harrison. 1999. Infiltration through disturbed urban soil and compost-amended soil effects on runoff quality and quantity. U.S. Environmental Protection Agency. USA. Disponible en <http://rpitt.eng.ua.edu/Publications/Publications.shtml>. Visto en Agosto de 2006, última actualización: 21/07/2006.

Pitt, R., Shen-En Chen, S. Clark. 2002. Compacted urban soils effects on infiltration and bioretention stormwater control designs. 9th International Conference on Urban Drainage. Portland, Oregon. IAHR, IWA, EWRI, and ASCE.

Potter, K.N., F.S. Carter, E.C. Doll. 1988. Physical properties of constructed and undisturbed soils. Soil Sci. Soc. Am. J. 52:1435-1438.

Pouyat, R., P. Groffman, I. Yesilonis, L. Hernandez. 2002. Soil carbon pools and fluxes in urban ecosystems. Environmental Pollution 116:S107-S118.

R Development Core Team (2007). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.

Randrup, T.B., K. Dralle. 1997. Influence of planning and design on soil compaction in construction sites. Landscape and Urban Planning 38:87-92.

Rawitz, E., A. Hazan. 1978. The effect of stabilized, hydrophobic aggregate layer properties on soil regime and seedling emergency. Soil Sci. Soc. Am. J. 42:787-793.

Reynolds, W.D., B.T. Bowman, R.R. Brunke, C.F. Drury, C.S. Tan. 2000. Comparison of tension infiltrometer, pressure infiltrometer, and soil core estimates of saturated hydraulic conductivity. Soil Sci. Soc. Am. J. 64:478-484.

Roldán, C.F. 2000a. Estudio hidrológico e hidráulico de la cuenca del colector Santa Fé. Pp. 65-66. En Uso y preservación de los recursos hídricos en los umbrales del Siglo XXI. Memorias del XVIII Congreso Nacional del Agua. Universidad Nacional de Santiago del Estero. Santiago del Estero.

Roldán, C.F. 2000b. Aplicación de paquetes de software para hidrología en el diseño del colector pluvial Colón. pp. 67-68. En: Uso y preservación de los recursos hídricos en los umbrales del Siglo XXI. Memorias del XVIII Congreso Nacional del Agua. Universidad Nacional de Santiago del Estero. Santiago del Estero.

Russo, D., E. Bresler. 1981. Soil hydraulic properties as stochastic processes: I. An analysis of field spatial variability. Soil Sci. Soc. Am. J. 45:682-687.

Sachs L. 1978. Estadística aplicada. Editorial Labor S.A. España.

Scharenbroch, B.C., J.E. Lloyd, J.L. Johnson-Maynard. 2005. Distinguishing urban soils with physical, chemical, and biological properties. Pedobiologia 49: 283-296.

Scheyer, J.M., K.W. Hipple. 2005. Urban soil primer. United State Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, Nacional Soil Survey Center, Lincoln, Nebraska. <http://soils.usda.gov/use>.

Schlichting, E. 1978. Funktionen von Böden in der Ökosphäre. Daten u. Dokumente Z. Umweltschutz. 22:9-12.

- Schlichting, E., H.P. Blume, K. Stahr. 1995. *Bodenkundliches Praktikum. Eine Einführung in pedologisches Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte, und für Geowissenschaftler*. Blackwell Wissenschafts -Verlag, Berlin.
- Smettem, K.R.J. 1986. Analysis of water flow from cylindrical macropores. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:1139-1142.
- Smettem, K.R.J., J.Y. Parlange, P.J. Ross, R. Haverkamp. 1994. Three dimensional analysis of infiltration from the disc infiltrometer. 1. A capillary-based theory. *Water Resour. Res.* 30:2925-2929.
- Starr, J.L. 1990. Spatial and temporal variation of ponded infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 54:629-636.
- Sutherland, R.A. 2000. Depth variation in copper, lead, and zinc concentrations and mass enrichment ratios in soils of an urban watershed. *J. Environ. Qual.* 29:1414-1422.
- USDA-NRCS. 2000. Urban soil compaction. Soil quality - Urban technical note N° 2. Online: <http://soils.usda.gov/sqi/files/u02.pdf>. Visto el 4 de Agosto de 2006.
- Vandervaere, J.P., C. Peugeot, M. Vauclin, R. Angulo Jaramillo, T. Lebel. 1997. Estimating hydraulic conductivity of crusted soils using disc infiltrometers and minitensiometers. *Journal of Hydrology* 188-189:203-223.
- Vandervaere, J.P., M. Vauclin, D.E. Elrick. 2000a. Transient flow from tension infiltrometers: I. The two-parameter equation. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1263-1272.
- Vandervaere, J.P., M. Vauclin, D.E. Elrick. 2000b. Transient flow from tension infiltrometers: II. Four methods to determine sorptivity and conductivity. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 64:1272-1284.
- Van Genuchten, M. Th. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 44:892-898.
- Villaverde, A. 2006. Gestión del arbolado urbano público. pp 267-284. En Gianuzzo, A.N., M.E. Ludueña (eds.), *Santiago del Estero una mirada ambiental*. Editorial Brujas. Córdoba.
- Wahl, N.A., O. Bens, B. Schäfer, R.F. Hüttl. 2003. Impacts of changes in land-use management on soil hydraulic properties: hydraulic conductivity, water repellency and water retention. *Physics and Chemistry of the Earth* 28:1377-1387.
- Walker, J., S.K. Chong. 1986. Characterization of compacted soil using sorptivity measurements. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:288-291.
- Walter, H. S.W. Breckle. 1991. *Ökologie der Erde. Band 1: Ökologische Grundlagen in globaler Sicht*. 2° ed. Fischer Verlag, Stuttgart.
- Wang, D., S.R. Yates, F.F. Ernst. 1998. Determination soil hydraulic properties using tension infiltrometers, time domain reflectometry, and tensiometers. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:318-325.
- Watson, K.W., R.J. Luxmoore. 1986. Estimating macroporosity in a forest watershed by use of a tension infiltrometer. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50:578-582.
- White, I., K.M. Perroux. 1987. The use of sorptivity to determine field soil hydraulic properties. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51:1093-1101.
- White, I., K.M. Perroux. 1989. Estimation of unsaturated hydraulic conductivity from field sorptivity measurements. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 53:324-329.

White, I., M.J. Sully, K.M. Perroux. 1992. Measurements of surface-soil hydraulic properties: disk permeameters, tension infiltrometers, and other techniques. pp 69-104. En Topp, G.C., W.D. Reynolds, R.E. Green (eds.), *Advances in measurement of soil physical properties: bringing theory into practice*. SSSA Special Publication 30. Wisconsin, USA.

Wilson, G.V., R.J. Luxmoore. 1988. Infiltration, macroporosity, and mesoporosity distributions on two forested watersheds. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52:329-335.

Wösten, J.H.M., M.Th. Van Genuchten. 1988. Using texture and other soil properties to predict the unsaturated soil hydraulic properties to predict the unsaturated soil hydraulic functions. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52:1762-1770.

Wu, L., L. Pan, J. Mitchel, B. Sanden. 1999. Measuring saturated hydraulic conductivity using a generalized solution for single-ring infiltrometers. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63:788-792.

Yusof, M. F., N. A. Zakaria, A. A. Ghani, R. Abdullah and C. K. Chang. 2005. Infiltration study for urban soil: case studies - Butterworth and Engineering Campus, Universiti Sains Malaysia. *Proceedings of the Congress - International Association for Hydraulic Research*, September 11-16, 2005, Seoul, Korea.

Zhang, R. 1997a. Determination of soil sorptivity and hydraulic conductivity from the disk infiltrometer. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61:1024-1030.

Zhang, R. 1997b. Infiltration models from the disk infiltrometer. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61:1597-1603.

Zhang, R. 1998. Estimating soil hydraulic conductivity and macroscopic capillary length from the disk infiltrometer. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:1513-1521.