

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

Memoria de Título

**PROPIEDADES QUÍMICAS DE UN SUELO DEL SECANO CENTRAL DE CHILE
BAJO UN SISTEMA DE AGROFORESTERÍA ASOCIADO A COSECHA DE
AGUA A 12 AÑOS DE SU ESTABLECIMIENTO**

ROCÍO ANDREA VILLARROEL GATICA

Santiago, Chile

2012

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

Memoria de Título

**PROPIEDADES QUÍMICAS DE UN SUELO DEL SECANO CENTRAL DE CHILE
BAJO UN SISTEMA DE AGROFORESTERÍA ASOCIADO A COSECHA DE
AGUA A 12 AÑOS DE SU ESTABLECIMIENTO**

**CHEMICAL PROPERTIES OF A SOIL FROM CHILEAN CENTRAL RAINFED
UNDER AN AGROFORESTRY SYSTEM ASSOCIATED TO WATER
HARVESTING, 12 YEARS OLD**

ROCÍO ANDREA VILLARROEL GATICA

Santiago, Chile

2012

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

**PROPIEDADES QUÍMICAS DE UN SUELO DEL SECANO CENTRAL DE CHILE
BAJO UN SISTEMA DE AGROFORESTERÍA ASOCIADO A COSECHA DE
AGUA A 12 AÑOS DE SU ESTABLECIMIENTO**

Memoria para optar al Título Profesional
de Ingeniera Agrónoma
Mención: Manejo de Suelos y Aguas

ROCÍO ANDREA VILLARROEL GATICA

PROFESORES GUÍAS	Calificaciones
Sr. Manuel Casanova P. Ingeniero Agrónomo, M.Sc.	6,2
Sr. Oscar Seguel S. Ingeniero Agrónomo, Dr.	6,4
PROFESORES EVALUADORES	
Sra. María Adriana Carrasco R. Química de Suelos, M.Sc.	6,0
Sr. Nicola Fiore. Ingeniero Agrónomo, Dr. Cs.	6,0
COLABORADORES	
Sr. Osvaldo Salazar G. Ingeniero Agrónomo, M.Sc. PhD.	
Sr. Roberto Garfías S. Ingeniero Forestal, M. C	

Santiago, Chile
2012

A mi familia, en especial a mis padres María Elena y Pepe.

AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer a todos aquellos que me apoyaron y de alguna forma estuvieron involucrados en este trabajo, en especial:

A mis profesores guías Don Manuel Casanova y Don Oscar Seguel, por su constante ayuda, orientación y apoyo brindado en el proceso de este estudio, además de su comprensión y paciencia.

A mis profesores colaboradores Don Osvaldo Salazar y Don Roberto Garfias por guiarme y compartir sus conocimientos sobre el tema.

A la profesora Adriana Carrasco, Sra. Marysol Aravena y Sra. Consuelo Aguilera, del Laboratorio de Química de la Facultad, por su apoyo y ayuda incondicional.

A las secretarias del Departamento de Ingeniería y Suelos, Pily y Nancy por tener siempre una buena disposición.

A mis padres por creer en mí en este largo camino y a mis hermanos por sus consejos.

A mis amigos y compañeros, que me acompañaron una y algunos más de una vez a la toma de muestras en Rinconada, y en todo el proceso de este trabajo.

A mis amigos, Mono, Yelica, Canco, Chica, Sara y Fran que estuvieron apoyando y ayudándome a lo largo de este proceso.

A Ricardo, por impulsarme a seguir y estar mi lado.

ÍNDICE

RESUMEN.....	1
Palabras clave.....	1
ABSTRACT	2
Key words:	2
INTRODUCCIÓN	3
MATERIALES Y MÉTODO	5
Lugar de estudio.....	5
Materiales utilizados	5
Métodos de análisis químicos y parámetros de crecimiento.....	7
Diseño experimental y análisis estadísticos	7
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	8
Materia orgánica (MO)	8
Reacción del suelo (pH en agua y KCl).....	11
Contenidos de nitrógeno, fósforo y potasio totales.....	18
Producción de materia seca año 12.....	26
CONCLUSIONES	29
BIBLIOGRAFÍA	30
ANEXO I	35
ANEXO II.....	36
APÉNDICE I.....	37

RESUMEN

Desde el año 1996 se encuentra en desarrollo una investigación de agroforestería con cosecha de agua en el secano interior de la Región Metropolitana. Para ello se establecieron parcelas de 11x15 m con los siguientes tratamientos con tres repeticiones: **AL** plantación de *Acacia saligna* y siembra el primer año de *Avena sativa*; **ALE** plantación de *A. saligna* y siembra el primer año de *Avena sativa*, con dos tercios de área de escurrimiento; **A** plantación de *A. saligna*; **AE** plantación de *A. saligna* con dos tercios de área de escurrimiento; además, se consideró un testigo (T) con pradera mediterránea anual (PMA), equivalente al área de escurrimiento (11x10 m). Se midió la materia orgánica (MO), pH en agua y KCl, además de nitrógeno total (Nt), fósforo total (Pt) y potasio total (Pt) a los tiempos 4, 8 y 12 años, y a profundidades de 0-10; 10-20; 20-30 y 30-40 cm. Este trabajo corresponde a la tercera evaluación en el tiempo, realizada el año 2008. Los resultados indican que todos los tratamientos presentaron valores mayores en todas las propiedades con respecto al testigo, demostrando que al aplicar tecnologías agroforestales se mejoran las propiedades químicas del suelo y el rendimiento de la PMA. El tratamiento ALE es el que presentó los contenidos totales de macronutrientes más altos para este mismo año, mientras que el tratamiento A presentó los valores más bajos. A través de los años, los tratamientos con escurrimiento (ALE y AE) fueron más estables y presentaron mayores valores, por la mejor condición que genera el escurrimiento. En cuanto al pH, los valores son significativamente mayores en los primeros centímetros, debido al efecto tampón que genera la MO. Para el Nt, éste tiende a aumentar en los tratamientos a través de los años; en el caso del Pt, su contenido va disminuyendo en profundidad y a través de los años; el contenido de Kt es muy estable entre los tratamientos y en profundidad, tendiendo a aumentar con los años. Para el caso del desarrollo de la PMA, bajo la influencia de *A. saligna*, los tratamientos con labranza (ALE y AL) tuvieron un mejor desarrollo, mientras que los tratamientos con escurrimiento (ALE y AE) tuvieron mayor acumulación de hojarasca de la *Acacia*.

Palabras clave: Macronutrientes, *Acacia saligna*, pradera mediterránea anual.

ABSTRACT

Since 1996 an investigation of agroforestry system associated to rainwater harvesting was carried out in an inner rainfed dry area of the Metropolitan Region of Chile. Plots (11x15 m) were established with the following treatments with three replicates: **AL** *Acacia saligna* plus *Avena sativa* in the first year; **ALE** *A. saligna* plus *Avena sativa* in the first year and runoff area; **A** *A. saligna*; **AE** *A. saligna* with a runoff area; in addition, a **T** control with a degraded annual mediterranean prairie (AMP) was established in plots equivalent to runoff area (11x10 m). Soil organic matter (OM) contents, soil pH in water and KCl, as well as total nitrogen (Nt), total phosphorus (Pt) and total potassium (Kt) contents were measured at 0-10, 10-20, 20-30 and 30-40 cm soil depth during 2008. This study corresponds to the third assessment after 2000 and 2004 evaluations. For measurements made in 2008, all treatments showed higher values of soil properties compared with control, demonstrating that agroforestry improves soil chemical properties and performance of the PMA. ALE was the treatment that had the highest values of total nutrients for this year, while A treatment generally showed lowest values in total nutrient content. Through the years, treatments with runoff (ALE and AE) were more stable and showed the highest values in nutrient contents, as result of the best condition promoted by runoff. The pH values were significantly higher in the first 10 centimeters, due to buffering effect of OM. The Nt, tends to increase over the years; in the case of the Pt, content decreases in depth and over the years; Kt content is very stable between treatments and in-depth, tending to increase with time. In the case of the development of the PMA under the influence of *A. saligna*, the tillage treatments (ALE and AL) promoted a better development, while treatments with runoff (ALE and AE) showed the higher accumulation of litter from *Acacia saligna*.

Key words: Macronutrients, *Acacia saligna*, annual mediterranean prairie.

INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso vital para cualquier sistema agrícola, que adquiere mayor importancia en las zonas donde su disponibilidad es escasa, como es el caso del secano interior de la zona central de Chile. Allí, las precipitaciones son irregulares en cantidad y distribución, lo que genera una baja productividad; además, al ser escasas pero de alta intensidad, van provocando pérdidas de suelo debido a la reducida protección de éste (Ellies, 2000). Es por ello que surge la necesidad de buscar alternativas para el mejor aprovechamiento del recurso agua y su posible conservación, además de la protección del recurso suelo. Dentro de estas alternativas se encuentra la cosecha de agua asociada a un manejo agroforestal.

La cosecha de agua es considerada como la recolección de la escorrentía para propósitos principalmente de producción agropecuaria y forestal. Se usa como riego suplementario para las especies utilizadas, con el fin de mejorar la condición existente, y se basa en generar zonas de evacuación de aguas lluvias hacia sectores con cultivos (Van Veenhuizen y Prieto-Celi, 2000). Estas zonas de evacuación se generan al ubicarlas en lugares con cierta pendiente para que, al aumentar el escurrimiento superficial sin necesariamente reducir la infiltración, sirvan de fuentes de suministro de agua para otras zonas. No obstante, se debe mantener una proporción y ubicación apropiadas entre el área de aporte y la receptora de las aguas de escorrentía (Arnon, 1992; Frasier y Myers, 1983). La posibilidad de aumentar la disponibilidad de agua a través de la cosecha de ésta ha ayudado tanto a sostener como a incrementar la producción agrícola en zonas semiáridas y áridas (Bhushan *et al.*, 1992; Tabor, 1995; Li *et al.*, 2000).

Por otra parte, la agroforestería se refiere a un uso compuesto del suelo, donde se combinan árboles o arbustos con cultivos agrícolas, praderas o ganado, de modo que en el tiempo existan interacciones entre los componentes (Torquebiau, 2000; Young, 1989). La asociación árbol/pradera, en un sistema agroforestal, permite mantener tasas de infiltración altas mediante un aumento de los contenidos de materia orgánica, lo cual mejora la estructura del suelo y contribuye a incrementar su capacidad de retención de agua (Young, 1989). Como resultado, en el sitio cultivado la escorrentía disminuye y la erosión se ve reducida (Mahmoudzadeh, 2007; Stocking, 1988).

Los sistemas agroforestales han mostrado ser superiores en el control de erosión del suelo respecto a otros sistemas de producción de cultivos, al mantener una cobertura vegetal permanente que protege al suelo de las precipitaciones (Swift *et al.*, 2004; Wiersum, 1991). Dentro de los efectos benéficos de la agroforestería, está la mantención y mejoramiento de la fertilidad de los suelos (Young, 1989), conjuntamente con su habilidad para mantener o mejorar sus propiedades químicas (Yadav *et al.*, 2008), debido a la dinámica de descomposición del mantillo y raíces (Sanaullah *et al.*, 2010). Además, su empleo se reconoce como una estrategia en el secuestro de carbono (Nair *et al.*, 2009). Por consiguiente, la agroforestería complementada con la cosecha de agua aumentaría el potencial productivo de biomasa vegetal, incrementando el efecto protector del suelo.

La dinámica de los nutrientes, a medida que las asociaciones vegetales se desarrollan hacia un equilibrio, presenta cambios necesarios de evaluar en el tiempo, resultando interesante establecer si existe una dependencia del sistema agroforestal con la cosecha de agua. La agroforestería muestra un uso más eficiente de los nutrientes, lo que se evidencia al comparar la relación de nutriente aprovechado con las menores pérdidas por lixiviación (Hartemink *et al.*, 1996; Lehmann *et al.*, 1998). El combinar especies leñosas con cultivos anuales genera una interacción de las raíces a diferentes profundidades y se fomenta el reciclaje; sin embargo, cuando recién se establece el sistema las raíces son más superficiales y solo en el largo plazo es posible establecer la condición de equilibrio ecológico sobre la fertilidad natural.

Una de las especies que ha mostrado un potencial adecuado para su uso en manejo agrosilvícola es el aramo azul (*Acacia saligna* Labill. Wendl. = *A. cyanophylla* Lindley). Este árbol, nativo del sur-oeste de Australia, posee la habilidad de fijar nitrógeno atmosférico en simbiosis con bacterias del género *Rhizobium*, pero también posee un alto valor nutricional como alimento para humanos y como forraje para animales (Howard *et al.*, 2002). Amrani *et al.* 2010, citando a varios autores, precisan que *A. saligna* es un árbol promiscuo, que puede ser nodulado también por bacterias del género *Bradyrhizobium*, *Mesorhizobium* y *Sinorhizobium*, aunque la mayor parte de los árboles establecidos en suelos exhiben preferencia por *Bradyrhizobium*. Al respecto, la fijación biológica de nitrógeno en fabáceas resulta cada vez más importante en vista de los esfuerzos para desarrollar una producción agrícola más económica y sostenible.

En consecuencia, ambas técnicas (manejo agrosilvícola y cosecha de agua) funcionando en forma combinada, se potenciarían en el aprovechamiento de los recursos agua y nutrientes del suelo (Droppelmann y Berliner, 2003; Abdelkdair y Schultz, 2005; Al-Seekh y Mohammad, 2009).

La presente investigación corresponde a una tercera fase del seguimiento de las propiedades químicas de los suelos bajo esta asociación, establecida en 1996. Puede ser considerada una investigación de largo plazo (Richter *et al.*, 2007), pues previamente se efectuaron dos evaluaciones de estas propiedades en el sitio, la primera el año 2000 (Salazar, 2003) y luego el año 2004 (Leiva, 2005) cubriendo más de 10 años de registros. Por consiguiente, el objetivo general planteado fue evaluar algunas propiedades químicas de un suelo sometido a un sistema agrosilvícola asociado a un sistema de cosecha de agua, a doce años de su establecimiento, en el secano interior de la zona central de Chile.

Como objetivos específicos se planteó:

- Determinar para diferentes profundidades del suelo, propiedades químicas tales como contenidos de macronutrientes totales (Nt, Pt y Kt), pH y contenidos de materia orgánica.
- Analizar la variación en el tiempo de estas propiedades, a 12 años de establecido el ensayo.

MATERIALES Y MÉTODO

Lugar de estudio

El presente estudio, como una continuación del ensayo establecido en 1996, se ubica en el sector de secano de la Estación Experimental Germán Greve Silva (33°28' LS – 70°50' LO) perteneciente a la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile, en la Comuna de Maipú, Región Metropolitana.

El sitio del ensayo presenta un clima, clasificado de acuerdo al sistema Köppen-Geiger, como templado con veranos secos y calurosos, correspondiente a Csb (Peel *et al.*, 2007). La temperatura media anual es de 14,2°C y las precipitaciones presentan montos interanuales altamente variables, con un promedio de alrededor de 250 mm (Anexo 1). Estos montos se concentran principalmente en invierno, con un periodo seco que puede abarcar desde 7 a 10 meses.

Materiales utilizados

El suelo, de origen coluvial con influencia aluvial, pertenece a una Fase de la Serie Piedmont Cuesta Barriga, la que se caracteriza como franco arenosa, delgada, bien drenada, ligeramente pedregosa y con un 10% de gradiente de pendiente. Ha sido clasificado como un Typic Haploxeroll (CIREN-CHILE, 1996).

En una superficie de una hectárea se estableció, inicialmente, árboles de aramo azul (*Acacia saligna*), un cultivo anual (*Avena sativa*) y tunas (*Opuntia ficus indica*), además de la pradera mediterránea anual (PMA) que se desarrolla naturalmente en la zona. Asociado a esto, se definió un sistema de cosecha de aguas con áreas de escurrimiento, equivalente a los 2/3 superiores de algunas parcelas (Figura 1). La tuna fue consumida dentro del primer año por el roedor nativo *Octogon degus*. El aramo azul se estableció en dos o cuatro hileras, dependiendo del tratamiento, en un marco de 2 x 2 m².

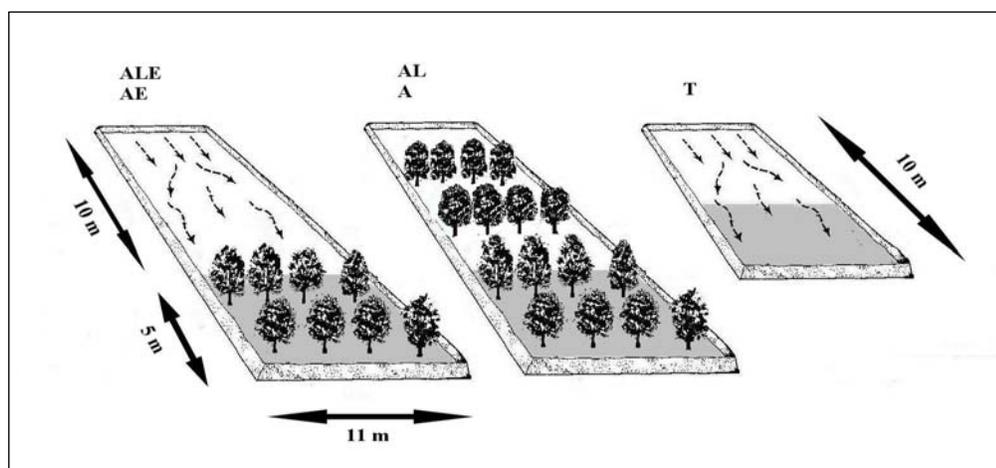


Figura 1. Representación gráfica de los tratamientos del ensayo de campo. El área sombreada corresponde a la superficie de muestreo (11 x 5 m). El detalle de los tratamientos se presenta en el Cuadro 1.

Se establecieron 15 parcelas distribuidas en tres bloques que incluían un testigo y cuatro tratamientos; éstos son, Agroforestería-Labranza (AL), Agroforestería-Labranza-Escurrecimiento (ALE), Agroforestería (A) y Agroforestería-Escurrecimiento (AE). Salvo el testigo, que tuvo dimensiones de 11x10 m (Figura 1), todas las unidades experimentales se definieron de 11x15 m, como lo detalla el Cuadro 1.

Cuadro 1. Tratamientos considerados en el ensayo. Los tratamientos con labranza (AL y ALE) inicialmente (1996) tuvieron una siembra de *Avena sativa*.

Tratamiento	Área de escurrimento (%)	Especies vegetales	Tamaño de parcela (m ²)
AL	0	<i>Acacia saligna</i> , PMA	11x15
ALE	67	<i>Acacia saligna</i> , PMA	11x15
A	0	<i>Acacia saligna</i> , PMA	11x15
AE	67	<i>Acacia saligna</i> , PMA	11x15
T	100	Pradera mediterránea anual (PMA)	11 x 10

AL= Agroforestería-Labranza; ALE= Agroforestería-Labranza-Escurrecimiento; A= Agroforestería; AE= Agroforestería-Escurrecimiento; T= Testigo

Las parcelas con *A. saligna*, en los tratamientos A y AE, desde su establecimiento no han sido intervenidas mecánicamente por ningún tipo de implemento que rotore el suelo. De esta manera, todos los residuos orgánicos generados en ellas, han permanecido en la

superficie sin ser incorporados al suelo, por tanto puede considerarse que las propiedades químicas del suelo han evolucionado en forma natural (Salazar, 2003). En las parcelas AL y ALE, se estableció *A. sativa* al inicio del estudio (1996), lo que implicó una labranza y mezcla del horizonte superficial del suelo.

Se mantuvo el mismo sistema de toma de muestras de suelo utilizado los años 2000 (Salazar, 2003) y 2004 (Leiva, 2005), realizándose en un área homogénea correspondiente a los 5 m más bajos de cada tratamiento y el testigo (Figura 1) y en todo el ancho de las parcelas (11 m). En estas áreas, durante enero y marzo del 2008, se tomaron muestras compuestas constituidas de 15 submuestras colectadas a las cuatro profundidades de suelo (0 a <10, 10 a <20, 20 a <30 y 30 a <40 cm) definidas por los autores antes indicados.

Métodos de análisis químicos y parámetros de crecimiento

Los análisis de las muestras de suelo se realizaron en el laboratorio de Química de Suelos y Agua de la misma Facultad. Al respecto, se determinó el contenido de materia orgánica (MO) mediante oxidación por vía húmeda del carbono orgánico, utilizando el método de Walkley - Black (Sadzawka *et al.*, 2006a); los niveles totales de nitrógeno (Nt), fósforo (Pt) y potasio (Kt) fueron medidos por el método de Lachica *et al.* (1965) y el pH potenciométricamente en agua y en KCl 1 mol L⁻¹ (relación suelo: solución, 1:2,5). También se realizaron análisis de correlación para pH y MO.

Se evaluó (septiembre del 2008) la producción de materia seca de la PMA y de la hojarasca producida por *A. saligna*, para ello se extrajo el material vegetal del estrato herbáceo superior dentro de un área de 1 m² en dos ubicaciones dentro de una misma parcela, bajo la copa de *A. saligna* y en la zona sin influencia de ella. Las muestras fueron secadas a estufa por 48 h a 70°C.

Diseño experimental y análisis estadísticos

El diseño experimental del ensayo para las 15 unidades experimentales, fue de bloques, considerando al testigo y cuatro tratamientos (con tres repeticiones) distribuidos completamente al azar. Los resultados fueron sometidos a un análisis de varianza ($\alpha \leq 5\%$), y pruebas de homocedasticidad.

Se compararon los valores obtenidos entre los tratamientos, para el año de medición 2008, por intervalo de profundidad, utilizando la prueba de Duncan cuando fue necesario. El testigo fue analizado y comparado individualmente con cada tratamiento con una prueba t de Student, debido a sus dimensiones diferentes. Del mismo modo se compararon los resultados obtenidos en la evaluación presente (2004-2008), con aquellos informados para el período 1996-2000 por Salazar (2003) y para el período 2000-2004 por Leiva (2005).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Materia orgánica (MO)

Considerando que la presencia de MO en el suelo es necesaria para mantener una buena estructura de éste y para aumentar su capacidad de intercambio catiónico, se espera una reducción de la pérdida por lixiviación de cationes básicos del suelo, particularmente de K^+ , Ca^{+2} y Mg^{+2} (Havlin *et al.*, 2006). Todo ello en la medida que sus contenidos sean incrementados por el mantillo de la *A. saligna* y por la evolución natural de la PMA. Adicionalmente, estos aportes influirán en los diversos procesos bioquímicos y químicos del suelo, afectando el ciclaje de nutrientes (Brady y Weil, 2002).

Los contenidos de MO de los tratamientos en general son mayores en comparación al testigo, lo que tiene relación con el aporte de hojarasca de la *A. saligna* (Cuadro 2); sin embargo, no se verifican diferencias estadísticas significativas ($\alpha \leq 0,05$) entre los tratamientos ni con el testigo a ninguna de las profundidades.

Cuadro 2. Valores promedios de materia orgánica del suelo para cada tratamiento por intervalos de profundidad, año 2008.

Tratamiento	Contenidos de materia orgánica (g kg ⁻¹)			
	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-40 cm
AL	74,8±31,7 (42,3)	32,9± 5,7 (17,4)	24,8± 5,5 (22,3)	24,9±3,6 (14,3)
ALE	62,0±25,0 (40,3)	29,5± 9,0 (30,5)	22,2± 7,0 (31,4)	22,3±4,9 (22,0)
A	55,8± 5,0 (9,0)	30,0± 9,1 (30,2)	20,0± 5,0 (24,8)	22,3±3,5 (15,5)
AE	58,6±10,1 (17,2)	31,6± 5,9 (18,6)	24,1± 3,0 (12,4)	23,9±4,2 (17,7)
T	44,4± 7,1 (16,0)	24,4±12,0 (48,8)	21,3±10,30 (48,2)	16,5±8,3 (50,2)

AL= Agroforestería-Labranza; ALE= Agroforestería-labranza-Escurrimiento; A= Agroforestería;

AE= Agroforestería-Escurrimiento; T= Testigo.

±DS: Desviación estándar; entre paréntesis el coeficiente de variación (%).

Los tratamientos con labranza inicial (AL y ALE) presentan mayores valores de MO en los primeros 10 cm de profundidad, lo que obedecería a que en ellos se estableció un cultivo de avena que no fue cosechado, contribuyendo a incrementar los contenidos de MO.

Dadas las condiciones de déficit hídrico del secano, con 7 a 10 meses secos al año, la dinámica de la MO se desacelera, retardando los procesos microbiológicos de mineralización y formación de MO más estable en el suelo (Baldock y Nelson, 2000). Como se verá a continuación, los dos tratamientos con labranza poseen una tendencia a incrementar el contenido de MO en el tiempo, lo que respondería a la incorporación inicial de los residuos orgánicos superficiales en el horizonte A (Six *et al.*, 2004).

Los contenidos de MO se encuentran en un rango medio según estándares de Rodríguez (1993); para el caso de los tratamientos de Agroforestería, los resultados se explicarían además por la interacción que se produce entre los residuos aéreos y las raíces, tanto de la *A. saligna* como de la PMA, que al desarrollarse a diferentes profundidades permiten una incorporación de la MO en el perfil. Esta incorporación de MO vía reciclaje y renovación de raíces ayuda a disminuir la variabilidad en profundidad, mediante una distribución más homogénea de los materiales orgánicos. Como se verá más adelante, la *A. saligna* genera condiciones para una mayor producción de materia seca (MS) de la PMA, lo que estaría contribuyendo a un mayor aporte de MO. En la Figura 2, se muestran los contenidos de MO medidos en el tiempo (2000, 2004 y 2008) y en el perfil de suelo, para cada tratamiento y el testigo.

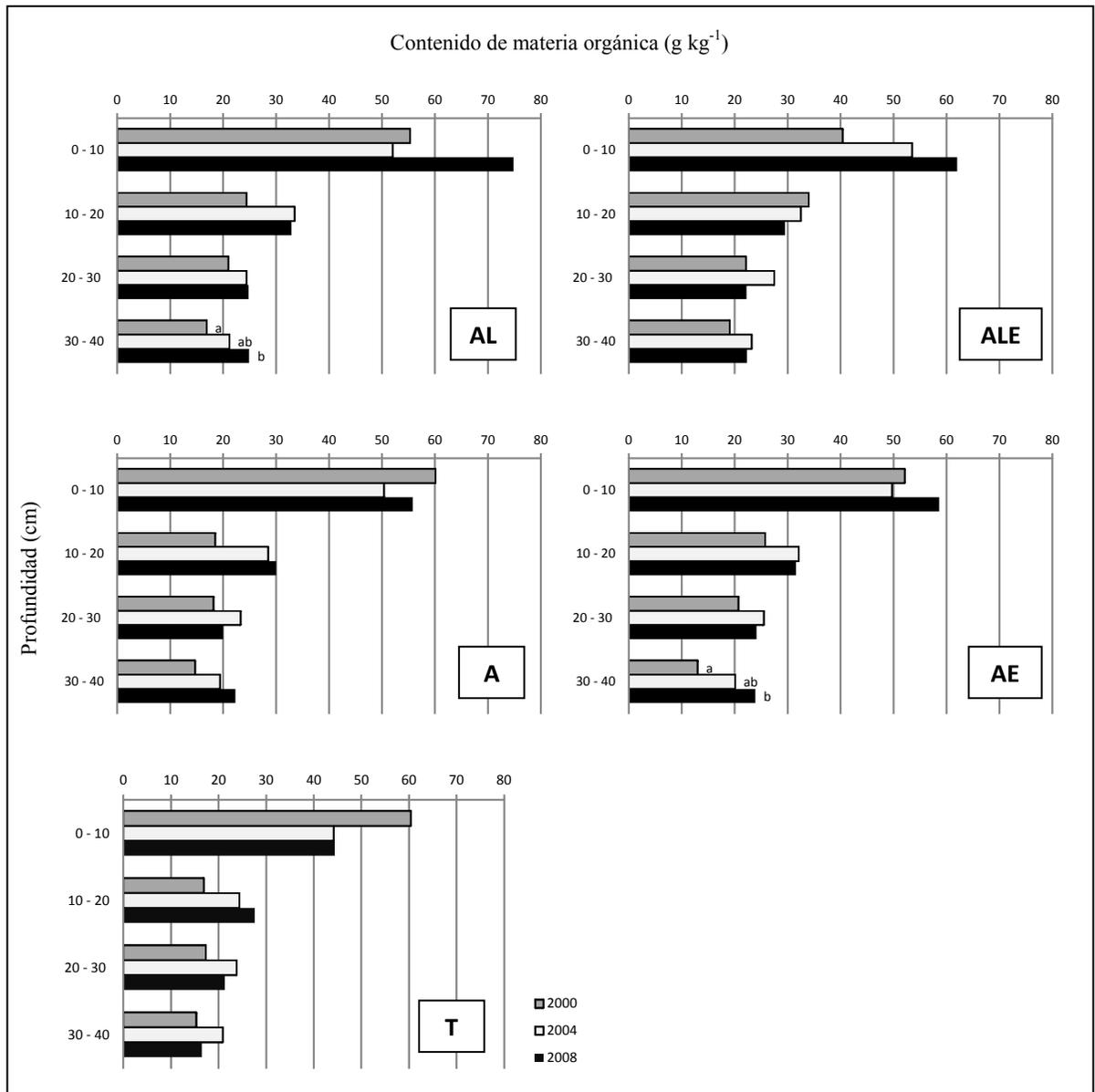


Figura 2. Valores medios de materia orgánica por intervalos de profundidad para cada tratamiento y el testigo en el tiempo. Se indican diferencias estadísticas entre años de las evaluaciones.

AL= Agroforestería-Labranza; ALE= Agroforestería-labranza-Escurreamiento; A= Agroforestería;

AE= Agroforestería-Escurreamiento; T= Testigo.

Letras distintas denotan diferencias estadísticas significativas entre años a una misma profundidad ($\alpha \leq 0,05$).

En el año 2000, los tratamientos AL y ALE presentaron menores valores de MO que el testigo y los tratamientos A y AE presentaron mayores valores de MO en comparación a los tratamientos respectivos que incluyeron labranza inicial, lo que indica un estado estable de

la MO en los sitios son labranza previniendo la pérdida por oxidación, como ocurre en sitios sometidos a labranza (Ellies, 2000).

En todos los tratamientos, en todas las profundidades y a lo largo de los años, existe una tendencia a que el contenido de MO de los tratamientos sea mayor al testigo. Los sistemas agroforestales, al sustentar un cultivo persistente, aseguran un suministro permanente de MO a la superficie del suelo, a diferencia de la PMA, que posee una menor producción de biomasa y un de receso en la época seca (Olivares *et al*, 2006).

A pesar de las diferencias gráficas, la alta variabilidad de los sitios agroforestales no permitió, en términos generales, mostrar diferencias estadísticas significativas en el tiempo. Sin embargo, los sectores de mayor equilibrio y protección de la MO (profundidad de 30-40 cm) en los tratamientos AL y AE presentaron un incremento significativo de esta propiedad, seguido por una tendencia al incremento de MO en el tratamiento A. En este caso, la colonización de raíces por parte de *A. saligna* estaría favoreciendo el incremento del contenido de MO en profundidad respecto al testigo (Cuadro 2) una vez que se ha alcanzado el equilibrio ecológico de la formación vegetal.

Reacción del suelo (pH en agua y KCl)

Si se considera que el pH_{agua} mide la acidez activa del suelo, y que el pH_{KCl} refleja la acidez intercambiable del suelo (Sadzawka, 2006b), esta última medida suele ser del orden de 0,5-1,0 unidades menor que el pH_{agua} ; a medida que la MO aumenta, la diferencia entre el pH_{agua} y pH_{KCl} (Figura 3), va disminuyendo por el efecto “*buffer*” de la MO. El Cuadro 3 muestra los resultados de ambos valores de pH para los distintos tratamientos y el testigo.

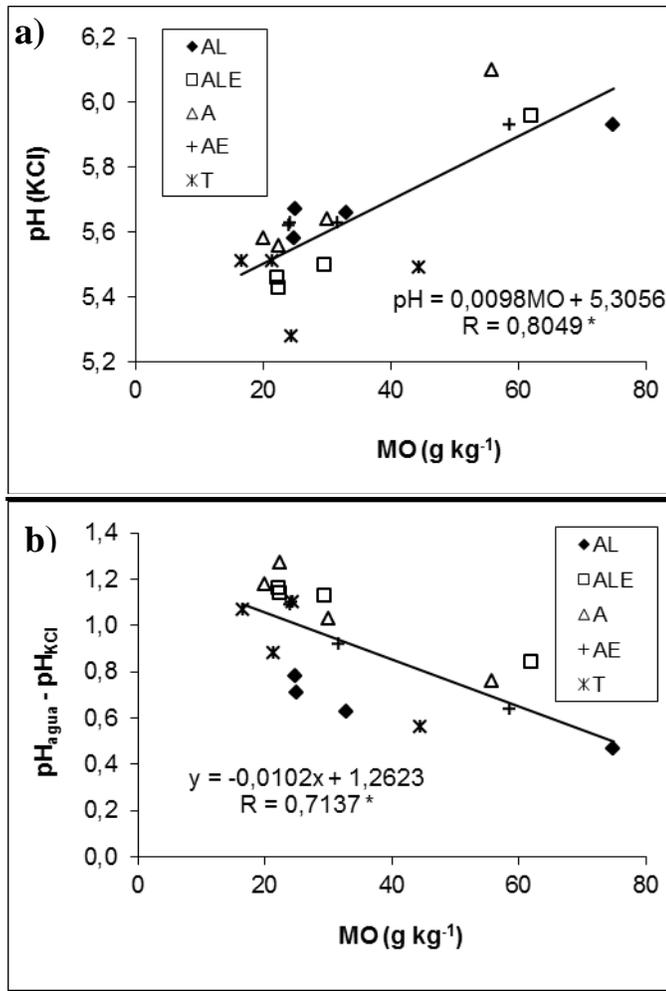


Figura 3. Dependencia entre (a) el pH_{KCl} y (b) el diferencial de pH, respecto a los contenidos totales de MO.

Cuadro 3. Valores medios de pH del suelo medido en agua y en KCl, para cada tratamiento y el testigo por intervalo de profundidad, año 2008.

Trat.	pH _{agua}			
	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-40 cm
AL	6,40±0,11 (1,66)a*	6,29±0,10 (1,53)a	6,36±0,12 (1,93)a	6,38± 1,30 (0,08)a
ALE	6,80±0,09 (1,33)b*	6,63±0,14 (2,13)b*	6,62±0,09 (1,32)b	6,57±0,07 (1,00)ab
A	6,86±0,05 (0,67)b*	6,67±0,12 (1,86)b*	6,76±0,12 (1,75)b*	6,83±0,10 (1,52)b
AE	6,57±0,20 (3,06)a*	6,55±0,12 (1,82)b	6,73±0,06 (0,90)b*	6,71±0,26 (3,83)b
T	6,05±0,08 (1,24)	6,38±0,05 (0,78)	6,39±0,17 (2,64)	6,58±0,20 (3,04)
pH _{KCl}				
AL	5,93±0,21 (3,57)*	5,66± 0,14 (2,53)*	5,58±0,23 (4,18)	5,67±0,05 (0,81)c
ALE	5,96±0,05 (0,86)*	5,50±0,16 (2,83)	5,46 ±0,12 (2,18)	5,43±0,08 (1,38)a
A	6,10± 0,01(0,19)*	5,64±0,15 (2,68)	5,58±0,10 (1,84)	5,56±0,05 (0,83)b
AE	5,93±0,21 (3,48)*	5,63±0,06 (1,01)*	5,63± 0,05 (0,88)	5,62±0,02 (0,41)bc
T	5,49±0,11 (2,00)	5,28±0,17 (3,17)	5,51±0,13 (2,37)	5,51±0,13 (2,29)

AL= Agroforestería-Labranza; ALE= Agroforestería-labranza-Escurrecimiento; A= Agroforestería;

AE= Agroforestería-Escurrecimiento; T= Testigo.

Letras distintas denotan diferencias estadísticas significativas entre tratamientos ($\alpha \leq 0,05$).

*Indica diferencias entre el tratamiento y el testigo ($\alpha \leq 0,05$).

±DS: Desviación estándar, entre paréntesis el coeficiente de variación (%).

Adiciones de MO a los suelos pueden resultar en aumentos o disminuciones del pH, dependiendo de la influencia que esta adición tenga en el balance de variados procesos que consumen y liberan protones. Aquellos factores a considerar incluyen la naturaleza química de los suelos y de los materiales orgánicos adicionados, así como el contenido de agua y los procesos de lixiviación de iones (Baldock y Nelson, 2000).

Entre los tratamientos, AL es el que presentó los menores valores de pH_{agua} en todas las profundidades, explicado por los mayores contenidos de MO y la presencia de grupos funcionales (carboxílicos y fenólicos) asociados, que se comportan como ácidos débiles, liberando H⁺ durante la descomposición de los residuos vegetales (Havlin *et al.*, 2006). Sin embargo, los tratamientos no mostraron una dependencia significativa estadísticamente entre el pH_{agua} y MO.

En comparación con el testigo, todos los tratamientos, excepto AL, presentaron valores de pH mayores hasta los 20 cm de profundidad. En este caso, el resultado no depende de la descomposición de la MO del suelo, sino de un proceso de translocación de bases en el testigo, quedando H⁺ remanente en el medio. Esto no ocurriría cuando existe presencia de *A. saligna*, por el efecto de protección ante eventos de lluvia y por el reciclaje de nutrientes con la mayor caída de hojarasca en superficie. La diferencia de valores entre pH_{agua} y pH_{KCl} está dada, como se mencionó anteriormente, por la influencia del contenido de MO, que en los primeros 10 cm posee un promedio de todos los tratamientos cercano al 6% y para los siguientes 10 cm un valor promedio del 3%, explicando el delta de alrededor de una unidad, el cual va disminuyendo cuando el contenido de MO es mayor. Esta dependencia (Figura 3) también se presentó en forma más clara entre el pH_{KCl} y los contenidos de MO.

Como se mencionó anteriormente, no existe un único comportamiento entre pH y MO, sin embargo, en este caso el pH_{KCl} presentó una relación lineal positiva (Figura 3). Con respecto a ello, se puede mencionar que a contenidos más bajos de MO, los valores del pH_{KCl} tienden a ser más bajos, pero a medida que el contenido de MO aumenta, el pH va tendiendo a ser menos ácido, debido a la condición estabilizadora de la MO. Esta tendencia indica que la MO estaría ejerciendo un efecto protector de las bases del suelo, previniendo que éstas se pierdan por lixiviación (Tisdale *et al.*, 1993), especialmente en los primeros 10 cm de suelo, donde el pH_{KCl} tiende a ser mayor en los tratamientos con agroforestería; diferencia que va siendo cada vez menor en profundidad.

Todos los tratamientos presentaron valores mayores y diferentes significativamente al testigo en la profundidad de 0-10 cm (Cuadro 3), y sólo AL y AE en la profundidad de 10-20 cm. La diferencia en los valores de pH_{KCl} en comparación con los de pH_{agua} , está dada por la naturaleza de la sal utilizada. En el caso del pH_{agua} , mide la actividad de los iones H^+ , en la solución suelo, en cambio la solución de KCl 1 mol L^{-1} tiene la concentración suficiente de electrolito para que la acidez intercambiable se libere a la solución donde se mide el pH (Sadzawka, 2006).

En la Figura 4 se muestran los valores de pH_{agua} , a través del tiempo, para cada tratamiento y el testigo.

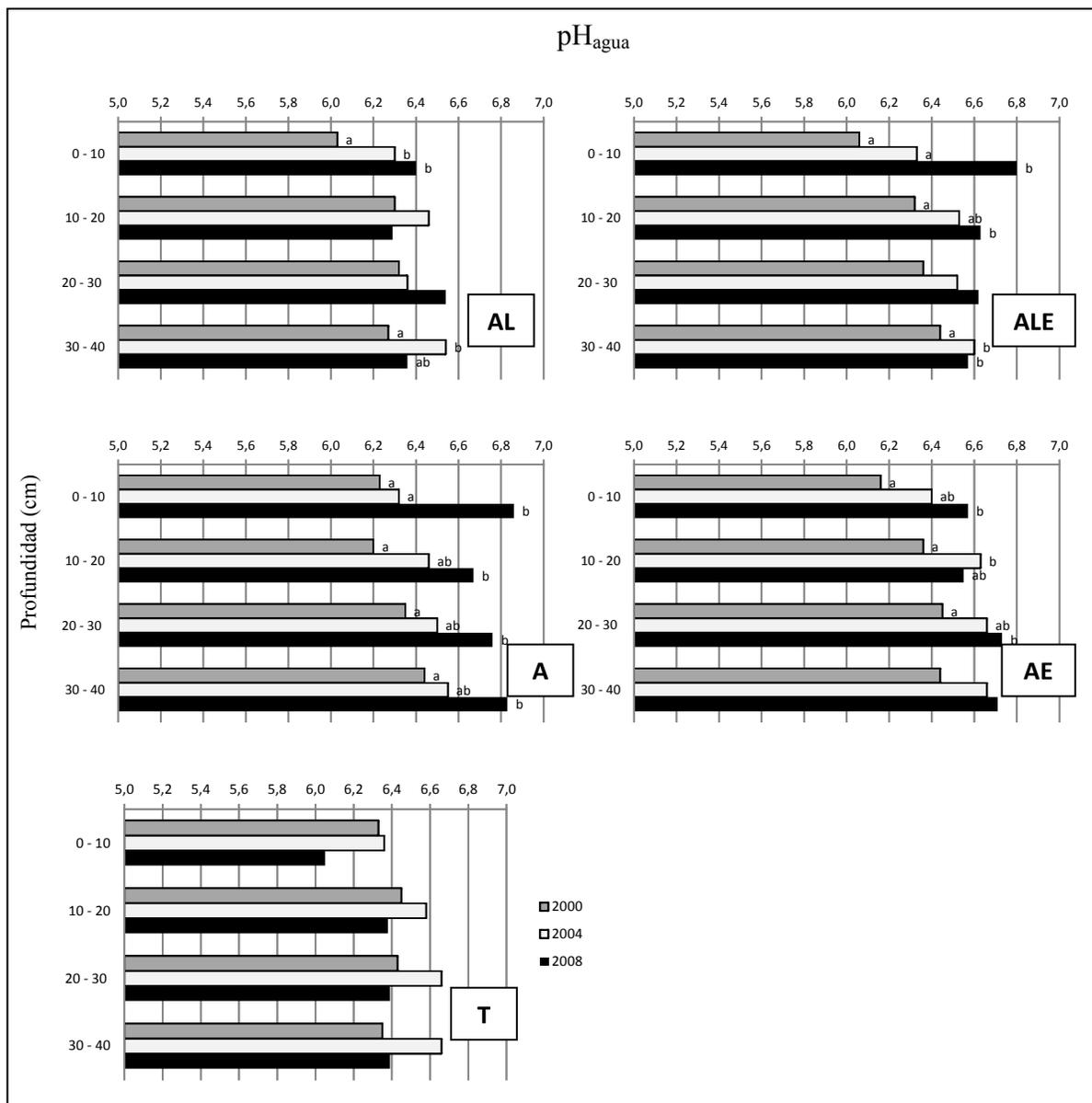


Figura 4. Valores medios de pH_{agua} por intervalos de profundidad para cada tratamiento y el testigo en el tiempo.

AL= Agroforestería-Labranza; ALE= Agroforestería-labranza-Escurrimiento; A= Agroforestería; AE= Agroforestería-Escurrimiento; T= Testigo.

Letras distintas denotan diferencias estadísticas significativas entre años a una misma profundidad ($\alpha \leq 0,05$).

En general, existe un aumento sostenido en el tiempo del pH_{agua} (Figura 4) en todos los tratamientos, registrándose diferencias estadísticas significativas en forma regular para las distintas profundidades. El sitio testigo, al encontrarse en un equilibrio ecológico, no presenta tendencias en la evolución del pH, ni diferencias significativas para ninguna de las profundidades analizadas. Los tratamientos A y ALE son los que presentan valores más

cercanos a pH 7,0 en los 10 primeros centímetros para el año 2008, esto se produce por la estabilización de la MO a lo largo de los años, lo que beneficia la disponibilidad de nutrientes, los cuales se encuentran con una mayor disponibilidad a pH cercano al neutro (Brady, 1984). A, ALE y AE presentan un aumento sostenido de pH en el tiempo a todas las profundidades, lo que está implicando una disminución de cationes ácidos (H^+ principalmente) los que son reemplazados por los cationes básicos (Tan, 1998). El testigo, en comparación a los tratamientos y a los años, presenta valores de pH menores sólo en el año 2008, explicados por el lavado de bases mencionado anteriormente.

Todos los valores de pH_{agua} se mueven en el rango ligeramente ácido de acuerdo a INIA (2010).

En la Figura 5 se muestran los valores de pH_{KCl} , a través del tiempo, para cada tratamiento y el testigo.

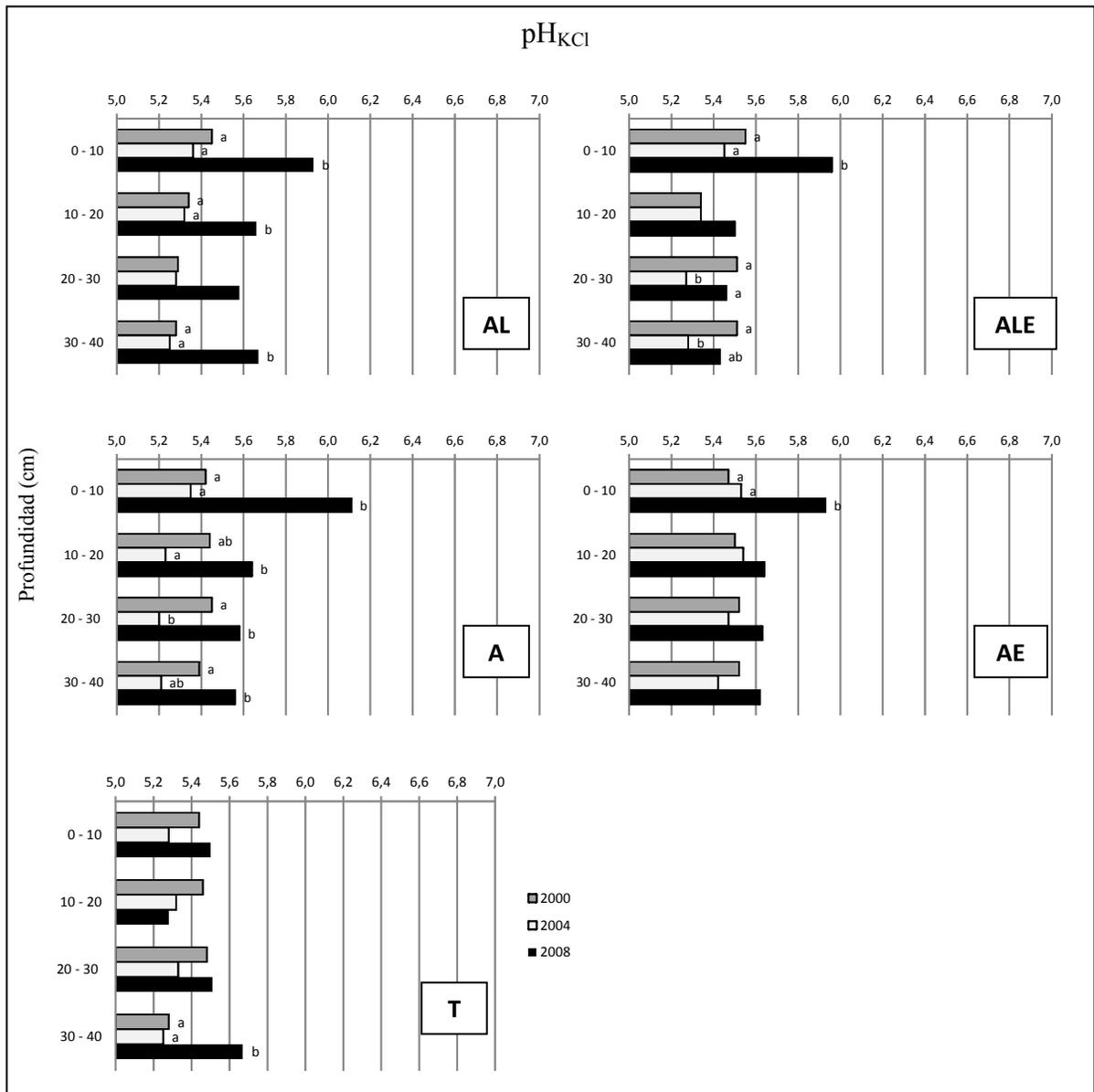


Figura 5. Valores medios de pH_{KCl} por intervalos de profundidad para cada tratamiento y el testigo en el tiempo.

AL= Agroforestería-Labranza; ALE= Agroforestería-labranza-Escurrecimiento; A= Agroforestería;

AE= Agroforestería-Escurrecimiento, T= Testigo.

Letras distintas denotan diferencias estadísticas significativas entre años a una misma profundidad ($\alpha \leq 0,05$).

En cuanto al pH_{KCl} , todos los tratamientos agroforestales presentaron un aumento significativo en el año 2008 respecto al 2000 para la profundidad de 0-10 cm. La acumulación de MO, como consecuencia de la caída de hojarasca, está denotando el reciclaje de nutrientes desde zonas profundas, aumentando la retención de bases en los

sitios de intercambio. El resultado diferente entre cada tratamiento depende del equilibrio entre la cantidad de agua infiltrada y la mayor capacidad de intercambio catiónico (CIC) generada por la acumulación de MO. Al respecto, Bauzá (2009) señala que los tratamientos que tuvieron una labranza inicial (AL y ALE) presentan la mayor disminución de la velocidad de infiltración en el tiempo, siendo los tratamientos A y AE los que mantienen los mayores niveles de velocidad de infiltración a lo largo del tiempo; por su parte Bohn *et al.* (1993) señalan que el incremento de MO en los suelos genera un aumento del pH y de la participación de la MO en la CIC.

Por su parte, el testigo se presenta en una condición de equilibrio ecológico, con valores de pH_{KCl} estables, salvo entre 30 - 40 cm, donde existió un incremento significativo de esta propiedad para el año 2008.

Contenidos de nitrógeno, fósforo y potasio totales

Dado que N, P y K son considerados los macronutrientes que limitan en mayor medida el desarrollo de los cultivos, para este estudio se determinó el contenido total de ellos (Nt, Pt y Kt), pues es más estable en el tiempo y es afectado en menor medida por las condiciones transitorias como época de muestreo, contenido de agua del suelo y almacenamiento. En el Cuadro 4 se incluyen los valores obtenidos a 12 años del establecimiento del sistema.

Cuadro 4. Valores medios de Nt, Pt y Kt del suelo para cada tratamiento y el testigo por intervalos de profundidad, año 2008.

Tratamiento	0-10 cm	10-20 cm	20-30 cm	30-40 cm
	Nitrógeno total (g kg ⁻¹)			
AL	2,48±0,40 (16,2)	2,00±0,38 (19,0)	1,49±0,14 (9,4)	0,98±0,14 (14,4)
ALE	3,00±1,14 (37,9)	1,48±0,38 (25,8)	1,39±0,54 (38,8)	1,37±0,69 (50,4)
A	2,52±0,47 (18,5)	1,61±0,22 (13,5)	1,18±0,30 (25,6)	1,07±0,47 (43,7)
AE	3,36±1,01 (30,0)	2,30±0,23 (17,6)	1,33±0,26 (19,6)	1,10±0,38 (35,1)
T	1,94±0,26 (13,2)	1,54±0,30 (19,7)	1,17±0,38 (32,7)	0,96±0,23 (23,9)
Fósforo Total (g kg ⁻¹)				
AL	1,46±0,15 (10,5)	1,48±0,27 (18,0)	1,51±0,02 (1,6)	1,60±0,04 (2,3)
ALE	1,65±0,25 (15,0)	1,73±0,24 (13,9)	1,62±0,23 (14,0)	1,57±0,08 (5,1)
A	1,42±0,15 (10,8)	1,37±0,03 (2,20)*	1,35±0,01 (0,9)	1,40±0,13 (9,2)
AE	1,58±0,30 (19,1)	1,50±0,30 (19,8)	1,55±0,18 (11,8)	1,53±0,18 (11,6)
T	1,42±0,16 (11,6)	1,59±0,05 (3,37)	1,64±0,20 (19,6)	1,41±0,15 (10,9)
Potasio Total (g kg ⁻¹)				
AL	5,74±0,51 (8,8)	5,50±0,31 (5,7)	5,42±0,55 (10,1)	5,48±0,41 (7,6)
ALE	5,80±0,32 (5,5)	5,27±0,18 (3,4)	5,22±0,55 (10,5)	5,32±0,41 (7,8)
A	5,90±0,18 (3,1)	5,85±0,64 (10,9)	5,42±0,24 (4,4)	5,11±0,24 (4,6)*
AE	5,70±0,66 (11,6)	5,64±0,69 (12,3)	5,80±0,73 (12,6)	5,16±0,47 (9,0)*
T	5,80±0,83 (14,4)	5,58±0,36 (6,5)	5,63±0,42 (7,4)	5,90±0,37 (6,2)

AL= Agroforestería-Labranza; ALE= Agroforestería-labranza-Escurrimiento; A= Agroforestería;

AE= Agroforestería-Escurrimiento; T= Testigo.

*Indica diferencias entre el tratamiento y el testigo ($\alpha \leq 0,05$).

Entre paréntesis el coeficiente de variación (%).

En el Cuadro 4, al igual que la MO, los mayores valores de Nt se encontraron en los primeros 10 cm de profundidad, dado que casi un 95% de éste está asociado a la MO (Shulten y Schnitzer, 1998). No obstante que todos los tratamientos presentaron valores mayores que el testigo, dada la alta variabilidad de los datos no se obtuvieron diferencias estadísticas significativas para ninguno de los tratamientos, a ninguna profundidad.

Considerando que se trata de Nt (Norgánico + Nmineral), los tratamientos con los mayores contenidos en superficie fueron ALE y AE, lo que se podría deber a la concentración de raíces a esa profundidad, considerando la mejor condición en cuanto a contenidos de agua que se genera por el escurrimiento superficial hacia la zona cultivada. En particular, Lehmann *et al.* (1998) indican que la *A. saligna* bajo sistema de cosecha de agua, concentra sus raíces principalmente en los primeros 15 cm del suelo.

La *A. saligna*, por ser una fabácea, tiende a ayudar al mantenimiento o mejoramiento de la fertilidad del suelo, incrementando los niveles de N, ya que esta familia de plantas, al estar en simbiosis con bacterias, puede fijar parte del N atmosférico y así aumentar su contenido en el suelo (Sprent y Minchin, 1985).

Con relación al ciclo del fósforo (P), en sistemas naturales prácticamente todo el P consumido por las plantas es devuelto al suelo por medio del reciclaje de los residuos orgánicos; bajo cultivo, parte de él es removido en la cosecha, que no es el caso en este estudio. Así, la mayor parte de las pérdidas de P en el suelo se relacionan con la erosión y la escorrentía y en menor proporción con la lixiviación (Stevenson y Cole, 1999); es por ello que, comparando entre tratamientos y entre éstos con el testigo (Cuadro 4), no se encontraron diferencias significativas a lo largo del perfil, excepto en el tratamiento A en la profundidad de 10-20 cm, cuyo valor fue menor al testigo, manteniéndose la tendencia a los 20 -30 cm. Esto se podría deber a que este tratamiento fue el que desarrolló mayor hojarasca de *A. saligna*, detallado posteriormente (Cuadro 5), lo que asume un mayor desarrollo de la planta, extrayendo mayor cantidad de fósforo a esa profundidad. Esto también se podría deber a que valores de pH cercanos a 6,5 favorecen la disponibilidad de fósforo, pero éste se habría agotado por la extracción hecha por el cultivo, lo cual explicaría que el tratamiento A presente los menores contenidos de MS de la PMA.

Los mayores valores de Pt en ALE y AE en todas sus profundidades, aunque no presentan diferencias estadísticas significativas, se debería a que parte del P se pierde por la escorrentía (superficial y subsuperficial) de la parte superior de la parcela, un hecho informado por varios autores (Lü *et al.*, 2007; Sharpley *et al.*, 2001).

Las adiciones de potasio (K) al suelo están dadas por la aplicación de fertilizantes potásicos y por la incorporación vía residuos orgánicos y de los cultivos, además de la liberación desde los minerales por meteorización; por otra parte, las pérdidas se dan principalmente por la absorción que hacen las especies vegetales, por procesos de lixiviación, erosión, escorrentía, y por la inmovilización de microorganismos (Fageria, 2009).

El contenido de Kt no presentó diferencias estadísticas significativas entre tratamientos a todas las profundidades (Cuadro 4); este resultado se podría explicar debido a que el K en el suelo es muy estable en el tiempo, sin embargo, bajo 20 cm se observa una tendencia a la disminución en los tratamientos respecto al testigo, posiblemente por absorción a tejidos vegetales leñosos. Es así como A y AE entre 30-40 cm presentan valores de Kt significativamente menores respecto al testigo. Existe una tendencia en el tratamiento A de presentar valores de Kt ligeramente más altos en los primeros 20 cm, esto se podría explicar debido a que, a diferencia de los tratamientos con labranza, no existió una siembra inicial de avena, por lo que no hubo una extracción de K por el cultivo; además, este tratamiento no posee zonas de escurrimiento, lo que produciría menores contenidos de agua, por lo tanto menor movimiento del K (Likens y Bormann, 1995).

En la Figura 6, se muestran los contenidos de nitrógeno total (Nt), a través de los años, para cada tratamiento y el testigo.

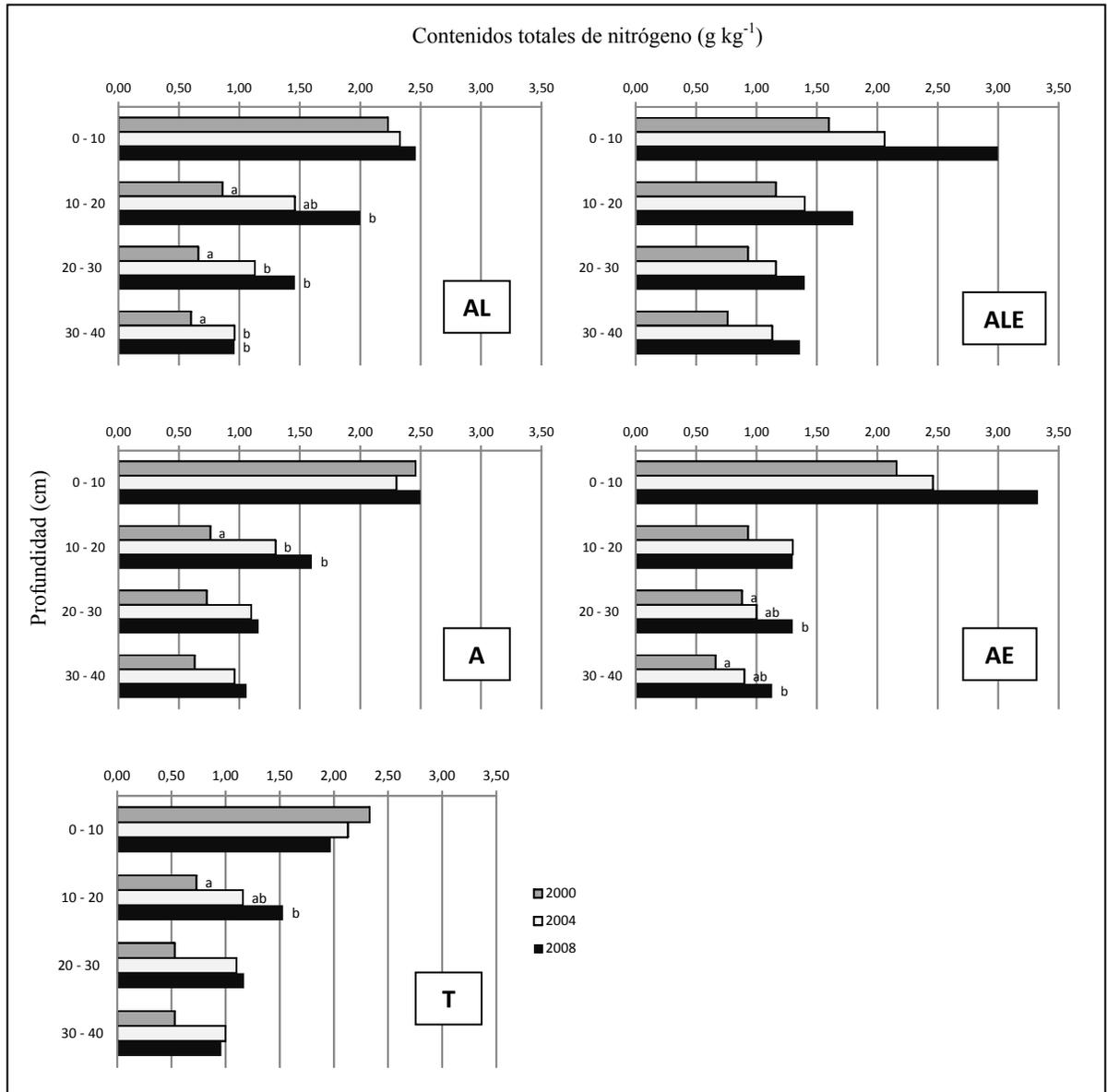


Figura 6. Valores medios de nitrógeno total por intervalos de profundidad para cada tratamiento y el testigo en el tiempo.

AL= Agroforestería-Labranza; ALE= Agroforestería-labranza-Escurrimiento; A= Agroforestería;

AE= Agroforestería-Escurrimiento; T= Testigo.

Letras distintas denotan diferencias estadísticas significativas entre años a una misma profundidad ($\alpha \leq 0,05$)

Todos los tratamientos presentaron una tendencia a aumentar el Nt con los años en todas las profundidades, con excepción del testigo entre 0-10 cm, aunque sin diferencias estadísticas significativas; en este último caso la ausencia de especies vegetales perennes no favorece el reciclaje de nutrientes ni la fijación de N como ocurre en los tratamientos que tienen *Acacia*, por lo tanto, solo se tiene la pérdida “natural” de nitrógeno por translocación, el

cual se acumula bajo los 10 cm de profundidad. Los contenidos de Nt en todos los tratamientos van disminuyendo en profundidad en concordancia con la estratificación de la MO (Salazar *et al.*, 2011).

Los tratamientos con escurrimiento (ALE y AE) presentaron los mayores incrementos en el tiempo del contenido de Nt en los primeros 10 cm (Figura 6), lo que se podría explicar por los más altos contenidos de agua generados por las zonas de escurrimiento, que permiten mayor generación de biomasa y así un mayor reciclaje. A pesar de estos incrementos, no se registraron diferencias estadísticas significativas, en los primeros 20 cm de AE y en toda la profundidad analizada, en el caso de ALE.

Los niveles de Nt en superficie (0-10 cm) se presentaron en rangos mas altos (Cuadro 4) CSR Servicios, 2006), en general para todos los tratamientos, tendiendo a aumentar con los años, excepto el testigo; estos mayores contenidos se pueden explicar por la acumulación de materiales vegetales en superficie, que a través de los años logran su reciclaje y su estabilización.

En la Figura 7, se muestran los contenidos totales de fósforo (P), a través de los años, para cada tratamiento y el testigo.

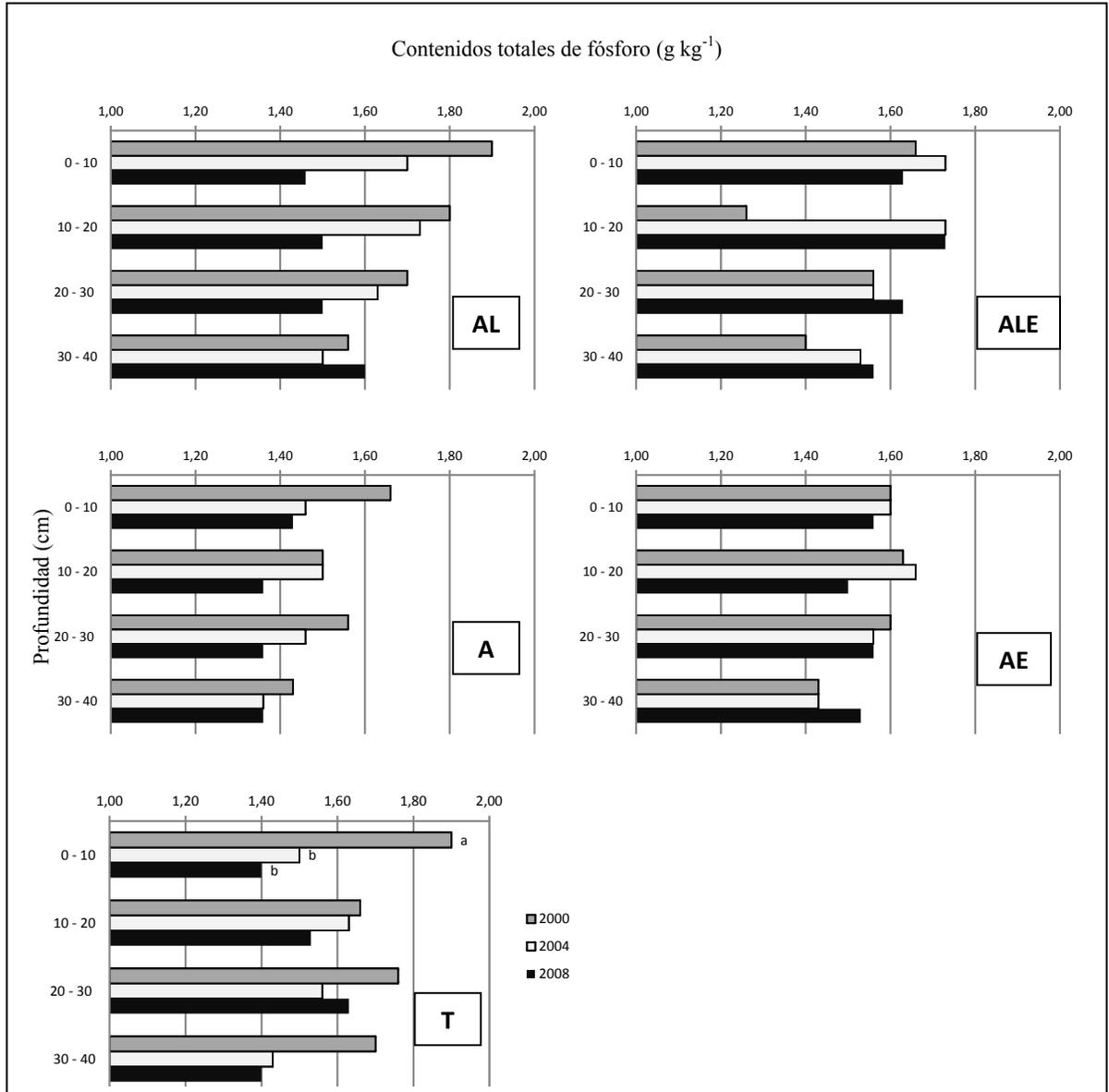


Figura 7. Valores medios de fósforo total por intervalos de profundidad para cada tratamiento y el testigo en el tiempo.

AL= Agroforestería-Labranza; ALE= Agroforestería-labranza-Escurrimiento; A= Agroforestería;

AE= Agroforestería-Escurrimiento; T= Testigo.

Letras distintas denotan diferencias estadísticas significativas entre años a una misma profundidad ($\alpha \leq 0,05$).

Los tratamientos con escorrentía (ALE y AE) presentaron una tendencia a mantener o a aumentar los niveles de Pt, promediando AE un valor superior a $1,5 \text{ g kg}^{-1}$ en el todo el perfil analizado y a lo largo de los 12 años de estudio. Por el contrario, el resto de los tratamientos mostraron una tendencia a disminuir los niveles de Pt en el tiempo, presentando el testigo en superficie (0-10 cm) diferencias estadísticas significativas entre la medición del año 2000 y las posteriores. En todo caso, a partir del octavo año el sistema

agroforestales llega al equilibrio en los contenidos de Pt, los que no sufren cambios importantes posteriores a esa fecha.

Los tratamientos AL y A, presentaron un contenido de Pt en el año 2008 más uniforme en profundidad, aunque sus contenidos han disminuido con respecto a años anteriores; esto se podría explicar por la mayor inmovilización en estructuras perennes y hojarasca en relación al resto de los tratamientos, aspecto que se discutirá más adelante. Aun así, el tratamiento AL es el único que presenta un cambio claro en la dinámica de acumulación de Pt, disminuyendo en profundidad para la medición del año 2000 y aumentando en profundidad para la medición del año 2008, en un proceso de extracción por parte de la pradera en los primeros centímetros del suelo y de acumulación en profundidad en estructuras (raíces leñosas) de ciclaje más lento.

Finalmente en la Figura 8 se muestran los contenidos de potasio total, a través de los años, para cada tratamiento y el testigo.

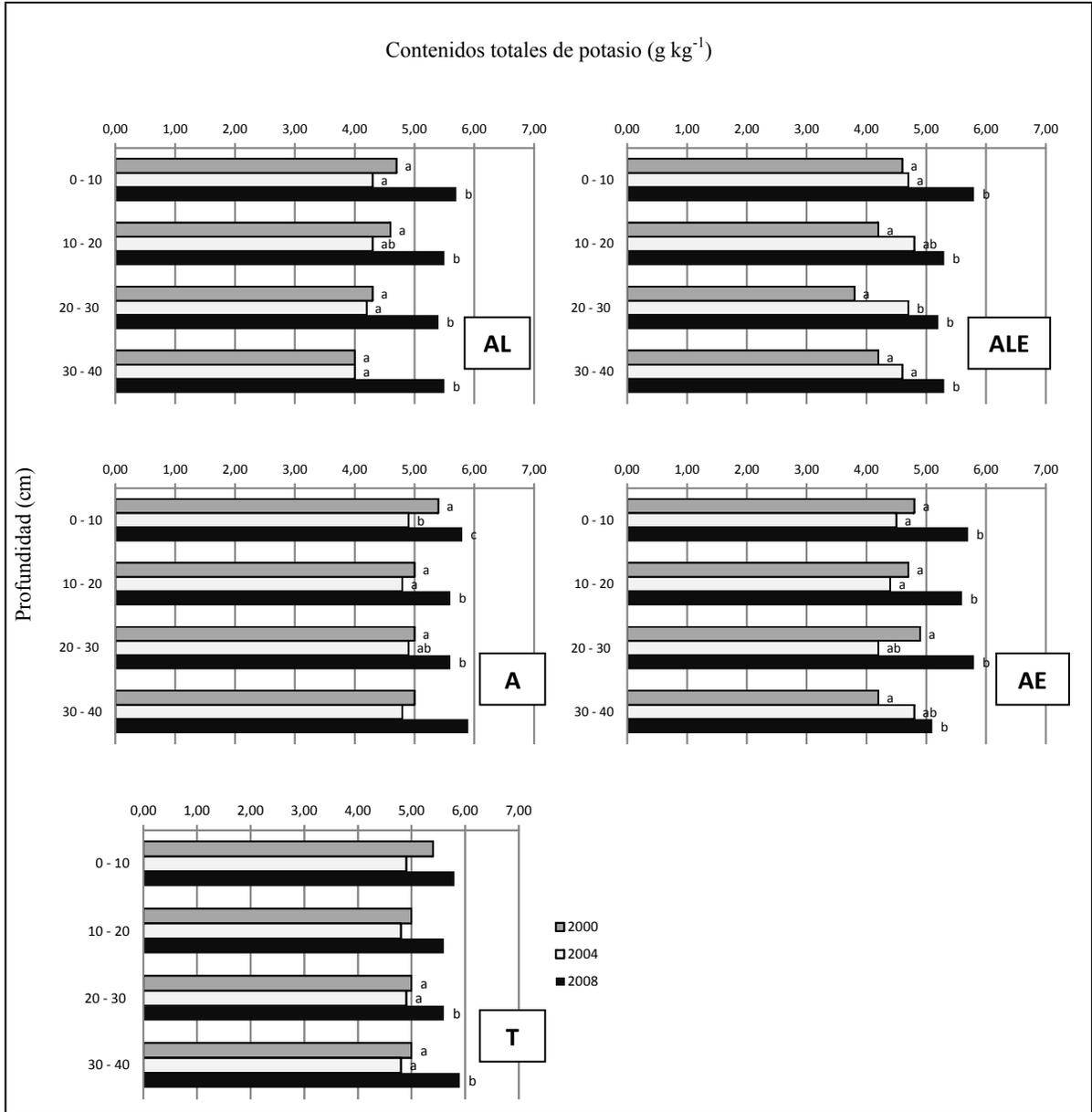


Figura 8. Valores medios de potasio total por intervalos de profundidad para cada tratamiento y el testigo en el tiempo.

AL= Agroforestería-Labranza; ALE= Agroforestería-labranza-Escurreamiento; A= Agroforestería;

AE= Agroforestería-Escurreamiento, T= Testigo.

Letras distintas denotan diferencias estadísticas significativas entre años a una misma profundidad ($\alpha \leq 0,05$).

En casi todos los tratamientos y el testigo, existen diferencias estadísticas significativas a las diferentes profundidades, con una tendencia al aumento de K en todos los tratamientos, incluyendo al testigo.

En un sistema natural, sin aplicaciones de fertilizantes, no era esperable un aumento de Kt con diferencias significativas; sin embargo, en los sistemas agroforestales, el secado intenso que produce la raíz de *A. saligna* en profundidad contribuiría a liberar K no intercambiable desde las zonas de fractura por desecado en los bordes de las arcillas y micas (Havlin *et al.*, 2006).

En general, la meteorización de las micas, abundantes en rocas graníticas como es el caso del sitio de estudio, puede liberar importantes cantidades de K, pero su dinámica depende fuertemente del clima y la topografía (Hattar *et al.*, 2010) aunque pueden manifestarse cambios en pequeña escala dependientes de la vegetación con que evolucionó el suelo (Blanco y Stoops, 2007), pero siempre en periodos de tiempo considerables, mayores al de este estudio (Föllmi *et al.*, 2009). Para el caso del testigo, el comportamiento del K estaría explicado por la interacción de éste con el NH_4^+ de la mineralización de la MO, el cual puede desplazar K no intercambiable desde las estructuras minerales (Havlin *et al.*, 2006).

La profusa exploración de raíces de la *A. saligna* al cabo de 12 años ha determinado una mayor absorción de K que ha comenzado a ser reciclada en el sistema. De hecho, Gang (1989) informa que tanto el P como el K son acumulados en tejidos y hojarasca, siendo agotados en el suelo. Sharma *et al.* (2009) observaron también incrementos en profundidad de Kt para sistemas agroforestales. Por otra parte Kadiata (2008), aunque para especies diferentes a *A. saligna* (*Gliricidia sepium*, *Leucaena leucocephala* y *Albizia lebbek*), informa un aumento progresivo en la acumulación de potasio con la edad del árbol, con diferencias significativas entre los árboles en todas las edades.

Producción de materia seca año 12

La presencia de una especie arbustiva genera un mayor potencial productivo de materia seca (MS) en una pradera; Ovalle y Squella (1988) indican niveles de producción de PMA entre 1,5 y 2,5 Mg ha^{-1} cuando no hay asociada una especie arbustiva, pero que puede llegar a 3,5–4,5 Mg ha^{-1} en caso de existir un elevado cubrimiento con *Acacia caven*. Este efecto se debe a la mayor disponibilidad de nutrientes (principalmente N fijado por fabáceas) y mayor disponibilidad de agua al existir una menor pérdida por evaporación. En el caso de *A. saligna*, no existen antecedentes previos sobre su efecto en la PMA. El Cuadro 5 presenta los valores de materia seca de la pradera mediterránea anual (PMA) bajo y fuera de la influencia del dosel de *A. saligna*. No se registraron diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos ni con el testigo ($\alpha \leq 0,05$).

Cuadro 5. Valores de materia seca de la PMA y hojarasca, bajo y fuera de la influencia de la *A. saligna*, año 2008.

Tratamiento	Masa de materia seca (g m ⁻²)		
	Pradera bajo <i>A. saligna</i>	Pradera fuera <i>A. saligna</i>	Hojarasca
AL	376,0±162,37 (43,2)	251,0±151,35 (60,4)	415,2±279,35 (67,3)
ALE	360,0±139,51 (43,1)	173,1±154,94 (119,8)	371,0±207,37 (43,3)
A	185,4± 44,86 (24,2)	185,3± 47,36 (25,6)	492,0±437,97 (89,1)
AE	288,2±184,49 (64,0)	128,0±106,54 (83,3)	237,0± 48,33 (20,4)
T	-	147,1±69,00 (46,9)	-

Entre paréntesis coeficiente de variación (%).

Para el área bajo la influencia de *A. saligna*, los tratamientos con labranza fueron los que tuvieron mayor desarrollo de la PMA, coincidente con los mayores contenidos de MO del suelo (Cuadro 2) (Wilson y Wild, 1995). Por otra parte, en el área sin influencia, AL es el que posee la mayor masa promedio de materia seca de PMA, lo que también se podría explicar por el mayor contenido de MO que favorece mejores condiciones físicas del suelo, principalmente referidas a mayor porosidad total y macroporos (Bauzá, 2009).

La producción de la PMA depende del balance entre el agua disponible y el consumo por parte de las especies presentes, Olivares *et al.* (2006) señalan que para años secos es más favorable una distribución temprana de la precipitación, mientras que en años húmedos es indiferente. Estos mismos autores indican un rendimiento equivalente para *Bromus berterianus* de 1,6 Mg de MS ha⁻¹ año⁻¹ en condiciones desfavorables de precipitación (año seco, distribución tardía) y hasta 13 Mg de MS ha⁻¹ año⁻¹ en condiciones óptimas; para el año de estudio del presente trabajo se registraron en promedio 220 mm de precipitación (Anexo I) de promedio histórico cercano a 300 mm, lo que se tradujo en rendimientos equivalentes que variaron entre 1,5 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en el testigo a 3,8 Mg ha⁻¹ año⁻¹ en los tratamientos con agroforestería.

Para el caso de la hojarasca (producida por la *A. saligna*), la mayor masa seca promedio la presentan los tratamientos sin escurrimiento (AL y A) aunque sin diferencias estadísticas significativas entre los tratamientos. Esta mayor acumulación de hojarasca podría deberse a la menor disponibilidad de agua que genera un sistema sin zona de escurrimiento, lo que limita la actividad biológica y favorece la acumulación del residuo.

Para el caso del tratamiento A, éste presenta los mayores valores de masa seca de hojarasca, lo que permite inferir una mayor cantidad de sombra, justificando los valores bajos de PMA, ya que el mayor desarrollo en la parte arbustiva disminuye el paso de luz y provoca una disminución en el crecimiento de la PMA (Leiva, 2005).

Según Salazar *et al.* (2011) la agroforestería muestra una carencia de diferencias significativas en comparación con otros métodos de manejo. Esto se puede deber al hecho que el estudio fue de corta duración y por lo tanto, su contribución potencial a la mejora de propiedades del suelo no se han cumplido en su totalidad. Situaciones similares en otros

ensayos agroforestales fueron reportados por Power *et al.* (2003) en Nueva Zelanda y Takimoto *et al.* (2009) en Mali, después de 9 y 8 años respectivamente. Nair *et al.* (1995) señalaron que en los sistemas agroforestales, los beneficios potenciales a largo plazo de mejoramiento de propiedades de suelo, tales como el aumento en las existencias de carbono orgánico en el suelo (COS) y N, a menudo no se manifiesta en el corto plazo. Es importante señalar que otros estudios realizados en ambientes semiáridos han demostrado que para aumentar las existencias de COS es necesario incorporar grandes cantidades de materia orgánica a éste durante un largo período de tiempo debido a las altas tasas de descomposición de estas regiones (de Ridder y van Keulen, 1990; Breman y Kessler, 1997). En el presente estudio, aunque sólo unos pocos tratamientos fueron significativos después de 12 años, hubo cierta evidencia de que las diferencias están empezando a ocurrir.

CONCLUSIONES

En un sistema de agroforestería con cosecha de agua, establecido en el secano de Chile central en 1996 y evaluado al cabo de 4, 8 y 12 años se producen cambios relevantes sobre las propiedades químicas respecto a un testigo con pradera natural, pudiéndose concluir:

Para el año de medición (2008) todos los tratamientos presentaron una tendencia a valores más altos para cada propiedad medida, en comparación con el testigo, lo que refleja que la asociación agrosilvipastoral mejora las propiedades químicas del suelo estudiadas.

En superficie (0 – 10 cm), el tratamiento Agroforestería-Labranza-Escurrimiento (ALE) se destacó por estar entre los tratamientos con mayores contenidos de nutrientes totales (N, P, K) y MO, aunque para ninguna de estas propiedades presenta diferencias estadísticas significativas. En cuanto al pH, su valor también está dentro de los más altos, tendiendo a la neutralidad.

En la evaluación de las propiedades a través de los años, se puede concluir que los tratamientos con escurrimiento (ALE y Agroforestería-Escurrimiento (AE)) son los con menor variación y presentan mayores contenidos de nutrientes totales, por la mejor condición de humedad que genera el escurrimiento. En general los sistemas agroforestales presentaron incrementos sostenidos de la MO en el tiempo.

Los niveles de pH (agua y KCl) son significativamente mayores entre 0 – 10 cm en los sistemas agroforestales respecto al testigo, lo que se atribuye a la acumulación de MO en los sistemas agroforestales la cual aportaría cationes no ácidos al degradarse en el suelo; a través del tiempo estos valores aumentaron, alcanzando niveles de equilibrio de pH en agua entre 6,4 y 6,8, mientras que en el testigo se equilibran en valores de pH de 6,0 a 6,4.

En el caso de la pradera mediterránea anual, bajo la influencia de *A. saligna*, los tratamientos que presentaron mayor producción fueron aquellos con labranza (ALE y Agroforestería-Labranza (AL)), mientras que la acumulación de materia seca producida por la *Acacia* (hojarasca) fue liderada por los tratamientos sin escurrimiento (AL y Agroforestería (A)).

BIBLIOGRAFÍA

- Abdelkdair, A. and Schultz, R. C. 2005. Water harvesting in a 'runoff-catchment' agroforestry system in the dry lands of Ethiopia. *Agroforestry Forum*, 63: 291-298.
- Al-Seekh, S. and Mohammad, A. G. 2009. The effect of water harvesting techniques on runoff, sedimentation and soil properties. *Environmental Management*, 44:37-45.
- Amrani, S., Noureddine, N., Bhatnagar, T., Argandon, M., Nieto, J. and Vargas, C. 2010. Phenotypic and genotypic characterization of rhizobia associated with *Acacia saligna* (Labill.) Wendl. in nurseries from Algeria. *Systematic and Applied Microbiology*, 33: 44-51.
- Arnon, I. 1992. Agriculture in dryland, principles and practices. Amsterdam, The Netherlands. *Developments in Agricultural and Managed-Forest Ecology* 26. 979 p.
- Baldock, J.A. and Nelson, P.N. 2000. Soil organic matter. Sumner M.E. (ed.), *Handbook of Soil Science*, CRC Press, Boca Raton, B25- B84.
- Bauzá, F. 2009. Evaluación de las propiedades físicas de un suelo con manejo agroforestal y cosecha de agua en el secano interior de la zona central de Chile. Memoria Ing. Agrónomo, Departamento de Ingeniería y Suelos, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 29 p.
- Bhushan, L.S., Yadav, R. C., Singh, B. L., Tiwari, A. K., Singh, M., Gaur, M. L. and Babu Ram. 1992. Prospects for rainfed agriculture in gullied and ravine catchments through soil and water conservation practices. *Journal of Arid Environment*, 23 (4): 433-441.
- Blanco, M.C. and Stoops, G. 2007. Genesis of pedons with discontinuous argilic horizons in the Holocene loess mantle of the southern Pampean landscape, Argentina. *Journal of South American Earth Sciences*, 23: 30-45.
- Brady, N. C. 1984. *The nature and properties of soils*, 8th Ed. McMillan Publishing Company. New York. 750 p.
- Brady, N. C. and Weil, R. R. 2002. *The nature and properties of soils*. 13th Ed. Prentice Hall. Upper Saddle River, New Jersey. 960 p.
- Breman, H. and Kessler, J. J. 1997. The potential benefits of agroforestry in the Sahel and other semi-arid regions. *European Journal of Agronomy*, 7: 25-33.
- Bohn, H., McNeal, B. and O'connor, G. 1993. *Química del suelo*. M. Sánchez (trad.). Editorial Limusa, Grupo Noriega Editores, Balderas, México. 370 p.
- CIREN-CHILE. 1996. Estudio Agrológico de la Región Metropolitana. Centro de Información de los Recursos Naturales. Publicación N° 115. 425 p.
- CSR Servicios. 2006. Laboratorio de análisis agrícolas. Análisis de suelos agrícolas. Interpretación de resultados. Disponible en: http://www.csrservicios.es/CONSULTORIA_AGRICOLA/DESCARGAS/TABLA_INTERPRETACION_SUELOS_AGRICOLAS_CSR.pdf. Leído el 26 de septiembre de 2011.
- de Ridder, N. and van Keulen, H. 1990. Some aspects of the role of organic matter in sustainable intensified arable farming systems in the West-African semi-arid-tropics (SAT). *Fertilizer Research*, 26: 299-310.

- Droppelmann, K. and Berliner, P. 2003. Runoff agroforestry a technique to secure the livelihood of pastoralists in the Middle East. *Journal of Arid Environment*, 54: 571–577.
- Ellies, A. 2000. Soil erosion and its control in Chile. An overview. *Acta Geológica Hispánica*, 35: 279-284.
- Fageria, N. K. 2009. The use of nutrients in crop plants. CRC Press, Taylor and Francis Group. Florida, USA. 430 p.
- Frasier, G. W. and Myers, L. E. 1983. Handbook of water harvesting. United States Department of Agriculture. Agriculture Handbook 600. Washington, USA. 45 p.
- Föllmi, K. B., Arn, K., Hosein, R., Adatte and T. Steinmann, P. 2009. Biogeochemical weathering in sedimentary chronosequences of the Rhône and Oberaard Glaciers (Swiss Alps): Rates and mechanisms of biotite weathering. *Geoderma*, 151: 270-281.
- Gang, W. 1989. Nitrogen, phosphorus and potassium recycling in an agroforestry ecosystem of Huanghuaihai Plain: with *Paulownia elongate* intercropped wheat and maize as an example. *Journal of Environmental Science*, 10(2): 189-196.
- Hattar, B., Taimeh, A. and Ziadat, F. 2010. Variation in soil chemical properties along toposequences in an arid region of the Levant. *Catena*, 83: 34-45.
- Havlin, J., Beaton, J., Tisdale, S. and Nelson, W. 2006. Soil fertility and fertilizers. An introduction to nutrient management. 7th Ed. Prentice Hall, New Jersey. 515 p.
- Hartemink, A.E., Janssen, B.H., Buresh, R. J. and Bashir Jama. 1996. Soil nitrate and water dynamics in sesbania fallow, weed fallows, and maize. *Soil Science Society of American Journal*, 60: 568-574.
- Howard, D., Krebs, G. L. and Van Houtert, M. 2002. The value of *Acacia saligna* as a source of feed for sheep. *Conservation Science Western Australia*, 4(3): 135–138.
- INIA. 2010. Laboratorio de Suelos. Interpretación de análisis químicos de suelos. Disponible en: <http://www.inia.cl/link.cgi/suelo/resultados/7706>. Leído el 3 de agosto de 2010.
- Kadiata, B.D. 2008. Potassium uptake and utilization efficiency among selected nitrogen-fixing tree legumes over time. *Journal of Plant Nutrition*, 31: 677–688
- Lachica, M., Recalde, L. y Esteban, E. 1965. Análisis foliar. Métodos analíticos utilizados en la Estación Experimental Zaidín. *Anales de Edafología y Agrobiología*, 24 (9-10): 589-610.
- Lehmann, J., Droppelmann, K. and Zech, W. 1998. Runoff irrigation of crops with contrasting root and shoot development in northern Kenya: water depletion and above- and below- grown biomass production. *Journal of Arid Environments*, 38: 479- 492.
- Leiva, C. 2005. Evaluación en el tiempo de las propiedades químicas de un suelo con manejo agroforestal y cosecha de aguas en el secano interior de la zona central de Chile. Memoria Ing. Agrónomo, Departamento de Ingeniería y Suelos, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 27 p.
- Li, F.R., Cook, S., Geballe, G.T. and Burch, W.R. 2000. Rainwater harvesting agriculture: an integrated system for water management of rainfed land in China's semiarid areas. *Ambio*, 29 (8): 477-483.
- Likens, G. E. and Bormann, F. H. 1995. Biogeochemistry of a Forested Ecosystem. Second Edition, Springer-Verlag New York Inc. 159 p.

- Lü, Y., Fu, B., Chen, L., Liu, G. and Wei, W. 2007. Nutrient transport associated with water erosion: progress and prospect. *Progress in Physical Geography*, 31(6): 607–620.
- Mahmoudzadeh, A. 2007. Vegetation cover plays the most important role in soil erosion control. *Pakistan Journal of Biological Sciences*, 10(3): 388-392.
- Nair, P. K. R., Kang, B. T. and Kass, D. C. L. 1995. Nutrient cycling and soil-erosion control in agroforestry systems. Pp: 117-138. In: Juo, A. S. R., Freed, R. D., (Eds.). *Agriculture and Environment: Bridging Food Production and Environmental Protection in Developing Countries*, ASA Spec. Publ. 60, ASA, Madison, WI.
- Nair, P. K. R., Kumar, B.M. and Nair, V. D. 2009. Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. *Journal Plant Nutrition and Soil Science*, 172: 10–23.
- Olivares, A., Johnston, M. y Gutiérrez, C. 2006. Crecimiento y desarrollo de *Bromus bertereanus* Colla sometido a diferentes regímenes pluviométricos. *Agricultura Técnica.*, 66: 166-173.
- Ovalle, C. y Squella, F. 1988. Terrenos de pastoreo con praderas anuales en el área de influencia climática mediterránea, pp: 369-409. *In: Ruiz, I. (ed.) Praderas para Chile*. Ministerio de Agricultura, Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA), Santiago, Chile. 723 p.
- Peel, M.C., Finlayson, B. L. and McMahon, T.A. 2007. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrological Earth Systems Science*, 11: 1633-1644.
- Power, I. L., Thorrold, B. S., and Balks, M. R. 2003. Soil properties and nitrogen availability in silvopastoral plantings of *Acacia melanoxylon* in North Island, New Zealand. *Agroforestry. System.*, 57: 225–237.
- Richter, D., Hofmockel, M., Callahan, M., Powlson, D.S. and Smith, P. 2007. Long-term Soil Experiments: Keys to Managing Earth's Rapidly Changing Ecosystems. *Soil Science Society of America Journal*, 71: 266–279.
- Sadzawka, A., Carrasco, M.A., Grez, R., Mora, M.L., Flores, H. y Neaman, A., 2006a. Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. Revisión 2006. Ministerio de Agricultura, Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA), Serie Actas INIA – N° 34. Centro Regional de Investigación La Platina. 164p.: <http://www.inia.cl/medios/biblioteca/serieactas/NR33998.pdf>
- Sadzawka, A. 2006b. Propiedades físico-químicas de los suelos. I: Reacción (pH), acidez y alcalinidad. pp: 91-127. *In: Avances del conocimiento de los suelos de Chile*. Luzio, W. y Casanova, M. (Eds.). Universidad de Chile/Servicio Agrícola y Ganadero. Santiago – Chile. 393 p.
- Salazar, O. 2003. Propiedades químicas de un suelo con manejo agroforestal y cosecha de agua en el secano interior de la zona central de Chile. Memoria Ing. Agrónomo, Departamento de Ingeniería y Suelos, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 88 p.
- Salazar, O., Casanova M. and Kätterer T. 2011. The impact of agroforestry combined with water harvesting on soil carbon and nitrogen stocks in central Chile evaluated using the ICBM/N model. *Agriculture Ecosystems & Environments*, 140: 123–136.
- Sanullah, M., Chabbi, A., Bardoux, G., Billou, D. and Rumpel, C. 2010. Decomposition and stabilization of root litter in top- and subsoil horizons: what is the difference? *Plant and Soil*, 338 (1): 127-141.

- Sharma, K.L., Ramachandra Raju, K., Das, S. K., Prasad Rao, B. R. C., Kulkarni, B. S., Srinivas, K., Kusuma Grace, J., Madhavi, M. and Pravin Gajbhiye, N. 2009. Soil fertility and quality assessment under tree-, crop-, and pasture-based land-use systems in a rainfed environment. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 40: 1436–1461.
- Schulten, H. R. and Schnitzer, M. 1998. The chemistry of soil organic nitrogen: (review). *Biology Fertility of Soils*, 26: 1–15.
- Sharpley, A.N., McDowell, R. W. and Kleinman, P. J. A. 2001. Phosphorus loss from land to water: integrating agricultural and environmental management. *Plant and Soil*, 237: 287–307.
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S. and Deneff, K. 2004. A history of research on the link between (micro) aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research*, 79: 7–31.
- Sprent, J. and Minchin, F. 1985. Rhizobium, nodulation and nitrogen fixation. pp: 115-143. *In: Summerfield, W. and Robert, E. (Eds.) Grain Legume Crops*. London, England. 859 p.
- Stevenson, F. J. and Cole, M. A. 1999. *Cycles of soils: carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur and micronutrients*. John Wiley & Sons, Second Edition. New York. 456 p.
- Stocking, M. A. 1988. Assessing vegetative cover and management effects. 163-185. *In: Lal, R. (ed.) Soil erosion research methods*. Soil and Water Conservation Society. International Society of Soil Science. Wageningen, The Netherlands.
- Swift, M.J., Izac, A.M.N. and Van Noordwijk, M. 2004. Biodiversity and ecosystem services. Are we asking the right questions? *Agriculture Ecosystem and Environment*, 104: 113–134.
- Tabor, J. A. 1995. Improving crop yields in the Sahel by means of water-harvesting. *Journal of Arid Enviroments*, 30: 83-106.
- Takimoto, A., Nair, V. D. and Nair, P. K. R. 2009. Contributions of trees to soil carbon sequestration under agroforestry systems in the West African Sahel. *Agroforestry System* 76: 11–25.
- Tan, K. H. 1998. *Principles of soil chemistry*. Marcel Dekker, Inc. Nueva York. 362 p.
- Tisdale, S. L., Nelson, W. L. and Beaton, J. D. 1993. *Soil fertility and fertilizers*. MacMillan Publishing CO., New York. 5th Edition. 634 p.
- Torquebiau, E. 2000. A renewed perspective on agroforestry concepts and classification. *Comptes Rendus de l'Académie des Sciences-Series III-Sciences de la Vie/Life Sciences*, 323: 1009–1017.
- Van Veenhuizen, R. y Prieto-Celi, M. 2000. *Manual de captación y aprovechamiento del agua de lluvia, experiencias en América Latina*. Serie: zonas áridas y semiáridas (13). Oficina regional de la FAO (Food and Agriculture Organization) para América Latina y el Caribe Santiago, Chile. 231 p.
- Wiersum, K.F. 1991. Soil erosion and conservation agroforestry systems. pp: 209-230. *In: Avery, M.E., Cannell, M.G.R. and Ong, C.K. (Eds.) Biophysical research for Asian agroforestry*. Winrock Int. and Oxford & IBH, New Delhi. 292 p.
- Wilson, J.R. and Wild, D.M. 1995. Nitrogen availability and grass yield under shade environments. pp: 42-48. *In: Mullen, B. (ed.) Integration of Ruminants in Plantation Systems in S.E. Asia*. ACIAR Proceedings N° 64 ACIAR: Canberra, Australia. 252 p.

- Yadav, R.S., Yadav, B.L. and Chhipa, B.R. 2008. Litter dynamics and soil properties under different tree species in a semi-arid region of Rajasthan, India. *Agroforestry Systems*, 73: 1–12.
- Young, A. 1989. *Agroforestry for soil conservation*. Nairobi, Kenya, International Council for Research in Agroforestry. *Science and Practice of Agroforestry* N° 4. 276 p.

ANEXO I

Registros pluviométricos de la estación Experimental Agronómica Germán Greve Silva, periodo 1996-2008

Año	Precipitaciones anuales (mm)	Promedio por periodo
1996	110,7	
1997	792,5	
1998	74,9	
1999	203,5	
2000	329,2	302,2
2001	334,6	
2002	549,5	
2003	278,3	
2004	267,1	357,4
2005	309,9	
2006	351,1	
2007	128,2	
2008	219,5	252,2

ANEXO II

Valores de referencia para análisis químico de suelos.

Tabla de referencia					
Parámetro	Rango	Categoría	Parámetro	Rango	Categoría
N _{Total} * (%)	< 0,10	Bajo	Ca** (cmol kg ⁻¹)	< 2,0	Muy bajo
	0,11 - 0,19	Medio		2,01 - 5,00	Bajo
	> 0,20	Alto		5,01 - 9,00	Medio
P _{Disponible} ** (mg kg ⁻¹)	< 5,0	Muy bajo	Mg** (cmol kg ⁻¹)	9,01 - 14,00	Alto
	5,1 - 10,0	Bajo		> 14,10	Muy Alto
	10,1 - 20,0	Medio		< 0,25	Muy bajo
	20,1 - 30,0	Alto		0,26 - 0,50	Bajo
K _{Disponible} ** (cmol kg ⁻¹)	< 0,12	Muy bajo	B _{Soluble} ** (mg kg ⁻¹)	0,51 - 1,00	Medio
	0,13 - 0,25	Bajo		1,01 - 1,80	Alto
	0,26 - 0,51	Medio		> 1,81	Muy Alto
	0,52 - 0,64	Alto		< 0,2	Muy bajo
Na** (cmol kg ⁻¹)	> 0,65	Muy alto	CE** (dS m ⁻¹)	0,2 - 0,5	Bajo
	< 0,15	Muy bajo		0,5 - 1,0	Medio
	0,16 - 0,20	Bajo		> 1,0	Alto
	0,21 - 0,30	Medio		< 2,0	No salino
Saturación Na*** (%)	0,31 - 0,40	Alto		2,1 - 4,0	Ligeramente salino
	> 0,41	Muy alto		4,1 - 8,0	Moderadamente salino
CIC** (cmol Kg ⁻¹)	< 5	Muy bajo	pH**	8,1 - 16,0	Fuertemente salino
	5-10	Bajo		>16,0	Muy fuertemente salino
	11-19	Medio		6,0 - 6,5	Ligeramente ácido
	20 - 29	Alto		6,0 - 6,5	Ligeramente ácido
	> 30	Muy Alto		6,6 - 7,3	Neutro
				7,4 - 7,8	Ligeramente alcalino
				7,9 - 8,4	Moderadamente alcalino
				8,5 - 9,0	Fuertemente alcalino

Referencias.

*/ CRSservicios (2006a).

**/ INIA (2010).

***/ UNITED STATES SOIL CONSERVATION SERVICE (1954).

APÉNDICE I

Apéndice Ia. Valores medios de materia orgánica (g kg^{-1}) por intervalos de profundidad para cada tratamiento y el testigo en el tiempo.

	Testigo				AL				ALE				A				AE		
0-10	2000	60,40	a	0-10	2000	55,3	a	0-10	2000	40,4	a	0-10	2000	60,1	a	0-10	2000	52,1	a
	2004	44,20	a		2004	52	a		2004	53,5	a		2004	50,4	a		2004	49,7	a
	2008	44,40	a		2008	74,8	a		2008	62,00	a		2008	55,8	a		2008	58,6	a
10-20	2000	16,90	a	10-20	2000	24,4	a	10-20	2000	34,00	a	10-20	2000	18,5	a	10-20	2000	25,8	a
	2004	24,40	a		2004	33,5	a		2004	32,5	a		2004	28,5	a		2004	32,1	a
	2008	27,60	a		2008	32,9	a		2008	29,5	a		2008	30,00	a		2008	31,6	a
20-30	2000	17,30	a	20-30	2000	21	a	20-30	2000	22,1	a	20-30	2000	18,2	a	20-30	2000	20,7	a
	2004	23,80	a		2004	24,4	a		2004	27,5	a		2004	23,3	a		2004	25,5	a
	2008	21,30	a		2008	24,8	a		2008	22,2	a		2008	20,00	a		2008	24,1	a
30-40	2000	15,30	a	30-40	2000	16,9	a	30-40	2000	19,1	a	30-40	2000	14,7	a	30-40	2000	13,00	a
	2004	20,90	a		2004	21,2	ab		2004	23,2	a		2004	19,4	a		2004	20,1	ab
	2008	16,50	a		2008	24,9	b		2008	22,3	a		2008	22,3	a		2008	23,9	b

Apéndice Ib. Valores medios de pH_{agua} por intervalos de profundidad para cada tratamiento y el testigo en el tiempo.

	Testigo				AL				ALE				A				AE		
0-10	2000	6,33	a	0-10	2000	6,03	a	0-10	2000	6,06	a	0-10	2000	6,23	a	0-10	2000	6,16	a
	2004	6,36	a		2004	6,30	b		2004	6,33	a		2004	6,32	a		2004	6,40	ab
	2008	6,05	a		2008	6,40	b		2008	6,80	b		2008	6,86	b		2008	6,57	b
10-20	2000	6,45	a	10-20	2000	6,3	a	10-20	2000	6,32	a	10-20	2000	6,20	a	10-20	2000	6,36	a
	2004	6,58	a		2004	6,46	a		2004	6,53	ab		2004	6,46	ab		2004	6,63	b
	2008	6,38	a		2008	6,29	a		2008	6,63	b		2008	6,67	b		2008	6,55	ab
20-30	2000	6,43	a	20-30	2000	6,32	a	20-30	2000	6,36	a	20-30	2000	6,35	a	20-30	2000	6,45	a
	2004	6,66	b		2004	6,36	a		2004	6,52	a		2004	6,50	ab		2004	6,66	ab
	2008	6,39	a		2008	6,54	a		2008	6,62	a		2008	6,76	b		2008	6,73	b
30-40	2000	6,35	a	30-40	2000	6,27	a	30-40	2000	6,44	a	30-40	2000	6,44	a	30-40	2000	6,44	a
	2004	6,66	a		2004	6,54	b		2004	6,60	b		2004	6,55	ab		2004	6,66	a
	2008	6,39	a		2008	6,36	ab		2008	6,57	b		2008	6,83	b		2008	6,71	a

Apéndice Ic. Valores medios de pH_{KCl} por intervalos de profundidad para cada tratamiento y el testigo en el tiempo.

	Testigo				AL				ALE				A				AE		
0-10	2000	5,44	a	0-10	2000	5,45	a	0-10	2000	5,55	a	0-10	2000	5,42	a	0-10	2000	5,47	a
	2004	5,28	a		2004	5,36	a		2004	5,45	a		2004	5,35	a		2004	5,53	a
	2008	5,50	a		2008	5,93	b		2008	5,96	b		2008	6,11	b		2008	5,93	b
10-20	2000	5,46	a	10-20	2000	5,34	a	10-20	2000	5,34	a	10-20	2000	5,44	ab	10-20	2000	5,5	a
	2004	5,32	a		2004	5,32	a		2004	5,34	a		2004	5,23	a		2004	5,54	a
	2008	5,28	a		2008	5,66	b		2008	5,5	a		2008	5,64	b		2008	5,64	a
20-30	2000	5,48	a	20-30	2000	5,29	a	20-30	2000	5,51	a	20-30	2000	5,45	a	20-30	2000	5,52	a
	2004	5,33	a		2004	5,28	a		2004	5,27	b		2004	5,20	b		2004	5,47	a
	2008	5,51	a		2008	5,58	a		2008	5,46	a		2008	5,58	b		2008	5,63	a
30-40	2000	5,28	a	30-40	2000	5,28	a	30-40	2000	5,51	a	30-40	2000	5,39	a	30-40	2000	5,52	a
	2004	5,25	a		2004	5,25	a		2004	5,28	b		2004	5,21	ab		2004	5,42	a
	2008	5,67	b		2008	5,67	b		2008	5,43	ab		2008	5,56	b		2008	5,62	a

Apéndice Id. Valores medios de nitrógeno total (g kg^{-1}) por intervalos de profundidad para cada tratamiento y el testigo en el tiempo.

Testigo			AL			ALE			A			AE							
0-10	2000	2,330	a	0-10	2000	2,230	a	0-10	2000	1,600	a	0-10	2000	2,460	a	0-10	2000	2,160	a
	2004	2,130	a		2004	2,330	a		2004	2,060	a		2004	2,300	a		2004	2,460	a
	2008	1,970	a		2008	2,460	a		2008	3,000	a		2008	2,500	a		2008	3,330	a
10-20	2000	0,730	a	10-20	2000	0,860	a	10-20	2000	1,160	a	10-20	2000	0,760	a	10-20	2000	0,930	a
	2004	1,160	ab		2004	1,460	ab		2004	1,400	a		2004	1,300	b		2004	1,300	a
	2008	1,530	b		2008	2,000	b		2008	1,800	a		2008	1,600	b		2008	1,300	a
20-30	2000	0,530	a	20-30	2000	0,660	a	20-30	2000	0,930	a	20-30	2000	0,730	a	20-30	2000	0,880	a
	2004	1,100	a		2004	1,130	b		2004	1,160	a		2004	1,100	a		2004	1,000	ab
	2008	1,170	a		2008	1,460	b		2008	1,400	a		2008	1,160	a		2008	1,300	b
30-40	2000	0,530	a	30-40	2000	0,600	a	30-40	2000	0,760	a	30-40	2000	0,630	a	30-40	2000	0,660	a
	2004	1,000	a		2004	0,960	b		2004	1,130	a		2004	0,960	a		2004	0,900	ab
	2008	0,960	a		2008	0,960	b		2008	1,360	a		2008	1,060	a		2008	1,130	b

Apéndice Ie. Valores medios de fósforo total (g kg^{-1}) por intervalos de profundidad para cada tratamiento y el testigo en el tiempo.

Testigo			AL			ALE			A			AE							
0-10	2000	1,900	a	0-10	2000	1,900	a	0-10	2000	1,66	a	0-10	2000	1,66	a	0-10	2000	1,6	a
	2004	1,500	b		2004	1,700	a		2004	1,73	a		2004	1,46	a		2004	1,60	a
	2008	1,400	b		2008	1,460	a		2008	1,63	a		2008	1,43	a		2008	1,56	a
10-20	2000	1,660	a	10-20	2000	1,800	a	10-20	2000	1,26	a	10-20	2000	1,50	a	10-20	2000	1,63	a
	2004	1,630	a		2004	1,730	a		2004	1,73	a		2004	1,5	a		2004	1,66	a
	2008	1,530	a		2008	1,500	a		2008	1,73	a		2008	1,36	a		2008	1,5	a
20-30	2000	1,760	a	20-30	2000	1,700	a	20-30	2000	1,56	a	20-30	2000	1,56	a	20-30	2000	1,6	a
	2004	1,560	a		2004	1,630	a		2004	1,56	a		2004	1,46	a		2004	1,56	a
	2008	1,630	a		2008	1,500	a		2008	1,63	a		2008	1,36	a		2008	1,56	a
30-40	2000	1,700	a	30-40	2000	1,560	a	30-40	2000	1,4	a	30-40	2000	1,43	a	30-40	2000	1,43	a
	2004	1,430	a		2004	1,500	a		2004	1,53	a		2004	1,36	a		2004	1,43	a
	2008	1,400	a		2008	1,600	a		2008	1,56	a		2008	1,36	a		2008	1,53	a

Apéndice If. Valores medios de potasio total (g kg^{-1}) por intervalos de profundidad para cada tratamiento y el testigo en el tiempo.

Testigo			AL			ALE			A			AE							
0-10	2000	5,40	a	0-10	2000	4,7	a	0-10	2000	4,6	a	0-10	2000	4,7	a	0-10	2000	4,8	a
	2004	4,90	a		2004	4,30	a		2004	4,7	a		2004	4,2	b		2004	4,50	a
	2008	5,80	a		2008	5,70	b		2008	5,80	b		2008	5,9	c		2008	5,7	b
10-20	2000	5,00	a	10-20	2000	4,6	a	10-20	2000	4,20	a	10-20	2000	4,60	a	10-20	2000	4,7	a
	2004	4,80	a		2004	4,3	ab		2004	4,8	ab		2004	4,1	a		2004	4,4	a
	2008	5,60	a		2008	5,5	b		2008	5,3	b		2008	5,80	b		2008	5,6	b
20-30	2000	5,00	a	20-30	2000	4,3	a	20-30	2000	3,8	a	20-30	2000	4,5	a	20-30	2000	4,9	a
	2004	4,90	a		2004	4,2	a		2004	4,7	b		2004	4,30	ab		2004	4,2	ab
	2008	5,60	b		2008	5,4	b		2008	5,2	b		2008	5,40	b		2008	5,8	b
30-40	2000	5,00	a	30-40	2000	4	a	30-40	2000	4,2	a	30-40	2000	4,6	a	30-40	2000	4,20	a
	2004	4,80	a		2004	4	a		2004	4,60	a		2004	4,7	a		2004	4,8	ab
	2008	5,90	b		2008	5,5	b		2008	5,3	b		2008	5,1	a		2008	5,1	b