

Propiedades morfológicas, físicas y mineralógicas, y emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en suelos incendiados de humedal y de Yungas

Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires, Área Ciencias Agropecuarias

Mariana Gabriela Minervini

Ingeniera Agrónoma- Universidad Nacional de Tucumán - 2010

Lugar de trabajo: CONICET-Instituto de Suelos CNIA-INTA



Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires



Director de tesis

Miguel Ángel Taboada

Ing. Agrónomo (Universidad Nacional de Buenos Aires)
M.Sc. (Universidad Nacional de Buenos Aires)
Ph. D. (L'Institut National Polytechnique de Toulouse)

Co-director

Héctor J. M. Morrás

Ing. Agrónomo (Universidad Nacional del Litoral)
M.Sc. (Rijksuniversiteit Gent, Bélgica)
Ph. D. (Université de Paris VII, París, Francia)

Consejero de Estudios

Natalia Politti

Lic. en Biología (Universidad Nacional del Sur)
M.Sc. (Universidad Nacional de Córdoba)
Ph. D. (Universidad de Maine, USA)

JURADO DE TESIS

JURADO

Guillermo Emilio Defossé

Ing. Agrónomo (Universidad Nacional de La Plata)
Ph. D. (University of Idaho EEUU)

JURADO

Victoria Arcenegui Baldó

Lic. en Biología (Universidad Miguel Hernández de Elche)
Ph. D. ((Universidad Miguel Hernández de Elche))

JURADO

Diego Julián Cosentino

Ing. Agrónomo (Universidad Nacional de Buenos Aires)
Ph. D. (Institut national agronomique Paris-Grignon)

Fecha de defensa de la tesis: 06 de Junio de 2017

Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.

ÍNDICE GENERAL

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN GENERAL.....	1
1. INTRODUCCIÓN.....	2
1.1. Características, uso e implicancias de los incendios de vegetación.....	3
1.2. Objetivo general e hipótesis de trabajo.....	7
CAPÍTULO 2. CARACTERIZACIÓN DE LOS SITIOS DE ESTUDIO.....	9
2.1. Sitios de Estudio: contexto ambiental.....	10
2.2. Selección de sitios.....	11
2.2.1. Sitio de estudio 1: SELVA PEDEMONTANA DE YUNGAS	11
2.2.1.1. Contexto ambiental.....	11
2.2.1.2. Ubicación y muestreo.....	12
2.2.2. Sitio de estudio 2: REGIÓN DEL DELTA INFERIOR DEL PARANÁ.....	13
2.2.2.1. Contexto ambiental.....	13
2.2.2.2 Ubicación y muestreo.....	14
CAPÍTULO 3. EFECTOS DEL FUEGO EN LA MATRIZ Y EN LA ORGANIZACIÓN DEL SUELO.....	16
3.1. INTRODUCCIÓN.....	17
3.1.1. Interacciones entre fuego, materia orgánica y agregación del suelo.....	17
3.1.2. Incidencia del fuego en la degradación física y la erosión de suelos.....	18
3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS E HIPÓTESIS ESPECÍFICAS.....	20
3.3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	21
3.3.1. Demostración de Hipótesis.....	21
3.3.2. Análisis de los datos.....	22
3.4. RESULTADOS.....	23
3.4.1. YUNGAS: efectos del fuego sobre las propiedades químicas y físicas.....	23
3.4.1.1. Observaciones a campo.....	23
3.4.1.2. Propiedades químicas.....	24
3.4.1.2.1. Carbono, nitrógeno orgánico y fósforo extractable.....	24
3.4.1.2.2. pH, CIC y Bases intercambiables.....	24
3.4.1.3. Propiedades Físicas.....	25
3.4.1.3.1. Densidad aparente y contenido hídrico.....	25
3.4.1.3.2. Estabilidad estructural.....	26
3.4.1.3.3. Infiltración y sortividad.....	27
3.4.1.4. Análisis de componentes principales.....	30
3.4.2. DELTA: efectos del fuego sobre las propiedades químicas y físicas.....	31
3.4.2.1. Observaciones a campo.....	31
3.4.2.2. Propiedades químicas.....	32
3.4.2.2.1. Carbono y nitrógeno orgánico, y fósforo extractable.....	32
3.4.2.2.2. pH, CIC y Bases de cambio.....	32
3.4.2.3. Propiedades físicas.....	33
3.4.2.3.1. Densidad aparente, contenido hídrico y cambios de volumen.....	33
3.4.2.3.2. Estabilidad estructural.....	35
3.4.3. Análisis de componentes principales.....	35
3.4.4. YUNGAS vs DELTA: efectos comparativos del fuego sobre las propiedades químicas y físicas.....	36
3.5. DISCUSIÓN.....	37
3.6. CONCLUSIONES.....	41

CAPÍTULO 4. CAMBIOS MINERALÓGICOS Y CAMBIOS MORFOLÓGICOS.....	42
4.1. INTRODUCCIÓN.....	43
4.1.1. Efectos del fuego en la fracción inorgánica del suelo.....	43
4.1.2. Efectos del fuego en la textura de los suelos.....	44
4.1.3. Efectos del fuego en el color del suelo.....	45
4.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS E HIPÓTESIS ESPECÍFICAS.....	46
4.3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	46
4.3.1. Demostración de Hipótesis.....	46
4.3.2. Análisis de los datos.....	47
4.4. RESULTADOS.....	48
4.4.1. Yungas.....	48
4.4.1.1. Análisis granulométrico y textura del suelo.....	48
4.4.1.2. Análisis Mineralógico.....	58
4.4.1.3. Análisis morfológico y micromorfológico.....	50
4.4.2. Delta.....	59
4.4.2.1. Análisis granulométrico y textura del suelo.....	59
4.4.2.2. Análisis Mineralógico.....	60
4.5. DISCUSIÓN.....	60
4.6. CONCLUSIONES.....	63
CAPÍTULO 5. PARÁMETROS MAGNÉTICOS.....	65
5.1. INTRODUCCIÓN.....	66
5.1.1. Magnetismo Ambiental.....	66
5.1.1.1. Principios Físicos.....	66
5.1.1.1.1. Diamagnetismo.....	67
5.1.1.1.2. Paramagnetismo.....	68
5.1.1.1.3. Ferromagnetismo.....	68
5.1.1.1.4. Antiferromagnetismo.....	68
5.1.1.1.5. Ferrimagnetismo.....	69
5.1.2. Efectos del fuego en los minerales de arcilla.....	71
5.1.3. Efectos del fuego en los óxidos de hierro.....	72
5.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS E HIPÓTESIS ESPECÍFICAS.....	74
5.3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	74
5.3.1. Demostración de Hipótesis.....	74
5.3.2. Interpretación de resultados.....	75
5.4. RESULTADOS.....	76
5.4.1. Modelo de comportamiento patrón del suelo sometido a diferentes.....	76
5.4.2. Comportamiento magnético del suelo in situ.....	79
5.4.2.1. Susceptibilidad magnética Bartington.....	79
5.4.3. Análisis de componentes principales.....	82
5.5. DISCUSIÓN.....	84
5.6. CONCLUSIONES.....	85
CAPÍTULO 6. EL FUEGO Y SU APORTE AL CALENTAMIENTO GLOBAL: FLUJO DE GASES DE EFECTO INVERNADERO (GEI) ENTRE EL SUELO Y LA ATMÓSFERA.....	87
6.1. INTRODUCCIÓN.....	88
6.2. Objetivos e hipótesis específicas.....	89
6.3. MATERIALES Y MÉTODOS.....	90

6.3.1. Análisis de datos.....	95
6. 4. RESULTADOS.....	95
6.4.1. Emisiones de GEI desde el suelo.....	95
6.4.1.1. Yungas: emisiones GEI.....	96
6.4.1.2. Delta: emisiones GEI.....	99
6.4.2. Emisiones de GEI por sitio de estudio y su comparación entre diferentes tipos de combustible vegetal.....	103
6.5. DISCUSIÓN.....	105
6.6. CONCLUSIONES.....	107
CAPÍTULO 7: CONCLUSIONES GENERALES Y OPCIONES A FUTURO...	108
7.1. Conclusiones generales y opciones a futuro.....	109
BIBLIOGRAFIA.....	113

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1: Tetraedro del fuego.....	4
Figura 1.2: Esquema conceptual que resume la base de los objetivos e hipótesis de trabajo de la tesis.....	8
Figura 2.1.: Mapa de Ecoregiones de la Argentina (Brown y Pacheco 2005).....	10
Figura 2.2: Ubicación de sitios de estudios, Sector Sauzalito- Yungas- Jujuy.....	12
Figura 2.3: Esquema conceptual del diseño experimental de Yungas.....	13
Figura 2.4: Ubicación sitios de estudios, Delta Inferior del Paraná.....	14
Figura 2.5: Esquema conceptual del diseño experimental del Delta Inferior del Paraná.....	15
Figura 3. 1: Morfología del suelo de 0-20 cm de profundidad de los diferentes tratamientos en sitios de estudio de las Selva Pedemontana de Yungas-Jujuy.....	23
Figura 3.2: Secuencia de la capacidad de regeneración de los sitios de estudios ubicados en la Selva Pedemontana de Yungas-Jujuy, partiendo de izquierda a derecha y de arriba hacia abajo, brotación de especies herbáceas y semi leñosas tras el primer evento de lluvia desde sitios recién quemados (a y b) , a sitios quemados una sola vez (c) y sitios nunca quemados (d).....	23
Figura 3.3: Regresión lineal de pH en función del COox de 0-20 cm de profundidad en sitios quemados. Los círculos representan los valores observados y la línea llena la recta de ajuste.....	25
Figura 3.4: Regresión lineal del COox en función de la DA 0-20 cm de profundidad en sitios de estudio de las Selva Pedemontana de Yungas-Jujuy. Los círculos representan los valores observados y la línea llena la recta de ajuste.....	26
Figura 3.5 a y b: Variaciones de la sortividad en el suelo según los efectos del fuego a profundidades de 0-10 cm y de 10 a 20 cm.....	27
Figura 3.6 a y b: Variaciones de la infiltración en el suelo según los efectos del fuego a profundidades de 0-10 cm y de 10 a 20 cm.....	28
Figura 3.7 a y b: Variaciones de la Ksat en el suelo según los efectos del fuego a profundidades de 0-10 cm y de 10 a 20 cm.....	29
Figura 3.8 : Regresión lineal de la infiltración en función de la DA. Los círculos represntan los valores observados y la línea llena la recta de ajuste.....	29
Figura 3.9: Gráfico de biplot de análisis de componentes principales.....	31
Figura 3.10 a y b: Imágenes fotográficas del suelo sin quemar (a) y del suelo quemado de 0-20 cm en el Delta Inferior del río Paraná.....	31
Figura 3.11 a,b y c: Fotos de los sitios de estudio del Delta Paraná con su capacidad de resiliencia en cobertura vegetal partiendo de sitios quemados.....	32
Figura 3.12: Porcentaje de saturación con bases de 0-20 cm de profundidad del suelo de los diferentes tratamientos en sitios de estudio del Delta. Las barras representan el error estándar. ^a valores con la misma letra en cada columna no difieren significativamente entre ellos con $p > 0,05$	33
Figura 3.13 a,b,c y d: Regresión lineal de la relación entre la densidad aparente en función del CHg de los diferentes tratamientos en el Delta. Los círculos representan los valores observados y la línea llena los promedios de la recta de ajuste.....	34
Figura 3.14: Gráfico de biplot de análisis de componentes principales.....	36
Figura 4.1: Diagrama de difracción de rayos X en polvo natural. Muestras tomadas de los horizontes de 0-10 cm (columna izquierda de la figura) y de 10-20 cm (columna derecha de la figura), ordenadas por tratamiento sin quemar, 1 vez quemado y varias veces quemado, respectivamente. Ref.: Q=cuarzo; M=mica; FK=feldespatos potásicos;Fp: albita-anortita C=calcita.....	50
Figura 4.2: Diagrama de difracción de rayos X en polvo natural. Muestras de cenizas tomada in situ en sitio quemados , tamizadas por $< 500\mu\text{m}$ y entre $500\mu\text{m}- 2000 \mu\text{m}$. Ref.: Q=cuarzo; M=mica; FK=feldespatos potásicos;Fp: albita-anortita C=calcita.....	50
Figura 4.3: Morfología microscópica del suelo Sin Quemar de Yungas: A y B (0,63x) profundidad de 0-10 cm evidencian micro estructura migajosa muy porosa. El color de la masa basal es pardo claro. C y D (0,63x) de 10-20 cm, evidencia distribución porfírica de espaciado simple. E y F (5x) de 0-10 cm, se observan grumos porosos y poros de empaquetamiento compuesto; granos de la fracción gruesa subredondeados y lisos.....	53
Figura 4.4: Morfología microscópica del suelo Una Vez Quemado de Yungas: A y B (0,63x) profundidad de 0-10 cm, evidencian microestructura compleja: bloques subangulares con subestructura interna de microagregados. Masa basal de color pardo. C (0,63x) de 10-20 cm, evidencia distribución porfírica cerrada. Fragmento vegetal parcialmente carbonizado. D ,E y F (5x) 0-10 cm, se observan poros de empaquetamiento complejo (entre microagregados y granos del esqueleto), restos de tejidos, microagregados con masa basal de color oscuro y granos de la fracción gruesa con fracturación muy incipiente.....	54

Figura 4.5: Morfología microscópica del suelo Quemado Varias Veces (VQ) de Yungas de 0-10 cm de profundidad: A y B (0,63x) evidencian poros de empaquetamiento compuesto y complejo, microestructura granular, restos de material vegetal parcialmente carbonizado. En el ángulo inferior derecho: nódulo redondeado rojizo. Masa basal de color pardo oscuro. C (5x) agregado esferoidal denso, en cuyo interior se observa pequeño nódulo de color rojo oscuro. D, E y F (5x) agregados esferoidales densos (gránulos) con masa basal de color oscuro. Microestructura de microagregados intergranulares. Se observan los granos de la fracción gruesa muy fracturados.....	55
Figura 4.6: Morfología microscópica del suelo Quemado Varias Veces de Yungas de 10-20 cm de profundidad: A, B y C (0,63x) Cavidades, canales y fisuras. La masa basal está organizada en agregados esferoidales compactados, con poros de empaquetamiento complejo que evolucionan a cavidades. Microestructura granular. Fragmentos orgánicos carbonizados. D, E y F (5x) se observan microagregados densos, esferoidales, con masa basal oscura, enriquecida en plasma orgánico. Se observan granos fracturados de la fracción gruesa.....	56
Figura 4.7: Diagrama de difracción de rayos X en polvo natural. Muestras tomadas de los horizontes de 0-10 cm y de 10-20 cm. Ref.: Q=cuarzo y M=mica.....	60
Figura 5.1: Comportamiento de una sustancia diamagnética (Dunlop y Özdemir 1997).....	67
Figura 5.2: Comportamiento de una sustancia diamagnética (Dunlop y Özdemir 1997).....	68
Figura 5.3: Alineamiento de una sustancia diamagnética (Dunlop y Özdemir 1997).....	68
Figura 5.4: Alineamiento de una sustancia antiferromagnética (Dunlop y Özdemir 1997).....	69
Figura 5.5: Configuración de la red en minerales con <i>canting</i>	69
Figura 5.6: Alineamiento de una sustancia ferrimagnética (Dunlop y Özdemir 1997).....	69
Figura 5.7: Ciclo de histéresis y sus componentes (Maher y Thompson 1999).....	70
Figura 5.8. Esquemas de dominios. A) Dominio simple y b) c) y d) multidominio (Dunlop y Özdemir 1997).....	71
Figura 5.9. a,b y c: Perfil esquemático de 0-10 cm de profundidad de los cambios producidos con el aumento de temperatura (0- a 900°C) en los valores de susceptibilidad magnética (X), magnetización de saturación (Ms),coercitividad (Hc) y la relación X / Ms	77
Figura 5.10. a,b y c : Perfil esquemático de 10-20 cm de profundidad de los cambios producidos con el aumento de temperatura (0- a 900°C) en los valores de susceptibilidad magnética (X), magnetización de saturación (Ms),coercitividad (Hc) y la relación X / Ms.....	78
Figura 5.11: Relación de parámetros Mrs / Ms y Hcr / Hc del suelo en condiciones cuasi prístinas sometido a temperaturas entre 0-900°C. DS= dominio simple; DPS = dominio pseudo-simple; SP= superparamagnéticas; MD= multi-dominio.....	79
Figura 5.12: Susceptibilidad Magnética del suelo determinada a alta y baja frecuencia entre 0- 20 cm de profundidad en los tres tratamientos estudiados MASICA (m3/kg) = (Lectura Bartington (SI) x 10 ⁻⁷)/ Peso (en gramos).....	80
Figura 5.13 a,b,c y d: Ejemplos de ciclos de histéresis característicos de los perfiles del suelo realizados en este trabajo: A) Suelo Sin Quemar (0-10 cm); B) Suelo Sin Quemar (0-20 cm);C) Suelo Quemado (0-10 cm);D) Suelo Quemado (0-10 cm).....	80
Figura 5.14: Relación de parámetros Mrs / Ms y Hcr / Hc del suelo en condiciones cuasi prístinas sometido a temperaturas entre 0-900°C. DS= dominio simple; DPS = dominio pseudo-simple; SP= superparamagnéticas; MD= multi-dominio.....	82
Figura 5.15: Gráfico de biplot de análisis de componentes principales.....	83
Figura 6.1: Esquema conceptual del diseño experimental para la toma de muestras de GEI a partir de los sitios de estudios.....	90
Figura 6.2: Esquema de la cámara colectora de gases.....	91
Figura 6. 3: Fotografía de la extracción de gas con la bomba de vacío a partir de los cilindro (utilizado como base al momento de muestreo de gases) con suelo de cada tratamiento y la cámaras colectoras de gases.....	91
Figura 6. 4: Preparación de la muestra del material vegetal.....	93
Figura 6.5: Esquema conceptual del diseño experimental para la toma de muestras de GEI a partir del material vegetal.....	93
Figura 6. 6 a y b: Fotografías de la cámara de vidrio, en su interior se puede notar el quemador eléctrico y en su exterior la salida con la bomba para la toma de gases (a) y (b) muestra el proceso de combustión.....	94
Figura 6.7: Regresión lineal de la emisión de N ₂ O en función de los días que duró el ensayo para cada una de las cámaras de un tratamiento.....	96
Figura 6. 8: Dinámica de la emisión de óxido nitroso (N ₂ O) durante los cuatro días de ensayo. Las barras representan el error estándar. ^{ab} valores con la misma letra no difieren significativamente entre ellos con p<0,05.....	96

Figura 6.9: Dinámica de la emisión de dióxido de carbono (CO ₂) durante los 4 días de ensayo. Las barras representan el error estándar. ^{abc} valores con la misma letra no difieren significativamente entre ellos con p<0,05.....	97
Figura 6.10: Dinámica de la emisión de metano (CH ₄) durante los 4 días de ensayo Las barras representan el error estándar. ^a valores con la misma letra no difieren significativamente entre ellos con p>0,05.....	97
Figura 6. 11 a, b, c y d: Propiedades edáficas y bioquímicas del contenido inicial y final para EPSA (a); contenido de nitrato en el suelo (b); COSox (c) y CBM (d) de las muestra tomadas al inicio del ensayo (día 1) y al final del ensayo (día 4). Las barras representan el error estándar. ^{abc} valores con la misma letra no difieren significativamente entre ellos con p<0,05.....	98
Figura 6.12: Gráfico de biplot derivado del análisis de componentes principales.....	99
Figura 6.13: Dinámica de la emisión de óxido nitroso (N ₂ O) durante los 4 días de ensayo. Las barras representan el error estándar. ^a valores con la misma letra no difieren significativamente entre ellos con p>0,05.....	100
Figura 6.14: Dinámica de la emisión de dióxido de carbono (CO ₂) durante los 4 días de ensayo. Las barras representan el error estándar. ^a valores con la misma letra no difieren significativamente entre ellos con p>0,05.....	100
Figura 6.15: Dinámica de la emisión de metano (CH ₄) durante los 4 días de ensayo. ^a valores con la misma letra no difieren significativamente entre ellos con p>0,05. Las barras representan el error estándar.....	101
Figura 6.16: Propiedades edáficas y bioquímicas del contenido inicial y final para EPSA (a); contenido de nitrato en el suelo (b); COSox (c) y CBM (d) de las muestra tomadas al inicio del ensayo (día 1) y al final del ensayo (día 4). Las barras muestran el error estándar. ^a valores con la misma letra no difieren significativamente entre ellos con p>0,05.....	102
Figura 6.17: Gráfico de biplot derivado del análisis de componentes principales.....	103
Figura 6.18 a y b: Emisión de GEI en datos expresados en CO ₂ equivalente a partir de la combustión del material vegetal en las Yungas y en el Delta. Las barras muestran el error estándar. ^{abc} valores con la misma letra no difieren significativamente entre ellos con p<0,05.....	104
Figura 6.19: Emisión de GEI en datos expresados en CO ₂ equivalente a partir de la combustión del material vegetal + el suelo incendiado en las Yungas y en el Delta. Las barras representan el error estándar. ^a valores con la misma letra no difieren significativamente entre ellos con p>0,05.....	105
Figura 7.1: Modelo conceptual de los cambios observado en las características físicas del suelo en las Yungas	163

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 3.1: Valores promedios de carbono orgánico total (CO _{ox}), carbono orgánico particulado (COP _{ox}), nitrógeno (N), C/N, Stock de C, Stock de N, RE _C , RE _N relación C/N, stock de Carbono, stock de nitrógeno y fósforo extractable (P).....	24
Tabla 3.2: Valores promedios de calcio, magnesio, sodio, potasio, fósforo extractable, Capacidad de intercambio catiónico y pH.....	24
Tabla 3.3: Valores promedios de densidad aparente (DA), contenido hídrico gravimétrico (CHg).....	25
Tabla 3.4: Valores promedios del diámetro medio ponderado de los tres tratamientos según metodología de estabilidad estructural: Humectación rápida por inmersión en agua, Degradación mecánica con prehumectación en etanol (Hetanol) y Humectación lenta por capilaridad (Hlenta) y sus valores promedios (PromE).....	26
Tabla 3.5: Clases de estabilidad, formación de costras y la erosión sobre la base de los valores del diámetro medio de peso después de desagregación (DMP). Adaptado de Le Bissonnaiss (1996).....	27
Tabla 3.6: Valores promedio de infiltración a diferentes tensión de agua.....	28
Tabla 3.7: Características funcionales del sistema poroso en relación al tamaño y estado de energía del agua extraída de Gil (2001).....	30
Tabla 3.8: Valores de Autovectores derivados del ACP.....	30
Tabla 3.9: Valores promedios del contenidos de carbono orgánico total (CO _{ox}), carbono orgánico particulado (COP _{ox}), nitrógeno orgánico (N), la relación C/N y fósforo extractable (P).....	32
Tabla 3.10: Valores promedios de calcio, magnesio, sodio, potasio, fósforo extractable, Capacidad de intercambio catiónico y pH.....	33
Tabla 3.11: Valores promedios de densidad aparente (DA), contenido hídrico gravimétrico (CHg).....	34
Tabla 3.12: Comparación de las rectas de las regresiones líneas de DA en función del CHg.....	35
Tabla 3.13: Valores de diámetros medios ponderados DMP de agregados de todos los pre-tratamiento.....	35
Tabla 3.14: Autovectores derivados del ACP.....	35
Tabla 3.15: Comparación de los valores promedios de los principales efectos del fuego en los ecosistemas estudiados.....	37
Tabla 4.1: Valores promedio del análisis granulométrico del suelo en los tres tratamientos.....	48
Tabla 4.2: Clasificación de los sitios de estudio de acuerdo a su clase textural.....	48
Tabla 4.3: Valores promedio del análisis granulométrico de diferente tamaño de arena.....	49
Tabla 4.4: Microestructura y componentes orgánicos de los tratamientos en suelos de Yungas.....	57
Tabla 4.5: Características micromorfológicas de la masa basal y rasgos pedológicos de los tratamientos en suelos de Yungas.....	58
Tabla 4.6: Resumen de los rasgos micromorfológicos distintivos de los tres tratamientos comparados del suelo de Yungas.....	59
Tabla 4.7: Clases texturales según tratamiento en Delta.....	60
Tabla 5.1: Resumen de las propiedades magnéticas y sus características.....	76
Tabla 5.2: Tamaño de grano sensu Dunlop (2002).....	79
Tabla 5.3: Valores promedios de los parámetros magnéticos del suelo en diferentes situaciones de incendios.....	81
Tabla 5.4: Vectores simulando el comportamiento de los parámetros magnéticos 0-20cm.....	81
Tabla 5.5: Autovectores derivados del ACP.....	83
Tabla 6.1: Autovectores derivados del ACP Yungas.....	99
Tabla 6.2: Autovectores derivados del ACP Delta.....	103
Tabla 6.3: Análisis de compuestos orgánicos del material vegetal.....	104
Tabla 6.4: Emisión de GEI en datos expresados en CO ₂ equivalente total a partir de la del suelo quemado y sin quemar.....	104
Tabla 7.1: Resúmenes de los efectos de distintas temperaturas sobre diversos componentes del suelo, según algunos de los trabajos referidos en esta revisión.....	112

ABREVIATURAS

^+H	Protón hidrógeno
ACP	Análisis de Componentes Principales
Al^{+1}	Aluminio
Ca^{2+}	Calcio
CH_4	Metano
CHg	Contenido hídrico gravimétrico
CIC	Capacidad de Intercambio Catiónico
CMB	Carbono de la Biomasa Microbiana
CO	Carbono Orgánico
CO_2	Dióxido de Carbono
CO _{Pox}	Carbono Orgánico Particulado oxidable
CO _{Sox}	Carbono Orgánico Soluble oxidable
CO _{Ox}	Carbono Orgánico oxidable
CP	Componente Principal
DA	Densidad Aparente
DPM	Diámetro Medio de Partícula
EPSA	Espacio Poroso Saturado de Agua
Fe	Hierro
GEI	Gases de Efecto Invernadero
IPCC	Panel Intergubernamental para el Cambio Climático
K^+	Potasio
Mg^{2+}	Magnesio
MOS	Materia Orgánica del Suelo
N_2O	Óxido Nitroso
Na^+	Sodio
$N-NO_3^-$	Nitrógeno en forma de nitrato
Norg	Nitrógeno orgánico
PCG	Poder de Calentamiento Global
SQ-Herb	Suelo Sin Quemar vegetación Herbácea
SQ-Leñ	Suelo Sin Quemar vegetación Leñosa
Q-Herb	Suelo Quemado Quemar vegetación Herbácea
Q-Leñ	Suelo Quemado vegetación Leñosa

Propiedades morfológicas, físicas y mineralógicas, y emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) en suelos incendiados de humedal y de Yungas

RESUMEN

Los incendios son disturbios recurrentes en los ecosistemas de Argentina. Además de los efectos sobre la vegetación, el suelo también es afectado en sus componentes y propiedades. La mayoría de los estudios sobre los impactos edáficos del fuego fueron sobre las propiedades químicas y físicas, y en menor medida sobre las mineralógicas, morfológicas y los parámetros magnéticos. Otro tema poco conocido es la contribución que ejerce el fuego al calentamiento global por la liberación de GEI. Para evaluar el efecto del fuego sobre el suelo se seleccionaron dos ecosistemas relevantes geográficamente y contrastantes entre sí: a) humedales del Delta inferior del Paraná y b) la Selva Pedemontana de Yungas, Jujuy. Se ubicaron en cada sitio de estudio, áreas edáficamente iguales cubiertas por vegetación típica del lugar, con situaciones de suelo quemado (Q) y sin quemar (SQ). Se estudió en forma comparativa el impacto del fuego sobre las propiedades químicas, físicas, mineralógicas y morfológicas de 0-10cm y de 10-20cm de profundidad. Para evaluar las emisiones de CO₂, CH₄ y N₂O desde el suelo y por la combustión del material vegetal, se hicieron ensayos en condiciones semi-controladas. Se encontró que la profundidad de suelo afectada, así como la magnitud de los cambios son sitio específico y dependen de la severidad del fuego y de los umbrales de temperatura alcanzados por los componentes de cada ecosistema. En el horizonte superficial de Yungas se generaron incrementos de densidad aparente (Mg m⁻³) [SQ(0,80)<Q(1,21)], pH [SQ(6,66)<Q(7,8)] y capacidad de intercambio catiónico (cmol_ckg⁻¹) [(SQ(11,69)<Q(18,94)]; disminución de los contenidos de carbono orgánico (dag kg⁻¹) [SQ(3,08)>Q(1,04)] y de la infiltración (mm h⁻¹) [SQ(49,61)>Q(17,23)]; formación de calcita, fragmentación de las partículas de arena, microagregación de las partículas minerales y texturas más gruesas, con pérdida significativa de arcilla (dag kg⁻¹) [SQ(31,65)>Q(17,47)], cambiando de franco arcillo arenoso a franco arenoso. Estas modificaciones incluyeron incrementos en los parámetros magnéticos. Las emisiones acumuladas de GEI desde el suelo y de la combustión del material vegetal fueron de 4,12.10⁺¹⁴ y 5,34.10⁺¹⁴ µg CO₂ eq ha⁻¹, para Delta y Yungas, respectivamente. Los resultados obtenidos en esta tesis pueden considerarse como un avance en la frontera del conocimiento por: a) las propiedades edáficas investigadas, considerando como hallazgo importante los cambios en la composición y organización del suelo y la utilización de parámetros magnéticos como posibles indicadores de estos cambios; b) la posible mejora en la calidad y cantidad de información necesaria para los inventarios nacionales de GEI; y c) proporcionar conocimiento en dos ecosistemas poco estudiados en los aspectos antes mencionados.

Palabras clave: selva subtropical, Delta, fuego, hidrofobicidad, agregación, textura, minerales, parámetros magnéticos, combustión del material vegetal.

Morphological, physical and mineralogical properties, and emissions of greenhouse gases (GHG) in burned soils of wetland and Yungas

ABSTRACT

Fires are recurrent disturbances in ecosystems of Argentina. In addition to the effects of fires on vegetation, soils are also affected in their components and many properties. Most studies on the impacts of fires on soils were focused on soil chemical and physical properties, and to a lesser extent on the mineralogical, morphological and magnetic parameters. Another issue is the little known contribution exerted by the fire to global warming by greenhouse gases (GHG). To evaluate these effects of fire, two contrasting ecosystems were selected a) wetlands of the Delta of Paraná and b) Low-mountain forests from Jujuy province (“Yungas”). Areas covered by typical vegetation of the place and same soils were identified in each study site to compare burned soil situations (Q) and unburned (SQ). The impact of fire on the chemical, physical, mineralogical and morphological of 0-10cm and 10-20cm deep properties were studied comparatively. To evaluate emissions of CO₂, CH₄ and N₂O from soils and plant material subjected to burning, tests were made in semi-controlled conditions. Results showed fire effects on soils and their magnitude to be site-specific and dependent on fire severity and temperature thresholds achieved by the components of each ecosystem. The Yungas ecosystem surface horizon increases bulk density (Mg m⁻³) [SQ (0.80) < Q (1.21)], pH [SQ (6.66) < Q (7.8)] they were generated and cation exchange capacity (cmolckg⁻¹) [(SQ (11.69) < Q (18.94)], decreased organic carbon content (kg dag⁻¹) [SQ (3.08) > Q (1.04)] and infiltration (mm h⁻¹) [SQ (49.61) > Q (17.23)], calcite formation, fragmentation of the sand particles, micro-aggregation of mineral particles and textures more thick, with significant loss of clay (dag kg⁻¹) [SQ (31.65) > Q (17.47)], changing sandy clay loam to sandy loam. These changes included increases of magnetic parameters, which can be used as possible indicators of changes in soil composition and organization. The cumulative emission of CO₂, N₂O and CH₄ from the soil and plant material combustion were 5,34.10^{+ 14} and 4,12.10^{+ 14} μg CO₂ eq ha⁻¹ for Delta and Yungas, respectively. Some results obtained in this Thesis can be regarded as an advance of the frontier of knowledge in several ways: a) the soil properties investigated as important finding considering changes in the composition and organization of the soil and the use of magnetic parameters as possible indicators of these changes; b) the possible improvement in the quality and amount of information necessary for national GHG inventories; and c) provide knowledge in two ecosystems little studied in the above aspects.

Key Words: subtropical forest, Delta, fire, hydrophobicity, aggregation, texture, minerals, magnetic parameters, combustion of plant material.

Capítulo 1
INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1. INTRODUCCIÓN

Los incendios de vegetación constituyen disturbios, que modifican drásticamente la estructura y dinámica de las comunidades, afectando la biomasa tanto aérea y subterránea como al suelo subyacente, pudiendo impactar en la hidrología, en el paisaje y, cuanto menos transitoriamente, en la atmósfera. La ocurrencia del fuego en la vegetación natural está indudablemente influenciada por factores climáticos; los climas más cálidos y secos tienden a favorecer los incendios; las tormentas con actividad eléctrica también generan incendios en regiones húmedas. Por otro lado, los incendios de vegetación también han sido producidos históricamente por el hombre, por accidente o de manera intencional con fines diversos (Velde y Barré 2010). Sin embargo, hoy en día los incendios de vegetación, naturales o antrópicos, adquieren importancia particular. Así por ejemplo los procesos de expansión de la frontera agropecuaria que se llevan a cabo sobre todo en áreas subtropicales y tropicales implican la eliminación de extensas áreas boscosas con la concomitante utilización del fuego para producir el desmonte y limpieza del terreno para la agricultura. Los efectos de los incendios en los procesos de erosión del suelo y en los procesos hidrológicos son evidentes y numerosos estudios se llevan a cabo para evaluar las relaciones de causa-efecto y generar acciones de control y remediación (Sala y Rubio 1994; Neary et al. 2005a). Además, y aunque sus efectos apenas empiezan a medirse, los incendios de vegetación contribuyen al cambio climático por el incremento de gases de efecto invernadero (GEI) como monóxido y dióxido de carbono, metano y otros en la atmósfera, y por la interrupción de la formación de nubes disminuyendo así las precipitaciones (Silvestrini et al. 2011). Parte del aumento en concentración que experimentan el CO₂, CH₄ y N₂O en la atmósfera tiene su origen en los ecosistemas terrestres, en procesos complejos que provienen de la interacción entre la actividad humana (uso de fuego, deforestación, cambios de uso del suelo), vegetal, animal y los procesos biológicos presentes en el suelo. Los gases de efecto invernadero (GEI) captan la radiación infrarroja, generando así el aumento de la temperatura sobre la superficie terrestre, dando lugar al calentamiento global (IPCC 2014).

Como resultado del estudio de registros históricos del clima, de incendios y de procesos de sedimentación, también se ha sugerido que los incendios naturales se incrementarían si continúa el calentamiento climático global (Huggett 1995). Actualmente estos pronósticos se dan por ciertos, particularmente para los bosques boreales en los que el deshielo temprano, las condiciones más secas y el aumento de rayos estarían generando los peores incendios en frecuencia y severidad del Holoceno (Gillis y Fountain 2016). En el área del Mediterráneo, los veranos más secos y las olas de calor potenciadas por el calentamiento global, el aumento de la biomasa por disminución de las actividades ganadera, el abandono de los campos de cultivos, la colonización por matorral de áreas no pastadas, las repoblaciones masivas con coníferas y la escasa extracción de leña, estarían incrementando la frecuencia y la intensidad de los incendios de vegetación (Pausas 2004). También, la prolongación de los períodos secos y la reducción de los intervalos entre sequías extremas que afectan actualmente la selva amazónica, combinadas con la progresiva deforestación, estarían aumentando la ocurrencia de incendios y facilitando su propagación en bosques altamente húmedos del noroeste de la región, actualmente resistentes al fuego (Silvestrini et al. 2011).

El comportamiento del fuego y su impacto en los ecosistemas dependen de numerosos factores, tales como: tipo de vegetación presente (acumulación de biomasa seca), intensidad y severidad del fuego, tipo de suelo, contenido de humedad en el momento de la quema, duración e intensidad de precipitación post-incendio, y calidad y grado de incorporación de cenizas (Agee 1993; DeBano et al. 1998). En lo que respecta al

conocimiento sobre los impactos edáficos del fuego, existe gran disparidad entre la mayor proporción relativa de estudios relacionados con las propiedades químicas y la mucha menor cantidad de antecedentes sobre las propiedades morfológicas, físicas y mineralógicas del suelo (Are et al. 2009). Además de importantes vacancias de conocimiento en estos aspectos existen también resultados controvertidos, que se explicarían tanto por las múltiples variables involucradas como por la complejidad de las interacciones entre ellas (Neary et al. 1999; Certini 2005; Shakesby y Doerr 2006; Keeley 2009; Mataix-Solera et al. 2011). En este marco, la tesis tiene como primer objetivo exponer el estado del conocimiento sobre los impactos de los incendios de vegetación en aquellas propiedades relativas a la composición y organización del suelo que han sido hasta ahora poco estudiadas.

Como síntesis de la revisión de antecedentes sobre el tema surge que los efectos edáficos del fuego son los siguientes: a) pérdida de calidad y cantidad de materia orgánica y nutrientes a través de la volatilización, el entrampamiento de ceniza en las columnas de humo, la lixiviación y la erosión; b) alteración cuantitativa y cualitativa de las comunidad microbiana y también de la fauna; c) alteración de la estructura del suelo, con afectación de la estabilidad de agregados, modificaciones de la hidrofobicidad de los materiales superficiales y de la infiltración y capacidad de retención de agua; d) modificaciones en propiedades físico-químicas como la CIC, el contenido de bases y el pH; e) cambios texturales; y f) cambios mineralógicos (Bento-Gonçalves 2012, Mataix-Solera 2011, Keeley 2009, Shakesby 2006, Certini 2005, González-Pérez 2004, Neary 1999, DeBano 1998, Cerdá y Jordán 2010).

1.1.1. Características, uso e implicancias de los incendios de vegetación

El fuego es una reacción química exotérmica de oxidación violenta de un material combustible, con desprendimiento de llamas, calor, vapor de agua y dióxido de carbono. Es un proceso exotérmico (cuando la energía de calor es liberada, disminuyendo la energía interna del sistema). Desde este punto de vista, el fuego es la *manifestación visual* de la combustión.

Los gases y vapores producidos por la oxidación (principalmente vapor de agua y dióxido de carbono) a alta temperatura por el calor desprendido por la reacción, emiten **llamas** (gases incandescentes) que a su vez emiten luz visible e invisible (luz infrarroja), y calor.

En los incendios de vegetación esa energía liberada se transfiere en forma de calor a la fracción orgánica y mineral del suelo por los procesos de radiación, convección, conducción, transporte masivo y vaporización / condensación (Chandler et al. 1983).

Para que ocurra un fuego tienen que estar presentes los siguientes elementos (**Figura 1.1**):

Combustible: toda sustancia susceptible de combinarse con el oxígeno que es capaz de arder de forma rápida y exotérmica, cuando se le aplica una energía de activación. Su peligrosidad está en función de determinadas características, tales como su punto de inflamación, la temperatura de autoignición, la potencia calorífica o la toxicidad de los productos de la combustión.

Comburente: el aire, que contiene aproximadamente un 21% en volumen de oxígeno, es el comburente más común en todos los fuegos. Otros comburentes pueden ser el cloro, hidrógeno, ozono, azufre en forma de vapor, entre otros.

Energía de activación: energía mínima necesaria para que se inicie la reacción entre el combustible y el comburente. Es aportada por los focos de ignición, que pueden ser de origen eléctrico (arco eléctrico, cargas estáticas), térmico (superficies calientes, radiación

solar), químico (calor de descomposición) o mecánico (calor de fricción, calor de compresión)

Reacción en cadena: cuando se produce la reacción exotérmica, de la energía desprendida parte es disipada en el ambiente, produciendo los efectos térmicos del incendio, y parte calienta a más reactivos; cuando esta energía es igual o superior a la necesaria para continuar la reacción, el proceso de combustión continúa mientras existan reactivos. Se dice entonces que hay reacción en cadena.

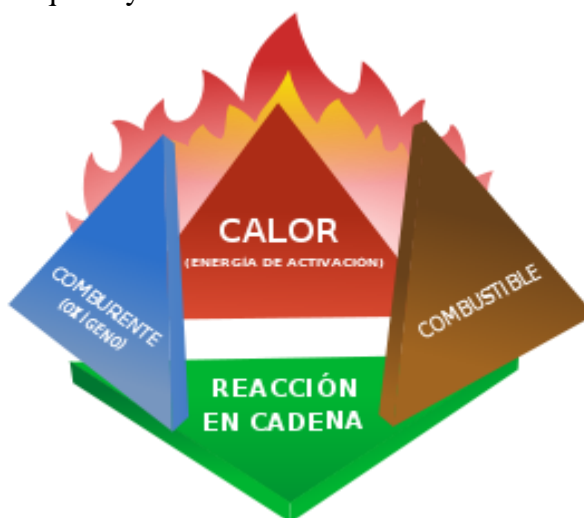


Figura 1.1: Tetraedro del fuego.

El comportamiento del fuego y su impacto sobre el suelo depende de factores intrínsecos, como el régimen de incendios (temperatura, duración, intensidad, severidad, época de ocurrencia y frecuencia), y de factores extrínsecos propios de las condiciones físicas (clima, geomorfología, suelos) y de la vegetación afectada (composición florística y fenología) (Agee 1993; DeBano et al. 1998; Navarro Cerrillo et al. 2008).

Al considerar los efectos de un incendio, es importante analizar no sólo la magnitud del fuego, reflejada por ejemplo en la dimensión de las llamas, sino también el grado de modificación de los componentes del ecosistema. Es así que para evaluar y para manejar el fuego es esencial distinguir los conceptos de intensidad y severidad del mismo, aún cuando en la literatura todavía existe confusión entre ambos (DeBano y Neary 2005; Neary et al. 2005d; Di Bella et al. 2005; Cerdà y Doerr 2008).

La intensidad del fuego es representada por la energía liberada durante las diversas fases del fuego, y se caracteriza por la magnitud de la reacción y la temperatura alcanzada, entre otros factores. La intensidad del fuego es directamente proporcional a la cantidad, calidad y la distribución espacial de la biomasa presente, incluyendo aquí el material vegetal vivo, los restos vegetales en descomposición depositados sobre la superficie y la materia orgánica del suelo, que en combinaciones variadas constituyen el combustible que puede arder al ser expuestos a una fuente de calor. Cuanto mayor sea la acumulación de biomasa en una zona, mayor será la cantidad de calor que podrá desprenderse y el incendio podrá ser así más intenso (Brown et al. 1982; Keeley 2009; Seidl et al. 2011). La intensidad del fuego es en general cuantificada en función de la longitud de las llamas (Chafer et al. 2004; DeBano y Neary 2005). Cuanto más rápido se quema una determinada cantidad de combustible, mayor será la intensidad y más corta será la duración del fuego. Por otro lado, la mayor parte de la energía liberada por la quema del material combustible que se encuentra sobre la superficie del suelo, no es transmitida hacia abajo en el suelo. Por este motivo, la intensidad del fuego no es necesariamente una buena medida de la energía transmitida al suelo y de los efectos en sus propiedades físicas, químicas o biológicas (Neary et al. 2005d).

La severidad del fuego, en cambio, indica la magnitud de sus efectos en los diferentes componentes del ecosistema,.. El concepto de severidad integra el calor generado sobre la superficie del suelo y el calor transferido por debajo de la superficie, reflejando la energía liberada por el fuego, siendo particularmente útil para describir sus efectos en el suelo y en el agua.

La severidad de los incendios es dependiente de las temperaturas alcanzadas y del tiempo de residencia, como lo demuestran Robberecht, R. y Defossé, G. E. (1995) en su estudio ante la diferente sensibilidad frente a la severidad de quema de dos pasturas diferentes ,en este caso, *Agropyron* exhibió significativamente menos producción de biomasa a una severidad moderada del fuego, mientras que *Festuca* requirió alta severidad de fuego para su reducción, mostrando ser menos sensible al paso del fuego. Así, el grado de afectación del suelo se evalúa en base a criterios posteriores a los eventos tales como la profundidad de quema, que sería una medida relativa de la duración de la misma y de las superficies afectadas (DeBano y Neary 2005; Neary et al. 2005d; Bento-Gonçalves et al. 2012).

La temperatura que puede alcanzar el suelo durante un incendio es variable, dependiendo de la cantidad y la concentración de la materia orgánica, de la humedad al momento de la quema y la tasa de quema (Giovannini 1988). Por otro lado, al ser el suelo un mal conductor del calor, en general la temperatura disminuye en profundidad siguiendo una curva exponencial negativa, por lo que los cambios inducidos por el fuego se dan en los primeros centímetros de profundidad (Mataix-Solera y Guerrero 2007).

En este sentido, Certini y Scalenghe (2006) señalan que, debido a la baja conductividad térmica del suelo, el gradiente de temperatura generado por los incendios es pronunciado y a menudo no ocurre calentamiento por debajo de los 20-30cm de profundidad.

La profundidad de la quema está además directamente relacionada con la duración de la quema de los restos vegetales sobre la superficie y en la capa superficial del suelo, y puede variar a cortas distancias, por ejemplo debajo del dosel de árboles y arbustos respecto al área entre las copas. En la mayor parte de los casos la profundidad de quema es el primer factor a considerar para evaluar el impacto del fuego, dado su influencia en la erodabilidad del suelo y en los procesos hidrológicos (Neary et al. 2005d).

Los datos publicados muestran una gran variabilidad en las temperaturas alcanzadas en la superficie del suelo y de la duración y persistencia de los efectos térmicos en la capa superior del suelo (Giovannini 1994). Wright y Bailey (1982) y Kunst y Bravo (2003) citan diversos trabajos referidos a quemas de pastizales, en los que las temperaturas en la superficie del suelo oscilaron entre 60 °C y 80 °C, persistieron por pocos minutos y afectaron sólo unos pocos milímetros de la capa superficial del suelo. Los incendios de pastizales en general contienen poco combustible y son movidos rápidamente por el viento, por lo cual el calentamiento del suelo es reducido. En estos casos la capacidad de estas especies para sobrevivir al fuego parece estar más relacionada con las condiciones microambientales creadas después del fuego y con su capacidad para competir por el agua del suelo disponible que con los efectos directos del fuego en los tejidos de las plantas (Defossé y Robberecht 1996). Por el contrario, los incendios forestales y de vegetación arbustiva pueden producir calentamientos del suelo substanciales (DeBano et al. 2005).

En quemas experimentales de restos de *Eucalyptus*, Bradstock y Bedward (1992) informan temperaturas máximas registradas de 140 °C a 2 cm de profundidad en el suelo. Sin embargo, en un resumen cronológico de diferentes estudios donde se informan temperaturas del suelo en incendios forestales, Mataix Solera y Guerrero (2007) concluyen que la superficie del suelo puede alcanzar temperaturas entre 500 °C y 800 °C. Giovannini et al. (1988) señalan que la quema de una cantidad elevada de combustible de gran tamaño (o “grueso”) permite el desarrollo de temperaturas entre 700 °C a 800 °C en el suelo. En fuegos forestales, Floyd (1966; citado por Giovannini 1994) encontró temperatura máximas

de 510 °C en la superficie del suelo, que se mantuvieron a unos 100 °C durante más de quince minutos. DeBano y Conrad (1978) informan que en incendios de bosques y de vegetación arbustiva las temperaturas en la superficie del suelo podían alcanzar 850 °C, en tanto temperaturas ligeramente menores podían mantenerse en la capa superficial del suelo por varias horas.

Las temperaturas más altas se alcanzan cuando combustibles concentrados, tales como pilas de restos de tala se queman por períodos largos. Debajo de troncos de Eucalyptus, Robert (1965, citado por DeBano et al. 2005) midió temperaturas máximas de 700 °C en la superficie del suelo que disminuyeron progresivamente en el curso de varias horas, en tanto a unos 22 cm de profundidad se registró una temperatura de unos 100 °C que se mantuvo constante durante más de 24 horas.

Debe tenerse en claro que en general estos calentamientos extremos del suelo con modificaciones notorias de sus propiedades se producen sólo en una pequeña fracción del área incendiada (Ulery y Graham 1993; Arocena y Opio 2003), aunque los efectos visuales en el crecimiento de las plantas puedan ser observados durante varios años. No obstante, calentamientos del suelo a altas temperaturas pero de manera extensiva pueden ocurrir en áreas con gran acumulación de hojarasca, en depósitos orgánicos parcialmente evolucionados sobre la superficie del suelo (turba) y en el humus del interior del suelo mineral. La combustión de estos materiales orgánicos por ardido sin llama y con temperaturas de 500 °C – 600 °C pueden continuar en grandes superficies durante muchas horas, pudiéndose incluso generar una capa de ceniza que dificulta la disipación del calor hacia la atmósfera, dando lugar así a la transferencia de temperaturas elevadas –por ejemplo de 200 °C o 300 °C- a algunos centímetros de profundidad dentro del suelo (DeBano et al. 2005)

Así, en función de las características de las cenizas post-incendio que reflejan las temperaturas máximas alcanzadas en el suelo y la profundidad de la quema, Carballas-Fernández (2003) diferencia tres tipos de incendios que aquí, en consonancia con los criterios actuales, se califican como severidad:

- a) Incendios de baja severidad: se observa en el horizonte superficial del suelo presencia de cenizas negras originada por restos vegetales quemados, la temperatura puede variar entre 100 °C y 250 °C, en superficie y a 1-2 cm de profundidad es menor de 100 °C.
- b) Incendios de severidad moderada: se produce una combustión parcial de la materia orgánica, desaparece la mayoría de los restos vegetales de la superficie del suelo. La temperatura alcanzada varía en superficie entre 300 °C – 400 °C, a 1 cm de profundidad entre 200 °C-300 °C, a 3 cm entre 60°C-80 °C y a 5 cm 40 °C-50 °C.
- c) Incendios de alta severidad, cuando aparecen cenizas blancas en la superficie del suelo, lo que indica una combustión total de los combustibles, alcanzándose en superficie temperaturas comprendidas entre 500 °C y 700 °C, muy por encima de la temperatura de ignición de los materiales orgánicos; la penetración del calor en el perfil del suelo depende de la duración del incendio, aunque pueden alcanzarse temperaturas de 350 °C-450 °C a 2 cm, 150 °C–300 °C a 3 cm y 100 °C o menos a 5 cm. En general, el calentamiento no afecta al suelo a más de 7-10 cm de profundidad.

.Aunque la relación entre ambos conceptos permanece generalmente indefinida debido a las dificultades para relacionar las respuestas de los recursos al proceso de quema (Neary et al. 2005d). Fuegos de alta intensidad pueden producir cambios muy severos en el suelo, aunque no siempre es así. Por ejemplo, fuegos de alta intensidad en fuste y corona de árboles pueden no causar un calentamiento substancial del suelo. Por el contrario, fuegos de baja intensidad en raíces y materia orgánica que arden sin llama pueden generar calentamientos en superficies amplias y producir cambios importantes en el suelo mineral

(DeBano y Neary 2005). En síntesis, la intensidad de un incendio no está necesariamente relacionada con su severidad

Finalmente, los efectos de fuegos sucesivos en las propiedades del suelo han sido hasta ahora escasamente estudiados. En este sentido, Lombao et al. (2015) mediante ensayos térmicos en laboratorio sobre muestras de suelo afectado por incendios de alta y baja severidad, evaluaron también el efecto de la acumulación de calor que se produciría como resultado de la recurrencia de los incendios. Los autores encontraron que las propiedades térmicas del suelo pueden variar como consecuencia de la recurrencia del fuego, generando por ejemplo cambios en la transmisión vertical de calor, lo que lleva a que las temperaturas máximas alcancen profundidades mayores y en tiempos más cortos. Estos resultados, que indican efectos acumulativos, ponen de relieve la importancia de la historia de calentamiento del suelo en los riesgos y consecuencias de los incendios.

La mayor parte de los estudios a nivel mundial sobre los impactos edáficos del fuego han tenido como objeto la evaluación de sus propiedades químicas y físico-químicas, incluyendo los efectos sobre la materia orgánica, y en menor medida los efectos sobre las propiedades físicas y mineralógicas. Inversamente, estos cambios verificados en los constituyentes del suelo podrían ser utilizados como indicadores indirectos de las temperaturas alcanzadas en el suelo. En la Argentina la información sobre los impactos de los incendios en el suelo es en general muy escasa y es casi inexistente respecto a las consecuencias en sus propiedades físicas y en la mineralogía. Se espera que los conocimientos generados por esta tesis pueden hacer avanzar la frontera del conocimiento en varios sentidos: a) por las propiedades edáficas investigadas; b) para poder reducir la falta de información y mejorar su calidad y cantidad, absolutamente necesaria para realizar los inventarios nacionales de GEI del país; y en forma más general c) por aportar conocimiento en dos ecosistemas poco estudiados en los aspectos arriba señalados.

1.2.OBJETIVO GENERAL E HIPÓTESIS DE TRABAJO

El **objetivo general** de esta de tesis, a través de distintas escalas espaciales, tuvo como propósito: a) identificar y analizar los cambios físicos, mineralógicos y morfológicos que tienen lugar en suelos quemados, en dos ecosistemas muy afectados por este fenómeno, y que pese a su alta representatividad geográfica, poseen vacancias de conocimiento importantes en estos temas; b) estudiar los efectos de fuegos sucesivos en las propiedades del suelo, a través del uso de parámetros magnéticos, tema escasamente estudiado; c) conocer los efectos sobre el suelo a partir de la combustión de diferentes materiales vegetales y d) evaluar los efectos generados por la quema del suelo y el material combustible presente en las emisiones de N_2O , CH_4 y CO_2 .

La **hipótesis general** de trabajo sobre la que se sustentó este objetivo general es que los cambios de las propiedades físicas son motorizados por la combustión de compuestos orgánicos, por un lado, y por los cambios que el fuego genera en las propiedades de los minerales del suelo, por el otro, dependiendo de las características propia de cada ecosistema. Estos cambios son regulados por diferentes factores y en diferentes niveles. Los gases generados por la combustión de los compuestos orgánicos, tienen un impacto importante en el cambio climático porque se libera a la atmósfera grandes cantidades de N_2O , CH_4 y CO_2 , contribuyendo al calentamiento global.

En esta tesis se evaluaron los efectos del fuego sobre áreas con condiciones cuasi-prístinas y áreas con diferente antigüedad de incendios, a través de la exploración de hipótesis particulares para cuatro escalas de heterogeneidad distintas:

- 1.- *Ecosistema*, al considerar dos sistemas que representan tipos de vegetación, floras y climas contrastantes: Selva Pedemontana tropical sub –tropical de Las Yungas, Jujuy; y humedales del Delta Inferior del Paraná de condiciones templadas.
- 2.- *Incendios*, al ubicar suelos que nunca sufrieron el paso del fuego y suelos en lugares en los que el fuego pudo haber tenido algún efecto en el pasado, pero cuyas secuelas son hoy imperceptibles.
- 3.- *Sitios*, mediante la comparación de los diferentes tipos de combustibles vegetales, los cuales difieren en sus especies dominantes, dentro de los humedales del Delta del Paraná.
- 4.- *Profundidad del suelo*, a llevarla a cabo a dos profundidades de muestreo: 0-10 cm y de 10-20 cm respectivamente.

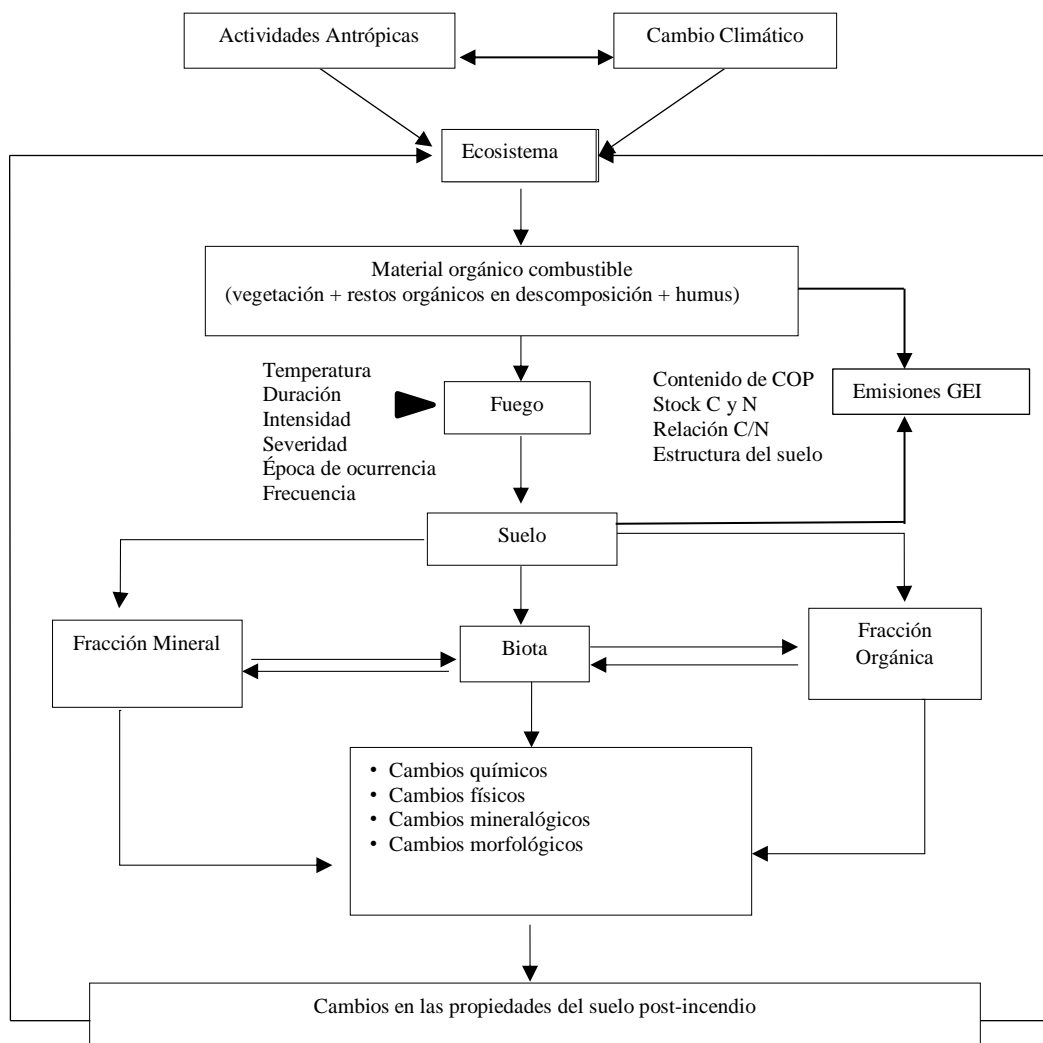


Figura 1.2: Esquema conceptual que resume la base de los objetivos e hipótesis de trabajo de la tesis.

Capítulo 2
CARACTERIZACIÓN DE LOS SITIOS DE ESTUDIO

2.1. Sitios de Estudio: contexto ambiental

En los últimos años en la República Argentina, han surgido experiencias de aplicación del enfoque ecorregiones en la planificación estratégica orientada a la conservación de la biodiversidad (**Figura 2.1**). Las regiones ecológicas o ecorregiones son grandes áreas, relativamente homogéneas, en las que hay diferentes comunidades naturales que tienen en común un gran número de especies y condiciones ambientales.

Los principales procesos ecológicos mantienen la biodiversidad y los servicios ecosistémicos naturales (Brown y Pacheco 2005).

En función de lo anterior se eligió evaluar la evolución temporal de las propiedades estudiadas y la resiliencia de los suelos incendiados, para ello se seleccionaron dos ecosistemas relevantes geográficamente y diferentes entre sí que tienen en común el paso del fuego, Yungas y Delta.



Figura 2.1.: Mapa de Ecoregiones de la Argentina (Brown y Pacheco 2005).

2.2. Selección de sitios

Dicha tarea se llevó a cabo en entre diciembre del 2012 y mayo del 2013. Consistió en la visita de los sitios de estudio en: el Delta del Paraná, en campos de la empresa Alto Paraná S.A., a través de la Dirección de Producción Vegetal del Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca; y en Yungas, Jujuy en campos de la empresa Ledesma S.A.A.I. Previo a la ubicación de los sitios de muestreo, se realizaron entrevistas con el personal de dichas empresas. Esta etapa mostró dificultad para encontrar sitios de estudio que tengan el mismo suelo, para que esto no sea un factor de variación. En el sector de Yungas, existió la dificultad de no encontrar zonas de pastizales netos.

2.2.1. Sitio de estudio 1: SELVA PEDEMONTANA DE YUNGAS

2.2.1.1. Contexto ambiental

Corresponde a la Selva Pedemontana de Yungas, en la provincia de Jujuy (**Figura 2.2**). Yungas o Yunga son regiones de selva de montaña y bosque andino a lo largo del flanco oriental de la Cordillera de los Andes. En la Argentina, este bioma que también se lo ha denominado Selva Tucumano-Boliviana o Selva Tucumano-Oranense, se distribuye discontinuamente en las laderas escarpadas y los valles de las Sierras Subandinas en las provincias de Salta, Jujuy, Tucumán y Catamarca, con alturas que van de 400-500 m al este hasta los 2000-3000 msnm al oeste, en el altiplano puneño (Brown y Malizia 2004).

Las Sierras subandinas son una serie de cordones montañosos alineados en sentido norte-sur separados por estrechos valles tectónicos. En esta unidad, sobre el basamento antiguo del Paleozoico inferior se apoyan en diferentes relaciones de discordancia sedimentitas mesozoicas y cenozoicas. El relieve es abrupto, con configuración de faja corrida y plegada. La red de drenaje presenta un control estructural marcado con valles longitudinales. La morfo-dinámica es alta, en los valles tectónicos mayores se presentan ambientes de bajadas y pedimentos y los procesos de remoción en masa son importantes. Los suelos tienen moderado desarrollo y gran variabilidad espacial en función de las variaciones litológicas, geomorfológicas y climáticas. Los materiales parentales son principalmente sedimentos fluviales gruesos y finos en las planicies aluviales y terrazas, y regolito y coluvio en la zona serrana. Los procesos pedogenéticos dominantes son la melanización, argiluviación y erosión-acumulación, y en las zonas escarpadas los suelos pertenecen a los órdenes de Entisoles, Inceptisoles y Molisoles (Santamans y Franco 2010; Pereyra 2012).

Estas sierras conforman una barrera orográfica que condensa las corrientes húmedas que provienen del anticiclón del Atlántico Sur. El fuerte gradiente altitudinal origina importantes variaciones climáticas en un fenómeno llamado lluvia orográfica, junto con un marcado régimen estacional de distribución de las precipitaciones. El clima se caracteriza así por ser subtropical con estación seca. La precipitación anual es del orden de 900-1.000 mm llegando en algunos sitios a 1.300-1.500 mm, con lluvias concentradas durante la época estival (noviembre a marzo) y déficit hídrico invernal. Las temperaturas son elevadas durante gran parte del año con una media anual de 22°C.

Durante los meses más fríos, la condensación y captación del agua de las neblinas que caracterizan a estas "selvas nubladas", concurren a compensar en parte la ausencia de lluvias, este fenómeno ha sido medido en distintos lugares, arrojando valores de entre 320 a 941 mm año (Brown et al. 2009). El fuerte gradiente altitudinal origina importantes variaciones climáticas y en consecuencia, diferentes formaciones vegetales. A medida

que aumenta la altitud se reconocen diferentes pisos de vegetación, denominados sucesivamente Selva Pedemontana, Selva Montana y Bosque Montano.

La Selva Pedemontana se ubica en la llanura ondulada al pie de los cordones montañosos orientales, con altitudes que parten de los 350 msnm hasta los 500 msnm, llegando raramente hasta los 700 msnm. Está constituida por especies caducifolias, en la que predominan especies arbóreas como la tipa blanca, timbó, cebil, jacarandá, lapacho rosado, palo blanco, palo amarillo, laurel tucumano, nogal criollo, numerosos arbustos, plantas trepadoras selváticas, y numerosas epífitas como musgos, helechos, orquídeas, bromeliáceas, etc. integran esta formación vegetal (Cabrera 1976; Castillo et al. 2005).

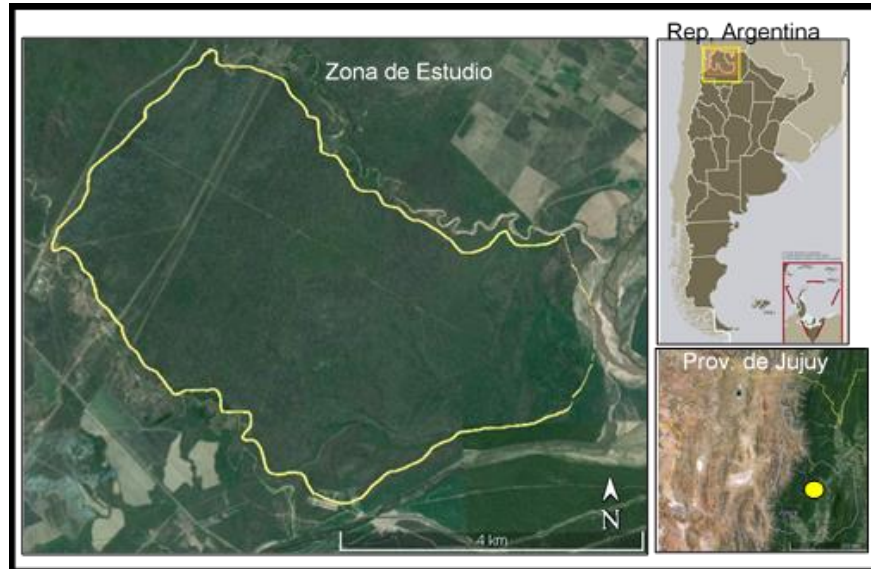


Figura 2.2: Ubicación de sitios de estudios, Sector Sauzalito- Yungas- Jujuy.

2.2.1.2. Ubicación y muestreo

El estudio de suelo se llevó a cabo en el sector denominado Sauzalito en el sureste de la Provincia de Jujuy, a los $23^{\circ}40'4.77''S$ de latitud, $64^{\circ}32'49.94''O$ de longitud y 400 msnm aproximadamente (**Figura 2.2**). El suelo es un Argiustol údico, con elevada pedregosidad y presencia de minerales illíticos poco expansibles (INTA-UNSa 2009). Los muestreos se efectuaron en áreas edáficamente iguales cubiertas por vegetación típica de la selva tropical, sin alteración por actividad antrópica o animal. La recolección de muestras se realizó de acuerdo a la estructura jerárquica planteada en el capítulo 1, teniendo en cuenta el esquema de trabajo de la **Figura 2.3**, estableciendo los siguientes tratamientos: Suelo sin quemar, Suelo quemados una vez (año 2011) y Suelos quemados varias veces (Registros: Año 2005, 2009, 2011, 2013) (Lizárraga 2015). Para cada tratamiento se identificaron tres sitios de estudio, de cada uno de estos sitios se extrajeron muestras de suelo de dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm), con 3 repeticiones cada una.

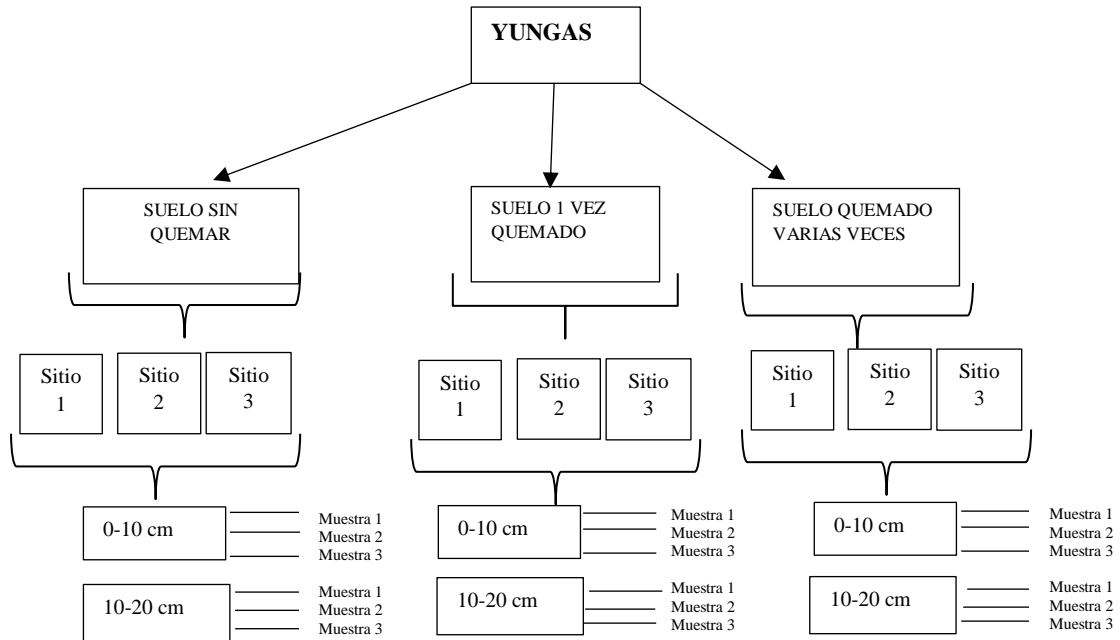


Figura 2.3: Esquema conceptual del diseño experimental de Yungas.

2.2.2. Sitio de estudio 2: REGIÓN DEL DELTA INFERIOR DEL PARANÁ

2.2.2.1. Contexto ambiental

El Delta del Río Paraná es un mosaico de humedales que abarca 17.000 km², está ubicado en la parte terminal del sistema del Río Paraná (**Figura 2.4**) y conformado por sedimentos depositados principalmente por este río y el río Uruguay, constituyendo una gran planicie inundable (Bonfils 1962; Malvárez 1999).

De acuerdo con la Sociedad de Científicos de Humedales (Society of Wetland Scientist, SWS), un humedal es un ecosistema que depende de inundaciones someras o de condiciones de saturación de la superficie constantes o recurrentes (Mitsch y Gosselink 2007). Presenta rasgos físicos, químicos y biológicos que reflejan estos procesos, como suelo hídrico y vegetación hidrofítica. Han sido caracterizados como ecotonos al constituir la interface entre ecosistemas terrestres y acuáticos. Es considerado el segundo ecosistema con mayor oferta de servicios ecosistémicos en la Argentina (Viglizzo y Jobbagy 2010).

El clima es cálido a templado y húmedo, sin contrastes estacionales marcados. Las temperaturas medias del mes de enero oscilan entre 22 °C y 25 °C y las de julio entre 7 °C y 10 °C. Las precipitaciones superan los 1.200 mm anuales y se distribuyen regularmente a lo largo de todo el año; la evapotranspiración potencial es del orden de los 900-1000 mm (Chiozza y Figueira 1982).

Los sitios de estudio se encuentran dentro de la Formación de la Isla Talavera, correspondiente la época holocena del periodo cuaternario. Incluye depósitos de limos arcillosos y por debajo de la cubierta aluvial, se encuentran depósitos de fangos arenarcillosos de coloración gris oscura y gris verdosa, ricos en materiales sapro-peléticos y en gas metano.

El suelo dominante es del orden de los Entisoles desarrollados principalmente en las planicies de inundación, derrames y deltas de ríos y arroyos en sedimentos depositados recientemente por las aguas. La edad de los sedimentos es de pocos años, décadas o escasas centurias. Están afectados frecuentemente por inundaciones, pero no están permanentemente saturados con agua y caracterizados por tener mantos de arcilla expansible.

Se desconocen muchos detalles del régimen de fuego del Delta y su relación con factores tales como inundaciones y sequías. Cuando a estos cambios se agregan eventos climáticos inusuales de sequía y/o inundación, el fuego puede producir situaciones extremas de manejo y de impacto sobre la economía y de la sociedad en la zona de influencia del Delta, tales como los incendios que ocurrieron en 2008 (Kandus et al. 2011).

La temporada de riesgo de incendios está entre los meses de noviembre a abril. En las islas del Paraná, la quema de pastizales constituye una práctica tradicional. El objetivo de tales incendios se debe a la deforestación para la extensión de la ganadería vacuna o para la plantación de soja.

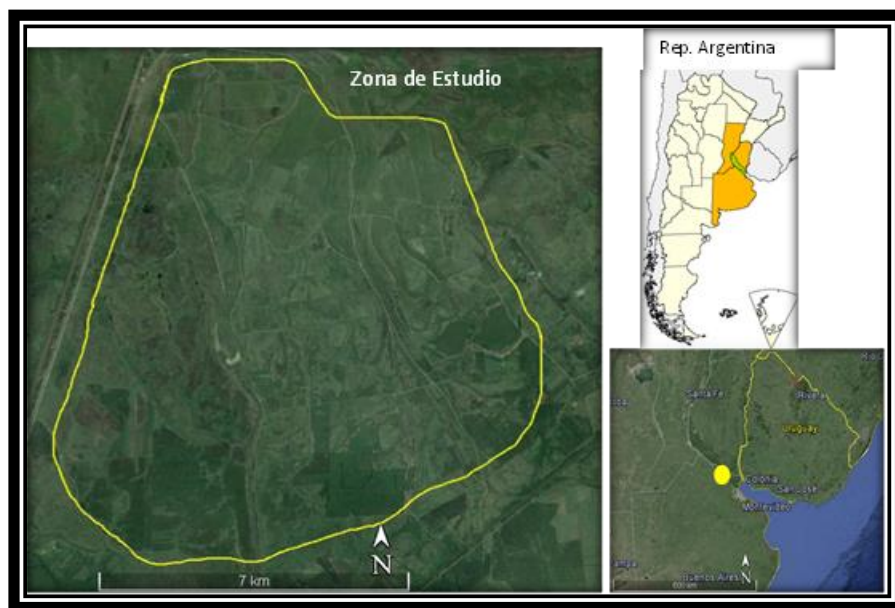


Figura 2.4: Ubicación sitios de estudios, Delta Inferior del Paraná.

2.2.2.2 Ubicación y muestreo

El estudio se llevó a cabo en el predio Oasis de la firma Alto Paraná S.A., ubicado en el kilómetro 103 de la Ruta Nacional 12 entre las coordenadas S 34°02'39.1" O 58°52'04.3" y S 33°58'37.0" O 58°56'35.8". El suelo muestreado corresponde a un Fluvente ácuico (USDA). Desarrollado bajo condiciones hidromórficas, propios de planicies y de valles aluviales, tienen en general una granulometría arcillo-limosa, se caracterizan por tener contenidos altos de materia orgánica en los horizontes superficiales y presenta valores de saturación en bases medios y pH ligeramente ácidos. Son suelos de colores gley, con moteados y concreciones abundantes. Con horizontes o capas identificados como A AC C1 C2 C2.

La vegetación presente es de estepa herbácea y mixta, con sectores marginales en las que prevalece vegetación arbórea. Se realizó la recolección de datos con estructura jerárquica, teniendo en cuenta el esquema de trabajo de la **Figura 2.5**. Se tomaron muestras en 12/2012, 02/2013 y en 07/2015. Se efectuaron determinaciones en las capas

0-10 cm y 10-20 cm en cada sitio de tres áreas edáficamente similares cubiertas por vegetación herbácea y tres áreas cubiertas con vegetación leñosa, en situaciones de suelo sin quemar y suelo quemado (año 2006 y 2008).

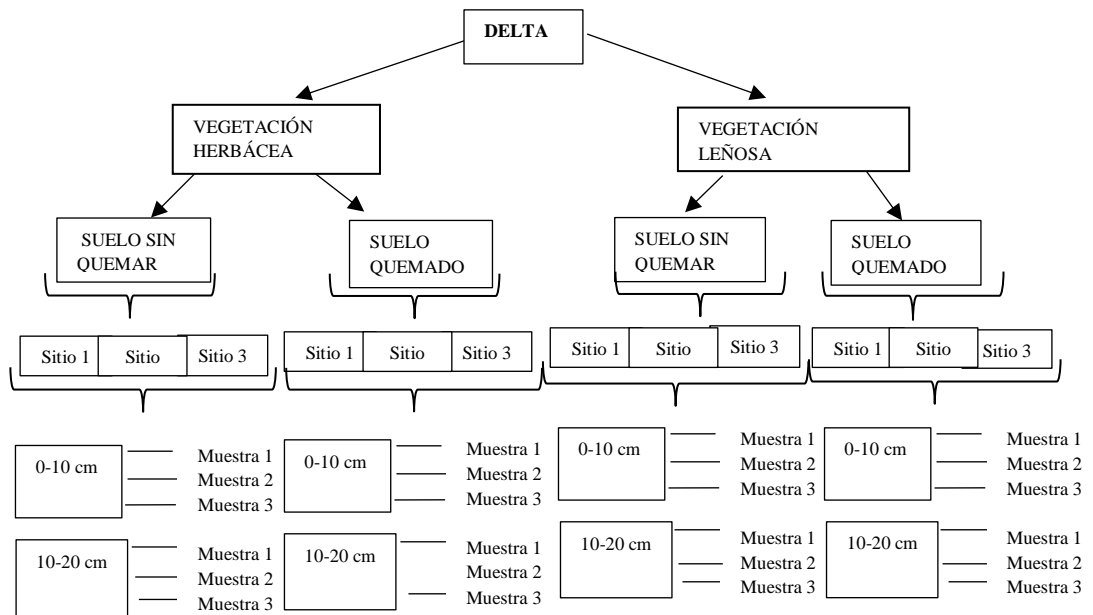


Figura 2.5: Esquema conceptual del diseño experimental del Delta Inferior del Paraná.

Capítulo 3
**EFECTOS DEL FUEGO EN LA MATRIZ Y EN LA
ORGANIZACIÓN DEL SUELO**

3.1.INTRODUCCIÓN

El incendio de la vegetación genera modificaciones en los componentes orgánicos e inorgánicos del suelo y en diversas propiedades que se derivan de aquellos. La combustión de los restos orgánicos y de la materia orgánica humificada del suelo es siempre la consecuencia más directa y visible de los incendios de la vegetación. A su vez, estas modificaciones influyen en los procesos hidrológicos y los incrementos de la erosión por escorrentía. La magnitud de esos cambios es función de numerosos factores tales como las características del combustible, el tipo de suelo y de la frecuencia de los incendios (Neary 2005c).

3.1.1. Interacciones entre fuego, materia orgánica y agregación del suelo

Los efectos del fuego sobre las propiedades químicas y biológicas del suelo, los ciclos bio-geoquímicos de diversos elementos, en particular del C y el N y su impacto en la fertilidad química han sido estudiadas en numerosos casos y diversos autores han abordado revisiones de la bibliografía sobre estos aspectos (e.g. González-Pérez et al. 2004; Certini 2005; Knicker 2007; Knoepp et al. 2005; Almendros y González-Vila 2012). Por otra parte, además de su importancia desde el punto de vista biogeoquímico, la materia orgánica del suelo (MOS) es un factor estabilizador de la estructura del suelo que funciona como agente de unión entre las partículas minerales, favoreciendo la penetración del agua, su retención y el intercambio gaseoso. Disminuye asimismo la erosión y tiene por lo tanto también un rol primordial en la dinámica y calidad de los recursos hídricos (Guerrero et al. 2001; Six et al. 2004). Por lo mencionado, tanto la MOS como la biota edáfica deben también considerarse al evaluar el efecto del fuego sobre las fracciones inorgánicas y el comportamiento físico del suelo.

El efecto del fuego sobre los componentes orgánicos sería en algún aspecto equivalente al proceso de mineralización biológica, en tanto algunos de los productos finales serían similares, siendo una diferencia fundamental la velocidad de las reacciones, esto es segundos versus años (Albanesi y Anríquez 2003; Almendros y González-Vila 2012). Esos cambios drásticos generan una desestabilización del sistema suelo cuyo alcance será diverso según las características del fuego en términos de severidad e intensidad. El contenido y la naturaleza de la MOS no varía de forma apreciable hasta los 170 °C, un ligero descenso se hace evidente a los 220 °C, mientras que a 460 °C la combustión es casi total (Giovannini et al. 1988). Las transformaciones que sufre la MOS durante los incendios pueden atribuirse a tres procesos: a) destrucción de parte de los constituyentes orgánicos por mineralización y carbonización; b) alteración en la naturaleza y estructura química de las distintas fracciones húmicas; c) el aporte de diversas formas de carbono orgánico y amorfo al suelo en forma de productos pirolíticos y de restos de vegetación quemada (Almedros et al. 1984). En consecuencia, los efectos de las modificaciones de la MOS en otras propiedades edáficas podrán ser muy diversos en función del incendio y de la temperatura alcanzada por el suelo. No obstante, uno de los efectos más inmediatos sería la destrucción del humus con la consecuente modificación de la estabilidad de los complejos órgano-minerales que juegan en la agregación del suelo (Almendros y González-Vila 2012). Generalmente, luego de incendios forestales severos la MOS y la agregación disminuyen debido a la combustión de las sustancias orgánicas cementantes (Six et al. 2004). García Oliva et al. (1999) mostraron que la pérdida de carbono orgánico (CO) difirió entre las fracciones de agregados: el fuego redujo el CO de los macroagregados mientras el CO asociado a los microagregados no fue afectado.

Toda quema de vegetación y el calentamiento del suelo implica la combustión de compuestos orgánicos, los cuales son liberados hacia la atmósfera en forma gaseosa (dióxido de carbono (CO_2), metano (CH_4), óxido nitroso (N_2O), entre otros), en tanto cationes como Ca^{2+} (calcio), Mg^{2+} (magnesio), K^+ (potasio) y Na^+ (sodio) se convierten en óxidos relativamente solubles, constituyendo a menudo componentes importantes de la ceniza que queda después de fuego (Giovannini et al. 1990b). Los fuegos de muy alta intensidad pueden generar también la volatilización de cationes (Weast 1988). Sin embargo, incendios de baja intensidad donde se consume en forma parcial el material combustible, pueden suponer efectos positivos inmediatos, como el incremento de cationes disponibles para las plantas (Scheuner et al. 2004; Knoepp et al. 2005; Lázzari 2005; Brye 2006; Pereira et al. 2010). Esto muchas veces justifica el uso prescripto o deliberado del fuego (Giovannini et al. 1990b; Albanesi y Anriquez 2003).

Recientemente Cancelo-González et al. (2012) utilizaron los grados-hora como método para considerar la "cantidad" de calor provisto y caracterizar el impacto térmico en del suelo. Los resultados obtenidos en ensayos hasta 400°C mostraron una disminución continua de la capacidad de intercambio catiónico (CIC) y un incremento gradual de los cationes extraíbles con la temperatura, lo que se asociaría con la mineralización y la pérdida de sitios de intercambio de la materia orgánica. En ensayos de calentamiento sobre suelos de Córdoba (Argentina), Sacchi et al. (2015) encontraron un incremento del fósforo extractable y de la conductividad eléctrica a partir de los 200°C , la que reflejaría la liberación y solubilización de iones de la materia orgánica.

Esto puede conducir a rápidos cambios en los ciclos biogeoquímicos, los que a su vez puede producir cambios a largo plazo en la dinámica de los ecosistemas por pérdida de nutrientes en forma de escorrentía o por lixiviación (Carter y Foster 2004; Blake et al. 2007). Por otro lado, esos cationes, sus óxidos o las sales que se forman, juegan roles fundamentales en la agregación o en la dispersión de partículas del suelo; así por ejemplo un incremento de los cationes Ca^{2+} y Mg^{2+} o de sales de distintos cationes, inducirán procesos de floculación, en tanto una proporción elevada de Na^+ y probablemente de K^+ podrían generar procesos de dispersión y desagregación (Bohn et al. 1993).

El calentamiento del suelo tiene efectos diversos sobre el pH. Generalmente, el pH puede sufrir ligeros incrementos como producto de la combustión de la materia orgánica, del aporte de cationes, óxidos y carbonatos contenidos en las cenizas (Iglesias López et al. 1997; Badía y Martí 2003). Para que el incremento de pH sea notable, se requieren incendios de alta intensidad y severidad, temperaturas superiores a 450°C , donde se produce la liberación de grupos $-\text{OH}$ de las arcillas y se pueden llegar a formar óxidos e hidróxidos de K^+ , Na^+ y Mg^{2+} y carbonatos de Ca^{2+} (Giovannini 1994, 1997; Knicker 2007). Estos cambios suelen ser temporales y dependen del pH original del suelo, de la cantidad y composición química de las cenizas y de las lluvias post incendios, que ocasionan pérdidas de cationes por lixiviación y escurrimiento (Gil et al. 2010). Debe tenerse presente que la concentración relativa de iones H^+ y OH^- (es decir el pH) también juega un rol en los procesos de floculación o dispersión de coloides orgánicos y minerales, así como en la capacidad de intercambio catiónico dependiente del pH y en consecuencia de los procesos de agregación del suelo (Duchaufour 1970; Bohn et al. 1993).

3.1.2. Incidencia del fuego en la degradación física y la erosión de suelos

Una de las propiedades que caracteriza a los agregados del suelo es su grado de estabilidad, la cual se define como la capacidad de permanecer estables en el tiempo, resistiendo la acción de fuerzas mecánicas exógenas como las que causan la erosión por el agua y el viento (Dexter 1988). Debido a ello, la estabilidad es uno de los factores que

más fuertemente influyen en la erodabilidad del suelo. El primer factor que afecta negativamente la estabilidad estructural es la eliminación de la cubierta vegetal y la hojarasca, que tornan al suelo más vulnerable a los agentes externos, tales como la energía cinética de las gotas de lluvia. Los otros elementos que juegan son aquellos que actúan como agentes ligantes en los agregados, en particular la materia orgánica.

Si bien el calentamiento del suelo destruye la materia orgánica, los efectos en sus propiedades físicas dependen de las temperaturas alcanzadas durante y a posteriori del paso del fuego. Así, García-Corona et al. (2003), en ensayos de laboratorio sobre suelo rico en CO bajo vegetación de pinos, encontraron que a temperaturas entre 220 °C y 460 °C se produjo una fuerte desagregación, con desaparición casi total de los agregados mayores a 1 mm, y una disminución de la estabilidad de los agregados, lo que se relacionó con la combustión de la materia orgánica. Por el contrario Giovannini y Lucchesi (1997) encontraron que el calentamiento hasta 600 °C resultó en una disminución de la MOS pero en un incremento de la proporción de macroagregados. Por otro lado, también diversos autores han encontrado que la estabilidad al agua de los agregados del suelo aumenta con la temperatura, a pesar de la combustión de la materia orgánica. Ese incremento en la estabilidad de agregados inducido por el fuego sería máximo entre 220 °C y 460 °C, habiendo sido atribuido a la deshidratación de geles y a las transformaciones térmicas de los óxidos de hierro y aluminio que actuarían como cementantes inorgánicos de las partículas del suelo (Giovannini 1994; Six et al. 2004). Debido a que las partículas de óxidos de hierro son normalmente pequeñas y tienen una gran superficie específica con cargas tanto positivas como negativas, también juegan un rol sumamente importante en la agregación del suelo (Schaetzl y Thompson 2015).

Are et al. (2009) estudiaron el efecto del fuego en los microagregados de origen fecal depositados por lombrices en la superficie de suelos con contenido elevado de hierro y arcilla. Los resultados mostraron un incremento de la estabilidad de esos agregados, lo que disminuiría el efecto del impacto de gotas de lluvia, aunque otras propiedades físicas del suelo fueron afectadas negativamente como la tasa de infiltración, sortividad y conductividad hidráulica.

También la textura es un factor de importancia en la estabilidad de agregados, siendo los suelos limosos más sensibles al impacto de la lluvia y, en consecuencia, más susceptibles a la erosión (Darboux y Algayer 2013). Como se verá en el Capítulo 4, otro de los efectos habituales del fuego en el suelo es el incremento de las fracciones de limo y arena en detrimento de la arcilla, lo cual en algunas circunstancias podría jugar también en la erodabilidad de los suelos.

Un cambio concomitante con la modificación de los agregados sucede a nivel del espacio poral del suelo. La pérdida de agregación de la estructura del suelo reduce la porosidad del suelo y aumenta la densidad aparente (relación entre el volumen de poros y el volumen total de una muestra). Los poros del suelo se diferencian en función de su tamaño (macro y microporos), su morfología y distribución en el suelo (Morrás 2015).

Los macroporos permiten la transmisión de agua y aire, en tanto los microporos retienen el agua por capilaridad. El fuego y el calentamiento asociado puede modificar la estructura, afectando tanto la porosidad total como el tamaño de los poros en la superficie del suelo (DeBano et al. 2005). Blake et al. (2007) estudiaron las características y el comportamiento de agregados durante el transporte hídrico en una cuenca de captación de agua en Australia, encontrando que los agregados de suelos severamente quemados son más fácilmente transportados por el agua respecto a los suelos no quemados; esto sería debido a su menor resistencia a la dispersión asociada a su mayor densidad y menor porosidad, como consecuencia de la reducción de materia orgánica y a la contracción de la matriz de suelo.

Entre los cambios más particulares en el suelo atribuibles al efecto del fuego se encuentra la modificación de la infiltración y el movimiento del agua como consecuencia del aumento de la hidrofobicidad, la cual puede encontrarse tanto en suelos no quemados como quemados. En los primeros, la repelencia al agua es producida por la materia orgánica que cubre las partículas minerales; también los microorganismos y en particular los hongos que generan sustancias hidrofóbicas (Chenu y Cosentino 2011). En el caso de los suelos quemados, el mecanismo se relaciona con los gases producidos por la volatilización de sustancias orgánicas durante el incendio, que penetran en el suelo y se condensan en las partículas más frías subyacentes a algunos centímetros de profundidad, creando una capa hidrofóbica y paralela a la superficie del suelo (DeBano 2000). Los factores que juegan en el desarrollo de hidrofobicidad como consecuencia de los incendios son la severidad del fuego, el tipo y contenido de materia orgánica, el gradiente de temperatura en el suelo mineral, su textura, y el contenido de agua (DeBano et al. 2005). Diversos autores encontraron que el máximo de repelencia al agua se produce a temperaturas del suelo de alrededor de los 200 °C, y que esta prácticamente desaparece después de los 350 °C-450 °C (DeBano 2000; Francos et al. 2014).

El incremento de la hidrofobicidad disminuye el agua infiltrada en el suelo, pudiendo afectar el ciclo hidrológico local, a escala de varios cientos o miles de hectáreas. En un bosque de pinos en Israel, Ginsburg y Steinberger (2012) encontraron que la humedad del suelo continuaba siendo menor en las áreas quemadas, aún cuatro años después del incendio del bosque, e independientemente de la nueva cubierta vegetal.

La repelencia al agua que se genera por los incendios tiene también incidencia posterior en la modificación del efecto de impacto de las gotas de lluvia y en los procesos de erosión (DeBano 2000; DeBano et al. 2005). Además de disminuir la infiltración y el contenido de agua en el suelo y, en consecuencia, el agua disponible para las plantas (Blake et al. 2007), la capa formada por condensación de los gases impide que las raíces finas de las plantas penetren entre las partículas del suelo, dificultando el establecimiento de plantas, y causando la muerte de los individuos sobrevivientes al incendio (DeBano 1999; Shakesby y Doerr 2006).

3.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS E HIPÓTESIS ESPECÍFICAS

Escala a nivel de horizonte de suelo

Objetivo específico 1:

Evaluar los efectos de la recurrencia del fuego en las propiedades físicas y físico químicas del suelo.

Hipótesis específica 1:

Los efectos acumulativos de las quemadas sucesivas en suelo de Yungas producen aumento de la hidrofobicidad, de la estabilidad estructural de esos suelos y disminución de la tasa de infiltración.

Escala a nivel de Sitio

Objetivo específico 2:

Analizar la influencia de diferentes materiales combustibles sobre las propiedades físicas y químicas del suelo.

Hipótesis específica 2:

Al quemarse a mayor temperatura, el suelo bajo material leñoso tendrá mayor impacto en sus propiedades físicas y químicas que aquel suelo vecino quemado con material herbáceo. Ya que el tiempo de residencia del fuego, es sustancialmente mayor en el material leñoso que en el pastizal.

Escala a nivel de Ecosistema

Objetivo específico 3:

Comprender y explicar el impacto del fuego sobre las propiedades edáficas del suelo bajo clima y vegetación diferente.

Hipótesis específica 3:

El grado de tolerancia al choque térmico del ecosistema de Yungas es menor al ecosistema del Delta.

Predicción: Los tiempos de recuperación del suelo del Delta con ciclos de humedecimiento y secado regulares a lo largo del año (régimen de lluvias isohigro), mayor contenido de MOS y suelo menos desarrollado, son más cortos que los del suelo de la Yungas, que presentan periodos de estación seca y húmeda más marcados (régimen de lluvias monzónico), suelos más evolucionados y menos contenido de MOS.

3.3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.3.1. Demostración de Hipótesis

Se identificaron áreas vecinas cubiertas por el mismo suelo para cada sitio de estudio respectivamente y se tomaron muestras de suelo pertinentes a la demostración de cada hipótesis específica.

Para poner a prueba la **hipótesis específica 1**, en Yungas se identificaron sitios que no hayan sufrido el paso del fuego en los últimos años y sitios con diferentes veces de recurrencia del fuego según el esquema conceptual de trabajo planteado en el Capítulo 2, figura 2.3. Los resultados de las determinaciones analíticas físicas y químicas obtenidas se los correlacionó con el tipo de suelo, sitios incendiados, no incendiados, y antigüedad de incendios.

Para poner a prueba **Hipótesis específica 2** se evaluaron en forma comparativa determinaciones físicas, químicas y mineralógicas para, situaciones colindantes en el Delta de suelo bajo vegetación leñosa, quemados y sin quemar, y suelo bajo vegetación herbácea, quemados y sin quemar, respectivamente, según el esquema conceptual presentado en la figura 2.5 del Capítulo 2.

Para poner a prueba la **hipótesis específica 3** se evaluaron en forma comparativa los resultados obtenidos en las determinaciones a campo y en laboratorio de los dos ecosistemas YUNGAS vs DELTA.

Los análisis físicos y químicos de las muestras de suelo extraídas, se realizaron en base a los Procedimientos Técnicos de Laboratorio, proporcionados por el Laboratorio de Suelos del Instituto de Suelos del CIRN de INTA (PTLabIS). En consonancia con la literatura, como parámetros relevantes y representativos del impacto del fuego sobre las propiedades características del suelo, se determinaron:

1) Propiedades Químicas:

A cada muestra extraída se le realizaron 3 repeticiones para :carbono orgánico oxidable (CO_{ox}) y carbono orgánico oxidable de la fracción particulada (CO_{Pox}) según el método de Walkey y Black(1934) y el fraccionamiento por Cambardella y Elliott (1992), respectivamente, el pH (relación suelo:agua 1:2,5), capacidad de intercambio catiónico (CIC) y bases de cambio (BIC) (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ y K⁺) extracción con acetato de amonio (NH₄Ac) (SAMPLA 2004), contenido de fósforo extractable (Bray I) (P) y nitrógeno orgánico (Norg) (Kjeldahl 1883).

2) Propiedades físicas:

A cada muestra extraída se le realizaron 3 repeticiones para densidad aparente mediante el método del cilindro (DA) (Blake 1965), estabilidad estructural a través del diámetro medio ponderado (DMP) de acuerdo a los tres diferentes pre-tratamientos realizados sobre las muestra de suelo: humectación rápida por inmersión en agua, degradación mecánica con humectación en etanol y humectación lenta por capilaridad y sus valores promedios (Le Bissonnais 1996) y el contenido hídrico gravimétrico al momento del muestreo (CHg) por secado en estufa a 105°C .

Se utilizaron los infiltrómetros de disco a tensión para determinar las propiedades hidráulicas in situ. Se realizaron 5 repeticiones por cada sitio estudiado. Se determinó la conductividad hidráulica a saturación, la relación entre potencial mátrico y contenido hídrico, y la sortividad del suelo a tres tensiones diferentes de agua sin tensión, -3 cm y -6 cm. Las diferentes tensiones se utilizaron para determinar el tamaño, la distribución y la continuidad de la red de poros.

3.3.2. Análisis de los datos

En gabinete, se analizaron los resultados obtenidos para cada ecosistema, mediante modelos estadísticos, que permitan establecer si existe correlación entre los procesos edáficos post-incendio y los que ocurren a nivel de la vegetación y de la biota del suelo, identificando analogías y diferencias.

Por tratarse de ambientes diferentes, para cada una de la situaciones de estudio se analizaron los datos obtenidos para ambas profundidades (0-10 y 10-20 cm) por separado, de manera que las variables medidas logren mostrar con mayor grado de precisión las diferencias entre las situaciones de estudio.

El diseño de estudio siguió una organización de datos con estructura jerárquica, para obtener respuestas válidas a las hipótesis planteadas. Se propuso para ello modelos que aborden estas situaciones, su estimación y bondades relativas. Se cargó la información obtenida mediante las determinaciones en laboratorio y en campo en el programa estadístico Infostat/P (Di Rienzo et al. 2015) a través de análisis de Modelos lineales generalizados mixtos, con especificaciones del modelo en el módulo de R para su análisis e interpretación. Además, se realizaron gráficas en el programa Excel. Para una mejor comprensión, se presentaron los resultados en orden, partiendo de los efectos químicos y físicos en los sitios estudiados de la ecoregión de Yungas y del Delta.

Se realizaron pruebas de análisis multivariado con el propósito de conocer la estructura de las observaciones, su relación con las variables estudiadas y la sensibilidad que poseen para actuar como indicadores de calidad de suelo.

El Análisis de Componentes Principales (ACP) se utilizó como herramienta exploratoria del conjunto de datos. Esta técnica de la estadística multivariada sintetiza la información o reduce la dimensión (número de variables). En otros términos, ante un banco de datos con muchas variables, permite reducirlas a un menor número perdiendo la menor cantidad de información posible. Todo esto se aplica para determinar la existencia de diferencias entre los parámetros experimentales medidos y los distintos tratamientos establecidos (suelo sin quemar vs suelo quemado).

3.4. RESULTADOS

3.4.1. YUNGAS: efectos del fuego sobre las propiedades químicas y físicas

3.4.1.1. Observaciones a campo

En el trabajo de campo se observó que la presencia de mantillo forestal y la ausencia de cenizas fueron las principales diferencias visuales entre los tratamientos sin quemar, con respecto a los tratamientos del suelo quemado. Por otro lado, también se observaron diferencias en la cantidad de cenizas de color blanco grisáceo en la superficie del suelo entre los tratamientos pudiendo inferir que el incendio fue de alta severidad para los sitios una vez quemado y los quemados varias veces. (Figura 3.1 a, b, c).

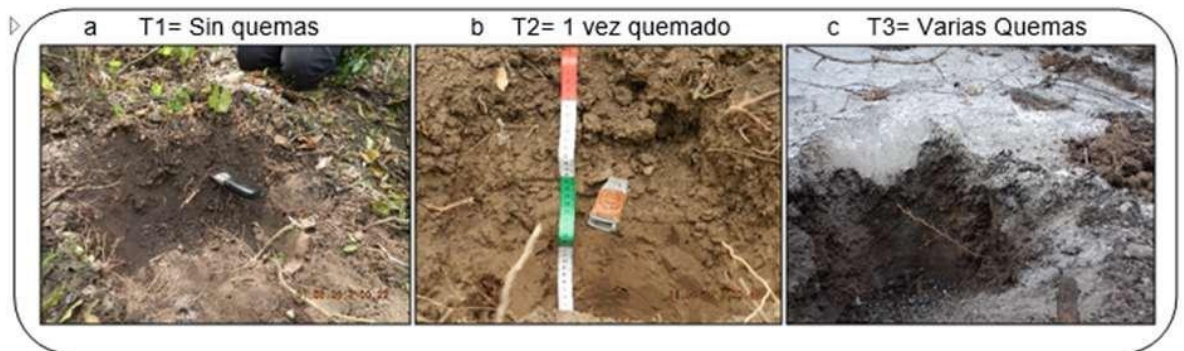


Figura 3. 1: Morfología del suelo de 0-20 cm de profundidad de los diferentes tratamientos en sitios de estudio de las Selva Pedemontana de Yungas-Jujuy.

Asimismo, si bien con las primeras lluvias ocurridas después de los incendios la recuperación de la vegetación herbácea es rápida, no es así con la leñosa, perdiéndose especies nativas, ya que los sitios son colonizados rápidamente por especies invasoras (Figura 3.2)

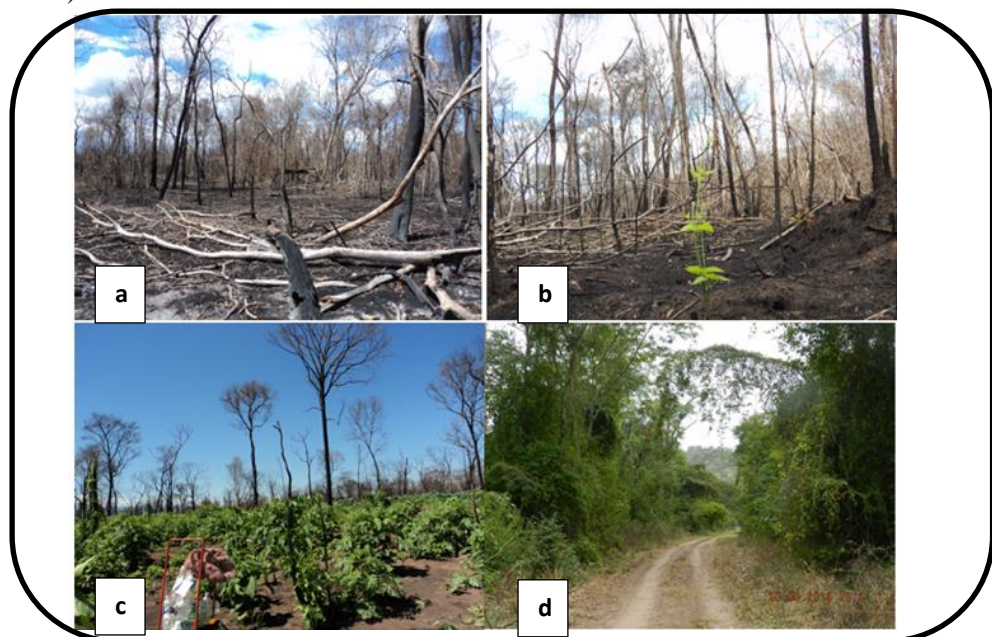


Figura 3.2: Comparación de la secuencia de la capacidad de regeneración de los sitios de estudios quemados vs los no quemados ubicados en la Selva Pedemontana de Yungas-Jujuy, partiendo de izquierda a derecha y de arriba hacia abajo, brotación de especies herbáceas y semi leñosas tras el primer evento de lluvia desde sitios recién quemados (a y b), a sitios quemados una sola vez (c) y sitios nunca quemados (d)

3.4.1.2. Propiedades químicas

3.4.1.2.1. Carbono , nitrógeno orgánico y fósforo extractable

Se observaron impactos significativos del fuego sobre el contenido de carbono en los primeros 20 cm de profundidad, con disminuciones significativas ($p < 0,05$) del contenido de COox en los sitios incendiados. Siendo: Sin quemar > 1 vez quemado > quemado varias veces. La disminución de COox fue similar en las dos profundidades de muestreo y su magnitud se correlacionó directamente con la cantidad de incendios

Como resultado, también disminuyó el stock de C en los primeros 20 cm No hubo diferencias importantes en el contenido de relación de la estratificación de carbono (REc), ni en la relación de estratificación de nitrógeno (REN) en las capas 0-10 cm y 10-20 cm, por lo que las relaciones de estratificación no fueron afectadas por el fuego.

De la misma manera el COpox presentó cambios significativos ($p < 0,05$) en ambas profundidades de los sitios quemados, disminuyendo su contenido (**Tabla 3.1**).

El Norg y el fósforo extractable (Bray I) no presentaron variaciones significativas con los efectos del fuego en ninguna de las dos profundidades estudiadas. La relación C/N disminuyó significativamente en los sitios quemados en la capa de 0-10 cm (**Tabla 3.1**).

Tabla 3.1: Valores promedios de carbono orgánico total (COox), carbono orgánico particulado (COpox), nitrógeno (N), C/N, Stock de C, Stock de N, REC, REN relación C/N, stock de Carbono, stock de nitrógeno y fósforo extractable (P).

Profundidad Tratamiento	COox (dag kg-1)		COpox (dag kg-1)		Norg (dag kg-1)		C/N		tn C/ha	tn N/ha	Rec	REN	P (mg/kg)	
	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-20 cm	0-20 cm	0-20 cm	0-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
Sin Quemar	3,08 c	2,39 b	0,86b	0,75b	0,23 a	0,40 a	13,37 b	5,975 a	3272,7 2 b	458,0 2 a	1,28 a	0,573 a	49,34 a	76,04 a
1 Vez Quemado	1,44 ab	1,4 ab	0,23a b	0,31a b	0,24 a	0,24 a	6,32a	5,56a	2393,0 ab	408,1 5 a	1,2 a	1,08 a	76,75 a	87,84 a
Quemado Varias Veces	1,04 a	1,01 a	0,07a	0,05a	0,35 a	0,21 a	2,97 a	4,81a	1740 a	451,7 a	1,19 a	1,7 a	70,18 a	80,43 a

^{abc} valores con la misma letra en cada columna no difieren significativamente entre ellos con $p < 0,05$

3.4.1.2.2. pH, CIC y Bases intercambiables

La **Tabla 3.2** muestra el impacto de niveles de fuego sobre la CIC y las bases del complejo de cambio. La CIC y BIC tuvieron diferencias significativas ($p < 0,05$). En las muestras del suelo de las zonas incendiadas se observó un importante aumento del valor de CIC respecto al suelo no quemado. El gradiente de cationes intercambiables siguió la misma tendencia en el suelo no quemado que en el suelo quemado ($Ca^{2+} > Mg^{2+} > Na^{+} > K^{+}$) en ambas capas estudiadas del suelo. Se destaca que el Ca^{2+} en ambas capas y el K^{+} y el Na^{+} en la capa 10-20 cm variaron significativamente. En cambio, el Mg^{2+} , y no varió entre tratamientos.

Tabla 3.2: Valores promedios de calcio, magnesio, sodio, potasio, fósforo extractable , Capacidad de intercambio catiónico y pH.

Profundidad Tratamiento	CIC Cmol(+) kg-1		Magnesio (Cmol(+) kg-1)		Sodio (Cmol(+) kg-1)		Potasio (Cmol(+) kg-1)		Calcio (Cmol(+) kg-1)		pH	
	0-10 cm	10-20cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20cm
Sin Quemar	11,69a	4,71a	5,9a	7,15a	0,85a	0,59a	0,73a	0,4a	30,77a	27,83a	6,66 a	6, 8a
1 Vez Quemado	11,84a	12,81b	5,35a	4,64a	0,92a	1,01b	0,69a	0,62ab	82,71b	76,34ab	6,58 a	6,89 a
Quemado Varias Veces	18,94b	13,24b	4,8a	4,53a	1,04a	0,91b	0,91a	0,75b	77,93b	207,11b	7,8 b	7,37 b

^{ab} valores con la misma letra en cada columna no difieren significativamente entre ellos con $p < 0,05$

Como resultado a este proceso de aumento de las bases de cambio, el pH tuvo un incremento estadísticamente significativo ($p < 0,05$) del orden de la unidad del suelo sin quemar al suelo quemado en ambas capas del suelo: Sin Quemar (6,6) < 1 vez quemado (6,8) < Quemado Varias Veces (7,8). Pasando de un suelo ligeramente ácido a uno ligeramente alcalino por efecto de CaCO_3 (Ver resultados capítulo 4) y la incorporación de cationes básicos a través de las cenizas (**Tabla 3.2**).

En la **Figura 3.3** se muestra como varía el pH en función del contenido de COox, en sitios quemados varias veces dentro de los primeros 20 cm de profundidad, evidenciando como disminuye el pH a medida que aumenta el contenido de COox. Esta variación de pH fue explicada en un 58,8% por la variación de COox.

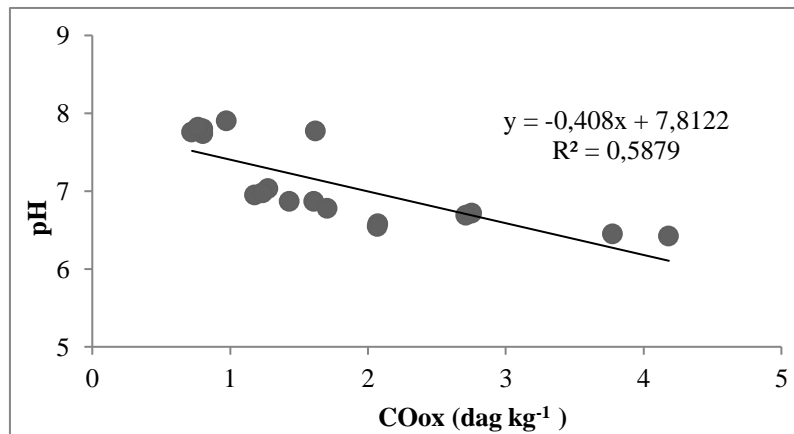


Figura 3.3: Regresión lineal de pH en función del COox de 0-20 cm de profundidad en sitios quemados varias veces. Los círculos representan los valores observados y la línea llena la recta de ajuste.

3.4.1.3 Propiedades Físicas

3.4.1.3.1. Densidad aparente y contenido hídrico

Los resultados mostraron que los tratamientos con quema incrementaron significativamente ($P < 0,05$) los valores de DA del suelo. Es interesante notar que la máxima DA fue observada en el suelo con una sola quema, en tanto el suelo quemado varias veces los valores de DA fueron intermedios entre el suelo sin quemar y suelo quemado 1 vez. Además, no hubo diferencias importantes de DA entre las capas 0-10 cm y 10-20 cm (**Tabla 3.3**).

Las variaciones de DA no estuvieron correlacionadas con las CHg, (datos no mostrados), lo cual descarta la ocurrencia de cambios volumétricos por expansión-contracción. En cambio, la variación de COox explicó un 60% de los cambios de DA a través de una función lineal (**Figura 3.4**).

Tabla 3.3: Valores promedios de densidad aparente (DA) y el contenido hídrico gravimétrico (CHg).				
Profundidad Tratamiento	DA (Mg.m ⁻³)		CHg(Kg.K ⁻¹)	
	0-10cm	10-20cm	0-10cm	10-20cm
Sin Quemar	0,89a	1,01a	0,13 b	0,12 b
1 Vez Quemado	1, 13b	1,15 a	0,07 a	0,08 a
Quemado Varias Veces	1, 21b	1,07a	0,11 ab	0,11 ab

^{ab}valores con la misma letra en cada columna no difieren significativamente entre ellos con $p < 0,05$

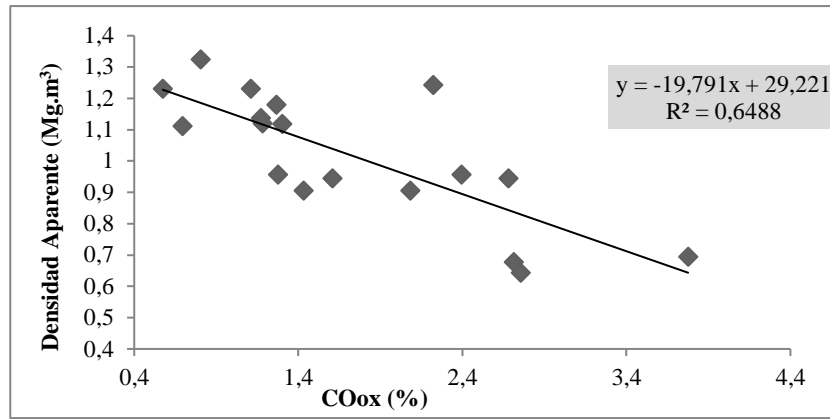


Figura 3.4: Regresión lineal del COox en función de la DA 0-20 cm de profundidad en sitios de estudio de las Selva Pedemontana de Yungas-Jujuy. Los círculos representan los valores observados y la línea llena la recta de ajuste.

3.4.1.3.2. Estabilidad estructural

Ninguna de sus formas de tests dirigidos a medir diferentes mecanismos de estabilidad estructural (humectación rápida por inmersión en agua, degradación mecánica y humectación por capilaridad) que permite la metodología de Le Bissonnaiss (1996) mostró diferencias atribuibles a las quemas (**Tabla 3.4**).

Tabla 3.4: Valores promedios del diámetro medio ponderado de los tres tratamientos según metodología de estabilidad estructural: Humectación rápida por inmersión en agua, Degradación mecánica con prehumectación en etanol (Hetanol) y Humectación lenta por capilaridad (Hlenta) y sus valores promedios (PromE).

	DMP (mm)							
	Hrápida		Hetanol		Hlenta		PromE	
Profundidad Tratamiento	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
Sin Quemar	1,71 a	1,1 a	2,19 a	1,44 a	2,89 a	2,48 a	2,26 a	1,67 a
1 Vez Quemado	1,56 a	1,09 a	2,02 a	1,57 a	2,95 a	2,74 a	2,18 a	1,8 a
Quemado Varias Veces	1,06 a	1,11 a	1,71 a	1,7 a	3,13 a	2,63 a	1,96 a	1,81 a

^a valores con la misma letra en cada columna no difieren significativamente entre ellos con p>0,05

Aunque los resultados de los tres tratamientos a menudo se correlacionan (**Tabla 3.4**), los diferentes resultados obtenidos para cada situación de estudio pueden indicar que el suelo analizado se comportan de manera diferente el uno del otro dependiendo de las condiciones ambientales. Tal es así que, de acuerdo a la **Tabla 3.5** propuesta por Le Bissonnaiss (1996), donde se muestran valores medios entre un rango de 0,8-1,3 mm de DMP de la partículas corresponde a suelo estable, pero que pueden sufrir escorrentía difusa y erosión según las variables climáticas y ambientales. Esto se puede aplicar a los sitios estudiados que sufrieron varias quemas donde su DMP es de 1,06 mm, de 0-10 cm de profundidad, y 1,11 mm, de 10-20 cm de profundidad respectivamente. Este riesgo se profundizaría principalmente ante las lluvias torrenciales estivales.

Tabla 3.5: Clases de estabilidad, formación de costras y la erosión sobre la base de los valores del diámetro medio ponderado (DMP). Adaptado de Le Bissonnaiss (1996).

DMP	Estabilidad	Escorrentía difusa y la erosión
<0,4 mm	Muy inestable	Riesgo significativo y constante en todas las condiciones topográficas
0,4-0,8 mm	Inestable	Riesgo frecuente en cualquier situación
0,8-1,3 mm	Bastante estable	Riesgo variable en función de los parámetros climáticos y topográficos
1,3-2,0 mm	Estable	riesgo limitado
>2,0 mm	Muy estables	Muy bajo riesgo

3.4.1.3.3. Infiltración y sortividad

Se observó en el suelo quemado una disminución de la velocidad de adsorción de agua durante el proceso de humedecimiento inicial (sortividad) (**Figura 3.5 a, b**).

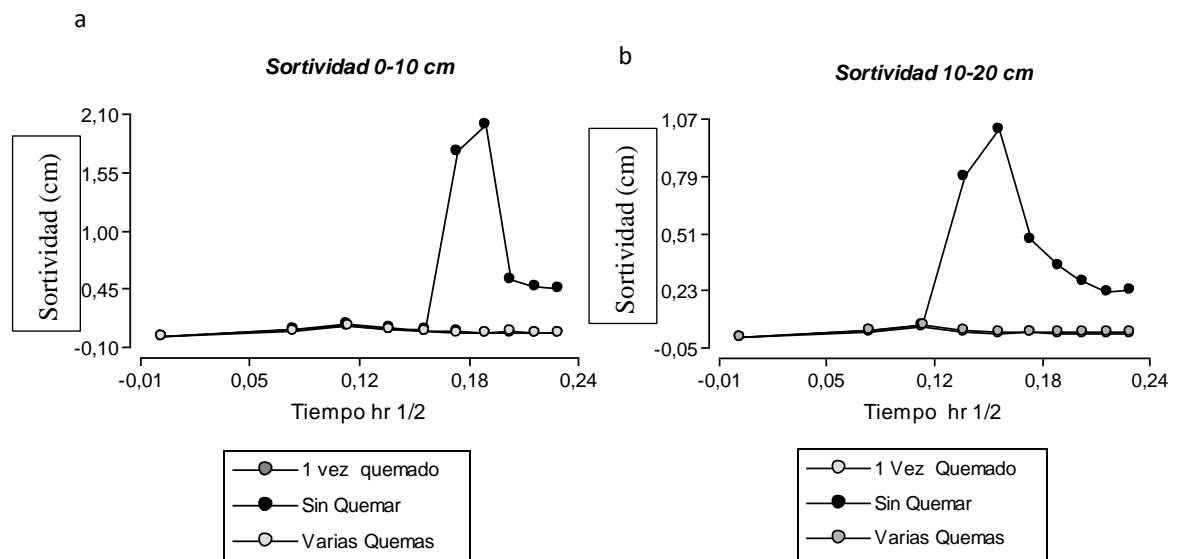


Figura 3.5 a y b: Variaciones de la sortividad en el suelo según los efectos del fuego a profundidades de 0-10 cm y de 10 a 20 cm.

La tasa de infiltración también fue menor y más lenta en el suelo quemado varias veces (Figura 3.6 a y b).

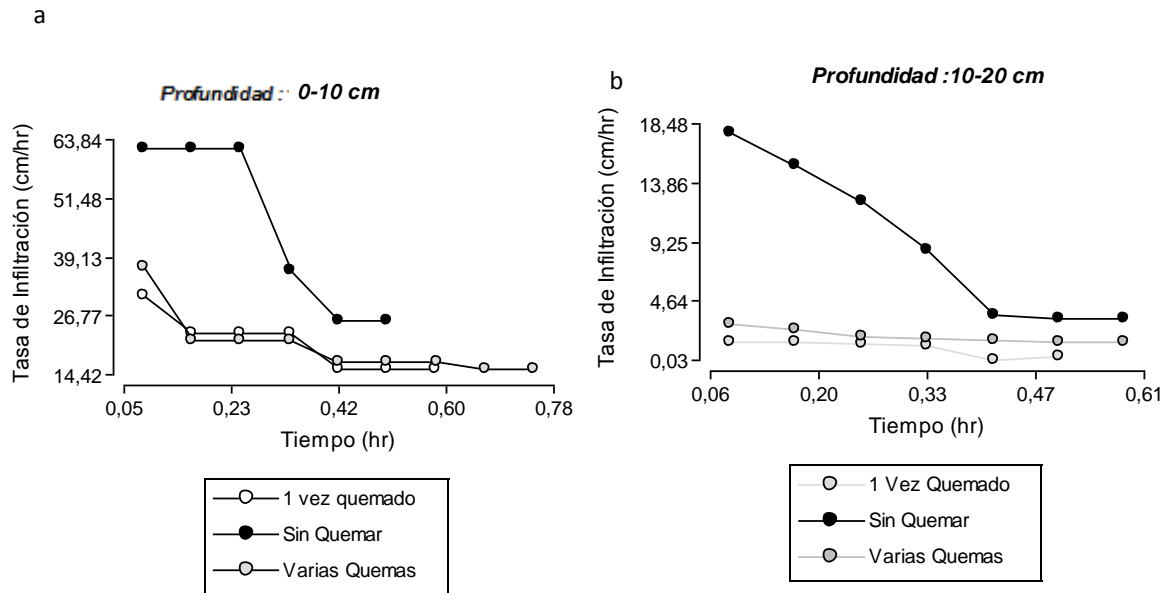


Figura 3.6 a y b: Variaciones de la infiltración en el suelo según los efectos del fuego a profundidades de 0-10 cm y de 10 a 20 cm.

La **Tabla 3.6** muestra las diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los tratamientos a diferentes tensiones, se evidencian una disminución de la infiltración en todas las tensiones atribuible a los efectos del fuego sobre el suelo.

Tabla 3.6: Valores promedio de infiltración a diferentes tensión de agua.

	Tensión de Agua cm		Tensión de agua 3 cm		Sin Tensión cm	
	0-10 cm	10-20 cm	0-10cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
Tratamiento	Infiltración (cm/h)					
Sin Quemar	15,8b	13,29b	15,85b	7,75ab	49,61b	10,85a
1 vez quemado	8,86 ^a	5,09 _a	16,61b	4,96a	21,96a	12,92a
Quemado Varias Veces	6,89 ^a	4,26a	4,65a	2,33b	17,23a	7,36 a

^{ab}valores con la misma letra en cada columna no difieren significativamente entre ellos con $p < 0,05$

Esto se pone en evidencia con la curvas de K saturación (Ksat) en función del tiempo, donde se observa que en el suelo quemado disminuye (**Figuras 3.7 a y b**).

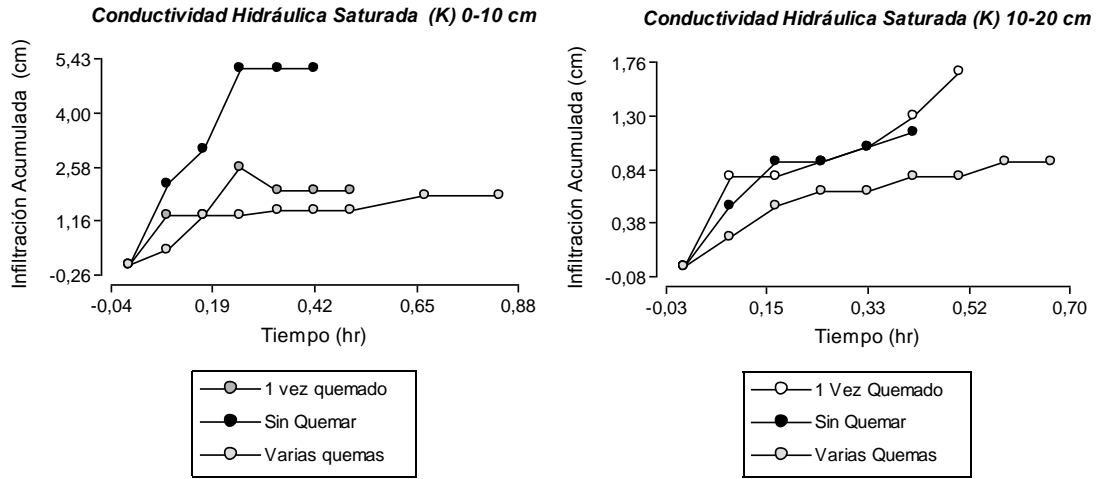


Figura 3.7 a y b: Conductividad hidráulica saturada (Ksat) en el suelo según los efectos del fuego a profundidades de 0-10 cm y de 10 a 20 cm.

La **Figura 3.8** describe la infiltración en función de la DA para un amplio rango de valores encontrados en los sitios seleccionados, que oscilan desde 0,9 a 1,51 Mg.m⁻³. Se observa que existe una relación inversa entre la infiltración y la DA.

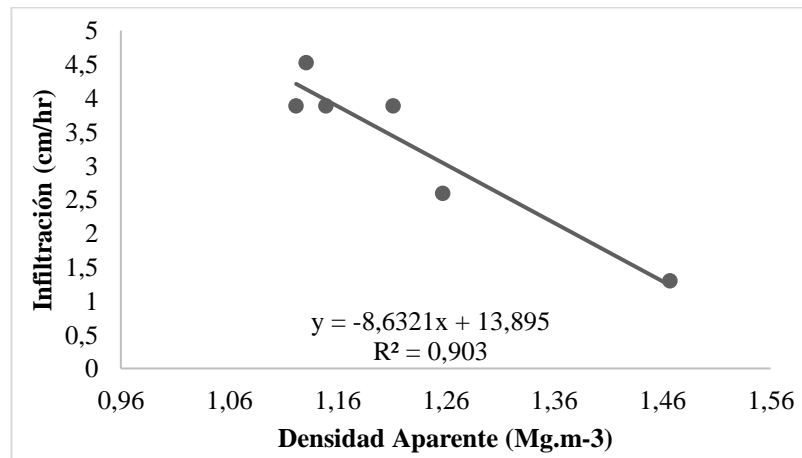


Figura 3.8 : Regresión lineal de la infiltración en función de la DA. Los círculos representan los valores observados y la línea llena la recta de ajuste.

Relacionando los datos obtenidos a diferentes tensiones con la **Tabla 3.7** propuesta por Gil (2001), se pone de manifiesto una disminución del espacio poral en general, macroporos, mesoporos y microporos. Las diferencias significativas entre los sitios quemados de los que no sufrieron el paso del fuego, muestran que a tensiones de agua de -6 cm hay una disminución de los microporos y a tensiones de agua de -3 cm disminuyen los mesoporos.

Tabla 3.7: Características funcionales del sistema poroso en relación al tamaño y estado de energía del agua extraída de Gil (2001).

Tipo de poro	Tamaño (μm)	Tensión de Agua(cm)	Función
Macroporos anchos	>50	<-1,8	Aireación, drenaje rápido
Macroporos estrechos	10-50	-1,8 a -2,5	Aireación, agua disponible, espacio para raíces de plantas disponibles
Mesoporos	0,2-10	-2,5 a -4,2	Agua disponible, espacio para microorganismos y plantas inferiores
Microporos	<0,2	>-4,2	Agua no disponible, espacio no accesible para biota

3.4.1.4. Análisis de componentes principales

El análisis de dos componentes principales (ACP) logró explicar la variabilidad en las variables estudiadas (**Tabla 3.8**). El CP1 explicó el mayor porcentaje (71,8%) y dentro de este componente las variables que presentaron mayor peso fueron COox, CIC, potasio, sodio, DA, y el pH. El CP2 explicó el 28,2% restante, con mayores valores para sodio, calcio y pH.

Tabla 3.8: Valores de Autovectores derivados del ACP.

Variables	CP1 (71,8%)	CP2(28,2%)
Calcio	-0,29	0,47
Magnesio	0,33	0,18
Sodio	-0,30	-0,40
Potasio	-0,33	0,12
<u>CIC</u>	<u>-0,33</u>	<u>-0,17</u>
DA	-0,31	-0,37
pH	-0,29	0,47
N	0,33	0,19
C/N	0,31	-0,38
COox	0,34	0,04
DA	-0,31	-0,37

El biplot derivado del ACP (**Figura 3.9**) indica que las variables estudiadas lograron discriminar entre las situaciones de estudio separando, principalmente, los sitios con quema de los que no sufrieron quema del suelo. Los sitios sin quema fueron los que presentaron mayores valores para el COox en las dos capas estudiadas. Se observaron también, diferencias en relación con los sitios con distinta frecuencia de quema, quedando en evidencia el aumento del pH, la DA y la disminución significativa de COox con varias quemadas, con aumentos de sodio, potasio y la CIC.

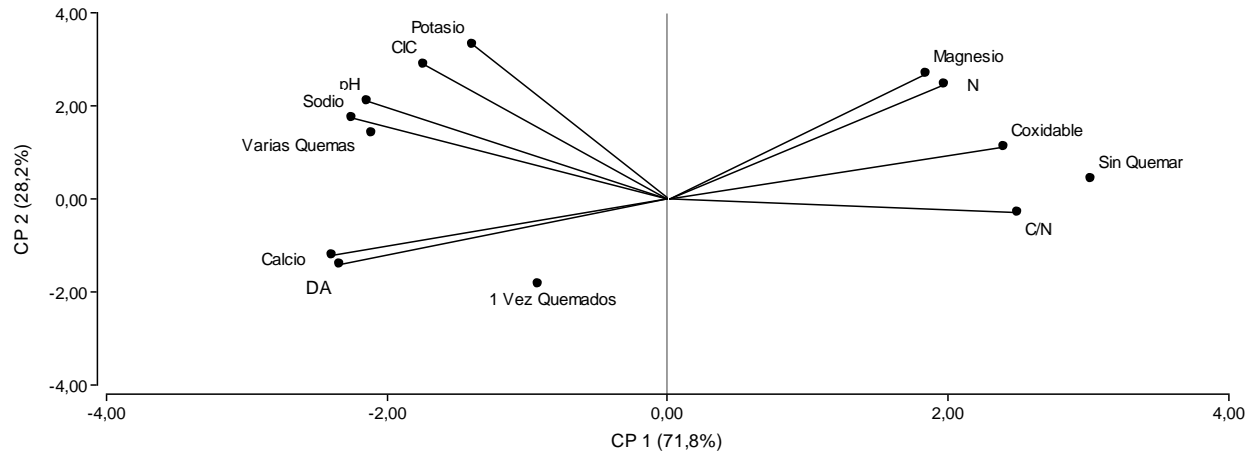


Figura 3.9: Gráfico de biplot de análisis de componentes principales.

3.4.2. DELTA :efectos del fuego sobre las propiedades químicas y físicas

3.4.2.1. Observaciones a campo

De la observación del suelo no surgieron diferencias visuales en los primeros 20 cm de profundidad entre las situaciones sin quemar respecto a quemadas (**Figura 3.10 a y b**).

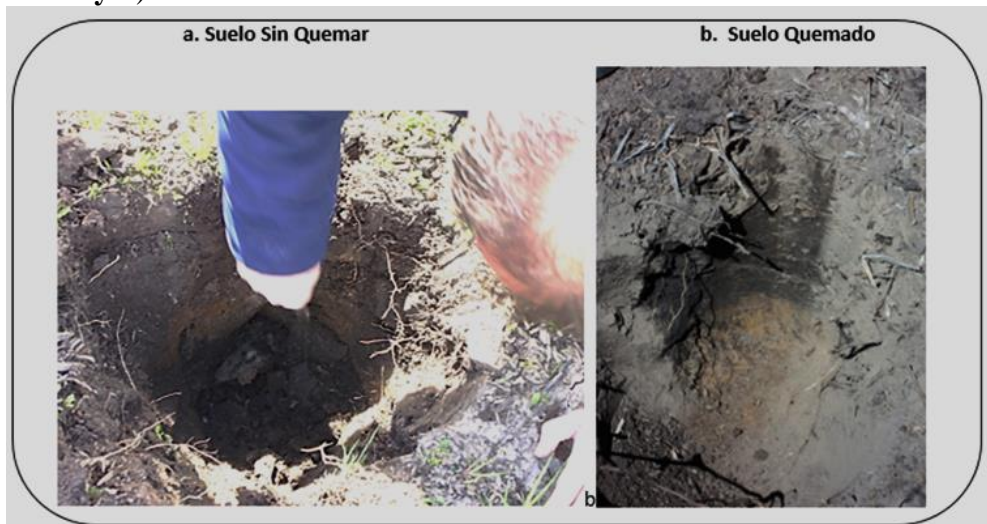


Figura 3.10 a y b: Imágenes fotográficas del suelo sin quemar (a) y del suelo quemado de 0-20 cm en el Delta Inferior del río Paraná.

Los sitios incendiados tuvieron una rápida recuperación de su cobertura vegetal (Figura 3.11 a, b y c)

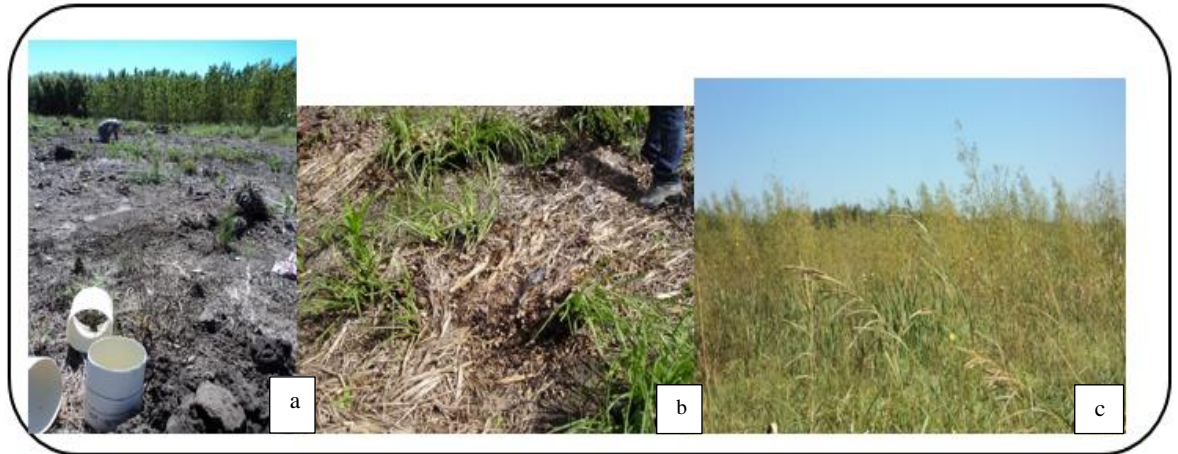


Figura 3.11 a,b y c: Fotos de los sitios de estudio del Delta Paraná con su capacidad de resiliencia en cobertura vegetal partiendo de sitios quemados.

3.4. 2.2. Propiedades químicas

3.4.2.2.1. Carbono y nitrógeno orgánico y fósforo extractable

No se observaron diferencias significativas atribuibles al fuego en CO_{ox}, CO_{Pox}, N y C/N, ni al material vegetal combustible.

El fósforo extractable presentó diferencias significativas ($p < 0,05$) en los sitios quemados bajo la vegetación herbácea y leñosa (**Tabla 3.9**).

Tabla 3.9: Valores promedios del contenido de carbono orgánico total (CO_{ox}), carbono orgánico particulado (CO_{Pox}), nitrógeno orgánico (N), la relación C/N y fósforo extractable (P).

	CO _{ox} (dag kg ⁻¹)		CO _{Pox} (dag kg ⁻¹)		N (dag kg ⁻¹)		C/N		P (mg/kg)	
	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
SQ- Herb	3,28 a	1,78a	0,47a	0a	0,57a	0,25a	5,67a	8,79a	8,1 b	11,61 b
Q- Herb	2,37 ^a	1,06a	0,08a	0,14b	0,4a	0,34ab	5,33a	6,44a	12,45 c	16,43 c
SQ- Leñ	3,21 ^a	0,82a	0,50a	0a	0,57a	0,61b	6,24a	8,85a	2,82 a	13,66 bc
Q- Leñ	2,4 a	1,10a	0,54a	0,26 ab	0,41a	0,17a	6,44a	7,94a	13,83 c	4,38 a

^{abc}valores con la misma letra en cada columna no difieren significativamente entre ellos con $p < 0,05$

3.4.2.2.2. pH, CIC y bases de cambio

El fuego causó aumentos significativos ($p < 0,05$) en la CIC entre varias quemas y sin quemar, en ambos tipos de vegetación. Estos cambios tuvieron lugar en la capa 0-20 cm (**Tabla 3.10**).

De las bases de cambio, el K⁺ fue afectado por el fuego en la capa 0-10 cm bajo vegetación herbácea y el Mg²⁺ en ambas capas bajo los dos tipos de vegetación. En cambio, el Ca²⁺ mostró algún tipo de variación en ambas capas y tipos de vegetación.

El Na⁺ aumentó significativamente del suelo sin quemar al suelo quemado bajo vegetación leñosa en las capas 0-10cm.

Los bajos valores originales de pH del suelo del Delta fueron aumentados significativamente ($p < 0,05$) por el fuego en ambas capas y con ambas vegetaciones.

Tabla 3.10: Valores promedios de calcio, magnesio, sodio, potasio, fósforo extractable, Capacidad de intercambio catiónico y pH.

	CIC (Cmol(+))kg ⁻¹		Magnesio (Cmol(+))kg ⁻¹		Sodio (Cmol(+))kg ⁻¹		Potasio (Cmol(+))kg ⁻¹		Calcio (Cmol(+))kg ⁻¹		pH	
	0-10 cm	10- 20cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10- 20cm
	SQ- Herb	27,93a	12,24a	3,84 a	3,8a	0,94 a	3,82b	0,26ab	0,22 a	15,58 b	12,86a	4,63a
Q-Herb	40,18 b	36,11 c	5,29 b	6,2 b	1,19 a	1,32a	0,52b	0,22 a	13,99 b	15,69 c	5,48c	5,07a
SQ-Leñ	18,79a	27,72b	3,69 a	3,56a	1,17a	0,98a	0,22 a	0,14a	13,99b	13,01b	4,63a	4,90a
Q-Leñ	40,79b	29,56bc	7,55 c	9,23 c	1,55b	2,14ab	0,22 a	0,14 a	10,62a	9,52 a	5,13b	5,17a

^{abc}valores con la misma letra en cada columna no difieren significativamente entre ellos con $p < 0,05$

De todo ello surge que el porcentaje de saturación con bases (V%), dentro de los primeros 20 cm de profundidad, no tuvo cambios significativos ($p < 0,05$) entre el suelo quemado y el suelo no quemado, siendo: Q-Leñ (19,06^a) = SQ-Leñ (19,95^a) Q-Herb (20,62^a) = SQ-Herb (20,99^a) (Figura 3.12).

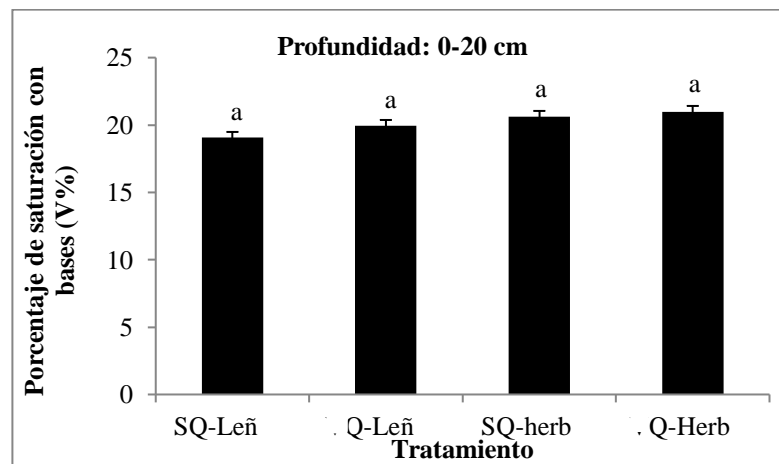


Figura 3.12: Promedio del porcentaje de saturación con bases de 0-20 cm de profundidad del suelo de los diferentes tratamientos en sitios de estudio del Delta. Las barras representan el error estándar. ^a valores con la misma letra en cada columna no difieren significativamente entre ellos con $p > 0,05$.

3.4.2.3. Propiedades físicas

3.4.2.3.1. Densidad aparente, contenido hídrico y cambios de volumen

Los resultados más relevantes encontrados en Delta se deben a la mineralogía expansible de las arcillas. Los valores de DA mostraron, en principio, un muy amplio rango de variación, y a su vez aumentos significativos ($p < 0,05$) entre el suelo sin quemar y el suelo quemado en leñosa capa 0-10 cm (Tabla 3.11). Del mismo modo, los valores hallados de CHg fueron a menudo muy elevados, por encima de saturación, y también mostraron impactos significativos ($p < 0,05$) del fuego. Estos amplios rangos de variación, tanto de DA como de CHg, sugirieron la posibilidad de que el suelo mostrase comportamiento expansible, lo cual fue evaluado a través de la relación entre ambas variables (Taboada y Lavado 1988).

Las variaciones de CHg explicaron una gran proporción de los cambios de DA. Esta presunción fue corroborada por la estrecha relación lineal hallada entre DA y CHg en ambas capas y bajo las dos vegetaciones (**Figura 3.13**).

	Tabla 3.11: Valores promedios de densidad aparente (DA) y contenido hídrico gravimétrico (CHg).			
	DA (Mg.m⁻³)		CHg(kg.kg⁻¹)	
	0-10cm	10-20cm	0-10cm	10-20cm
SQ-Herb	0,92a	1,25a	0,56a	0,34a
Q-Herb	1,029 b	1,31a	1,03b	0,73b
SQ-Leñ	0,82a	1,25a	0,56a	0,48a
Q-Leñ	1,39b	1,25a	0,76ab	0,46a

^{ab}valores con la misma letra en cada columna no difieren significativamente entre ellos con $p < 0,05$

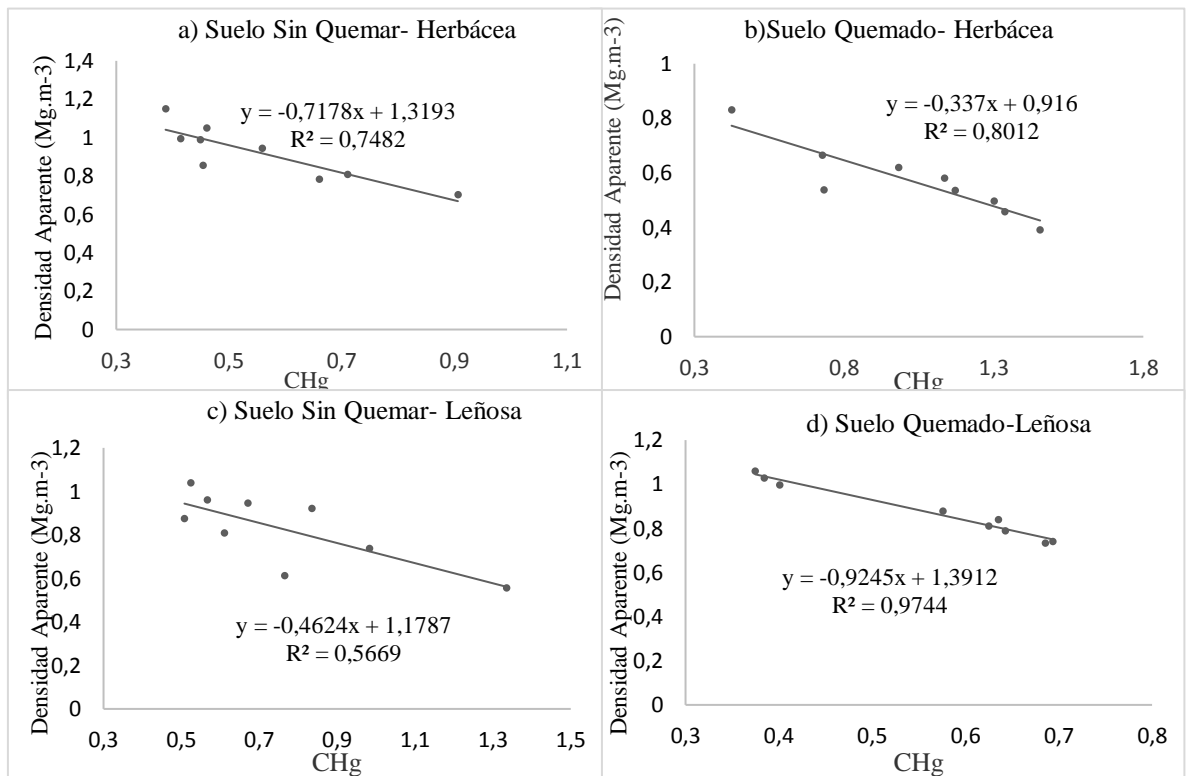


Figura 3.13 a,b,c y d: Regresión lineal de la relación entre la densidad aparente en función del CHg de los diferentes tratamientos en el Delta. Los círculos representan los valores observados y la línea llena los promedios de la recta de ajuste.

Las rectas ajustadas de variación de DA sobre CHg difirieron significativamente entre tratamientos. El principal efecto del fuego fue disminuir la pendiente de variación de DA, lo cual dio lugar a valores más altos de DA en el rango de menor humedad en los primeros 10 cm de profundidad en el tratamiento herbáceo de los sitios quemados, aumentando la DA del suelo sin quemar (0,92 Mg m⁻³) al suelo quemado (1,029 Mg m⁻³) (**Tabla 3.12**).

Tabla 3.12: Comparación de las regresiones lineales de DA (Mg m^{-3}) en función del CHg (kg.kg^{-1}).

Tratamiento	Intercepción	Pendiente	
SQ-Herb	1,3193	-0,7178	
Q-Herb	0,91597	-0,33702	
SQ-Leñ	1,17867	-0,46237	
Q-Leñ	1,39116	-0,92448	
		F	DF
Comparación de pendientes	3,42	3, 28	p
			0,0308

3.4.2.3.2. Estabilidad estructural

No se observaron diferencias significativas en el DMP de los agregados de los sitios quemados y sin quemar, para ningunos de los pre-tratamientos según la metodología de Le Bissonnaiss (1996), que son humectación rápida por inmersión en agua, degradación mecánica y humectación por capilaridad (**Tabla 3.13**).

De acuerdo a la **Tabla 3.5** propuesta por Le Bissonnaiss (1996), los valores medios del DMP de los sitios estudiados estarían entre 1,5 mm a 2,72 mm, lo que indicarían que son sitios estables a muy estables, con riesgo limitado a muy bajo riesgo de erosión.

Tabla 3. 13: Valores de diámetros medios ponderados DMP de agregados de todos los pre-tratamientos.

Cobertura Vegetal	Tratamiento	Profundidad	DMP (mm)
Herbácea	Sin quemar	0-10 cm	2,72a
	Sin Quemar	10-20 cm	1,63a
	Quemado	0-10 cm	2,14a
	Quemado	10-210 cm	2,17a
Leñosa	Sin Quemar	0-10 cm	2,17a
	Sin Quemar	10-20 cm	1,5a
	Quemado	0-10 cm	2,45a
	Quemado	10-210 cm	1,7a

^{ab}valores con la misma letra en cada columna no difieren significativamente entre ellos con $p > 0,05$

3.4.3. Análisis de componentes principales

El ACP mostró la existencia de diferencias entre el suelo sin quemar y el suelo quemado.

Con la utilización de dos componentes principales (CP) se logró explicar el cien por ciento de la variabilidad de los datos (**Tabla 3.14**), siendo la CP1 la que explicó el mayor porcentaje (55,5%). Dentro de esta componente las variables que presentaron mayor peso fueron: COox, CHg, Mg^{2+} , DA y pH. La CP2 explicó el 28,4% de la variación y presentó mayores valores para Ca^{2+} y Na^{+} .

Tabla 3.14 : Autovectores derivados del ACP.

Variables	CP 1(55,5%)	CP2 (28,4%)
COox	0,34	0,2
C/N	0,27	-0,23
Ca^{2+}	-0,02	0,43
Na^{+}	0,24	-0,41
Mg^{2+}	-0,38	-0,05
K^{+}	0,31	0,24
CIC	-0,07	0,36
CHg	0,32	0,29
DA	0,33	-0,28
pH	0,38	0,07

En la **Figura 3.14** se presenta el biplot derivado del ACP. El ACP logró discriminar entre las situaciones de estudio separando, principalmente, el suelo quemado del suelo sin quemar, principalmente para la vegetación herbácea. En función de la correlación estadística entre las variables analizadas y su posible selección como indicadores del comportamiento del suelo afectado pos incendios de vegetación, los contenidos de COox, pH, CHg y DA mostraron una elevada correlación positiva, siendo posible seleccionar para explicar la variabilidad de los sistemas edáficos estudiados por su sencillez en la determinación de laboratorio.

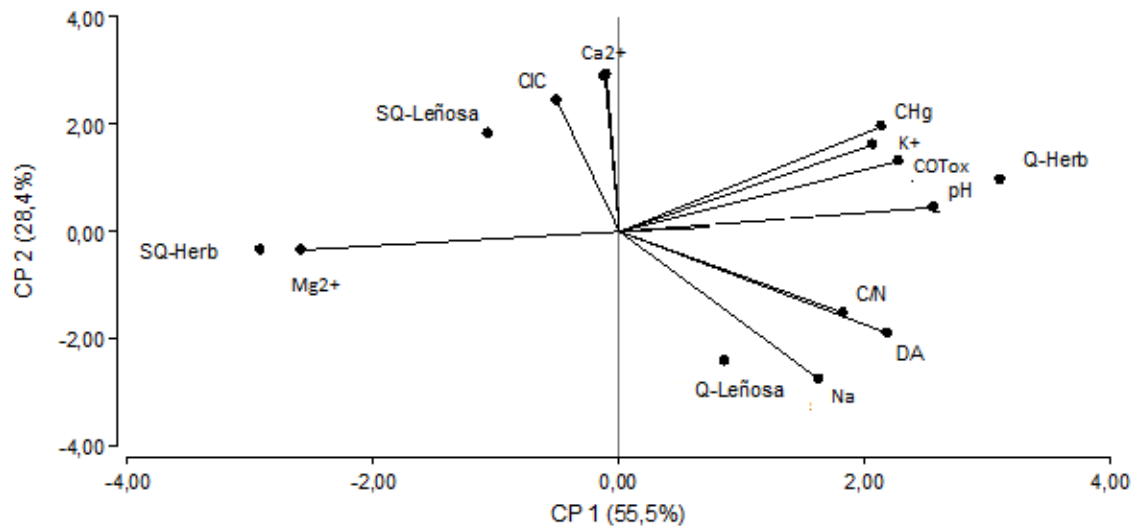


Figura 3.14: Gráfico de biplot de análisis de componentes principales.

3.4.4. YUNGAS vs DELTA: efectos comparativos del fuego sobre las propiedades químicas y físicas

En esta tesis se evaluaron los efectos del fuego sobre áreas con condiciones quasi-prístinas y áreas con diferente antigüedad de incendios, a través de la exploración de hipótesis particulares para cuatro escalas de heterogeneidad distintas.

Con el fin de poner de manifiesto en forma comparativa los parámetros alterados por el fuego en cada ecosistema, se elaboró la **Tabla 3.15**. Teniendo en cuenta que cada ecosistema representa un tipo de vegetación, suelo y clima contrastante.

En medidas generales para dichos sitios en esas situaciones de muestreo, se puede observar que:

En el Delta los efectos directos del incendio sobre el suelo no mostraron alteraciones significativas. Los efectos indirectos producidos por la desaparición de la cubierta vegetal y la deposición de las cenizas (no observadas a campo) como consecuencia de la combustión de la vegetación resultaron en un incremento en la CIC, en las bases intercambiables (Na^+ , Mg^{2+} y K^+) y el pH.

En lo que respecta a Yungas, los efectos del fuego son más visibles en los sitios estudiados, donde las llamas alcanzaron grandes intensidades y se notaron los cambios motorizados por la deposición de las cenizas producto de la combustión de los vegetales, produciéndose modificaciones directas en: el COox, el COPox, la CIC, el pH, la DA, la hidrofobicidad y la textura (Ver Capítulo 4), resultando ser cambios irreversibles.

Tabla 3.15: Comparación de los valores promedios de los principales efectos del fuego en los ecosistemas estudiados.

Parámetro	Yungas		Delta		
	Sin Quemar	Quemado	Sin Quemar	Quemado	
Cenizas	gran cantidad		no se observaron		
COox (dag kg ⁻¹)	3,08 c	1,04 a	No hubo diferencias significativas		
COPOx (dag kg ⁻¹)	0,86b	0,07a			
Norg (dag kg ⁻¹)	0,23 a	0,35 a			
C/N	13,37b	2,97 a			
P (ppm)	49,34a	70,18a	5,46 ^a	13,83b	
pH	6,66 a	7,8 b	4,63 ^a	5,48c	
CIC	11,69a	18,94b	27,93 ^a	40,18 b	
BIC	Ca	30,77a	77,93b	No hubo diferencias significativas	
	Mg	5,9a	4,8a	3,84 a	5,29 b
	Na	0,59a	0,91b	1,17 ^a	1,55b
	K	no hubo diferencias significativas			
DA (Mg m ⁻³)	0,80a	1,21b	cambios de volumen		
Estabilidad	no hubo diferencias significativas		no hubo diferencias significativas		
Textura (dag kg ⁻¹)	Acilla	hubo diferencias significativas		no hubo diferencias significativas	
	Limo				
	Arena				
Infiltración (mm h ⁻¹)	49,61b	17,23a	no se determinó a campo		
^{abc} valores con la misma letra en cada columna no difieren significativamente entre ellos con p<0,05					

3.5. DISCUSIÓN

Los principales impactos del fuego sobre el suelo se circunscriben a generar cambios en las propiedades químicas, con efectos que dependen de la severidad y duración del fuego y de las temperaturas alcanzadas (Giovannini 1988; DeBano y Neary 2005; Neary et al. 2005d; Gil et al. 2010; Bento-Gonçalves et al. 2012). La penetración del calor en el perfil del suelo depende de la duración del incendio, aunque pueden alcanzarse temperaturas de 350 °C-450 °C a 2 cm, 150 °C-300 °C a 3 cm y 100 °C o menos a 5 cm.

En general, el calentamiento no afecta al suelo a más de 7-10 cm de profundidad (Keeley 2009; Carballas- Fernández 2003; Bento-Gonçalves et al. 2012). En la presente tesis, la deposición de ceniza blanca en la superficie del suelo de Yungas-Jujuy (Figura 3.1 y 3.2) indica que hubo en este lugar una combustión total del material vegetal, lo cual sugiere que se alcanzaron en superficie temperaturas entre 500 °C y 700 °C (Carballas- Fernández 2003). Estos valores son muy superiores a la temperatura de ignición de los materiales orgánicos comunes de hallar en el suelo (DeBano et al. 2005).

El impacto más notorio en las propiedades edáficas aquí estudiadas como consecuencia de los incendios forestales en Yungas-Jujuy se manifestó en el contenido de COox del suelo (**Tabla 3.1**). Los resultados muestran una disminución abrupta del COox luego de un solo evento de fuego a casi la mitad del contenido existente en el suelo no quemado. En los sitios quemados varias veces el contenido de COox disminuyó algo más, aunque en una proporción menor, reduciéndose a un nivel cercano al 1%. Por otro lado, la combustión y disminución de COox se produjo en los dos niveles estudiados (0 a 20 cm), aunque la disminución fue claramente mayor en el nivel más superficial (entre 0-10cm), con lo que el contenido de COox total quedó en cantidad similar en toda la profundidad de estudio. En consecuencia, la disminución de CO observada en el suelo quemado de Yungas indicaría que los incendios allí ocurridos habrían sido de elevada

intensidad y severidad, no así para el suelo del Delta. Por lo tanto, podría ser usado como un indicador temprano capaz de detectar los cambios producidos por los diferentes efectos del fuego.

Generalmente, la respuesta inmediata del Norg del suelo al calor consiste en una disminución de este por pérdidas por volatilización. El N es uno de los elementos que más fácilmente se volatiliza (Bodi et al. 2012). En los suelos del Delta y de Yungas no se perdió Norg durante la combustión, lo cual coincide con lo encontrado por otros autores (Giovannini et al. 1990b; Gimeno-García et al. 2000).

En los suelos en donde hay mayores pérdidas de COox que se pierde por combustión tras el incendio, se ha observado un importante descenso tanto en la CIC como en el contenido en cationes cambiables. Este descenso puede ser explicado fácilmente por la combustión de materia orgánica, como ha sido explicado por Prieto-Fernandez et al. (1993) y Carballas-Fernández et al. (2009). Pero, por el contrario, el aporte de las cenizas puede provocar incrementos del pH y CIC, como se aprecian en los resultados obtenidos tanto en Las Yungas como en el Delta (**Tabla 3.2 y 3.10**) (Knoepp et al. 2005; Hepper et al. 2008).

En el caso aquí estudiado, se evaluó el impacto del fuego sobre las propiedades físicas, en primer lugar a través de la DA del suelo. Los datos aquí obtenidos muestran un incremento de la DA, lo que indica una disminución de la porosidad del suelo en toda la profundidad evaluada, probablemente resultante de una modificación de la agregación (Dexter 1988). El efecto de incendios forestales en la agregación del suelo ha sido estudiado por diversos autores, con resultados muchas veces contradictorios (Guerrero et al. 2001; Mataix-Solera et al. 2010). Se conoce que la quema puede tener como consecuencia el aumento en la DA por la disminución del volumen total de poros, ya sea por colapso de los agregados del suelo al degradarse la fracción orgánica y/o por la obstrucción de los poros por las cenizas liberadas por la combustión del material vegetal (Are et al. 2009; Giovannini et al. 1988; Certini 2005). También Six et al. 2004 han señalado que el calentamiento a temperaturas entre 220 °C y 460 °C, provoca la combustión de algunos agentes de cementación del suelo debilitando los mecanismos biológicos de estabilización de agregados e induciendo a la formación de macroagregados. En consecuencia, la modificación de la estructura y porosidad reflejada por la DA, que además se manifiesta en toda la profundidad estudiada del suelo, estaría también indicando que la intensidad del fuego en los incendios de este sector de selva de Yungas ha sido elevada.

La asociación significativa entre la DA y el COox (**Figura 3.4**) indica que fue esta variable la que manejó los cambios de densidad, y así el estado de compactación del suelo (Gupta y Allmaras 1987). Esos cambios de C orgánico pudieron estar causados por la quema de compuestos vegetales parcialmente descompuestos, como lo evidencia la disminución de los porcentajes de COox (**Tabla 3.1**).

En el presente caso, se ha elegido el pH del suelo como un parámetro que integra y refleja varias propiedades físico-químicas y químicas de los suelos. Los resultados han mostrado así un incremento del pH, mínimo en el suelo con una quema, pero marcado en el suelo quemado varias veces. Este resultado se integra a la idea general que establece que el incremento de los valores de pH que se observa después del incendio se debe a la liberación de cationes básicos debido a la combustión de la materia orgánica y restos vegetales que se depositan en la superficie del suelo en forma de cenizas (Christensen y Muller 1975). Ulery et al. (1993) proponen la pérdida de ácidos orgánicos durante el incendio y el predominio de hidróxidos y carbonatos de metales alcalinos en las cenizas como algunas de las razones para el incremento de pH. En general se considera que el incremento de pH y, consecuentemente, el aumento de cationes básicos son

proporcionales a la intensidad del incendio (De Ronde 1990), de forma que cambios de poca magnitud indicarían incendios de baja intensidad (DeBano y Conrad 1978; Díaz-Fierros et al. 1982; Stednick et al. 1982; Wilbur y Christensen 1983).

En los casos en los que la intensidad es alta, y se produce una gran combustión de la MOS, el pH del suelo puede llegar a aumentar bastante (Ulery et al. 1995) debido, fundamentalmente a la pérdida de grupos -OH resultantes de la desnaturalización de los minerales de la arcilla y a la formación de óxidos (Giovannini 1990). Chandler et al. (1983) atribuyen el incremento de pH tras el incendio no solo a la intensidad del fuego sino también a las características del suelo. Giovannini et al. (1988) consideran que para el incremento del pH sea notable, se requieren temperaturas superiores a los 450 °C durante el incendio. Badía y Martí (2003) comprobaron que el calentamiento del suelo a 200°C provocaba un descenso del pH, aunque cuando la temperatura alcanzaba los 500°C lo aumentaba. En coincidencia con estos antecedentes, en el caso estudiado en Las Yungas aparece también evidente el efecto de las cenizas en el incremento del pH del suelo quemado varias veces, por otro lado, este resultado estaría también indicando que la temperatura del incendio fue elevada.

En función de la correlación estadística entre las variables analizadas y su posible selección como indicadoras del comportamiento de los suelos afectados por incendios de vegetación, los contenidos de CO_x, el pH y la DA mostraron una elevada correlación positiva, siendo posible seleccionarlos como predictores de deterioro por su sencillez en la determinación de laboratorio.

Llamativamente, pese a que la porosidad edáfica (o la DA) fue afectada por el fuego, no sucedió lo mismo con la estabilidad estructural, la cual no sufrió cambios apreciables. Estos resultados no son extraños de hallar y concuerdan con los obtenidos por Guerrero et al. (2001), quienes estudiaron la estabilidad de agregados mediante simulación de lluvia en ensayos de campo y laboratorio con suelos poco desarrollados de diferentes texturas calentados a diferentes temperaturas. Estos autores encontraron una disminución del contenido de CO, pero un incremento de la estabilidad de agregados, lo cual sería debido a la fusión de componentes de la fracción mineral generando cementación de partículas. Estos mismos autores señalan que los suelos afectados por el fuego pueden estar muy degradados, con disminución del contenido de MOS y de la actividad microbiana, pero pueden tener muy elevada estabilidad estructural. Pese a ello, estos agregados no contribuirían a una buena estructura, a un adecuado comportamiento hidrofísico y a la fertilidad del suelo.

Se observó la disminución del contenido hídrico en suelos quemados (**Tabla 3.3**). Esta disminución se da probablemente por un efecto del aumento de la hidrofobicidad en el suelo quemado, por la repelencia al agua, reflejando resultados similares encontrados por otros autores (DeBanno et al. 1999; Francos et al. 2014). La duración de la hidrofobicidad es variable, de días o años, dependiendo de la severidad de los incendios (DeBano 2000). Un aspecto positivo de la hidrofobicidad en suelo no quemado y quemado es su rol estabilizante de agregados, pues constituye uno de los mecanismos que aumentan la estabilidad y resistencia a la desintegración de los agregados, ya que limita los fenómenos de estallido en agua por aumento de presiones de aire atrapado (Díaz-Fierros et al. 1987; Cosentino et al. 2006; Chenu y Cosentino 2011). Gordillo-Rivero et al. (2013) hallaron que la hidrofobicidad disminuyó progresivamente en las fracciones de tamaño de agregados más gruesas hasta alcanzar los valores iniciales seis años después del fuego. Sin embargo, se mantuvo constante la proporción de muestras hidrofóbicas en la fracción más fina (0,25-0,5 mm).

Este proceso de repelencia al agua es controlado por muchos factores, uno de los cuales es el ordenamiento de los agregados o estructura, y otro es la conductividad

hidráulica saturada, la que también tiende a disminuir con mayor rapidez en el suelo afectado por el fuego, mostrando así un mayor grado de hidrofobicidad. Se puede estimar que en el suelo incendiado hay una reducción del movimiento de agua a través del medio poroso, posiblemente por taponamientos de poros por las cenizas o por colapso de la estructura órgano mineral. El flujo que circula es proporcional al diámetro de los poros, el cual disminuye en suelos incendiados, como lo demuestra el aumento observado de DA (**Tabla 3.3**).

La relación entre la capacidad de almacenaje y el movimiento del agua en el suelo, con la porosidad es evidente y fundamental. Sin embargo no es solamente la cantidad total de poros en el sólido lo que define el comportamiento hídrico del suelo, sino también y en muchos casos de manera predominante, las características específicas del sistema poral, en términos de forma, tamaño y distribución (Gil. 2001). Las diferentes tensiones de aplicación de agua en la superficie del suelo permitieron excluir poros de distintos diámetros del proceso de infiltración de agua en el suelo, encontrando una disminución en los microporos y mesoporos en Las Yungas.

El resultado más relevante encontrado en el Delta son las variaciones de CHg, las cuales explicaron una gran proporción de los cambios de DA (**Figura 3.13**). Estos cambios son esperables en suelos de mineralogía expansible como los hallados en el Delta (Mc Garry y Daniels 1987), aunque también fueron hallados en suelos no vertisólicos (Taboada y Lavado 2006). El principal efecto del fuego fue disminuir la pendiente de variación de DA, o sea que hizo al suelo menos expansible, lo cual dio lugar a valores más altos de DA en el rango de menor humedad. Es probable que el contenido de sodio de las cenizas haya jugado un rol en este cambio de expansibilidad (Parker et al. 1982).

Puesto que cada región o ecosistema posee un régimen de fuego particular, que está dado por las características de ese hábitat que influyen el potencial de producción del material vegetal, esencialmente clima y suelos (Seidl et al. 2011; Kunst et al. 2011), el efecto del fuego es sitio específico. Debido a ello, la capacidad de regeneración de los sitios quemados en el Delta es alta, más que nada por los ciclos de secado y humedecimientos constantes y la rápida recuperación de la cobertura herbácea.

Esto se debe posiblemente porque el crecimiento de las plantas en los humedales se ve afectado por la dinámica de la napa de agua, observándose acumulación/crecimiento casi nulo durante inundaciones. El alto contenido de agua del combustible en pie (> 200 %) y el bajo porcentaje de materia seca del tejido permiten inferir que el combustible que propaga el fuego es el ‘mantillo’, es decir los residuos acumulados durante varios años. El alto contenido de humedad del combustible vegetal y del suelo, determinan que en el momento del incendio la velocidad de propagación del fuego fue alta, lo que supuso un tiempo de residencia de las llamas relativamente bajo, y que la intensidad de los fuegos sería mediana (longitud de llama ≈ 2 m) (Kunst et al. 2013).

De acuerdo con (Hardesty et al. 2005 y Myers 2006), los ecosistemas pueden ser clasificados en términos de su relación con las características del régimen del fuego (combustibles, inflamabilidad, igniciones y condiciones de propagación del fuego), en este sentido, clasifican a los humedales como ecosistemas dependientes del fuego, donde las especies han evolucionado en presencia del fuego y forman parte de un proceso esencial para conservar la biodiversidad.

Por consiguiente, los autores mencionados anteriormente, clasifican a los bosque subtropicales como ecosistemas sensibles al fuego ya que la mayoría de las especies no ha evolucionado en presencia del fuego, pudiendo llegar a tener un amplio impacto negativo sobre la biodiversidad por introducirse fuego ecológicamente inadecuado o crear un ciclo de retroalimentación negativa, volviéndolos más sensibles al fuego en el futuro y degradando rápidamente los ecosistemas forestales más intactos. Este riesgo se ve

magnificado en la actualidad, en Yungas por la introducción de especies herbáceas exóticas de alta productividad de biomasa (por ejemplo pasto elefante y gatton panic), que espontáneamente colonizan el interior del bosque y al secarse generan condiciones de óptima combustibilidad (Brown y Malizia 2004).

3.6.CONCLUSIONES

Estos resultados muestran un rol primordial del fuego sobre la variación de las propiedades físicas, químicas y mineralógicas en el suelo de ambas regiones, aunque con procesos de diferente naturaleza.

Los resultados obtenidos han mostrado una disminución muy importante del COox, COPox y un incremento de la CIC, DA, pH y la hidrofobicidad, atribuibles a la quema.

Se acepta parcialmente la hipótesis de la existencia de efectos acumulativos de quemadas sucesivas en el suelo de Yungas. Si bien se comprobó un aumento de la hidrofobicidad y disminución de la tasa de infiltración, la estabilidad estructural no sufrió las modificaciones esperadas a causa de los incendios.

Las variables COox, COPox, DA y pH son frecuentemente utilizadas en el estudio del efecto de los incendios de vegetación en el suelo, y en este capítulo han mostrado también su sensibilidad como indicadores de esos eventos.

En términos generales no hubo diferencias entre suelo bajo vegetación herbácea y leñosa. Los cambios más notables en el suelo del Delta surgen del carácter expansible de este suelo, en los cuales el fuego afectó la magnitud de los cambios volumétricos. Este resultado es bastante interesante por su originalidad.

A partir de la falta de efectos importantes, puede presumirse que la capacidad de regeneración de los sitios incendiados en el Delta es más alta que en Yungas, donde los cambios podrían ser irreversibles. Esta diferencia entre sitios confirma el carácter sitio-específico del efecto del fuego.

Capítulo 4
CAMBIOS MINERALÓGICOS Y MORFOLÓGICOS

4.1. INTRODUCCIÓN

La estructura del suelo es una de sus propiedades físicas más importantes, y resulta en primer lugar de la organización de las partículas minerales y orgánicas constituyentes de la matriz en unidades más complejas denominadas agregados (Dexter 1988). Al mismo tiempo, la unión de las partículas sólidas genera la formación de espacios vacíos –el espacio poral- de importancia fundamental en el ciclo del agua y en los procesos biológicos. En otros términos la estructura del suelo se define por las características de ambas fases –agregados y poros- las que pueden ser descriptas en términos de forma, estabilidad y resiliencia (Kay y Angers 2001; Morrás 2015).

Los agregados formados en el suelo y sus características son dependientes del contenido total de materia orgánica, de ciertos compuestos orgánicos -en particular polisacáridos- producidos por la microflora y por exudados de raíces, de la proporción y tipo de arcilla, de la presencia de elementos ligantes tales como el carbonato de calcio y los oxihidróxidos de Fe y Al, de la proporción de iones Ca^{2+} en el complejo de intercambio, etc. (Velde y Barré 2010; Gobat y Le Bayon 2013). Por su parte, la formación de poros, además de los procesos de expansión-contracción y de la agregación inducida por componentes orgánicos e inorgánicos, también es función del desarrollo de raíces y de la actividad de la fauna del suelo.

Correlativamente, otras propiedades físicas del suelo, en particular aquellas relacionadas con la capacidad de retención y la dinámica del agua, están influenciadas por el estado de agregación y por las características del espacio poral. En consecuencia, las modificaciones causadas por el fuego en la composición química y biológica del suelo tienen también un efecto directo en sus propiedades físicas e hídricas, en la disponibilidad de agua para las plantas y aún en los procesos con impacto ambiental que pudieran derivarse por incrementos de la escorrentía y la erosión.

4.1.1. Efectos del fuego en la fracción inorgánica del suelo

Las temperaturas elevadas como las producidas por los incendios de vegetación afectan no sólo a la materia orgánica y los organismos biológicos del suelo, sino también a los minerales que lo constituyen, a través de efectos y modificaciones de diverso tipo.

Es conveniente mencionar que existe al menos dos clasificaciones de combustibles usadas y estandarizadas en todo el mundo. Una es la estadounidense que divide los combustibles en el “time lag” (o tiempo de retardo) que es el tiempo que tarda un combustible en alcanzar el 63,2 % de la humedad del ambiente que los rodea. De esta manera se clasifican en combustibles de 1 hora, de 10 h de 100 h y de mil horas (Cochrane y Ryan 2009)

Esto correspondería en la clasificación canadiense a combustible finos, medianos y gruesos (Canadian Interagency Forest Fire Centre, 2002. Glossary of forest fire management terms). Pues el grado de severidad no solo tiene que ver con el tamaño de los combustibles, sino con su grado de exposición a la humedad ambiente en el momento de ocurrencia del fuego.

Una de las propiedades de los minerales es su coeficiente de dilatación, que es función de su estructura cristaloquímica. Es así que la expansión térmica diferencial de los distintos minerales constitutivos de las rocas bajo el efecto de la simple insolación diurna, y la contracción subsecuente durante el enfriamiento nocturno, genera tensiones internas y es una de las causas de la fracturación y fragmentación de las rocas. Este proceso de termoclastismo operaría particularmente en ambientes desérticos, en los que

la superficie de las rocas puede alcanzar valores de 82 °C y en los que pueden ocurrir importantes fluctuaciones diarias de temperatura (Gutiérrez Elorza 2001).

Como es de suponer, temperaturas más elevadas que las resultantes de la insolación directa tendrán efectos mayores, y es así que desde hace tiempo se conoce también el efecto del fuego sobre los minerales e incluso su rol como agente de meteorización de las rocas (Blackwelder 1926; Ollier y Ash 1983; citados por Schaetzl y Thompson 2015). Por efecto de la combustión de la biomasa, la capa superficial de las rocas expuestas al fuego puede superar los 500 °C. Como la roca es un mal conductor del calor, una capa muy delgada de la misma adquiere una temperatura muy elevada que decrece rápidamente con la profundidad. De este modo, la capa superficial se expande más rápidamente y puede dar lugar a la ruptura de la roca en delgadas láminas (Birkeland 1974 citado por Morrás 2016).

El efecto en la meteorización por expansión térmica es particularmente efectivo si el fuego es inmediatamente seguido por una lluvia que enfríe la superficie de las rocas (Schaetzl y Thompson 2015). En consecuencia, de lo que antecede surge que la evolución de los clastos gruesos de los suelos pedregosos será también afectada por los eventos de fuego. Como se puede deducir, estos procesos operarán también en las fracciones inorgánicas más finas de los suelos, contribuyendo a incrementar otros procesos químicos o biológicos de meteorización.

4.1.2. Efectos del fuego en la textura del suelo

La textura del suelo es la proporción relativa de las fracciones arcilla, limo y arena. Tanto en trabajos de campo como de laboratorio se han observado efectos del calentamiento sobre la textura del horizonte superficial, resultando en general en la generación de texturas más gruesas y, en consecuencia, suelos más erosionables. La fracción granulométrica más afectada es la arcilla, sugiriéndose como mecanismos posibles su agregación o descomposición (Ulery y Graham 1993). Como se mencionará específicamente más adelante, a temperaturas cercanas a los 400 °C se inicia el colapso de la estructura de los filosilicatos arcillosos, produciéndose su destrucción completa a 700 °C-800 °C. Las fracciones de limo y arena están constituidas por minerales diversos, aunque en general el cuarzo es predominante y su fusión se produce sólo a temperaturas extremas, superiores a 1200 °C. Si bien las temperaturas alcanzadas en los incendios raramente afectarían las fracciones granulométricas, más allá de unos pocos milímetros o hasta un par de centímetros por debajo de la superficie del suelo mineral (DeBano et al. 2005), la quema de las raíces de árboles puede afectar varios decímetros por debajo de la superficie del suelo (Ketterings et al. 2000).

En la fracción arcilla se pone de manifiesto la presencia de lepidocrocita en horizontes superiores de suelos impactados, observando alteraciones en minerales 1:1 y vermiculitas. También se aprecia una pérdida de biotita en la fracción arena, siendo más acusada en la fracción arena fina (Iglesias López 1998).

Por su parte, Arocena y Opio (2003) encontraron en Molisoles quemados a temperaturas inferiores a 500 °C la fracturación de feldespatos y anfíboles de la fracción arena, lo que habría llevado a su reducción de tamaño e incorporación a fracciones más finas. En suelos Entisoles, Inceptisoles y Ultisoles severamente quemados, que fueron muestreados en la parte superior de una cuenca fluvial con vegetación de Eucalipto nativo de Australia, Blake et al. (2007) encontraron una disminución en la fracción de limo fino (2-20 µm) y un incremento en la fracción de arena fina (125-250 µm), debido a la formación de microagregados densos, lo cual tendría implicancia en el transporte coluvial y fluvial de sedimentos y nutrientes.

En la Argentina, Hepper et al. (2008) calentaron a diferentes temperaturas la capa 0-5 cm del horizonte superficial de Molisoles de la Región Pampeana, uno de textura franco arenosa y otro franco; encontraron que con temperaturas de 600 °C se incrementó la fracción gruesa produciéndose la transformación del suelo franco en franco arenoso y del franco arenoso en arenoso franco.

4.1.3. Efectos del fuego en el color del suelo

Diversos constituyentes son responsables del color de los suelos, entre los cuales son particularmente determinantes la materia orgánica y los oxihidróxidos de hierro. En este sentido, son evidentes los efectos de los incendios de vegetación en el color del horizonte superficial del suelo, cuyas modificaciones pueden representar indicadores de la gravedad de los incendios. Sertsu y Sánchez (1978) evaluaron las modificaciones del color de distintos suelos en ensayos de laboratorio a diferentes temperaturas. El calentamiento a 200 °C no produjo modificaciones del color; por el contrario, a 400 °C un suelo volcánico de color gris oscuro (10R3/1) y un Vertisol de color pardo oscuro (2,5Y4/2) se modificaron a colores rojizos (5YR3/4 y 2,5YR3/6 respectivamente). El cambio fue, sin embargo, muy pequeño en un Ultisol de color rojo. No obstante, en suelos Oxisoles con quemaduras severas a temperaturas superiores a 600°C, Ketterings et al. (2000) observaron un mayor enrojecimiento. En este caso, los sitios con enrojecimiento del suelo más marcado eran reconocidos como de menor fertilidad y escasa retención de agua. Lombao et al (2015) encontraron una disminución importante en el parámetro luminosidad del color de un Entisol como consecuencia de incendios forestales, lo que no se observó bajo fuego prescrito; ese resultado sería debido a diferencias en la severidad (temperatura y duración) del fuego entre ambas situaciones.

En estudios de campo en suelos con horizontes superficiales oscuros tales como Molisoles y Andisoles, Ulery et al. (1993, 1996) observaron que los incendios de baja y moderada intensidad –y más allá de la formación de ceniza negra- no producirían cambios en el color de la matriz del suelo, en tanto los fuegos de alta intensidad con temperaturas superiores a 500 °C producirían el enrojecimiento de la misma. En suelos severamente quemados, y además de la acumulación de ceniza grisácea en superficie, estos autores encontraron el enrojecimiento de la capa superficial del suelo entre 1 y 8 cm de profundidad, lo que sería el resultado de transformaciones de los óxidos de Fe, con probable incremento de la hematita y/o maghemita, y la eliminación de la materia orgánica. Por debajo de la misma encontraron una capa de suelo oscurecida que podía llegar hasta 15 cm de profundidad, y cuyo color sería el resultado de la carbonización de la materia orgánica.

Sobre la base de diversos trabajos Neary et al. (2005d) elaboraron una guía para evaluar la profundidad de quema en los suelos. Con temperaturas superiores a 500 °C y durante largo tiempo de quema los suelos son afectados a mayor profundidad; en estos casos presentan la capa superficial visiblemente oxidada, con colores rojizos o amarillentos dependiendo del material parental, en tanto una capa negra de materia orgánica carbonizada de 1-2 cm de espesor aparece a profundidad variable debajo de la superficie, profundidad que se incrementa en relación con la duración de las temperaturas elevadas. Con fuegos menos intensos y con menor profundidad de afectación del suelo, aparte de una pequeña capa de materia orgánica carbonizada en los primeros milímetros del suelo mineral, no se observan modificaciones del color de la fracción mineral. Resulta interesante el trabajo de Schmidt et al. (1999) respecto al color de suelos Chernozémicos, caracterizados por horizontes A negros y profundos, que se consideran derivados de la acumulación de materia orgánica humificada y la bioturbación. Estos autores, y a

diferencia de la idea corriente que asocia el color de estos suelos con el humus, encontraron una fuerte relación entre su color y el contenido de materia orgánica carbonizada –que alcanzaría hasta un 45% del CO total- lo que sugiere que los incendios han jugado un importante rol en la génesis de los mismos. Finalmente, y como indican Schaetzl y Thompson (2015), debe tenerse presente que además de la modificación del albedo por los cambios en la vegetación por efecto de los incendios, las modificaciones del color en la superficie del suelo afectarán la absorción o reflexión de la energía radiante y por ende el régimen térmico del suelo, con consecuencias en parámetros hidrofísicos y en la actividad biológica.

La mayor parte de los estudios a nivel mundial sobre los impactos edáficos del fuego han tenido como objeto la evaluación de sus propiedades químicas y físico-químicas, incluyendo los efectos sobre la materia orgánica, y en menor medida los efectos sobre las propiedades físicas y mineralógicas. En la Argentina, la información sobre los impactos de los incendios en los suelos es en general muy escasa y es casi inexistente respecto a las consecuencias en sus propiedades morfológicas y mineralógicas.

4.2.OBJETIVOS ESPECÍFICOS E HIPÓTESIS ESPECÍFICAS

Escala a nivel de Horizonte de Suelo

***Objetivo específico:** Evaluar la ocurrencia de cambios mineralógicos y morfológicos en las fracciones finas de suelos diferentes (expansibles y no expansibles), debido a la combustión de materiales vegetales que arden a temperaturas diferentes.*

Hipótesis específica:

Las quemaduras sucesivas de suelos a temperaturas elevadas generadas por la combustión de la vegetación leñosa producen cambios en la composición de la fracción inorgánica y en la organización del suelo. Estos cambios no se evidencian a temperaturas relativamente bajas resultantes del quemado de vegetación herbácea.

Predicción: Durante un incendio, la temperatura y el tiempo de residencia (severidad) que alcanzan los suelos con combustibles más gruesos (leñosos), son más elevadas que en aquellos con combustibles finos (herbáceos); esa mayor severidad produce cambios en la composición de la fracción inorgánica y en la organización del suelo que no se verifica en aquellos expuestos a menor severidad.

4.3.MATERIALES Y MÉTODOS

4.3.1. Demostración de Hipótesis.

La toma de muestras se realizó según el esquema propuesto en el Capítulo 2 en los sitios de las Yungas y el Delta respectivamente.

Para poner a prueba la **hipótesis específica 1** se evaluaron los impactos térmicos sobre la granulometría, la mineralogía y la microorganización de los suelos estudiados. Para evaluar el efecto en la granulometría, al igual que en los ensayos anteriores se estudiaron muestras de suelo quemado y de suelo sin quemar. Para cada tratamiento se identificaron 3 sitios de estudio, de cada uno de estos sitios se extrajeron muestras de suelo del horizonte A a dos profundidades (0-10cm y 10-20cm), con 3 repeticiones cada una. El análisis granulométrico se llevó a cabo mediante el método de la pipeta para las fracciones finas (arcilla y limo), en tanto las arenas se obtuvieron por tamizado, efectuándose dos repeticiones para cada muestra.

El análisis mineralógico se efectuó mediante difracción de rayos X de muestras de suelo total, preparadas en forma de "polvo". Para este fin se estudiaron tres sitios de estudio de cada tratamiento, analizándose muestras obtenidas a dos profundidades (0-10 cm y 10-20 cm). Las determinaciones se llevaron a cabo con un equipo de difracción de rayos X Panalytical X Pert Pro con las siguientes especificaciones: anticátodo de Cu, 40 mA, 45 Kv, barrido del goniómetro 3°-70° (2° Th) A partir de los difractogramas de "polvo total" obtenidos de las distintas muestras, se estableció la composición mineralógica cualitativa, utilizándose el software X-Pert HighScore 2.2a para la identificación de los picos de los minerales presentes.

El análisis difractométrico también se realizó en cenizas obtenidas in situ en el suelo quemado varias veces en Yungas. La muestra se separó mediante tamizado en seco en dos fracciones granulométricas: <500µm y entre 500µm- 2000 µm.

Por otro lado, y a fin de obtener información sobre la composición y organización de las diferentes fracciones inorgánicas y orgánicas del suelo y sus eventuales modificaciones como consecuencia de los incendios, se llevaron a cabo análisis micromorfológicos mediante microscopía óptica.

Para el estudio micromorfológico se tomaron muestras no disturbadas y orientadas a dos profundidades del horizonte A (0-10 cm y 10-20 cm), con tres repeticiones de cada situación: suelos Sin Quemar (SQ), con Una Vez Quemado (1Q) y Quemado Varias Veces (QV). Las muestras fueron impregnadas con resina sintética de tipo poliéster y se prepararon cortes delgados de aproximadamente 150 µm² de superficie. El análisis de las características y organización del espacio poroso y de los componentes sólidos del suelo se realizó mediante microscopía óptica sobre las muestras preparadas en corte delgado. Las secciones verticales en corte delgado fueron descritas y fotografiadas con un microscopio Wild MZ8 equipado con luz incidente y con sistema de polarización en luz transmitida en un rango de 6 a 50 aumentos. Las descripciones micromorfológicas se llevaron a cabo según los criterios y terminología propuestos por Stoops (2003; 2015 a-b). Para la descripción de la porosidad y microestructura se consideraron también los criterios expuestos por Morrás (2015) y para la descripción de los componentes orgánicos los expuestos por Kooistra (2015). En los resultados se describen los rasgos comunes de las repeticiones de cada tratamiento estudiado. Los análisis mineralógicos y micromorfológicos se realizaron en el Laboratorio de Mineralogía y Micromorfología de Suelos del Instituto de Suelos del CIRN -INTA.

4.3.2. Análisis de los datos

El conjunto de los datos se analizaron mediante el programa estadístico Infostat/P a través de análisis de Modelos lineales generalizados mixtos. Cuando hubo diferencias significativas entre tratamientos se realizó test de Tukey con paquete estadístico Infostat/P (Di Rienzo et al. 2015).

4.4.RESULTADOS

4.4.1. Yungas

4.4.1.1. Análisis granulométrico y textura del suelo

En la capa 0-10 cm del suelo se observaron variaciones granulométricas atribuibles al fuego (**Tabla 4.1**). Estos cambios consistieron en un incremento significativo ($p < 0,05$) del contenido de limo con una disminución también significativa ($p < 0,05$) del contenido de arcilla. El contenido de arena no varió de manera estadísticamente significativa, aunque se observa un incremento en los dos tratamientos con quema. En la capa a 10-20 cm de profundidad no se registraron cambios granulométricos estadísticamente significativos, aunque se observa también un ligero incremento del limo en el suelo quemado varias veces. Estas modificaciones granulométricas generaron un cambio de la clase textural en los primeros 10 cm de profundidad del suelo quemado varias veces, que pasó de ser franco arcillo arenoso a franco arenoso (**Tabla 4.2**).

Tabla 4.1: Valores promedio del análisis granulométrico del suelo en los tres tratamientos.						
	Arcilla(dag kg ⁻¹)		Limo(dag kg ⁻¹)		Arena(dag kg ⁻¹)	
	0-10cm	10-20cm	0-10cm	10-20cm	0-10cm	10-20cm
Sin Quemar	31,65b	25,24a	13,4a	9,38a	49,43a	65,37a
1 Vez Quemado	25,09ab	28,9a	18,01a b	10,7 a	56,7a	60,35a
Quemado Varias Veces	17,47a	26,90a	25,51b	16,11 a	57,02a	56,99a

^{ab}valores con la misma letra en cada columna no difieren significativamente entre ellos con $p < 0,05$

Tabla 4.2: Clasificación de los sitios de estudio de acuerdo a su clase textural.						
	Sin Quemar		1 Vez Quemado		Quemado Varias Veces	
	0-10cm	10-20cm	0-10cm	10-20cm	0-10cm	10-20cm
Clase Textural	Franco arcillo arenoso	Franco arcillo arenoso	Franco arcillo arenoso	Franco arcillo arenoso	Franco arenoso	Franco arcillo arenoso

Por otro lado se analizó en detalle el impacto del fuego sobre las diferentes fracciones de arenas entre 53 y 2000 μm (**Tabla 4.3**). No todas las fracciones de tamaño fueron afectadas por el fuego. Por ejemplo, las fracciones de arena muy fina (53-74 μm) y de arena fina (74-105 μm) permanecieron sin cambios en ambas capas. Las dos fracciones de arenas más gruesas comprendidas entre 500 y 2000 μm tampoco tuvieron cambios importantes. Por el contrario se evidenciaron aumentos significativos en las dos fracciones de arenas medias comprendidas entre 105 μm y 500 μm , en las dos profundidades de muestreo del suelo quemado varias veces.

Tabla 4.3: Valores promedio del análisis granulométrico de diferente tamaño de arena.

Arena	% 1000-2000 μm muy gruesa		% 500-1000 μm gruesa		% 250-500 μm media gruesa		% 105-250 μm media		% 74-105 μm fina		% 53-105 μm muy fina	
	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm	0-10 cm	10-20 cm
Sin Quemar	0,30a	0,02a	0,80b	0,30a	0,59a	0,40a	2,43a	1,14a	7,94b	3,45a	6,86a	4,08a
1 vez quemado	0,03a	0,018a	0,22a	0,11a	1,44ab	0,37a	3,76a	1,30a	3,63a	3,85a	4,30a	4,64a
Quemado Varias Veces	0,19a	0,26b	0,12a	1,58b	2,39b	5,41b	9,14b	8,60b	8,35b	5,60a	5,51a	5,09a

^{ab}valores con la misma letra en cada columna no difieren significativamente entre ellos con $p < 0,05$

4.4.1.2. Análisis Mineralógico

En la **Figura 4.1**, se comparan los difractogramas de las muestras de suelo total de los horizontes superficiales de los tres tratamientos estudiados en las Yungas. Estos difractogramas, que reflejan básicamente la composición de las fracciones gruesas del suelo, muestran una gran similitud entre si, tanto desde el punto de vista cualitativo como cuantitativo. Las reflexiones obtenidas indican una predominancia de cuarzo (reflexión principal a 3,34 Å), con proporciones menores de micas (4,46-2,56Å) y feldespatos, tanto plagioclasas como feldespatos potásicos (3,18 Å-3,20Å).

Sin embargo, resulta interesante constatar que en los difractogramas de los sitios quemados varias veces en la profundidad de 0-10 cm aparecen picos de calcita (3,04Å), inexistente en los otros tratamientos (**Figura 4.1**). Del mismo modo, la presencia de calcita se revela también en los difractogramas de las dos fracciones de cenizas (<500 μm y entre 500 μm - 2000 μm) obtenidas en los sitios quemados varias veces. En estas muestras de cenizas las reflexiones correspondientes a la calcita son más intensas, y en consecuencia su concentración más elevada, que en la muestra de suelo superficial correspondiente (**Figura 4.2**).

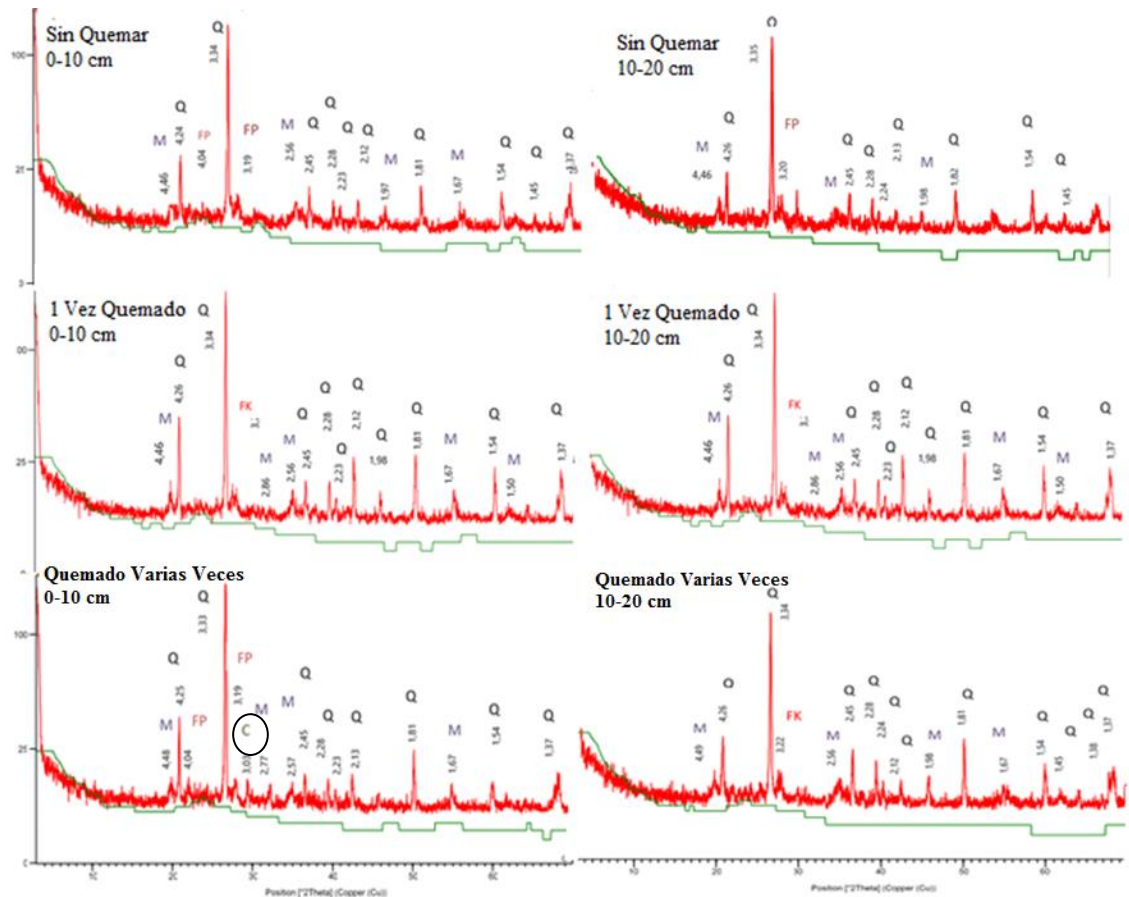


Figura 4.1: Diagrama de difracción de rayos X en polvo natural de suelo < 2000 micrones. Muestras tomadas de los horizontes de 0-10 cm (columna izquierda de la figura) y de 10-20 cm (columna derecha de la figura), ordenadas por tratamiento sin quemar, 1 vez quemado y varias veces quemado, respectivamente. Ref.: Q=cuarzo; M=mica; FK=feldespatos potásicos;FP: albita-anortita C=calcita.

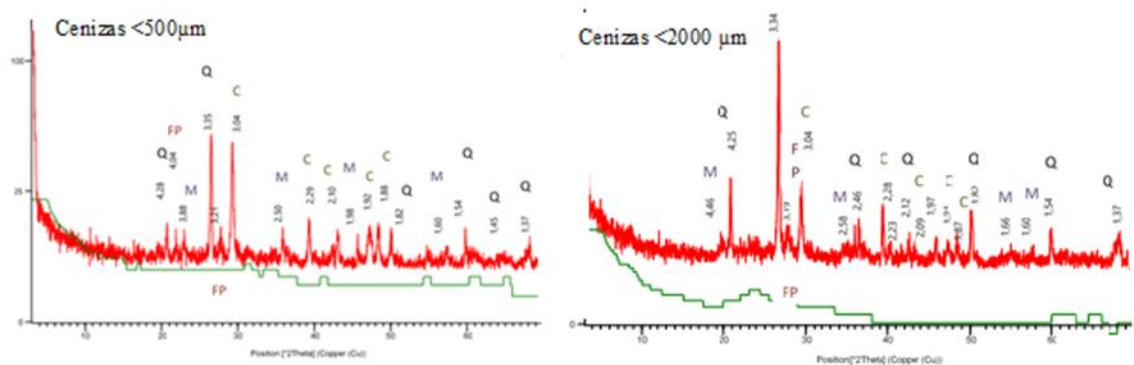


Figura 4.2: Diagrama de difracción de rayos X en polvo natural. Muestras de cenizas tomada in situ en sitio quemados , tamizadas por <500µm y entre 500µm- 2000 µm.. Ref.: Q=cuarzo; M=mica; FK=feldespatos potásicos;FP: albita-anortita C=calcita.

4.4.1.3. Análisis micromorfológico

Las características microscópicas de las muestras estudiadas se describen comparativamente en dos agrupamientos. Por un lado aquellas que corresponden a la estructura y porosidad, incluyendo como elementos relacionados a su conformación a los componentes de origen biológico (materia orgánica y excrementos) (**Tabla 4.4**), y por otro lado las relativas a los componentes de la masa basal y los rasgos pedológicos **Tabla**

4.5). La proporción de diversos constituyentes del suelo fue estimada usándose una escala de frecuencia comparativa de cinco grados: raro (r), ocasional (o), común (c), frecuente (f), muy frecuente (mf). En la **Tabla 4.6** se sintetizan las características micromorfológicas principales de la capa 0-10 cm de los distintos tratamientos, que reflejan el efecto del fuego en este suelo de Yungas.

De manera coincidente con las diferencias en los eventos de fuego de cada tratamiento, en el suelo Sin Quemar (SQ) los restos vegetales son escasos y corresponden a restos de distinto tamaño en diversos grados de humificación (**Figuras 4.3**). En el suelo Quemado Una Vez (1Q) los restos orgánicos son algo más abundantes que en el caso anterior, y muchos de ellos corresponden a fragmentos carbonizados (Fig. 4.4). Por el contrario, en el suelo Quemado Varias Veces (VQ) los restos orgánicos son muy abundantes, y en gran parte se encuentran carbonizados total o parcialmente; por otro lado, en este tratamiento la materia orgánica carbonizada se encuentra también en partículas muy finas del tamaño limo y en puntuaciones y pigmentos que incrementan la fracción de plasma y le confieren un color pardo oscuro a negro (**Figuras 4.5 y 4.6**).

La organización microestructural y la composición de la masa basal presentó características diferenciales relevantes para los distintos tratamientos. En primer lugar la morfología de los agregados en el suelo Sin Quemar corresponde a la de grumos esferoidales internamente muy porosos que generan una porosidad de empaquetamiento entre agregados y granos sueltos (**Figuras 4.3-A, B, E, F**). En el suelo una vez quemado (1Q) la masa basal se presenta agregada en bloques subangulares igualmente porosos y que resultan de la coalescencia de los agregados esferoidales (**Figuras 4.4-A, B, E, F**). Por el contrario, en el suelo Quemado Varias Veces la masa basal se encuentra organizada en gránulos esferoidales densos, con escasa porosidad interna (**Figuras 4.5**). De este modo, las microestructuras evolucionan de migajosa en el suelo SQ, de bloques en el suelo con 1Q, a granular en el suelo VQ.

La masa basal de este suelo de Yungas se caracteriza por la abundancia de fracción gruesa, tal como lo muestran los datos granulométricos. La estimación de la relación grueso/fino es de alrededor de 90/10 en el suelo SQ (**Figuras 4.3-B, D, F**) y en 1Q. Sin embargo en el suelo VQ, resulta evidente un incremento de la fracción fina, estimándose la relación g/f en un valor promedio de 70/30. Es de notar que la fracción fina en el suelo SQ y 1Q está constituida básicamente por arcilla y es de color pardo, en tanto en VQ la mayor proporción de fracción fina se explica por el incremento de la fracción coloidal húmica generando una micromasa órgano-mineral de color oscuro (**Figuras 4.5 y 4.6**).

Las variaciones de microestructura y de relación g/f se correlacionan con las diferencias en la distribución relacionada g/f entre los tres tratamientos. Así en SQ, la escasa fracción fina arcillosa se encuentra como revestimientos (quitónica) y puentes de plasma (gefúrica) entre los abundantes granos de esqueleto. En el caso de suelo con 1Q, se observa una coalescencia del material fino que se organiza en microagregados (gránulos) de igual tamaño que los granos de arena, generando una distribución relacionada enáulica (microagregados de plasma entre granos de esqueleto) (**Figuras 4.4-D, E, F**), los que a su vez se organizan en bloques subangulares (**Figuras 4.4-A, B**). Finalmente, en el caso del suelo Quemado Varias Veces, el material de suelo más rico en fracción fina órgano-mineral se organiza en microagregados densos con distribución relacionada interna de tipo porfírico, los que generan una distribución relacionada general de tipo enáulico (**Figuras 4.5-D, E, F, y 4.4-D, E, F**).

Además de los cambios cualitativos y cuantitativos en la fracción fina y de microestructura entre los tres tratamientos, los análisis micromorfológicos ponen de relieve cambios notorios en el estado de los granos de la fracción gruesa. Es así que en corte delgado los granos de arena del suelo SQ se observan internamente lisos y

homogéneos (**Figuras 4.3-E, F**). En el suelo con 1Q los granos de arena presentan algunas fisuras internas poco marcadas (**Figuras 4.4-E, F**). Por el contrario en el suelo VQ los granos de arena se presentan marcadamente fisurados, lo que abarca a la casi totalidad de los granos en la profundidad de 0-10 cm (**Figuras 4.5-D, E, F**) y en una menor proporción se observa también en la capa de 10-20 cm (**Figuras 4.6-D, E, F**).

Finalmente, es de notar en el suelo VQ la aparición en las dos profundidades de análisis de nódulos esferoidales de color rojizo, con abundancia de fracción fina y escasos granos de esqueleto, de un tamaño que oscila entre 0,5-2 mm, con el aspecto de tierra cocida, los que no fueron observados en las otras situaciones (**Figuras 4.5-A, C**).

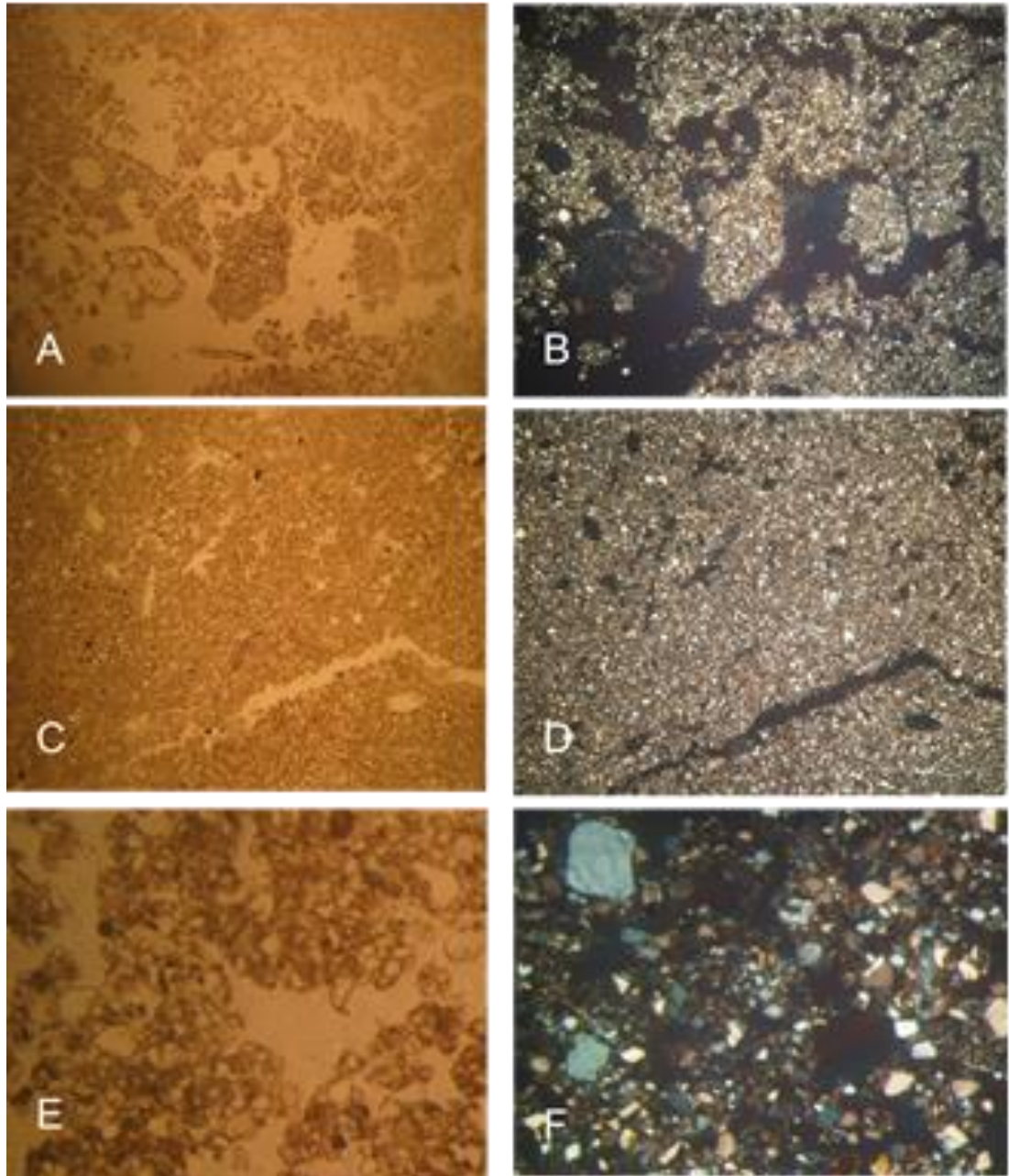


Figura 4.3: Morfología microscópica del suelo Sin Quemar de Yungas: A y B (0,63x) profundidad de 0-10 cm evidencian micro estructura migajosa muy porosa. El color de la masa basal es pardo claro. C y D (0,63x) de 10-20 cm, evidencia distribución porfírica de espaciado simple. E y F (5x) de 0-10 cm, se observan grumos porosos y poros de empaquetamiento compuesto; granos de la fracción gruesa subredondeados y lisos. Las figuras A, C y E corresponden a imágenes de cortes delgados observadas con luz transmitida al microscopio. Las figuras B, D y F corresponden a imágenes de cortes delgados observadas con luz polarizada al microscopio.

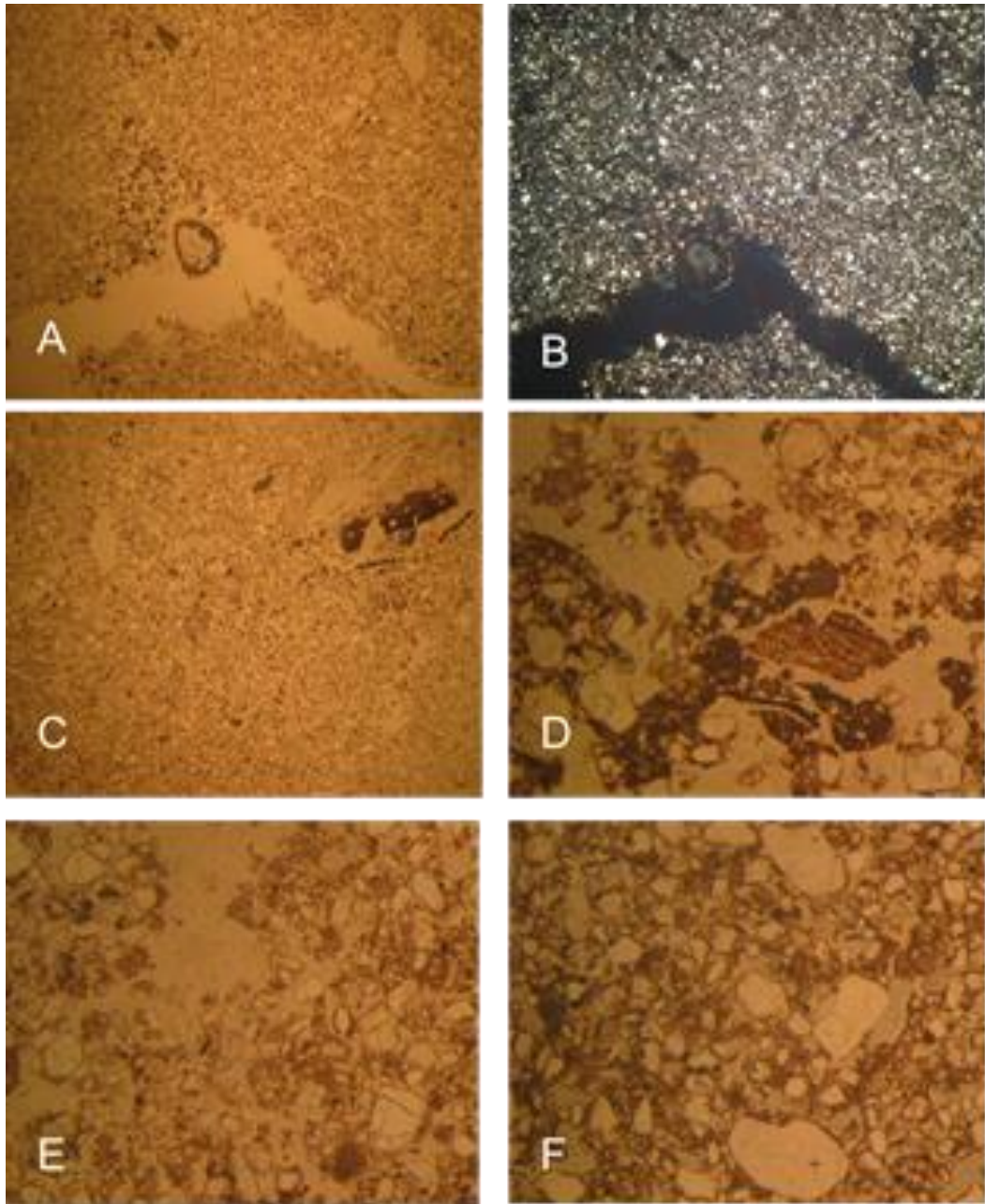


Figura 4.4: Morfología microscópica del suelo Una Vez Quemado de Yungas: A y B (0,63x) profundidad de 0-10 cm, evidencian microestructura compleja: bloques subangulares con subestructura interna de microagregados. Masa basal de color pardo. C (0,63x) de 10-20 cm, evidencia distribución porfírica cerrada. Fragmento vegetal parcialmente carbonizado. D ,E y F (5x) 0-10 cm, se observan poros de empaquetamiento complejo (entre microagregados y granos del esqueleto), restos de tejidos, microagregados con masa basal de color oscuro y granos de la fracción gruesa con fracturación muy incipiente. Las figuras A, C, D, E y F corresponden a imágenes de cortes delgados observadas con luz transmitida al microscopio. La figura B corresponde a la imágenes de corte delgado observada con luz polarizada al microscopio.

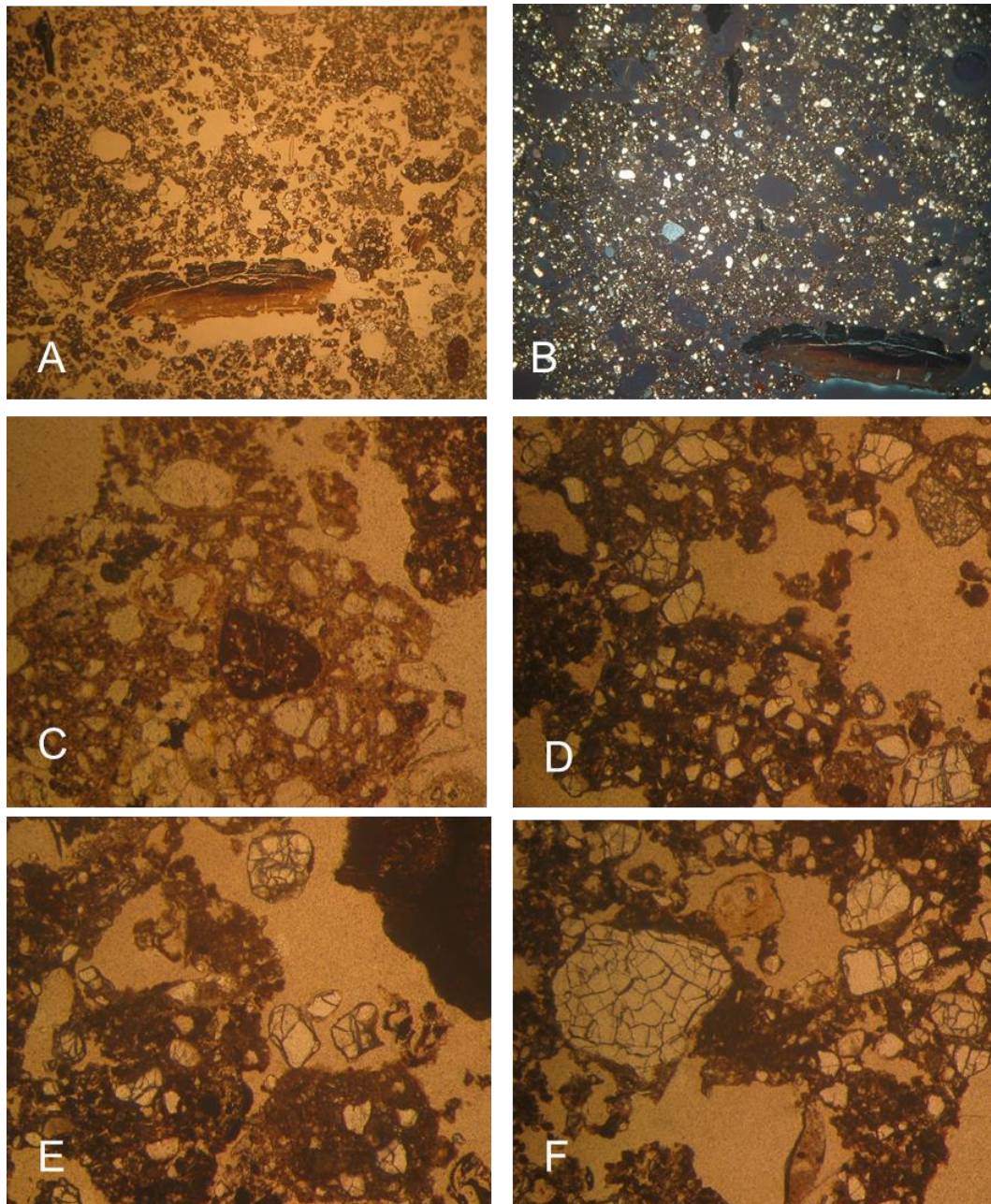


Figura 4.5: Morfología microscópica del suelo Quemado Varias Veces (VQ) de Yungas de 0-10 cm de profundidad: A y B (0,63x) evidencian poros de empaquetamiento compuesto y complejo, microestructura granular, restos de material vegetal parcialmente carbonizado. En el ángulo inferior derecho: nódulo redondeado rojizo. Masa basal de color pardo oscuro. C (5x) agregado esferoidal denso, en cuyo interior se observa pequeño nódulo de color rojo oscuro. D, E y F (5x) agregados esferoidales densos (gránulos) con masa basal de color oscuro. Microestructura de microagregados intergranulares. Se observan los granos de la fracción gruesa muy fracturados. Las figuras A, C, D, E y F corresponden a imágenes de cortes delgados observadas con luz transmitida al microscopio. La figura B corresponde a las imágenes de corte delgado observado con luz polarizada al microscopio.

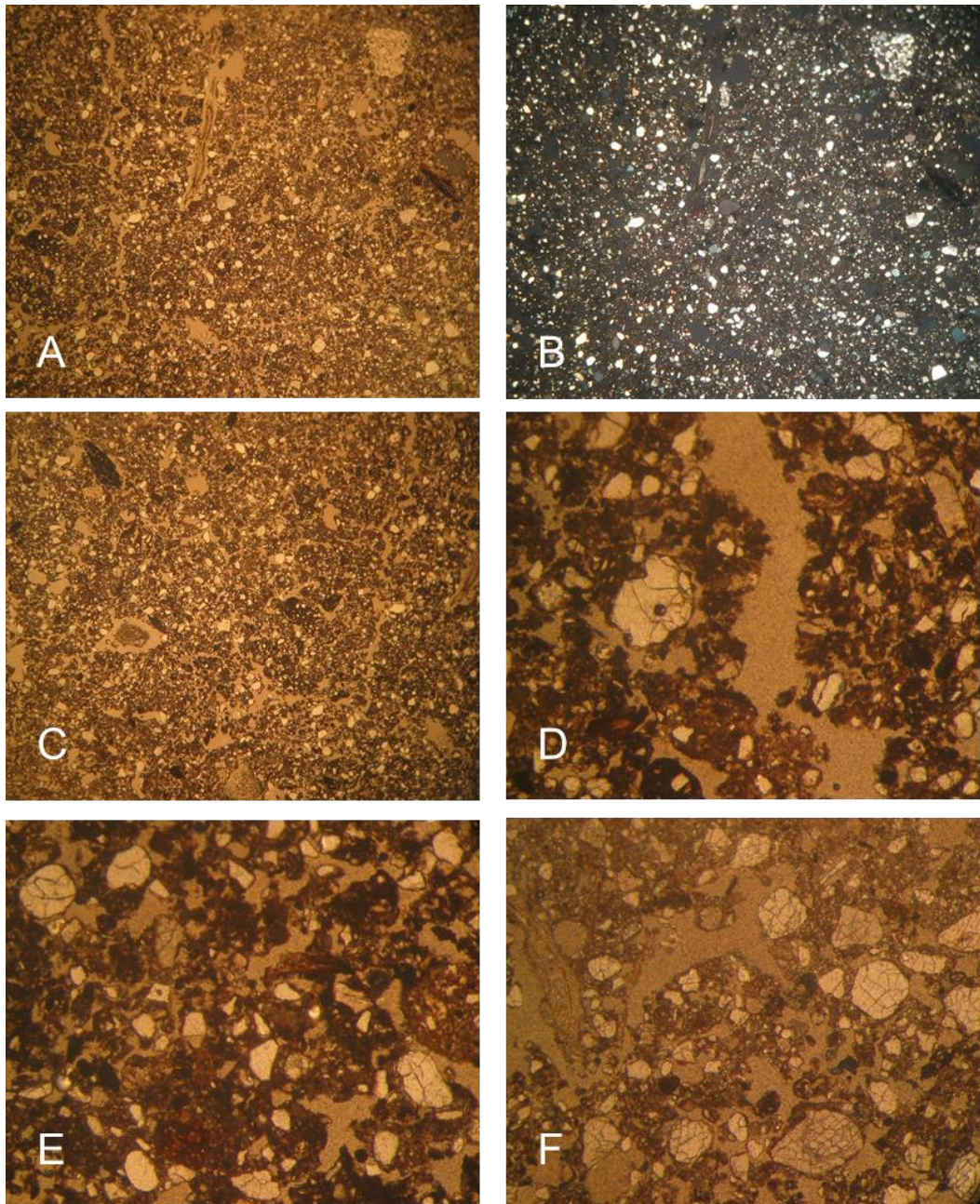


Figura 4.6: Morfología microscópica del suelo Quemado Varias Veces de Yungas de 10-20 cm de profundidad: A, B y C (0,63x) Cavidades, canales y fisuras. La masa basal está organizada en agregados esferoidales compactados, con poros de empaquetamiento complejo que evolucionan a cavidades. Microestructura granular. Fragmentos orgánicos carbonizados. D, E y F (5x) se observan micro agregados densos, esferoidales, con masa basal oscura, enriquecida en plasma orgánico. Se observan granos fracturados de la fracción gruesa. Las figuras A, C, D, E y F corresponden a imágenes de cortes delgados observadas con luz transmitida al microscopio. La figura B corresponde a las imágenes de corte delgado observado con luz polarizada al microscopio.

Tabla 4.4: Microestructura y componentes orgánicos de los tratamientos en suelo de Yungas.						
Tratamientos	Prof. (cm)	Agregados	Porosidad	Excrementos	Materia Orgánica	Microestructura
Suelo Sin Quemar	0-10	Esféricos porosos (grumos), 2-4 mm Bloques subangulares 1-2 cm , porosos, con cavidades,	Muy poroso. Poros grandes (macroporos). Poros de emp. compuesto (f) Fisuras subhorizontales (c) Canales (c). Cavidades(c)	Muy pequeños (40 um) (o) asociados a restos vegetales.	Restos vegetales en distintas etapas de humificación, (o)	Migajosa y en bloques subangulares
	10-20	Bloues subangulares	Fisuras, cavidades,			En bloques subangul.
Suelo una vez Quemado	0-10	Bloques subangulares porosos, 2 mm. Microagregados esféricos tamaño variado(entre 300 um y 2-3 mm), con mayor contenido de frac. fina órgano-mineral que SQ, cont. de frac. gruesa variable, color pardo-rojizo	De emp. complejo dominantes (mf) en el interior de los bloques. Fisuras subhorizontales gruesas (o) entre bloques. Canales de raíces (c) Cavidades (o)	Esferoidales, en relación con restos vegetales (800 um) (o).	Restos org. (f) variados de diverso tamaño, desde microgramos esféricos oscuros de tamaño limo (50 um) hasta fragmentos de tejidos. Restos de tejidos, negros, de tamaño variado, posibl. carbonizados (o). Fragmento grande parcialmente carbonizado.	Compleja. En bloques subangulares, con subestructura interna de microagregados intergranulares.
	10-20	Bl. subang.	Cavidades, canales		Restos org. (o), parc.carbon.	En bl. subang.
Suelo Quemado Varias Veces	0-10	Esferoidales, densos, desde 500 um (dominantes) a 4 mm, algunos coalescentes. Algunos agregados sueltos y coalescentes son más oscuros, casi negros. En sectores (o) bloques subangulares muy irregulares, 5 mm	Muy poroso. Predominan poros de empaquet. complejo. En otros sectores poros de empaq. compuesto (entre microagregados). En sectores cavidades por coalescencia de agregados.	Agregados esféricos, 400-500 um, ricos en plasma.	Restos org. abundantes (mf) en distintos grado de oscurecimiento, de distinto tamaño. Muchos aparentan carbonizados. Fragmento carbonizado parcialmente, grande (1 cm). Restos de raíces frescas (celulosa birrefringente) (o)	Granular, de microagregados intergranulares (eventualmente de bl. subangulares)
	10-20	Agregados esféricos (más plasma, más denso que 0-10 y que otros tratamientos)	Poros de empaq. que evolucionan a cavidades. Canales, fisuras.		Restos orgánicos.(c)	Granular, de microagregados intergranulares.

Tabla 4.5: Características micromorfológicas de la masa basal y rasgos pedológicos de los tratamientos en suelo de Yungas.

Tratamientos	Prof. (cm)	Fracción gruesa	g/f 2 um	Fracción fina	Fábrica-b	Distribución relacionada	Rasgos pedológicos
Suelo Sin Quemar	0-10	Distribución al azar. Granos sub- y anhedrales. En su mayoría redondeados y subredondeados. Muy abundante, Entre 40-400 um; tamaño frecuente 100-200 um Cuarzo (mf) y feldespatos. Granos policristalinos (o). Micas (c-f) en la fracción limo y arena muy fina.	90/100	Escasa. Micromasa color pardo claro.	Indiferenciada	Quitónica y gefúrica, con tendencia a porfírica cerrada.	
	10-20	Idem			Idem	Porfírica de espaciado simple	
Suelo una vez Quemado	0-10	Idem SQ. Epidotos (o). Granos con fracturación muy incipiente.	90/10	Escasa. En su mayor parte como microagregados entre los granos gruesos (del mismo tamaño o menores). Color pardo + oscuro.	Indiferenciada	Enáulica fina a igual.	
	10-20	Idem			Idem	Porfírica cerrada	
Suelo Quemado Varias Veces	0-10	Distribución al azar. Granos sub- y anhedrales. En su mayoría redondeados. Es notorio que los granos se encuentran fuertemente fracturados.	Entre 80/20 y 60/40.	La proporción de plasma es mayor que en SQ y IQ, aparentemente de fracción orgánica carbonizada, lo que le da color oscuro a la masa basal.	Indiferenciada	Enáulica gruesa (agregados mayores que los granos minerales). Porfírica de espaciado simple en los microagregados.	Nódulos rojizos, redondeados, (o) 600 um,- 2 mm, con escasos y pequeños granos de fr. gruesa Nódulo de Mn, (r), opaco, pequeño, con granos de fr. gruesa.
	10-20	Idem. Granos fracturados.		Más abundante que en 0-10 cm (más denso) Masa basal oscura, con MO en fracción fina	Idem	con tendencia a porfírica de espaciado simple	Nódulo rojizo, rico en fr. fina

Tabla 4.6: Resumen de los rasgos micromorfológicos distintivos de los tres tratamientos comparados del suelo de Yungas.

Componentes y organización	Suelo sin quemar	Suelo quemado una vez	Suelo quemado varias veces
Agregados	Grumos grandes y bloques subangulares	Bloques subangulares (porosos)	Gránulos (densos)
Microestructura	Migajosa	De bloques, con subestructura de gránulos.	Granular, de microagregados intergranulares
Materia orgánica	Restos orgánicos, escasos, en distintas etapas de humificación.	Restos orgánicos, frecuentes, de distinto tamaño. En parte carbonizados.	Restos orgánicos, muy frecuentes, de distinto tamaño. En gran parte carbonizados.
g/f 2 um	90/10	90/10	70/30
Distribución relacionada	Quitónica y gefúrica. Porfírica cerrada dentro de los grumos.	Enáulica fina igual (dentro de los bloques)	Enáulica gruesa (granular). Porfírica de espaciado simple (dentro de los gránulos).
Fracción gruesa	Granos lisos	Granos con fracturación incipiente	Granos muy fracturados (también pero menos en 10-20 cm)
Fracción fina	Escasa Micromasa mineral; color pardo claro	Escasa. En microagregados de arcilla y MO; color pardo ligeramente oscuro.	Micromasa organo-mineral. Más abundante que en SQ y 1Q. Color pardo oscuro a negro.
Rasgos pedológicos	-	-	Nódulos rojizos, con escasa fracción gruesa.

4.4.2. Delta

4.4.2.1. Análisis granulométrico y textura del suelo

Los resultados expuestos en la **Tabla 4.7** muestran una composición granulométrica similar en la capa 0-10 cm de los tratamientos comparados con vegetación herbácea. Por el contrario, se observan diferencias en la capa 10-20 cm que deben ser atribuidas a la gran variabilidad del material sedimentario que componen estos suelos. En el caso de los tratamientos con vegetación leñosa, se observan mayores contenidos de arcilla y una menor cantidad de arena en las dos profundidades del suelo quemado. Sin embargo, se considera que esta diferencia granulométrica entre los dos tratamientos es primariamente de origen sedimentario, no pudiéndose apreciar en este caso un eventual impacto del fuego en la granulometría. La clasificación según las clases texturales encontradas se muestran en la **Tabla 4.7**.

Tabla 4.7: Valores promedios de las clases texturales según tratamiento en Delta.

Cobertura Vegetal	Tratamiento	Profundidad	Arcilla (dag kg ⁻¹)	Limo (dag kg ⁻¹)	Arena (dag kg ⁻¹)	Clase Textural
Herbácea	Sin quemar	0-10 cm	47,5b	49,67a	2,83a	arcillo limoso
	Sin Quemar	10-20 cm	64,14c	34,4a	1,47a	arcilloso
	Quemado	0-10 cm	48,65b	46,17a	5,18b	arcillo limoso
	Quemado	10-20 cm	51,19bc	34,73a	14,08b	arcilloso
Leñosa	Sin quemar	0-10 cm	20,04a	54,65a	25,3d	franco limoso
	Sin Quemar	10-20 cm	44,85ab	30,96a	24,19c	arcilloso
	Quemado	0-10 cm	44,2b	43,97a	11,83c	arcillo limoso
	Quemado	10-20 cm	59,31bc	28,85a	11,84b	arcilloso

^{abcd}valores con la misma letra en cada columna no difieren significativamente entre ellos con $p < 0,05$

4.4.2.2. Análisis Mineralógico

Del estudio mineralógico de la fracción gruesa por Rayos X se observó de manera general, que no hubo diferencias entre los sitios sin quemar y los quemados de los suelos con vegetación herbácea y leñosa. La composición mineralógica del suelo de todas las muestras se caracteriza por la presencia de cuarzo, micas y feldespatos, estos últimos con predominancia de plagioclasas. En la **Figura 4.7** se presentan a modo de ejemplo difractogramas de las muestras a dos profundidades de los sitios quemados con vegetación herbácea. A diferencia de los suelos de Yungas, no se constató aquí la formación de calcita en los suelos quemados.

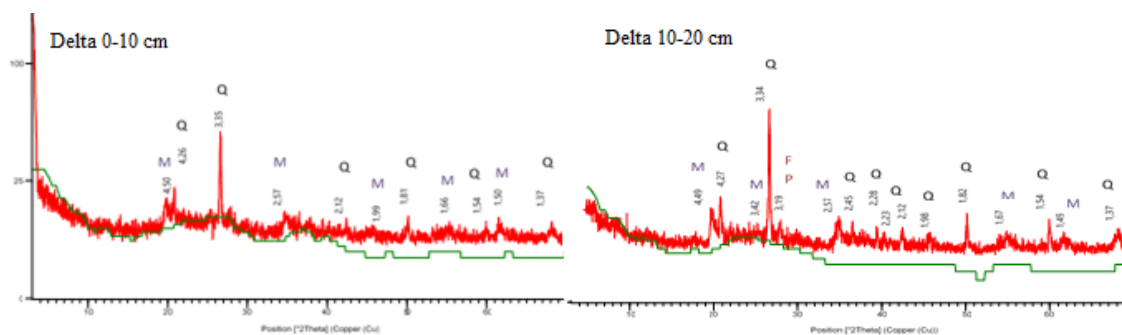


Figura 4.7: Diagrama de difracción de rayos X en polvo natural. Muestras tomadas de los horizontes de 0-10 cm y de 10-20 cm de sitios quemados con vegetación herbácea. Ref.: Q=cuarzo y M=mica.

4.5.DISCUSIÓN

Dado que los incendios de la vegetación herbácea no generan temperaturas muy elevadas, no son esperables cambios granulométricos en los tratamientos de suelos quemados con esa vegetación. Los análisis granulométricos realizados en las muestras de suelo de Yungas mostraron un incremento notorio del contenido de la fracción limo en la capa superficial a 0-10 cm de los suelos quemados con disminución concomitante de la fracción arcilla. El incremento de limo fue más notorio en el suelo Quemado Varias Veces, duplicándose el contenido de esa fracción respecto al suelo no quemado. Aunque sin significación estadística, en este tratamiento también se observó un ligero incremento de limo en la profundidad de 10-20 cm, La fracción arena mostró también un pequeño incremento en los dos tratamientos de suelos quemados aunque este tampoco fue estadísticamente significativo. Según DeBano et al. (2005) la fracción granulométrica más sensible al efecto

del fuego es la arcilla; temperaturas cercanas a de 400 °C pueden afectar su estructura e hidratación, produciéndose su destrucción completa recién a 700-800 °C. Ulery et al. (1993) observaron que los cambios de textura en el suelo fueron restringidos a las áreas con incendios severos. Sacchi et al. (2015) evaluaron los cambios granulométricos en suelos Molisoles de Córdoba (Argentina) mediante ensayos térmicos de laboratorio; para un suelo de textura limosa, a 500 °C encontraron un incremento del limo y la arena, lo que se habría debido al aglutinamiento de las partículas de arcilla; por el contrario, para un suelo de textura franca y a la misma temperatura encontraron un aumento del limo pero una disminución de la arena, lo que sería consecuencia de la ruptura de feldspatos y otros minerales de la fracción más gruesa. Ketterings et al. (2000) estudiaron el efecto del incendio de vegetación forestal en Oxisoles en Indonesia, encontrando que a temperaturas superiores a 600 °C se produjo un marcado aumento en la proporción de arena y una disminución del limo y en particular de la arcilla. Incrementos menos pronunciados de la fracción arena se observaron también a temperaturas inferiores, pero se limitaron a la capa superficial del suelo entre 0-5 cm de profundidad. En consecuencia, en el presente caso del suelo de Yungas los análisis granulométricos estarían mostrando una reorganización de la fracción arcilla con una posible fusión parcial y formación de partículas de mayor tamaño que pasarían a engrosar la fracción limo. Por otro lado, estos cambios granulométricos estarían además indicando que las temperaturas generadas por los incendios de esta vegetación han sido elevadas.

Al efectuar el estudio por difracción de Rayos X de las muestras de suelo total se puso de manifiesto la presencia de calcita en el horizonte superficial y en las cenizas presentes sobre la superficie del suelo de Yungas Quemado Varias Veces. Esto no ocurrió en el suelo con una sola quema de Yungas ni tampoco en el suelo del Delta. Es de notar que la presencia de calcita en suelos quemados ha sido también citada por Ulery et al. (1993) y Iglesias et al., (1996) como componente importante en la ceniza de madera. Wattez y Courit (1987) indican la formación de cristales de CaCO_3 por transformación de oxalato cálcico durante la combustión del tejido vegetal, preferentemente madera en distintas especies arbóreas.

Los análisis micromorfológicos en los tratamientos de Yungas pusieron de relieve diversos cambios en relación con los eventos de fuego sufridos por el suelo. Por un lado se observaron cambios en la microestructura y porosidad, indicando una mayor agregación y densificación de los agregados correlativa a la mayor cantidad de incendios. Es así que los grumos porosos característicos del suelo sin quema evolucionaron a microagregados densos (gránulos) del tamaño de la arena en el suelo quemado varias veces.

En el suelo quemado varias veces (VQ) aparecieron algunos nódulos rojizos, también del tamaño arena, ricos en fracción fina y que aparentan ser material de suelo cocido. Estos resultados se relacionan con los mencionados por Ulery y Graham (1993) en suelos Molisoles, Alfisoles, Inceptisoles y Andisoles de California con incendios severos de vegetación forestal, en los que observaron que a temperaturas mayores a 600 °C se formaron microagregados estables del tamaño de la arena; según los autores esto sería consecuencia de la generación de compuestos amorfos de Si y Al resultantes de la destrucción de los filosilicatos, en particular de la caolinita, los que actuarían como agentes cementantes de las partículas finas. En un trabajo posterior en los mismos sitios, Ulery et al. (1996) comprobaron también, bajo el efecto de temperaturas elevadas, la modificación de partículas de mica del tamaño de arena fina, con liberación del Fe^{2+} de la estructura cristalina y la pigmentación rojiza del material de suelo.

Un resultado sumamente interesante y aparentemente no reportado por otros autores en estudios micromorfológicos, es la fracturación observada en los granos de la fracción arena

por efecto del fuego. En Yungas, en el tratamiento con Una Quema esa fisuración es mínima, pero en el suelo Quemado Varias Veces la totalidad de los granos de la fracción gruesa se encuentran fuertemente fisurados. Como se señaló en la Introducción, algunos autores han mencionado el efecto del fuego sobre los minerales y su rol como agente de meteorización de las rocas (Blackwelder 1926; Ollier y Ash 1983; Schaetzl y Thompson 2015). Por su parte, Arocena y Opio (2003) encontraron en Molisoles quemados de Canadá la fracturación de feldespatos y anfíboles de la fracción arena. En el presente caso se ha podido poner en evidencia el efecto del termoclastismo también en los granos de cuarzo predominantes en la fracción arena de estos suelos de Yungas, en relación directa con la cantidad de eventos de fuego ocurridos.

El efecto del fuego en la combustión de la materia orgánica vegetal aparece también claramente evidenciado en los análisis micromorfológicos. Es así que en el suelo con Una Quema de Yungas aumenta ligeramente la presencia de restos orgánicos, en gran parte quemados, respecto al suelo SQ, mientras que en el suelo Quemado Varias Veces la cantidad de restos orgánicos en diverso grado carbonización aumenta muy notoriamente. En este caso los restos orgánicos no solo se observan en las fracciones gruesas (cenizas) sino que también han enriquecido la fracción más fina del suelo, otorgándole al plasma órgano-mineral un color negruzco. En coincidencia con los antecedentes citados en la introducción, este oscurecimiento de la masa basal estaría también indicando que la temperatura del suelo en este tratamiento ha sido elevada.

Como se mencionó, en corte delgado la fracción fina aumenta cuantitativamente en el tratamiento VQ respecto a los otros dos tratamientos. Esto aparentemente estaría en contradicción con los resultados de los análisis granulométricos que indican una disminución de la arcilla en este tratamiento. Sin embargo, esto se explicaría por dos razones: por un lado la fracción fina en VQ está incrementada por el enriquecimiento con material coloidal orgánico; dado que este se elimina en el pretratamiento para el análisis granulométrico (tratamiento con agua oxigenada), esta porción orgánica del plasma no aparece en ese análisis. Por otro lado, y tal como indican diversos antecedentes, las partículas de arcilla que integran el plasma observable en corte delgado se encontrarían fuertemente agregadas por el efecto del fuego, y no serían dispersables por los pretratamientos del análisis granulométrico.

La profundidad de suelo afectada por los incendios de vegetación es uno de los temas controvertidos en la literatura internacional. Aún para los incendios de alta severidad, cuando se generan en la superficie del suelo temperaturas comprendidas entre 500 °C y 700 °C y aparecen cenizas blancas, Carballas-Fernández (2003) indica que, en general, el calentamiento no afecta al suelo a más de 7-10 cm de profundidad. Para estos casos, la característica física del suelo más afectada por el fuego sería su estructura, con reducción concomitante de la porosidad. Por el contrario, los resultados del análisis micromorfológico del suelo de Yungas muestran que en el suelo Quemado Varias Veces los efectos del fuego se manifiestan también en la capa muestreada entre 10 y 20 cm de profundidad. Por un lado se observan modificaciones de la microorganización del suelo, constatándose aquí la formación de microagregados densos –a diferencia de los agregados más porosos de las otras situaciones- que generan una microestructura granular, parcialmente coalescente que da lugar a la formación de cavidades. También el color oscuro de la masa basal sugiere que la combustión de componentes orgánicos ha afectado esta capa del suelo. Por otro lado, y lo que resulta más original, es la presencia de granos de arena fisurados lo que indica su afectación por termoclastismo, así como también la presencia de algunos nódulos de color rojizo que indican la afectación de la fracción fina del suelo también a esta profundidad.

Tomando como referencia las características observadas en el suelo de Una Quema, podría pensarse que esos cambios más marcados en el suelo Quemado Varias Veces son debidos no sólo a mayores temperaturas alcanzadas sino también al efecto acumulativo de repetición de los eventos de fuego. Si bien los efectos de fuegos sucesivos en las propiedades del suelo han sido hasta ahora escasamente estudiados, en ensayos de laboratorio Lombao et al. (2015) encontraron que las propiedades térmicas del suelo pueden variar como consecuencia de la recurrencia del fuego, lo que llevaría a que las temperaturas máximas alcancen profundidades mayores y en tiempos más cortos. En consecuencia, tanto por el tipo de cambios observados como por la profundidad alcanzada por los mismos, los datos obtenidos en Yungas estarían ofreciendo evidencias sobre la existencia de efectos acumulativos en diversas propiedades del suelo como resultado de la repetición de los incendios.

4.6.CONCLUSIONES

El incendio de la vegetación genera modificaciones en los componentes orgánicos e inorgánicos del suelo y en diversas propiedades que se derivan de aquellos. La magnitud de esos cambios es función de numerosos factores tales como las características del combustible, el tipo de suelo y de la frecuencia de los incendios. En este trabajo se ha evaluado el efecto de los incendios forestales en los suelos de dos ecosistemas diferentes siendo el más afectado el Argiustol údico de la selva subtropical de Yungas de Jujuy.

En la capa superficial (0-10 cm) del suelo de Yungas se produjo un incremento significativo del contenido de limo con una disminución del contenido de arcilla en el suelo con Una Quema y particularmente en el suelo Quemado Varias Veces. Si bien no tuvo significación estadística, también se observó un ligero incremento del limo en la capa a 10-20 cm de profundidad del suelo VQ. Estos incrementos de la fracción limo en los suelos quemados serían debidos por un lado a la agregación de las partículas de arcilla por efecto de la fusión de los filosilicatos y al efecto agregante del hierro liberado; por otro lado, la fracción limo podría haberse incrementado como consecuencia de la fracturación de las partículas de arena, particularmente en el suelo Quemado Varias Veces.

Los análisis micromorfológicos pusieron también en evidencia cambios en la microestructura de la capa superficial de los suelos quemados de Yungas, con transformación de los grumos en gránulos e incremento en la densidad de los agregados, particularmente en el suelo Quemado Varias Veces. Debe notarse que los análisis granulométricos mostraron un incremento de la fracción arena media en el suelo VQ. Este resultado podría relacionarse a la generación de los microagregados densos –y probablemente más estables- del tamaño de la arena (pseudoarenas) que fueron observados en el análisis micromorfológico de las muestras correspondientes a este tratamiento.

Los cortes delgados del suelo de Yungas también mostraron modificaciones del color según los tratamientos. En el suelo con Una Quema sólo se observó un ligero empardecimiento de la masa basal respecto al suelo no quemado. Por el contrario, en el suelo Quemado Varias Veces la masa basal adquirió un color pardo oscuro a negro como consecuencia de la mezcla con la materia orgánica fina carbonizada. Asimismo, se presentaron algunos nódulos de color rojizo y más raramente de color negro, no observados en los otros tratamientos. Tanto los cambios de color en la masa basal, la presencia de nódulos rojizos, el efecto de termoclastismo en los granos minerales de la fracción gruesa, como la densificación de la microestructura, así como el hecho que estos cambios se

manifestaran también en la capa de 10-20 cm de profundidad, estarían indicando que las temperaturas del suelo en el suelo Quemado Varias Veces habrían sido elevadas, al menos del orden de los 500 °C. Tanto por la magnitud de los cambios ocurridos en el suelo VQ como por comparación con los observados en el suelo con 1Q, los resultados sugieren la probable existencia de efectos acumulativos como consecuencia de los incendios, lo que resulta un dato también original. Desde el punto de vista mineralógico, de acuerdo a los análisis difractométricos en polvo total no se observaron mayores cambios en los minerales de la fracción gruesa en los tratamientos de Yungas. Sin embargo, se pudo constatar la aparición de calcita tanto en la capa superficial del suelo como en las cenizas del suelo quemado Varias Veces de las Yungas. La neoformación de este mineral en las cenizas resulta también un dato interesante relacionado con la vegetación y la severidad del fuego en este ambiente.

Contrariamente a los resultados anteriores en Yungas, en los suelos del ambiente de Delta no se constataron cambios granulométricos y mineralógicos que puedan ser atribuidos al fuego. Lo cual podría presumir que es un ecosistema adaptado a fuegos periódicos que no modifican los parámetros granulométricos ni mineralógicos estudiados.

CAPÍTULO 5

PARÁMETROS MAGNÉTICOS

5.1. INTRODUCCIÓN

5.1.1. Magnetismo Ambiental

El Magnetismo Ambiental es una disciplina, dentro de la Geofísica, relativamente nueva que surge a partir del magnetismo de rocas y tiene como objetivo fundamental estudiar las propiedades magnéticas de sedimentos medidos en presencia o ausencia de campo magnético, y relacionar éstos con los ambientes de formación de dichos minerales (Thompson y Oldfield 1986).

Dentro de su campo de trabajo se incluyen también las propiedades magnéticas de compuestos sintetizados para simular aquellos minerales formados en ambientes naturales (Banerjee et al. 1981).

Thompson y Olfield (1986) mostraron como los parámetros magnéticos de los minerales presentes en una muestra se pueden emplear en la resolución de problemas relacionados con un amplio rango de estudios ambientales. Ello es debido a que todas las sustancias sobre la superficie terrestre manifiestan comportamiento magnético, porque poseen Fe en su composición (Evans y Heller 2003). La importancia reside en la sensibilidad que tienen las partículas magnéticas a las transformaciones físico-químicas y pueden ser detectados y caracterizados aún en muy bajas concentraciones (Orgeira et al. 2003).

Las primeras observaciones sobre la variación de la susceptibilidad magnética en suelos fueron realizadas, como ya se mencionó anteriormente, por Le Borgne (1955 y 1960) en suelos quemados. Este autor observó el mismo incremento de la señal magnética en suelos sujetos a mecanismos de humedecimiento y secado.

El modelo inorgánico más aceptado de precipitación de magnetita ultrafina es el “mecanismo de fermentación” que fue propuesto originalmente por Mullins (1977), y Dearing et al. (1996) y luego refinado por Maher (1998). Resumidamente, este mecanismo postula que para producir magnetita ultrafina de similar composición química, morfología y tamaño, se requiere la oxidación del Fe^{2+} (en solución) (aq) con un pH cercano al neutro. Primero los iones Fe^{2+} son liberados por meteorización de silicatos ricos en Fe, durante ciclos de humedecimiento y secado. Los iones Fe^{2+} , en presencia de oxígeno, se oxidan rápidamente a Fe^{3+} y precipitan oxyhidróxidos como Ferrihydrita. Este mineral se reduce fácilmente en ambientes anaeróbicos causados por la reducción de materia orgánica permitiendo la precipitación de magnetita y otros minerales de Fe (II). Orgeira et al. (2011) adhieren a la hipótesis de formación inorgánica, proponiendo un modelo cuantitativo para tal proceso. En particular, Maher (1998) agrega que la conversión de los óxidos de hierro débilmente magnéticos, se rige por factores como la temperatura, la humedad del suelo, la materia orgánica y principalmente por la actividad bacteriana. Si bien la presencia de bacterias magnéticas en los suelos actuales es baja, alrededor de 100 bacterias/ml, Maher (1998) supone que en el pasado pudo experimentar crecimientos poblacionales extraordinarios, bajo condiciones favorables para su desarrollo en los suelos

5.1.1.1. Principios Físicos

Para introducirnos en el magnetismo ambiental, es fundamental tener presente algunos conceptos.

Campo magnético: es el efecto generado en el espacio por una corriente eléctrica o imán, en el que una carga eléctrica puntual de valor (q) que se desplaza a una velocidad (v)

experimenta los efectos de una fuerza que es perpendicular y proporcional tanto a la velocidad (v) como al campo (B). Esto se explica a través de la ley de Coulomb. Representado en la ecuación [5.1]

$$F: q.v.B \quad [5.1]$$

También es importante conocer cuán magnetizable es un material, pues es aquí donde radican las bases del magnetismo ambiental. Si se coloca una pieza de material en un campo magnético uniforme (H) y el material adquiere magnetización por unidad de volumen (M), esto se define como Susceptibilidad volumétrica, representado en la ecuación [5.2] :

$$\kappa = \frac{M}{H} \quad [5.2]$$

En SI (Sistema internacional) M y H , se miden en A/m, por lo tanto κ es adimensional. Si a la susceptibilidad volumétrica (κ) se la divide por la densidad (ρ) se obtiene la susceptibilidad másica como se presenta en la ecuación [5.3] :

$$X = \frac{\kappa}{\rho} \quad [5.3]$$

Como κ es adimensional, X posee las mismas unidades que el volumen específico, la susceptibilidad másica se expresa en m^3/kg (Evans y Heller 2003).

En función de la susceptibilidad o sensibilidad de los materiales a la magnetización, se pueden clasificar las sustancias en: diamagnéticas, paramagnéticas, ferromagnéticas, antiferromagnéticas y ferrimagnéticas. El comportamiento de los materiales se debe al momento orbital que poseen los electrones en sus capas más externas.

5.1.1.1.1. Diamagnetismo

Son sustancias que poseen momento magnético neto nulo, o sea su susceptibilidad es muy pequeña y negativa (**Figura 5.1**). El comportamiento de estos cuerpos frente a un campo externo fue estudiado por Paul Langevin (1905). Su mejor exponente es el agua cuya susceptibilidad es $X = -0.9 \times 10^{-8} m^3/kg$.

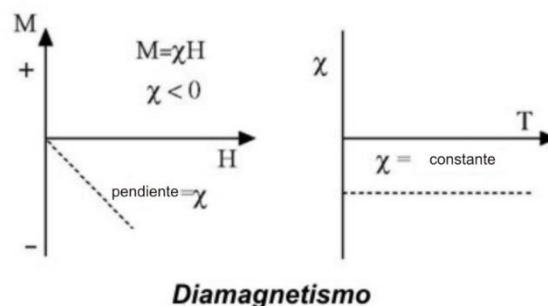


Figura 5.1: Comportamiento de una sustancia diamagnética (Dunlop y Özdemir 1997). En general son diamagnéticos (Bercoff 2010):

- Los elementos con capas llenas, gases raros (He, Ne, Ar) cuyos electrones poseen momento cero.
- La mayoría de los gases diatómicos (H_2 , N_2).
- Compuestos orgánicos.
- Algunos enlaces covalentes, porque comparten electrones. Ej. diamante.
- Minerales como la mayoría de los silicatos.

5.1.1.1.2. Paramagnetismo

Pierre Curie realizó las primeras mediciones experimentales de susceptibilidad vs. Temperatura (X vs. T°). Encontró que ciertos materiales, al aplicar un campo magnético, experimentan una respuesta, pero al ser removido la magnetización vuelve a cero. Esta característica se conoce como la Ley de Curie-Weiss, representada en la ecuación [5.4]

$$X = \frac{C}{T-\theta} \quad [5.4]$$

Esta ley supone que el material está compuesto de átomos y moléculas cuyo momento neto es cero. Cuando el campo magnético es cero los electrones apuntan al azar y la magnetización es nula. Al aplicar campo magnético los electrones se alinean según el campo aplicado, pero al aumentar la temperatura, debido a la agitación térmica los electrones pierden esa alineación. Por lo tanto, la susceptibilidad de estos materiales es pequeña y positiva (**Figura 5.2**) y con el aumento de la temperatura la susceptibilidad decrece aún más. Por ejemplo la X de la pirita es de $5 \times 10^{-7} \text{ m}^3/\text{kg}$.

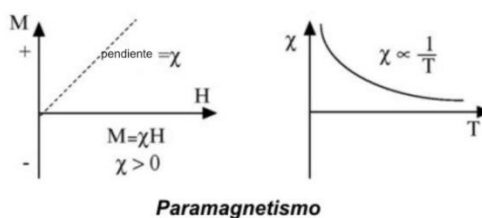


Figura 5.2: Comportamiento de una sustancia diamagnética (Dunlop y Özdemir 1997).

Son sustancias paramagnéticas (Bercoff 2010):

- Sales de elementos de transición cloratos, sulfatos, carbonatos (Cr, Fe, Mn y Co)
- Minerales como la fayalita, biotita, pirita, ilmenita, ulvoespinelo, entre otros.

5.1.1.1.3. Ferromagnetismo

Son sustancias puras autosaturadas, los momentos magnéticos están altamente ordenados en la misma dirección y son lo suficientemente fuertes para generar magnetización espontánea (Figura 5.3). Estas sustancias poseen una susceptibilidad muy alta, pero es muy raro encontrarlas en forma pura en la naturaleza. Son ferromagnéticos el Fe, Ni, Co y los elementos por debajo del Ta (Dearing 1994).



Figura 5.3: Alineamiento de una sustancia diamagnética (Dunlop y Özdemir 1997).

5.1.1.1.4. Antiferromagnetismo

Son sustancias que se pueden visualizar como dos subredes magnéticas interpenetradas, los electrones de cada subred son antiparalelos, pero de igual magnitud y distinto sentido (**Figura 5.4**). Cuando se aplica un campo por encima de la temperatura de Néel cada subred

se magnetiza en dirección del campo, pero como son antiparalelos, la magnetización tiende a ser mínima. Sin embargo, pueden existir pequeñas desviaciones en los alineamientos antiparalelos de los momentos magnéticos. Este apartamiento de la colinealidad se conoce como *canting* o canteo (**Figura 5.5**) que da como resultado una pequeña magnetización neta. Macroscópicamente se comportan como ferromagnéticos pero no saturan. Sus mejores exponentes son la hematita y la goethita.

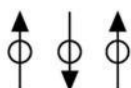
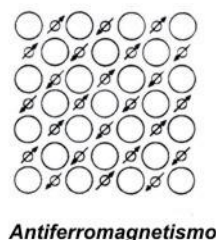


Figura 5.4: Alineamiento de una sustancia antiferromagnética (Dunlop y Özdemir 1997).

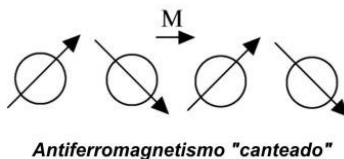


Figura 5.5: Configuración de la red en minerales con *canting*.

5.1.1.1.5. Ferrimagnetismo

Estas sustancias poseen momentos magnéticos fuertemente alineados pero de distinto sentido y magnitud, controlado por la red cristalina de los minerales o sustancias (**Figura 5.6**). El momento magnético es la suma de los momentos cuya resultante será positiva. Su susceptibilidad es alta y positiva.

Son minerales ferrimagnéticos la: Magnetita, Maghemita, Titanomagnetita, Titanohematita, Pirrotina y Greigita (Bercoff 2010, entre muchos otros)

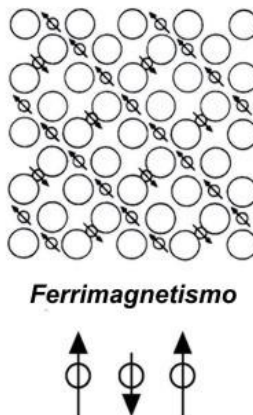


Figura 5.6: Alineamiento de una sustancia ferrimagnética (Dunlop y Özdemir 1997).

Como se ha mencionado anteriormente todas estas sustancias se comportan de manera diferente ante un campo magnético, en el caso de los diamagnéticos y los paramagnéticos cuando el campo es removido la magnetización vuelve a cero, esto no es así con las sustancias ferromagnéticas y ferrimagnéticas. En estos materiales, cuando se somete a un campo hasta saturar y luego el campo es removido, la magnetización no vuelve a cero. Este efecto se denomina histéresis magnética y se obtiene a través de un ciclo de histéresis, que consiste en aplicar un campo hasta saturar, removerlo y luego revertirlo (**Figura 5.7**). En los ciclos se obtienen los siguientes parámetros magnéticos: magnetización de saturación (M_s) se obtiene luego de someter la muestra a un campo alto y ésta satura. Luego que se remueve este campo, la muestra queda con una magnetización de saturación remanente (M_{rs}). Si se aplica un campo reverso que conduce la magnetización a cero se denomina fuerza coercitiva (H_c). Para arribar al punto, luego de remover el campo, donde la muestra posea remanencia cero se denomina coercitividad de la remanencia (H_{cr}) (Maher y Thompson 1999)

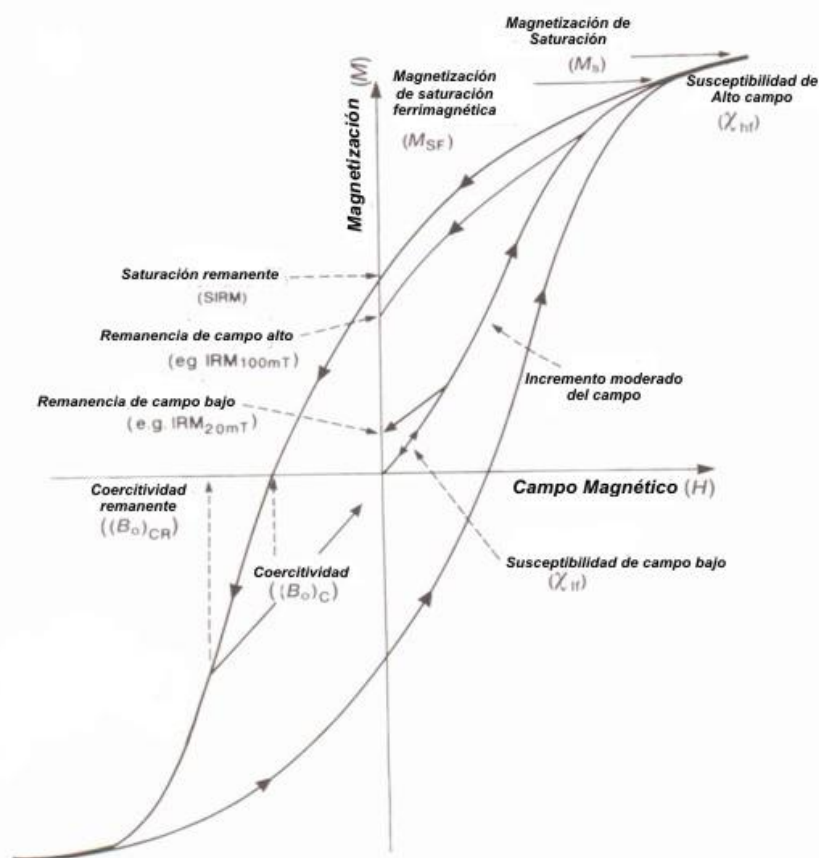


Figura 5.7: Ciclo de histéresis y sus componentes (Maher y Thompson 1999).

La forma de los ciclos, junto con los cocientes entre M_{rs}/M_s y H_{cr}/H_c , son empleados como elementos diagnósticos e indican tamaño de grano magnético (Dunlop 2002).

Las sustancias ferromagnéticas y ferrimagnéticas, en su interior, se encuentran divididas en regiones llamadas dominios magnéticos. Los minerales que poseen más de un dominio se llaman multidominio (MD) y poseen un diámetro aproximado de $110 \mu\text{m}$, aquéllos que poseen un solo dominio se denominan dominio simple (DS) y su diámetro

aproximado es $<2\mu\text{m}$. Como el límite entre ambos no es preciso, existen granulometrías intermedias, hay granos que poseen características mixtas entre MD y DS, a los que se denomina pseudodominio simple (PDS); dicho tamaño oscila entre los 0,2-110 μm . Otro tamaño más pequeño y de relevancia en valoraciones ambientales es el de partículas superparamagnéticas (SP) e incluye granos ultrafinos cuya dimensión es $<0,03\mu\text{m}$, y con propiedades magnéticas únicas (**Figura 5.8**). Su magnetización es fuerte e inestable debido a que la magnetización térmica contrarresta la magnetización inducida de manera muy rápida luego de ser removido el campo. Poseen un comportamiento similar a un paramagnético, pero con susceptibilidad mucho mayor (Dearing 1994).

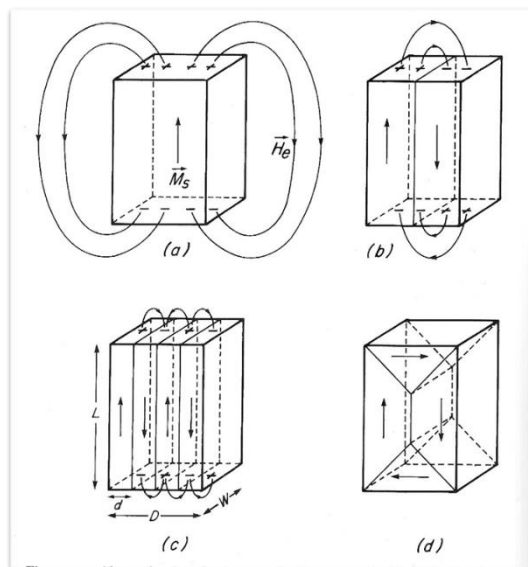


Figura 5.8. Esquemas de dominios. A) Dominio simple y b) c) y d) multidominio (Dunlop y Özdemir 1997).

5.1.2. Efectos del fuego en los minerales de arcilla

La organización y composición de las arcillas puede modificarse por el calentamiento, procedimiento que justamente se utiliza para la identificación de los distintos tipos mineralógicos, tanto mediante las técnicas de análisis térmico como de análisis de difracción de Rayos X. Los efectos de la temperatura en los minerales han sido extensamente estudiados en ensayos de laboratorio. Entre 25 °C y 200 °C los filosilicatos sufren deshidratación, con pérdida de moléculas de agua fijada en la superficie del mineral o bien ligada a los cationes cambiables. Aproximadamente entre 200 °C y 400 °C se produce la pérdida de oxhidrilos de los hidróxidos de Fe y Al que acompañan frecuentemente a los filosilicatos. Superando los 400 °C se inicia un proceso de deshidroxilación, es decir de pérdida de agua de constitución y modificación de la estructura cristaloquímica, que es función del tipo de arcilla: la destrucción de las caolinitas se produce alrededor de los 500 °C ; la deshidroxilación de las cloritas verdaderas ocurre cuando es mayor de 700 °C, en tanto la deshidroxilación de minerales intergrado entre vermiculitas y cloritas se da a temperaturas intermedias entre 400 °C y 700 °C dependiendo del grado de organización de la capa interfoliar octahédrica (Robert 1975, 1977; Farmer 1978).

Es así que las altas temperaturas generadas en los incendios de vegetación producen también cambios en la mineralogía de las arcillas de los suelos afectados. En ensayos a campo de quema de vegetación forestal realizados en Indonesia por Ketterings et al. (2000) con

suelos Oxisoles con caolinita y gibsitita dominantes en la fracción arcilla, a temperaturas superiores a 600 °C se redujo la cantidad de caolinita a una tercera parte y la de gibsitita a la mitad en la capa superficial del suelo (0-5 cm). En estudios realizados por Ulery et al. (1996) en California sobre Inceptisoles, Molisoles y Andisoles quemados por incendios forestales, en los sectores más severamente afectados y que adquirieron un color rojizo como consecuencia de la quema a altas temperaturas y por largo tiempo de combustibles densos (troncos y tocones), se encontraron notorias modificaciones en los minerales de arcilla entre 1 y 8 cm de profundidad del suelo. En estos sectores la caolinita fue completamente destruida. Por otro lado, observaron el colapso del espaciado de 0,01 a 1,0 nm de la vermiculita, de la vermiculita hidroxilada y de la clorita; los autores deducen que para que ocurriera el colapso de las capas octahédricas de estos dos últimos minerales, las temperaturas en el suelo habrían oscilado entre 500 °C y 860 °C, dependiendo de su contenido de Al, Fe y Mg^{2+} .

Una de las consecuencias de los incendios en la fracción inorgánica es la afectación del potencial de expansión-contracción y la capacidad de intercambio catiónico de los filosilicatos, en especial cuando los suelos afectados poseen arcillas 2:1 expansibles. Por ejemplo, en Molisoles de zonas sub-boreales, Arocena y Opio (2003) encontraron que fuegos prescritos indujeron una disminución en la proporción de los minerales expansibles (vermiculitas) en los horizontes Ae y Bm; por el contrario no observaron modificaciones en la caolinita lo cual indicaría que las temperaturas alcanzadas fueron inferiores a 500 °C. También, esta disminución del potencial de expansión-contracción de las arcillas, determina una menor capacidad de los suelos para generar poros por mecanismos abióticos durante ciclos de humedecimiento-secado y por ende, menor capacidad de regenerar su forma estructural por procesos naturales, cuando cesa el fuego (proceso conocido como resiliencia) (Kay 1990). Por otro lado, Giovannini et al. (1990a) en ensayos de laboratorio sobre un suelo arcillo limoso y otro franco arenoso, encontraron una disminución de la plasticidad a partir de los 220 °C y una pérdida de la misma a partir de los 460 °C, lo cual sería en parte derivado de la modificación de las arcillas.

5.1.3. Efectos del fuego en los óxidos de hierro

Entre los componentes del suelo que pueden ser también afectados por la combustión de la biomasa se encuentran los minerales de hierro. Iglesias López et al. (1998) encontraron un incremento del hierro libre respecto al hierro total en la capa superficial de suelos quemados en relación a muestras testigo.

Diversos óxidos de hierro (expresión que incluye, óxidos, oxihidróxidos y óxidos hidratados) con átomos en uno o sus dos estados de oxidación (Fe_{2+} , Fe_{3+}) tales como hematita (α - Fe_2O_3), maghemita (γ - Fe_2O_3), magnetita (Fe_3O_4), ferrihidrita (en general de fórmula $5Fe_2O_3 \cdot 9H_2O$), goethita (α - $FeOOH$), lepidocrocita (γ - $FeOOH$), entre otros, pueden encontrarse en los suelos como herencia del material parental y como resultado de los procesos de meteorización y pedogénesis (Schwertmann y Taylor 1989; Morrás 2016). La goethita es el óxido de hierro más ampliamente distribuido en los suelos y generalmente es el único óxido de hierro pedogénico en las zonas templadas y frías. La hematita, el óxido de hierro que le da el color rojo a los suelos, es común y generalmente más abundante que la goethita en los suelos de las áreas cálidas y templadas en los que la humedad relativa ambiente es baja durante períodos prolongados, como en la región Mediterránea (Torrent et al. 1982). En las regiones subtropicales y tropicales la goethita y la hematita están asociadas en relaciones variables en función de diversos factores del suelo y climáticos. La maghemita,

una forma ferrimagnética de Fe_2O_3 ; es común en muchos tipos de suelos diferentes, especialmente en los trópicos y subtrópicos, y muchas veces se encuentra en mayor concentración hacia la superficie de los perfiles de suelo (Schwertmann y Taylor 1989).

Los óxidos presentan reacciones térmicas relativamente débiles y a temperaturas altas (por ejemplo la hematita tiene temperatura de Curie a $680\text{ }^\circ\text{C}$), en tanto los fenómenos térmicos son más importantes en los oxihidróxidos (Robert 1977). Se ha demostrado que la goethita permanece estable desde la temperatura ambiente hasta $200\text{ }^\circ\text{C}$. A partir de los $250\text{ }^\circ\text{C}$ se produce el paso de esa fase hidroxilada, de color amarillo, a la fase oxidada hematita, de color rojo (Rooksby 1961). La formación de la maghemita en los suelos puede darse a través de diversos procesos, siendo uno de ellos la transformación térmica de otros óxidos de Fe pedogénicos –por ejemplo goethita o lepidocrocita- por calentamiento en presencia de compuestos orgánicos (Schwertmann y Taylor 1989). La conversión de minerales de hierro no ferrimagnéticos a óxidos ferrimagnéticos se produciría en pequeña proporción a temperaturas tan bajas como $200\text{ }^\circ\text{C}$ en presencia de materia orgánica, aunque la mayor parte del incremento ocurriría a temperaturas superiores a $500\text{ }^\circ\text{C}$ (Schwertmann y Taylor 1989; Ketterings et al. 2000; Oldfield y Crowther 2007).

Durante los incendios de vegetación se generarían en los suelos condiciones de oxidación y temperatura que inducirían la formación de minerales de hierro magnéticos como la maghemita (Certini y Scalenghe 2006; Churchman 2006). Este incremento del magnetismo puede permanecer durante mucho tiempo y podría ser detectado por el contraste existente con el magnetismo de los materiales no influenciados por el fuego.

Debido a que los minerales magnéticos pueden ser detectados y caracterizados aún en muy bajas concentraciones, esto permitiría utilizar a la susceptibilidad magnética como posible indicador de procesos ambientales (Mullins 1977, Maher 1986, Thompson y Oldfield 1986). Por otro lado, la señal de susceptibilidad magnética puede covariar con otros parámetros composicionales o físico-químicos del suelo, por lo cual se constituye en una herramienta útil para detectar e interpretar modificaciones en los procesos pedogénicos, entre ellos los derivados de los eventos de fuego (Schaeztl y Thompson 2015). Sin embargo, se destaca que la susceptibilidad magnética varía de acuerdo a la naturaleza de los minerales magnéticos presentes, su tamaño de partícula y su concentración.

No obstante lo anterior, los estudios químicos y mineralógicos de los compuestos del hierro, y entre ellos sus parámetros magnéticos, han sido muy escasamente utilizados para evaluar el efecto de los incendios de vegetación en los suelos. Por su parte Rummary (1983) estableció la relación de la señal magnética con sedimentos generados por importantes incendios de vegetación en una cuenca en Gales. Más recientemente Gedye et al. (2000) usaron también diversas medidas magnéticas en conjunto con análisis polínicos y de carbón para reconstruir la historia del fuego en una columna de sedimentos de un lago en Suiza que registra la evolución ambiental desde el último Máximo Glacial hasta el presente. En la Argentina, La Manna y Navas (2012) exploraron la utilización de la susceptibilidad magnética como marcador de eventos de incendios y sus incidencias en el suelo en el marco de un estudio sobre el efecto de los incendios en la estructura y funcionamiento de diversos ecosistemas de Patagonia.

Uno de los minerales que se puede formar en el suelo a través de la transformación térmica de otros minerales como consecuencia de los incendios es la maghemita, un óxido magnético de hierro (Certini y Scalenghe 2006; Churchman et al. 2006) con muy similares propiedades magnéticas que la magnetita.

Variaciones mineralógicas tamaño y/o cantidad de los minerales magnéticos presentes solo pueden ser inferidas por medio de parámetros obtenidos en ciclos de histéresis y/o mediciones de magnetización remanente isotérmica, ó variaciones de susceptibilidad magnética obtenidas a altas y bajas temperaturas, entre otras metodologías usuales en estudios geofísicos de propiedades magnéticas. Sin embargo, los estudios químicos y mineralógicos de los compuestos del hierro prácticamente no se han utilizado para evaluar el efecto de los incendios forestales en los suelos. Es así que en una reciente obra “Actualización en métodos y técnicas para el Estudio de los suelos afectados por incendios forestales” (Cerdà y Jordán 2010) dedicada a los avances en el conocimiento de los efectos del fuego en los suelos y a las técnicas instrumentales y analíticas para su estudio no se mencionan ninguna de las técnicas utilizadas para determinar parámetros magnéticos.

En consecuencia, en el marco de un estudio preliminar sobre el efecto del fuego en el suelo de la selva subtropical de Yungas jujeñas, se ha explorado la utilización parámetros magnéticos obtenidos a través de la susceptibilidad magnética y ciclos de histéresis , en conjunto con algunos parámetros físicos y químicos relevantes, como posibles indicadores de cambios en la composición y organización de niveles superficiales del suelo por causa de incendios ocasionales y recurrentes de la vegetación.

5.2. OBJETIVOS ESPECÍFICOS E HIPÓTESIS ESPECÍFICAS

Escala a nivel del Incendio

Objetivo específico 1:

Establecer un modelo que permita deducir a través de parámetros magnéticos cuáles fueron las temperaturas alcanzadas por los incendios naturales y sus posibles consecuencias en las propiedades físicas y mineralógicas.

Hipótesis específica 1.1.:

Las alteraciones mineralógicas creadas en el suelo por el fuego, controlan el comportamiento magnético del suelo y pueden ser estimadas a través del uso de parámetros magnéticos.

Hipótesis específica 1.2:

Los parámetros magnéticos pueden ser utilizados como un indicador de los efectos causados por los incendios en el suelo, siendo de utilidad para evaluar la variabilidad en las propiedades edáficas.

5.3. MATERIALES Y MÉTODOS

5.3.1. Demostración de Hipótesis.

La toma de muestras se realizó en los sitios de Yungas descriptos en el Capítulo 2.

Para poner a prueba la **hipótesis 1.1.** con el fin de simular los posibles cambios mineralógicos del suelo a través de los parámetros magnéticos, se siguieron los siguientes etapas:

Etapas 1: Para evaluar si hubo cambios en el comportamiento magnético del suelo por efecto del fuego, se realizó una primer toma de muestras de 0 cm-20cm cada 2,5 cm. Para no cometer error por variación lateral de las propiedades magnéticas de 3 sitios diferentes en suelo sin quemar y en 3 sitios diferentes en suelo quemados en el momento de toma de la

muestra. A dichas muestras se les midió la susceptibilidad magnética a temperatura ambiente $X_{MASICA} (m^3/kg) = (Lectura\ Bartington\ (SI) \times 10^{-7}) / Peso$ (en gramos) y la susceptibilidad dependiente de la frecuencia ($X\% = 100 * ((X_{bf} - X_{af}) / X_{bf})$) se determinaron con un equipo Bartington SM2 con sensor MS2B en baja (X_{bf} , 470 Hz) y alta frecuencia (X_{af} 4700 Hz).

Etapas 2 a partir de muestras de suelo recogidas en el campo en condiciones cuasi prístinas tamizadas por 500 μ , de sitios de Yungas a profundidades de 0-10 cm y de 10-20 cm:

Ensayo 1: se buscó evaluar los efectos del fuego sobre el suelo como si se hubiese quemado una sola vez. En mufla se sometieron, para cada temperatura (200°C, 300°C, 400°C, 500°C, 600°C, 700°C, 800°C y 900°C).muestras de suelo de las dos profundidades estudiadas.

Ensayo 2: se buscó evaluar el efecto cumulativo del impacto del fuego simulando quemaduras sucesivas sobre el mismo suelo, para ello se partió de un suelo en condiciones cuasi prístinas y al mismo suelo se lo sometió a temperaturas de 200°C, 300°C, 400°C, 500°C, 600°C, 700°C, 800°C y 900°C. Tomando una porción de muestra ente temperatura y temperatura.

Para dichas muestras se determinaron los parámetros magnéticos sobre la base de la obtención de ciclos de histéresis . Ello se realizó con un magnetómetro vibrante VSM Molspin de la Universidad de Buenos Aires. Así se determinaron los llamados parámetros extensivos susceptibilidad magnética (χ), magnetización remanente de saturación (M_{rs}), magnetización de saturación (M_s), los que son principalmente indicativos de la cantidad de mineral magnético presente y en menor medida del tamaño de partícula y la naturaleza de los mismos. Los parámetros de coercitividad (H_{cr} y H_c), son representativos del tipo de mineral ya sean de alta (antiferromagnéticos, hematita o goethita, entre otros) ó baja coercitividad (ferrimagnéticos, magnetita y titanomagnetita, entre otros), así como del tamaño de partícula magnética para una mineralogía determinada. Relaciones entre parámetros magnéticos (tales como X/M_s , H_{cr}/H_c , M_{rs}/M_s , entre otras) también son útiles para determinar variaciones del tamaño de partícula a lo largo de un perfil (Dunlop, 2002).

Con los datos obtenidos se construyeron las curvas promedio de SM para cada tratamiento y a la vez permiten realizar análisis cualitativos y semicuantitativos de los minerales magnéticos presentes.

Para poner a prueba la **hipótesis específica 1.2** se correlacionan los datos obtenidos de los parámetros magnéticos con las propiedades del suelo estudiadas en el Capítulo 3 (físicas y químicas) y Capítulo 4. Analizando el conjunto de datos mediante el análisis multivariado de componentes principales (ACP) correlaciones de Pearson con el software estadístico Infostat/P (Di Rienzo et al. 2015).

5.3.2. Interpretación de resultados

Para los estudios descriptos precedentemente se contó con la colaboración de la especialista Dra. María Julia Orgeira del IGEBA (UBA_CONICET) A modo de síntesis se presenta la **Tabla 5.1.** se explica cada uno de los parámetros magnéticos estudiados y su posible interpretación.

Tabla 5.1: Resumen de las propiedades magnéticas y sus características.	
Parámetro	Interpretación*
Susceptibilidad magnética (κ en unidades de volumen, o en X unidades de masa específica).	Es la suma de la contribución de los minerales ferrimagnéticos Xf (Ti-magnetitas, Ti-magnetitas, pirrotita), paramagnéticos Xp (piroxenos, anfíboles, olivinos, biotitas, pirita, siderita, etc.) y diamagnéticos Xd (cuarzo, calcita, feldspatos, etc.). Debido a la baja magnetización intrínseca de minerales antiferromagnéticos (hematita, goethita), es una medida de la concentración de los minerales ferrimagnéticos. Es altamente dependiente de los tamaños de grano, aumenta en presencia de granos SP y en granos MD. X, MRA, MRI reflejan principalmente cambios en la concentración de minerales ferrimagnéticos, ya que éstos tienen mayor magnetización intrínseca que los antiferromagnéticos.
Magnetización de saturación (Ms); magnetización remanente de saturación (Mrs), coercitividad (Hc) y coercitividad de la remanencia (Hcr).	Ms es la magnetización en presencia de un campo de saturación, Mrs es la remanencia que permanece después de remover el campo de saturación. Estos parámetros extensivos que se incrementan con el tamaño de grano y la concentración. Hcr es el campo requerido para rotar la mitad de la magnetización remanente a una dirección opuesta de la saturación previa, causando así una magnetización neta igual a cero. Hc es el campo requerido para rotar la magnetización de saturación a cero. Para titanomagnetitas, el cociente Hcr/Hc se incrementa con el aumento de tamaño de grano, debido a la dependencia de tamaño de ambos parámetros, en particular Hc. Hcr es una útil guía para determinar mineralogías magnéticas.
*Verwey et al. (1947), Morin (1950), King et al. (1982), Rochette et al. (1990), Dearing (1994), Hunt et al. (1995), Housen et al. (1996), Opdyke y Chanell (1996), Dunlop y Özdemir (1997), Evans y Heller (2003).	

5.4. RESULTADOS

5.4.1. Modelo de comportamiento patrón del suelo sometido a diferentes temperaturas

Los resultados obtenidos en los dos ensayos tuvieron el mismo comportamiento. De la gráfica de las variables obtenidas a partir de los datos Magnetización de saturación (Ms); magnetización remanente de saturación (Mrs), coercitividad (Hc) y coercitividad de la remanencia (Hcr), se observa que:

- **Para la profundidad de 0-10 cm (Figura 5.9. a,b y c)**

Se observó en el suelo sin quemar (considerado como punto de origen "0") llevado hasta 200°C un incremento de los parámetros extensivos X Total y MS, esto está asociado a una disminución de la Hc. Ambos cambios implican un aumento del tamaño de partícula, y/o neoformación de minerales ferrimagnéticos de mayor tamaño relativo.

De 200°C a 300°C se observa la misma tendencia creciente de los parámetros extensivos con disminución discreta de la Hc.

De 300 °C a 400°C hay una disminución importante de los parámetros extensionales con una Hc aproximadamente similar, esta disminución se asocia a una destrucción de partículas magnéticas.

De 400°C a 600°C (con una etapa intermedia de 500°C) hay una tendencia al aumento de los parámetros extensivos X y Ms con una Hc en torno a los 5 mT, ello se asocia a neoformación de minerales ferrimagnéticos.

De 600°C a 700°C hay una disminución de los parámetros extensivos asociados a un incremento importante de la Hc. Esto puede atribuirse a una destrucción de partículas

magnéticas ó a una disminución del tamaño de partícula puesto que los valores de coercitividad si bien aumentan con respecto a las etapas anteriores, no son compatibles con minerales de alta coercitividad.

De **700 °C a 800 °C** hay un incremento de los parámetros extensionales con descenso de la H_c lo que podría significar un aumento relativo del tamaño de partícula ó neoformación de minerales ferrimagnéticos.

De **800 °C a 900 °C** hay un marcado descenso de los parámetros extensivos asociado a un aumento notable de la H_c , lo que estaría asociado a destrucción estructural de las partículas magnéticas con disminución del tamaño de las mismas.

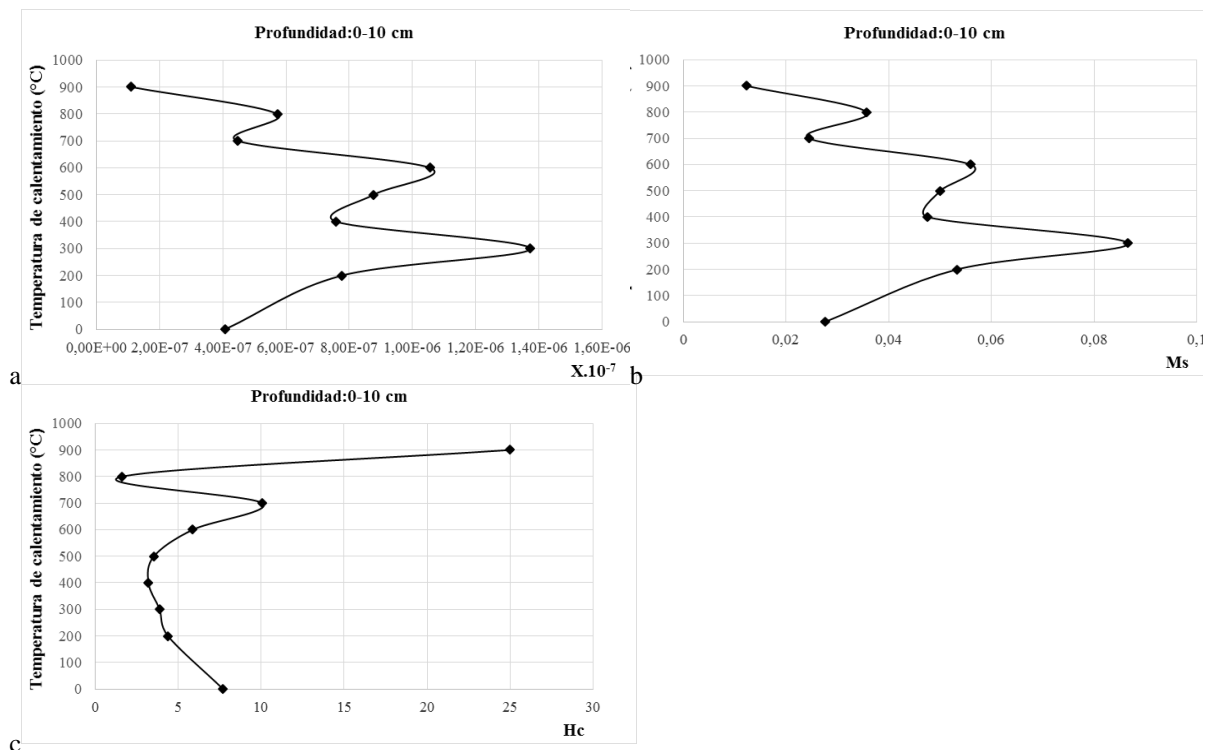


Figura 5.9. a,b y c : Perfil esquemático de 0-10 cm de profundidad de los cambios producidos con el aumento de temperatura (0- a 900°C) en los valores de susceptibilidad magnética (X), magnetización de saturación (Ms) y coercitividad (H_c) .

- **Para la profundidad de 10-20 cm (Figura 5.10. a,b y c)**

De **200 °C a 800 °C** Si bien se observa una consistencia notable en los datos, aumentos sostenidos de los parámetros extensivos X, y Ms asociados a disminución de la H_c , estas oscilaciones son de menor magnitud que en el caso del horizonte superior. Ello podría indicar que los efectos del calentamiento parecerían estar amortiguados en el horizonte inferior.

Los picos de aumento del material magnético que se observan están a 200°C, 400°C, 600 °C y 800 °C. El de 800°C es destacable y representa un cambio mucho más brusco que los previos.

Se destaca que el aumento de 200°C, 600 °C y 800 °C es de ambos horizontes.

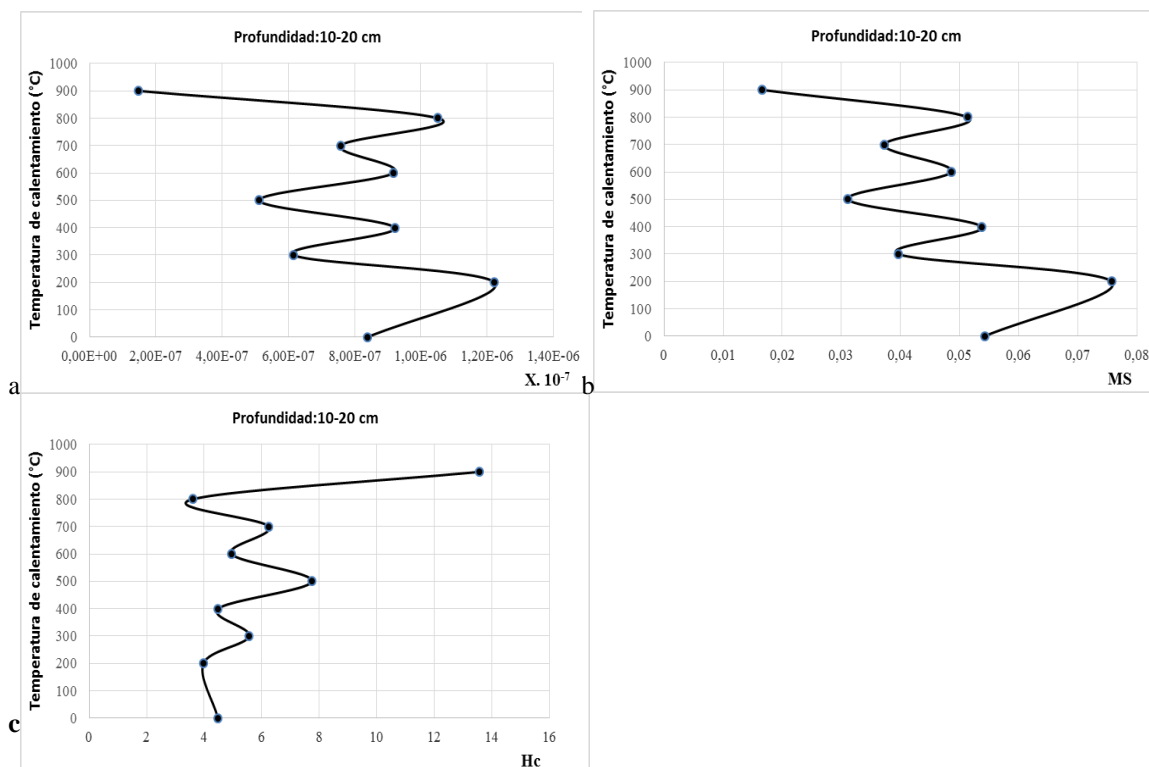


Figura 5.10. a,b y c : Perfil esquemático de 10-20 cm de profundidad de los cambios producidos con el aumento de temperatura (0- a 900°C) en los valores de susceptibilidad magnética (X), magnetización de saturación (Ms) y coercitividad (Hc).

En la **Figura 5.11** se representan las relaciones de parámetros de histéresis con el objeto de estimar el tamaño de partícula magnética en las profundidades estudiadas. En cuanto a las variaciones de partículas, se sigue la propuesta de Dunlop (2002), en donde DS= dominio simple; DPS = dominio pseudo-simple; SP= superparamagnéticas; MD= multi-dominio.

Según los datos obtenidos se observa que:

De **0-10 cm** el suelo en condiciones normales es tiene partículas DS+SP; este mismo tamaño se mantiene a 200 °C . A 700°C desaparecen las partículas superparamagnéticas Este cambio se asocia con un aumento de la Hc lo que indicaría que hay una reorganización importante de la mineralogía magnética porque hay destrucción de partículas. Lo interesante es que a 800 °C vuelven a aparecer siendo DS+SP y en 900°C tiene el tamaño de partícula de un DS+MD. En síntesis los cambios en la mineralogía magnética son permanentes a medida que el material se calienta.

De **10-20 cm** el tamaño de partícula del material sin quemar es PSD. A 200 °C grados aparece una fracción SP la que ya no se observa a 700°C por lo que se infiere su destrucción a esta temperatura; reaparece en 800°C se mantienen a 900°C.

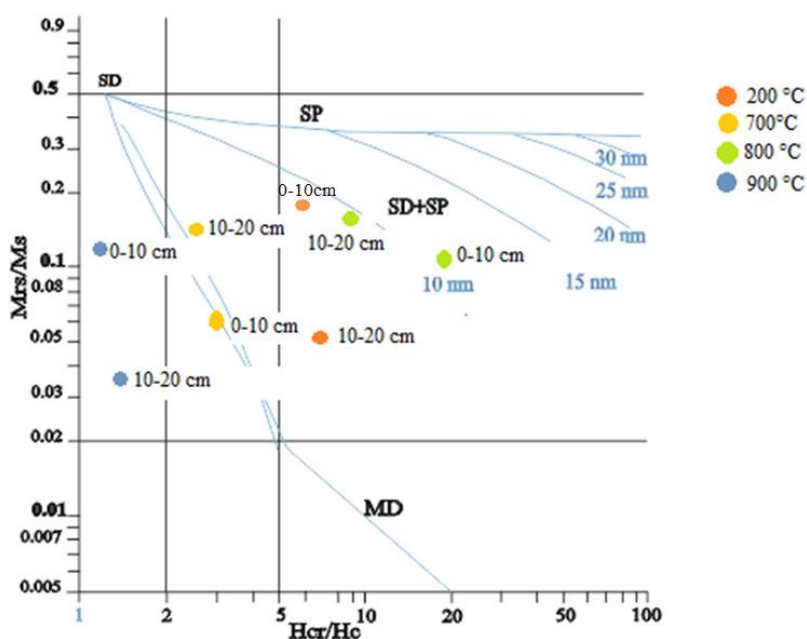


Figura 5.11: Relación de parámetros M_{rs} / M_s y H_{cr} / H_c del suelo en condiciones cuasi prístinas sometido a temperaturas entre 0-900°C . DS= dominio simple; DPS = dominio pseudo-simple; SP= superparamagnéticas; MD= multi-dominio

En la **Tabla 5.2** se puede observar un resumen de los tamaños de grano según lo planteado por Dunlop (2002).

Tabla 5.2: Tamaño de grano sensu Dunlop (2002).					
Temperatura					
Profundidad	0 °C	200 °C	700 °C	800 °C	900 °C
0-10 cm	DS+SP	DS +SP	DPS	DS+SP	DS +MD
10-20 cm	DS+SP	DS +SP	DPS	DS +SP	DS +MD

5.4.2. Comportamiento magnético del suelo in situ

5.4.2.1. Susceptibilidad magnética Bartington

De acuerdo al protocolo de muestreo se obtuvieron las curvas promedio de SM para cada tratamiento. Los resultados obtenidos mostraron valores constantes de SM a lo largo de la profundidad de estudio en el suelo sin quemar. Por el contrario, entre los primeros 2 y 3 cm de profundidad en el suelo quemado se observó un incremento notorio de los valores a alta y a baja frecuencia. Esto trajo aparejado un incremento del 8,25 % de la susceptibilidad dependiente de la frecuencia en relación a las otras profundidades del mismo tratamiento y en relación a los otros tratamientos (**Figura 5.12**); ello se adjudica a la presencia de minerales superparamagnéticos (SP).

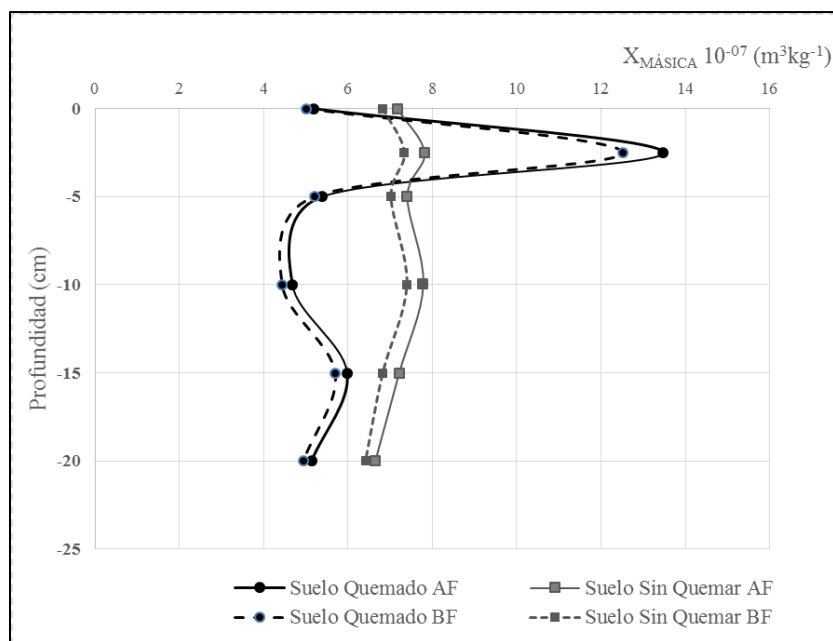


Figura 5.12: Susceptibilidad Magnética del suelo determinada a alta y baja frecuencia entre 0- 20 cm de profundidad en los tres tratamientos estudiados MASICA (m^3/kg) = (Lectura Bartington (SI) $\times 10^{-7}$) / Peso (en gramos) .

En la **Figura 5.13** se representan dos ciclos de histéresis característicos representativos del comportamiento de las muestras analizadas. De la forma de las curvas surge, que no hubo cambios mineralógicos sustanciales en los sitios afectados. Sin embargo, se observa una menor pendiente en la curva del suelo quemado en la sección superficial.

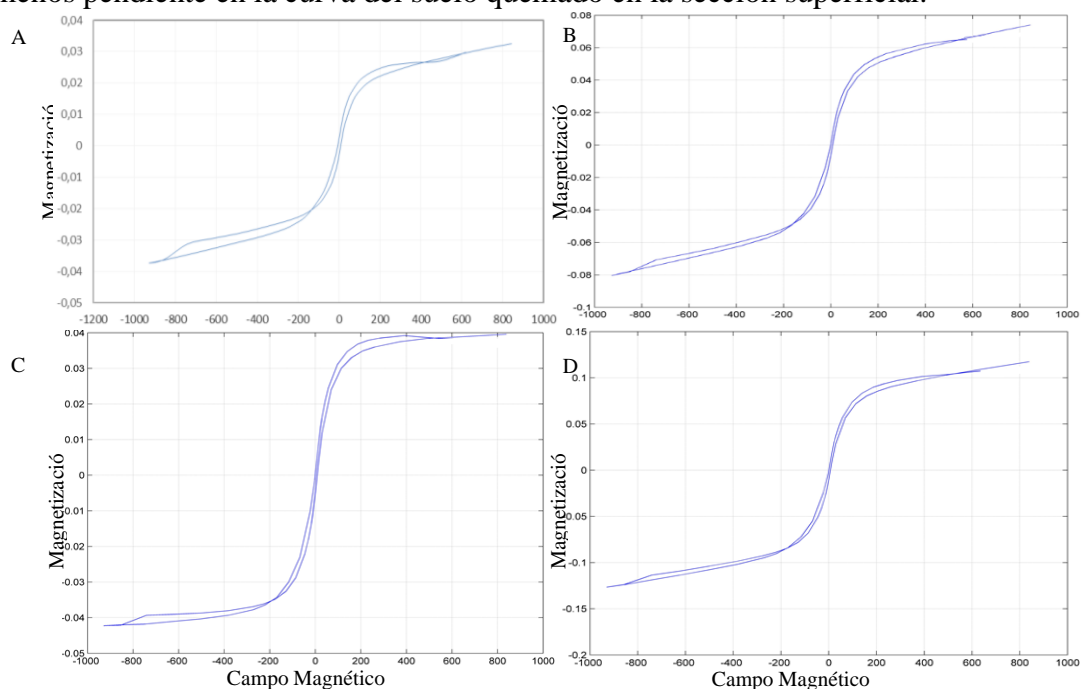










Figura 5.13 a, b, c y d: Ejemplos de ciclos de histéresis característicos de los perfiles del suelo realizados en este trabajo: A) Suelo Sin Quemar (0-10 cm); B) Suelo Sin Quemar (10-20 cm); C) Suelo Quemado (0-10 cm); D) Suelo Quemado (10-20 cm)

En la **Tabla 5.3.** y **5.4.** se muestran los parámetros magnéticos obtenidos de los ciclos de histéresis, así como aquellos de magnetización remanente isotérmica y campo inverso de las muestras extraídas in situ de los sitios sin quemar y quemados. De los valores de H_c y H_{cr} obtenidos surge que en general el mineral magnético dominante es magnetita y/o titanomagnetita.

Tabla 5.3: Promedios de los parámetros magnéticos del suelo en diferentes situaciones de incendios.

Muestra	Profundidad	X	Ms	Hc	Hcr	Mrs	Mrs/Ms	Hcr/Hc
Sin Quemar	0-10 cm	$7,17 \cdot 10^{-7}$	0,028	7,712	27,289	0,002	0,089	6,092
Sin Quemar	10-20 cm	$6,87 \cdot 10^{-7}$	0,054	4,479	27,501	0,009	0,159	3,566
Quemado	0-10 cm	$1,35 \cdot 10^{-6}$	0,127	4,820	27,760	0,030	0,237	5,760
Quemado	10-20 cm	$5,03 \cdot 10^{-7}$	0,012	13,996	28,958	0,001	0,122	2,069

Tabla 5.4: Vectores simulando el comportamiento de los parámetros magnéticos 0-20cm.

Suelo	Ms	Hc	Mrs	Hcr
Sin Quemar				
Suelo Quemados				

En la **Figura 5.14** se representan las relaciones de parámetros de histéresis con el objeto de estimar el tamaño de partícula magnética en las profundidades estudiadas. En cuanto a las variaciones de partículas magnética (Dunlop 2002) se realizan las siguientes determinaciones:

El **suelo sin quemar** de 0-10 cm tiene un tamaño de partícula de DS+SP, cambiando el tamaño de partícula a PSD de 10-20 cm. La disminución H_c estaría en el mismo sentido relacionada a un aumento relativo de partícula magnética hacia el horizonte inferior.

El **suelo quemado** de 0-10 cm tiene el tamaño de partícula siguiente : DS+SP , cambiando a PSD de 10-20 cm .Nuevamente se observa un aumento de tamaño partícula hacia el horizonte inferior.

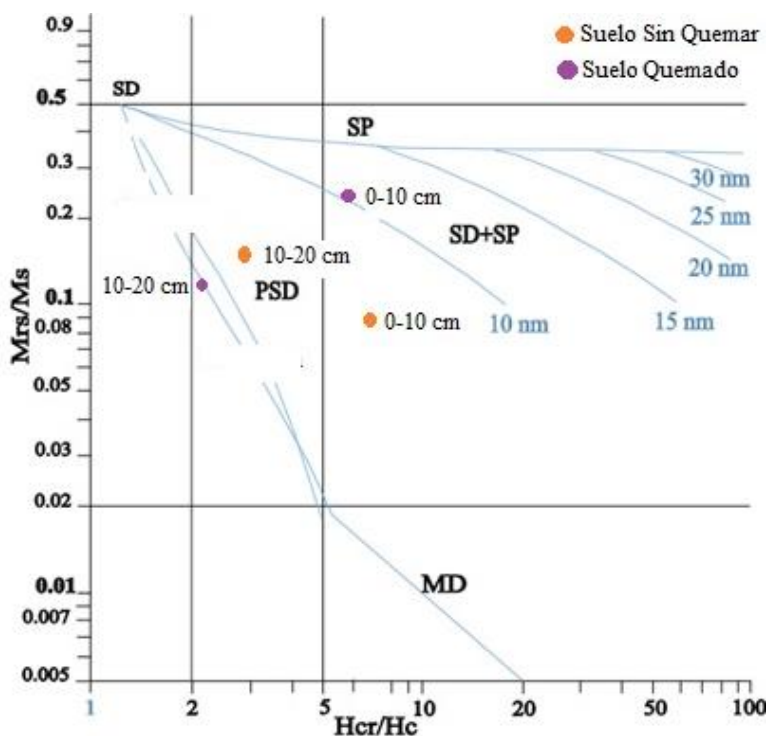


Figura 5.14: Relación de parámetros Mrs / Ms y Hcr / Hc del suelo en condiciones cuasi prístinas sometido a temperaturas entre 0-900°C . DS= dominio simple; DPS = dominio pseudo-simple; SP= superparamagnéticas; MD= multi-dominio.

5.4.3. Análisis de componentes principales

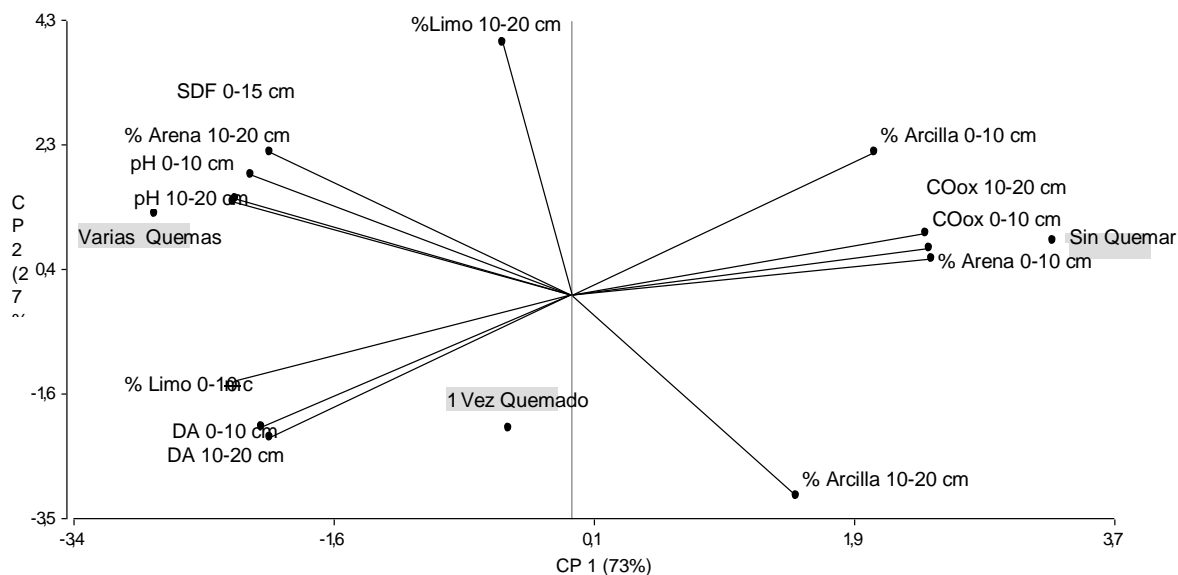
El Análisis de Componentes Principales (ACP) se utilizó como herramienta exploratoria del conjunto de datos. Esta técnica de la estadística multivariada sintetiza la información o reduce la dimensión (número de variables). En otros términos, ante un banco de datos con muchas variables, permite reducirlas a un menor número perdiendo la menor cantidad de información posible. Todo esto se aplica para determinar la existencia de diferencias entre los parámetros experimentales medidos y los distintos tratamientos establecidos (suelo sin quemar vs suelo quemado)

Con la utilización de dos componentes principales (CP) se logró explicar el cien por ciento de la variabilidad de los datos (**Tabla 5.5**), siendo la CP1 la que explicó el mayor porcentaje (73%). Dentro de esta componente las variables que presentaron mayor peso fueron, el COox, SDF, DA, % Arena, % Limo 0-10cm y el pH. La CP2 la cual explicó el 27%, presentó los mayores valores para el %Arcilla y % limo (10-20cm de profundidad).

Tabla 5.5: Autovalores derivados del ACP

Variables	CP1(73%)	CP2(27%)
% Arcilla 0-10 cm	0,27	0,3
% Arcilla 10-20 cm	0,2	-0,42
% Arena 0-10 cm	0,32	0,07
% Arena 10-20 cm	-0,29	0,20
% Limo 0-10 cm	-0,3	-0,18
%Limo 10-20 cm	-0,06	0,53
COox 0-10 cm	0,32	0,1
COox 10-20 cm	0,32	0,13
DA 0-10 cm	-0,28	-0,28
DA 10-20 cm	-0,27	-0,3
pH 0-10 cm	-0,3	0,19
pH 10-20 cm	-0,3	0,2
SDF 0-15 cm	-0,27	0,3

En la **Figura 5.15** se presenta el biplot derivado del ACP. Las variables estudiadas lograron discriminar entre las situaciones de estudio separando, principalmente, los tratamientos con quema de los que no sufrieron quema del suelo. Los tratamientos sin quema fueron los que presentaron mayores valores para el COox a las dos profundidades estudiadas y el % de arcilla y el % de arena 0-10 cm, en tanto también se generaron diferencias en relación con los sitios quemados, quedando en evidencia el aumento del pH, la SMDF, la DAP y el % de arena y manifestando una disminución significativa de COox. En función de la correlación estadística entre las variables analizadas y su posible selección como indicadores del comportamiento del suelo afectados por incendios de vegetación, los contenidos de COx, pH, DAP y SMDF mostraron una elevada correlación positiva, siendo posible seleccionar para explicar la variabilidad de los sistemas edáficos estudiados por su sencillez en la determinación de laboratorio.

**Figura 5.15:** Gráfico de biplot de análisis de componentes principales

5.5. DISCUSIÓN

Los efectos sobre el suelo sometido a las diferentes temperaturas (Figuras 5.8 y 5.9) muestran que aproximadamente entre 200 °C y 400 °C se produce la pérdida de oxhidrilos de los hidróxidos de Fe y Al que acompañan frecuentemente a los filosilicatos; cuando es mayor de 700 °C ocurre la deshidroxilación de los filosilicatos, dependiendo del grado de organización de la capa interfoliar octahédrica, coincidiendo los resultados con los de (Robert 1975, 1977; Farmer 1978).

Estos cambios, también pueden estar asociados al aumento de la concentración de hierro por lixiviación por efecto de las altas temperaturas. Esto fue estudiado por Cancelo-González et al. (2015) quienes sometieron muestras de suelo no disturbadas a diferentes temperaturas (222 °C y 401 °C) y a lluvias simuladas en laboratorio. Estos autores encontraron que la lixiviación de hierro se incrementó notoriamente a la temperatura más elevada del ensayo, migrando primero asociado a la materia orgánica disuelta y luego, al disminuir la concentración de ésta, en forma inorgánica.

Las diferentes resultados obtenidos parecen indicar una dependencia de la mineralogía original que forma parte del incendio y el tipo de suelo desarrollado (contenido de materia orgánica, textura, entre otros) con los resultados magnéticos que se obtienen. Por su parte Ketterings et al. (2000) sometieron muestras de suelo obtenidas entre 0-5 cm y 5-15 cm de profundidad conteniendo caolinita, gibsita, anatasa y goetita a diferentes temperaturas (100 °C, 300 °C, 600 °C y mayor a 600 °C). Al igual que Ketterings et al. (2000) quienes realizaron experimentos con Oxisoles de Indonesia conteniendo caolinita, gibsita, anatasa y goethita, a campo con incendios de vegetación provocados y en laboratorio a diferentes temperaturas de exposición (100 °C, 300 °C, 600 °C y más de 600 °C) y en las capas 0-5 cm y 5-15 cm de profundidad. El mayor cambio se produjo a temperaturas mayores a 600 °C en la capa 0-5 cm, donde la gibsita y caolinita disminuyeron y se formó maghemita ultrafina por la deshidratación de la goethita en presencia de materia orgánica, aumentando así la susceptibilidad magnética.

El efecto del aumento de la DA, hidrofobicidad comprobado en el capítulo 3; y la consecuente concentración relativa de minerales ferrimagnéticos, se produce cuando las arcillas de tipo 2:1 juegan específicamente en el proceso de fijación o retrogradación del potasio; cuando este elemento se encuentra en cantidad suficiente, se pueden formar capas de potasio anhidro en los espacios interfoliares de arcillas expansibles, generando el colapso de esos espacios y la transformación hacia estructuras de tipo illita, no expansibles y de menor capacidad de intercambio iónico (Velde y Barré 2010).

La determinación de la susceptibilidad magnética a pequeños intervalos de distancia ha mostrado valores muy similares en los 20 cm superficiales del suelo no quemado. Aunque con una pequeña diferencia estadísticamente no significativa en los valores absolutos. Por el contrario, en el suelo que ha sufrido varias quemaduras se ha podido apreciar un incremento significativo de la SM y la SDF entre 2 y 3 cm de profundidad, por debajo de esa profundidad, los valores absolutos y la función vertical -aunque con pequeñas oscilaciones- son similares a los otros dos tratamientos.

En la **Figura 5.13** se representan dos ciclos de histéresis característicos representativos del comportamiento de las muestras analizadas. De la forma de las curvas surge, que no hubo cambios mineralógicos sustanciales en los sitios afectados. Sin embargo, se observa una menor pendiente en la curva del suelo quemado en la sección superficial, lo que implica un

menor contenido de minerales paramagnéticos (arcillas) seguramente destruidas por el incendio.

Trabajos como el de Le Borgne (1955 y 1960), Ketterings et al. (2000) y La Manna y Navas (2012) han permitido comprobar transformaciones mineralógicas de los óxidos de hierro del suelo como consecuencia del fuego y la intensificación de la señal magnética que de ello resulta. Esto también se puede verificar con el incremento de la SM en contextos arqueológicos como consecuencia de diversas actividades humanas que implicaban la quema del suelo, aun cuando los procesos mineralógicos implicados son materia de discusión (Evans y Heller 2003). En el caso aquí estudiado de suelo de Yungas el hecho que con un solo incendio no se manifieste un cambio de la señal magnética, asociado a modificaciones en la mineralogía magnética de la sección, podría indicar que un primer incendio de la vegetación forestal afecta sobre todo la copa de los árboles y tiene menor incidencia en el sotobosque y en el suelo. Sin embargo, otros parámetros evaluados como el COox y la granulometría indican que un solo incendio provocó cambios notorios en la superficie del suelo, sugiriendo también el efecto de temperaturas elevadas. Así, otra interpretación sería que las temperaturas alcanzadas en el suelo sólo han generado cambios pequeños en los minerales de hierro, por las temperaturas inferiores a las esperadas por los ensayos de laboratorio, y que se ha requerido un efecto aditivo para su detección a través de la señal magnética. De cualquier manera, en el caso estudiado el incremento de la SM se encuentra restringido al nivel más superficial del suelo, y podría vincularse a cambios en la concentración de minerales magnéticos vinculados al reacodomamiento por variaciones en las propiedades físicas del suelo por la combustión.

5.6. CONCLUSIONES

Las temperaturas alcanzadas en los ensayos en el suelo generaron cambios mineralógicos. Estos cambios pueden detectarse través de su señal magnética, que se presenta como una herramienta muy útil para interpretar distintos procesos que ocurren en el suelo de manera natural o por alteraciones.

Las diferentes resultados obtenidos parecen indicar una dependencia de las características del del suelo al momento del incendio (mineralogía, tipo de suelo desarrollado (cont. de materia orgánica) con los resultados magnéticos que se obtienen.

El incendio de la vegetación genera modificaciones en los componentes orgánicos e inorgánicos del suelo y en diversas propiedades que se derivan de aquellos. La magnitud de esos cambios es función de numerosos factores tales como las características del combustible, el tipo de suelo y de la frecuencia de los incendios. En este trabajo se ha evaluado el efecto de los incendios forestales en la selva subtropical de Yungas de Jujuy en los niveles superficiales de un suelo Argiustol údico comparando los cambios ocurridos en algunas propiedades físicas, químicas y mineralógicas en sitios que han sufrido uno y varios incendios respecto a un sitio no quemado.

Las variables COox, DA, pH y granulometría son frecuentemente utilizadas en el estudio del efecto de los incendios de vegetación en el suelo, y en este trabajo han mostrado también su sensibilidad como indicadores de esos eventos. En cuanto a la SM y otros parámetros magnéticos estudiados si bien trabajos experimentales y estudios del suelo en contextos arqueológicos muestran las transformaciones de los óxidos de hierro y el incremento de la SM como consecuencia del calentamiento del suelo, este método prácticamente no ha sido de utilidad en la evaluación del efecto de los incendios forestales. Ello estaría vinculado a

que las temperaturas alcanzadas por los incendios no fueron homologables a las alcanzadas en los ensayos de laboratorio necesarias para producir modificaciones sustantivas en la mineralogía magnética. Los resultados aquí obtenidos indican también el interés de este parámetro como indicador sensible del impacto del incendio de biomasa en la mineralogía del suelo.

CAPÍTULO 6
EL FUEGO Y SU APOORTE AL
CALENTAMIENTO GLOBAL: FLUJO DE GASES DE
EFECTO INVERNADERO (GEI) ENTRE EL SUELO Y LA
ATMÓSFERA

6.1. INTRODUCCIÓN

Los gases de efecto invernadero (GEI) captan la radiación infrarroja, generando así el aumento de la temperatura sobre la superficie terrestre, dando lugar al calentamiento global. Dentro de este grupo se encuentran, entre otros, el dióxido de carbono (CO_2), el metano (CH_4) y el óxido nitroso (N_2O) (IPCC 2014).

El CO_2 es el GEI que absorbe la menor cantidad de radiación y, por lo tanto, presenta un potencial de calentamiento global (PCG) igual a 1, mientras que el N_2O posee un PCG 298 veces mayor al del CO_2 y el CH_4 tiene de PCG 25 (IPCC 2006). Esto significa que para una misma masa de gas el N_2O absorbe una cantidad de calor 298 veces mayor que el CO_2 lo que genera un mayor impacto del N_2O en términos de carbono equivalente (IPCC 2007).

Parte del aumento en concentración que experimentan el CO_2 , CH_4 y N_2O en la atmósfera tiene su origen en los ecosistemas terrestres, en procesos complejos que provienen de la interacción entre la actividad humana (uso de fuego, deforestación, cambios de uso del suelo), vegetal, animal y los procesos biológicos presentes en el suelo.

Las emisiones de GEI procedentes del suelo son el resultado de procesos microbianos que presentan un alto grado de la variabilidad temporal y espacial (Giltrap et al. 2010). Se sabe que el efecto del fuego en la microflora se da aproximadamente entre los 70 °C y los 125 °C, temperatura a la cual se produce la esterilización casi completa del suelo (Liegel 1986). Por encima de los 200 °C prácticamente todas las bacterias son eliminadas. Existen diversas respuestas de las comunidades biológicas al paso del fuego, dependiendo de la severidad del mismo, la heterogeneidad de los ecosistemas y las condiciones climáticas después de los incendios. Además de estos factores, los estudios sobre la microflora están condicionados por la profundidad y el momento de muestreo del suelo, lo cual provoca que su interpretación resulte compleja (Mataix-Solera et al. 2008, 2009). Ginzburg y Steinberger (2012) señalan que de acuerdo a la literatura los efectos del fuego en las comunidades biológicas pueden ser positivos, neutros o negativos.

Pourreza et al. (2014) encontraron efectos positivos sobre la microflora con un aumento de las bacterias del suelo después de una quema de alta severidad, debido a la incorporación de cenizas que estimularon la actividad microbiana. Por otro lado, Grasso et al. (1996) no hallaron diferencias significativas en la población microbiana después de calentar un suelo a 450 °C durante 3 minutos. Ekinici (2006) no encontró diferencias en el contenido de carbono de la biomasa microbiana en suelos que sufrieron incendios de intensidad media (250 °C - 450 °C). No obstante, la declinación rápida de la población microbiana debido al fuego es usualmente transitoria gracias a su resiliencia, con diferente tasa de recuperación según de que comunidad se trate.

La pérdida de materia orgánica y la alteración de las propiedades hídricas del suelo también afectan la recuperación de la microbiota después de un incendio (Busse y DeBano 2005). En este sentido, el efecto del fuego sobre el suelo, además de dar lugar a una destrucción o degradación selectiva de los constituyentes orgánicos, determina también un incremento sustancial de la diversidad molecular de la materia orgánica (González-Pérez et al. 2004).

Los procesos de descomposición de la materia orgánica en ausencia de oxígeno (anaerobiosis), la combustión (incendios) de biomasa en bosques tropicales y sábanas, pueden emitir importantes cantidades de CO_2 , N_2O y CH_4 (Martínez et al. 2004). En estas condiciones el fuego constituye un agente en la aceleración del ciclo biogeoquímico del carbono y el nitrógeno (Almendros et al. 1990).

Un primer resultado para emisión de GEI desde suelos incendiados, muestra variación temporal y espacial de CO_2 , N_2O y CH_4 , controlada principalmente por la temperatura y la humedad del suelo, y por el contenido de carbono y nitrógeno orgánico (Uribe 2013).

El incremento en la proporción de sitios anaeróbicos, a medida que se incrementa el espacio poroso lleno de agua, resulta en la reducción de la actividad microbiana aeróbica y el aumento de la anaeróbica (Aulakh et al. 1991). Esto lleva a un incremento del proceso de desnitrificación, el cual suele ser acompañado por el aumento de la emisión de N_2O . La tasa de producción de N_2O depende de los procesos de nitrificación y de desnitrificación, y varía en función del contenido hídrico, la disponibilidad de NO_3^- y la temperatura del suelo entre otros factores (Dobbie y Smith 2001; Schindlbacher y Zechmeister-Boltenstern 2004; Jantalia et al. 2008; Cosentino et al. 2013).

Otro factor importante en la regulación de la emisión de N_2O es el contenido de carbono orgánico del suelo y afecta de dos maneras: a) como fuente de energía para desnitrificadores, y b) al aumentar la demanda biológica de oxígeno y la generación de zonas anaeróbicas en el suelo.

También la generación de zonas anaeróbicas pueden favorecer a la emisión de CH_4 , ya que los metanógenos resultan ser anaerobios estrictos (mueren en presencia de oxígeno), sólo se encuentran en entornos en los que el oxígeno es reducido, condición que se da durante un incendio y después de él. Sobre todo en entornos que experimentan una descomposición de materia orgánica (Thauer 1998).

A diferencia de lo que sucede con la quema de combustibles fósiles o desde el sector agropecuario en países agrícolas, en general los incendios forestales son una fuente menor de emisión de GEI. Según la Tercera Comunicación Nacional para el Cambio Climático (3CNCC), para Argentina los incendios contribuyen poco al total de las emisiones (Ministerio de Ambiente 2015). Las emisiones que se incluyen en el inventario de nuestro país, son las causadas por la quema de residuos agrícolas en el campo, mayormente de caña de azúcar. Un factor que puede estar contribuyendo a esta baja participación es la no inclusión en las estimaciones de las emisiones causadas por incendios de pajonales y forestales, cuyas estadísticas comenzaron a publicarse en 1993 y recién fueron completas varios años más tarde. Es decir, que existe un vacío de información, sobre cuál es la contribución que ejercen los incendios no agrícolas en las emisiones del país. Mucho menos existen mediciones de emisiones GEI realizadas en suelos incendiados y sobre distintos materiales vegetales.

6. 2. OBJETIVOS E HIPÓTESIS ESPECÍFICAS

Escala de Ecosistema

Objetivo específico 1:

Estimar el efecto del fuego sobre la emisión potencial de dióxido de carbono (CO_2), óxido nitroso (N_2O) y de metano (CH_4), desde el suelo y el material vegetal propio de cada sitio de estudio.

Hipótesis específica 1:

Los eventos de fuego aumentan la producción de GEI por su impacto en la estructura del suelo por taponamiento y aumento de densidad aparente del suelo.

Predicción: el aumento del porcentaje de sitios anaeróbicos-causado por el aumento de la densidad aparente del suelo, por colapso de la estructura órgano mineral y el taponamiento de los poros por las cenizas después de un incendio- aumenta la producción de GEI.

Hipótesis específica 2:

Luego de un incendio, el suelo del Delta presenta mayor emisión total potencial de GEI que el suelo de Yungas.

Predicción: El carbono orgánico del suelo es fuente de energía para los microorganismos. Se espera que a mayor contenido de carbono orgánico en el suelo sea mayor la emisión total de GEI.

Hipótesis específica 3:

Durante un incendio, el sitio de Yungas producirá mayor emisión total potencial de GEI, debido a su mayor biomasa combustible.

6.3.MATERIALES Y METODOS

La emisión de CO₂, N₂O y CH₄; y los parámetros físico-químicos y biológicos del suelo, fueron estudiados en los mismos sitios de estudio caracterizados en el Capítulo 2, Yungas y Delta.

Demstración de Hipótesis: Para poner a prueba las hipótesis específicas, se realizaron dos ensayos:

Ensayo 1: Emisión total potencial de GEI a partir del suelo.

Se dividió en 2 etapas:

Etapa 1: Con el fin de cuantificar la emisión de CO₂, N₂O y CH₄ desde el suelo, se tomaron tres muestras de suelo sin disturbar en cilindros de PVC, correspondiente a lugares sin quemar y recientemente quemados de cada uno de los sitios de estudio –Delta y Yungas– según el esquema de la **Figura 6.1**.

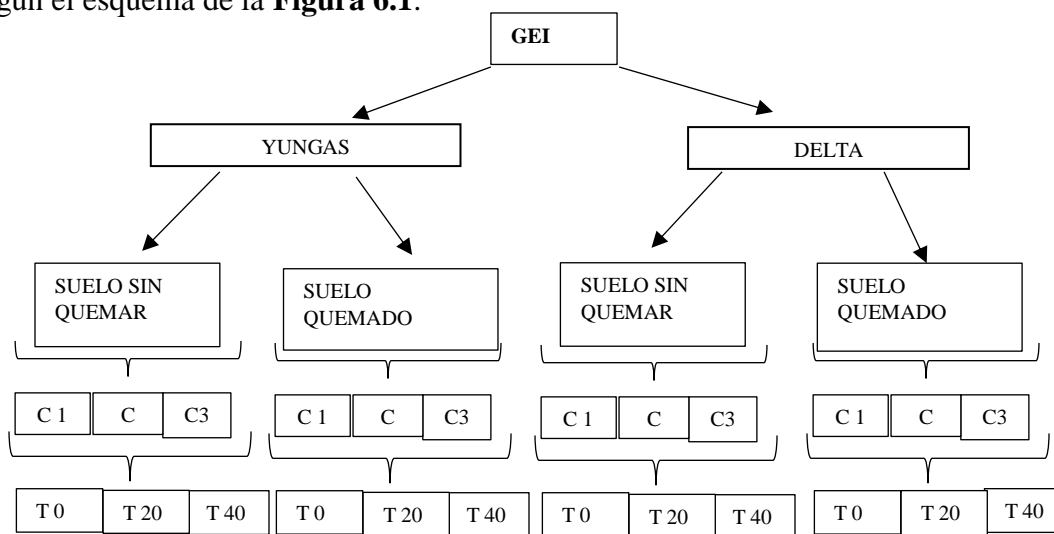


Figura 6.1: Esquema conceptual del diseño experimental para la toma de muestras de GEI a partir de los sitios de estudios. La letra (C) corresponde a los cilindros y sus repeticiones, y la letra T a tiempo (0, 20 y 40 minutos).

Previo a la toma de muestras, se llevó el suelo de cada cilindro de PVC a capacidad de campo y a condiciones semi controladas de temperatura. El ensayo duró cuatro días, durante los cuales se recolectaron los gases emitidos desde el suelo contenido en cada cilindro de PVC utilizando cámaras cerradas no ventiladas de 0,16 m de diámetro y 0,16 m de altura. Ambas partes permanecieron unidas y selladas (por un sistema de encastre a presión) durante el tiempo que duró la toma de las muestras de GEI. El cilindro que actuó como cámara se colocó al momento de la toma de muestra de GEI y fue removida una vez terminada la colecta (Figura 6.2 y 6.3). Las muestras de GEI se extrajeron con una bomba de vacío y fueron inyectadas en viales (frascos sellados) de 10mL tipo Agilent. Para verificar la linealidad en la emisión, se tomaron muestras de cada tratamiento y repetición (dentro de cada cámara) en tres tiempos (0, 20 y 40 minutos).

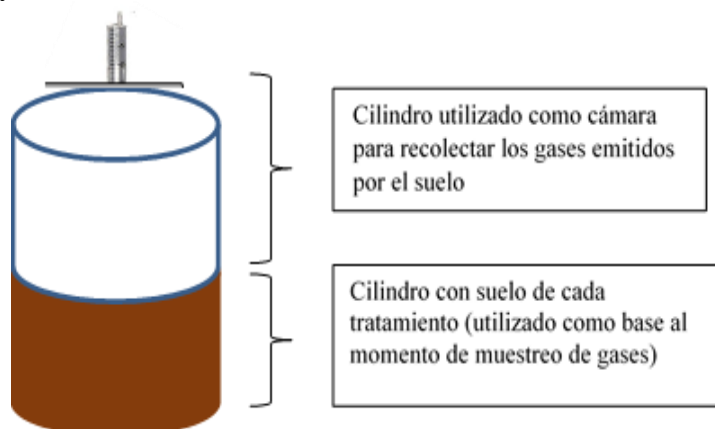


Figura 6.2: Esquema de la cámara colectora de gases.



Figura 6. 3: Fotografía de la extracción de gas con la bomba de vacío a partir de los cilindro (utilizado como base al momento de muestreo de gases) con suelo de cada tratamiento y la cámaras colectoras de gases.

La corroboración de la linealidad en la emisión de GEI desde el suelo es un medio para asegurar que la tasa de emisión se mantiene constante durante el tiempo que dura el muestreo del gas. Esto asegura que no hay saturación del gas en el interior de la cámara. Cuando el coeficiente de determinación (R^2) de la regresión lineal fue mayor que 0,9 se consideró que la pendiente de la función representó la tasa de emisión de GEI. Cuando el R^2 fue menor que 0,9 y/o la función lineal no pudo ser ajustada (regresión no significativa), el flujo de GEI en el intervalo fue considerado cero. Todos los valores de emisión de GEI fueron incluidos en el análisis. El cálculo de la emisión de GEI, el cual es explicado más abajo, se realiza utilizando los tres puntos (0, 20 y 40 minutos) (Li et al. 2000; Giltrap et al. 2010).

Las concentraciones de CO₂, N₂O y CH₄ se determinaron por cromatografía gaseosa en un GC 7890 A equipado con un muestreador automático 7697 A. Tanto el muestreador con el cromatógrafo son Agilent Technologies y se encuentran en el Laboratorio de Servicios Analíticos Especiales de la Facultad de Agronomía - UBA.

Etapa 2: con el fin de no disturbar el suelo contenido en los cilindros, solo se tomaron muestras de suelo compuestas (por las tres repeticiones) en el día 1 (Tiempo Inicial) y en el día 4 (Tiempo Final) del ensayo. A partir de las muestras de suelo húmedo se determinó la concentración de N-NO₃ por colorimetría (Keeney y Nelson 1982), el contenido de carbono de la biomasa microbiana (CBM) por el método de fumigación - extracción (Vance et al. 1987), el carbono orgánico soluble oxidable (COSox) mediante la agitación del suelo con K₂SO₄ 0,5mol L⁻¹ durante 30 minutos y posterior filtrado (Tate et al. 1988) y determinado mediante la técnica de combustión húmeda de Walkley y Black (1934); y el contenido hídrico gravimétrico (CHg) por secado en estufa a 105 °C hasta peso constante.

La densidad aparente (DA) fue tomada dentro del cilindro al finalizar el ensayo y determinada por el método del cilindro (100 cm³; 0,05 m de diámetro) (Blake 1965). A partir de los valores de DA y de la densidad de partícula (Dp) se calculó la porosidad total (PT), asumiendo una Dp de 2,65 Mg m⁻³.

El porcentaje del espacio poroso lleno de agua (EPSA %) se calculó a partir de los valores de PT (porosidad total) y CHv (contenido hídrico volumétrico), utilizando la ecuación [6.1]:

$$\text{EPSA (\%)} = \text{CHv (\%)} / \text{PT (\%)} * 100 \quad [6.1]$$

Conjuntamente con la toma de muestras de gas del interior de las cámaras, se tomó la temperatura del suelo con un termómetro digital a 0,1 m de profundidad y la temperatura del aire con un termómetro de mercurio sobre el suelo al costado de las cámaras.

Para determinar si hubo emisión de GEI y cuál fue su tasa, se calculó el flujo de emisión de acuerdo con la ecuación [6.2]:

[6.2]

$$f = \frac{\Delta C}{\Delta t} \times \frac{V}{A} \times \frac{m}{V_m}$$

Donde $\Delta C/\Delta t$ es el cambio en la concentración del gas dentro la cámara durante el tiempo de incubación Δt , V es el volumen de la cámara, A es el área de suelo cubierta por la cámara, m es el peso molecular del gas y V_m es el volumen molar del gas. El flujo de gas se calculó para cada uno de los gases de estudio como el incremento en la concentración durante el período de incubación.

Ensayo 2: Emisión de GEI a partir de la quema del material orgánico vegetal

Con el fin de estudiar la emisión de GEI a partir de la quema del material orgánico vegetal en cada uno de los sitios de estudio, se tomaron muestras del material vegetal potencialmente combustible más representativo de las zonas a estudiar, según las siguientes características:

- Herbáceo: hojas, pastos, mantillo u hojarasca, ramas finas de arbustos.
- Leñoso: troncos, ramas gruesas, corteza de árboles.

Las muestras se deshidrataron en estufa a 60 °C durante 48 h, luego se molieron y tamizaron (con tamiz de 1 mm de apertura de malla), y finalmente se homogeneizaron (**Figura 6.4**).



Figura 6. 4: Preparación de la muestra del material vegetal.

De cada muestra de material vegetal se tomaron tres submuestras con dos repeticiones de 0,05g, 0,1 g y 0,15 g para leñosa y herbácea respectivamente con el fin de corroborar la linealidad en la emisión de GEI (**Figura 6. 5**).

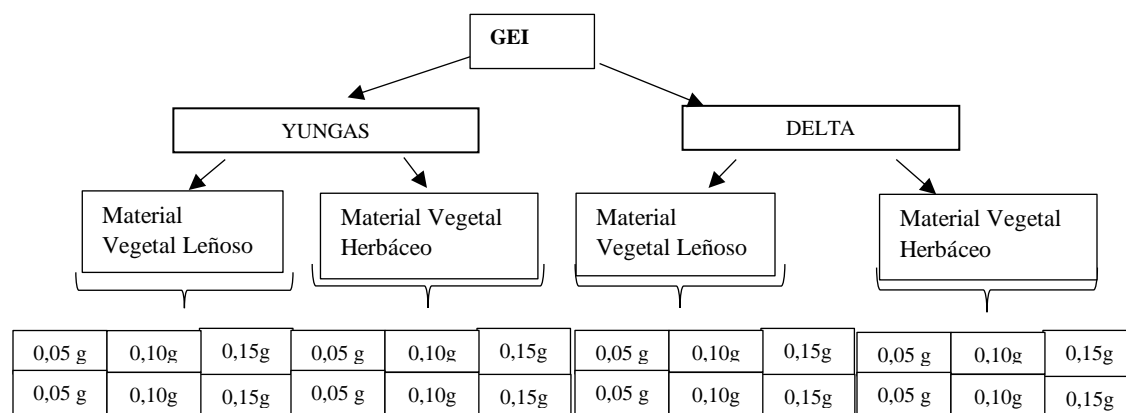


Figura 6.5: Esquema conceptual del diseño experimental para la toma de muestras de GEI a partir del material vegetal.

Al material vegetal se le realizó el análisis de carbono y nitrógeno orgánico en el laboratorio del Instituto de Suelos del CIRN-INTA.

Con el fin de estimar la emisión de los GEI producido a partir de la quema del material vegetal representativo de cada sitio, se construyó una cámara de vidrio de volumen conocido $0,072 \text{ m}^3$ ($0,60\text{m} \times 0,40\text{m} \times 0,30\text{m}$), dentro de la cual se colocó un quemador eléctrico que proporcionó la energía de activación necesaria para la combustión.

Cada submuestra de material vegetal se la colocó en el quemador eléctrico, el que fue encendido después de asegurar la hermeticidad de la cámara de vidrio. A la cámara de combustión se le realizó un orificio de salida donde se colocó una jeringa con una llave de tres vías para regular el momento de la toma de la muestra de los GEI desde su interior (**Figura 6.6 a**).

La toma de la muestra de los GEI se realizó en el momento de la carbonización total del material vegetal, se la extrajo con una bomba de vacío y fue inyectada en viales (frascos

sellados) de 10mL tipo Agilent. Después de cada combustión se limpió la cámara para evitar la contaminación entre dos muestras sucesivas (**Figura 6.6 b**).

La concentración de CO₂, N₂O y CH₄ se determinó por cromatografía gaseosa en un GC 7890 A equipado con un muestreador automático 7697 A (Agilent Technologies) en el Laboratorio de Servicios Analíticos Especiales de la Facultad de Agronomía - UBA.



Figura 6. 6 a y b: Fotografías de la cámara de vidrio, en su interior se puede notar el quemador eléctrico y en su exterior la salida con la bomba para la toma de gases (a) y (b) muestra el proceso de combustión.

Para determinar la emisión de los gases se siguieron los siguientes pasos:

- 1) Se convirtió la concentración del gas dentro del vial de unidades en ppm a $\mu\text{g m}^{-3}$ de volumen de aire según el caso (Finlanysen-Pitts y Pitt 1986; Contreras –Moctezuma 2003): $\mu\text{g m}^{-3} = \text{ppm} \times \frac{\text{PM}}{40,9}$ donde p corresponde a ppm; C es igual a 40,9 y PM es el peso molecular del contaminante.
- 2) Dicha concentración del gas correspondiente en $\mu\text{g m}^{-3}$ dentro del vial, se la refirió al volumen de la cámara.
- 3) Para expresar la emisión de los GEI en función del área ($\mu\text{g de contaminante m}^{-2}$), se dividió el valor de $\mu\text{g de contaminante m}^{-3}$ por el espesor de la cámara. A este valor se lo refirió a hectárea ($\mu\text{g de contaminante ha}^{-1}$).
- 4) Para expresar $\mu\text{g de contaminante ha}^{-1}$ por Mg de combustible vegetal, primero se lo refirió al peso de cada submuestra expresada en Mg.
- 5) Una vez obtenida la emisión ($\mu\text{g contaminante Mg}^{-1}$ de combustible quemado ha^{-1}), se calcularon las emisiones extrapolando a condiciones de incendio. Para ello, se utilizaron los inventarios de la biomasa total (en peso seco) de cada sitio de estudio siendo para:
 - Yungas: 324 Mg ha^{-1} por unidad de superficie (considerando la sumatoria del estrato aéreo leñoso (71%), el estrato radicular (16%), el estrato arbustivo (8%), el estrato herbáceo (3%) y el estrato de hojarasca (2%) según las estimaciones realizadas en Manrique et al. (2011, 2012 y 2015).
 - Delta: se utilizaron los resultados obtenidos en las jornadas de Silvicultura preventiva en plantaciones forestales” organizado por el Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación a través de su Dirección de Producción Forestal (DPF) donde se realizó un muestreo al azar y luego se determinó una carga combustible promedio de material fino

seco (pajonal) de 8 Mg ha⁻¹. La biomasa total forestal fue 112,7 Mg ha⁻¹, según resultados obtenidos por Del Tufo (2009).

- 6) Con el fin de poder comparar la emisión de los GEI entre sí, la emisión de CH₄ y N₂O se calculó en términos de CO₂ equivalente (CO₂ eq), ponderando la masa de cada gas de acuerdo los potenciales de calentamiento global (PCG) ,del IPCC 2007 (PCG CO₂= 1; PCG N₂O=298 y PCG CH₄=25) y luego se sumaron las emisiones de los tres GEI (IPCC 2006).
- 7) Por último se sumaron las emisiones promedios de GEI desde el suelo (ensayo 1) con las de material combustible vegetal (ensayo 2) correspondiente a cada sitio de estudio.

6.3.1. Análisis de datos

Se analizaron los resultados obtenidos para cada ecosistema mediante modelos estadísticos, que permitieran establecer si existe correlación entre la emisión de los GEI de los suelos quemados y sin quemar. Por tratarse de ambientes diferentes, Yungas y Delta, los datos obtenidos se analizaron por separado, de esta manera las variables medidas lograron mostrar con mayor grado de precisión las diferencias entre las situaciones de estudio.

La información obtenida mediante las determinaciones en laboratorio y en campo, se analizó con el programa estadístico Infostat/P (Di Rienzo et al. 2015) a través de análisis de Modelos Lineales Generalizados Mixtos, con especificaciones del modelo en el módulo de R para su análisis e interpretación. Cuando se evidenció diferencias significativas se realizó Test de Tukey .

Analizando el conjunto de datos mediante el análisis multivariado de componentes principales (ACP) correlaciones de Pearson con el software estadístico Infostat/P (Di Rienzo et al. 2015).

6. 4. RESULTADOS

6.4.1. Emisiones de GEI desde el Suelo

La temperatura del aire y del suelo dentro de los cilindros de PVC se mantuvo constante durante los cuatro días que duró en ensayo. La temperatura media del suelo fue 22,8 °C ± 1 °C, mientras que la temperatura media del aire fue 23,6 °C ± 1,5 °C.

La DA obtenida para las Yungas en suelo sin quemar fue 0,95 Mg.m⁻³ y en suelo quemado 1,17 Mg.m⁻³; y para el Delta fue 0,81 Mg.m⁻³ y 1,16 Mg.m⁻³ en suelo sin quemar y suelo quemado, respectivamente.

La **Figura 6.7** muestra la emisión de N₂O en función de los días que duró el ensayo para las tres las cámaras de un tratamiento. A modo ejemplo, se presenta los resultados correspondientes al tratamiento del Delta en suelo quemado, aclarando que todos los tratamientos de los dos sitios de estudios presentaron un comportamiento similar.

Se observa que cada cámara tuvo un coeficiente alto de correlación entre la emisión de N₂O en el tiempo (R²>0,93), pero existió una gran variabilidad entre las cámaras.

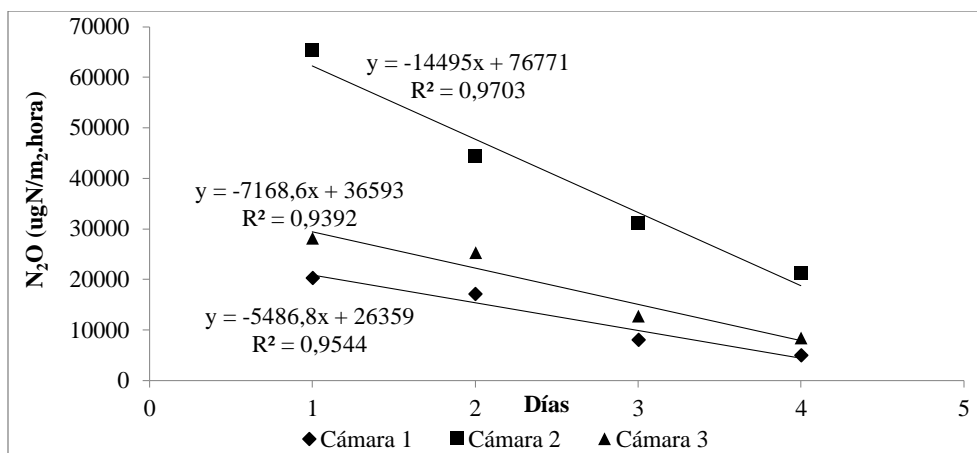


Figura 6.7: Regresión lineal de la emisión de N_2O en función de los días que duró el ensayo para cada una de las cámaras de un tratamiento.

6.4.1.1. YUNGAS: Emisiones GEI

Óxido nítrico: Se observa que la emisión de N_2O disminuyó con el tiempo en el tratamiento del suelo quemado, mientras que en el suelo sin quemar se mantuvo constante durante los cuatro días del ensayo. Esta diferencia entre tratamientos fue significativa ($p < 0,05$), mostrando los primeros 2 días del ensayo mayor emisión desde el suelo que sufrió quemaduras, con la variabilidad aleatoria propia de cada lugar (**Figura 6.8**).

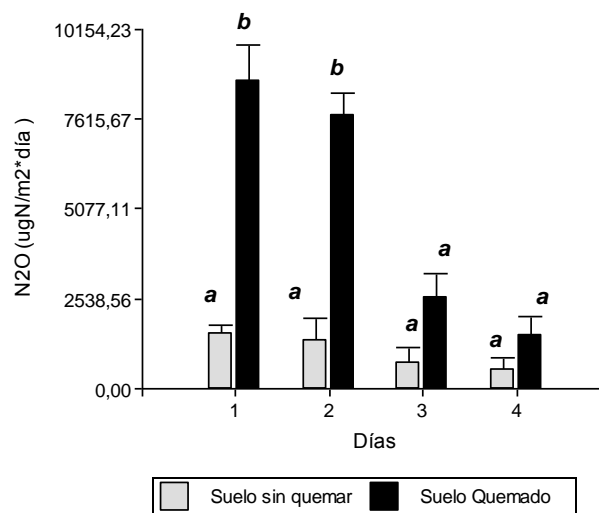


Figura 6.8: Dinámica de la emisión de óxido nítrico (N_2O) durante los cuatro días de ensayo. Las barras representan el error estándar. ^{ab} valores con la misma letra no difieren significativamente entre ellos con $p < 0,05$.

Dióxido de Carbono: Se observó respiración significativamente ($p < 0,05$) más elevada en el suelo sin quemar que en el suelo quemado en tres (1, 3 y 4) de los cuatro días de ensayo. La emisión de CO_2 no mostró el mismo patrón en el tiempo entre tratamientos. El suelo sin quemar tuvo diferencias significativas ($p < 0,05$) entre el día 1 y el día 4, con mayor emisión al inicio del ensayo, mientras que en el suelo quemado hubo un pico de emisión en el día 2 y luego un decaimiento (**Figura 6.9**).

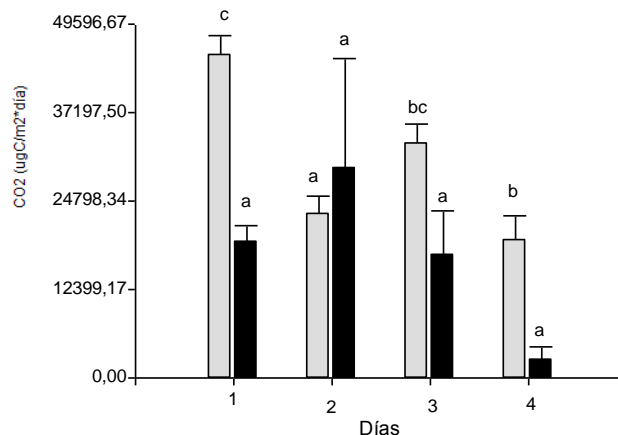


Figura 6.9: Dinámica de la emisión de dióxido de carbono (CO₂) durante los 4 días de ensayo. Las barras representan el error estándar. ^{abc} valores con la misma letra no difieren significativamente entre ellos con $p < 0,05$.

Metano: Se observó baja a nula emisión en ambos tratamientos. Sin diferencias significativas entre el suelo quemado y sin quemar durante los 4 días de muestreo (**Figura 6.10**).

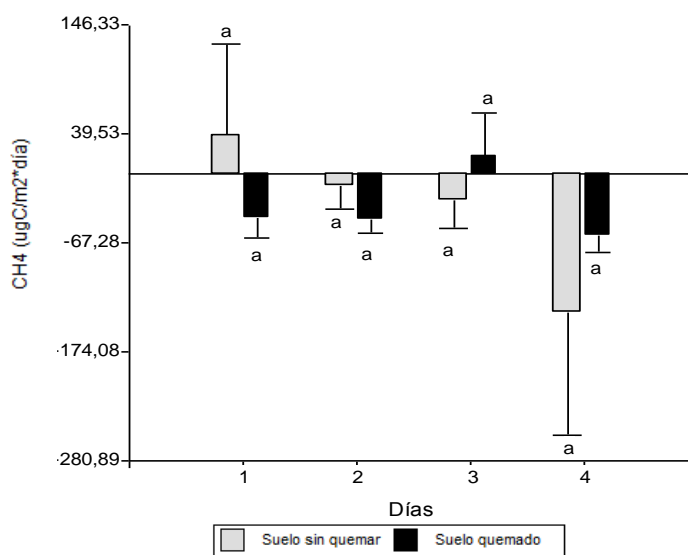


Figura 6.10: Dinámica de la emisión de metano (CH₄) durante los 4 días de ensayo. Las barras representan el error estándar. ^a valores con la misma letra no difieren significativamente entre ellos con $p > 0,05$.

Propiedades edáficas y bioquímicas: El EPSA fue mayor en el suelo quemado (60%) que en el suelo sin quemar (20%), manteniéndose constante entre los días que duró el ensayo (**Figura 6.11 a**).

El contenido de nitratos en el suelo (N-NO₃⁻ mg.kg⁻¹) fue mayor en el suelo sin quemar y se mantuvo constante a lo largo del ensayo. El suelo quemado presentó menor concentración de nitrato y presentó un ligero aumento en el tiempo (**Figura 6.11 b**).

El COSox disminuyó significativamente ($p < 0,05$) en el tiempo en ambos tratamientos y fue significativamente menor ($p < 0,05$) en el suelo sin quemar que en el suelo quemado (Figura 6.11 c).

El CBM fue constante y significativamente menor ($p < 0,05$) en el suelo quemado que en el suelo sin quemar, que presentó un ligero (no significativo) aumento del CBM en el tiempo (Figura 6.11 d).

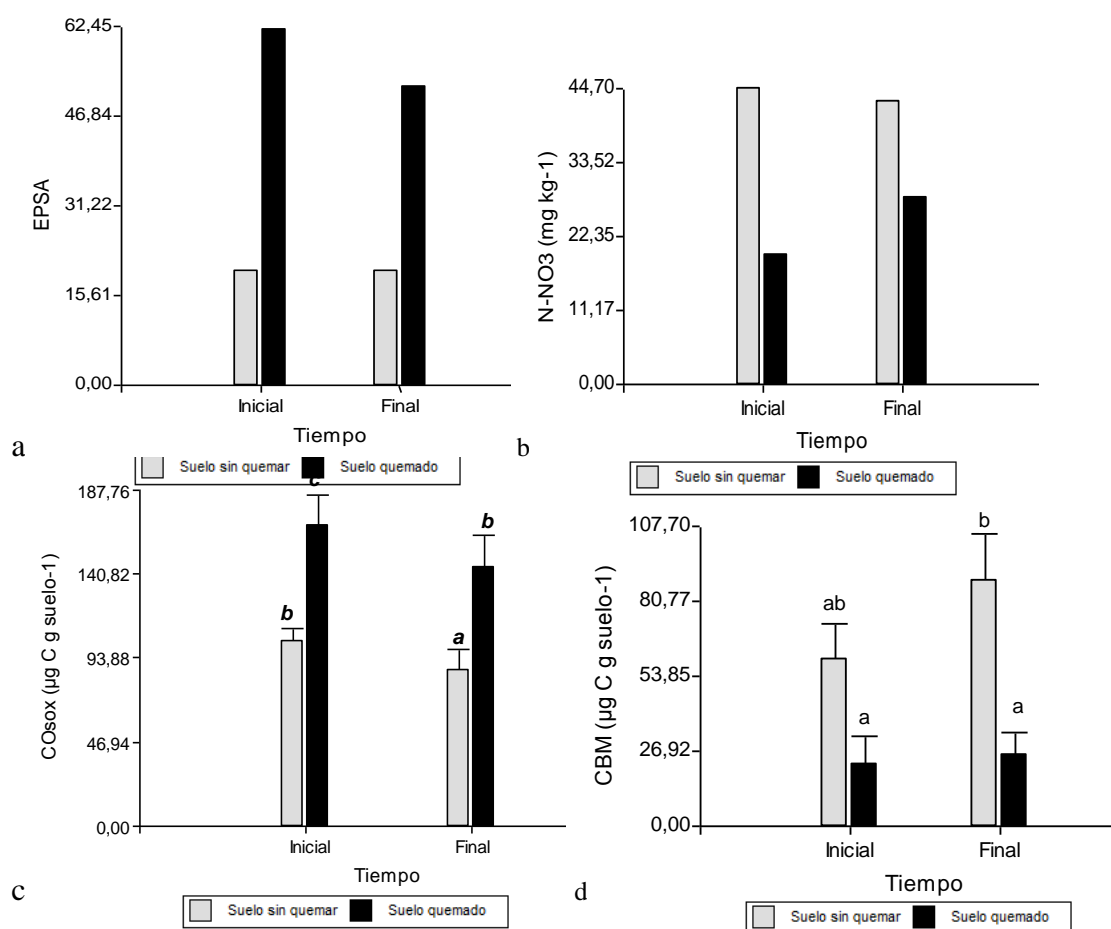


Figura 6. 11 a, b, c y d: Propiedades edáficas y bioquímicas del contenido inicial y final para EPSA (a); contenido de nitrato en el suelo (b); COSox (c) y CBM (d) de las muestra tomadas al inicio del ensayo (día 1) y al final del ensayo (día 4). Las barras representan el error estándar. ^{abc} valores con la misma letra no difieren significativamente entre ellos con $p < 0,05$.

El ACP logró explicar la totalidad de la variabilidad de las variables estudiadas. El CP1 explicó el mayor porcentaje (64%) y dentro de este componente las variables que presentaron valores más altos fueron la concentración/contenido de nitrato, el COSox, el CBM y el EPSA. El CP2 explicó el 23% restante, con valores más altos para el contenido de amonio, la emisión de CO₂ y la temperatura del suelo. (Tabla 6.1).

Variables	CP1 (64%)	CP2 (23%)
COSox ($\mu\text{g C g suelo}^{-1}$)	0,40	0,05
CBM ($\mu\text{g C g suelo}^{-1}$)	-0,37	0,04
N-NO ₃	-0,38	0,18
N ₂ O ($\mu\text{gN/m}^2\cdot\text{hora}$)	0,36	0,09
T. Suelo	-0,17	-0,49
DA	0,35	-0,23
CO ₂ ($\mu\text{gC/m}^2\cdot\text{hora}$)	0,11	0,53
EPSA	0,38	-0,18

El biplot derivado del ACP (**Figura 6. 12**) indica que las variables estudiadas lograron discriminar entre las situaciones de estudio separando, principalmente, los tratamientos con quema (Q) de los que no sufrieron quema del suelo (SQ), y su situación inicial (i) y final (f) en el tiempo. Los tratamientos sin quema fueron los que presentaron mayores valores de contenido de nitrato y CBM. Se observaron también diferencias en relación al inicio y al final del ensayo de suelos quemados, quedando en evidencia el aumento de la DA, el COSox, óxido nitroso, EPSA y metano; y la disminución significativa de del CBM y nitratos.

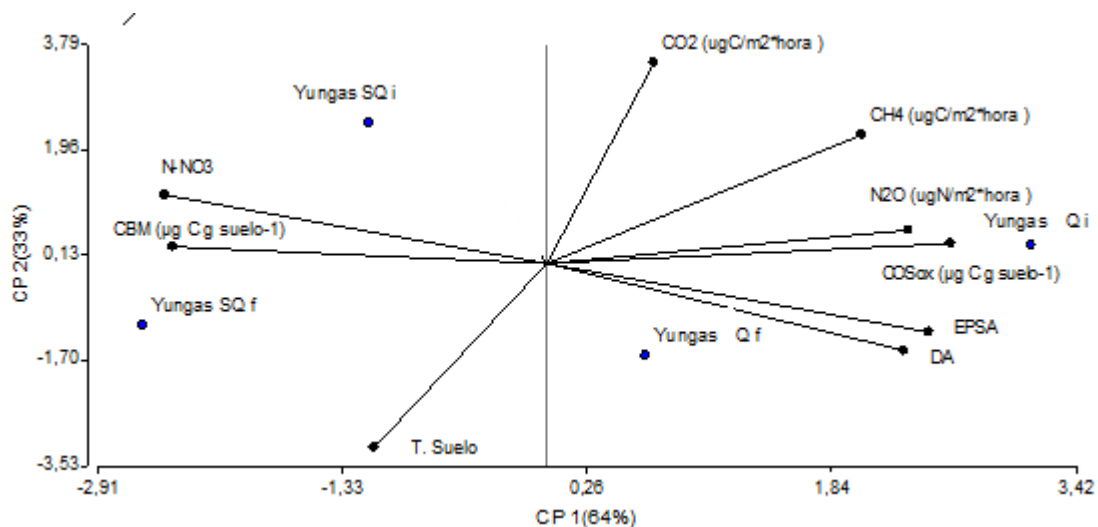


Figura 6.12: Gráfico de biplot derivado del análisis de componentes principales.

6.4.1.2. DELTA: emisiones GEI

Óxido nitroso: La emisión de N₂O disminuyó con el tiempo en ambos tratamientos. El suelo quemado presentó mayor valor de emisión de N₂O que el suelo sin quemar. Sin embargo, no se observaron diferencias significativas entre ambos tratamientos, posiblemente por la alta variabilidad propia del N₂O (**Figura 6.13**).

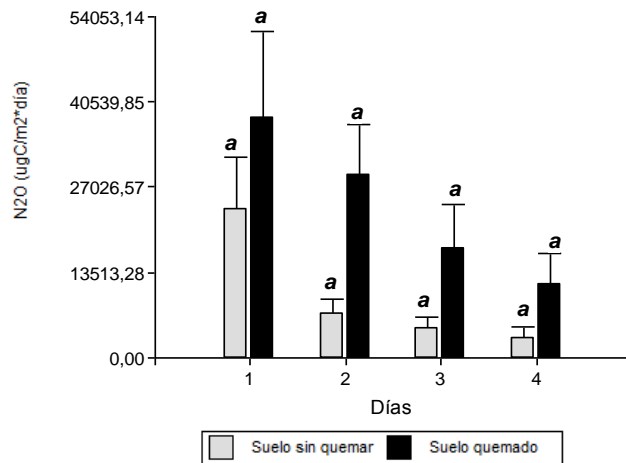


Figura 6.13: Dinámica de la emisión de óxido nitroso (N₂O) durante los 4 días de ensayo. Las barras representan el error estándar.^a valores con la misma letra no difieren significativamente entre ellos con $p > 0,05$.

Dióxido de Carbono: La emisión de CO₂ presentó mayor valor al inicio del ensayo y disminuyó en el tiempo. No existieron diferencias significativas entre los suelos sin quemar y quemado (**Figura 6.14**).

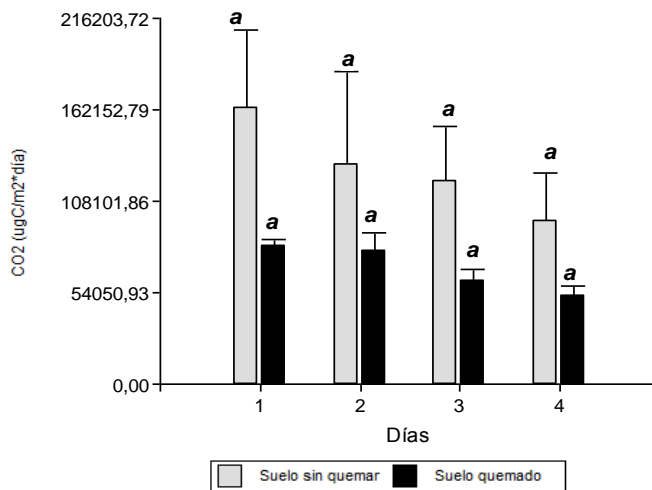


Figura 6.14: Dinámica de la emisión de dióxido de carbono (CO₂) durante los 4 días de ensayo. Las barras representan el error estándar.^a valores con la misma letra no difieren significativamente entre ellos con $p > 0,05$.

Metano: Se observó baja, nula e incluso negativa emisión para ambos tratamientos, sin diferencias significativas entre el suelo quemado y sin quemar durante los 4 días de muestreo (**Figura 6.15**). La emisión negativa significa absorción de metano desde el suelo.

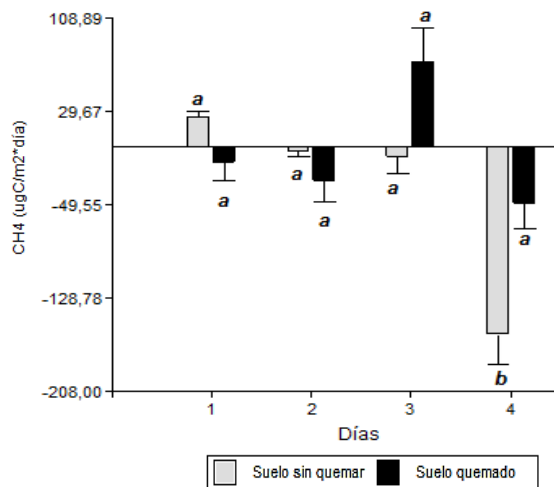


Figura 6.15: Dinámica de la emisión de metano (CH_4) durante los 4 días de ensayo. ^a valores con la misma letra no difieren significativamente entre ellos con $p > 0,05$. Las barras representan el error estándar.

Propiedades edáficas y bioquímicas: El EPSA presentó la misma tendencia en el suelo sin quemar que en el suelo quemado, disminuyendo casi un 20% entre el inicio y el final del ensayo (**Figura 6.16 a**).

El contenido de N-NO_3^- en el suelo se mantuvo constante durante todo el ensayo, observándose mayor concentración en el suelo sin quemar que en el suelo quemado. En ambos tratamientos el contenido de nitrato aumentó al final del ensayo (**Figura 6.16 b**).

El CO_2 no presentó diferencias significativas entre los tratamientos, pero se observó un leve aumento hacia el final del ensayo en el suelo sin quemar. Este comportamiento difirió del hallado en el suelo quemado donde su contenido fue menor y disminuyó hacia el final del tratamiento (**Figura 6.16 c**).

Si bien, el CBM no presentó diferencias significativas entre tratamientos, en el suelo sin quemar se evidenció un mayor contenido, que disminuyó con el tiempo, que en el suelo quemado donde se mantuvo constante (**Figura 6.16 d**).

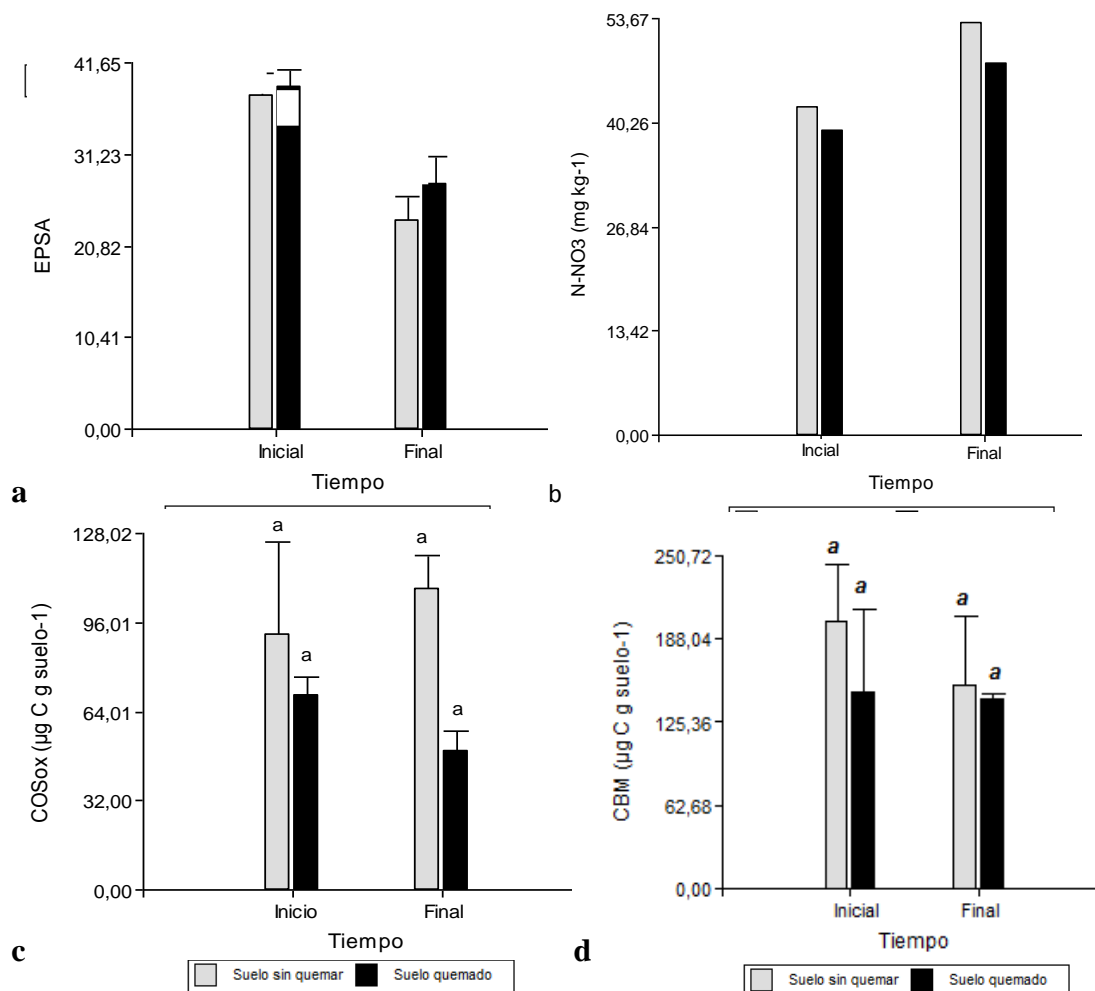


Figura 6.16: Propiedades edáficas y bioquímicas del contenido inicial y final para EPSA (a); contenido de nitrato en el suelo (b); COSox (c) y CBM (d) de las muestra tomadas al inicio del ensayo (día 1) y al final del ensayo (día 4). Las barras muestran el error estándar. ^a valores con la misma letra no difieren significativamente entre ellos con $p > 0,05$

El ACP también logró explicar la totalidad de la variabilidad de las variables estudiadas en el Delta. En este caso, El CP1 explicó el mayor porcentaje (55,1%) y dentro de este componente las variables que presentaron mayor valor fueron el contenido de nitrato, el COSox, el N_2O y la DA. Mientras que el CP2 explicó el 44,9% restante, con mayores valores para CBM, temperatura del suelo, el CO_2 y el EPSA (**Tabla 6.2**).

Variabes	CP1 (55,1%)	CP2 (44,9%)
COSox ($\mu\text{g C g suelo}^{-1}$)	-0,37	-0,12
CBM ($\mu\text{g C g suelo}^{-1}$)	-0,20	-0,41
N-NO ₃	-0,32	0,34
N ₂ O ($\mu\text{gN/m}^2\cdot\text{hora}$)	0,42	-0,02
T. Suelo	-0,15	0,43
DA	0,43	0,15
CO ₂ ($\mu\text{gC/m}^2\cdot\text{hora}$)	-0,23	-0,41
EPSA	0,25	-0,40

El biplot derivado del ACP (**Figura 6.17**) muestra como las variables estudiadas lograron discriminar entre las situaciones de estudio, separando principalmente, los tratamientos con quema (Q) de los que no sufrieron quema del suelo (SQ), y su situación inicial (i) y final (f) en el tiempo. Los tratamientos sin quema fueron los que presentaron mayor contenido de nitrato (N-NO₃ mg kg⁻¹), CBM, COSox y CO₂ en las dos etapas estudiadas. Se observaron también diferencias en relación al inicio y al final del ensayo de suelos quemados, quedando en evidencia el aumento de la DA, el óxido nitroso, el EPSA y el metano; y la disminución significativa del CBM y el contenido de nitratos.

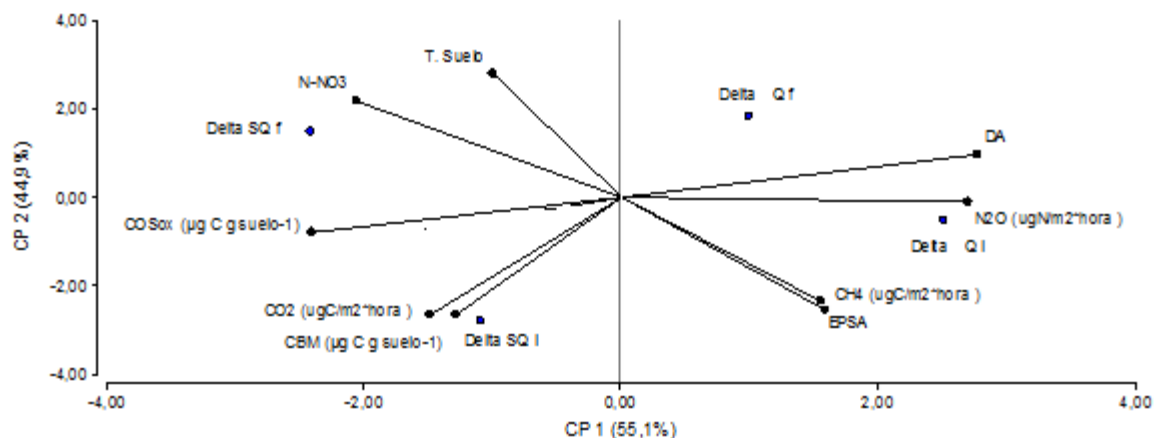


Figura 6.17: Gráfico de biplot derivado del análisis de componentes principales.

6.4.2. Emisiones de GEI por sitio de estudio y su comparación entre diferentes tipos de combustible vegetal

Como es esperable, el análisis de los compuestos orgánicos mostró mayor relación C/N del material leñoso respecto del herbáceo. La mayor relación C/N se observó tanto para el Delta como para las Yungas, con valores de carbono orgánico similares en ambos tipos de vegetación y sitios de estudio. Se puede observar que el material herbáceo de las Yungas tiene un mayor valor de N orgánico (**Tabla 6.3**).

Identificación	Delta herbácea	Delta Leñosa	Yunga herbácea	Yunga Leñosa
% Carbono Org.	42,4	48,3	50,9	51,2
% Nitrógeno Org.	0,97	0,92	1,65	1,04
Relación C/N	43,7	52,5	30,9	49,2

La emisión de GEI a partir de la combustión del material vegetal presentó el mismo patrón en los dos sitios de estudio (Delta y Yungas). Las emisiones de los tres GEI estudiados (CO₂, CH₄ y N₂O) fue significativamente ($p < 0,05$) mayor por la quema de la vegetación leñosa que herbácea. También se halló significativamente ($p < 0,05$) mayor tasa de emisión de CO₂, que de N₂O y CH₄ (**Figura 6.18 a y b**), medidos los tres gases en unidades de CO₂ equivalente.

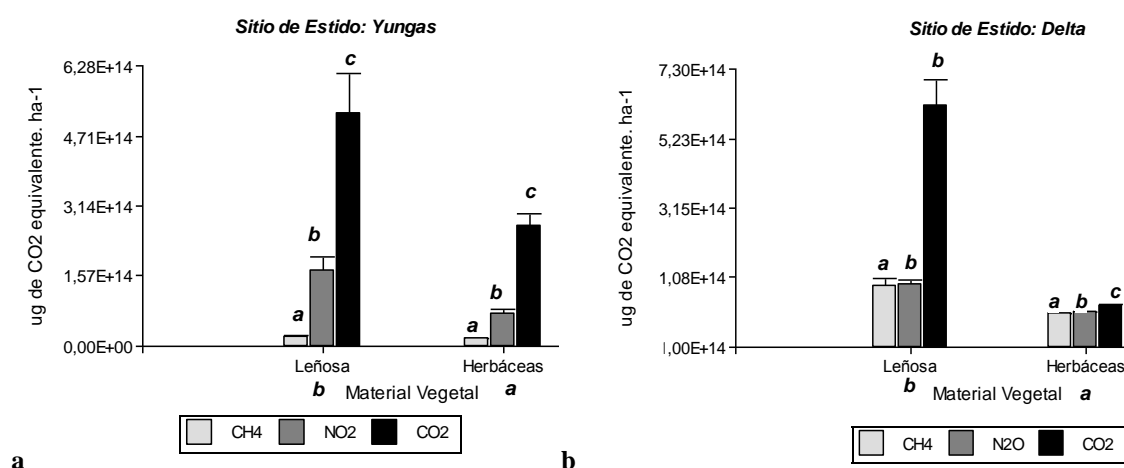


Figura 6.18 a y b: Emisión de GEI en datos expresados en CO₂ equivalente a partir de la combustión del material vegetal en las Yungas y en el Delta. Las barras muestran el error estándar. ^{abc} valores con la misma letra no difieren significativamente entre ellos con $p < 0,05$.

La emisión total de GEI, que es expresada como CO₂ equivalente, fue significativamente ($p < 0,05$) más alta en el suelo quemado que en el suelo sin quemar en ambos sitios de estudio. Siendo el CO₂ y el N₂O los principales responsables de esta diferencia en el suelo del Delta y el N₂O el principal responsable en el suelo de las Yungas. La emisión de GEI total desde el suelo quemado fue significativamente ($p < 0,05$) más alta en el Delta que en las Yungas (**Tabla 6. 4**).

	Yunga		Delta	
	Sin Quemar	Quemado	Sin Quemar	Quemado
N ₂ O $\mu\text{g de CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$	3,11.10 ⁺⁰⁹ a	1,52.10 ⁺¹⁰ b	2,84.10 ⁺⁰⁹ a	7,14.10 ⁺¹⁰ b
CO ₂ $\mu\text{g de CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$	2,16.10 ⁺⁰⁸ a	2,33.10 ⁺⁰⁸ a	1,27.10 ⁺⁰⁹ b	6,80.10 ⁺⁰⁸ a
CH ₄ $\mu\text{g de CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$	-8,61.10 ⁺⁰⁶ a	-5,69.10 ⁺⁰⁶ a	-3,74.10 ⁺⁰⁵ a	-5,05.10 ⁺⁰⁴ a
Total	5,18.10⁺⁰⁹ a	1,75.10⁺¹⁰ b	4,11.10⁺⁰⁹ a	7,20.10⁺¹⁰ b

^{ab} valores con la misma letra en cada columna no difieren significativamente entre ellos con $p < 0,05$.

La emisión total acumulada de los tres GEI que suma la generada por el suelo (ensayo 1) y por el material vegetal (ensayo 2) no mostró diferencias significativas entre los sitios de estudio (**Figura 6.19**).

Resultando la emisión de GEI total para el Delta de la suma de $4,12 \cdot 10^{+14}$ ($\mu\text{g CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$) proveniente del material vegetal y $7,20 \cdot 10^{+10}$ ($\mu\text{g CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$) proveniente del suelo quemado. Y la emisión GEI total para las Yungas $5,34 \cdot 10^{+14}$ ($\mu\text{g CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$) y $1,75 \cdot 10^{+10}$ ($\mu\text{g CO}_2 \text{ eq ha}^{-1}$), respectivamente.

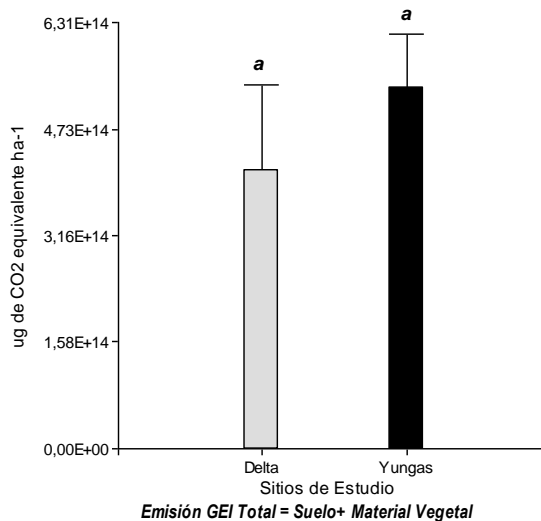


Figura 6.19: Emisión de GEI en datos expresados en CO₂ equivalente a partir de la combustión del material vegetal + el suelo incendiado en las Yungas y en el Delta. Las barras representan el error estándar.^a valores con la misma letra no difieren significativamente entre ellos con $p > 0,05$.

6.5.DISCUSIÓN

La concentración de N como nitratos y la temperatura bajo las condiciones semi controladas de laboratorio generaron un ambiente adecuado para el desarrollo de los microorganismos del suelo, que son responsables de la generación de los GEI aquí estudiados.

Los microorganismos pertenecen a grupos funcionales diferentes entre sí, pero que presentan gran similitud en su comportamiento frente a la temperatura. El valor más adecuado para su crecimiento ronda los 20°C (Ramos Vásquez y Zúñiga Dávila 2008). Cosentino et al. (2012) observaron elevados valores de emisión de N₂O cuando la temperatura del suelo supera los 14 °C. Por otro lado, Dobbie et al. (1999) encontraron que la concentración de nitrato no limita la emisión de N₂O por encima de 5 mg N-NO₃⁻kg⁻¹.

En general el EPSA presentó alta variabilidad entre tratamientos y valores más altos en el suelo quemado de las Yungas (60%) probablemente por la variación de la DA. Dado que no se trabajó en condiciones de total anegamiento y los microorganismos metanogénicos son anaerobios estrictos, es posible que esto explique la baja emisión y absorción de CH₄ ocurridas (Poth 1995). Por este motivo, sería recomendable medir la emisión de CH₄ in situ, principalmente en el suelo del Delta que presenta ciclos de humedecimiento y secado permanentes.

En las Yungas el suelo quemado presentó mayor emisión de N₂O que el suelo sin quemar. En el Capítulo 3 de esta tesis se muestra la reducción del volumen poral por colapso de la estructura órgano mineral del suelo y por el taponamiento de los poros por las cenizas, debido a modificaciones en los agregados del suelo como consecuencia de los incendios

dando como resultado un suelo con mayor DA, la cual para la misma proporción de agua que ingresa en el perfil del suelo produce mayor proporción del EPSA. Ello termina por generar un ambiente anaeróbico favorable para la emisión de N_2O , propio de un sitio con drenaje deficiente. En forma análoga, Bateman y Baggs (2005) encontraron que la tasa de desnitrificación alcanza su pico máximo cuando el EPSA supera el 70%, situación en la cual el total de las emisiones de N_2O son producidas por dicho proceso.

Otra variable que podría explicar la mayor emisión de N_2O desde el suelo quemado en las Yungas es el nivel de CO_{Sox} , cuyo incremento puede conducir al agotamiento localizado de oxígeno en un sitio y acelerar la producción de N_2O (Helgason et al. 2005). Niboyet et al. (2011) informan que la mayor emisión de N_2O fue causada por el aumento de la desnitrificación microbiana, resultante del aumento de la humedad, el contenido de carbono y la disponibilidad de nitrógeno del suelo en las parcelas quemadas.

Se observó mayor producción de CO_2 por respiración en el suelo sin quemar que en el suelo quemado, en ambos sitios de estudios. La respiración basal de un suelo refleja toda la actividad o gasto de energía realizado por la comunidad microbiana y, por ello, puede ser usada como un índice para determinar la “actividad microbiológica” (Anderson y Domsch 1990). En base a esto, podría pensarse que hubo una reducción considerable de la actividad por muerte de microorganismos en los suelos que sufrieron quemaduras. Dumontet et al. (1996) encontraron reducción drástica en la biomasa del suelo, que permaneció por debajo de los niveles de los suelos quemados aún once años después de los eventos de fuego en suelos arenosos de ambiente Mediterráneo, en los cuales el incendio habría sido de alta intensidad (500 °C-700 °C). Esto se pone en manifiesto con el contenido de CBM, el cual fue mayor y creció con el tiempo que duró el ensayo en los dos suelos estudiados que no sufrieron quemaduras.

González y Acosta (1999) señalan que las comunidades edáficas pueden ser muy alteradas por el fuego, especialmente los grupos fisiológicos poco diversificados y que no poseen estructuras de resistencia. Estos autores encontraron una reducción significativa de microorganismos celulolíticos y nitrificadores así como una disminución muy importante de la respiración del suelo como consecuencia del incendio de una reserva forestal en el Chaco argentino.

A diferencia de lo hallado en esta tesis, Acreche et al. (2013) registraron tasas de emisión significativamente mayores de N_2O y CO_2 en el tratamiento sin quemar que en el quemado en cultivo de caña de azúcar, y no encontraron evidencia de emisión o absorción de CH_4 desde suelos con caña de azúcar en Tucumán (Argentina).

En suelos del Delta no se hallaron diferencias concluyentes sobre efectos del fuego en las emisiones GEI. Este comportamiento se asemeja al hallado para otras propiedades físicas del suelo (Capítulo 3).

La emisión de GEI a partir de la combustión del material vegetal presentó mayor tasa de emisión de CO_2 , seguida por el N_2O y por último el CH_4 en los dos sitios de estudio. En efecto, en condiciones de campo el efecto inmediato de los incendios es la producción y liberación a la atmósfera de gases, principalmente CO_2 almacenado por los árboles durante décadas.

Si se quema un bosque hay emisión de CO_2 y se pierde la capacidad de absorción del CO_2 atmosférico que tenía la masa forestal. En consecuencia, si la vegetación quemada no se regenera rápidamente, el CO_2 liberado permanece en la atmósfera. Asimismo, se ha determinado que a nivel del suelo la acción del fuego promueve un aumento en la emisión de GEI producto de un incremento en la actividad bacteriana post-incendio (Castillo et al. 2003).

La emisión de GEI total en Yungas y en el Delta fue similar. Frank et al. (2015) informaron, a partir de valores obtenidos de estadísticas y modelos, que la tasa anual de emisión aumentó en gran parte de Argentina. Si bien los cambios fueron más pronunciados en las regiones con mayor desarrollo agrícola y ganadero (Pampa Ondulada y Espinal), se pueden observar algunos departamentos en Yungas y Chaco que pasaron de valores cercanos a cero, a valores de entre 20 y 30 toneladas por ha a causa del avance de la frontera agropecuaria, al igual que las emisiones del Delta del Paraná que aumentaron en los últimos años. Los mismos autores afirman que más allá de los valores de emisión por ha en cada región, es importante conocer las contribuciones de cada una al total del país.

6.6.CONCLUSIONES

La emisión de N_2O dependió principalmente de la modificación en el contenido de CO_{sox} y del EPSA, mostrando una mayor emisión de N_2O desde el suelo incendiado en ambos sitios. La mayor intervención del N_2O en proporción al total de los GEI producidos obedeció a su elevado PCG, 298 veces mayor que el CO_2 . Respecto de la emisión de CO_2 , se observó que el suelo sin quemar –Delta- mostró mayor emisión, atribuido al mayor contenido de CBM. Mientras que el CH_4 a diferencia de lo que se esperaba, mostró absorción desde el suelo. Finalmente, la emisión total de GEI a partir del suelo quemado fue significativamente mayor a la observada desde el suelo sin quemar. Los resultados no reunieron evidencias suficientes para rechazar la hipótesis específica 1.1 ni la hipótesis específica 1.2.

La emisión de GEI total producida por la quema del material vegetal combustible representativo del sitio Yungas fue significativamente mayor a la observada desde Delta. Estos resultados no reúnen evidencia suficiente para rechazar la hipótesis 1.3.

Aunque los niveles en las estimaciones de emisiones de GEI Total S+V en los sitios de estudio fueron altos, no hubo mayor emisión de GEI en el Delta que en las Yungas.

Debido a que los incendios son cada vez más recurrentes en los ecosistemas de nuestro país, es importante evaluar el impacto que generan. Si bien los ensayos realizados son de corto alcance, los resultados presentados en esta tesis representan las primeras mediciones de GEI, por lo tanto se espera que se pueda reducir la falta de datos y mejorar la calidad y cantidad de información necesaria para realizar los inventarios nacionales de GEI para los ecosistemas estudiados.

CAPÍTULO 7: CONCLUSIONES GENERALES Y OPCIONES A FUTURO

1. CONCLUSIONES GENERALES Y OPCIONES A FUTURO

En primer lugar, se realizó una revisión de antecedentes sobre el estado del arte de los estudios de impactos del fuego sobre los suelos que se presenta en el Capítulo 1, se incluye también en la introducción de los Capítulos 3, 4, 5, y 6. Esta revisión vino a cubrir una vacancia de información disponible y permitió tener un panorama actualizado de los resultados disponibles en la literatura internacional respecto a los efectos del fuego en los componentes inorgánicos, en la estructura de los suelos y de los procesos a nivel del paisaje que de ello se derivan.

La mayor parte de los estudios a nivel mundial sobre los impactos edáficos del fuego han tenido como objeto la evaluación de sus propiedades físicas, químicas y físico-químicas, incluyendo los efectos sobre la materia orgánica. En cambio, han sido mucho menos abordados sobre las propiedades mineralógicas, morfológicas, menos a partir de los cambios en los parámetros magnéticos del suelo.

Como primer aporte original derivado de esta Tesis, se resumieron en la **Tabla 7.1** los probables efectos de distintas temperaturas sobre diversos componentes del suelo, según algunos de los trabajos referidos a la revisión hecha en cada capítulo. Inversamente, estos cambios verificados en los constituyentes del suelo podrían ser utilizados como indicadores indirectos de las temperaturas alcanzadas en el suelo.

En la Argentina la información sobre los impactos de los incendios en el suelo es en general muy escasa y es casi inexistente respecto a las consecuencias en sus propiedades físicas y mineralógicas.

En segundo lugar, los resultados hallados a lo largo de esta tesis en base a los objetivos generales y la hipótesis de trabajo planteados permitieron:

Objetivo a: Identificar y analizar los cambios físicos, mineralógicos y morfológicos que tienen lugar en suelos incendiados, en dos ecosistemas muy afectados por este fenómeno, y que pese a su alta representatividad geográfica, poseen vacancias de conocimiento importantes en estos temas. De los resultados hallados en los Capítulos 3 y 4 se pudo concluir que: el efecto del fuego fue sitio-específico, pues fue diferente en Yungas Jujenas y en el Delta del Paraná. Cabe mencionar que se debe ser muy cuidadoso para generalizar los resultados a todos los incendios que ocurren dentro de cada uno de esos ecosistemas, ya que estos tendrían que presentar igual severidad e intensidad para producir los mismos resultados. El suelo de Yungas fue el único que mostró cambios importantes, que llegaron a comprometer la identidad del horizonte superficial (i.e. depósitos de cenizas, cambios mineralógicos y de textura), a diferencia de los suelos del Delta donde los cambios fueron novedosos (i.e. cambios en la magnitud) pero de menor severidad en cuanto a sus consecuencias. El principal resultado hallado en Yungas fue el cambio observado en las características físicas del suelo, fundamentalmente en todo lo relacionado con el ordenamiento de los agregados o estructura, notoriamente dependiente de la materia orgánica y que puede deteriorarse a temperaturas relativamente bajas. Estos cambios se han sucedido en base a una secuencia de procesos, para lo cual se postula un modelo conceptual (**Figura 7.1**). Según este modelo la pérdida de materia orgánica causó el deterioro de la estructura reduciendo la porosidad y aumentando la densidad aparente. Ello disminuyó la infiltración y sortividad, haciendo al suelo más vulnerable a la escorrentía post-fuego y a la erosión. Asimismo, en los suelos quemados se verificó un incremento de la hidrofobicidad como

resultado de la vaporización y condensación de las sustancias orgánicas, lo que disminuye la infiltración e incrementa los procesos erosivos.

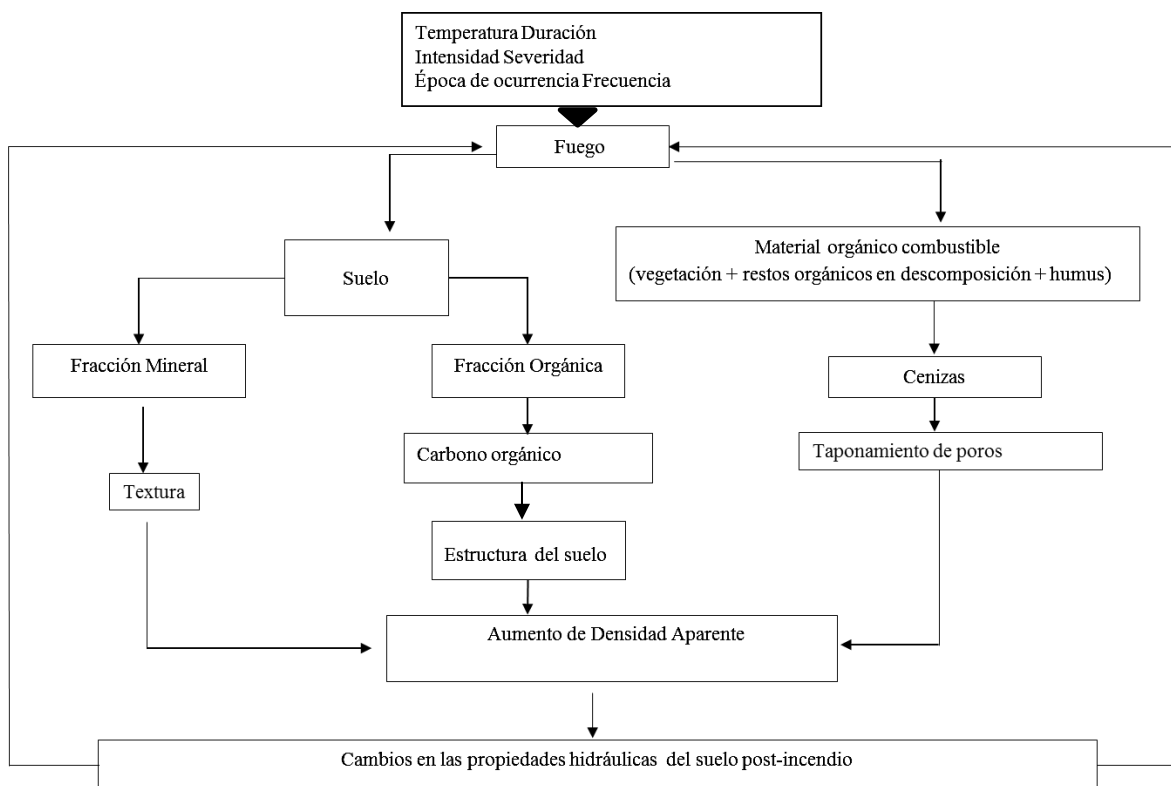


Figura 7.1: Modelo conceptual de los cambios observado en las características físicas del suelo en las Yungas.

Objetivo b: Estudiar los efectos de fuegos sucesivos en las propiedades del suelo. A partir de –los resultados de los Capítulos 4 y 5 se concluyó que: la duración prolongada y las altas temperaturas alcanzadas en incendios con abundante combustible, afectaron las fracciones inorgánicas. Contrariamente a los efectos producidos por pérdida de los componentes orgánicos, el fuego puede generar un incremento de la microagregación como resultado de la fusión de minerales y cementación con componentes inorgánicos. Del mismo modo, tanto en el trabajo de campo como en el laboratorio en el suelo de Yungas se observó la generación de texturas más gruesas en el horizonte superficial del suelo como resultado del calentamiento a temperaturas elevadas, verificando la disminución del contenido de arcilla y la presencia de algunos nódulos de color rojizo que indican la afectación de esta fracción fina del suelo. Puede considerarse como un aporte original de la Tesis la presencia de granos de arena fisurados en el suelo quemado varias veces, lo que indica su afectación por termoclastismo.

Otro aporte original consistió en explorar la utilización de parámetros magnéticos obtenidos a través de la susceptibilidad magnética y los parámetros derivados de los ciclos de histéresis, en conjunto con algunos parámetros físicos y químicos relevantes, como

posibles indicadores de cambios en la composición y organización de niveles superficiales del suelo por causa de incendios ocasionales y recurrentes de la vegetación.

Objetivo c: Conocer los efectos sobre el suelo a partir de la combustión de diferentes materiales vegetales (Capítulo 3 y 4). Los incendios de vegetación son disturbios en los ecosistemas de muy diverso origen y muy variadas implicancias. Pese a ello, en el sitio del Delta no se encontraron diferencias en cuanto al efecto del fuego sobre el suelo bajo vegetación herbácea y leñosa. Es probable, y es una línea a investigar en el futuro, que se trate el Delta de un ecosistema de elevada resiliencia que impide que se manifiesten efectos severos, sea por los altos niveles de materia orgánica y el carácter expansible de los suelos, o sea también por la vegetación exuberante de un sistema de humedal.

Objetivo d: Evaluar los efectos generados por la quema del suelo y el material combustible presente en las emisiones de N_2O , CH_4 y CO_2 . A partir del Capítulo 6 se concluyó que la complejidad de las emisiones de GEI asociadas a incendios forestales son muy variables en función, biomasa disponible, intensidad de la combustión y grado de impacto en la vitalidad de la masa afectada. La mayor emisión de GEI fue a partir de la combustión vegetal, siendo casi insignificante, comparado con este, el aporte por parte del suelo quemado. Como hecho destacable por lo raro, la emisión de GEI por parte del suelo quemado fue mayor que el suelo sin quemar.

Las emisiones que se incluyen en el inventario del país, son las causadas por la quema de residuos agrícolas en el campo, mayormente de caña de azúcar. Un factor que puede estar contribuyendo a esta baja participación, es la no inclusión en las estimaciones de las emisiones causadas por incendios de pajonales y forestales, cuyas estadísticas comenzaron a publicarse en 1993 y recién fueron completadas varios años más tarde. Es decir, que existe un vacío de información, acerca de cuál es la contribución que ejercen los incendios no agrícolas en el inventario de emisiones del país. Mucho menos existen mediciones de emisiones GEI realizadas en suelos incendiados y sobre distintos materiales vegetales.

Los conocimientos generados por esta tesis pueden hacer avanzar la frontera del conocimiento en varios sentidos: a) por las propiedades edáficas investigadas; b) por la medición de fuentes de emisión de GEI; y en forma más general c) por aportar conocimiento en dos ecosistemas poco estudiados. Todo ello servirá para la generación de modelos conceptuales que permitan un manejo sostenible de los recursos edáficos en las zonas afectadas por incendios forestales y contribuir en el inventario de emisiones GEI del país. El conocimiento de estos efectos es necesario para la toma de decisiones sobre manejo, restauración o prevención de zonas afectadas por el fuego. Al mismo tiempo esta información muestra necesidades de investigación en el marco de los mayores riesgos planteados por los incendios de vegetación como consecuencia del cambio climático y de la deforestación acentuada por la expansión de las fronteras agropecuarias.

Además de lo manifestado en los suelos del Delta, en los cuales sería interesante analizar cuáles son los mecanismos de resiliencia que impiden o limitan daños por el fuego, resultaría interesante investigar en el futuro los cambios de volúmenes de suelos expansibles, como en el Delta, por incorporación de las cenizas, producto de la combustión de la biomasa, en la red cristalina de los filosilicatos. También sería conveniente estudiar la mecánica de fragmentación por termoclastismo de las partículas de arena hallada en el suelo de Yungas.

Tabla 7.1: Resumen de los efectos de distintas temperaturas sobre diversos componentes del suelo, según algunos de los trabajos referidos en esta revisión.

Tabla 7.1: Efecto de la temperatura sobre el suelo		
T °C	Efectos sobre el suelo	Autores
>1200	Fusión de los materiales cuarzosos	Giovannini (1988); Ulery (1993)
950	Destrucción completa de las arcillas	Arocena (2003)
750	Pérdida total de la estabilidad estructural de los agregados	Mataix –Solera (2011)
700-800	Destrucción completa de la estructura de los filosilicatos: aumento de la densidad aparente por disminución del volumen total de poros y por la obstrucción de los mismos por las cenizas liberadas por la combustión del material vegetal	Giovannini (1988); Neary et al. (1999); Certini (2005); Are et al. (2009); Mataix-Solera et al. (2011)
400-700	Deshidroxilación de cloritas y de minerales intergrado entre vermiculitas y cloritas	Robert (1975;1977); Farmer (1978)
500-600	Cambios texturales en los primeros cm de suelo con incremento de las fracciones más gruesas, y disminución de la fracción arcilla	Ulery and Graham (1993); Ketterings et al. (2000); Arocena et al. (2003); Blake et al. (2007); Hepper (2008); Sacchi et al. (2015)
600	Disminución de la gibsita y caolinita en la capa 0-5 cm y formación de maghemita ultrafina por la deshidratación de la goethita: aumento de la susceptibilidad magnética	Ketterings et al. (2000)
500	Capa superficial visiblemente oxidada, con colores rojizos o amarillentos dependiendo del material parental, y una capa subsuperficial negra de materia orgánica carbonizada	Ulery et al. (1993; 1996); Neary et al. (2005)
500	Conversión de la mayor parte de los minerales de hierro no ferrimagnéticos a óxidos ferrimagnéticos	Schwertmann and Taylor (1989); Ketterings et al. (2000); Oldfield et al. (2007)
500	Destrucción de las caolinitas	Robert, (1975;1977); Farmer (1978); Arocena et al. (2003)
460	Pérdida de la plasticidad del suelo	Giovannini et al (1990); Kay (1990)
450	Incremento en la estabilidad de agregados inducido por el fuego atribuido a la deshidratación de geles y a las transformaciones térmicas de los óxidos de Fe y Al que actuarían como cementantes inorgánicos de las partículas del suelo	Giovannini (1994); Six et al. (2004)
450	Notable incremento del pH Combustión casi total de la MOS Desaparición casi total de la hidrofobicidad	Giovannini (1990); Giovannini (1988); DeBano (2000); Francos et al.(2014)
>400	Inicio del proceso de deshidroxilación por pérdida de agua de constitución y modificación de la estructura cristaloquímica de la arcilla Formación de óxidos e hidróxidos de K ⁺ , Na ⁺ y Mg ²⁺ y carbonatos de Ca Comienzo de los cambios de color en el suelo	Robert (1975; 1977); Farmer (1978) Giovannini (1990;1994); Ulery et al. (1993); Knicker (2007) Sertsu and Sánchez (1978); Ulery et al. (1993, 1996); Ketterings et al. (2000)
220 -460	Fuerte desagregación, desapareciendo casi en su totalidad los agregados mayores a 1 mm, y una disminución de la estabilidad de los agregados	García et al. (2003)
200-400	<i>Pérdida de oxihidrilos de los hidróxidos de Fe y Al que acompañan frecuentemente a los filosilicatos</i>	<i>Robert (1975; 1977); Farmer (1978)</i>
300	Destilación y carbonización de residuos orgánicos	DeBano (1998)
250	Transformación de la goethita de su estado hidroxilado, (color amarillo), a su estado oxidable hematita, (color rojo).	Rooksby (1961)
220	Comienzo de disminución de la plasticidad del suelo	Giovannini et al. (1990); Kay (1990)
200	Máximo de hidrofobicidad causada por destilación de sustancias volátiles y formación de agentes cementantes	DeBano (2000); Francos et al.(2014)
200	Comienzo de la conversión de minerales de hierro no ferrimagnéticos a óxidos ferrimagnéticos en presencia de materia orgánica.	Schwertmann and Taylor (1989); Ketterings et al.(2000); Oldfield et al.(2007)
125	Esterilización del suelo	Liegel 1986
25 y 200	Deshidratación de los filosilicatos con pérdida de moléculas de agua fijada en la superficie del mineral o bien ligada a los cationes cambiables. Procesos de termoclastismo en rocas y clastos expuestos	Robert (1975; 1977); Farmer (1978); Gutiérrez Elorza (2001)

BIBLIOGRAFIA

- Acreche, M. M. y Valeiro, A. H. 2013. Greenhouse gasses emissions and energy balances of a non-vertically integrated sugar and ethanol supply chain: a case study in Argentina. *Energy* 54: 146-154.
- Agee, J.K. 1993. *Fire ecology of Pacific Northwest forest*. Island Press. Washington DC, USA.
- Albanesi, A. y Anriquez, A. 2003. El fuego y el suelo. Capítulo 5: 47-60 en. Kunst, C. , Bravo S. y Panigatti, J. (eds.). *Fuego en los ecosistemas Argentinos*. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Almendros, G., Polo, A., Ibáñez, J.J. y Lobo, M.C. 1984. Contribución al estudio de la influencia de los incendios forestales en las características de la materia orgánica del suelo. II. Transformaciones del humus por ignición en condiciones controladas de laboratorio. *Révue d'Ecologie et Biologie du Sol* 21 (2): 146-160.
- Almendros, G., González-Vila, F. J. y Martin, F. 1990. Fire-induced transformation of soil organic matter from an oak forest: an experimental approach to the effects of fire on humic substances. *Soil Science* 149(3):158-168.
- Almendros, G. y González-Vila, F. J. 2012. Los incendios forestales, el balance de carbono en el suelo y la materia orgánica resiliente en ecosistemas mediterráneos. Una revisión. *Spanish Journal of Soil Science* 2(2):8-33.
- Anderson, T. H. y Domsch, K. H. 1990. Application of eco-physiological quotients (qCO₂ and qD) on microbial biomasses from soils of different cropping histories. *Soil Biology and Biochemistry* 22(2): 251-255.
- Are, K. S., Oluwatosin, G. A., Adeyolanu, O. D. y Oke, A. O. 2009. Slash and burn effect on soil quality of an Alfisol: Soil physical properties. *Soil and Tillage Research* 103(1): 4-10.
- Arocena, J.M. y Opio, C. 2003. Prescribed fire-induced changes in properties of sub-boreal forest soils. *Geoderma* 113:1-16.
- Aulakh, M.S., Walters, D.T., Doran, J.W., Francis, D.D. y Mosier, A.R. 1991. Crop residue type and placement effects on denitrification and mineralization. *Soil Science Society of America Journal* 55: 1020-1025.
- Badía, D. y Martí, C. 2003. Plant ash and heat intensity effects on chemical and physical properties of two contrasting soils. *Arid Land Research and Management* 17(1): 23-41.
- Banerjee, S. K., King, J. y Marvin, J. 1981. A rapid method for magnetic granulometry with applications to environmental studies. *Geophysical Research Letters* 8(4): 333-336.
- Bateman, E.J. y Baggs, E.M. 2005. Contributions of nitrification and denitrification to N₂O emissions from soils at different water-filled pore space. *Biology and Fertility of Soils* 41: 379-388.
- Bento-Gonçalves, A., Vieira, A., Úbeda, X. y Martin, D. 2012. Fire and soils: Key concepts and recent advances. *Geoderma* 191:3-13.
- Bercoff, P. G. y Bertorello, H. R. 2010. Magnetic properties of hematite with large coercivity. *Applied Physics A* 100(4): 1019-1027.
- Blake, C.R. 1965. Bulk density. In Black, C. A. ed. *Methods of soil Analysis. I. Physical and mineralogical properties, including statistics of measurement and sampling*. Madison, Wisc., Am Soc Agron, pp. 374-390. (Agronomy Series no. 9)
- Blake, W., Droppo, G.I., Wallbrink, P.J., Doerr, S.H., Shakesby, R.A. y Humphreys, G.S. 2007. Structural characteristics and behavior of fire-modified soil aggregates.

- Geophysical Research 112: 143-150.
- Bohn, H., McNeal, B. y O'Connor, G. 1993. Química del Suelo. Editorial Limusa, México.
- Bodí, M. B., Cerdà, A., Solera, J. M. y Doerr, S. H. 2012. Efectos de los incendios forestales en la vegetación y el suelo en la cuenca mediterránea: revisión bibliográfica. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles* (58): 33-56.
- Bonfils, C. G. 1962. Los suelos del Delta del Río Paraná. Factores generadores, clasificación y uso. *Revista de Investigaciones Agrícolas* 16(3): 257-370.
- Bradstock R.A. y Bedward, M. 1992. Simulation of the effect of season of fire on post-fire seedling emergence of two *Banksia* species based on long-term rainfall records. *Australian Journal of Botany* 40: 75-88.
- Brown, A. y Malizia, R. 2004. Las Selvas Pedemontanas de las Yungas. *Ciencia Hoy* 14(83):52-63.
- Brown, A. D. y Pacheco, S. 2005. Propuesta de actualización del mapa ecorregional de la Argentina. *La situación ambiental Argentina* 28-31.
- Brown, A. D., Pacheco, S., Malizia, L. R. y ProYungas, F. 2009. Ordenamiento Territorial de las Areas Boscosas de la Provincia de Jujuy, un equilibrio entre desarrollo y conservación de la naturaleza. Fundación Pro-Yungas. Tucumán, Argentina.
- Brown, J., Oberheu, R. y Johnston, C. 1982. Handbook for inventorying surface fuels and biomass in the interior west. United States Department of Agriculture. General Technical. Report INT-129.
- Brown, S., Lugo, A.E. y Chapman, J. 1986. Biomass of tropical tree plantation and its implications for the global carbon budget. *Canadian journal and forestry research* 16: 390 - 394.
- Brye, K. 2006. Soil physiochemical changes following 12 years of annual burning in a humid-subtropical tall grass prairie: a hypothesis. *Acta Oecologica* 30: 407-413.
- Busse, M. y DeBanno, L.F. 2005. Soil Biology. Pages 73-92 in Neary, D., Ryan, K. y DeBano, L. (eds.). *Wildland fire in ecosystems; effects of fire on soils and water*. Gen. Tech. Rep. Vol.4. U.S.D.A., Forest Service, Rocky Mountain Research Station, USA.
- Cabrera, A. L. 1976. Regiones fitogeográficas argentinas (Vol. 1). Editorial Acme.
- Cambardella, C. A. y Elliott, E. T. 1992. Particulate soil organic-matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal* 56(3): 777-783.
- Cancelo-González, J., Rial-Rivas, M. E., Barros, N. y Díaz-Fierros, F. 2012. Assessment of the impact of soil heating on soil cations using the degree-hours method. *Spanish Journal of Soil Science* 2(3): 32-44.
- Cancelo-González, J., Prieto, D. M., Díaz-Fierros, F. y Barral, M.T. 2015. Lixiviación de Al y Fe en suelos sometidos a quemas controladas en laboratorio. *Spanish Journal of Soil Science* 5(1):83-97.
- Carballas-Fernández, T. 2003. Los incendios forestales. En *Reflexiones sobre el medio ambiente en Galicia* J.J. Casares Long (ed.). Consellería de Medio Ambiente, Xunta de Galicia, España.
- Carballas-Fernández, T., Jiménez, A. M. y Raviña, M. D. 2009. Efecto de los incendios forestales sobre los suelos de Galicia. In *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España: el estado de la cuestión visto por los científicos españoles* (pp. 269-302). Cátedra Divulgación de la Ciencia.
- Carter, M.C. y Foster, C.D. 2004. Prescribed burning and productivity in southern pine forests: a review. *Forest Ecology and Management* 191: 93-109.
- Castillo, E. M. D., Zapater, M. A., Gil, M. N. y Tarnowski, C. G. 2005. Selva de yungas

- del noroeste argentino (Jujuy, Salta, Tucumán) recuperación ambiental y productiva: lineamientos silvícolas y económicos para un desarrollo forestal sustentable.
- Castillo, M., Pedernera, P. y Peña, E. 2003. Incendios forestales y medio ambiente: una síntesis global. *Revista ambiente y desarrollo de CIPMA* 19(3): 44-53.
- Cerdà, A. y Doerr, S.H. 2008. The effect of ash and needle cover on surface runoff and erosion in the immediate post-fire period. *Catena* 74:256-263.
- Cerdà, A. y Jordán, A. 2010. Métodos de determinación e interpretación de resultados. Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales. FUEGORED, Cátedra de Divulgació de la Ciència, Universitat de València, Valencia, España.
- Certini, G. 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia* 143: 1-10.
- Certini, G. y Scalenghe, R. 2006. Soil formation on Earth and beyond: the role of additional soil-forming factors. Pages 193-221 in Certini, G. y Scalenghe, R. (eds.). *Soils: Basic concepts and future challenges*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Chafer, C.J., Noonan, M. y Macnaught, E. 2004. The post-fire measurement of fire severity and intensity in the Christmas 2001 Sydney wildfires. *International Journal of Wildland Fire* 13: 227-240.
- Chandler, C., Cheney, P., Thomas, P., Trabaud, L. y Williams, D. 1983. *Fire in forestry, vol. I, forest fire behavior and effects*. John Wiley and Sons, Inc., New York, USA.
- Chenu, C. y Cosentino, D. 2011. Microbial regulation of soil structural dynamics. Páginas 37-70 in K. Ritz y I. Young (eds.). *The architecture and biology of soils. Life in inner space*. CAB International, Wallingford, UK.
- Chiozza, E. y Figueira, R. 1982. Provincia de Buenos Aires. En: *Atlas Total de la República Argentina. Atlas Físico. Vol. 2*. CEAL. Buenos Aires, Argentina. De La Peña, R. 1997. *Catálogo de Nombres Vulgares de la Flora Argentina*. Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe, Argentina.
- Churchman, G. J., Gates, W. P., K. Theng, B. y Yuan, G. 2006. Clays and clay minerals for pollution control. *Developments in Clay Science* 1:620-675.
- Contreras-Moctezuma, J., Rodríguez-Trejo, D.A., Retama-Hernández, A. y Sánchez-Rodríguez, J. J. M. 2003. Smoke gases of wildfires in *Pinus hartwegii* forests. *Agrociencia* 37(3): 309-316.
- Cosentino, D., Chenu, C. y Le Bissonnais, Y. 2006. Aggregate stability and microbial community dynamics under drying-wetting cycles in a silt loam soil. *Soil Biology and Biochemistry* 38(8):2053-2062.
- Cosentino, N., Rosa, V., Fernández, P. L., Figueiro Aureggi, S. A. y Taboada, M. A. 2012. N₂O emissions from a cultivated Mollisol: optimal time of day for sampling and the role of soil temperature. *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 36(6): 1814-1819.
- Cosentino, V.R.N., Figueiro Aureggi, S.A. y Taboada, M.A. 2013. Hierarchy of factors driving N₂O emissions in non-tilled soils under different crops. *European Journal of Soil Science* 64: 550-557.
- Christensen, N. L. y Muller, C. H. 1975. Effects of fire on factors controlling plant growth in *Adenostoma* chaparral. *Ecological Monographs* 45(1): 29-55.
- Darboux, F. y Algayer, B. 2013. Crûtes de battance, ruissellement, érosion hydrique. Páginas 141-153 in Baize, D., Duval, G. y Richard, G. (eds.). *Le sols et leurs structures. Observations à différentes échelles*. Éditions Quae, Versailles, Francia.
- Dearing, J. 1994. Environmental magnetic susceptibility. Using the Bartington MS2 system. Kenilworth, Chi Publ.
- Dearing, J. A., Hay, K. L., Baban, S. M. J., Huddleston, A. S., Wellington, E. M. H. y

- Loveland, P. J. 1996. Magnetic susceptibility of soil: an evaluation of conflicting theories using a national data set. *Geophysical Journal International* 127(3): 728-734.
- DeBano, L.F. y Conrad, C.E. 1978. The effect of fire on nutrients in a chaparral ecosystem. *Ecology* 59: 489-497.
- DeBano, L.F., Neary, D. y Ffolliott, D.G. 1998. *Fire's effects on ecosystems*. John Wiley & Sons, New York, New York, USA.
- DeBano, L.F. 2000. The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. *Journal of Hydrology* 231-232: 195-206.
- DeBano, L.F. y Neary, D. 2005. The soil resource: its importance, characteristics, and general responses to fire. Pages 21-28 in Neary, D., Ryan, K. y DeBano, L. (eds.). *Wildland fire in ecosystems; effects of fire on soils y water*. Gen. Tech. Rep., vol.4. Forest Service, Rocky Mountain Research Station, U.S.D.A, USA.
- DeBano, L.F., Neary, D. y Ffolliott, P. 2005. Soil physical properties. Pages 29-52 in Neary, D., Ryan, K. y DeBano, L.F. (eds.). *Wildland fire in ecosystems; effects of fire on soils and water*. Gen. Tech. Rep., vol.4. Forest Service, Rocky Mountain Research Station, U.S.D.A, USA.
- Defossé y Robberet (1996) Effects of competition on the postfire recovery of two bunchgrass species. *J. Range Manage.* 49:137-142.
- Del Tufo, N.A. 2009. Productividad aérea y ciclo de nutrientes en plantaciones de *Populus deltoides* 'Australia 129/60' en sistemas endicados del Bajo Delta del Río Paraná. Trabajo final de la carrera de Ingeniería Forestal Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales Universidad Nacional de La Plata.
- De Ronde, C., Goldammer, J. G., Wade, D. D. y Soares, R. V. 1990. Prescribed fire in industrial pine plantations. In *Fire in the tropical biota* (pp. 216-272). Springer Berlin Heidelberg.
- Dexter, A.R. 1988. Advances in characterization of soil structure. *Soil and Tillage Research* 11: 199-238.
- Di Bella, C.N., Jobbágy, E., Paruelo, J.M y Pinnock, S. 2005. Continental fire density patterns in South America. *Global Ecology Biogeography* 15: 192-199.
- Díaz-Fierros, F., Benito Rueda, E. y Pérez Moreira, R. 1987. Evaluation of the U.S.L.E. for the prediction of erosion in burnt forest areas in Galicia (N.W. Spain). *Catena* 14:189-199.
- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M. y Robledo C.W. InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>.
- Dobbie, K.E., McTaggart, I.P. y Smith, K.A. 1999. Nitrous oxide emissions from intensive agricultural systems: Variations between crops and seasons, key driving variables, and mean emission factors. *Journal of Geophysical Research* 104: 26891-26899.
- Dobbie, K.E. y Smith, K.A. 2001. The effects of temperature, water-filled pore space and land use on N₂O emissions from an imperfectly drained gleysol. *European Journal of Soil Science* 52: 667-673.
- Duchaufour, P. 1970. *Précis de pédologie*. Masson & Cie, Paris, Francia.
- Dumontet, S., Diné H., Scopa, A., Mazzatura, A. y Saracino, A. 1996. Post-fire soil microbial biomass and nutrient content of a pine forest soil from a dunal Mediterranean environment. *Soil Biol Biochem* 28:1467-1475.
- Dunlop, D.J. y Özdemir, Ö. 1997. *Rock Magnetism: Fundamentals and Frontiers*. Cambridge University Press, New York, 573 pp.
- Dunlop, D. J. 2002. Theory and application of the Day plot (Mrs/Ms versus Hcr/Hc) 2. Application to data for rocks, sediments, and soils. *Journal of Geophysical Research*:

- Solid Earth, 107(B3).
- Ekinci, H. 2006. Effect of forest fire on some physical, chemical and biological properties of soil in Çanakkale, Turkey. *International Journal Agriculture Biology* 8:102–106.
- Evans, M. y Heller, F. 2003. *Environmental magnetism: principles and applications of enviromagnetics* (Vol. 86). Academic press.
- Farmer, V. 1978. Water on particle surfaces. Pages 405-448 in Greenland, D. y Hayeseds, M. (eds.). *The chemistry of soil constituents*. John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Finlayson-Pitts, B. J. y Pitts Jr, J. N. 1986. *Atmospheric chemistry. Fundamentals and experimental techniques*.
- Francos, M., Velasco, A. y Úbeda, X. 2014. Hidrofobicidad en suelos quemados a diferente intensidad. Efectos a largo plazo y ensayos de laboratorio. Páginas 188-191 en XIII Reunión Nacional de Geomorfología, Cáceres, España.
- Frank, F., Ricard, F. y Viglizzo, E. 2014. Cambios en el uso de la tierra y emisión de gases invernadero. Capítulo 25 en el Eje temático 3 cambios en el uso de la tierra y degradación de suelos sección 3.1: cambio en el uso de tierras y servicios ecosistemicos, SAGPy, Argentina.
- García-Corona, R., Benito, E. y De Blas, E. 2003. Efectos del calentamiento sobre la agregación de los suelos. *Edafología* 10(3): 175-180.
- García-Oliva, F., Sanford, R.L. y Kelly, E. 1999. Effects of slash-and-burn management on soil aggregate organic C y N in a tropical deciduous forest. *Geoderma* 88:1-12.
- Gasparri, I., Manghi, E., Montenegro, I. A. C., Parmuchi, L. M. G., Bono, L. J. y Strada, G. M. 2004. Estimación de volumen, biomasa y contenido de carbono de las regiones forestales argentinas. Informe final, Unidad de Manejo del Sistema de Evaluación Forestal, Dirección de bosques, Secretaría de ambiente y desarrollo.
- Gedye, S.J., Jones, R.T., Tinner, W., Amman, B. y Oldfield, F. 2000. The use of mineral magnetism in the reconstruction of fire history: a case study from Lago di Origlio, Swiss Alps. *Paleogeography, Paleoclimatology, Paleoecology* 164: 101–110.
- Gil, J., Zavala, L., Bellinfante, N. y Jordán, A. 2010. Acidez y capacidad de intercambio catiónico en los suelos afectados por incendios. Métodos de determinación e interpretación de resultados. Páginas 327-348 en Jordán, A. y Cerdá, A. (eds.). *Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales*. FUEGORED, Cátedra de Divulgación de la Ciencia, Universitat de València, Valencia, España.
- Gil, R. 2001. El comportamiento físico-funcional de los suelos. INTA-El Sitio Agrícola-Artículos. Instituto de Suelos. INTA Castelar.
- Gillis, J. y Fountain, H. 2016. Un nuevo clima aviva el fuego. Páginas 1 – 4 en *The New York Times International Weekly* (en colaboración con Clarín, Buenos Aires). Suplemento, sábado 21 de mayo 2016.
- Giltrap, D. L., Changsheng L. y Surinder S. 2010. DNDC: A process-based model of greenhouse gas fluxes from agricultural soils. *Agriculture, ecosystems & environment* 136 (3): 292-300.
- Gimeno-García, E., Andreu, V., y Rubio, J. L. 2000. Changes in organic matter, nitrogen, phosphorus and cations in soil as a result of fire and water erosion in a Mediterranean landscape. *European Journal of Soil Science* 51(2): 201-210.
- Ginzburg, O. y Steinberger, Y. 2012. Effects of forest wildfire on soil microbial-community activity and chemical components on a temporal-seasonal scale. *Plant Soil* 360: 243-257.
- Giovannini, G., Luchessi, S. y Giachetti, M. 1988. Effect of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Science* 146: 255-262.

- Giovannini, G., Lucchesi, S. y Giachetti, M. 1990a. Beneficial and detrimental effects of heating on soil quality. Pages 95-102 in Goldammer, J.C. y Jenkins, M.J. (eds.). Fire and ecosystem dynamics mediterranean and northern perspectives. SPB Academic Publishing, The Hague.
- Giovannini, G., Lucchesi, S. y Giachetti, M. 1990b. Effects of heating on some chemical parameters related to soil fertility and plant growth. *Soil Science* 149(6):344-350.
- Giovannini, G. 1994. The effect of fire on soil quality. Pages 15-27 in M. Sala y J. Rubio (eds.). Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires. Geofoma Ediciones, Logroño, España.
- Giovannini, G. y Lucchesi, S. 1997. Modifications induced in soil physico-chemical parameters by experimental fires at different intensities. *Soil Science* 162 (7): 479-486.
- Giovannini, G., Vallejo, R., Lucchesi, S., Bautista, S., Ciompi, S. y Llovet, J. 2001. Effects of land use and eventual fire on soil erodibility in dry Mediterranean conditions. *Forest Ecology and Management* 147(1): 15-23.
- Gobat, J.M. y Le Bayon, C. 2013. Structure des sols et êtres vivants. Pages 39-64 in D. Baize, G. Duval y G. Richard (eds.). Le sols et leurs structures. Observations à différentes échelles. Éditions Quae, Versailles, Francia.
- González, C., Abril, A. y Acosta, M. 1999. Efectos del fuego sobre la fertilidad edáfica y las comunidades microbianas en el Chaco Occidental Argentino. *Ecología Austral* 9(1-2): 3-10.
- González-Vila, F. J. y Almendros, G. 2003. Thermal Soil Organic Matter Transformation of Natural Fires and by Laboratory-controlled Heatings. In: Ikan, R. (ed.). Natural and Laboratory Simulated Thermal Geochemical
- González-Pérez, J., González-Vila, F., Almendros, G. y Knicker, H. 2004. The effect of fire on soil organic matter—a review. *Environment International* 30: 855-870.
- Gordillo-Rivero, Á. J., García-Moreno, J., Jordán, A. y Zavala, L. M. 2013. Monitorización del impacto del fuego en la repelencia al agua y la estructura del suelo durante 6 años. *FLAMMA* 4 (2):71-75.
- Grasso, G. M., Ripabelli, G., Sammarco, M. L. y Mazzoleni, S. 1996. Effects of heating on the microbial populations of a grassland soil. *International Journal of Wildland Fire* 6(2): 67-70.
- Guerrero C., Mataix-Solera, J., Navarro-Pedreño, J., García-Orenes, F. y Gómez, I. 2001. Different patterns of aggregate stability in burned and restored soils. *Arid Land Research and Management* 15(2):163-171.
- Gupta, S. C. y Allmaras, R. R. 1987. Models to assess the susceptibility of soils to excessive compaction. In *Advances in Soil Science* (pp. 65-100). Springer New York.
- Gutiérrez Elorza, M. 2001. Geomorfología climática. Ediciones Omega S.A, Barcelona, España.
- Hardesty, J., Myers, R.L. y Fulks, W. 2005. Fire, ecosystems, and people: a preliminary assessment of fire as a global conservation issue. *The George Wright Forum* 22:78-87.
- Helgason, B.L., Janzen, H.H., Chantigny, M.H., Drury, C.F., Ellert, B.H., Gregorich, E.G., Lemke, R.L., Pattey, E., Rochette, P. y Wagner-Riddle, C. 2005. Toward improved coefficients for predicting direct N₂O emissions from soil in Canadian agroecosystems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 72: 87-99.
- Hepper, E., Urioste, A., Belmonte, V. y Buschiazzo, D. 2008. Temperaturas de quema y propiedades físicas y químicas de suelos de la región semiárida pampeana central. *Ciencia del Suelo* 26(1) :28-38.

- Housen, B. A., Banerjee, S. K. y Moskowitz, B. M. 1996. Low-temperature magnetic properties of siderite and magnetite in marine sediments. *Geophysical Research Letters* 23(20): 2843-2846.
- Huggett, R.J. 1995. *Geocology. An Evolutionary Approach*. Routledge, London.
- Hunt, C. P., Moskowitz, B. M. y Banerjee, S. K. 1995. Magnetic properties of rocks and minerals. *Rock physics & phase relations: a handbook of physical constants* 189-204.
- Iglesias López, T., Cala, V. y González Parra, J. 1997. Mineralogical and chemical modifications in soils affected by a forest fire in the Mediterranean area. *The Science of the Total Environment* 204 (1): 89-96.
- Iglesias López, T., Fernández Bermejo y Gonzáles Parra, J. 1998. Modificaciones en algunas características del suelo a causa del fuego. *Cuaternario y Geomorfología* 12 (3-4):41-47.
- INTA-UNSa .2009. Adecuación a un Sistema de Información Geográfica del estudio "Los Suelos del NOA (Salta y Jujuy), Nadir A. - Chafatinos T., 1990". [Dvd]. Convenio INTAUNSa. Ediciones INTA ISBN: 978-987-20050-8-0, Salta, Argentina.
- IPCC. 2006. Guidelines for national greenhouse gas inventories. Volume 4. Agriculture, forestry and other land use <http://www.ipcc-nggip.iges.or.jp/public/2006gl/vol4html>.
- IPCC. 2007. *Climate change 2007. Sintesis Report. An Assessment of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. WMO-UNEP. Geneve.
- IPCC.2014. *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Edenhofer, O., R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, A. Adler, I. Baum, S. Brunner, P. Eickemeier, B. Kriemann, J. Savolainen, S. Schlömer, C. von Stechow, T. Zwickel and J.C. Minx (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA
- Jantalia, C.P., dos Santos, H.P., Urquiaga, S., Boddey, R.M. y Alves, B.J.R. 2008. Fluxes of nitrous oxide from soil under different crop rotations and tillage systems in the South of Brazil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 82: 161-173.
- Kandus, P., Minotti, P. y Borro, M. 2011. *Contribuciones al conocimiento de los humedales del Delta del Río Paraná*. San Martín: Universidad Nacional de Gral. San Martín. UNSAM, Argentina.
- Kay, B.1990. Rates of change of soil structure under different cropping systems. *Adv. Soil Science* 12:1-52.
- Kay, B. y Angers, D. 2001. Soil Structure. Pages 229-276 in M.E, Sumner (ed.). *Handbook of Soil Science* CRC Press, Boca Ratón, Florida, USA.
- Keeley J.E .2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire* 18:116-126.
- Keeney, D.R. y Nelson, D.W. 1982. Nitrogen-Inorganic Forms. *Methods of Soil Analysis, Part 2*. Page, AL, RH Miller and DR Keeney. Madison, Wisconsin, American Society of Agronomy - Soil Science Society of America 643-698.
- Keetterings, Q.M., Bigham, J.M. y Laperche, V. 2000. Changes in soil mineralogy and texture caused by slash and burn fire in Sumatra, Indonesia. *Soil Science Society of America Journal* 64:1108-1117.
- King, J., Banerjee, S. K., Marvin, J. y Özdemir, Ö. 1982. A comparison of different magnetic methods for determining the relative grain size of magnetite in natural materials: some results from lake sediments. *Earth and Planetary Science Letters* 59(2): 404-419.
- Kjeldahl, J. 1883. Neue Methode zur Bestimmung des Stickstoffs in organischen Körpern , *Zeitschrift für analytische Chemie* 22 (1) : 366-383.
- Knicker, H. 2007. How does fire affect the nature and stability of soil organic nitrogen

- and carbon? A review. *Biogeochemistry* 85(1): 91-118.
- Knoepp, J., DeBano, L.F. y Neary, D. 2005. Soil Chemistry. Pages 53-72 in D. Neary, K. Ryan y L.F.DeBano (eds.). *Wildland fire in ecosystems; effects of fire on soils and water*. Gen. Tech. Rep., vol.4. Forest Service, Rocky Mountain Research Station, U.S.D.A, USA.
- Kooistra, M. J., 2015. Descripción de los componentes orgánicos del suelo. Páginas 261-291 en J. Loaiza, G. Stoops, R. Poch y M. Casamitjana (eds.). *Manual de micromorfología de suelos y técnicas complementarias*. Editorial Pascual Bravo, Medellín, Colombia.
- Kunst, C. y Bravo, S. 2003. Fuego, calor y temperatura. Páginas (4): 39-45 en Kunst, C., Bravo, S. y Panigatti, J. (eds.). *Fuego en los ecosistemas argentinos*. Ediciones INTA, Buenos Aires, Argentina.
- Kunst, C. 2011. Ecología y uso del fuego en la región chaqueña argentina: una revisión. *Boletín del CIDEU* 10, 81-105. ISSN 1885-5237.
- Kunst, C., Gaute, M., García Conde, J.M, Defossé, G., Casillo, J., Bellomo, P., Ledesma, R Bravo, S. y otros. 2013. Gestión de fuego en plantaciones forestales del Delta (PIA 10028): I. Acumulación de combustible en pajonales y juncales disponible en www.minagri.gob.ar/.
- La Manna, L. y Navas, A. 2012. Susceptibilidad magnética y caracterización geoquímica de suelos de la región andino patagónica. *Actas XIX Congreso Latinoamericano y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo / 1ª edición*. Edición de 1100 CDrom. Resumen N° 0360.
- Langevin, P. 1905. Magnétisme et théorie des électrons. In *Annales de Chimie et de Physique* 5(8): 70-127.
- Lázzari, M.A. 2005. Efectos del Fuego Sobre el Suelo. *Revista Agro UNS*. Edit. UNS. Año II 3: 17-20.
- Le Bissonnais, Y. 1996. Aggregate stability and assessment of soil crustability and erodibility: I. Theory and methodology. *European Journal Soil Science* 47: 425-437.
- Le Borgne, E. 1955. Abnormal magnetic susceptibility of the top soil. *Annals of Geophysics* 11:399-419.
- Le Borgne, E. 1960. Etude expérimentale du traînage magnétique dans le cas d'un ensemble de grains magnétiques très fins dispersés dans une substance non magnétique. In *Annales de Geophysique* 16: 445.
- Li, C., Aber, J., Stange, F., Butterbach-Bahl, K. y Papen, H. 2000. A process-oriented model of N₂O and NO emissions from forest soils: 1. Model development. *Journal of Geophysical Research* 105: 4369-4384.
- Liegel, L.H. 1986. Effects of sterilization procedures on the biological, chemical, and physical properties of soils: a review. *Turrialba (IICA)* 36 (1): 11-19.
- Lizárraga L. 2015. Caracterización espacial y temporal de la situación de incendios en las provincias de salta y jujuy a partir de focos de calor modis (2003-2013). Tesina de grado para obtener el título de Ingeniero en Recursos Naturales y Medio Ambiente. Universidad Nacional de Salta.
- Lombao, A., Barreiro, A., Cancelo-González, J., Martín, Á. y Díaz-Raviña, M. 2015. Impacto de choques térmicos sobre suelos forestales afectados por incendios de diferente severidad y recurrencia. *Spanish Journal of Soil Science* 5(2): 165-179.
- Mc Garry D., and I. G. Daniells. 1987. Shrinkage curves indices to quantify cultivation effects on soil structure of a Vertisol. *Soil Science Society of America Journal* 51: 1575 - 1580.
- Maher, B.A. 1986. Characterisation of soils by mineral magnetic measurements. *Physics of Earth and Planetary Interiors* 42: 76-92.

- Maher, B. A. 1998. Magnetic properties of modern soils and Quaternary loessic paleosols: paleoclimatic implications. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 137(1): 25-54.
- Maher, B. A. y Thompson, R. 1999. Palaeomonsoons I: the magnetic record of palaeoclimate in the terrestrial loess and palaeosol sequences. *Quaternary climates, environments and magnetism* 81-125.
- Malvárez, A. I. 1999. El Delta del Río Paraná como mosaico de humedales. Tópicos sobre humedales subtropicales y templados de Sudamérica 35-54.
- Manrique, S., Franco, J., Núñez, V. y Seghezzi, L. 2011. Potential of native forests for the mitigation of greenhouse gases in Salta, Argentina. *biomass and bioenergy* 35(5): 2184-2193.
- Manrique, S. M. y Franco, J. 2012. BOSQUES NATIVOS: ¿BIOENERGIA O SECUESTRO DE CARBONO?. Presentado para la XXXV Reunión de Trabajo de la Asociación Argentina de Energías Renovables y Ambiente (ASADES) y XXI Reunión de la Sección Argentina de la Asociación Internacional para la Educación en Energía Solar (IASSEE). Rosario, Santa Fe, 23.
- Manrique, S. M. y Franco, J. 2016. Native Forest and Climate Change — The Role of the Subtropical Forest, Potentials, and Threats. In *Greenhouse*, Intech 4:55-80.
- Martinez, J y Fernández, A. 2004. Cambio climático: una visión desde México. Sección I: Las Bases Científicas. Secretaria de Medio Ambiente y de Recursos Naturales. Instituto nacional de Ecología México 15-109.
- Mataix-Solera, J. y Guerrero, C. 2007. Efectos de los incendios forestales en las propiedades edáficas. Páginas 5-40 en Mataix-Solera, J. (ed.). *Incendios forestales, suelos y erosión hídrica*. Caja Mediterráneo, CEMACAM Font Roja-Alcoi, Alicante, España.
- Mataix-Solera, J., Guerrero, C., Arcenegui, V., Bárcenas, G., Zornoza, R. y et al. 2008. Los incendios forestales y el suelo: un resumen de la investigación realizada por el Grupo de Edafología Ambiental de la UMH en colaboración con otros grupos. Páginas 185-217 en Cerdà, A. y Mataix-Solera, J. (eds.). *Efectos de los incendios forestales sobre los suelos en España. El estado de la cuestión visto por los científicos españoles*, Chapter: 3.4, Publisher: Càtedra de Divulgació de la Ciència. Universitat de Valencia, España.
- Mataix-Solera, J., Guerrero, C., García-Orenes, F., Bárcenas, G.M. y Torres, M.P. 2009. Fire effects on soil microbiology. Pages 133-175 in A. Cerdà y P. R Robichaud (eds.). *Fire Effects on Soils and Restoration Strategies*. Science Publishers, Inc. Enfield, New Hampshire, USA.
- Mataix-Solera, J., Cerdà, A., Arcenegui, V., Jordán, A. y Zavala, L. 2011. Fire effects on soils aggregation: A review. *Earth-Science reviews* 109:44-60.
- MAyDS, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. 2015. Tercera Comunicación Nacional sobre Cambio Climático, Argentina. Disponible en <http://unfccc.int/resource/docs/natc/argnc3s.pdf>
- Mitsch, W. J. y Gosselink, J. G. 2007. *Wetlands*. Hoboken. ed: John Wiley & Sons, Inc, USA.
- Morrás, H. 2015. Porosidad y microestructura de suelos. Páginas 205-260 en J. Loaiza, G. Stoops, R. Poch y M. Casamitjana (eds.). *Manual de micromorfología de suelos y técnicas complementarias*. Editorial Pascual Bravo, Medellín, Colombia.
- Morrás, H. 2016. Meteorización y pedogénesis. En Pereyra, F. y Torres Duggan, M. (eds.). *Suelos y geología de superficie de la Argentina*. Asociación Geológica Argentina – Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo (en prensa).

- Mullins C.E. 1977. Magnetic Susceptibility of the soil and its significance in soil science. A review. *Journal of Soil Science* 28: 223-246.
- Myers, R.L. 2006. Convivir con el Fuego manteniendo los ecosistemas y los medios de subsistencia mediante el manejo integral del fuego. The Nature Conservancy. Tallahassee, USA.
- Navarro Cerrillo, M. Rafael et al. 2008. Caracterización de la situación posincendio en el área afectada por el incendio de 2005 en el Parque Nacional de Torres del Paine (Chile) a partir de imágenes multiespectrales. *Revista chilena de historia natural* 81(1): 95-110.
- Neary, D.G., Klopatek, C.C., DeBano, L.F. y Ffolliott, P.F. 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management* 122:51-71.
- Neary, D., Ryan, K. y DeBano, L.F. 2005a. Wildland fire in ecosystems; effects of fire on soils and water. General Technical Report vol.4. Forest Service, Rocky Mountain Research Station. U.S.D.A, USA.
- Neary, D., Ffolliott, P. y Landsberg, J. 2005b. Fire and streamflow regimes. Pages 107-117 in D. Neary, K. Ryan, y L. F. DeBano (eds.). Wildland fire in ecosystems; effects of fire on soils and water. Gen. Tech. Rep., vol.4. Forest Service, Rocky Mountain Research Station, U.S.D.A, USA.
- Neary, D., Landsberg, J., Tiedemeann, A. y Ffolliott, P. 2005c. Water quality. Pages 119-134 in D. Neary, K. Ryan, y L.F. DeBano (eds.). Wildland fire in ecosystems; effects of fire on soils and water. Gen. Tech. Rep., vol.4. Forest Service, Rocky Mountain Research Station, U.S.D.A, USA.
- Neary, D., Ryan, K., DeBano, L.F., Landsberg, J. y Brown, J. 2005d. Introduction. Pages 1-20 in D. Neary, K. Ryan, y L.F. DeBano (eds.). Wildland fire in ecosystems; effects of fire on soils and water. Gen. Tech. Rep., vol.4. Forest Service, Rocky Mountain Research Station, U.S.D.A, USA.
- Niboyet, A., Brown, J.R., Dijkstra, P., Blankinship, J.C., Leadley, P.W., et al. 2011. Global Change Could Amplify Fire Effects on Soil Greenhouse Gas Emissions. *PLoS ONE* 6(6): e20105.
- Oldfield, F. y Crowther, J. 2007. Establishing fire incidence in temperate soils using magnetic measurements. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology* 249: 362-369.
- Opdyke, N.D. y Channell, J.E.T. 1996. *Magnetic Stratigraphy*. -346 S., London (Academic Press).
- Orgeira, M. J., Walther, A. M., Tófaló, R. O., Vásquez, C., Berquó, T., Dobois, C. F. y Bohnel, H. 2003. Environmental magnetism in fluvial and loessic Holocene sediments and paleosols from the Chacopampean plain (Argentina). *Journal of South American Earth Sciences* 16(4): 259-274.
- Orgeira, M. J., Egli, R. y Compagnucci, R. H. 2011. A quantitative model of magnetic enhancement in loessic soils. In *The Earth's Magnetic Interior* 361-397.
- Parker, J. C., Amos, D. F. y Zelazny, L. W. 1982. Water adsorption and swelling of clay minerals in soil systems. *Soil Science Society of America Journal* 46: 450-456.
- Pausas, J. 2004. Changes in fire and climate in the eastern Iberian Peninsula (Mediterranean basin). *Climate Change* 63:337-350.
- Pereira, P., Bodí, M.B., Úbeda, X., Cerdà, A., Mataix-Solera, J., Balfour, V. y Woods, S. 2010. Las cenizas en el ecosistema suelo. Páginas 349-402 en Jordán, A. y Cerdà, A. (eds.). Actualización en métodos y técnicas para el estudio de los suelos afectados por incendios forestales. FUEGORED, Cátedra de Divulgación de la Ciencia, Universitat de València, Valencia, España.

- Pereyra, F.X. 2012. Suelos de la Argentina. Geografía de suelos, factores y procesos formadores. Ed. SEGEMAR-AACS-GAEA, ANALES N° 50, 178 págs. Buenos Aires, Argentina.
- Poth, M., Anderson, I. C., Miranda, H. S., Miranda, A. C. y Riggan, P. J. 1995. The magnitude and persistence of soil NO, N₂O, CH₄, and CO₂ fluxes from burned tropical savanna in Brazil. *Global Biogeochemical Cycles* 9(4): 503-513.
- Pourreza, M., Hosseini, S. M., Sinegani, A. A. S, Matinzadeh, M. y Dick, W. A. 2014. Soil microbial activity in response to fire severity in Zagros oak (*Quercusbrantii*Lindl.) forests, Iran, after one year. *Geoderma* 213: 95-102.
- Prieto-Fernandez, A., Villar, M. C., Carballas, M. y Carballas, T. 1993. Short-term effects of a wildfire on the nitrogen status and its mineralization kinetics in an Atlantic forest soil. *Soil Biology and Biochemistry* 25(12) :1657-1664.
- Robberecht, R. y Defossé, G. E. (1995). The relative sensitivity of two bunchgrass species to fire. *International J. Wildland Fire* 5(3):127-134.
- Robert, M. 1975. Principes de détermination qualitative des minéraux argileux aux rayons X. *Ann. Agronomy* 26(4) :363-399.
- Robert, M. 1977. Quelques exemples d'utilisation de l'analyse thermique en minéralogie. CNRS-Service de l'Enseignement des Techniques Avancées de la Recherche, Paris, Francia.
- Rochette, P. 1990. Rationale of geomagnetic reversals versus remanence recording processes in rocks: a critical review. *Earth and planetary science letters* 98(1): 33-39.
- Rooksby, H. P. 1961. Oxides and hydroxides of aluminium and iron. Pages 354-392 in G. Brown (ed.).*The X-ray Identification and Crystal Structures of Clay Minerals*. Mineralogical Society, London.
- Rummery, T. 1983. The use of magnetic measurements in the interpretation of fire histories of lake drainage basins. *Hydrobiologia* 103:45-51.
- Sacchi, G., Campitelli, P., Soria, P. y Ceppi, S. 2015. Influencia de temperaturas de calentamiento sobre propiedades físicas y químicas de suelos con distinto material parental y uso antrópico. *Spanish Journal of Soil Science* 5(3): 82-97.
- Sala, M. y Rubio, J. L. 1994. Soil erosion and degradation as a consequence of forest fires. Pages 275 in *International conference on soil erosion and degradation as a consequence of forest fires (1991)* Geoforma Ediciones, Logroño, Barcelona/Valencia, España.
- SAMLA - Sistema de apoyo metodológico a los laboratorios de análisis de suelos, agua, vegetales y enmiendas orgánicas. 2004. CIC. SAGPyA, Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. Versión en CD.
- Santamans, C.D y Franco, M.G. 2010. Caracterización geológica y geomorfológica de "campo verde", San Salvador de Jujuy, provincia de Jujuy.
- Schaetzl, R. y Thompson, M. 2015. *Soils. Genesis and Geomorphology*. Second Edition, Cambridge University Press, New York, New York, USA.
- Scheuner, E., Makeschin, F., Wells, D. y Carter, P. 2004. Short-term impacts of harvesting and burning disturbances on physical and chemical characteristics of forest soils in western Newfoundland, Canada. *European Journal Forest Research* 123:321-330.
- Schindlbacher, A. y Zechmeister-Boltenstern, S. 2004. Effects of soil moisture and temperature on NO, NO₂, and N₂O emissions from European forest soils. *Journal of Geophysical Research* 109: D17302.
- Schmidt, M. W., Skjemstad, J. O., Gehrt, E. y Kögel-Knabner, I. 1999. Charred organic carbon in German chernozemic soils. *European Journal of Soil Science* 50(2): 351-365.
- Schwartz, J. 2015. Más incendios crean un nuevo paisaje en el oeste de EE.UU. *The New*

- York Times International Weekly, Clarín, 3-10-2015, p. 9.
- Schwertmann, U. y Taylor, R. 1989. Iron oxides. Pages 379-465 in J. Dixon y S. Weed. Minerals in Soil Environments (eds.). Soil Science Society of America Books Series, Second edition, Madison, USA.
- Seidl, R., Fernandes, P.M., Fonseca, T.F., Gillet, F., Jonsson, A.M., Merganicova, K., Netherer, S., A. Arpaci, Bontemps, J.D., Bugman, H., González-Olavarría, J.R., Lasch, P., Meredieu, C., Moreira F., Schelhaas, M.J. y Mohren, F. 2011. Modelling natural disturbances in forest ecosystems: a review. *Ecology Modell* 222:903-924.
- Sertso, S.M., y Sánchez, P. A. 1978. Effects of heating on some changes in soil properties in relation to an Ethiopian land management practice. *Soil Science Society of America Journal* 42 (6): 940-944.
- Shakesby, R.A. y Doerr, S.H. 2006. Wildfire as a hydrological and geomorphological agent. *Earth-Science reviews* 74:269-307.
- Silvestrini, R.A., Soares-Filho, B.S., Nepstad, D., Coe, M., Rodrigues, H. y Assunção, R. 2011. Simulating fire regimes in the Amazon in response to climate change and deforestation. *Ecology Applications* 21: 1573-1590.
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S. y Deneff, K. 2004. Review: A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research* 79:7-31.
- Stednick, J.D., Tripp, L.N. y McDonald, R.J. 1982. Slash burning effects on soil and water chemistry in southeastern Alaska. *Journal of Soil and Water Conservation* 126-128.
- Taboada, M. A. y Lavado, R. S. 1988. Grazing effects of the bulk density in a Natraquoll of the flooding Pampa of Argentina. *Journal of Range Management*, 500-503.
- Thompson, R. y Oldfield, F. 1986. Environmental magnetism. Allen and Unwin, London, UK.
- Taboada, M. A. y Lavado R.S. 2006. Soil swelling in non vertisolic soils: its causes and importance. p. 55-77. En: A. A. Al-Rawas; M. F.A. Goosen (Eds.). *Expansive Soils: Recent Advances in Characterization and Treatment*. A.A. Balkema.
- Tate, K. R., Ross, D. J. y Feltham, C. W. 1988. A direct extraction method to estimate soil microbial C: effects of experimental variables and some different calibration procedures. *Soil Biology and Biochemistry* 20(3): 329-335.
- Thauer, R. K. 1998. Biochemistry of Methanogenesis: a Tribute to Marjory Stephenson. *Microbiology* 144: 2377-2406.
- Thompson, R. y Oldfield, F. 1986. Environmental Magnetism, Allen and Unwin, London.
- Torrent, J., Guzman, R. y Parra, M. 1982. Influence of relative humidity on the crystallisations of Fe(III) oxides from ferrihydrite. *Clays and Clay Minerals* 30(5): 337-340.
- Ulery, A.L. y Graham, R.C. 1993. Forest Fire Effects on Soil Color and Texture. *Soil Science Society of America Journal – Abstract* 57 (1): 135-140.
- Ulery, A. L., Graham, R. C., Chadwick, O. A. y Wood, H. B. 1995. Decade-scale changes of soil carbon, nitrogen and exchangeable cations under chaparral and pine. *Geoderma* 65(1): 121-134.
- Ulery, A. L., Graham, R. C. y Bowen, L. H. 1996. Forest fire effects on soil phyllosilicates in California. *Soil Science Society of America Journal* 60 (1): 309-315.
- Uribe Vallejos, C. 2013. Flujos de gases de efecto invernadero en suelos forestales y agroforestales del centro de la Península Ibérica=Greenhouse gas flows in forest and agroforestry soils in the center of the Iberian Peninsula. Tesis (Doctoral).
- Ramos Vásquez, E. y Zúñiga Dávila, D. 2008. Efecto de la humedad, temperatura y pH del suelo en la actividad microbiana a nivel de laboratorio. *Ecología Aplicada* 7(1-2): 123-130.

- Vance, E. D., Brookes, P. C. y Jenkinson, D. S. 1987. An extraction method for measuring soil microbial biomass C. *Soil biology and Biochemistry* 19(6): 703-707.
- Velde, P. y Barré, P. 2010. *Soils, plants and clay minerals: mineral and biologic interactions*. Springer Science & Business Media, Springer-Verlag Berlin Heidelberg.
- Viglizzo, E.F. y Jobbagy, E. 2010. *Expansión de la Frontera Agropecuaria en la Argentina y su impacto ecológico-ambiental*. INTA. Buenos Aires, Argentina.
- Walkey A. y Black . 1974. A critical examination of rapid method for determining organic carbon in soils. *Soil Science* 63: 251-254.
- Wattez, J. y Courty, M.A. 1987. Morphology of ash of some plant materials. *Soil Micromorphology*. Fedoroff, N., Bresson, L.M. y Courty, M.A. (Eds). AFES, Plaisir. France
- Weast, R.C. 1988. *Handbook of chemistry and physics*. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- Wilbur, R.B. y Christensen, N.L. 1983. Effects of fire on nutrient availability in a north Carolina Coastal Plain Pocosin. *The American Midland Naturalist* 110: 54-61.
- Wright, H., y Bailey, A. 1982. *Fire ecology in the United States and Canada*. J. Wiley & Sons, New York, New York, USA.