



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

POSGRADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

Instituto de Ecología

APROVECHAMIENTO FORESTAL Y MANEJO
DEL FUEGO EN IXTLÁN DE JUÁREZ:
CONSECUENCIAS BIOGEOQUÍMICAS

TESIS

QUE PARA OBTENER EL GRADO ACADÉMICO DE

**MAESTRO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS
(BIOLOGÍA AMBIENTAL)**

P R E S E N T A

RIGOBERTO ROMUALDO ROMUALDO

DIRECTOR DE TESIS: DR. JULIO CAMPO ALVES

México, D.F.

Febrero, 2008



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Agradecimientos

A la Universidad Nacional Autónoma de México,

A el Posgrado en Ciencias Biológicas

A la Beca CONACYT, como número de becario 181866

A la beca DGEP de la UNAM

A la beca CMCYT del Estado de México

Al Instituto de Ecología de la UNAM, *Posgrado en Ciencias Biológicas orientación a la Restauración Ecológica*

Al Instituto de Geografía de la UNAM

A la comunidad de Ixtlán de Juárez, Oaxaca

Al comité tutorial:

Dra. Ana Elena Mendoza Ochoa

Dr. Leopoldo Galicia Sarmiento

M. en C. María Julia Carabias Lillo

Dr. Jorge Etchevers Barra

M. en C. Salvador Sánchez Colón

Agradecimientos

Al Dr. Julio Campo Alves por que gracias a su calidad de persona y su alto nivel científico, ha sido el empuje para iniciar, desarrollar y concluir el presente trabajo, gracias Julio.

Al gran equipo humano del laboratorio de Biogeoquímica Terrestre y Clima, del Instituto de Ecología, UNAM. integrado por: Enrique Solís Villalpando, Vinisa Saynes, Israel Cárdenas, Arturo Alcántara, Pablo Jara, Edith Martínez, Ana María Gamboa, Vanesa Maldonado. Gracias por que en los momentos de trabajo, a su lado son más agradables.

A cada uno de los miembros de mi familia que ha sido mi fortaleza a lo largo de mi vida, principalmente a mis padres y hermanos.

Y a todos aquellos que me han permitido estar cerca y compartir su amistad, en realidad les agradezco.

Con todo mi amor a Carmina

CONTENIDO

Resumen.....	8
Abstract.....	9
1. Introducción.....	10
Ecosistemas de pino-encino en México	10
El fuego como un agente de disturbio	11
Ecología del fuego.....	11
Efecto del fuego sobre el suelo y sus implicaciones.....	13
<i>Propiedades físicas y fisicoquímicas.....</i>	13
<i>Propiedades químicas.....</i>	15
2. Objetivos	19
3. Hipótesis	20
4. Métodos	20
Área de estudio	21
Diseño experimental	22
Muestreo de suelo.....	22
Análisis químicos.....	22
Censo de plantas.....	25
Análisis de similitud.....	25
Análisis de diversidad.....	25
Análisis estadísticos.....	26
5. Resultados	26
Características químicas del piso forestal: concentración de elementos....	26
Características químicas del suelo mineral: concentración de elementos...	31
Características químicas del piso forestal: masa de elementos.....	36
Características químicas del suelo mineral: masa de elementos.....	39
Regeneración del bosque.....	42
6. Discusión.....	45
7. Conclusiones: Implicaciones para la restauración de sitio con historia de uso..	53
8. Referencias bibliográficas.....	54
9. ANEXOS.....	63

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Eventos de fuego forestal en México
- Figura 2.** Diagrama de flujo de los procesos que afectan el ciclo del N posterior al fuego
- Figura 3.** Localización de la Sierra Juárez en el estado de Oaxaca
- Figura 4.** Diagrama ombrotérmico de la zona de Ixtlán de Juárez
- Figura 5.** Régimen de fuego en Ixtlán de Juárez, Oaxaca
- Figura 6.** Fecha de intervención: ejemplo
- Figura 7.** Sitios de muestreo
- Figura 8.** Efectos de los tratamientos en el **pH** del mantillo y de la capa de fermentación
- Figura 9.** Efectos de los tratamientos en la concentración del **C total** del mantillo y de la capa de fermentación
- Figura 10.** Efectos de los tratamientos en la concentración del **N total** del mantillo y de la capa de fermentación
- Figura 11.** Efectos de los tratamientos en la concentración del **N soluble** del mantillo y de la capa de fermentación
- Figura 12.** Efectos de los tratamientos en la concentración del **P total** del mantillo y de la capa de fermentación
- Figura 13.** Efectos de los tratamientos en la concentración del **P soluble** del mantillo y de la capa de fermentación
- Figura 14.** Efectos de los tratamientos en la **CIC** del mantillo y de la capa de fermentación
- Figura 15.** Efectos de los tratamientos en la concentración del **Ca** del mantillo y de la capa de fermentación
- Figura 16.** Efectos de los tratamientos en la concentración del **K** del mantillo y de la capa de fermentación
- Figura 17.** Efectos de los tratamientos en la concentración del **Mg** en el mantillo y capa de fermentación
- Figura 18.** Efectos de los tratamientos en la concentración del **Na** del mantillo y de la capa de fermentación
- Figura 19.** Efectos de los tratamientos en la relación **C:N** del mantillo y en la capa de fermentación
- Figura 20.** Efectos de los tratamientos en la relación **C:P** del mantillo y capa de fermentación
- Figura 21.** Efectos de los tratamientos en la relación **N:P** del mantillo y capa de fermentación
- Figura 22.** Efectos de los tratamientos en la relación **N total:N soluble** del mantillo y de la capa de fermentación
- Figura 23.** Efectos de los tratamientos en la relación **P total:P soluble** del mantillo y de la capa de fermentación
- Figura 24.** Efectos de los tratamientos en la relación **N soluble:P soluble** del mantillo y de la capa de fermentación
- Figura 25.** Efectos de los tratamientos en el **pH** del suelo superficial y profundo
- Figura 26.** Efectos de los tratamientos en la concentración del **C total** en el suelo superficial y profundo
- Figura 27.** Efectos de los tratamientos en la concentración del **N total** en el suelo superficial y profundo
- Figura 28.** Efectos de los tratamientos en la concentración del **N-NH₄** en el suelo superficial y profundo
- Figura 29.** Efectos de los tratamientos en la tasa de **amonificación** en el suelo superficial y profundo
- Figura 30.** Efectos de los tratamientos en la concentración del **P total** en el suelo superficial y profundo
- Figura 31.** Efectos de los tratamientos en la concentración del **P aprovechable** en el suelo superficial y profundo
- Figura 32.** Efectos de los tratamientos en la **CIC** presente en el suelo superficial y profundo
- Figura 33.** Efectos de los tratamientos en la concentración del **Ca** en el suelo superficial y profundo
- Figura 34.** Efectos de los tratamientos en la concentración del **K** en el suelo superficial y profundo

- Figura 35.** Efectos de los tratamientos en la concentración del **Mg** en el suelo superficial y profundo
- Figura 36.** Efectos de los tratamientos en la concentración del **Na** en el suelo superficial y profundo
- Figura 37.** Efectos de los tratamientos en la relación **C:N total** en el suelo superficial y profundo
- Figura 38.** Efectos de los tratamientos en la relación **C:P total** en el suelo superficial y profundo
- Figura 39.** Efectos de los tratamientos en la relación **N:P total** en el suelo superficial y profundo
- Figura 40.** Efectos de los tratamientos en la relación **N total: N-NH₄** en el suelo superficial y profundo
- Figura 41.** Efectos de los tratamientos en la relación **N-NH₄:P aprovechable** en el suelo superficial y profundo
- Figura 42.** Efectos de los tratamientos en la relación **P total:P aprovechable** en el suelo superficial y profundo
- Figura 43.** Efectos de los tratamientos en la **masa** del mantillo y de la capa de fermentación
- Figura 44.** Efectos de los tratamientos en la masa del **C total** del mantillo y de la capa de fermentación
- Figura 45.** Efectos de los tratamientos en la masa del **N total** del mantillo y de la capa de fermentación
- Figura 46.** Efectos de los tratamientos en la masa del **N soluble** del mantillo y de la capa de fermentación
- Figura 47.** Efectos de los tratamientos en la masa del **P total** del mantillo y de la capa de fermentación
- Figura 48.** Efectos de los tratamientos en la masa del **P soluble** del mantillo y capa de fermentación
- Figura 49.** Efectos de los tratamientos en la masa del **Ca** del mantillo y de la capa de fermentación
- Figura 50.** Efectos de los tratamientos en la masa del **K** del mantillo y de la capa de fermentación
- Figura 51.** Efectos de los tratamientos en la masa del **Mg** del mantillo y de la capa de fermentación
- Figura 52.** Efectos de los tratamientos en la masa del **Na** del mantillo y de la capa de fermentación
- Figura 53.** Efectos de los tratamientos en la **densidad** del suelo superficial y profundo
- Figura 54.** Efectos de los tratamientos en la masa del **C total** del suelo superficial y profundo
- Figura 55.** Efectos de los tratamientos en la masa del **N total** del suelo superficial y profundo
- Figura 56.** Efectos de los tratamientos en la masa del **N-NH₄** del suelo superficial y profundo
- Figura 57.** Efectos de los tratamientos en la tasa de **amonificación** del suelo superficial y profundo
- Figura 58.** Efectos de los tratamientos en la masa del **P total** del suelo superficial y profundo
- Figura 59.** Efectos de los tratamientos en la masa del **P aprovechable** del suelo superficial y profundo
- Figura 60.** Efectos de los tratamientos en la masa del **Ca** del suelo superficial y profundo
- Figura 61.** Efectos de los tratamientos en la masa del **K** del suelo superficial y profundo
- Figura 62.** Efectos de los tratamientos en la masa del **Mg** del suelo superficial y profundo
- Figura 61.** Efectos de los tratamientos en la masa del **Na** del suelo superficial y profundo

Lista de Cuadros

- Cuadro 1.** Propiedades del suelo que son afectadas por la presencia de fuego
- Cuadro 2.** Dinámica del N en el suelo posterior a un evento de fuego
- Cuadro 3.** Intervalos de retorno del fuego natural sobre los bosques de Ixtlán de Juárez
- Cuadro 4.** Media \pm EE de la masa, pH, CIC, Ca, Na, K y Mg del mantillo y capa de fermentación en el sitio de estudio
- Cuadro 5.** Media \pm EE de C, N, P total, N y P soluble, N total:N soluble, P total:P soluble, C:N, C:P y N:P total y N:P soluble del mantillo y capa de fermentación en el sitio de estudio
- Cuadro 6.** Media \pm EE de pH, CIC, Ca, Na, K y Mg del Suelo superficial y subsuperficial, en el sitio de estudio
- Cuadro 7.** Media \pm EE de C, N, P total, N y P soluble, N total:N soluble, P total:P soluble, C:N, C:P y N:P total y N:P soluble del suelo superficial, en el sitio de estudio
- Cuadro 8.** Listado de las especies, mostrando la densidad absoluta en el bosque templado de Ixtlán de Juárez
- Cuadro 9.** Coeficiente de similitud florística de Sørensen entre los cinco sitios estudiados.
- Cuadro 10.** Atributos estructurales de brinzales en los cinco sitios estudiados (Valor de Importancia Relativa, densidad, área basal y frecuencia)
- Cuadro 11.** Valores de diversidad en los cinco sitios de estudio, en Ixtlán de Juárez, Oaxaca
- Cuadro 12.** Resumen de efectos de la quema sobre las variables

Abreviaturas

Al, Aluminio

BR, Bosque referencia

C, Carbono

Ca, Calcio

CIC, Capacidad de Intercambio Catiónico

CR, Corta regeneración

F, Frecuencia

Fe, Hierro

i.e., es decir

K, Potasio

Mg, Magnesio

N, Nitrogeno

Na, Sodio

N-NH₄, Nitrógeno amoniacal

N-NO₃, Nitrógeno en forma de nitrato

P, Fósforo

N, Nitrógeno

p.e., por ejemplo

Q, Quema

RTQ, roza-tumba y quema

TMN, Mineralización potencial de nitrógeno

TN, Amonificación potencial

VIR, Valor de importancia relativa

Aprovechamiento forestal y manejo del fuego en Ixtlán de Juárez: Consecuencias biogeoquímicas

Resumen

En México, los bosques de pino-encino están caracterizados por tener una gran diversidad biológica y estar influenciados a eventos periódicos de fuego. Durante mucho tiempo han estado sujetos a manejo forestal maderable, pero sus efectos en la regeneración y el funcionamiento del ecosistema han sido insuficientemente explorados. En este trabajo se investigó la influencia del aprovechamiento y del fuego prescrito sobre: (1) la dinámica de los nutrientes en el piso forestal y el suelo, y (2) la composición y estructura de brinzales. En Ixtlán de Juárez, Oaxaca. Se muestreó el mantillo (M), la capa de fermentación (CF) y el suelo (0-2.5 y 2.5-10cm), y se identificaron y censaron brinzales (≤ 1 m de altura), en un sitio referencia (BR), dos sitios con quema prescrita (Q) y dos con corta-regeneración (CR), luego de 1 y 8 años de manejo. Los sitios con Q presentan pérdidas en la masa del M y la CF, y reducción del C y del P total en ambos almacenes del piso forestal. En el mantillo, el pH, CIC y cationes Ca, K, Mg y Na aumentaron luego de 1 año, con respecto BR. La CR provoca que el pH, CIC, Ca y Mg incrementen luego de 8 años. En cambio, el contenido de N fue menor en el M y mayor en CF respecto al BR en parcelas con Q. La CR provocó un aumento en la relación N total:N soluble sugiriendo una demanda mayor de N por parte de microorganismos y plantas, el P total disminuye por efecto de la CR. En las parcelas con Q, aumentaron: la densidad, el pH, la amonificación, la concentración de cationes básicos y la CIC de los suelos; y en las parcelas con CR aumentó: el pH, Ca, Na, K, Mg y la CIC. En contraste, las parcelas con Q presentaron pérdidas de C, y aumento del contenido de P a 1 año y reducción luego de 8 años. La CR ocasiona un decremento en la amonificación del suelo, resultado del incremento en la relación C:N y N:P disminuyendo la calidad significativamente. La similitud en la composición de la comunidad de brinzales entre los sitios con Q y el BR fue nula luego de un año (i.e., no presentaron especies comunes con la vegetación no perturbada), pero compartieron especies luego de 8 años. Luego de un año de Q disminuyó la riqueza y diversidad de especies de brinzales respecto a las del BR, y este empobrecimiento se mantuvo luego de 8 años. A la luz de la actual estudio hacemos énfasis en la reducción combustibles para evitar fuegos naturales de alta intensidad, el incremento en la disponibilidad de nutrientes en el suelo como N y P luego de un año, permiten sugerir que debería prestarse especial atención a la aplicación de planes de regeneración de la vegetación en aquellas zonas que han sido quemadas por uso de fuego o accidentalmente durante el primer año.

Palabras clave:

Bosque de pino-encino; corta regeneración; fuego prescrito; nutrientes; piso forestal; suelo.

Thinning and burning management in Ixtlán de Juárez: Implications biogeochemical

Abstract

Many Mexican temperate forest are characterized by a great biological diversity and are influenced by prescribed and natural fire. For a long time these ecosystems have been subjected to timber forest management, but its effect on regeneration, ecosystem functioning, nutrient cycling has been insufficiently explored. In this study we investigated the influence of thinning and prescribed burning on: (1) the dynamics of the nutrients in the litter and Oa horizon, and soil, and (2) the composition and structure of seedlings in Ixtlán de Juárez, Oaxaca. The litter (M), the Oa horizon (Oa) and the soil (0-2.5 and 2.5-10cm) were sampled and we identified and registered seedlings (≤ 1 m of height), in a reference site (BR), two sites only with prescribed burning (Q) and two sites only with thinning (CR) after 1 and 8 years of management.

In the sites with Q, losses were observed in the mass of M and CF, and also a reduction of the carbon (C) concentration and the total phosphorus (P) of the forest floor. In the litter, pH, CIC and cations concentration (Ca, K, Mg and Na) increased after 1 year, with respect to BR. The CR leads that pH, CIC, Ca and Mg concentration increases after 8 years. On the other hand, the content of nitrogen (N) was minor in the M and higher in CF with regard to the BR in plots with Q. The CR leads an increase in the N total:N soluble ratio, suggesting a higher demand of N by the microbial community and plants. In addition, the total P diminishes for effect of the CR. In the plots with Q, increases were observed in the bulk density, pH, ammonification rate, cations concentration and the soil CIC. In the plots with CR increased the pH, Ca, Na, K, Mg concentration and the CIC. In contrast, the plots with Q presented losses of C, and an increase of the content of P in the 1 year site and a reduction showed in the 8 years site. The CR caused a decline in the ammonification rate of the soil, as a result of the increase in the C:N and N:P ratios the quality decreased significantly. The similarity in the composition community of seedlings among sites with Q and BR was null after one year (i.e., no common species presented with undisturbed vegetation), but they shared species after 8 years. After one year of Q the richness and diversity of species of seedlings decreased with respect to the BR, and this loss was maintained after 8 years. In light of the present study we focused on hazardous fuel reduction, in order to prevent natural fires, the increase in the availability of nutrients in mineral soil such as N and P after one year, suggests that special attention should be given to implementation plans of revegetation in those areas that have been burned by using prescribed fire during the first year.

Keywords:

Floor forest; mineral soil; nutrients; pine ecosystem; prescribed burning; thinning

1. Introducción

Ecosistemas de Pino-Encino en México

México es uno de los países más diversos en el mundo en cuanto al número de especies de pino; alberga 47 de las 110 especies del planeta (Farjon y Styles 1997; Rodríguez-Trejo y Fulé 2003). Ello hace que México sea considerado centro mundial de diversidad del género *Pinus*; además, constituye el centro primario de diversidad de encinos (*Quercus spp*) en el hemisferio occidental (Challenger 1998).

Los bosques templados en México están dominados en su dosel por la abundancia de pinos (*Pinus spp.*) y encinos (*Quercus spp.*). Este ecosistema cubre $\approx 21\%$ del territorio nacional (4×10^7 ha; SEMARNAT 2002), y ocupa el segundo lugar entre las zonas ecológicas del país (Challenger 1998). Las condiciones ambientales donde estos bosques se desarrollan son variables: el rango de altitud comprende desde el nivel del mar hasta >4000 m; el de temperatura comprende desde 6 a 28°C ; la precipitación media anual varía de 350 mm a >2000 mm, con estaciones secas de uno a siete meses. Los suelos comúnmente se desarrollan de material parental ígneo, existiendo también aquéllos que lo hacen sobre materiales sedimentarios (Challenger 1998). El pH del suelo es generalmente ácido y puede alcanzar valores próximos a la neutralidad y los contenidos de materia orgánica son altos (20%, Challenger 1998; Rzedowski 1978; Rodríguez-Trejo y Fulé 2003).

El estado de Oaxaca representa la 6ª entidad federativa en extensión de bosque (11% del total nacional; Challenger 1998 y Velásquez *et al.* 2003) y uno de los cinco estados de la República más importantes en la producción forestal (Garibay *et al.* 2001). La superficie cubierta por este ecosistema está siendo reducida a una tasa anual $\sim 1\%$ (Velásquez *et al.* 2003), equivalente al doble del promedio del país (Masera *et al.* 1997). Por lo que este ecosistema se encuentra amenazado debido a la intensificación del aprovechamiento forestal y el cambio de cobertura (Rodríguez-Trejo y Fulé 2003). Las especies de pinos constituyen el principal blanco de la industria forestal (representan 70% del volumen total de madera extraída en los bosques de nuestro país; Torres-Rojo 2006). Bajo este esquema se han propuesto técnicas de extracción forestal y reintroducción de regímenes de fuego como técnicas de restauración ecológica, con la finalidad de obtener un aprovechamiento del sistema y al mismo tiempo promover la regeneración natural de la vegetación.

El fuego en el bosque como un agente de disturbio

El manejo del fuego en los bosques de México es una práctica milenaria. La cultura Maya y otras Mesoamericanas utilizaban el fuego como una práctica conocida como roza-tumba y quema (RTQ). Actualmente, aunque muchos fuegos ocurren naturalmente, otros fuegos están ligados a actividades humanas (Galindo *et al.* 2003). Por ejemplo, cerca del 80% de los fuegos que ocurrieron durante el año 1998 fueron causados por la actividad humana (SEMARNAP 1998); el restante 20% de los fuegos fueron asociados con el calentamiento anormal y las condiciones atmosféricas secas que prevalecieron en todo el país posteriormente al evento del Niño de 1997 (Galindo *et al.* 2003). En la Figura 1 se presenta el número y fluctuaciones de los fuegos en los bosques de México para el periodo 1956-2000 (Galindo *et al.* 2003). En 1998 México tuvo 14445 eventos de fuego afectando a 849 632 ha. i.e. 0.4% de la superficie forestal total (SEMARNAP 1998, 2000).

Ecología del fuego

Antes de los años 30's del siglo pasado, el fuego fue considerado como una fuerza destructiva e indeseable, aunque ocurría de forma natural en bosques templados, pastizales y chaparrales (Fulé *et al.* 2004). Este punto de vista resultó en una supresión de los regímenes de fuego natural por lo menos hasta la mitad del siglo (Koslowky y Ahlgren 1974). Desde la década de los 70's, las evaluaciones científicas han indicado un uso potencial del fuego en el manejo de ecosistemas a través del control de los niveles del material combustible y evitando eventos catastróficos de fuego natural (Wagle y Eakle 1979). La reintroducción de los regímenes de fuego ha favorecido la restauración de ecosistemas forestales (Kaye *et al.* 1999, Vose *et al.* 1999), en composición y en estructura (Pendergrass *et al.* 1999, Hubbard *et al.* 2004). Sus efectos benéficos incluyen cambios en la disponibilidad de nutrientes, con consecuencias para la composición de especies, el crecimiento de las plantas y de los organismos en el suelo (Grogan *et al.* 2000). El fuego es algunas veces el mayor factor de disturbio y renovación de los bosques. Ampliamente investigado por el papel en alterar la composición florística (Cammeraat e Imeson 1999), promueve la regeneración de árboles (Martínez-Sánchez *et al.* 1999), encaminada a la producción de madera (Vihnanek y Ballard 1988), y es condicionante con la inserción del humano con la ecología (Caldararo 2002).

El ecosistema del pinar está asociado con un régimen de fuego de baja intensidad y produce un lecho favorable para la diseminación de semillas, reduciendo la acumulación excesiva de combustible y permitiendo un mejor ciclado de nutrientes necesarios para la regeneración de los bosques (González *et al.* 1991; Rodríguez y Fulé 2003). Sin embargo, los efectos del fuego en estos ecosistemas no son aún del todo claros (Brose *et al.* 2001; Rodríguez-Trejo 1998).

De las grandes alteraciones provocadas por el hombre en el ecosistema, quizá el mayor impacto ha sido causado por la eliminación de los regímenes de fuego superficial de baja intensidad (Covington *et al.* 1997). Así, emerge la hipótesis de que deba existir una perpetuación del fuego de baja intensidad de manera periódica, principalmente en bosques templados (Brose *et al.* 2001). Las prácticas de restauración que incluyen aclareo de la parte arbórea (extracción forestal selectiva) y el fuego prescrito están siendo comunes en los ecosistemas de *Pinus ponderosa* (Kaufmann *et al.* 1994). De cualquier manera las técnicas de restauración ecológica, incluyen los efectos sobre el enlace entre la parte aérea y los procesos biogeoquímicos de la parte subterránea, los que hasta la actualidad están pobremente entendidos (Kaye y Hart 1998). Numerosos hallazgos del efecto del fuego sobre las propiedades del suelo ya están disponibles en la literatura (Brose *et al.* 2001). La extensión y duración de estos efectos depende primeramente sobre la severidad del fuego, el cual, es controlado por varios factores ambientales que afectan los procesos de combustión, como son la cantidad, naturaleza y humedad del combustible, velocidad del viento y topografía del sitio.

La severidad del fuego depende de dos componentes: intensidad y duración. La intensidad es la tasa a la que un fuego libera energía térmica (Certini 2005). La combinación de la combustión y transferencia de calor produce gradientes en el suelo. La temperatura a 5 cm del suelo mineral raramente excede 150°C, y no hay cambios en profundidades de 20-30 cm (DeBano 2000).

La cantidad de N en el suelo limita el crecimiento de las plantas en muchos ecosistemas de pino (Wagle y Kitchen 1972, Powers 1980) y ambos tratamientos, adelgazamiento del dosel (Vitousek y Matson 1985) y fuego prescrito (Wright y Hart 1997), alteran su disponibilidad en el suelo. Los efectos del manejo del fuego y adelgazamiento del dosel de árboles son raramente observados independientemente en el mismo sitio con prácticas de manejo sustentable (Pietikäinen y Fritze 1995). La restauración de la estructura y función del ecosistema se pretende lograr mediante la reintroducción de fuego, favoreciendo la

tasa de descomposición de la materia orgánica, la circulación de nutrientes y la producción primaria neta muy parecida a como se tenía en condiciones originales (Covington *et al.* 1997, Brose *et al.* 2001).

Efecto del fuego sobre el suelo y sus implicaciones

Las propiedades del suelo pueden experimentar cambios a corto y largo plazo dependiendo principalmente de la severidad, frecuencia de fuegos y condiciones climáticas post-fuego (Certini 2005; Cuadro 1).

Propiedades físicas y fisico-químicas

Un efecto directo de fuegos moderados sobre las propiedades físicas es la creación de un frente repelente al agua, paralelo a la superficie del suelo que decrece la permeabilidad del mismo (Imeson *et al.* 1992). El color del suelo cambia a oscuro, debido a la carbonización, y enrojecimiento por la formación de óxido de hierro (Certini 2005). El régimen de temperatura, cambia temporalmente debido a la desaparición del manto vegetal y el color oscuro del suelo que disminuye el albedo (Certini 2005).

La estabilidad de la estructura del suelo puede ser incrementada por fuegos de baja a moderada intensidad debido a la formación de una película hidrofóbica sobre la superficie externa de los agregados (Mataix-Solera y Doerr 2004). Pasado un tiempo, la estabilidad decrece cuando a gran temperatura estructuras cementantes orgánicas son perturbadas (Badía y Martí 2003). En el último caso, los agregados que persisten pueden mostrar una mejor estabilidad que la original debido a la formación de óxidos cementantes (Ketterings *et al.* 2000).

La densidad aparente del suelo se incrementa como resultado del colapso de los agregados órgano-minerales (Giovannini *et al.* 1988) y el relleno de los poros por ceniza o arcillas minerales libres (Durgin y Vogelsang 1984). Esto implica el decrecimiento en la capacidad de retención de agua en el suelo (Boix 1997) y una consecuente acentuación de escorrentías y erosión superficial (Martín y Moody 2001). El tamaño de las partículas no es directamente afectado por el fuego (Oswald *et al.* 1999), pero sobre la superficie, la remoción selectiva de la fracción fina por la erosión puede dejar al suelo empobrecido (Mermut *et al.* 1997). En términos de la erosión, la combustión de la capa de vegetación y el mantillo mitiga el impacto de las gotas de lluvia sobre el suelo y no permite la formación de corrientes, es más dramático que la repelencia del agua (Marcos *et al.* 2000).

El pH del suelo se incrementa por el calentamiento como un resultado de la desnaturalización de ácidos orgánicos y de que los cationes (Ca, K, y Mg) liberados durante la combustión se depositan sobre la superficie del suelo; este aumento es esencialmente debido a la producción de óxidos de K y Na, hidróxidos y carbonatos (Arocena y Opio 2003). El pH del suelo retorna a los niveles previos a la quema en períodos de meses, años o décadas, dependiendo del pH original del suelo, de la cantidad y composición química de la ceniza liberada y del tipo de clima (DeBano *et al.* 1998). Como consecuencia, grandes cantidades de los cationes disponibles son encontrados sobre la superficie del suelo posterior al fuego. La disponibilidad de cationes, así como, su cantidad y composición determinan la saturación de bases del suelo, la que juega un papel importante en el control de los regímenes de pH en el suelo (DeBano *et al.* 1998).

Propiedades químicas

Carbono

En condiciones naturales el C es potencialmente acumulable en el piso forestal debido a la supresión de fuego, resultando en un aumento en el material combustible (Covington y Moore 1994). Los tratamientos de restauración ecológica que más se aplican en los ecosistemas de pino están dirigidos al adelgazamiento del bosque, y a la aplicación de fuego para reducir el almacén en el piso forestal (Covington *et al.* 1997; Neary *et al.* 2003).

El fuego tiene la capacidad de alterar el ciclo del C orgánico en los ecosistemas forestales (Harden *et al.* 2000, Jhonson y Curtis 2001), mineraliza el C orgánico almacenado en el suelo y puede alterar su circulación a través de sus impactos en la biomasa y la descomposición (Hubbard *et al.* 2004). Se estima que el C en el suelo constituye el principal almacén 2300 Pg C, seguido de la atmósfera 590 Pg C y en la vegetación terrestre 650 Pg C (Sabine *et al.* 2004). Menos del 1% del reservorio total del C terrestre es emitido a la atmósfera como consecuencia del cambio del uso del suelo; sin embargo estos cambios en el suelo pueden tener un impacto en los almacenes de C (Schimel 1995). Existe un debate con relación a si la presencia de fuego disminuye o aumenta los contenidos de C en el suelo (Binkley *et al.* 1992). Los efectos del fuego sobre el C en el suelo son dependientes de la intensidad y tiempo de exposición (Jonson y Curtis 2001). Se ha reportado que a temperaturas bajas el fuego puede causar poca pérdida de C y N en el suelo mineral al inicio. A largo plazo puede resultar en una ganancia debido a la incorporación de los residuos no quemados (incluyendo carbón vegetal) y la posible influencia de especies con simbioses capaces de fijar el N atmosférico (Johnson 1995). El

calentamiento del suelo producido por fuego natural incrementa la concentración de C presente en el horizonte superficial del suelo debido al transporte de materia orgánica hidrofóbica del horizonte superficial y una subsecuente estabilización con los cationes en el suelo (Johnson y Curtis 2001).

Una revisión bibliográfica demuestra que el almacén de C en el suelo puede ser poco o incluso no modificado cuando se aplican técnicas de extracción forestal causando un ligero incremento en los almacenes (+18%) de C; en cambio, el N presenta pérdidas (-6%) (Johnson y Curtis 2001). El efecto positivo de la extracción forestal sobre el ligero aumento de C del suelo puede estar restringido a los bosques de coníferas (Johnson y Curtis 2001), sin embargo, a mediano plazo (10 años), se produce un incremento en los almacenes de N y C con respecto a los valores previos, atribuido principalmente al secuestro de C y materia orgánica recalcitrante (Johnson y Curtis 2001). Cuando se produce disminución en el C total del suelo, disminuye la relación C:N y se incrementa la mineralización de N (Caldwell *et al.* 2002, Neary *et al.* 1999).

El consumo o combustión de la materia orgánica inicia a temperaturas entre los 200 y 250° C (Giovannini *et al.* 1988). La combustión causa la reducción o remoción total del piso forestal (Simard *et al.* 2001). Un análisis de 48 observaciones (Johnson y Curtis 2001) distingue un efecto positivo a largo plazo de los bosques afectados por fuego sobre el contenido de C orgánico, un incremento significativo del 18%. Los autores sugieren tres razones para su incremento: (1) la incorporación al suelo mineral de residuos no quemados, más protegidos de la descomposición bioquímica; (2) la transformación de materiales orgánicos frescos a formas más recalcitrantes; y (3) la entrada de especies fijadoras de N a las áreas quemadas con las que se favorece el secuestro de C. González-Pérez *et al.* (2004) identificaron otros efectos, como: (1) la remoción general de grupos externos de oxígeno en las sustancias húmicas que ceden materiales, con la reducción de la solubilidad y propiedades coloidales; (2) la reducción de la longitud de las cadenas de compuestos alcalis, como alcanos, ácidos grasos, y alcoholes; (3) la aromatización de azúcares y lípidos; (4) la formación de compuestos heterocíclicos de N; (5) la condensación macromolecular de sustancias húmicas; (6) la producción de carbón. En particular, su disponibilidad fue efectiva al reducirse la fitotoxicidad de fenoles producidos por algunas especies presentes, favoreciendo el reclutamiento de otras que son demandantes de nutrientes y de importancia comercial (Wardle *et al.* 1998).

El calentamiento provocado por el fuego de entre 200 y 250° C induce la gasificación de las sustancias hidrofóbicas (i.e., hidrocarburos alifáticos) encontradas en el suelo mineral superficial (Doerr *et al.* 1998), las cuales se mueven hacia abajo en respuesta al gradiente

de temperatura y generalmente se condensan sobre agregados que forman una capa uniforme a ≈ 3 cm de profundidad (Huffman *et al.* 2001; Letey 2001). Las sustancias hidrofóbicas se descomponen irreversiblemente a temperatura mayor a 280°C (DeBano 2000). Dichas sustancias proceden de lixiviados de los horizontes orgánicos (Doerr 2000 y Horne y McIntosh 2000). La concentración de estas sustancias depende del tipo de vegetación (p.e., eucaliptos, acacias y pinos) y de las características del suelo (Scott 2000).

Nitrógeno

Mucho de la atención se ha concentrado en los efectos del fuego sobre el almacén y dinámica del N en el suelo, debido a que este nutriente frecuentemente limita la productividad primaria neta (PPN) en los ecosistemas terrestres de climas templados (Fenn *et al.* 1998, Vitousek y Howarth 1991). Hesselman (1917) demostró que el fuego volatiliza una gran porción del capital de N en el suelo, con una pérdida promedio ($N = 43$ bosques) de 48% con respecto a los valores anteriores a la quema (907 kg N ha^{-1} en bosques templados; ver Wan *et al.* 2001), convirtiendo a la volatilización en el fenómeno responsable de la pérdida de N durante la quema (Neary *et al.* 2003). Los valores de pérdida del N varían ampliamente de acuerdo con la topografía, regímenes de fuego (frecuencia, intensidad, temperatura y estación) (Blair 1997) y métodos de muestreo (Monleon *et al.* 1997). Como una regla general, la cantidad de N total que es volatilizada durante la combustión es directamente proporcional a la cantidad de materia orgánica destruida (Neary *et al.* 2003).

De estudios previos, se conoce que el fuego altera el almacén de N y los flujos a través de diferentes vías y mecanismos (ver Cuadro 2 y Figura 2 (Johnson *et al.* 1998, Wan *et al.* 2001, Smithwick *et al.* 2005). Así, se ha estimado que el 99% de la volatilización de N se hace como N_2 . El remanente que no es completamente volatilizado permanece como parte del combustible no consumido o es convertido a N disponible (N-NH_4 ; Neary *et al.* 2003).

La mayoría de los estudios sugieren que la presencia de fuego disminuye la cantidad de N total en el suelo, y la disponibilidad incrementa hasta por un orden de magnitud (Covington *et al.* 1991, Binkley *et al.* 1992, Baldwin y Morse 1994, Kaye y Hart 1998 y Fisher y Binkley 2000), a través de la conversión de formas orgánicas a inorgánicas (*i.e.* NH_4^+ y NO_3^-). Cuando la intensidad de la quema es baja, Binkley *et al.* (1992) demuestran que el N-NH_4 en el suelo puede incrementar como resultado de la pirolisis de la materia orgánica,

promueve la lixiviación del N en el piso forestal incrementando la mineralización y retención de N en el suelo después de la quema (Baldwin y Morse 1994, Kaye y Hart 1998, Linds y Baldwin 1998, Fisher y Binkley 2000). En el N-NH₄ se detectan cambios de >94% respecto a los niveles previos a la quema y para el N-NO₃ >152% (Wan *et al.* 2001). Ambas variables muestran este aumento durante un año posterior a la quema; pasado este periodo, los niveles descienden a los anteriores al evento (Wan *et al.* 2001).

Como uno de los nutrientes limitantes de los ecosistemas, el N juega un papel importante en la recuperación de la productividad posterior a la perturbación por fuego (Wagle y Kitchen 1972), por lo que hace imperativo aportar más estudio respecto a los efectos del fuego, para implementar planes de restauración ecológica más adecuados.

Fósforo

El P limita la PPN en muchos ecosistemas terrestres (DeBano *et al.* 1998). Las deficiencias de P están asociadas con la quimioabsorción del nutriente por minerales de Al, Fe, Ca y Mg, y por la materia orgánica del suelo (Khanna *et al.* 1994). El fuego produce efectos en el P diferentes a aquéllos en el N, debido a que las pérdidas de P a través de la volatilización o lixiviación son pequeñas; y genera por ello, un incremento en la disponibilidad de P asociado a las cenizas (Certini 2005). También, la quema convierte el P orgánico del suelo a ortofosfatos (Cade-Menun *et al.* 2000), cuyo destino es mediado por su adsorción (DeBano *et al.* 1998). La disponibilidad de P depende de las condiciones del ambiente posteriores al fuego (pH y, abundancia de Ca, Mg, Fe y Al soluble; Sharpley 2000, Serrasolsas y Khanna 1995, Fisher y Binkley 2000, Binkley *et al.* 1992).

De esta manera el fuego constituye un mecanismo apropiado para favorecer el incremento de sitios de germinación y disminuir las posibles inhibiciones fitoquímicas del mantillo sobre especies maderables perennes, las que, en general, son de importancia ecológica y económica (Menges y Kimmich 1996).

Cationes

La ceniza depositada sobre la superficie del suelo contiene gran concentración de cationes disponibles, incluyendo N-NH₄, (DeBano *et al.* 1998, Kutiel y Shaviv 1992). Algunos de los cationes pueden perderse a través de la transferencia de partículas en el humo. Los cationes monovalentes, como K y Na están presentes ampliamente como cloruros y

carbonatos que son fácilmente movilizados. Los divalentes, como Ca y Mg, son menos móviles y se presentan como óxidos y carbonatos. El carbonato de calcio puede jugar un papel importante posterior al fuego, al limitar la disponibilidad de P (Neary *et al.* 1999).

El incremento de cationes en el suelo puede durar de uno a seis meses (Adams y Boyle 1980, Tomkins *et al.* 1991) o incluso años (Simard *et al.* 2001, Ludwig *et al.* 1998). Khanna *et al.* (1994) identificaron dos clases de cationes que se acumulan en la ceniza con base en su solubilidad, (1) K, S y B, fácilmente solubles; (2) Ca, Mg, Si y Fe, relativamente insolubles.

Regeneración del bosque

El fuego prescrito produce varios efectos benéficos para la regeneración de árboles intolerantes a la sombra, incluyendo remoción de la vegetación y liberación de nutrientes (Bond y van Wilgen, 1996; Hungerford *et al.* 1990). Los cambios en las propiedades físicas y químicas del suelo causados por el fuego pueden tener importantes consecuencias para el crecimiento de las plántulas de árboles. El incremento en la disponibilidad de nutrientes después del fuego puede beneficiar el crecimiento de las plantas, si afecta aquellos que son limitantes para el crecimiento de las plantas (Hungerford *et al.* 1990).

Una de las mayores metas de la restauración de bosques de pino es controlar la composición, estructura y función del ecosistema (Korbs *et al.* 2003, Covington *et al.* 1997). Por ello, luego de la aplicación de fuego se realiza el control de la riqueza de especies, cobertura, productividad, densidad y tamaño de individuos (Korb *et al.* 2003).

Mediante estudios de supervivencia de plántulas Boyd y Bidwell (2002), encontraron que la densidad de tallos de arbustos y otras especies de plantas incrementó con el uso del fuego, favoreciendo el rápido retorno de las comunidades a su composición inicial. La riqueza de especies y cobertura total se ven modificados positivamente por el fuego, cuando los intervalos de fuego son cortos, el cambio en la composición de especies se lleva a cabo, por el dominio de especies con capacidad de reproducirse vegetativamente (Shoennagel *et al.* 2004).

2. Objetivos

Determinar los efectos del fuego sobre: (1) el C, N, P y cationes básicos (Na, Ca, K y Mg) en el piso y el suelo, y (2) la regeneración de bosques templados de Pino-Encino luego de uno y ocho años de aprovechamiento.

3. Hipótesis

Hipótesis 1. El fuego prescrito disminuirá los almacenes de C, N y P total e incrementa la disponibilidad de N, P y cationes básicos en el piso forestal y en el suelo de bosques que sufrieron aprovechamiento y luego fueron abandonados, en comparación con los correspondientes en sitios abandonados donde no se aplicó fuego luego del aprovechamiento.

Hipótesis 2. La presencia de fuego prescrito favorecerá la recuperación de los bosques que fueron aprovechados y luego abandonados, al incrementar la diversidad de especies, densidad, tamaño y diámetro basal de los brinzales respecto a aquellas en bosques que sufrieron aprovechamiento sin prescripción de fuego y fueron abandonados.

4. Métodos

Área de estudio

El área de estudio se localiza en la región de Ixtlán de Juárez (Figura 3). El sitio se encuentra al Noroeste de la ciudad de Oaxaca, en la Sierra de Juárez ($17^{\circ}18' 16''$ a $17^{\circ} 34' 00''$ N y $96^{\circ} 21' 29''$ a $96^{\circ} 20' 00''$ O (Garibay *et al.* 2001), en la provincia fisiográfica Sistema Montañoso del Norte de Oaxaca. El clima que predomina es templado húmedo a subhúmedo (CONABIO 2005). La temporada lluviosa es en verano y la seca en invierno junio-octubre y diciembre-marzo, respectivamente; la precipitación media anual es 950 mm (Garibay *et al.* 2001). La temperatura media anual varía entre 15 y 17° C (Figura 4) (INEGI 1999). El relieve del terreno en el área es pronunciado y las pendientes más frecuentes oscilan entre 40 y 60%. La geología se constituye principalmente por rocas metamórficas que consisten en esquistos del complejo Mazateco del Mesozoico (CRM 1996). El tipo de suelo dominante es *Acrisol húmico*, presenta régimen de humedad údico, textura limosa (Bautista *et al.* 2005); está cubierto con una delgada capa de mantillo y es de susceptibilidad moderada a la erosión (Garibay *et al.* 2001). La vegetación es el bosque de pino-encino que se distribuye entre 2000 y 2800 msnm. En la parte alta los bosques son mixtos de pino-encino y encino-pino, aumentando la diversidad de especies a medida que el terreno aumenta en altitud.

Ixtlán de Juárez ha tenido una historia de eventos de fuego que se observan en el Cuadro 3 y Figura 5. Un régimen frecuente de fuego fue mantenido desde 1794 a 1933, con un intervalo medio de 4 años, seguido por una supresión de fuego posterior a 1933 al presente. Los intervalos de fuego 3 a 6 años son comparados por los reportados en el norte del país de (Heyerdal y Alvarado 2002).

La supresión de fuego posterior a 1933 permite el establecimiento de pino sobre el sotobosque, así que la mayoría de los árboles regenerados en el periodo de 1930-1945, fueron resultado de la combinación de los efectos del fuego entre 1927-1933,. La supresión del fuego a partir de estas fechas permite el crecimiento de plántulas y garantizar su desarrollo. Así, la historia del fuego y su subsecuente supresión ha sido crítico en crear el presente escenario de estudio (Salvador 2003).

Ixtlán de Juárez es una comunidad dedicada al aprovechamiento forestal, de origen Zapoteca, que tiene en posesión efectiva 19,180 ha de las cuales el 65% son corresponden a bosque de pino-encino, manejadas en forma colectiva por 384 comuneros

(INEGI 2001). Las actividades de la comunidad se enfocan al manejo de los bosques con las especies de pino y encino básicamente (Garibay et al. 2001). El tratamiento silvícola que se aplica es el sistema de cortas intermedias mejor conocido como Corta-regeneración (CR), según el cual se realizan aclareos en masas jóvenes para redistribuir el crecimiento y disminuir la competencia por luz y nutrientes para los árboles que se dejan en pie (Garibay et al. 2001). Las especies localizadas en el área son, por su importancia comercial, las siguientes: *Pinus ayacahuite*, *P. patula*, *P. pseudostrobus*, *P. oaxacana*, *P. teocote* y *P. rudis*. Las tres especies de encino más abundantes son: *Quercus laurina*, *Q. rugosa* y *Q. crassifolia*. El turno de corta es de 50 años, con ciclos de 10 años (Garibay et al. 2001).

Diseño experimental

Los sitios de estudio se ubican a una altitud de 2400 ± 150 m (media \pm 1EE). Se seleccionaron sitios con diferente edad de aprovechamiento forestal 1 y 8 años, respectivamente mediante el sistema de Corta-Regeneración. Posterior al aprovechamiento se han dejado regenerar de manera natural. Parte de los anteriores rodales después del aprovechamiento fueron tratados con fuego prescrito a una altura de llama no mayor que 2 m durante los meses de febrero de 1996 y 2003, respectivamente (Figura 6). Un Bosque Referencia (BR) bosque que no ha sido aprovechado, conservándose como maduro no perturbado, donde el material parental, el relieve, altitud y el clima fueron similares con respecto a los sitios anteriores. Así se tienen cinco sitios de estudio (Figura 7), posterior a su aprovechamiento (i.e., 1 y 8 años). En cada sitio se trazaron cuatro parcelas de 50×20 m en el mes de abril 2004.

Muestreo del suelo

En cada una de las parcelas de los diferentes sitios se trazaron cuatro transectos de 40 m y cada 10 m se establecieron puntos de muestreo con el fin de obtener cuatro muestras compuestas por cada transecto de: (1) mantillo, consistente en la capa superficial no consolidada, en un área de 0.5×0.5 m (cuatro muestras \times cinco tratamientos); (2) la capa de fermentación, consistente en una capa discontinua de materia orgánica humificada, raíces e hifas de hongos y que esta presente entre la capa del mantillo y el suelo mineral; y (3) dos muestras de suelo superficial (0-2.5 cm y 2.5-10 cm).

Análisis Químicos

En el laboratorio de Biogeoquímica Terrestre y Clima del Instituto de Ecología de la UNAM, las muestras de mantillo y de la capa de fermentación fueron aireadas y secadas (60°C por 48 horas), con el fin de obtener peso seco y posteriormente molidos para su análisis químico.

Las muestras compuestas de suelo fueron tamizadas (malla 2 mm), etiquetadas y almacenadas en refrigeración (4°C) para su posterior análisis.

Se determinó el pH en el suelo y mantillo en agua en proporción de 5:1 (50 mL de agua, 10 g de suelo). Al suelo de ambas profundidades se le determinó la densidad aparente por el método de la probeta (Blake y Hartge, 1986).

En laboratorio se determinó la concentración de C mediante la técnica de reducción de KCr_2O_7 , y consistió en la colocación de 0.1g de suelo finamente molido en el Mortero de Kitasato y colocado en frascos erlenmeyer de 250 ml, al suelo se agregaron 10ml de KCr_2O_7 2N y 5 ml de H_2SO_4 , teniendo el cuidado de correr dos muestras testigo. Los matraces con las muestras se secaron en estufa (120°C, 30 min), la muestra se pasó a matraces aforados de 100 ml. Una tercera parte del extracto fue pasado a tubos para posteriormente centrifugar (10 min, 2500 rpm) obteniendo el sobrenadante para su posterior análisis. Paralelo a este proceso, se prepararon muestras para la curva mediante una solución patrón de glucosa (3.6 g en 100 mL), de la solución madre se toman 10 ml y se aforaron en 100 ml para obtener la solución diluida 1:10. Con esta solución se prepararon siete puntos en la curva patrón y se toman 0, 0.5, 1.0, 2.5, 5.0, 10.0 y 20.0 mL, lo que equivale a 0, 0.72, 1.44, 2.88, 7.2, 14.4 y 28.8 mg de C ml^{-1} . Mediante el espectrofotómetro a 578 nm se leyó la curva y posteriormente los extractos del suelo muestreado (Walkley y Black 1982).

La concentración total de N y P fueron determinados mediante la digestión Kjeldahl (Anderson e Ingram 1993). La digestión de 0.25 g de suelo se realizó en tubos digestores de 75 ml, a los que se le añadieron 7.5 ml de H_2SO_4 concentrado. Los tubos fueron colocados en bloque digestor, a 360°C durante 180 minutos; posteriormente, fueron aforados y su contenido filtrado (Whatman No.1), recuperando la solución en viales para su posterior análisis mediante procedimientos automatizados utilizando el autoanalizador de N y P (AA II bicanal).

La tasa potencial de transformación de N (i.e., mineralización de N) fue determinada como el cambio en la concentración de N inorgánico del suelo en el tiempo (t) (Hart *et al.* 1994).

Para ello, dos días después del muestreo, se pesaron 3 submuestras de 10 g de suelo, las que se colocaron en vasos de plástico Nalgene de 150 mL. Una de las submuestras del suelo se extrajo al comienzo de la incubación (Tiempo 0, T₀) con 50 mL de KCl 2N (sin incubar), para determinar las concentraciones iniciales de nitrato (NO₃⁻) y de amonio (NH₄⁺) (Maynard y Kalra 1993). Las siguientes submuestras fueron humedecidas con agua destilada, mantenidas a capacidad de campo e incubadas a 25°C durante 30 y 90 días antes de la extracción con KCl 2N. La mineralización potencial de N se calculó restando las concentraciones finales de NO₃⁻ y NH₄⁺ (90 días) a las concentraciones iniciales de NO₃⁻ y NH₄⁺. La nitrificación se determinó como la diferencia de la concentración final de NO₃⁻ menos la inicial.

La cantidad de NO₃⁻ y NH₄⁺ de los extractos se determinó en el autoanalizador de N y P (AA II bicanal).

La mineralización potencial de N (TMN) se calculó como:

$$\text{TMN} = (\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-)_{t_f} - (\text{NH}_4^+ + \text{NO}_3^-)_{t_0}$$

donde:

(NH₄⁺ + NO₃⁻)_{t_f} es la concentración de NO₃⁻ y NH₄⁺ a los 90 días y (NH₄⁺ + NO₃⁻)_{t₀} es la concentración inicial de NO₃⁻ y NH₄⁺

La amonificación potencial (TN) se calculó como:

$$\text{TN} = (\text{NH}_4^+)_{t_f} - (\text{NH}_4^+)_{t_0}$$

(NH₄⁺)_{t_f} es la concentración de NH₄⁺ a los 90 días y (NH₄⁺)_{t₀} es la concentración inicial de NH₄⁺

El P aprovechable se determinó mediante la técnica de Bray-2 descrita en Cajuste (1987). Las concentraciones de Ca, Na, K y Mg fueron determinadas por procesos automatizados a través del potencial de la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) y cationes intercambiables usando Cloruro de Bario (BaCl₂) con un buffer de un pH de 8.1. (ISO 13536:1995E). La determinación de la CIC se especificó en el estándar internacional como una modificación del método propuesto por Mehlich 1938, y modificado por Bascomb 1964 (Tomado de ISO 13536:1995E). La CIC de la muestra de suelos se determinó en la solución de BaCl₂ con buffer de pH=8.1, usando trietanolamida. El suelo se saturó con Ba y se trató tres veces con solución de BaCl₂. Subsecuentemente, 0.02 mol/l de MgSO₄ fueron adicionados. Todo el Ba presente en solución se precipitó en forma de BaSO₄ insoluble y los sitios con iones intercambiables se ocuparon por Mg. El exceso de Mg se

determinó por espectrómetro de absorción atómica (FASS). Así es posible determinar Na, K, Ca y Mg en el extracto de BaCl₂ del suelo (ISO 13536:1995E).

Censos de plantas

En cada una de las parcelas de los cinco tratamientos se realizaron censos de plantas leñosas ≤1 m de altura (5 subparcelas de 1 × 1 m en cada parcela de 50 × 20 m), las que fueron identificadas y se registró su altura y diámetro a la base del tallo con el fin de determinar la estructura y composición de brinzales del sotobosque, con la ayuda de diferentes índices.

Análisis de Similitud Florística de Sørensen

Este índice relaciona el número de especies en común con el total de las especies en los sitios a comparar (Magurran, 1988).

$$I_s = \frac{2pN}{aN + bN}$$

donde

aN = número total de individuos en el sitio A

bN = número total de individuos en el sitio B

pN = sumatoria de la abundancia más baja de cada una de las especies compartidas entre ambos sitios (Magurran, 1988).

Análisis de Diversidad y Equitabilidad.

Con el fin de medir la Riqueza de especies se toma el número total de especies obtenido por un censo de especies en el sitio,

Índice de Shannon-Wiener

$$H' = -\sum p_i \ln p_i$$

Expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Mide el grado promedio de incertidumbre en predecir a que especie pertenecerá un individuo escogido al azar de una colección (Magurran, 1988).

Uniformidad

$$U = \frac{H'}{H'_{\max}}$$

donde $H'_{\max} = \ln(S)$.

Mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada. Su valor va de 0 a 1, de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las

especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988).

Análisis estadísticos

Los efectos sobre las diferentes variables en los almacenes i.e., suelo (0-2.5 y 2.5-10 cm), mantillo y capa de fermentación, de los cinco diferentes tratamientos: (BR, bosque aprovechado por el sistema de CR en dos diferentes etapas 1 y 8 años, bosque que han sido quemado en forma prescrita en dos diferentes etapas 1 y 8 años), se analizaron mediante ANOVA de dos y de tres vías. En el primer caso se incluyó en cada uno de los almacenes, tratamiento y almacén, con lo cual se obtiene un orden de los diferentes tratamientos y nos permite compararlos con respecto al BR. Previo a la prueba de tres vías, se obtuvieron las diferencias de los tratamientos con el bosque referencia (i.e., Tratamientos – BR), con este acomodo de datos, es posible observar los cambios con respecto al bosque referencia; así, se analizaron los datos con tres variables (tiempo, tratamiento y almacén). En aquellos donde existieron diferencias significativas ($P < 0.05$), se realizó una prueba a posteriori (Test de diferencias honestas de Tukey). Todas las pruebas fueron realizadas mediante el empleo del programa de JMP (versión 6.0. 2005 SAS Institute Inc.).

5. Resultados

Concentración de elementos en el piso forestal (mantillo y capa de fermentación)

pH

El pH del mantillo en el BR fue significativamente mayor que el de la capa de fermentación ($F = 6.40$, $P < 0.05$; Cuadro 4). En el mantillo con corta regeneración (CR) y con quema (Q) no se presentaron cambios en el pH luego de 1 año respecto al BR. Después de 8 años, el pH fue mayor en los tratamientos de CR y Q que el BR ($F = 7.12$, $P < 0.001$; Figura 8). En la capa de fermentación, contrariamente al mantillo, en CR el pH fue significativamente mayor tanto luego de 1 como de 8 años ($F = 314.48$, $P < 0.001$). En las parcelas con Q no cambió el pH de la capa de fermentación en el primer año; posterior a 8 años no se encontró la capa de fermentación.

C total

En el BR la concentración de C total en el mantillo fue significativamente mayor a la correspondiente en la capa de fermentación ($F = 23.39$, $P < 0.001$; Cuadro 5). La concentración de C total en el mantillo no cambió de forma significativa con la CR ni con la Q, (Figura 9). En contraste, luego de un año de aprovechamiento la capa de fermentación bajo CR y bajo Q presentó un incremento en la concentración de C respecto a los valores del BR (en 37 y 64%, para CR y Q, respectivamente; $F = 135.98$, $P < 0.001$). Luego de 8 años, la CR incrementó la concentración de C en 58.0 mg/g (46%).

N total

La concentración de N total en el mantillo del BR fue menor a la correspondiente en la capa de fermentación ($F = 6.32$, $P < 0.05$; Cuadro 5). La concentración de este nutriente en el mantillo luego de un año de Q presentó diferencias con el BR (34% menor que en el BR; $F = 11.18$, $P < 0.001$; Figura 10), las que desaparecen a los 8 años. En cambio, bajo CR no se observaron cambios luego de un año, y sí después de 8 años. La concentración del nutriente en la capa de fermentación aumentó significativamente en parcelas bajo Q luego de 1 año ($F = 97.75$, $P < 0.001$), pero no bajo CR.

N soluble

La concentración de N soluble en el mantillo y en la capa de fermentación no presentó diferencias estadísticamente significativas (Cuadro 5). En el mantillo, bajo CR no se

observaron cambios respecto al testigo, pero sí luego de 8 años cuando los valores casi se duplicaron ($F = 2.93$, $P < 0.05$; Figura 11). La concentración del nutriente en forma soluble no cambió en parcelas donde se aplicó Q. Generalmente en la CF no se modifica la concentración de N soluble con cualquier tratamiento y tiempo en el bosque.

P total

La concentración de P total en el piso forestal del BR fue mayor en mantillo que en la capa de fermentación ($F = 6.84$, $P < 0.05$; Cuadro 5). La concentración en el mantillo fue menor en parcelas bajo CR que en el BR ($F = 4.16$, $P < 0.05$; Figura 12) y mayor bajo Q ($F = 59.31$, $P < 0.001$). En la capa de fermentación bajo CR no se observaron cambios significativos en la concentración del nutriente luego del primer año, pero sí luego de 8 años cuando los valores fueron menores ($F = 59.31$, $P < 0.001$) respecto a sus valores en el testigo.

P soluble

En condiciones naturales (i.e., el BR) la concentración de P soluble en el mantillo es mayor significativamente que en la CF ($F=15.2$; $P<0.001$; Cuadro 5). En el mantillo, el tratamiento de CR a 8 años el valor incrementa a 0.042 mg/g (35% más que en el BR). Las parcelas con Q luego de 1 año presentan valores menores al testigo, pero mayores luego de 8 años ($F=12.5$; $P<0.001$; Figura 13). En la capa de fermentación bajo CR luego de un año la concentración del nutriente es mayor que en el BR y no así luego de 8 años ($F=48.6$; $P<0.001$). Para el tratamiento de Q a un año no cambia con respecto al de referencia.

Capacidad de Intercambio de Cationes (CIC)

La CIC en el piso forestal del BR, fue dos veces mayor en la capa de fermentación que en el mantillo fresco ($F = 45.62$, $P < 0.001$; Cuadro 4). En las parcelas con CR y en aquellas con Q el CIC en el mantillo se incrementó ~2 veces respecto a los valores en el BR ($F = 50.06$, $P < 0.001$; Figura 9). En la capa de fermentación, el tratamiento de CR a 1 año la CIC disminuyó (36%) con respecto al BR ($F = 56.64$, $P < 0.005$), no observándose diferencias en otros tiempos o tratamientos.

Ca

En el BR la concentración de Ca en el mantillo no presentó diferencias con la correspondiente en la capa de fermentación (Cuadro 4). La concentración de este catión en el mantillo fue mayor en parcelas con CR luego de 8 años de aprovechamiento (100% mayor que en el BR) y menor (28% menos que en el BR) luego de un año de Q ($F = 7.2$, P

< 0.005; Figura 15). En la capa de fermentación, el tratamiento de CR a 1 y 8 años aumenta la concentración de Ca en comparación con el BR (en 73% y 3 veces, respectivamente); también, la Q luego de un año aumenta la concentración del catión ($F = 153.2$; $P < 0.001$).

K

La concentración de K en el BR fue mayor en el mantillo que en la capa de fermentación ($F = 6.6$; $P < 0.05$; Cuadro 4). Respecto a los tratamientos, en el mantillo solamente en las parcelas con Q se observaron diferencias respecto al testigo (luego de 1 año la concentración fue 40% menor que en BR; y 70% mayor luego de 8 años; $F=36.3$, $P < 0.005$; Figura 16). En la capa de fermentación, solo se observaron diferencias en el tratamiento de CR luego de un año cuando la concentración de K fue mayor que en aquella del BR ($F = 36.3$; $P < 0.005$).

Mg

La concentración de Mg en el mantillo del BR casi triplicó la correspondiente a la capa de fermentación ($F=72.2$, $P<0.001$; Cuadro 4). La concentración de Mg en el mantillo y en la capa de fermentación fue mayor bajo CR en ambos tiempos, y bajo Q luego de 8 años que en el BR ($F = 36.3$, $P < 0.001$, para el mantillo; $F = 96.0$, $P < 0.001$, para la capa de fermentación; Figura 17).

Na

Como ocurre con el Ca, la concentración de Na en el el piso forestal del BR no varió con la profundidad (Cuadro 4). Tampoco difirió de forma significativa con el tratamiento en los tiempos analizados (Figura 18).

Relación C:N

En el BR la relación C:N total fue mayor en el mantillo que en la capa de fermentación ($F = 416.16$; $P < 0.005$; Cuadro 5). En el mantillo, la relación C:N no fue afectada por la CR al año, pero sí a los 8 años cuando sus valores se incrementaron respecto al testigo; bajo Q luego de un año la relación aumentó, cambio que no se comprobó luego de 8 años ($F = 7.29$, $P < 0.005$; Figura 19). En la capa de fermentación solo se observaron diferencias en la relación C:N con el BR luego de un año de CR ($F = 40.42$, $P < 0.001$).

Relación C:P

La relación C:P no varió entre compartimentos del piso forestal en el sitio testigo ($F = 0.07$, $P > 0.05$; Cuadro 5). Bajo CR la relación C:P en el mantillo luego de un año no presentó diferencias significativas respecto a sus valores en las parcelas testigo; en cambio, luego de 8 años la relación C:P en el mantillo de las parcelas con CR casi duplicó su valor en el testigo ($F = 3.76$, $P < 0.05$; Figura 20). En las parcelas con Q luego de un año la relación C:P en el mantillo fue mayor que en el BR; efecto que no fue significativo luego de 8 años. En la capa de fermentación, la relación C:P se incrementó en las parcelas con CR respecto al testigo luego de un año, efecto que se mantuvo a los 8 años ($F = 142.68$, $P < 0.001$); no se comprobaron diferencias entre el testigo y parcelas con Q luego de un año.

Relación N:P

La relación N:P en el piso forestal del BR no varió de forma significativa entre compartimentos (mantillo y capa de fermentación) (Cuadro 5). En el mantillo, bajo ambos tratamientos no comprobaron diferencias en esta relación con respecto al BR (Figura 21); mientras que en la capa de fermentación bajo el tratamiento CR el cociente aumenta respecto al testigo ($F = 16.3$; $P < 0.001$).

Relación N total:N soluble

La relación N total:N soluble en el mantillo y en la capa de fermentación del BR (Cuadro 5) no fue diferente estadísticamente. Los posibles efectos del aprovechamiento y manejo del bosque en esta relación solo se constataron en el mantillo, donde la CR 1 año, el valor incrementó en 81% con respecto al BR ($F = 3.17$; $P < 0.05$; Figura 22).

Relación P total:P soluble

En el BR la relación P total:P soluble en el mantillo fue menor que en la capa de fermentación ($F = 6.3$; $P < 0.05$; Cuadro 5). En el mantillo esta relación no se observa afectada por ningún tratamiento (Figura 23). En cambio, la relación se reduce en la capa de fermentación con la CR tanto luego de un año como luego de 8 años de aprovechamiento. Por el contrario, las parcelas con Q presentan relaciones de P en la capa de fermentación que no difieren de forma significativa con aquellas en el BR.

Relación N soluble:P soluble

En el BR la relación estequiométrica N soluble:P soluble aumenta con la profundidad del piso forestal, ($F = 4.5$; $P < 0.05$; Cuadro 5). Las parcelas con CR no presentaron diferencias en la relación N:P soluble del mantillo, ni de la capa fermentación con el testigo.

En cambio, esta relación fue mayor en parcelas con Q luego de 1 año con respecto al BR tanto en el mantillo ($F=2.7$; $P<0.05$; Figura 20), como en la capa de fermentación ($F=5.8$; $P<0.05$).

Características químicas del suelo mineral: concentración de elementos

pH

El pH en el suelo del BR no es significativamente diferente entre el superficial y el profundo (0-2.5 y 2.5–10 cm, respectivamente) (Cuadro 6). En la primera profundidad, los tratamientos de CR y Q luego de un año no producen cambios con respecto al BR (Figura 25). Aunque luego de 8 años, el pH cambia positivamente con la CR y Q, esta última produce el suelo menos ácido respecto al BR ($F = 45.8$; $P < 0.001$). En el suelo mas profundo, la CR luego de 8 años, disminuye la acidez del suelo. Si bien el tratamiento de Q posterior a un año incrementa la acidez, luego de 8 años el pH aumenta significativamente ($F=23.3$; $P<0.001$).

C Total

En el BR la concentración de C total en el suelo superficial fue significativamente mayor (~2 veces) al correspondiente en el suelo profundo ($F=48.9$; $P<0.001$; Cuadro 7). Si bien, en el suelo superficial de las parcelas con CR, luego de un año aumenta (40%), a 8 años se ocasiona una pérdida (39%) con respecto al BR. De la misma forma las parcelas con Q disminuyen los almacenes de C total luego de 1 y 8 años (33 y 50% respectivamente) con respecto al BR, ($F = 43.2$; $P < 0.001$; Figura 26). En el suelo profundo, las parcelas con cualquier tratamiento luego de un año no muestran diferencias significativas con respecto al BR. En contraste luego de 8 años, los tratamientos en general provocan pérdidas significativas respecto al BR (65 y 59% ,CR y Q, respectivamente) ($F=18.03$; $P<0.001$).

N Total

La concentración de N total en el suelo superficial y profundo del BR no muestra diferencias significativas entre si (Cuadro 7). La concentración de este nutriente en el suelo superficial incrementa con el tratamiento de CR luego de un año (55%) con respecto al BR (Figura 27). En las parcelas con Q luego de un año la concentración de N aumenta (81%) con respecto al BR ($F = 5.93$; $P < 0.005$). En el suelo profundo de las parcelas que fueron sometidas a Q luego de 1 y 8 años se observa un decremento en la concentración

de N total (42 y 71%, respectivamente; $F = 26.5$; $P < 0.001$). Los sitios sometidos a CR cambian positivamente la concentración de N luego de 8 años (73%) con respecto al BR.

N-NH₄

La concentración del N-NH₄ en el suelo superficial y profundo del BR, no son diferentes estadísticamente (Cuadro 7). En el suelo superficial, la concentración de amonio cambia positivamente ante cualquier tratamiento luego de un año (CR y Q, 71 y 135% respectivamente) con respecto al BR ($F = 3.0$; $P < 0.05$; Figura 28). En el suelo profundo, de las parcelas con tratamiento luego de 8 años, el N-NH₄ reduce su concentración en un mismo porcentaje (75%) para cada uno de los tratamientos con respecto al BR ($F = 7.69$; $P < 0.005$).

Amonificación

La amonificación del suelo superficial del BR es significativamente mayor a la presentada en el suelo profundo ($F = 13.88$; $P < 0.001$; Cuadro 7). En el suelo superficial de las parcelas sometidas a CR luego de 1 y 8 años se modifica positivamente la tasa de amonificación (120 y 117%, respectivamente; $F = 13.1$; $P < 0.001$, Figura 29). En las parcelas sometidas a Q luego de 8 años, la tasa de amonificación aumenta significativamente (57%) con respecto al BR, ($F = 13.1$; $P < 0.001$). En el suelo profundo de las parcelas con Q luego de un año se modifica positivamente (108%), con respecto al BR, ($F = 9.3$; $P < 0.001$).

P total

La concentración de P total en el suelo del BR es significativamente diferente entre ambas profundidades ($F = 10.7$; $P < 0.005$; Cuadro 7). La concentración en el suelo superficial, se modificada positivamente con los tratamientos de CR y Q luego de un año (44 y 76%, respectivamente), con respecto al BR. Las parcelas con tratamiento de CR y Q luego de 8 años muestran pérdidas con respecto al testigo (44 y 49%, respectivamente) ($F=8.53$ $P<0.001$; Figura 30). En el suelo profundo bajo CR, la concentración de P disminuye luego de 1 y 8 años (45 y 60%, respectivamente) con respecto al referencia. En las parcelas con Q luego de 1 y 8 años es mayor (60%) con respecto al testigo ($F = 29.48$; $P < 0.001$).

P aprovechable

En condiciones naturales la concentración de P aprovechable en el suelo superficial es significativamente mayor que en el profundo ($F = 10.2$; $P < 0.005$; Cuadro 7). En el suelo superficial, la concentración de P aprovechable fue modificada positivamente por los

tratamientos de CR y Q luego de 1 año (121 y 34% respectivamente) con respecto al BR ($F = 23.9$; $P < 0.001$; Figura 31). En el suelo profundo, la concentración de P de las parcelas tratadas no cambian con respecto al testigo.

CIC

La CIC en el suelo superficial del BR es significativamente mayor a la del profundo ($F = 19.4$; $P < 0.001$; Cuadro 6). En el suelo superficial, ningún tratamiento muestra diferencia alguna con respecto al BR (Figura 32). Si bien en el suelo profundo de las parcelas con CR, luego de un año aumenta significativamente la CIC (77%) ($F = 10.2$; $P < 0.001$), a 8 años el valor decrece (46%) con respecto al BR. En las parcelas con Q luego de un año la CIC aumenta (70%) con respecto al BR ($F = 10.2$; $P < 0.001$).

Ca

En el BR la concentración de Ca en el suelo superficial no presentó diferencia con las correspondientes en el suelo profundo (Cuadro 4). En el suelo superficial de las parcelas bajo tratamiento de CR luego de un año, la concentración de Ca es mayor (112%) con respecto al BR; luego de 8 años de este mismo tratamiento la concentración de Ca aumenta ~5 veces con respecto al testigo. Aunque en las parcelas bajo Q luego de 1 año no se muestran cambios significativos, a 8 años la concentración de Ca aumenta ~5 veces con respecto al BR ($F = 7.3$, $P < 0.005$; Figura 33). En el suelo profundo de las parcelas con tratamiento de CR luego de 1 y 8 años reobserva un aumento con respecto al BR, ~2 y ~4 veces. Las parcelas bajo Q luego de 1 y 8 años aumentan con respecto al testigo ~1 y ~6 veces, respectivamente ($F = 5.4$, $P < 0.005$).

K

En contraste con el Ca, la concentración de K en el sitios testigo fue mayor en el suelo superficial que el correspondiente en el profundo ($F = 7.8$; $P < 0.001$; Cuadro 6). Respecto a los tratamientos, en el suelo superficial de las parcelas sometidas a CR luego de 8 años aumentó (157%) con respecto al BR, ($F = 6.3$; $P < 0.005$; Figura 34). También las parcelas con Q luego de 1 y 8 años cambian la concentración de K positivamente (108 y 100%, respectivamente) con respecto al BR ($F = 6.3$; $P < 0.005$). En el suelo profundo de las parcelas sometidas a CR luego de 1 y 8 años aumentan la concentración de K (97 y 95%, respectivamente), con respecto al referencia ($F = 6.4$; $P < 0.005$). Las parcelas con Q luego de un año, la concentración de K es mayor (87%) que el BR, y luego de 8 años, la diferencia es más marcada (250%) que la correspondiente al testigo ($F = 6.4$; $P < 0.005$).

Mg

La concentración de Mg en el suelo superficial del BR es mayor que el correspondiente al suelo profundo ($F = 5.9$; $P < 0.05$; Cuadro 6). En el suelo superficial de las parcelas sometidas a CR luego de 1 y 8 años aumentan la concentración de Mg, (86 y 230%, respectivamente) con respecto al testigo. Por otra parte las parcelas con Q luego de 1 y 8 años incrementan la concentración de este nutriente (98% y ~4 veces, respectivamente) respecto al BR ($F = 6.1$; $P < 0.005$, Figura 35). En el suelo profundo de las parcelas con CR luego de 1 y 8 años son mayores (~2 y ~3 veces, respectivamente) con las correspondientes al BR ($F = 4.5$; $P < 0.05$); también, las parcelas con Q luego de 1 y 8 años incrementan (~2 y ~4 veces, respectivamente) con respecto al testigo ($F = 4.5$; $P < 0.05$).

Na

En el BR la concentración de Na en el suelo superficial es menor que la correspondiente en el suelo profundo ($F=14.8$; $P<0.001$; Cuadro 6). En el suelo superficial de las parcelas sometidas a Q luego de un año disminuye la concentración de Na (~6 veces) respecto al de referencia ($F = 11.9$; $P < 0.001$) luego de 8 años, la Q no produce cambios en la concentración de Na con respecto al BR (Figura 36). En el suelo profundo de las parcelas con CR luego de 1 y 8 años aumentan la concentración de Na (85 y 125%, respectivamente), respecto al testigo ($F = 9.1$; $P < 0.001$); las parcelas con Q, no producen cambios con respecto al BR.

Relación C:N

En el BR la relación C:N en el suelo superficial es mayor que la correspondiente al profundo ($F = 12.53$; $P < 0.001$; Cuadro 7). En el suelo superficial de las parcelas con Q luego de 1 y 8 años se reduce (59 y 43%, respectivamente) con respecto al BR ($P < 0.005$; $F = 5.87$; Figura 36). En el suelo profundo, las parcelas con Q luego de un año es mayor la relación C:N (108%) que la correspondiente al BR ($P < 0.005$; $F = 6.12$).

Relación C:P

En el BR, la relación C:P en el suelo superficial es casi tres veces mayor a la correspondiente del suelo profundo ($F=5.12$; $P<0.05$; Cuadro 7). Bajo Q la relación C:P en el suelo superficial luego de un año es menor (60%) respecto al testigo ($F=3.3$; $P<0.05$; Figura 37). En el suelo profundo, las parcelas con Q posterior a un año aumenta la relación C:P (~el doble) con respecto al BR ($F=3.3$; $P<0.05$), luego de 8 años no existe diferencia con la correspondiente al no perturbado.

Relación N:P

La relación N:P del suelo del BR no difiere significativamente entre compartimentos (superficial y profundo) (Cuadro 7). En el suelo superficial de las parcelas con Q luego de 8 años la relación N:P aumenta (93%) con relación al BR ($F = 5.52$; $P < 0.01$; Figura 38). En el suelo profundo, las parcelas sometidas a CR y Q luego de un año el cociente N:P aumenta (67 y 47%, respectivamente) respecto al testigo ($F=7.69$; $P<0.005$) y las sometidas a los tratamientos luego de 8 años no cambian con respecto al BR.

Relación N total:N-NH₄

La relación N total: N-NH₄ en el suelo superficial del BR es casi dos veces menor con el correspondiente en el suelo profundo ($F = 8.19$; $P < 0.01$; Cuadro 7). Si bien en el suelo superficial de las parcelas con CR la relación N total: N-NH₄ a un año no cambian, luego de 8 años es afectada positivamente (125%) con respecto al BR ($F = 3.22$; $P < 0.05$; Figura 39). En el suelo profundo, las parcelas con Q luego de un año el cociente disminuye (40%) y luego de 8 años el efecto de la Q es inverso, y la relación aumenta (57%) con respecto al referencia ($F = 4.73$; $P < 0.05$)

Relación P total:P aprovechable

En el BR la relación P total:P aprovechable en el suelo superficial es tres veces menor que el correspondiente al suelo profundo ($F = 6.32$; $P < 0.005$; Cuadro 7). Con los tratamientos, en el suelo superficial, no existe diferencia alguna con respecto al BR (Figura 40). En el suelo profundo de las parcelas con CR luego de 8 años el cociente muestra una disminución (51%) con respecto al BR. También en las parcelas con Q luego de 1 y 8 años disminuye la relación P total:P aprovechable (52 y 69%, respectivamente) ($F = 6.34$; $P < 0.005$).

Relación N-NH₄:P aprovechable

En el BR la relación N-NH₄:P aprovechable del suelo no cambia entre los dos compartimentos muestreados (Cuadro 7). En el suelo superficial, ninguno de los tratamientos muestra cambio alguno con respecto al BR (Figura 41). Si bien en el suelo profundo, las parcelas con tratamientos a un año no muestran ningún cambio con respecto al BR, luego de 8 años las parcelas con CR y Q disminuyen (65 y 80%, respectivamente) con respecto al testigo ($F = 6.34$; $P = 0.005$).

Características químicas del piso forestal: masa de elementos

Masa

La masa del mantillo del bosque no perturbado de Ixtlán de Juárez es mayor que el correspondiente a la masa presente en la capa de fermentación ($F = 6.8$; $P < 0.05$; Cuadro 4). La masa en el mantillo de las parcelas sometidas a Q luego de 1 y 8 años han disminuido (48 y 40%, respectivamente) con respecto a la masa presente en las parcelas testigo ($F = 4.3$; $P < 0.05$; Figura 43). La masa de la capa de fermentación de las parcelas con CR no muestran cambios con respecto al BR. Las parcelas bajo Q muestran un incremento (25%) luego de un año con respecto al referencia, y a 8 años del siniestro la capa de fermentación desaparece ($F = 3.2$; $P < 0.05$).

C Total

En el mantillo del BR, la cantidad de C total es casi el doble que la correspondiente en la capa de fermentación ($F = 9.1$; $P < 0.001$; Cuadro 5). En el mantillo la cantidad de C total no cambia en las parcelas sometidas a CR luego de 1 y 8 años del evento, en comparación con el testigo. En las parcelas con Q luego de 1 y 8 años, las cantidades de C total disminuyen (45 y 34%, respectivamente), con respecto a la correspondiente en el BR ($F = 3.6$; $P < 0.05$; Figura 44). En la capa de fermentación, la cantidad de este nutriente en las parcelas con CR a 1 y 8 años no son diferentes de los presentes en el BR. Los sitios con Q luego de 8 años presentan un decremento, ocasionado por la ausencia de dicha capa ($F = 3.2$; $P < 0.05$).

N total

La masa de N total en el piso forestal del bosque en condiciones naturales no difieren entre los compartimentos (Cuadro 5). En el mantillo, el almacén de N total, con la Q luego de 1 y 8 años se observa un decremento (36 y 64%, respectivamente) con respecto al testigo ($F = 7.18$; $P < 0.005$; Figura 45). Con los tratamientos de CR y Q, el N total de la capa de fermentación no muestra diferencias con respecto al BR.

N soluble

Al igual que la masa de N total, el N soluble del BR no muestra diferencias entre compartimentos (Cuadro 5). En el mantillo, la masa del N soluble en las parcelas con CR y Q de cualquiera de las edades no cambia con respecto al testigo (Figura 46). En la capa de fermentación, la cantidad de este nutriente aumenta con la Q luego de un año (80%) comparada con el testigo y posterior a 8 años, esta capa ya no esta presente ($F = 4.3$; $P < 0.05$). Las parcelas con CR de cualquier edad no muestran ningún cambio con respecto al BR.

P total

La cantidad de P total en el mantillo del BR es mayor que la correspondiente a la capa de fermentación ($F = 12.2$; $P < 0.005$, Cuadro 5). En el mantillo la cantidad de P total, si lo comparamos con el BR, en las parcelas con CR luego de un año ha decrecido (28%), y también a 8 años el valor disminuye (46%) ($F = 4.1$; $P < 0.05$; figura 47). Con la Q luego de 1 y 8 años la cantidad de P total disminuye considerablemente (64 y 54%, respectivamente) con respecto al BR ($F = 4.1$; $P < 0.05$). En la capa de fermentación de las parcelas con CR luego de 8 años decrece (64%) respecto al testigo. Por otra parte, la Q luego de 8 años, provoca la desaparición de la capa de fermentación ($F = 3.9$; $P < 0.05$).

P soluble

La cantidad de P soluble en el mantillo del bosque sin perturbar es mayor a la presente en la capa de fermentación ($F = 17.5$; $P < 0.001$, Cuadro 5). En el mantillo de las parcelas con CR luego de 1 y 8 años no producen cambios en la cantidad de P soluble con respecto al BR. El tratamiento de Q luego de 1 año disminuye (73%), y posterior a 8 años la cantidad de P soluble no es diferente al BR ($F = 7.73$; $P < 0.05$; Figura 48). En la capa de fermentación de las parcelas sometidas a CR y Q luego de 1 y 8 años, no muestran diferencias en las cantidades de P soluble con respecto al BR, a excepción del tratamiento de Q a 8 años, donde la desaparición de la capa de fermentación no permite la medición de esta variable.

Ca

La masa de Ca en el mantillo del bosque en condiciones naturales es mayor que la correspondiente a la capa de fermentación ($F = 5.1$; $P < 0.05$; Cuadro 4). Si bien en el mantillo, la cantidad de Ca no se observa modificada en las parcelas con CR comparada con el testigo, la Q luego de un año ocasiona una pérdida del nutriente (62%) en comparación con el BR, ($F = 4.1$; $P < 0.05$; Figura 49). En la capa de fermentación la cantidad de Ca no se modifica en las parcelas con tratamiento luego de un año, sin embargo pasados 8 años, las parcelas con CR muestran un aumento en los capitales de dicho nutriente (~3 veces) con respecto al testigo ($F = 9.2$; $P < 0.001$); por el contrario, las parcelas con Q ya no muestran este compartimiento.

K

Las cantidades de K en el mantillo del BR son mayores que en la capa de fermentación ($F = 4.43$; $P < 0.001$; Cuadro 4) las parcelas sometidas a CR luego de 1 y 8 años no se

modifica la cantidad con respecto al BR. Las parcelas con Q luego de un año, representa una disminución (67%) y luego de 8 años, los niveles ya no son diferentes con respecto al BR ($F = 6.9$; $P < 0.05$; Figura 50). En la capa de fermentación los sitios con tratamiento de CR y Q no modifican las cantidades de K en las diferentes edades, con excepción del sitio con Q luego de 8 años donde la capa de fermentación se ha perdido.

Mg

La masa de Mg en el mantillo del BR es casi 5 veces mayor que en la capa de fermentación ($F = 18.5$; $P < 0.001$; Cuadro 4). Aunque en el mantillo la cantidad de Mg en las parcelas con CR no muestran cambio alguno con respecto al testigo, en las parcelas con Q luego de un año, la cantidad de Mg disminuye 45% ($F=4.4$; $P<0.05$; Figura 51). En la capa de fermentación las parcelas con CR de cualquier edad no difieren en la cantidad de K con respecto al BR. Por otra parte en las parcelas sometidas a Q luego de un año la cantidad de Mg incrementa (~el doble) con respecto al BR, ($F = 3.6$; $P < 0.05$) y luego de 8 años las cantidades no se pueden observar debido a la ausencia de este compartimiento.

Na

El piso forestal del bosque no perturbado no muestra diferencias significativas en la cantidad de Na presente en los dos compartimientos (Cuadro 4). En el mantillo, ningún tratamiento muestra algún efecto sobre las cantidades de este nutriente (Figura 52). De la misma forma la capa de fermentación no se muestra afectada por los tratamientos y solo se modificó por la ausencia de esta capa a 8 años de ocurrida la Q.

Características químicas del suelo mineral: masa de elementos

Densidad

La densidad del suelo superficial en el BR es menor al del suelo más profundo ($F = 10.32$; $P < 0.005$; Cuadro 6). En el suelo superficial, las parcelas con CR luego de 1 y 8 años no muestran efecto alguno sobre la densidad si lo comparamos con el BR (Figura 53). En el suelo más profundo de las parcelas con CR luego de 8 años, la densidad aumenta (65%) comparado con la del BR ($F = 14.6$; $P < 0.001$). Aunque la Q luego de 1 año reduce la densidad (31%), a 8 años muestra un aumento (49%) con respecto al testigo ($F = 14.6$; $P < 0.001$).

C total

La cantidad de C total en el suelo del BR no es difiere significativamente entre las profundidades muestreadas (Cuadro 7). En el suelo superficial las parcelas con CR luego de 1 y 8 años no muestran diferencias con respecto al BR. Las parcelas con Q luego de una año producen una disminución (53%) del capital del C total, y después de 8 años la pérdida de este nutriente ya es menor (39%), comparada con el BR ($F = 8.5$; $P < 0.005$; Figura 54). El suelo profundo de las parcelas con cualquier tratamiento luego del primer año, no difiere del BR en la cantidad de este nutriente. Luego de ocho años; las parcelas sometidas a CR y Q el C total en el suelo disminuye (43 y 39%, respectivamente) con respecto al BR ($F = 3.7$; $P < 0.05$).

N total

La cantidad de N total en el suelo superficial del BR es menor a la del suelo más profundo ($F = 23.73$; $P < 0.001$; Cuadro 7). En el suelo superficial, las parcelas con cualquier tratamiento no difieren en la cantidad de N total presente en el BR (Figura 55). En el suelo profundo de las parcelas con CR luego de 8 años disminuye la cantidad de este nutriente (57%) con respecto al del referencia ($F = 20.6$; $P < 0.001$). En los sitios con Q luego de 1 y 8 años disminuye la cantidad de dicho nutriente (63 y 57%, respectivamente) con respecto al testigo ($F = 20.6$; $P < 0.001$).

N-NH₄

La cantidad de N-NH₄ presente en el suelo del BR no presenta diferencia alguna entre compartimientos muestreados (Cuadro 7). En el suelo más superficial de las parcelas sometidas a cualquier tratamiento, la cantidad de N-NH₄ no difiere del presente en el BR (Figura 56). En el suelo más profundo las parcelas con tratamiento luego de un año, no se producen cambios en la cantidad de N-NH₄, sin embargo, luego de 8 años las parcelas sometidas a CR y Q modifican negativamente la cantidad de N-NH₄ (58 y 67%, respectivamente) con respecto al valor de referencia ($F = 6.16$; $P < 0.005$).

Amonificación

La tasa de amonificación en el suelo superficial del BR es mayor a la del suelo profundo ($F = 9.80$; $P < 0.005$; Cuadro 7). En el suelo superficial de las parcelas con CR luego de 1 y 8 años se presenta un aumento (54% y ~2 veces respectivamente) con respecto al BR ($F = 22.90$; $P < 0.001$, Figura 57). Si bien en los sitios con Q, luego de 1 año, la tasa de amonificación disminuye (33%) con respecto al BR, posterior a 8 años, la tasa aumenta 86% ($F = 13.1$; $P < 0.001$). En el suelo profundo de los sitios con Q luego de un año disminuye la tasa de amonificación (~2 veces) con respecto al BR ($F = 12.64$; $P < 0.001$).

P total

La cantidad de P total en el suelo superficial del BR es menor a la del suelo profundo ($F = 80.9$; $P < 0.001$; Cuadro 7). En el suelo superficial de las parcelas con CR y Q no se modifica la cantidad de P total si los comparamos con los del BR (Figura 58). En el suelo profundo de las parcelas con CR luego de 1 y 8 años la cantidad de P total se reduce (40 y 45%, respectivamente) con respecto al testigo. La Q luego de 1 y 8 años presenta una reducción en la cantidad del nutriente (75 y 43%, respectivamente) con respecto al BR ($F = 20.6$; $P < 0.001$).

P aprovechable

La cantidad de P aprovechable en el suelo del BR no difiere entre las profundidades muestreadas (Cuadro 7). En el suelo superficial y profundo, la cantidad de P aprovechable no se modificó con cualquiera de los tratamientos (Figura 59).

Ca

La cantidad de Ca presente en el suelo del bosque en condiciones naturales no difiere entre las profundidades muestreadas (Cuadro 6). Si bien en el suelo superficial las parcelas sometidas a cualquiera de los tratamientos luego de un año, no cambia la cantidad de Ca presente con respecto al BR, luego de 8 años en las parcelas con CR y Q aumenta la cantidad de este nutriente (~5 y ~6 veces, respectivamente) con respecto al referencial ($F = 26.57$; $P < 0.001$; Figura 60). En el suelo profundo, la CR y Q luego de un año no producen cambio alguno en la cantidad de Ca, con respecto al BR. Luego de 8 años la CR y Q cambian positivamente la cantidad de Ca presente (~7 y ~9 veces, respectivamente) a partir del valor del BR ($F = 31.34$; $P < 0.001$).

K

Al igual que en el Ca, las cantidades de K en el suelo del BR no difiere entre profundidades muestreadas (Cuadro 6). En el suelo superficial de las parcelas con CR luego de un año no se afecta la cantidad de K con respecto al BR, sin embargo, posterior a 8 años, este tratamiento provoca un cambio positivo en la cantidad de este nutriente (83%) con respecto al de referencia ($F = 7.28$; $P < 0.005$). Si bien las parcelas con Q luego de un año no muestran diferencia con respecto al BR, luego de 8 años la Q aumenta la cantidad de K (48%) comparada con el BR ($F = 7.28$; $P < 0.005$; Figura 61). En el suelo profundo de las parcelas con CR luego de 1 y 8 años, los valores de K aumentan (~2 y ~3 veces, respectivamente) comparados con el testigo ($F = 21.58$; $P < 0.001$). Con la Q luego de un año la cantidad de K no difiere con respecto al BR, sin embargo, luego de 8 años provoca

un aumento en la cantidad de este nutriente (~5 veces) con respecto al testigo ($F = 21.58$; $P < 0.001$).

Mg

La cantidad de Mg en el suelo del BR no difiere entre las profundidades muestreadas (Cuadro 6). En el suelo superficial, la CR y Q luego de un año no producen alguna modificación en la cantidad de este nutriente con respecto al BR; sin embargo, posterior a 8 años, la CR y Q ocasionan un aumento en la cantidad de Mg (~3 y ~5 veces, respectivamente) con respecto al testigo (Figura 62). En el suelo profundo de las parcelas con CR y Q luego de 1 año se incrementa la cantidad de dicho nutriente (~2 veces y 76%, respectivamente). Luego de 8 años, las parcelas con CR y Q muestran cambios positivos (~5 y ~7 veces, respectivamente) con respecto al testigo ($F = 42.1$; $P < 0.001$).

Na

La cantidad de Na en el suelo superficial del BR es menor al del suelo profundo ($F = 25.03$; $P < 0.001$; Cuadro 6). En el suelo superficial, las parcelas con CR y Q no muestran cambios con respecto al BR (Figura 63). En el suelo profundo, la cantidad de K en las parcelas con CR luego de 1 y 8 años producen cambios positivos (83% y ~3 veces, respectivamente) con respecto al testigo ($F = 35.43$; $P < 0.001$). Aunque en el tratamiento de Q luego de un año, no muestra cambios, posterior a 8 años se observa un aumento en la cantidad de Na (70%) con respecto al BR.

Regeneración del bosque

Composición de brinzales

En el Cuadro 8 se muestran las especies registradas en los puntos de muestreo de cada uno de los sitios. En toda la superficie muestreada (1250 m²) se registraron 9 especies, pertenecientes a 3 géneros y 3 familias. De las 9 especies registradas, 4 están representadas por más de 66 individuos y las 5 restantes tienen menos de 21 individuos. La especie con mayor densidad en el BR y en el tratamiento con CR luego de 1 año fue *Q. rugosa*, mientras que en el sitio con Q luego de 1 año fue *P. patula* que es la especie con mayor densidad en todos los sitios. En los tratamientos de 8 años *P. oaxacana* es la especie con más densidad.

Similitud

El índice de similitud florística (Sørensen) entre el BR y los tratamientos con CR y Q, independientemente del año, fue de 36.4 y 33.3%. Los valores de semejanza entre los diferentes tratamientos (Cuadro 9) variaron entre 29 y 50%, a excepción de dos sitios que, al compararlos, muestran valores de similitud = 0 (BR vs. Q1) y los de mayor semejanza con el 100% (CR8 vs Q8). El BR es más afín a los tratamientos de 8 años CR y Q (40 y 40%) que a los correspondientes al primer año (28 y 0%), respectivamente. La similitud entre los tratamientos por año, es idéntica, sin embargo a diferente edad si existe mayor similitud con respecto al BR.

Análisis estructural de brinzales

Se registraron 503 individuos en todos los sitios de muestreo, 66 en el BR, 40 y 216 en los tratamientos de CR y Q luego de 1 año, respectivamente y 80 y 101 en CR y Q luego de 8 años, respectivamente. La especie con mayor densidad en los diferentes tratamientos fue *Pinus patula* (n=202) seguida de *Pinus oaxacana* (n=98), *Quercus rugosa* (n=72) y *Pinus pseudostrobus* (n=66). *Quercus rugosa* presentó densidades que variaron entre 2 y 31 individuos en 1250 m² (Cuadro 10).

Todas las especies que se registraron se encontraron con un Valor de Importancia Relativa (VIR) ≥ 2.0 en al menos un sitio de muestreo; (Cuadro 10). En el BR *Arbutus xalapensis* fue la especie más importante (VIR= 34.5%) principalmente por su área basal, la segunda posición la ocupa *Quercus rugosa* (VIR= 30.1%) atribuida principalmente a su gran densidad, el tercer sitio es ocupado por *Quercus laurina* (VIR =23.6%), debido a su gran frecuencia.

El sitio con CR luego de 1 año, solo presentó dos especies, la más importante por su gran área basal es *Arbutus xalapensis* (VIR = 77%), el restante (VIR=23%) es ocupado, por *Pinus pseudostrobus*.

En el sitio con Q luego de 1 año, *Pinus patula* es la especie con mayor VIR (62.8%) debido a su alta densidad, principalmente. La especie de *Pinus pseudostrobus* es la que ocupa el 37.2% restante del VIR.

En el sitio con CR de 8 años se encontraron 5 especies y *Pinus oaxacana* es la más importante (VIR=38.3%) debido a su alta densidad, el segundo sitio es ocupado por *Pinus leiophylla* (VIR=27.6%) debido a su alta frecuencia, la tercera y cuarta especie, de acuerdo

con la posición estructural, fueron dos que poseen estrategias de propagación vegetativa *Q. rugosa* y *A. xalapensis* 17.7 y 11.5% respectivamente, ocupando casi el 30% del VIR, al final con apenas 4.9% de VIR aparece *P. patula*.

En el sitio con Q de 8 años se encontraron 5 especies *A. xalapensis* es quien tiene el mayor VIR, 34.0% en virtud de su gran área basal, el segundo sitio es ocupado por *Pinus oaxacana* (VIR=27.6%) debido a su alta densidad principalmente, el tercer sitio es ocupado por *Pinus patula* (VIR=22.3%) debido a su alta densidad, el restante 16.0% del VIR es ocupado por *Q. rugosa* y *P. leiophylla*.

Diversidad de especies

En el BR, se encontraron 66 individuos repartidos en 5 especies, y de acuerdo con los diferentes índices de diversidad (Simpson y Shannon), es el sitio más diverso y con una gran uniformidad de especies (Cuadro 11). Los sitios sometidos a los diferentes tratamientos muestran valores de diversidad menores que los del BR, y es que sólo se encontraron dos especies en ambos sitios. A pesar de lo anterior, en el sitio con Q luego de 1 año, se encontraron más individuos que en cualquier otro sitio (216), por lo que se presenta menos diverso de acuerdo al índice de Simpson. Los sitios en donde ya han pasado 8 años, son los más diversos de los tratamientos, aunque el valor es aún bajo si lo comparamos con el BR. De acuerdo con el índice de Margalef, el BR es el que posee mayor riqueza específica, posterior a éste, los sitios con tratamiento luego de 8 años son los siguientes con mayor riqueza específica.

6. Discusión

Efectos del aprovechamiento en el mantillo y en la capa de fermentación

El fuego en el bosque, ocasiona un decremento de la masa forestal pero la magnitud depende ampliamente de la intensidad del fuego. En especial el fuego prescrito puede incinerar sólo la capa orgánica dejando el horizonte de fermentación y mantillo intacto (Fisher y Binkley 2000). Se han reportado reducciones en el piso forestal del 15% hasta su completa desaparición (DeBano *et al.* 1998 y Boerner *et al.* 2000). Mis resultados sugieren una pérdida de 40 y 48% en la masa del mantillo luego de 1 y 8 años de Q, respectivamente. Los efectos en el mantillo están ampliamente relacionados con los cambios en el almacén de nutrientes, especialmente de C modificando positivamente las tasas de descomposición (Yanai *et al.* 2003). Luego de 8 años, se observa una acumulación del mantillo, implicando que con esta cantidad de combustible, se reducirá la intensidad y la presencia de fuego natural.

El pH y la CIC del mantillo aumentaron en las parcelas con CR y con Q, luego de 8 años. En la capa de fermentación el tratamiento de CR es en la que muestra un efecto positivo sobre el pH, al ser menos ácida, lo que corresponde con una acumulación mayor de Ca y Mg, por lo que la extracción selectiva puede traer consecuencias sobre la disponibilidad de nutrientes y la materia orgánica que se esta incorporando sea quien ocasiona aumento en la CIC y al adsorber los cationes (Ca y Mg) causar los cambios de pH. Por el contrario, el tratamiento de Q no provoca cambios luego de 1 y 8 años que corresponde con lo reportado por Hubbert *et al.* (2006) quien describe que el aumento del pH en esta capa y con este tratamiento es efímero y que los nutrientes depositados en esta capa ya hayan sido incorporados al suelo mineral e incluso tomados por los microorganismos y las plantas

El piso forestal del BR en Ixtlán de Juárez se presenta en el rango inferior de concentración de C (270 a 348 mg/g) con respecto a bosques de pino-encino del Mediterráneo, (399 a 478 mg/g), pero similares a los 320 mg/g reportados por Kaye y Hart (1998) y valores de masa de C 1085 y 2650 g/m² que se encuentran dentro del rango obtenido (600 a 2400 g/m²) por Caldwell *et al.* (2002). La mayoría de los estudios reportan pérdidas en general post-incendio (19 y 21%, Yanai *et al.* 2003; 25 a 40%, Carter y Foster 2003) y hay quien reporta la pérdida total del piso forestal (Simard *et al.* 2001). En el caso de este estudio, el C total del piso forestal tiene una pérdida de 45 y 35%, a 1 y 8 años, respectivamente,

como un efecto relacionado directamente con la pérdida de masa en el piso forestal a través de la combustión y volatilización de la materia orgánica.

La repercusión del fuego sobre el ciclo de nutrientes ha sido investigada especialmente para el N y el P del suelo. La respuesta inmediata del N orgánico del piso forestal al calentamiento es un decrecimiento debido a pérdidas por volatilización y lixiviación de cenizas (Fisher y Binkley 2000). La concentración de N total en el piso forestal del BR está dentro de los rangos reportados para este horizonte en otros estudios 3.3 - 5.2 mg/g (Gillon *et al.* 1999 y Stephens *et al.* 2004) y 4.1- 50 g/m² (Binkley *et al.* 1992 y Caldwell *et al.* 1999). En el mantillo la Q produjo pérdidas de N total, pero en la capa de fermentación ocurrió un incremento, sugiriendo el movimiento de nutrientes de la parte superior a la inferior del piso forestal. Así, el presente trabajo sugiere que existe una redistribución de nutrientes luego de la Q, acelerando el ciclo del nutriente por lo que la mineralización de N en esta capa es más alta y existe un aumento de N disponible. En cambio, la CR aumentó la relación N total:N soluble, sugiriendo una mayor demanda de N por parte de microorganismos y plantas.

La concentración de P total en el mantillo y capa de fermentación (0.46 y 0.35 mg/g, respectivamente) se encuentra en el límite inferior de los reportados por Gillon *et al.* (1999) y Stephens *et al.* (2004) 0.47 a 0.54 mg/g en el piso de bosques de coníferas. De la misma manera, los valores de masa de P (3.61 y 1.40 g/m² mantillo y capa de fermentación, respectivamente) se encuentran en el límite inferior de los reportados por Kaye y Hart (1998) (5.91 g/m²). Se han reportado pérdidas de P en el piso con el tratamiento de Q de 30 a 57% con respecto a su referencia (Carter y Foster 2004, Stephens *et al.* 2004). En Ixtlán los resultados demuestran un decremento de hasta 64% un año después de la Q, aunque este cambio tan grande no sólo está relacionado con la Q, sino que también ocurre con el tratamiento de CR. Si bien, el P en el mantillo no ha sido reportado con grandes pérdidas en tratamientos con fuego prescrito y si en sitios que se han sometido a quemas muy severas (Carter y Foster 2004), en nuestros sitios el simple hecho de extraer madera provoca pérdidas importantes de P en el mantillo y no así en la capa de fermentación donde existe una acumulación de P total, lo que corresponde con un aceleramiento en la dinámica del nutriente como ya lo hemos sugerido con N, aunque la disponibilidad de este nutriente disminuye en parcelas con Q a un año y la relación P total:P soluble es mayor que el BR, se sugiere una alta demanda de P soluble en esta capa.

En el presente trabajo se encontró que en los tratamientos de CR y Q aumentan la cantidad de Ca, K, Mg y Na en la capa de fermentación y esto es explicado por el lavado

del material presente en el mantillo con respecto a los sitios sometidos a CR y a una posible exportación de cenizas ocasionadas por el fuego, del horizonte superior (mantillo), en el cual se observó la disminución de estos cationes a la capa de fermentación.

Efectos del manejo en el suelo

Las parcelas con Q luego de 8 años presentaron mayor densidad en el suelo sub-superficial (2.5-10 cm) respecto al BR, resultado que sugiere una reducción de la porosidad del suelo (ver Hubbert *et al.* 2006). En el presente trabajo existe un fenómeno con la densidad del suelo que se evidencia con el intervalo de tiempo de 1 a 8 años, al pasar del 0.41 g/cm³ y hasta más del doble de su valor anterior, respectivamente. En un estudio de largo plazo (35 años) por Phillips *et al.* (2000) en el piso de un bosque de encinos, reportaron que la densidad en los primeros 8 cm del suelo mineral fue más grande en las parcelas con Q que en el control. De igual forma reporta que existe una notable reducción en raíces, biota y materia orgánica del suelo, (Phillips *et al.* 2000) y un colapso entre el agregado órgano-mineral; por consecuencia el relleno de microporos por ceniza o arcillas libres, ocasionan un incremento significativo en la densidad del suelo, que implica el decrecimiento en la capacidad de retención de agua y un consecuente incremento de la lixiviación y erosión superficial (Martín y Moody 2001, Certini 2005). Hubbert *et al.* (2006) reportan que el incremento en la densidad del suelo y la pérdida de la infiltración se asocian cuando los micelios fúngicos fueron eliminados por el fuego. Por otra parte, la reducción de la densidad del suelo podría estar relacionada con la disminución de la materia orgánica que se presentó en estos sitios.

El pH del suelo superficial aumentó en las parcelas con CR y con Q, pero no al primer año como era de esperarse, sino hasta los 8 años. Este cambio puede asociarse con el incremento en la concentración de cationes básicos (Ca, K y Mg) observado (ver también, Boerner *et al.* 2000, Arocena y Opio 2003 y Stephens *et al.* 2004). El alto contenido de Ca, Mg y K en la ceniza incrementa el pH del suelo al desplazar los iones de H y Al adsorbidos sobre una carga negativa de los coloides del suelo. El incremento del pH es una de los efectos más benéficos de la Q prescrita debido a que influencia la disponibilidad de nutrientes esenciales, especialmente en suelos con bajo valor de pH (Arocena y Opio 2003).

En el suelo profundo (2.5-10 cm) luego de un año, las parcelas con CR y con Q presentaron pH bajo, quizá por la reducción de algunos nutrientes como el C, N, y P; luego de 8 años el aumento del pH evidencia una buena disponibilidad de nutrientes en esta

profundidad funcionando como un almacén de los mismos y relacionada directamente con el aumento de Ca, K y Mg (ver también, Boerner *et al.* 2000).

En el suelo (0-5 cm) aumenta la CIC posterior al fuego Arocena y Opio (2003), mis resultados a un año no indican lo anterior, sino que en el suelo superficial disminuyó la CIC, lo que sugiere la pérdida de arcillas, (una de las mayores fuentes de cargas negativas en el suelo, Arocena y Opio 2003) y materia orgánica. Posterior a 8 años, la Q produjo mayor CIC quizá por acumulación de Ca, K y Mg aportados por los restos vegetales incinerados. El suelo superficial del sitio de estudio presentó alta concentración de C si la comparamos con los valores reportados por otros estudios en la misma zona (7.4%, Valdés y Cordova 2003). Sin embargo en el suelo sub-superficial, la concentración de C (8%) es similar a los datos anteriores (7.1% y 5.4%, López *et al.* 1998 y Gillon *et al.* 1999, respectivamente). La Q produjo pérdidas de 33 y 59% en la concentración de C en el suelo superficial a 1 y 8 años, cambios comparables con los reportados en Sierra Nevada 39 y 61% (Binkley *et al.* 1992 y Murphy *et al.* 2006). El suelo mineral superficial contiene sustancias hidrofóbicas, como hidrocarburos alifáticos, lixiviados de los horizontes orgánicos (Doerr 2000, Horne y McIntosh 2000). El calentamiento a 200–250°C por fuego induce la gasificación de las sustancias hidrofóbicas (Doerr *et al.* 1998), la cual se mueve hacia abajo en respuesta al gradiente de temperatura y se condensa sobre agregados del suelo en una capa uniforme (Huffman *et al.* 2001; Leteo 2001). Las sustancias hidrofóbicas se descomponen irreversiblemente a temperaturas mayores que 280° C (DeBano 2000).

En el suelo forestal, la concentración de N está ligeramente por encima de los valores reportados para sitios equivalentes (Valdés y Córdoba 2003), con valores de 3.5 mg/g en los primeros 10 cm del suelo, mientras que los de este estudio son de entre 5.0 y 5.2 mg/g. Gillon *et al.* (1999), reportan valores de 3.3 y 1.4 mg/g a 5 y 10 cm de profundidad del suelo respectivamente. A pesar de lo anterior, la masa de N en este ecosistema es baja y presentó niveles de (46.9 y 78.1 g/m²) respecto a la reportada por Neary *et al.* (1998) de 127 g/m², y por Kaye y Hart (1998) de 143 g/m². Es importante notar que la dinámica del nutriente posterior a cualquier tratamiento esta sujeto a la profundidad del suelo, mientras en el más superficial se incrementan los niveles de N entre 55 y 81% CR y Q respectivamente en el suelo profundo existe una pérdida importante, se ha sugerido que en los primeros centímetros del suelo es donde se mantiene la mayor productividad del ecosistema y en el presente estudio se favorece la acumulación de este nutriente luego de un año de los tratamientos.

La mineralización de N en el suelo sólo se presentó como amonificación. Stark y Hart (1997), indican que la nitrificación es frecuentemente enmascarada por grandes tasas de consumo/inmovilización de N-NO₃, especialmente cuando la humedad y el contenido de materia orgánica en el suelo son altas, lo que explicaría porqué en nuestro estudio no se encuentra N-NO₃. La amonificación en el suelo con Q es constante en el suelo superficial, comparado con la CR, en los que se observa menos amonificación con respecto a la Q y al BR. El decrecimiento en las tasas de mineralización del suelo ha sido atribuida a los factores bióticos, incrementando la relación C:N (Dumontet *et al.* 1996) y un decremento en la cantidad y calidad del mantillo (Monleon *et al.* 1997). Este mismo efecto se encontró en el piso forestal del estudio donde, en promedio, se perdió hasta el 48% y la relación C:N disminuyó.

En el suelo, la concentración de P total (0.648 y 1.139 mg/g a una profundidad de 2.5 y 10 cm respectivamente), está en el límite medio y superior cuando la comparamos con suelos forestales de bosques templados del mundo (0.3 a 0.80 g/m², Binkley *et al.* 1992; Stephens *et al.* 2004). La masa del nutriente (6.35 y 17.13 g/m², a 2.5 y 10 cm, respectivamente) se encuentra dentro de los valores reportados por (Kaye y Hart 1998, 14.6 g/m²). Nuestros resultados muestran un aumento en el suelo superficial con la Q (76%), pero a 8 años se muestra una pérdida del 48% con respecto al BR. En el suelo más profundo el P total muestra pérdidas de hasta el 75% a 1 año y 60% a 8 años, esta dinámica de pérdida es reportada por Carter y Foster (2004), quienes encuentran pérdidas del 37 a 50% en los primeros 10 cm. El incremento en la concentración de P en el suelo superficial está explicado por la redistribución de nutrientes asociado con las partículas de P contenido en la cenizas, que retornan al suelo (Cook 1994), por lo que el efecto de la Q aumenta la disponibilidad de P en el suelo superficial. El P aprovechable tiene un valor de 0.010 y 0.005 mg/g suelo superficial y profundo, respectivamente que es equivalente a los reportados en un bosque templado (Arocena y Opio 2003) de 0.002 a 0.063 mg/g. El aumento de este nutriente en el suelo superficial debería garantizar un incremento en la calidad del suelo con respecto a la relación de P total:P aprovechable, sin embargo, esta relación no se observa modificada en ninguno de los tratamientos, por lo que la calidad no cambia en ninguna forma. El suelo más profundo no se observa modificado debido a que el fuego provoca una transformación en la superficie de las arcillas del suelo mineral, sobre la cual el fosfato puede ser adsorbido (Certini 2005).

La relación C:N en el suelo se encuentra dentro del rango reportado para otros bosques (Carney y Matson 2005, Arocena y Opio 2003, Choromanska y De Luca 2001, de 11 a 26).

La calidad del sustrato se vio beneficiada por la Q a 1 y 8 años en el suelo superficial. Esta calidad repercute directamente en la amonificación en la que se observó que no hay cambios con respecto al BR. La relación C:P ha mostrado que la calidad del sustrato disminuye con cualquiera de los tratamientos de CR y Q. La relación N:P total disminuye con la CR decreciendo la calidad, por lo que la Q al menos mantiene la relación con respecto al BR. La relación N sol:P sol no muestra ningún cambio y la calidad concerniente a esta relación no se observa modificada.

La concentración de cationes intercambiables es variable en suelos de bosques templados. La Q aumentó el pH del suelo, lo que se relaciona directamente con el aumento de la disponibilidad de los nutrientes (Field y Carter 2000, Arocena y Opio 2003, Certini 2005). En el suelo, el aumento de Ca podría ser ocasionado por la posible absorción de grupos de Fe y Al en los coloides del suelo, el efecto puede durar varios años luego del fuego (Simamardet *et al.* 2001). Los cationes en el sitio de trabajo representan un aumento potencial de la disponibilidad de nutrientes, a pesar de que existen varios trabajos que reportan pérdidas de Ca. En el presente trabajo dicho fenómeno no se presentó. Lo anterior sugiere un traslado de Ca de la parte más superficial al suelo mineral (ver también Binckley *et al.* 1992). El resultado anterior implica que la ventana de 8 años muestra una tendencia a aumentar la concentración de cationes. El aumento de Ca, K y Mg es esencial a lo largo del tiempo para la sustentabilidad de la productividad forestal (Arocena y Opio 2005)

Efectos del aprovechamiento en la regeneración

La Q en nuestro sitio de estudio aumentó la dominancia de brinzales de *Pinus patula*. Dicha especie está adaptada a condiciones de fuego al poseer conos serótinicos que liberan semillas posterior al fuego (Binggeli 1997). También los brinzales de *P. oaxacana* luego de la Q, aumentaron (8 años) quizá por la resistencia que ofrece la planta adulta a reestructurar su follaje ante un chamuscado de la copa (Rodríguez-Trejo y Fulé 2003). La similitud de los sitios con respecto al BR es mayor en los tratamientos de 8 años, los que muestran una similitud del 40%, es decir que para 8 años los sitios ya comparten el 40% de las especies, mientras que para el tratamiento de Q de un año no muestra especies en común, por lo que al menos al primer año, la Q provoca cambios importantes en la comunidad de brinzales. Este efecto era esperado, ya que las condiciones del suelo son diferentes. Si bien, estos fenómenos favorecen el desarrollo de especies que son económicamente importantes, en términos de funcionalidad y composición del bosque

disminuye la riqueza y diversidad de especies, pero al parecer 8 años después del evento existe una recuperación de la funcionalidad del bosque en un 40%. La Q y CR a un año, provocan condiciones parecidas entre sí (50%), lo que refleja que cualquiera de los tratamientos ocasiona cambios en la composición de brinzales a excepción del sitio con CR 1 año, el cual tiene una similitud del 29% con el BR, contrariamente a la Q 1 año que no presenta similitud alguna.

El sitio de BR presenta condiciones muy particulares con respecto al VIR, debido a que las especies con el VIR alto, en cualquier tratamiento desciende considerablemente, por lo que el presente estudio demuestra cambios sustanciales en la composición de brinzales con los tratamientos forestales. La Q provoca cambios en la composición de brinzales como *P. patula* y *P. pseudostrobus* los cuales tienen mayor VIR 77 y 23% respectivamente. A pesar de que se ha reportado que *P. patula* tiene una baja tasa de sobrevivencia posterior al tratamiento de Q (ver Maycotte 2002), en nuestro trabajo ha presentado un alto VIR debido a su abundancia y área basal.

A pesar de lo anterior, cuando comparamos los sitios de Q a 8 años, la competencia interespecífica ha sido importante y logra mermar su VIR, pasando incluso a tercer sitio, con tan solo un 23%. A esta edad, las especies con capacidad de reproducción vegetativa (*A. xalapensis*) vuelve a ser importantes (34%). *P. oaxacana*, ha ocupado el segundo sitio en importancia (27.6%), por lo que la Q a 8 años ya muestra una tendencia a la recuperación del sitio al presentar más especies en común con el BR e incluso reposicionando especies que en el BR muestran un VIR importante.

En el presente trabajo la diversidad mayor la presenta el sitio de BR y un año después de los tratamientos, la diversidad disminuye, si bien la hipótesis comprendía un aumento de ésta con cualquier tratamiento, los resultados del presente trabajo evidencian una pérdida de la diversidad al año posterior a los tratamientos. Con el tratamiento a 8 años, es importante analizar que la diversidad se mantiene aún baja, sin embargo la composición y VIR de los brinzales aumenta con respecto al primer año, mostrando escenarios más parecidos al BR.

7. Conclusiones: Implicaciones para la restauración de sitios con historia de uso

El fuego prescrito se ha propuesto como herramienta para la restauración ecológica y el manejo de la vegetación (Johnson y Miyanishi 1995). Aunque los aspectos benéficos del fuego como herramienta silvícola han sido reconocidos dentro de la comunidad científica (Fulé y Covington 1999), sus potencialidades para la restauración y sus consecuencias negativas merecen ser analizadas detenidamente. En México se tienen tres escenarios con respecto al fuego, (1) existen bosques con fuegos excesivos, (2) bosques con exclusión de fuego, y (3) bosques con fuego “adecuado” (Rodríguez-Trejo y Fulé 2003). Mediante este trabajo se han evidenciado los efectos que tiene el fuego en el suelo y en el piso forestal de bosques que han sido aprovechados, prestando especial interés en sus consecuencias a corto plazo (8 años) en la vegetación y en los suelos (Cuadro 12). Los resultados del presente trabajo muestran, como era de esperar, que el fuego prescrito mantiene el piso forestal por debajo de sus niveles respecto a los valores en bosques no perturbados, teniendo por lo tanto consecuencias negativas para el almacenamiento y secuestro de C por parte de estos ecosistemas. Esta reducción en el piso forestal se ve acompañada por una disminución del capital de nutrientes (p.e., N y P, como consecuencia de volatilización y de erosión eólica) frecuentemente limitantes para el crecimiento y el establecimiento y supervivencia de las plantas. Si bien la Q no altera la densidad del suelo superficial, incrementa la densidad del suelo profundo, lo que afectaría negativamente la posibilidad de regeneración de la cubierta vegetal en sitios a restaurar y hace necesario la aplicación de abonos orgánicos para corregir esta consecuencia negativa. Este estudio demuestra que, contrariamente a lo esperado por las hipótesis, los suelos no dejan de ser ácidos luego de un año de quema y el efecto de disminuir la acidez sólo se presenta luego de 8 años: No queda claro si este potencial efecto benéfico fue consecuencia de la aplicación del fuego ya que estos cambios también se presentan en parcelas con aprovechamiento en ausencia de fuego. Es de resaltar que las parcelas con Q presentaron un aumento en la transformación de N en el suelo, quizá por favorecer la pirolización de la materia orgánica del suelo. Ambos tratamientos (i.e., la CR y la Q) producen un aumento de la concentración de cationes básicos y de la CIC del suelo, luego de 8 años, pero sus posibles consecuencias benéficas para la regeneración exigen la realización de estudios posteriores. El incremento en la dominancia de especies (*P. patula* y *P. oaxacana*) y la reducción en la riqueza de especies de plántulas indican los riesgos de la aplicación del fuego para acelerar la recuperación del tapiz forestal luego del aprovechamiento. Finalmente, el incremento en la disponibilidad de nutrientes en el suelo como N y P luego de un año de Q, acompañado por el referido aumento en la

concentración de cationes básicos al mismo período, permiten sugerir que debería prestarse especial atención a la aplicación de planes de regeneración de la vegetación en aquellas zonas que han sido quemadas por uso de fuego o accidentalmente **durante el primer año.**

8. Referencias bibliográficas

- Adams P.W. y Boyle J.R., 1980. Effects of fire on soil nutrients in clearcut and whole-tree harvest sites in Central Michigan. *Soil Science Society of American Journal* 44:847–850
- Arocena J.M. y Opio C., 2003. Prescribed fire-induced changes in properties of sub-boreal forest soils. *Geoderma* 113:1–16
- Badía D. y Martí C., 2003. Plant ash and heat intensity effects on chemical and physical properties of two contrasting soils. *Arid Land Research Management* 17:23–41
- Baldwin I.T., y Morse L., 1994. Up in smoke. II. Germination of *Nicotina attenuata* in response to smoke-derived cues and nutrients in burned and unburned soils. *Journal of Chemical Ecology* 20:2372-2391.
- Binggeli P. 1997. *Pinus patula* Schiede & Deppe (Pinaceae).
<http://www.bangor.ac.uk/~afs101/iwpt/web-sp14.html>
- Binkley D., Richter D., David M.B. y Caldwell B., 1992. Soil chemistry in a Loblolly/longleaf pine forest with interval burning. *Ecological Applications* 2:157-164.
- Blair J.M., 1997. Fire, N availability, and plant response in grasslands: a test of the transient maximal hypothesis. *Ecology* 78:2359-2368.
- Blake, G. R., Hartge, K.H. 1986. Bulk density in: Klute, A. *Methods of soil analysis*. 2da edición. Madison: American Society of Agronomy. p. 363-375.
- Boerner R.E.J., Morris S.J., Sutherland E.K. y Todd F., 2000. Spatial variability in soil nitrogen dynamics after prescribed burning in Ohio mixed-oak forests. *Landscape Ecology* 15:425-439
- Boix F.C., 1997. The roles of texture and structure in the water retention capacity of burnt Mediterranean soils with varying rainfall. *Catena* 31:219–236
- Bond W.J. y vanWilgen B.W., 1996. *Fire and Plants*. Chapman and Hall, London, UK
- Boyd C.S. y Bidwell, T.G., 2002. Effects of prescribed fire on shinnery oak (*Quercus havardii*) plant communities in western Oklahoma. *Restoration Ecology* 10:324-333.
- Brose P., Schuler D., Lear D.V., y Berst, J., 2001. Bringing fire back the changing regimes of the appalachian mixed-oak forest. *Journal of Forestry* 11:30-35
- Cade-Menun B.J., Berch S.M., Preston C.M. y Lavkulich L.M. 2000. Phosphorus forms and related soil chemistry of Podzolic soils on northern Vancouver Island. II. The effects of clear-cutting and burning. *Canadian Journal Forest Research* 30:1726–1741
- Cajuste L.J., El fósforo aprovechable en los suelos. En: Aguilar S.A., Etchevers, B.J.D., y Castellanos, R.J.Z., 1987. *Análisis químico para evaluar la fertilidad del suelo*. Sociedad Mexicana d la Ciencia del Suelo. 217 p.

- Caldararo N., 2002. Human ecological intervention and the role of forest fires in human ecology. *Science Total Environmental* 292:141–165
- Caldwell T.G., Johnson, D.W., Miller, W.W. y Qualls, R.G., 2002. Forest floor carbon and nitrogen losses due to prescription fire. *Soil Science Society of American Journal* 66:262-267.
- Cammeraat L.H., e Imeson A.C., 1999. The EVOLUTION and significance of soil-vegetation patterns following land abandonment and fire in Spain. The significance of soil, water and landscape processes in banded vegetation patterning. *Catena* 37:107–127.
- Certini G., 2005. Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia* 143:1–10
- Challenger A., 1998. Utilización y conservación de los ecosistemas terrestres de México, Pasado, Presente y Futuro. CONABIO 887 p.
- Choromanska U. y DeLuca T.H. 2001. Prescribed Fire Alters the Impact of Wildfire on Soil Biochemical Properties in a Ponderosa Pine Forest. *Soil Science Society of American Journal* 65:232–238.
- CONABIO (Comisión Nacional para la Biodiversidad). 2005. <http://www.conabioweb.conabio.gob.mx/metacarto/metadatos>. Pl (consultado 28 de mayo 2005)
- Cook G.D., 1994. The fate of nutrients during fire in a tropical Savanna. *Austral Journal Ecology*. 19: 359-365.
- Covington W.W., DeBano, L.F., y Huntsberg, T.G., 1991. Soil N changes associated with slash pile burning in pinyon-juniper woodlands. *Forest Science* 3337:347-355.
- Covington W.W., Fulé P.Z., Moore M.M., Hart S.C., Kolb T.E., Mast J.N., Sackett S.S., y Wagner, M.R., 1997. Restoring ecosystem management health in ponderosa pine forest of the southwest. *Journal of Forestry* 95:23-29.
- Covington W.W., y Moore, M.M., 1994. Change in multiresource conditions in ponderosa pine forest since Euro-American settlement. *Journal of Forestry* 92(1):39-47.
- CRM (Consejo de Recursos Minerales). 1996. Monografía Geológico minera del estado de Oaxaca. F. Castillo. N., J. Castro (eds.) Secretaría de Comercio y Finanzas. México. P. 161.
- DeBano L.F., 2000. The role of fire and soil heating on water repellence in wildland environments: a review. *Journal Hydrology* 231:195–206
- DeBano L.F., Neary D.G., Ffolliott P.F., 1998. Fire's effects on ecosystems. John Wiley & Sons 333 p.
- Doerr S.H., Shakesby R.A., Walsh R.P.D., 1998. Spatial variability of soil hydrophobicity in fire-prone eucalyptus and pine forests, Portugal. *Soil Science* 163:313–324
- Doerr S.H, Shakesby R.A, Walsh R.P.D., 2000. Soil water repellence: its causes, characteristics and hydro-geomorphological significance. *Earth-Science Review* 51:33–65
- Dumontet, S., Dinel, H., Scopa A., Mazatura A., Saracino, A., 1996. Post-fire soil microbial biomass

- and nutrient content of a pine forest soil from a dunal Mediterranean environmental. *Soil Biology and Biochemistry*. 28: 1467-1475
- Durgin P.B. y Vogelsang P.J., 1984. Dispersion of kaolinite by water extracts of Douglas-fir ash. *Canadian Journal of Soil Science* 64:439–443
- Farjon A. y Styles B.T., 1997. *Pinus* (Pinaceae). “Flora Neotrópica.” Monograph 75. (New York Botanical Garden: New York) 291 p.
- Fenn M.E., Poth M.A., Aber J.D., Baron J.S., Bormann B.T., Johnson, D.W., Lemly, D.A., McNulty S.G., Ryan D.F., y Stottlemyer., 1998. N excess in North American ecosystem: predisposing factors, ecosystems responses, and management strategies. *Ecological Applications* 8:706-733.
- Fisher, R.F. y Binkey, D., 2000. *Ecology and Management of forest soils*. John Wiley & Sons, inc. 489 p.
- Fulé P.Z., Coker A.E., Heilein T.H. y Covington W.W., 2004. Effects of an Intense Prescribed Forest Fire: Is It Ecological Restoration?. *Restoration Ecology* 12:220-230
- Galindo, L. I., López, P. P., y Evangelista, S. M., 2003. Real-time AVHRR forest fire detection in Mexico (1998–2000). *Internacional Journal of Remoting Science* 1(24):9-22.
- Garibay, C., Jayo, A. y Trujillo, R., 2001. Resumen publico de certificación de Comunidad Ixtlán de Juárez. Certificado SW-FM/COC-147, Forest Stewardship Council y Smart Wood. www.smartwood.org, 47.p.
- Gillon D., Houssard C., Valette J.C., y Rigolot E., 1999 Nitrogen and phosphorus cycling following prescribed burning in natural and managed Aleppo pine forest. *Canadian Journal of Forest Research* 29:1237-1247.
- Giovannini G., Lucchesi S. y Giachetti M., 1988. Effects of heating on some physical and chemical parameters related to soil aggregation and erodibility. *Soil Science* 146:255–261
- González J., Barrios R.R., Ruiz A., Cibrián D., Méndez J.T. (1991). Diseminación de semillas y establecimiento de plántulas de *Pinus rudis* y *P. montezumae* en Calpulalpan, Tlaxcala. *Revista Chapingo* XV(75): 67-71.
- González-Pérez J.A., González-Vila F.J., Almendros G., Knicker H 2004. The effect of fire on soil organic matter -a review-. *Environmental International* 30:855–870
- Grogan P., Bruns, T.D., y Chapin III, F.S., 2000. Fire effects on ecosystems in a Californian bishop pine forest. *Oecologia* 122:537-544.
- Harden, J.W., Trumbore, S.E., Stocks, B.J., Hirsch, A., Gower, S.T., O’Neillm K.P., y Kasischke, E.S., 2000. The role of fire in the boreal carbon budget. *Global Change Biology* 6:174-184.
- Heyerdal H y Alvarado A., 2002. Influence and Climate and Land Use an Historical surface fires in Pine-Oak forest. *Fire and Pyne Ecosystems*. 106-111
- Horne D.J., y McIntosh J.C. 2000. Hydrophobic compounds in sands in New Zealand-extraction,

- characterization and proposed mechanisms for repellence expression. *Journal of Hydrology* 231:35–46.
- Hubbard R.M., Vose J. M., Clinton B.D., Elliot K.J. y Knoepp, J.D., 2004. Stand restoration burning in oak-pine forest in the southern Appalachinas: effects on aboveground biomass and carbon and nitrogen cycling. *Forest Ecology and Management* 190:311-321.
- Hubbert K.R., Preisler H.K., Wohlgemuth P.M., Gram. R.C. y Narog M.G., 2006. Prescribed burning effects on soil physical properties and soil water repellency in a steep chaparral watershed, southern California, USA. *Geoderma* 13:284-298.
- Huffman E.L., MacDonald L.H., Stednick J.D., 2001. Strength and persistence of fire-induced soil hydrophobicity under ponderosa and lodgepole pine, Colorado Front Range. *Hydrologyc Process* 15:2877–2892
- Hungerford R.D, Harrington M.G., Frandsen W.H., Ryan R.C. y Niehoff J.G., 1990. Influence of fire on factors that affect site productivity. In *Symposium on Management and Productivity of Western-Montana Forest Soils*. Abril 10–12, 1990. Boise, ID
- Imeson A.C., Verstraten J.M., van Mulligen E.J. y Sevink J., 1992. The effects of fire and water repellence on infiltration and runoff under Mediterranean type forest. *Catena* 19:345–361
- INE. Instituto Nacional de Ecología. 2001. México, 2ª, comunicación Nacional ante la Convención marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climático. Secretaría del medio Ambiente y Recursos Naturales-INE, México, D.F.
- INEGI (Instituto Nacional de Estadística Geografía e Informática). 1999. *Anuario Estadístico del Estado de Oaxaca*. Aguascalientes. México
- ISO 13536:1995E. Soil quality –Determination of the potencial cation exchange capacity and exchangeable cations using barium chloride solution buffered at pH = 8.1. *Internacional Satandar (ISO)13536: 1-7*.
- Johnson D. W., 1995. Soil properties beneath Ceanothus and pine stand in the eastern Sierra Nevada. *Soil Science Society of American Journal* 59:918-924.
- Johnson D.W. y Curtis P.S., 2001. Effects of forest management on soil C and storage: meta analysis. *Forest Ecology and Management* 140:227-238.
- Johnson D.W., Susfalk R.B., Dahlgren R.A., Klopatek J.M., 1998. Fire is more important than water for nitrogen fluxes in semi-arid forests. *Environ Science Policy* 1:79–86
- Johnson E.A. y Miyanishi K., 1995. The need for consideration of fire behavior and effects in prescribed burning. *Restoration Ecology* 3:271-278.
- Kaufmann M.R., Graham R.T., Boyce D.A., Moir W.H., Perry L., Reynolds R. T., Blassett R.L., Mehlhop P., Edminster C.B., Block W.M. y Corn P.S., 1994. An ecological basis for ecosystem management. USDA forest service. Rocky mountain Forest Range experimentation. 246 pág.

- Kaye J.P. y Hart S.C., 1998. Ecological restoration alters nitrogen transformations in a ponderosa pine-bunchgrass ecosystem. *Ecological Applications* 8:1052-1060.
- Kaye J.P., Hart S.C., Cobb, R.C. y Stone J.E., 1999. Water and nutrient outflow following the ecological restoration of a ponderosa pine-bunchgrass ecosystem. *Restoration Ecology* 7:252-261.
- Ketterings Q.M., Bigham J.M. y Laperche V., 2000. Changes in soil mineralogy and texture caused by slash-and-burn fires in Sumatra, Indonesia. *Soil Science Society of American Journal* 64:1108–1117
- Khanna P.K., Raison R.J. y Falkiner R.A., 1994. Chemical properties of ash derived from Eucalyptus litter and its effects on forest soils. *Forest Ecology and Management* 66:107–125.
- Korb, J.E., Covington, W.W. y Fulé, P.Z., 2003. Sampling techniques influence understory plant trajectories after restoration: An example from Ponderosa Pine restoration. *Restoration Ecology* 11(4):504-515
- Koslowsky T. T., y Ahlgren C.E., 1974. *Fire and ecosystems*. Academic Press. USA. 240 p.
- Kutiel P. y Shaviv A., 1992. Effects of soil type, plant composition and leaching on soil nutrients following a simulated forest fire. *Forest Ecology and Management* 53:329–343
- Letey J., 2001 Causes and consequences of fire-induced soil water repellence. *Hydrology Process* 15:2867–2875
- Linds, G.Y. y Baldwin, I.T., 1998. Fire, N, and defensive plasticity in *Nicotiana attenuata*. *Oecologia* 115:531-540.
- Ludwig B., Khanna P.K., Raison R.J. y Jacobsen K.L., 1998. Modelling cation composition of soil extracts under ashbeds following an intense slashfire in a eucalypt forest. *Forest Ecology and Management* 103:9–20
- Magurran A., 1989. *Diversidad Ecológica y su Medida*. Ediciones Vedral. Barcelona, España
- Marcos E., Tarrega R. y Luis-Calabuig E., 2000. Comparative analysis of runoff and sediment yield with a rainfall simulator after experimental fire. *Arid Soil Research Reability* 14:293–307
- Martín D.A. y Moody J.A., 2001. Comparison of soil infiltration rates in burned and unburned mountainous watersheds. *Hydrologyc Process* 15:2893–2903
- Masera R. O., Ordoñez, M.J. y Dirzo R. 1997. Carbon emissions from mexican forest: current situation and long-term scenarios. *Climate Change* 35:265-295
- Mataix-Solera J. y Doerr S.H. 2004. Hydrophobicity and aggregate stability in calcareous topsoils from fire-affected pine forests in southeastern Spain. *Geoderma* 118:77–88
- Maycotte M.C.C. 2002. Condiciones medioambientales y fisiológicas en brinzales de *Pinus patula* Schi. Et Cham., posterior a un incendio. Tesis de Doctor en Ciencias. Colegio de Posgraduados, Montecillos México. 79p.

- Maynard D.G. y Kalra Y. P., 1993. Nitrate and ammonium nitrogen. En: Carter M. R. (Ed.) Soil Sampling and Methods for Analysis. (p.25-38) Lewis Publisher. USA.
- Menges E.S. y Kimmich J., 1996. Microhabitat and time-since-fire: effects on demography of *Eryngium cuneifolium* (Apiaceae), a Florida scrub endemic plant. *American Journal of Botany*. 88:185-191
- Mermut A.R., Luk S.H., Romkens M.J.M. y Poesen J.W.A., 1997 Soil loss by splash and wash during rainfall from two loess soils. *Geoderma* 75:203–214
- Monleon V. J., Cromack Jr. K. y Landsberg, J. D., 1997. Short- and long-term effects of prescribed underburning on N availability in ponderosa pine stands in central Oregon. *Canadian Journal of Forest Research* 27:369-378.
- Moore M.M., Covington W.W., Fule P.Z., 1999. Reference Conditions and Ecological Restoration: A Southwestern Ponderosa Pine Perspective. *Ecological Applications* 9:1266-1277
- Murphy J.D., Johnson, D.W., Watkins W., Roger F., Blank, R.R., 2006. Prescribed fire effects on forest floor and soil nutrients in a Sierra Nevada forest. *Soil Science* 171:181-199.
- Nearby D.G., Klopatek, C.C., DeBano, L.F. y Ffolliot, P.F., 1999. Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest Ecology and Management* 122:51-71.
- Nearby D.G., Oberby S.T. y Haase S.M., 2003. Effects of fire interval restoration on carbon and nitrogen in sedimentary- and volcanic- derived soils of the Mongollon Rim, Arizona. *USDA Forest Service Proceedings RMRS-P-29*, p.105-115.
- Oswald B.P., Davenport D. y Neuenschwander L.F., 1999. Effects of slash pile burning on the physical and chemical soil properties of Vassar soils. *Journal of Sustainable Forest* 8:75–86
- Pendergrass K.L., Miller P.M., Kauffman J.B., Kaye T.N., 1999. The role of prescribed burning in maintenance of an endangered plant species, *Lomatium bradshawii*. *Ecological Applications* 9:1420:1429.
- Phillips D.L., Brown S.L., Schroeder P.E., y Birdsey R.A., 2000. Response of Surface Horizons in an Oak Forest to Prescribed Burning *Soil Science Society of American Journal* 64:754-760.
- Pietikäinen J., y Fritze H., 1995. Clear-cutting and prescribed burning in coniferous forest: comparison of effects on soil fungal and total microbial biomass, respiration activity, and nitrification. *Soil Biology and Biochemistry* 27:101-109.
- Powers R. F., 1980. Mineralizable soil nitrogen as an index of nitrogen availability for forest trees. *Soil Science of American Journal* 44:1314-1320.
- Rodríguez-Trejo D. A. y Fulé, P. Z., 2003. Fire ecology of Mexican pines and a fire management proposal. *International Journal of Wild land Fire* 12:1-15.
- Rodríguez-Trejo D. A., 1998. A brief history of forest fires in Mexico. *International Forest Fires News* 19:32-35.

- Sabine LC, Heimann N, Artaxo P, Bakker CE, Chen A, Field C, Grubber N, Le Quere C, Prinn R, Richey J, Romero P, Sathaye J y Valentini R. 2004. Current Status and Past Trends of the Global Carbon Cycle. En: Field C y Raupach M. The Global Carbon Cycle. Scope. Washington, USA. 526 pp.
- Salvador A.M., 2003. Suppressing Fire and Memory: Environmental degradation and political restoration in the Sierra Juárez of Oaxaca, 1887-2001. *Environmental History* 8: 77-108.
- Schimel D.S., 1995. Terrestrial ecosystems and the carbon cycle. *Global Biologic Change* 1:77-91.
- Scott D.F., 2000. Soil wettability in forested catchments in South Africa; as measured by different methods and as affected by vegetation cover and soil characteristics. *Journal of Hydrology* 231–232:87–104
- Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales (SEMARNAT), 2002. Inventario nacional forestal 2000.
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP), 1998. Los incendios forestales en México. 36 p.
- Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales y Pesca (SEMARNAP), 2000. Programa Nacional de Protección contra los Incendios Forestales. Resultados 1995-2000, 263 pp.
- Serrasolsas I. y Khanna P.K., 1995. Changes in heated and autoclaved forest soils of S.E. Australia. II. Phosphorus and phosphatase activity. *Biogeochemistry* 29:25–41
- Sharpley A., 2000. Phosphorous availability. In: Sumner ME (ed) *Handbook of soil science*. CRC, Boca Raton, Flandez., pp D18–D38
- Shoennagel, T., Waller D.M., Turner M.G. y Romme W.H. 2004. The effect of fire interval on post-fire understorey communities in Yellowstone National Park. *Journal of Vegetation Science* 15: 797-806.
- Simard D.G., Fyles J.W., Pare D., Nguyen T., 2001 Impacts of clearcut harvesting and wildfire on soil nutrient status in the Quebec boreal forest. *Canadian Journal Soil Science* 81:229–237
- Smithwick E.A.H., Turner M.G., Mack M.C. y Chapin III F.S. 2005. Postfire Soil N Cycling in Northern Conifer Forests Affected by Severe, Stand-Replacing Wildfires. *Ecosystems* 8: 163–181
- Stark J.M. y Hart S.C., 1997. High rates of nitrification and nitrate turnover in undisturbed coniferous forest. *Nature* 385:61-64.
- Stephens S.L., Meixner T., Poth M., McGurk B. y Payne D., 2004. Prescribed fire, soil, and stream water chemistry in a watershed in the lake Tahoe Basin, California. *Internacional Jornal of Wildland Fire* 13:27-35.
- Tomkins I.B., Kellas J.D., Tolhurst K.G. y Oswin D.A., 1991. Effects fire intensity on soil chemistry in a eucalypt [*Eucalyptus* sp.] forest. *Austral Jouranal of Soil Research* 29:25–47

- Torres-Rojo J.M. 2006. Estudio de tendencias y perspectivas del sector forestal en América Latina al año 2020 SEMARNAT, FAO. Informe Nacional
- Valdés M., Córdova J., Fierros A. M., 2003. Understory vegetation and ectomycorrhizal sporocarp diversity response to pine regeneration methods in Oaxaca, México. *Western Journal of Applied Forestry* 18:101-108
- Velásquez A., Durán, E., Ramírez, I., Jean-François, M., Bocco, G., Ramírez, G. Y Palacios, J., 2003. Land use-cover change process in highly biodiverse areas: the case of Oaxaca, México. *Global Environmental Change* 13:175-184.
- Vihnanek R.E. y Ballard T.M., 1988 Slashburning effects on stocking, growth, and nutrition of young Douglas-fir plantations in salaldominated ecosystems of eastern Vancouver Island. *Canadian Journal of Forest Research* 18:718–722.
- Vitousek P.M. y Howarth R.W., 1991. Nitrogen limitation on land and in the sea: How can it occur? *Biogeochemistry* 13:87–115.
- Vitousek P.M. y Matson, P.A., 1985. Disturbance nitrogen availability and nitrogen losses in an intensively managed loblolly pine plantation. *Ecology* 66:1360-1376.
- Vose J.M., y Swank W. T., Clinton, B. D., Knoepp, J. D., y Swift, L.W., 1999. Using stand replacement fires to restore southern Appalachian pine-hardwood ecosystems: effects on mass, carbon, and nutrients pools. *Forest Ecology and Management* 114:215-226.
- Wagle R. F. y Eakle T. W., 1979. A controlled burn reduces the impact of a subsequence wild fire in a ponderosa pine vegetation type. *Forest Science* 25:123-129.
- Wagle R.F. y Kitchen J.H., 1972. Influences of fire on soil nutrients in a Ponderosa Pine type. *Ecology* 53:118-125.
- Walkley A y Black C.A. 1982. An examination of the Degtajareff's method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method 29-38. En Black A.C. *Methods of Soil Analysis*. American Society of Agronomy inc. Wisconsin, USA.
- Wan S., Hui, D. y Luo Y., 2001. Fire effects on nitrogen pools and dynamics in terrestrial ecosystems: a meta-analysis. *Ecological Applications* 11:1349-1365.
- Wardle D.A., Zackrisson O, Nilsson M.C., (1998) The charcoal effect in Boreal forests: mechanisms and ecological consequences. *Oecologia* 115:419–426
- Yanai R.D., Stehman V.S., Arthur C.E., Prescott C.E., Friedland A.J., Siccama T.G., Binkley D., 2003. Detecting Change in Forest Floor Carbon. *Soil Science Society American Journal* 67:1583–1593.

A N E X O

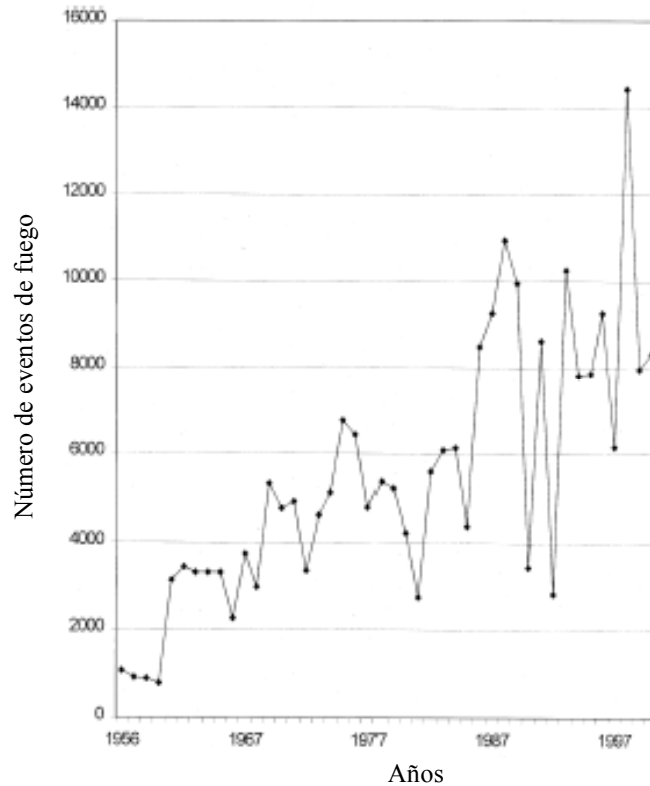


Figura 1. Número de eventos de fuego forestal en México (1956-2000) tomado de Galindo *et al.* (2003).

Cuadro 1. Propiedades del suelo afectadas por la presencia de fuego en los bosques (Tomado de Certini 2005)

Propiedades Físicas, físico-químicas y mineralógicas del suelo

- Repelencia del agua
- Estabilidad de la estructura
- Densidad del suelo
- pH
- Distribución del tamaño de la partícula
- Ensamblaje mineralógico
- Color
- Régimen de temperatura

Propiedades químicas

- Cantidad de materia orgánica
- Calidad de la materia orgánica
- Disponibilidad de nutrientes
- Capacidad de intercambio catiónico
- Saturación base

Propiedades Biológicas

- Biomasa microbiana
 - Composición de la comunidad microbiana
 - Mesofauna
 - Composición de los invertebrados en el suelo
-

Cuadro 2. Mecanismos que afectan el ciclo interno del Nitrógeno posterior al fuego en suelo mineral y suelo orgánico, tomado de Smithwick *et al.* (2005).

Fuego	Respuesta al fuego
1) Volatilización	Cambios en la tasa de mineralización = f (abiótico)
2) Pirólisis	5) Temperatura, Humedad
3) Deposición de ceniza	6) pH
4) Lysis de las células	7) Cantidad del sustrato (NH_4^+)
	Cambios en las tasas de mineralización = f (biótico)
	8) Calidad del sustrato
	9) Cantidad del sustrato (N orgánico)
	10) Tamaño del pool microbiano
	11) Inmovilización
	12) Translocación
	13) Erosión, Lixiviación
	14) Toma de nutrientes por las plantas
	15) Composición de la comunidad de plantas
	16) Interacciones del suelo mineral

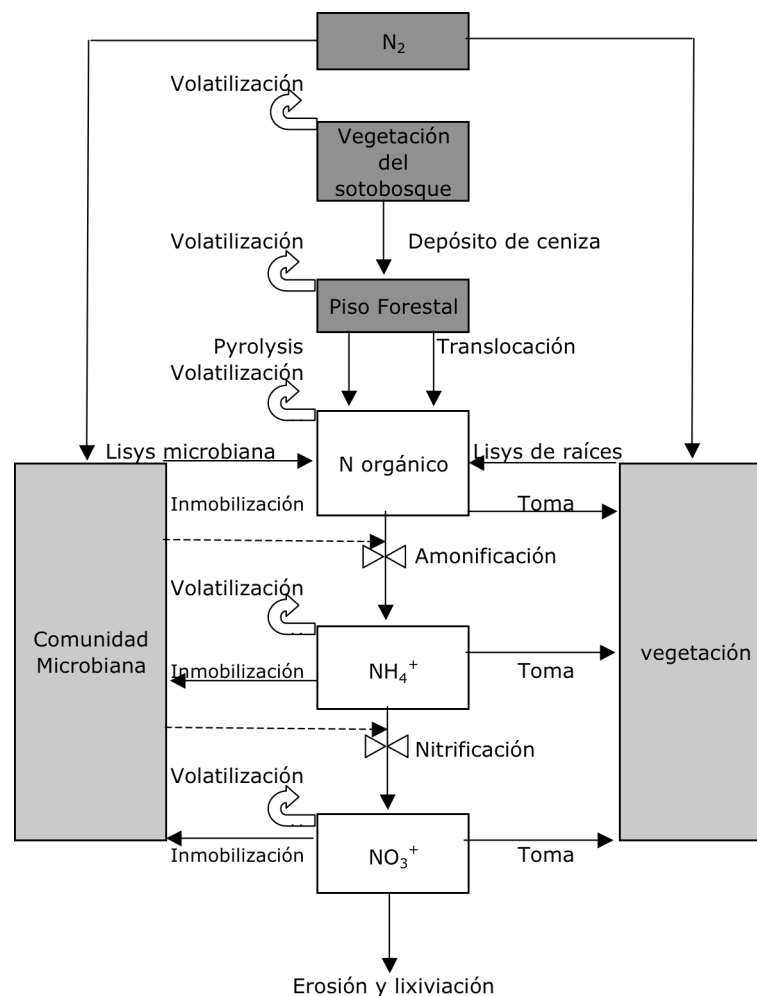


Figura 2. Diagrama de flujo que muestra la interacción entre los procesos que afectan el ciclo del N posterior al evento de fuego, tomado de Smithwick *et al.* (2005).

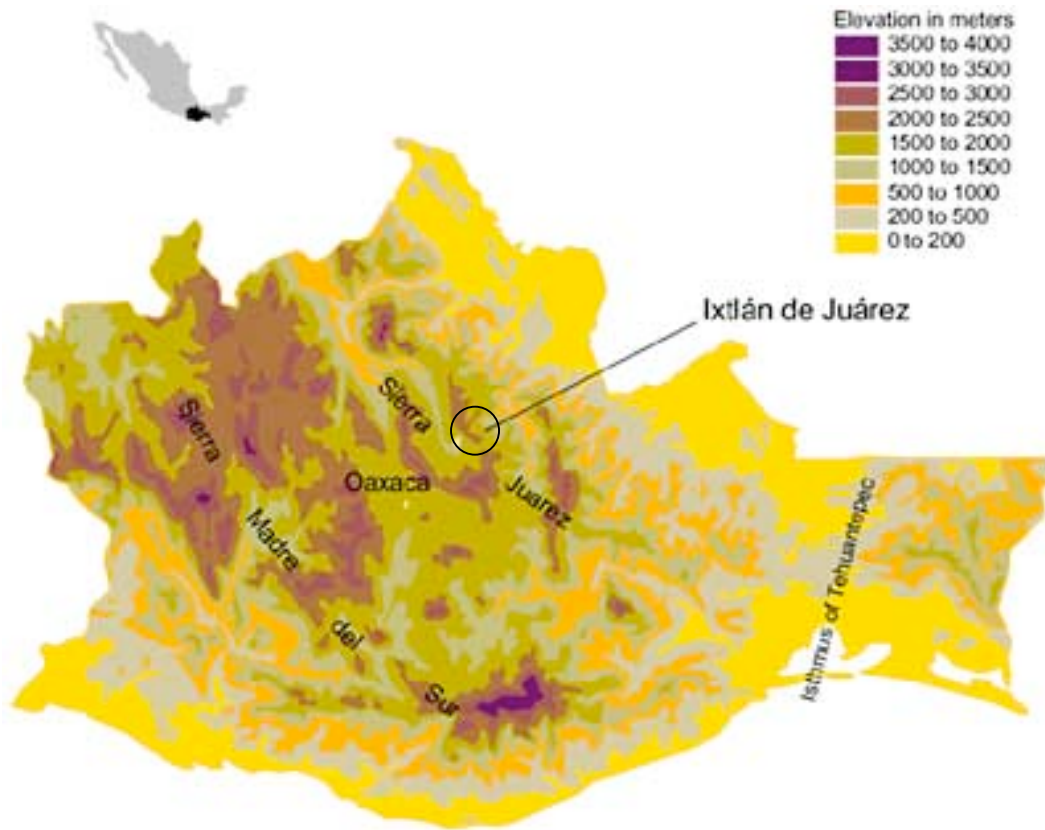


Figura 3. Localización de la Sierra Juárez en el estado de Oaxaca; tomado de CONABIO Hispometría y Batimetría Atlas Nacional de México UNAM.

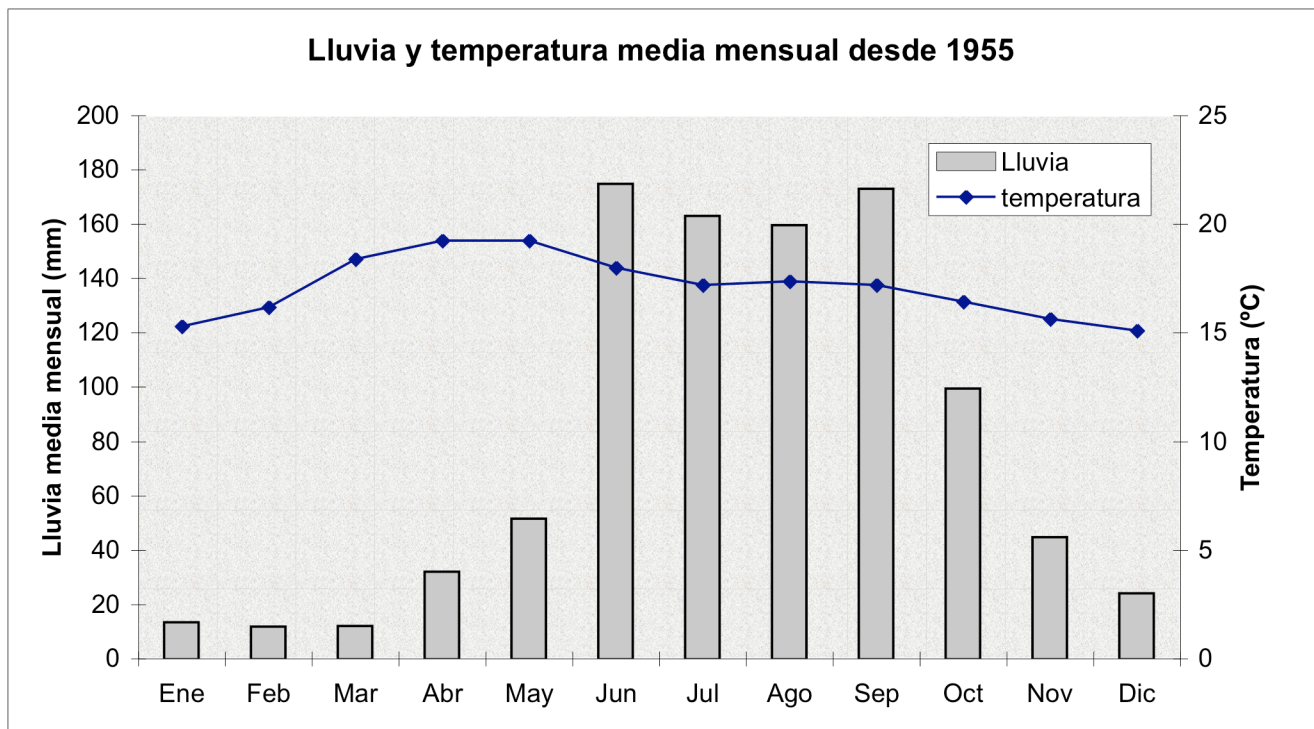


Figura 4. Diagrama ombrotérmico de la zona de Ixtlán de Juárez (Saynes, datos no

publicados)

Cuadro 3. Intervalos de retorno del fuego sobre el estudio de stand, Ixtlán de Juárez. Tomado de (Salvador 2003).

Resumen Estadístico	años
Intervalos Totales	13
Media de los intervalos de fuego	6
Mediana de los intervalos de fuego	4
Frecuencia de fuego	0.19
Desviación estándar	4.58
Intervalo mínimo de fuego	2
Intervalo máximo de fuego	17

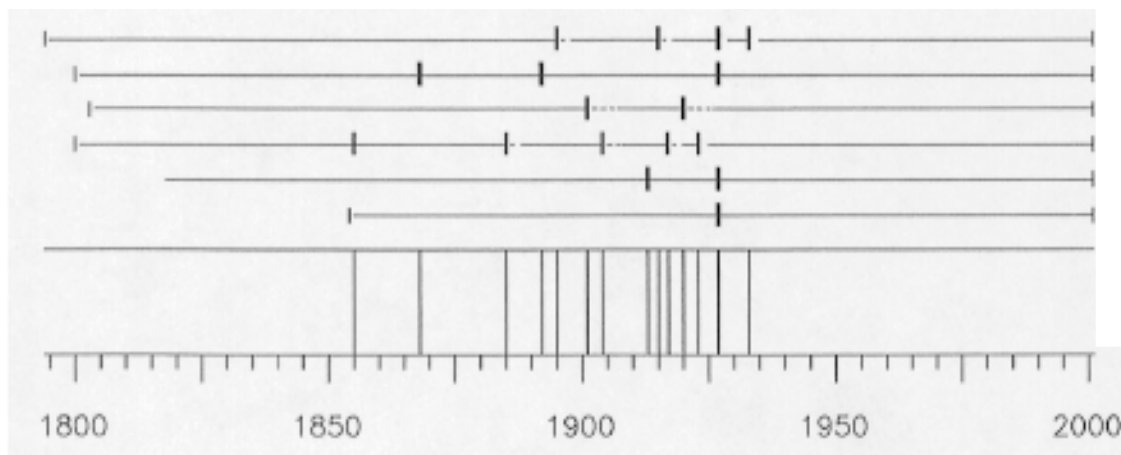


Figura 5. Régimen de fuego en un estudio de stand, Ixtlán de Juárez Oaxaca. Cada una de las líneas horizontales representa un análisis dendrológico de diferentes árboles, las líneas perpendiculares representan un evento de fuego. Tomado de (Salvador 2003).



Figura 6. Foto de la placa que indica la fecha de intervención en el rodal en el sitio de estudio, correspondiente a Quema de 8 años.

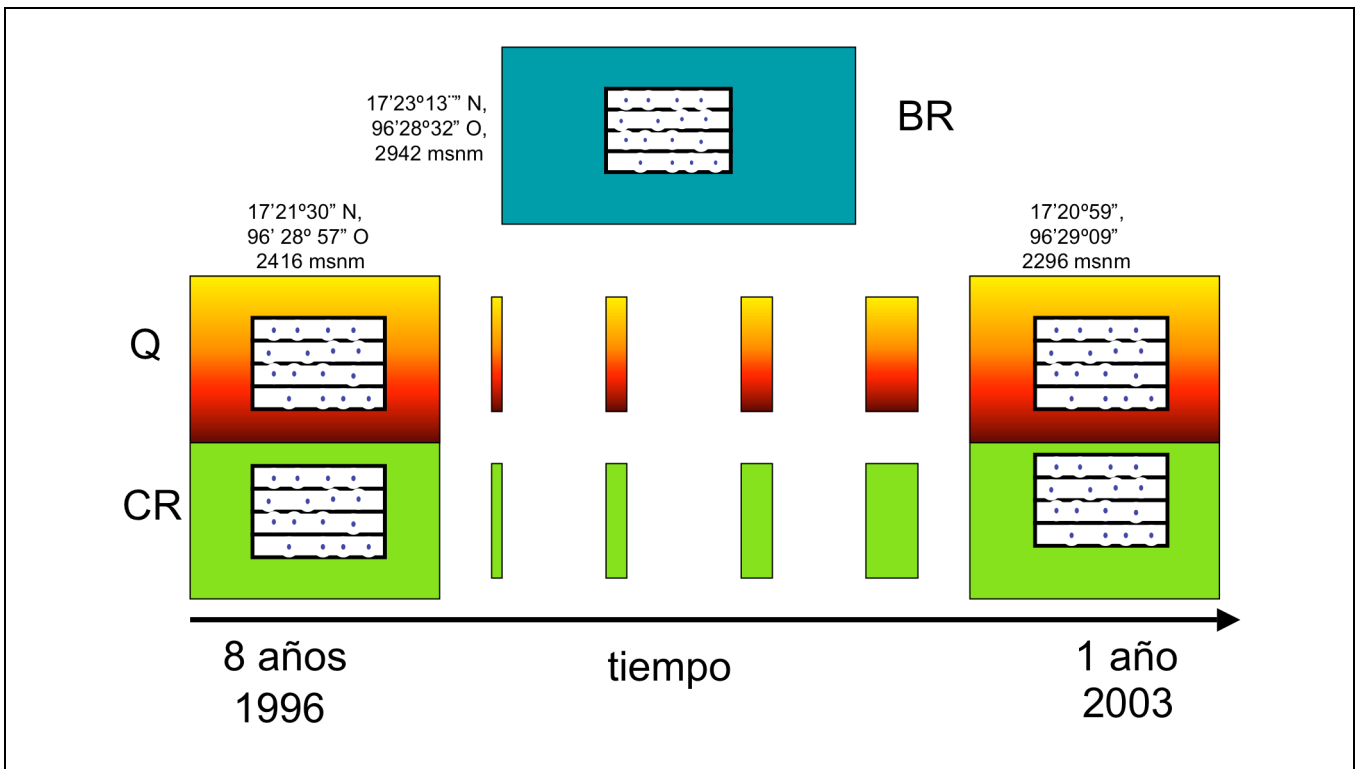


Figura 7. Sitios de Muestreo: el sitio BR, se refiere al Bosque referencia, Q, Sitio tratado con fuego prescrito a 1 y a 8 años, CR, son los sitios que son tratados con Corta-regeneración de uno y 8 años, mostrando su respectiva ubicación (1996 y 2003) años en que fue tratado el sitio.

Cuadro 4. Media \pm EE de Masa, pH, CIC, Ca, Na, K y Mg del mantillo y capa de fermentación en un bosque referencia (BR) y en bosques que han sido aprovechados bajo el sistema de corta regeneración (CR) hace 1 y 8 años y bajo bosques que han sido sometidos a quema prescrita (Q) hace 1 y 8 años.

Año	1			8		
	Sitios	BR	CR	Q	CR	Q
<i>Mantillo</i>						
Masa (Kg/m ²)		7.664 \pm 0.988 a1	7.588 \pm 0.486 a1	4.004 \pm 1.164 b	7.155 \pm 1.329 a1	4.586 \pm 0.702 b1
pH		4.4 \pm 0.1 c1	4.5 \pm 0.1 bc	4.3 \pm 0.2 c	5.0 \pm 0.1 ab	5.0 \pm 0.2 a1
CIC (cmol+/kg)		10.87 \pm 1.72 c2	31.12 \pm 1.45 a1	20.85 \pm 1.93 b2	36.08 \pm 0.97 a1	20.41 \pm 1.82 b
Ca (mg/g)		0.181 \pm 0.010 bc	0.218 \pm 0.044 abc	0.131 \pm 0.013 c2	0.252 \pm 0.027 ab2	0.294 \pm 0.026 a1
	(g/ m ²)	1.38 \pm 0.17 ab2	1.64 \pm 0.30 a2	0.53 \pm 0.15 b	1.82 \pm 0.38 a	1.39 \pm 0.35 ab1
Na (mg/g)		0.036 \pm 0.011 bc	0.050 \pm 0.008 abc	0.049 \pm 0.008 c2	0.037 \pm 0.008 ab2	0.046 \pm 0.007 a1
	(g/ m ²)	0.28 \pm 0.11	0.37 \pm 0.05 1	0.18 \pm 0.04	0.27 \pm 0.09 1	0.22 \pm 0.06 1
K (mg/g)		12.245 \pm 0.895 b1	13.629 \pm 0.988 ab	7.313 \pm 0.817 b	14.514 \pm 1.969 ab1	21.042 \pm 4.394 a1
	(g/ m ²)	92.83 \pm 9.66 a2	103.61 \pm 10.42 a2	31.08 \pm 11.13 a	99.72 \pm 13.55 a2	94.71 \pm 19.17 b1
Mg (mg/g)		0.708 \pm 0.568 c1	0.886 \pm 0.054 bc1	0.733 \pm 0.032 c	0.944 \pm 0.057 ab1	1.108 \pm 0.034 a1
	(g/ m ²)	5.40 \pm 0.72 ab1	6.66 \pm 0.06 a1	2.96 \pm 0.87 b	6.74 \pm 1.33 a1	5.06 \pm 0.73 ab1
<i>Capa de fermentación</i>						
Masa (Kg/m ²)		4.022 \pm 0.368 a2	2.565 \pm 0.903 a2	5.174 \pm 2.517 a	3.976 \pm 0.915 a2	NP \pm NP b2
pH		4.0 \pm 0.1 c2	4.5 \pm 0.0 ab	4.2 \pm 0.3 bc	4.9 \pm 0.1 a	NP \pm NP d2
CIC (cmol+/kg)		25.16 \pm 2.46 a1	17.20 \pm 1.58 b2	28.53 \pm 1.78 a1	27.93 \pm 2.25 a2	NP \pm NP c2
Ca (mg/g)		0.134 \pm 0.010 c	0.230 \pm 0.018 b	0.191 \pm 0.023 bc1	0.585 \pm 0.033 a1	NP \pm NP d2
	(g/ m ²)	0.53 \pm 0.01 b1	0.61 \pm 0.25 b1	0.91 \pm 0.45 b	2.31 \pm 0.53 a	NP \pm NP b2
Na (mg/g)		0.040 \pm 0.011 c	0.040 \pm 0.002 b	0.030 \pm 0.010 bc1	0.032 \pm 0.002 a1	NP \pm NP d2
	(g/ m ²)	0.16 \pm 0.04 a1	0.10 \pm 0.03 ab2	0.14 \pm 0.05 a	0.12 \pm 0.03 ab2	NP \pm NP b2
K (mg/g)		6.947 \pm 0.869 b2	10.321 \pm 0.256 a	7.937 \pm 0.797 ab	7.147 \pm 1.129 b2	NP \pm NP c2
	(g/ m ²)	27.54 \pm 2.77 1	26.35 \pm 8.95 1	40.34 \pm 19.55	30.13 \pm 10.45 1	NP \pm NP 2
Mg (mg/g)		0.260 \pm 0.025 b2	0.674 \pm 0.043 a2	0.697 \pm 0.045 a1	0.671 \pm 0.049 a2	NP \pm NP c2
	(g/ m ²)	1.03 \pm 0.01 ab2	1.64 \pm 0.52 ab2	3.42 \pm 1.63 a	2.65 \pm 0.64 ab2	NP \pm NP b2

Las letras diferentes representan diferencia significativas $p < 0.05$ entre sitios (en una mismo almacén). En números diferentes representan diferencia significativas $p < 0.05$ entre los dos almacenes bajo un mismo bosque. (NP) horizonte no presente en el campo.

Cuadro 5. Media \pm EE de C, N, P total, N y P soluble, N total:N soluble, P total:P soluble, C:N, C:P y N:P total y N:P soluble del mantillo y capa de fermentación en un bosque referencia (BR) y en bosques que han sido aprovechados bajo el sistema de corta regeneración (CR) hace 1 y 8 años y en bosques que han sido sometidos a quema prescrita (Q) hace 1y 8 años.

Año	1			8		
	Sitios	BR	CR	Q	CR	Q
Mantillo						
C total (mg/g)	347.583 \pm 17.565 1	338.324 \pm 2.668	348.911 \pm 13.299	349.126 \pm 6.469	328.936 \pm 45.337 1	
(g/ m ²)	2650.08 \pm 318.56 a1	2564.88 \pm 148.02 a1	1419.77 \pm 445.00 b	2482.77 \pm 434.77 a1	1537.22 \pm 350.82 ab1	
N total (mg/g)	4.930 \pm 0.386 a2	5.453 \pm 0.272 a	3.250 \pm 0.488 b2	3.605 \pm 0.169 b2	5.236 \pm 0.325 a1	
(g/ m ²)	37.73 \pm 5.16 a	41.67 \pm 4.86 ab1	13.65 \pm 4.48 bc2	25.80 \pm 4.93 b11	24.25 \pm 4.73 b1	
N sol (mg/g)	0.027 \pm 0.003 ab	0.010 \pm 0.000 b2	0.021 \pm 0.003 ab2	0.046 \pm 0.015 a	0.030 \pm 6.27 ab1	
(g/ m ²)	0.20 \pm 0.02	0.12 \pm 0.01	0.08 \pm 0.02	0.34 \pm 0.16	0.13 \pm 0.03 1	
N tot:N sol	187.72 \pm 24.72 b	340.10 \pm 18.63 a1	162.83 \pm 40.09 b	97.60 \pm 28.40 b2	201.70 \pm 48.94 b	
P tot (mg/g)	0.463 \pm 0.055 a1	0.344 \pm 0.044 ab	0.326 \pm 0.035 ab2	0.258 \pm 0.033 b1	0.346 \pm 0.0389 ab1	
(g/ m ²)	3.61 \pm 0.76 a1	2.59 \pm 0.28 ab1	1.31 \pm 0.38 b	1.93 \pm 0.57 ab1	1.65 \pm 0.46 b1	
P sol (mg/g)	0.119 \pm 0.009 a1	0.120 \pm 0.005 a	0.055 \pm 0.008 b2	0.161 \pm 0.011 a1	0.163 \pm 0.026 a1	
(g/ m ²)	0.90 \pm 0.10 a1	0.92 \pm 0.10 a1	0.24 \pm 0.08 b	1.12 \pm 0.14 a1	0.77 \pm 0.22 a1	
P tot:P sol	3.90 \pm 0.43 2	2.87 \pm 0.38	6.16 \pm 0.92	1.65 \pm 0.32	2.21 \pm 0.26 1	
C:N	71.36 \pm 5.98 bc1	62.42 \pm 3.39 c	113.83 \pm 19.25 a1	97.33 \pm 4.91 ab1	63.66 \pm 10.65 bc1	
C:P tot	785.02 \pm 131.23 b	1019.05 \pm 121.33 ab	1104.63 \pm 146.54 ab	1411.99 \pm 195.10 a2	462.74 \pm 143.00 ab1	
N:P tot	11.02 \pm 1.71	16.51 \pm 2.41	9.90 \pm 0.76	14.58 \pm 2.12 2	15.44 \pm 1.56 1	
N:P sol	0.23 \pm 0.01 ab	0.13 \pm 0.01 b	0.41 \pm 0.10 a2	0.29 \pm 0.11 ab	0.20 \pm 0.07 b	
Capa de fermentación						
C tot (mg/g)	270.360 \pm 20.864 2	336.961 \pm 19.236	390.103 \pm 13.754	359.859 \pm 15.151	NP \pm NP 2	
(g/ m ²)	1084.76 \pm 123.32 ab2	827.59 \pm 263.53 bc2	1975.08 \pm 960.84 a1	1443.04 \pm 363.45 a2	NP \pm NP bc2	
N tot (mg/g)	6.002 \pm 0.289 bc1	5.517 \pm 0.488 c	7.073 \pm 0.381 ab1	7.434 \pm 0.389 a1	NP \pm NP d2	
(g/ m ²)	24.12 \pm 2.48 ab	14.38 \pm 4.79 b2	34.63 \pm 15.76 a1	28.92 \pm 5.81 ab1	NP \pm NP c2	
N sol (mg/g)	0.039 \pm 0.008 a	0.040 \pm 0.006 a1	0.051 \pm 0.013 a1	0.041 \pm 0.007 a	NP \pm NP b2	
(g/ m ²)	0.15 \pm 0.03	0.11 \pm 0.04	0.27 \pm 0.18	0.18 \pm 0.06	NP \pm NP 2	
N tot:N sol	175.47 \pm 41.00 a	142.66 \pm 16.58 a2	165.68 \pm 45.77 a	198.81 \pm 43.91 a1	NP \pm NP b	
P tot (mg/g)	0.350 \pm 0.036 ab2	0.301 \pm 0.036 b	0.448 \pm 0.031 a1	0.126 \pm 0.006 c2	NP \pm NP d2	
(g/ m ²)	1.40 \pm 0.16 ab2	0.72 \pm 0.22 ab2	2.24 \pm 1.11 a	0.49 \pm 0.10 ab2	NP \pm NP b2	

...Continuación Cuadro 5...

Año	Sitios	1			8	
		BR	CR	Q	CR	Q
P sol (mg/g)		0.065 ± 0.009 b2	0.121 ± 0.005 a	0.070 ± 0.009 b1	0.076 ± 0.008 b2	NP ± NP c2
	(g/ m ²)	0.26 ± 0.03 2	0.32 ± 0.12 2	0.37 ± 0.21	0.30 ± 0.08 2	NP ± NP 2
P tot:P sol		5.49 ± 0.48 a1	2.52 ± 0.38 b	6.58 ± 0.85 a	1.69 ± 0.23 bc	NP ± NP c2
C:N		44.90 ± 1.37 b2	62.14 ± 6.77 a	55.50 ± 3.47 ab2	48.91 ± 4.53 ab2	NP ± NP c2
C:P tot		783.62 ± 75.52 c	1142.02 ± 84.51 b	876.03 ± 35.51 bc	2888.42 ± 251.55 a1	NP ± NP d2
N:P tot		17.42 ± 2.03 b	18.14 ± 0.91 b	17.88 ± 3.66 b	47.34 ± 10.01 a1	NP ± NP c2
N:P sol		0.50 ± 0.16 ab	0.38 ± 0.06 ab	0.76 ± 0.22 a1	0.49 ± 0.10 ab1	NP ± NP b

Las letras diferentes representan diferencia significativas $p < 0.05$ entre sitios (en una mismo almacén). En números diferentes representan diferencia significativas $p < 0.05$ entre profundidades del suelo bajo un mismo bosque. (NP) horizonte no presente en el campo.

Cuadro 6. Media \pm EE de pH, CIC, Ca, Na, K y Mg del Suelo superficial y subsuperficial (0-2.5 y 2.6-10 cm de profundidad, respectivamente) en un bosque referencia (BR) y bajo bosques que han sido aprovechados bajo el sistema de corta regeneración (CR) hace 1 y 8 años y en bosques que han sido sometidos a quema prescrita (Q) hace 1 y 8 años.

Año	1			8		
	Sitios	BR	CR	Q	CR	Q
<i>0-2.5 cm</i>						
pH		4.1 \pm 0.1 c	3.8 \pm 0.1 c	4.3 \pm 0.2 c1	5.0 \pm 0.2 b	6.0 \pm 0.2 a1
Densidad (g/cm ³)		0.37 \pm 0.04 ab2	0.26 \pm 0.02 b2	0.26 \pm 0.06 b2	0.39 \pm 0.07 ab2	0.44 \pm 0.03 a2
CIC (cmol+/kg)		16.29 \pm 1.27 ab1	15.77 \pm 1.77 b	12.17 \pm 1.10 b1	18.18 \pm 3.07 ab	23.45 \pm 2.13 a1
Ca (mg/g)		0.004 \pm 0.000 b	0.008 \pm 0.001 b1	0.003 \pm 0.000 b1	0.021 \pm 0.002 a1	0.023 \pm 0.005 a1
	(g/ m ²)	0.03 \pm 0.00 b	0.05 \pm 0.01 b	0.01 \pm 0.00 b	0.20 \pm 0.02 a1	0.25 \pm 0.05 a1
Na (mg/g)		0.003 \pm 0.001 a2	0.009 \pm 0.003 a2	0.013 \pm 0.005 b2	0.003 \pm 0.003 a2	0.007 \pm 0.003 a2
	(g/ m ²)	0.03 \pm 0.01 a2	0.06 \pm 0.02 a2	0.08 \pm 0.02 b2	0.01 \pm 0.02 ab2	0.08 \pm 0.04 a2
K (mg/g)		1.520 \pm 0.160 b1	1.459 \pm 0.216 b	3.161 \pm 0.601 a1	3.917 \pm 0.317 a1	3.050 \pm 0.369 a1
	(g/ m ²)	13.82 \pm 1.27 bc	9.52 \pm 1.53 c	19.81 \pm 4.17 abc	39.59 \pm 9.42 a1	34.30 \pm 6.72 b2
Mg (mg/g)		0.134 \pm 0.013 c1	0.248 \pm 0.025 bc1	0.231 \pm 0.061 bc1	0.364 \pm 24.87 b1	0.571 \pm 0.036 a1
	(g/ m ²)	1.23 \pm 0.15 c	1.64 \pm 0.23 c	1.34 \pm 0.17 c	3.57 \pm 0.61 b	6.28 \pm 0.38 a1
<i>2.5 -10 cm</i>						
pH		4.12 \pm 0.08 cd	4.23 \pm 0.20 bc	3.64 \pm 0.10 d2	4.64 \pm 0.15 ab	5.08 \pm 0.08 a2
Densidad (g/cm ³)		0.60 \pm 0.02 b1	0.60 \pm 0.04 b1	0.41 \pm 0.15 b1	0.97 \pm 0.03 a1	0.90 \pm 0.01 a1
CIC (cmol+/kg)		7.15 \pm 1.30 bc2	12.61 \pm 1.59 a	12.15 \pm 1.77 ab2	3.88 \pm 0.93 c	10.08 \pm 0.76 ab2
Ca (mg/g)		0.001 \pm 0.000 c	0.003 \pm 0.000 bc2	0.002 \pm 0.000 c2	0.005 \pm 0.00 ab2	0.007 \pm 0.001 a2
	(g/ m ²)	0.01 \pm 0.00 b	0.04 \pm 0.01 b	0.02 \pm 0.00 b	0.11 \pm 0.02 a2	0.15 \pm 0.02 a2
Na (mg/g)		0.050 \pm 0.007 b1	0.092 \pm 0.013 a1	0.053 \pm 0.011 b1	0.112 \pm 0.006 a1	0.056 \pm 0.007 b1
	(g/ m ²)	0.74 \pm 0.08 cb1	1.36 \pm 0.11 b1	0.61 \pm 0.28 d1	2.72 \pm 0.12 a1	1.26 \pm 0.15 bc1
K (mg/g)		0.615 \pm 0.071 b2	1.216 \pm 0.103 b	1.151 \pm 0.079 b2	1.198 \pm 0.199 b2	2.156 \pm 0.256 a2
	(g/ m ²)	9.19 \pm 0.83 c	18.53 \pm 2.83 bc	11.33 \pm 3.63 c	29.08 \pm 5.01 b2	48.36 \pm 5.68 a1
Mg (mg/g)		0.037 \pm 0.005 c2	0.101 \pm 0.014 bc2	0.114 \pm 0.027 b2	0.147 \pm 0.017 ab2	0.195 \pm 0.016 ab2
	(g/ m ²)	0.56 \pm 0.08 b	1.53 \pm 0.25 b	0.99 \pm 0.28 b	3.57 \pm 0.42 a	4.38 \pm 0.32 a2

Las letras diferentes representan diferencia significativas $p < 0.05$ entre sitios (en una mismo almacén). En números diferentes representan diferencia significativas $p < 0.05$ entre profundidades del suelo bajo un mismo bosque.

Cuadro 7. Media \pm EE de C, N, P total, N-NH₄ y P soluble, N total:N soluble, P total:P soluble, C:N, C:P y N:P total y N:P soluble del suelo superficial (0-2.5 y 2.6-10 cm) en un bosque referencia (BR) y en bosques que han sido aprovechados bajo el sistema de corta regeneración (CR) hace 1 y 8 años y en bosques que han sido sometidos a quema prescrita (Q) hace 1y 8 años.

Año	Sitios	1			8	
		BR	CR	Q	CR	Q
<i>0-2.5 cm</i>						
C tot (mg/g)	148.378 \pm 10.254 b1	207.384 \pm 6.029 a1	98.753 \pm 1.073 c1	89.813 \pm 14.565 c1	74.915 \pm 9.972 c1	
(g/ m ²)	1351.18 \pm 80.52 a	1356.38 \pm 73.18 a1	640.36 \pm 144.71 b2	897.47 \pm 204.99 ab1	820.14 \pm 88.87 b1	
N tot (mg/g)	5.040 \pm 0.219 b	7.812 \pm 1.179 ab1	9.121 \pm 1.840 a1	4.160 \pm 0.415 b1	4.955 \pm 0.334 b1	
(g/ m ²)	46.86 \pm 6.64 2	50.13 \pm 3.94 2	53.23 \pm 2.71 1	40.00 \pm 5.56	54.24 \pm 0.82 1	
N-NH ₄ (mg/g)	0.020 \pm 0.003 b	0.034 \pm 0.003 a1	0.047 \pm 0.022 a1	0.019 \pm 0.002 b1	0.009 \pm 0.002 b	
(g/ m ²)	0.19 \pm 0.04	0.22 \pm 0.02	0.29 \pm 0.14 1	0.18 \pm 0.02 1	0.10 \pm 0.01	
N tot:N-NH ₄	265.05 \pm 37.97 b2	231.53 \pm 33.20 b2	314.09 \pm 156.62 ab	224.13 \pm 9.94 b2	596.90 \pm 82.66 a2	
Amonifi- (mg/g)	0.065 \pm 0.008 b1	0.146 \pm 0.015 a1	0.062 \pm 0.006 b1	0.143 \pm 0.022 a1	0.103 \pm 0.006 ab1	
cación (g/ m ²)	0.61 \pm 0.10 c1	0.94 \pm 0.003 b1	0.41 \pm 0.12 d1	1.33 \pm 0.007 a1	1.13 \pm 0.003 ab1	
P tot (mg/g)	0.684 \pm 0.045 a2	0.983 \pm 0.178 a1	1.204 \pm 0.255 a1	0.383 \pm 0.093 b	0.350 \pm 0.034 b	
(g/ m ²)	6.35 \pm 0.92 ab2	6.28 \pm 0.65 ab2	7.02 \pm 0.35 a1	3.69 \pm 1.07 b2	3.83 \pm 0.24 b2	
P aprov (mg/g)	0.010 \pm 0.002 b1	0.022 \pm 0.001 a1	0.013 \pm 0.001 b1	0.009 \pm 0.001 b1	0.011 \pm 0.001 b1	
(g/ m ²)	0.09 \pm 0.03	0.14 \pm 0.01 1	0.08 \pm 0.01	0.08 \pm 0.01	0.12 \pm 0.02	
P tot:P aprov	73.73 \pm 9.90 ab2	45.77 \pm 8.24 b2	91.57 \pm 17.62 a	44.20 \pm 9.97 b2	34.20 \pm 5.06 b2	
C:N	29.73 \pm 3.21 a1	27.68 \pm 3.56 a1	12.16 \pm 3.01 b	22.10 \pm 4.01 ab1	15.08 \pm 1.45 b1	
C:P tot	221.44 \pm 30.79 ab1	223.32 \pm 31.69 ab1	91.93 \pm 21.41 b2	293.23 \pm 108.08 a1	217.78 \pm 30.13 ab1	
N:P tot	7.41 \pm 0.33 b1	8.03 \pm 0.27 b	7.59 \pm 0.27 b	12.53 \pm 3.36 ab1	14.31 \pm 0.97 a1	
N-NH ₄ :P aprov	2.12 \pm 0.33	1.58 \pm 0.10	3.42 \pm 1.47	2.15 \pm 0.09 1	0.85 \pm 0.16	
<i>2.5 – 10 cm</i>						
C tot (mg/g)	79.418 \pm 5.679ab2	62.584 \pm 10.938 b2	87.500 \pm 5.694 a2	28.114 \pm 1.003 c2	32.460 \pm 2.867 c2	
(g/ m ²)	1189.30 \pm 55.83 a	925.33 \pm 120.72 ab2	876.07 \pm 276.54 ab1	683.05 \pm 35.51 b2	726.83 \pm 55.23 b2	
N tot (mg/g)	5.204 \pm 0.301 a	4.748 \pm 0.455 a2	3.008 \pm 0.619 b2	1.383 \pm 0.239 c2	1.511 \pm 0.233 bc2	
(g/ m ²)	78.16 \pm 4.46 a1	70.62 \pm 3.58 a1	29.17 \pm 9.06 b2	33.65 \pm 6.17 b	33.81 \pm 4.86 b2	
N-NH ₄ (mg/g)	0.008 \pm 0.001 a	0.0007 \pm 0.000 a2	0.007 \pm 0.002 a2	0.002 \pm 0.000 b2	0.002 \pm 0.001 b	
(g/ m ²)	0.11 \pm 0.01 a	0.11 \pm 0.00 ab	0.07 \pm 0.03 abc2	0.05 \pm 0.01bc2	0.04 \pm 0.01 c1	

.....Continuación cuadro 7....

Año	1			8	
	Sitios	BR	CR	Q	CR
N tot:N-NH ₄	709.68 ± 98.51 ab1	658.49 ± 40.73 ab1	426.77 ± 58.78 b	733.66 ± 129.92 ab1	1115.03 ± 308.49 a1
Amonificación (mg/g)	0.023 ± 0.005 a2	0.019 ± 0.005 a2	0.002 ± 0.003 b2	0.018 ± 0.002 a2	0.023 ± 0.004 a2
(g/ m ²)	0.34 ± 0.06 a2	0.28 ± 0.06 a2	0.01 ± 0.04 b2	0.43 ± 0.06 a2	0.52 ± 0.09 a2
P tot (mg/g)	1.139 ± 0.038 a1	0.621 ± 0.050 b2	0.451 ± 0.072 b2	0.426 ± 0.080 b	0.434 ± 0.073 b
(g/ m ²)	17.13 ± 0.72 a1	9.27 ± 0.47 b1	4.12 ± 1.01 c2	10.20 ± 1.58 b1	9.76 ± 1.65 b1
P aprov (mg/g)	0.005 ± 0.001 2	0.004 ± 0.001 2	0.004 ± 0.002 2	0.004 ± 0.001 2	0.007 ± 0.002 2
(g/ m ²)	0.07 ± 0.01 ab	0.05 ± 0.01 ab2	0.03 ± 0.01 b1	0.09 ± 0.02 ab	0.13 ± 0.04 a
P tot:P aprov	261.16 ± 40.39 a1	216.85 ± 46.04 ab1	124.83 ± 36.03 bc	126.14 ± 26.17 bc1	80.86 ± 8.22 c1
C:N	15.40 ± 1.47 b2	12.99 ± 1.02 b2	32.03 ± 6.51 a	21.49 ± 2.99 ab2	22.00 ± 2.00 ab1
C:P tot	69.97 ± 5.81 b2	99.12 ± 8.90 b2	204.28 ± 30.03 a1	71.59 ± 13.58 b2	79.47 ± 15.43 b2
N:P tot	4.56 ± 0.12 bc2	7.62 ± 0.18 a	6.68 ± 0.94 ab	3.53 ± 0.95 c2	3.76 ± 1.01 c2
N-NH ₄ :P aprov	1.77 ± 0.37 ab	2.57 ± 0.62 a	2.14 ± 0.80 ab	0.61 ± 0.15 b2	0.36 ± 0.15 b

Las letras diferentes representan diferencia significativas $p < 0.05$ entre sitios (en una mismo almacén). En números diferentes representan diferencia significativas $p < 0.05$ entre profundidades del suelo bajo un mismo bosque.

Cuadro 8. Listado de las especies, mostrando la densidad absoluta en el bosque templado de pino-encino en la Sierra Norte de Oaxaca, municipio de Ixtlán de Juárez, Oaxaca. Los tratamientos de corta-regeneración (CR) y quema (Q) en 1 y 8 años, respectivamente.

	BR	CR1	Q1	CR8	Q8	Total
<i>ERICACEAE</i>						
<i>Arbutus xalapensis</i>	12	--	--	1	8	21
<i>PINACEAE</i>						
<i>Pinus ayacahuite</i>	2	--	--	--	--	2
<i>Pinus leiophylla</i>	--	--	--	19	2	21
<i>Pinus oaxacana</i>	--	--	--	47	51	98
<i>Pinus patula</i>	--	--	163	1	38	202
<i>Pinus pseudostrobus</i>	--	13	53	--	--	66
<i>Pinus teocote</i>	6	--	--	--	--	6
<i>FAGACEAE</i>						
<i>Quercus laurina</i>	15	--	--	--	--	15
<i>Quercus rugosa</i>	31	27	--	12	2	72
Totales	66	40	216	80	101	503

Cuadro 9. Coeficiente de similitud florística de Sørensen entre los cinco sitios estudiados. BR, bosque referencia, CR1 y CR8, Corta-regeneración 1 y 8 años, Q1 y Q8, Quema 1 y 8 años.

Sitios	BR	CR1	Q1	CR8
BR	--	--	--	--
CR1	28.6	--	--	--
Q1	0.0	50.0	--	--
CR8	40.0	28.6	28.6	--
Q8	40.0	28.6	28.6	100.0

Cuadro 10. Atributos estructurales de los brinzales del BR (Bosque Referencia) y los tratamientos de CR1 y 8 años (Corta Regeneración de 1 y 8 años) y Q1 y 8 años (Quema de 1 y 8 años), se muestran todas las especies encontradas con su respectivo Valor de Importancia Relativa (VIR); la columna P es la posición estructural que ocupa la especie en cada uno de los sitios de muestreo de acuerdo a su VIR; D = densidad (tallos/ha); AB = área basal (cm²/ha); F = Frecuencia; seguido por sus respectivos valores relativos (DR, ABR y FR).

Especie	BR								CR1 año								Q 1 año							
	D	DR	AB	ABR	F	FR	VIR	P	D	DR	AB	ABR	F	FR	VIR	P	D	DR	AB	ABR	F	FR	VIR	P
<i>A. xalapensis</i>	4800 (2190.9)	18.2	2204.5 (716.4)	49.7	5	35.7	34.5	1	10800 (1746.4)	67.5	5.3 (4.6)	96.7	4	66.7	77.0	1	--	--	--	--	--	--	--	--
<i>Q. rugosa</i>	12400 (3834.1)	47.0	1286.4 (486.1)	29.0	2	14.2	30.1	2	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
<i>Q. laurina</i>	6000 (4472.1)	22.7	870.6 (658.7)	19.6	4	28.6	23.6	3	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
<i>P. teocote</i>	2400 (1303.8)	9.1	18.2 (12.9)	0.4	2	14.3	7.9	4	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
<i>P. ayacahuite</i>	800 (894.4)	3.0	52.8 (39.2)	1.2	1	3.8	2.1	5	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
<i>P. oaxacana</i>	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
<i>P. patula</i>	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	65200 (6363.9)	75.5	0.05 (0.006)	57.4	5	55.6	62.8	1
<i>P. pseudostrobus</i>	--	--	--	--	--	--	--	--	5200 (1622.7)	32.5	0.18 (12.2)	3.3	2	33.3	23.0	2	21200 (2121.3)	24.5	0.04 (0.01)	42.6	4	44.4	37.2	2
<i>P. leiophylla</i>	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
Total	26400 (7120.4)	--	4432.5 (1913.3)	--	14	--	--	--	16000 (912.8)	--	5.5 (4.8)	--	6	--	--	--	86400 (13227.1)	--	0.09 (0.01)	--	9	--	--	--

Los valores entre paréntesis, indican la desviación estándar.

.....Continuación del cuadro 10 ...

Especie	CR 8 años								Q 8 años							
	D	DR	AB	ABR	F	FR	VIR	P	D	DR	AB	ABR	F	FR	VIR	P
<i>A. xalapensis</i>	400 (447.2)	1.3	0.23 (0.25)	21.5	2	11.8	11.5	4	3200 (1516.6)	7.9	136.5 (120.3)	66.2	5	27.8	34.0	1
<i>Q. rugosa</i>	4800 (2792.9)	15.0	0.22 (0.10)	20.4	3	17.6	17.7	3	800 (547.7)	2.0	0.56 (0.63)	27.4	2	11.1	13.5	4
<i>Q. laurina</i>	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
<i>P. teocote</i>	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
<i>P. ayacahuite</i>	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
<i>P. oaxacana</i>	18800 (4827.0)	58.8	0.29 (0.28)	17.5	5	29.4	38.3	1	20400 (5630.3)	50.5	0.10 (0.07)	4.7	5	27.8	27.6	2
<i>P. patula</i>	400 (447.2)	1.3	0.018 (0.02)	1.7	2	11.8	4.9	5	15200 (6188.7)	37.6	0.33 (0.02)	1.6	5	27.8	22.3	3
<i>P. pseudostrobus</i>	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--	--
<i>P. leiophyla</i>	7600 (1923.5)	23.8	0.31 (0.27)	27.2	5	29.4	27.6	2	800 (547.7)	2.0	0.003 (0.003)	0.1	1	5.6	2.6	5
Total	32000 (4301.1)	--	105.4 (82.0)	--	17	--	--	--	86400 (13227.1)	--	0.09 (0.01)	--	18	--	--	--

Los valores entre paréntesis, indican la desviación estándar.

Cuadro 11. Valores de diversidad del BR y los diferentes sitios de muestreo CR1 y CR8 (Corta Regeneración de 1 y 8 años), Q1 y Q8 (Quema de 1 y 8 años).

	BM	CR1	Q1	CR8	Q8
Diversidad					
Riqueza de especies (S)	5	2	2	5	5
Individuos (N)	66	40	216	80	101
Shannon (H')	1.33	0.63	0.56	1.05	1.07
Uniformidad (E)	0.82	0.91	0.80	0.65	0.66

Cuadro 12. Efectos del fuego en el piso forestal, suelo y regeneración del bosque en los sitios de estudio

	Piso Forestal	Suelo	Regeneración del Bosque
Masa	-		
Densidad		SC 0-2.5 cm + 2.5-10 cm	
pH	+ 8 años	SC 1 año	+ 8 años
CIC	+	+	
Cationes	+	-	
Carbono	-	-	
Nitrógeno	- mantillo + Capa de ferm.	+ 0-2.5 cm - 2.5-10 cm	
N-NH ₄	+	+	
Fósforo	SC	+1 año - 8 años	
P aprovechable	SC	+	
Amonificación	SC	+	
Riqueza de especies			-
Diversidad			-

SC, sin cambios, -, pérdidas y + ganancias con respecto al BR.

Concentración de nutrientes en el mantillo y capa de fermentación:

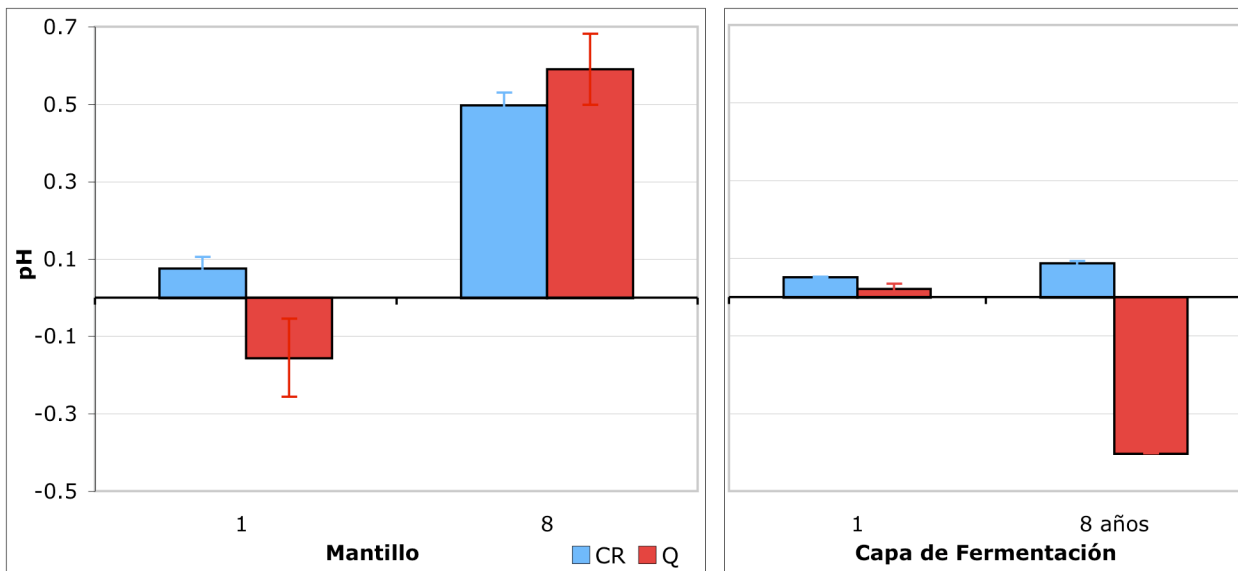


Figura 8. Estas gráficas representa las diferencias entre el pH presente en el mantillo y capa de fermentación, de los diferentes tratamientos (CR, Corta regeneración y Q, quema) a 1 y 8 años a partir del evento, con respecto al BR (bosque referencia). La línea sobre 0 representa el valor del BR (4.4 y 4.0) mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

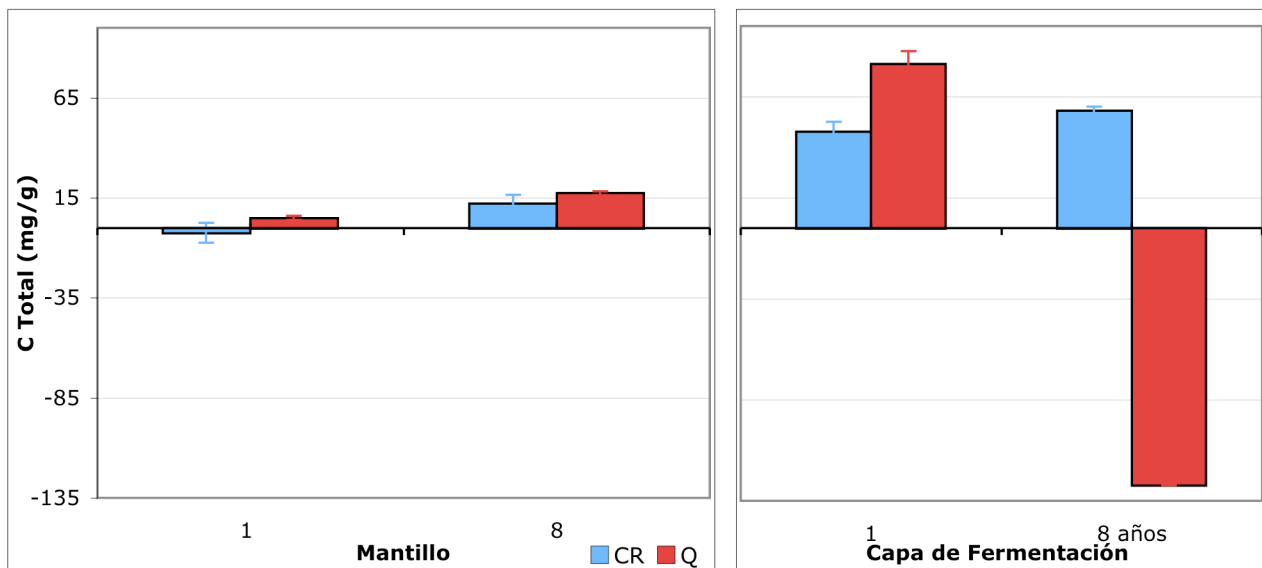


Figura 9. Estas figuras representan las diferencias entre la concentración total de C, en el mantillo y capa de fermentación de los distintos tratamientos (CR y Q, quema) a 1 y 8 años a partir del evento, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (347.583 y 270.360 mg/g, mantillo y capa de fermentación, respectivamente).

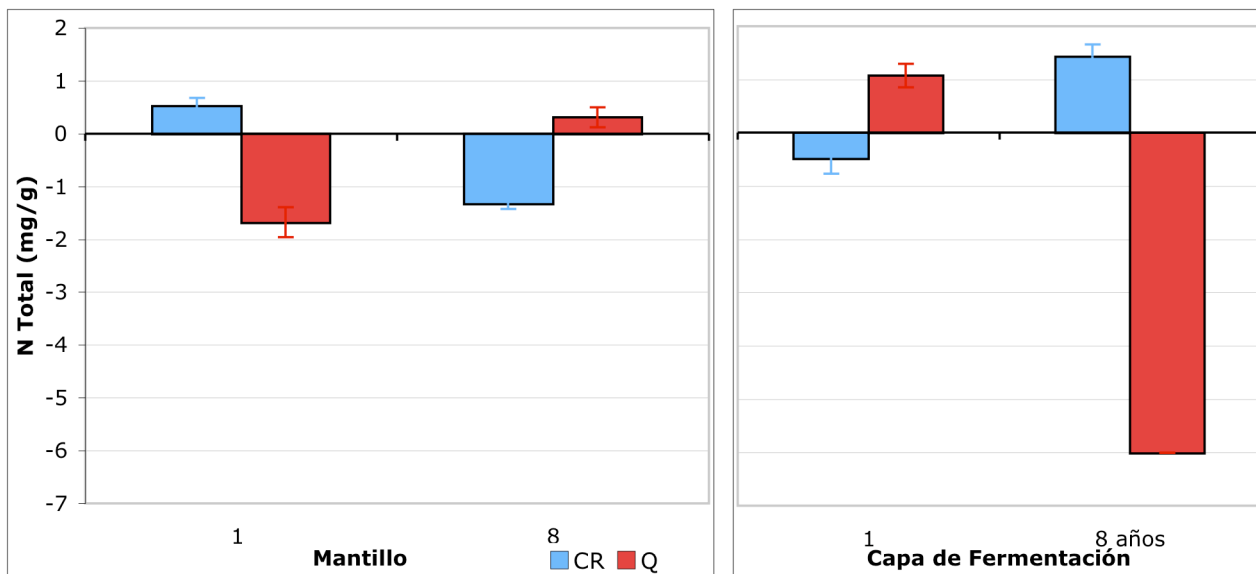


Figura 10. Estas gráficas representa las diferencias entre el **N total** en el mantillo y capa de fermentación de los tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años a partir del evento, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del bosque BR (4.93 y 6.00 mg/g), mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

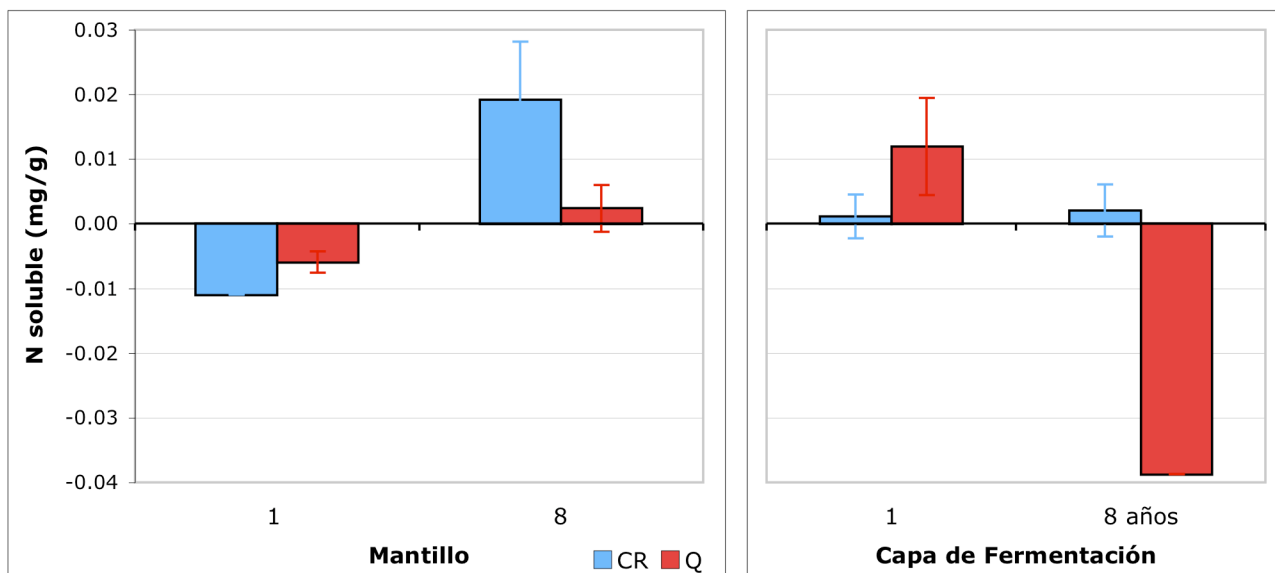


Figura 11. Estas gráficas representan las diferencias entre la concentración de **N soluble** en el mantillo y capa de fermentación de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años a partir del evento, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (0.027 y 0.039 mg/g), mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

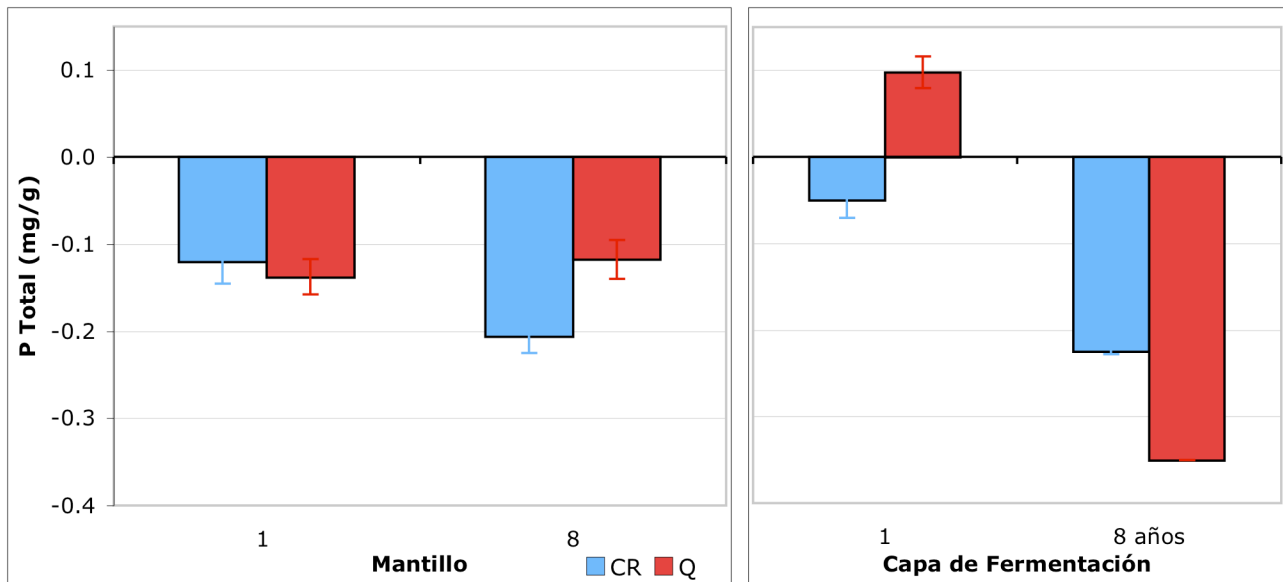


Figura 12. Estas gráficas representan las diferencias entre el **P total** en el mantillo y capa de fermentación de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años a partir del evento, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (0.463 y 0.350 mg/g), mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

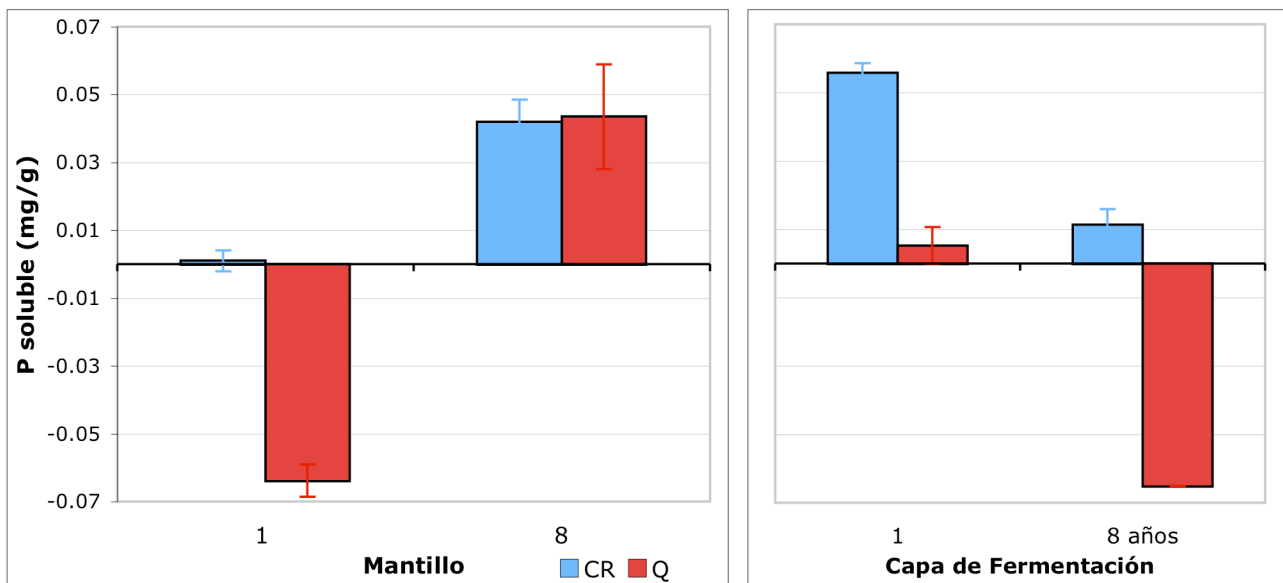


Figura 13. Estas gráficas representan las diferencias entre la concentración de **P soluble** en el mantillo y capa de fermentación de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años a partir del evento, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (0.119 y 0.065 mg/g), mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

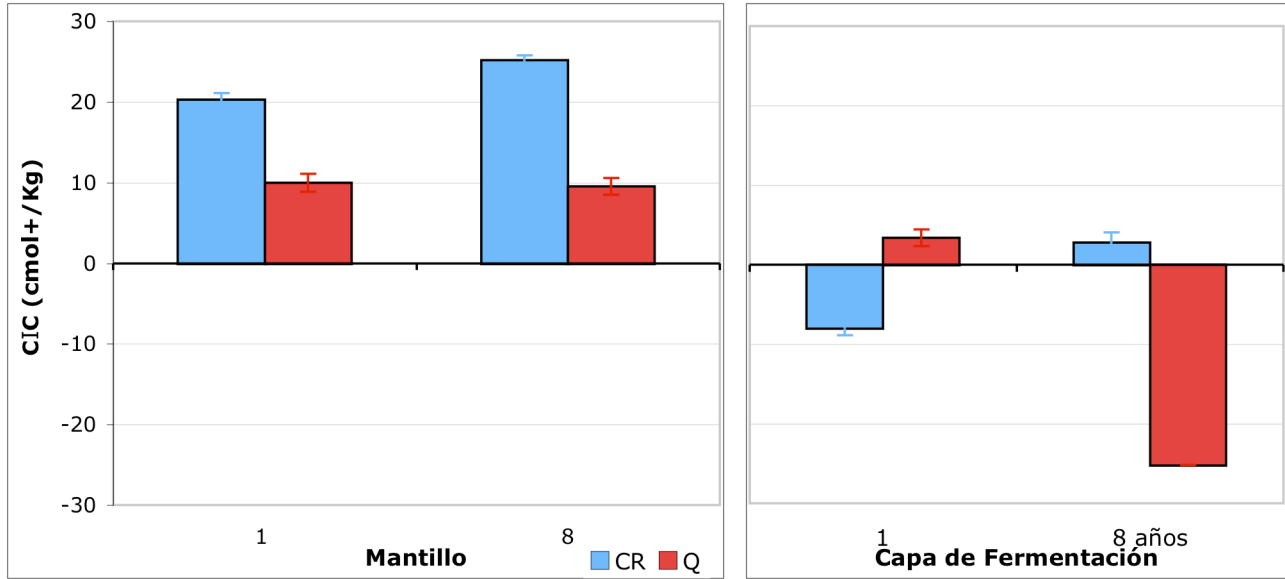
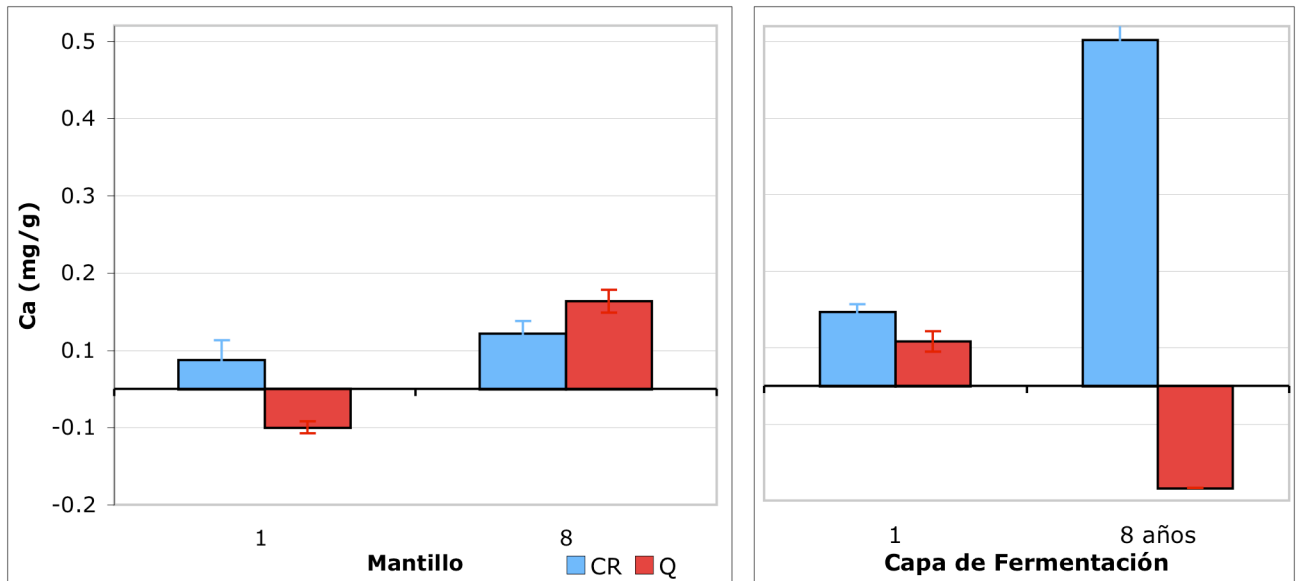


Figura 14. Estas gráficas representa las diferencias entre la **Capacidad de intercambio catiónico (CIC)** en el mantillo y capa de fermentación de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años a partir del evento, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (10.87 y 25.16 cmol+/Kg) mantillo y capa de fermentación, respectivamente.



Gráfica 15. Esta gráfica representa las diferencias entre la concentración de **Ca** en el mantillo y capa de fermentación de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años a partir del evento, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del, BR (0.181 y 0.134 mg/g), mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

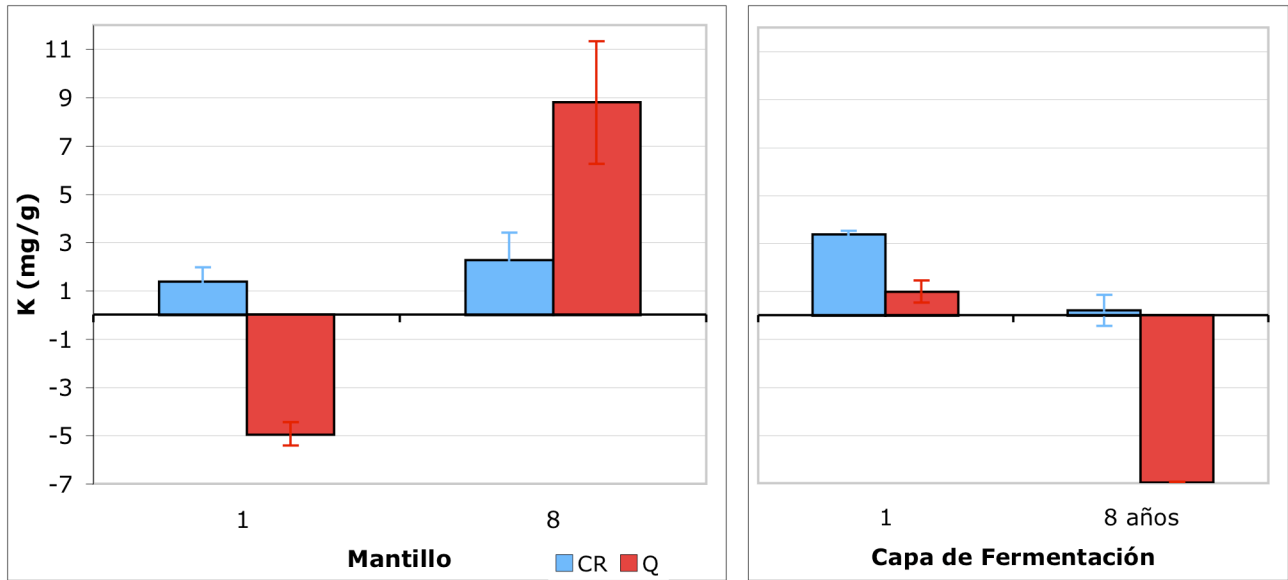


Figura 16. Esta gráfica representa las diferencias entre la concentración de **K** en el mantillo y capa de fermentación de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años a partir del evento, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (12.25 y 6.95 mg/g), mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

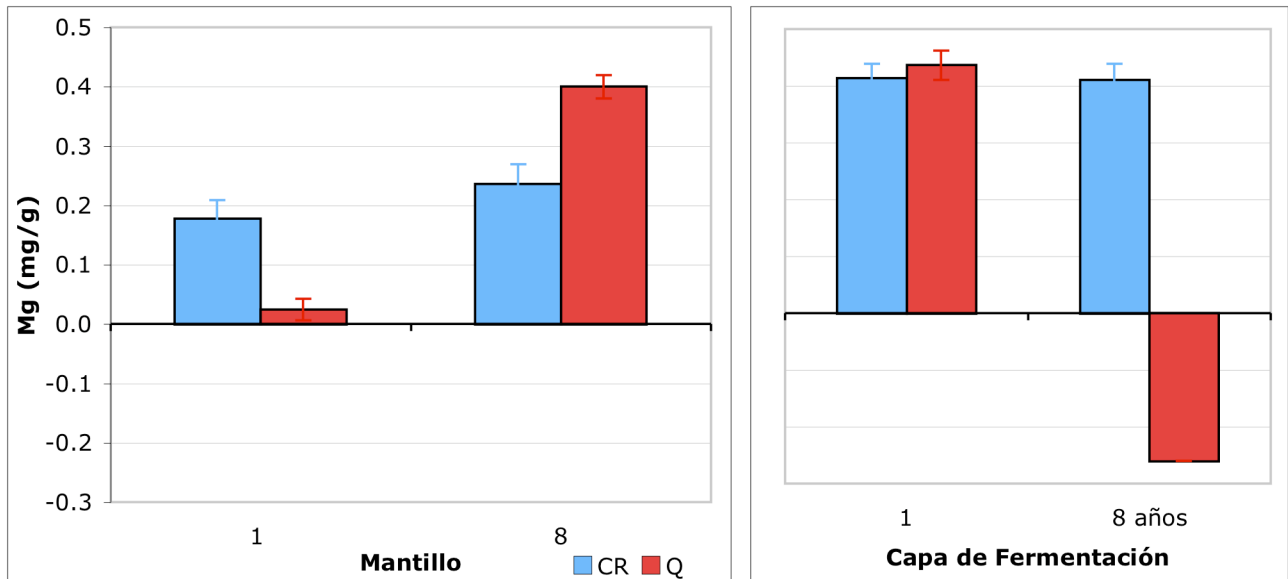


Figura 17. Esta gráfica representa las diferencias entre la concentración de **Mg** en el mantillo y capa de fermentación de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años a partir del evento, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (0.708 y 0.260 mg/g), mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

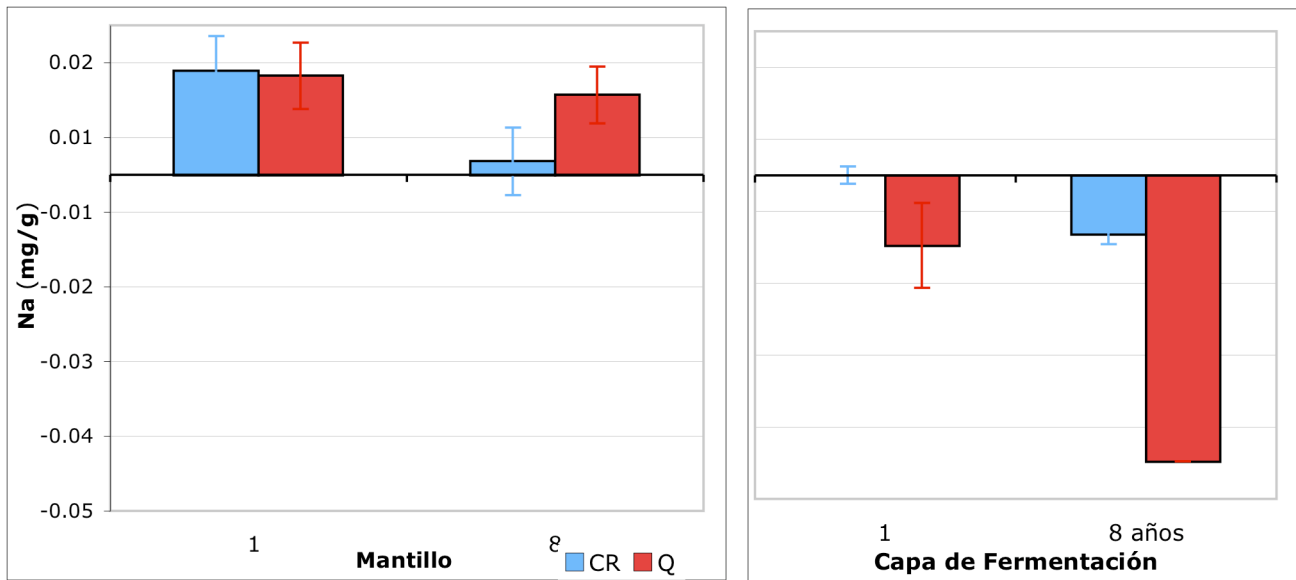


Figura 18. Esta gráfica representa las diferencias entre la concentración de Na en el mantillo y capa de fermentación de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años a partir del evento, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (0.036 y 0.040 mg/g), mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

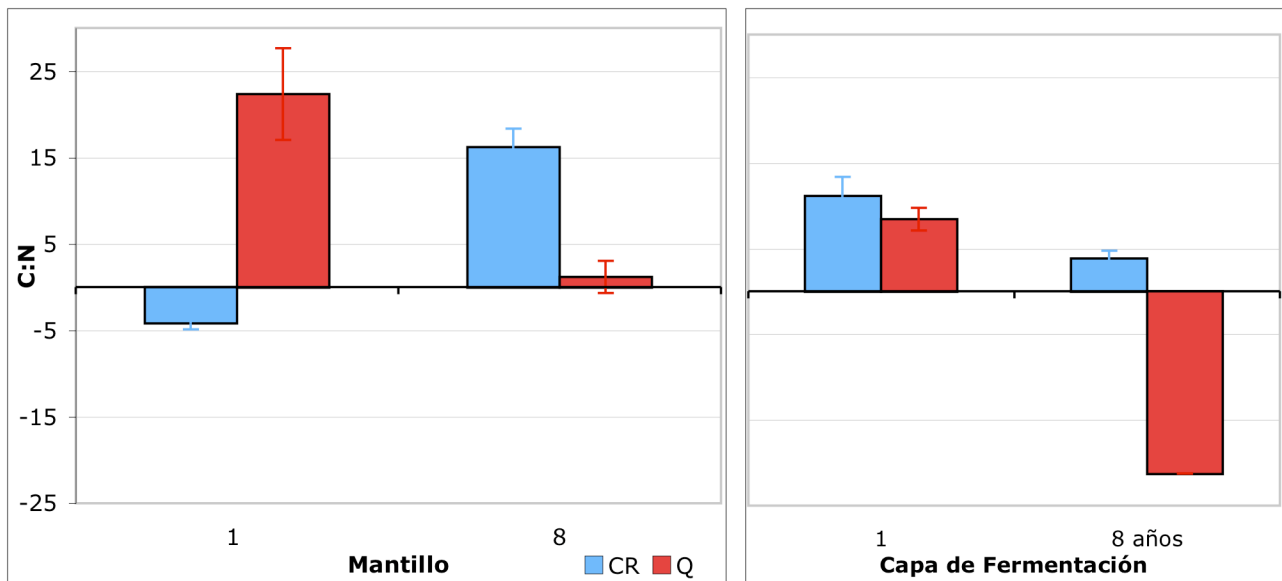


Figura 19. Estas gráficas, representan las diferencias entre la relación C:N total en el mantillo y capa de fermentación de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años a partir del evento, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (71.36 y 44.90), mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

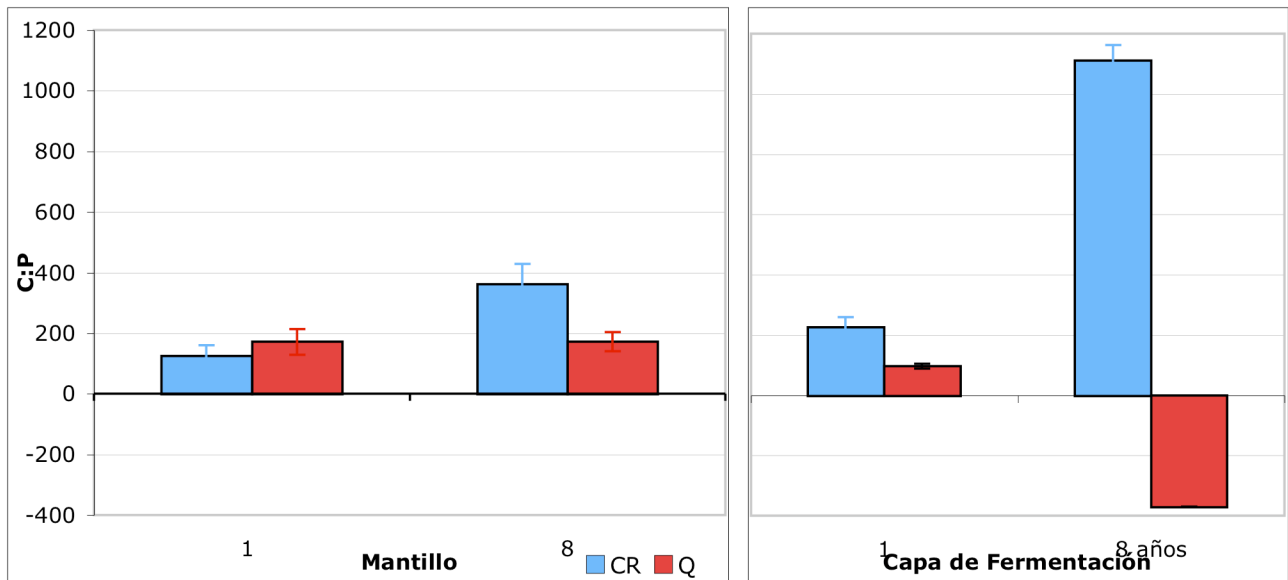


Figura 20. Estas gráficas representan las diferencias entre la relación **C:P** total en el mantillo y capa de fermentación de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años a partir del evento, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (785.02 y 783.02), mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

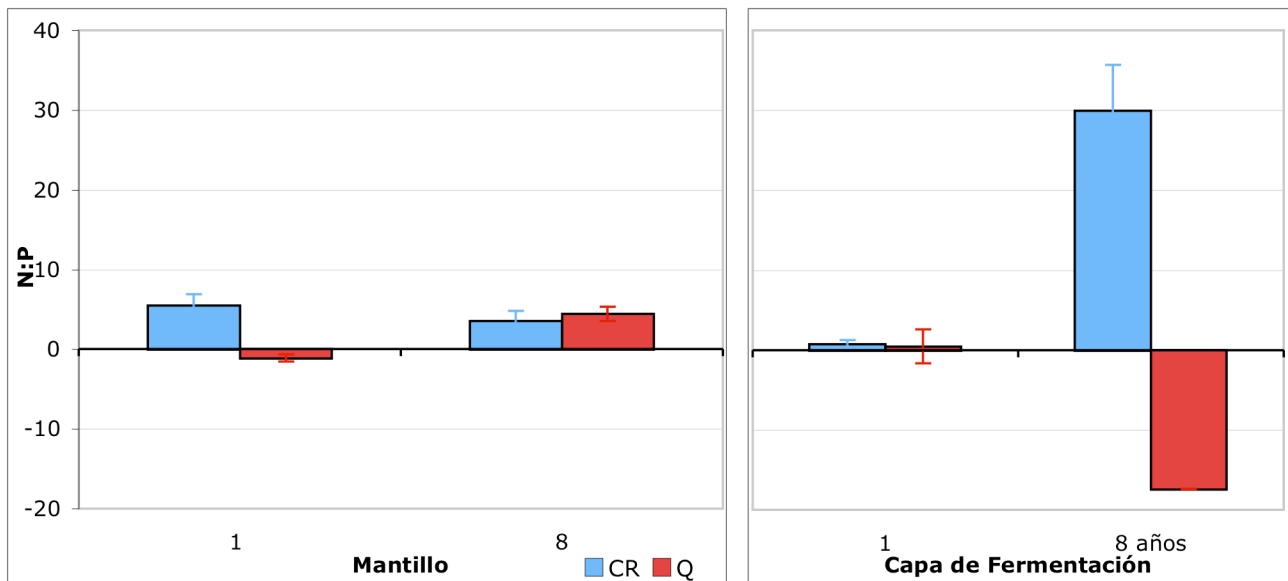


Figura 21. Estas gráficas representan las diferencias entre la relación **N:P** total en el mantillo y capa de fermentación de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años a partir del evento, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (11.02 y 17.42), mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

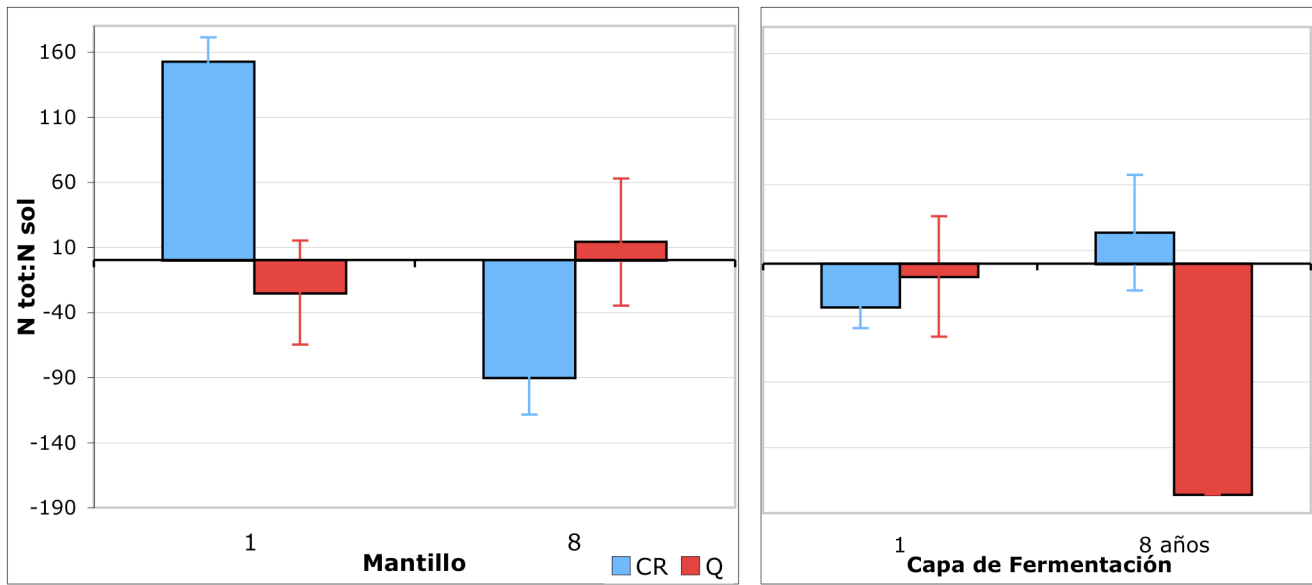


Figura 22. Estas gráficas representan las diferencias entre la relación **N Total:N soluble** en el mantillo y capa de fermentación de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años a partir del evento, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (187.72 y 175.47), mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

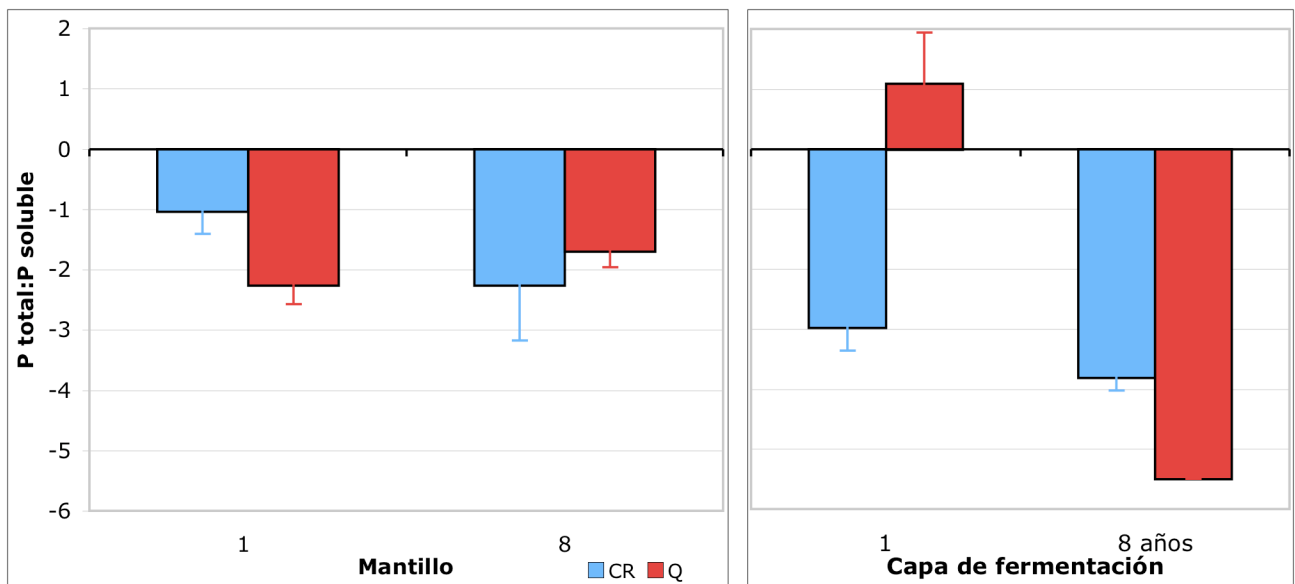


Figura 23. Estas gráficas representan las diferencias entre el **P total:P soluble** en el mantillo y capa de fermentación de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años a partir del evento, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (3.90 y 5.49), mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

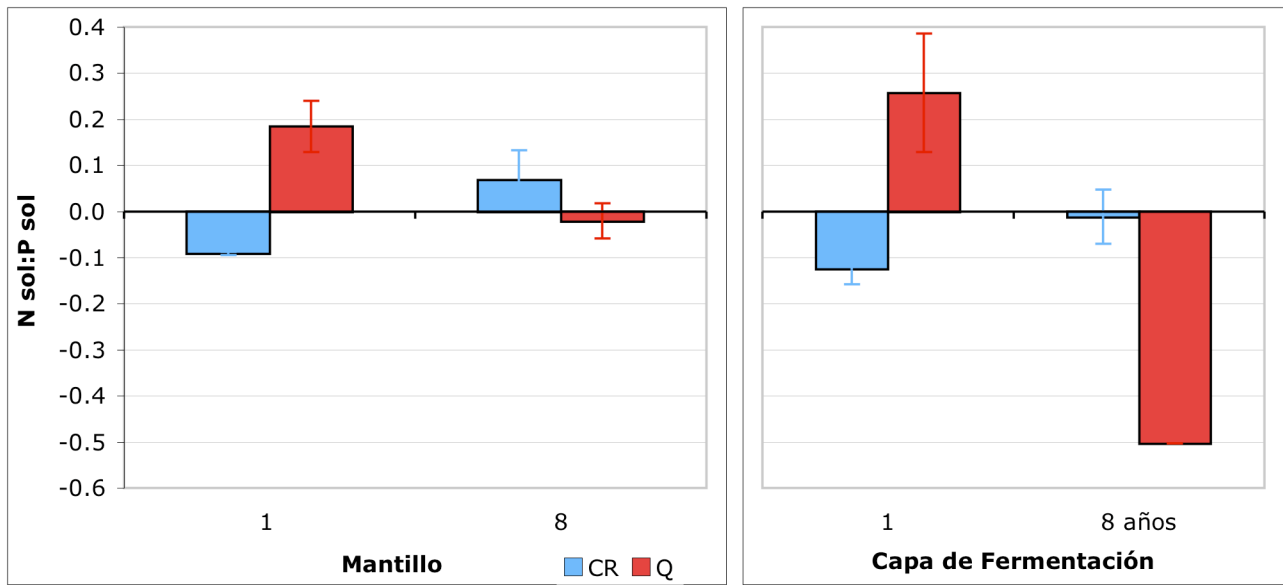


Figura 24. Esta gráfica representa las diferencias entre la concentración de **Nsoluble:P soluble** en el mantillo y capa de fermentación de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años a partir de su ejecución, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (0.23 y 0.50), mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

Concentración de nutrientes del suelo superficial (0-2.5 y 2.5-10 cm)

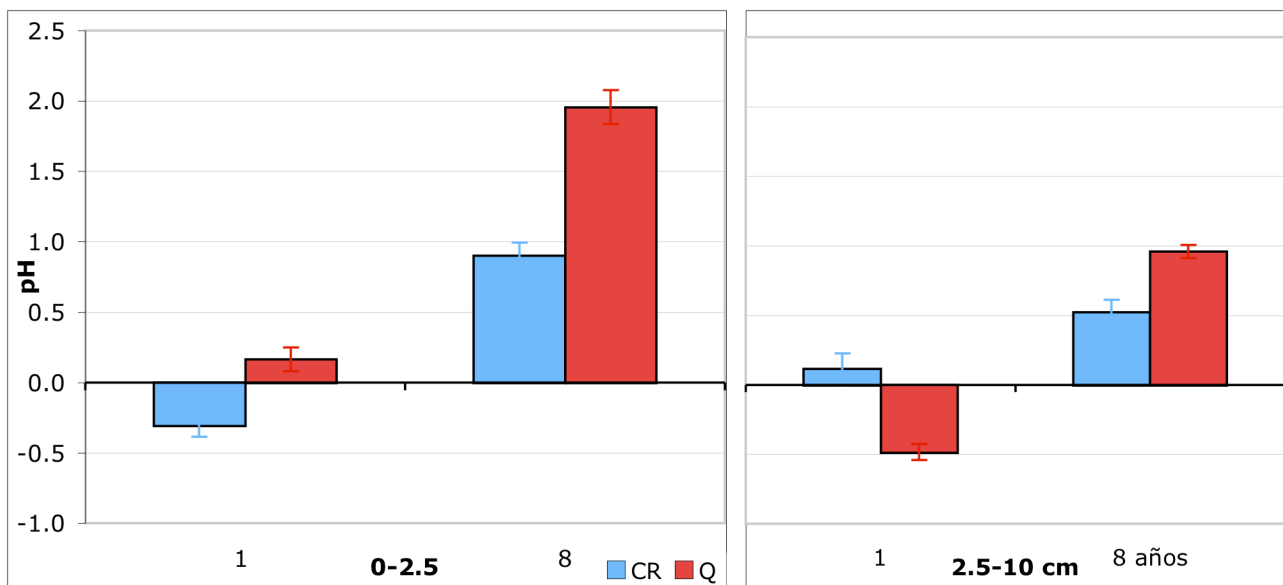


Figura 25: Estas gráficas representa las diferencias del **pH** presente en el suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años a partir del evento, con respecto al BR. La línea en 0, representa el valor del BR (4.1 suelo superficial y profundo).

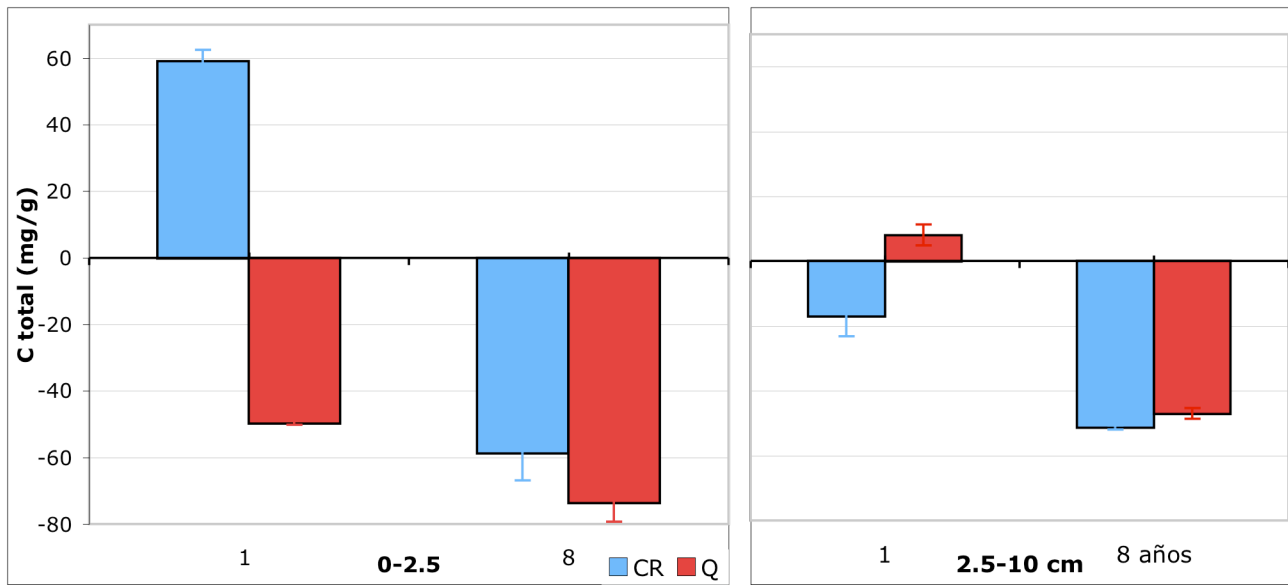


Figura 26. Estas gráficas representan las diferencias entre el **C total** presente en el suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años con respecto al BR. La línea en 0, representa el valor del BR (148.378 y 79.418 mg/g, suelo superficial y profundo, respectivamente).

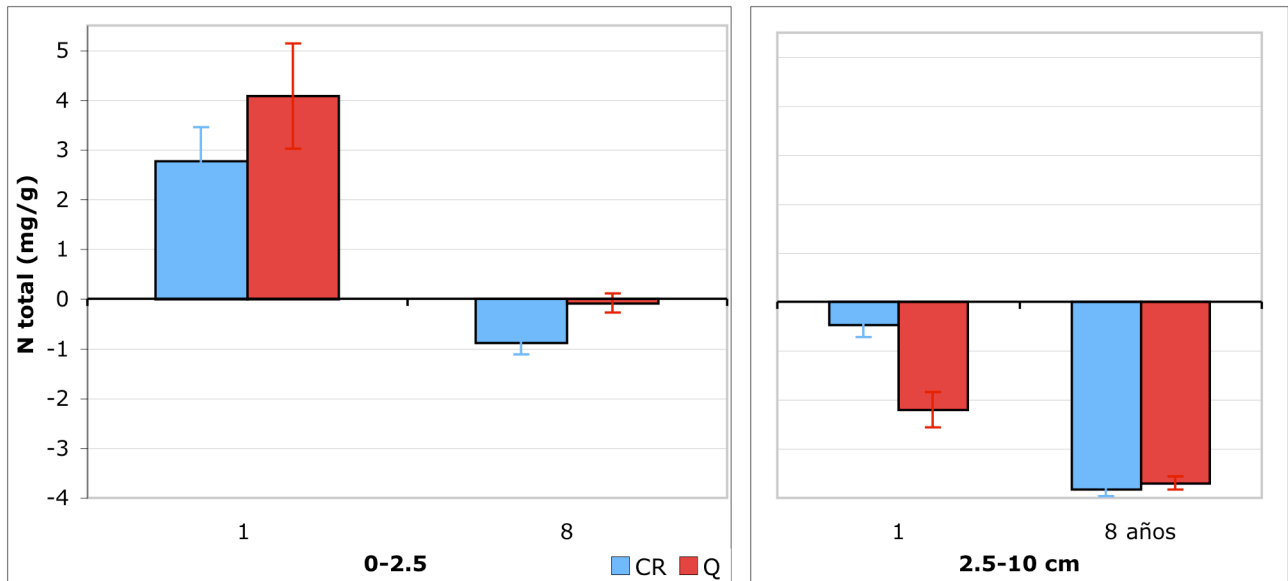


Figura 27. Esta gráfica representa las diferencias entre el **N total** presente en el suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años con respecto al BR. La línea en 0, representa el valor del BR (5.040 y 5.204 mg/g, suelo superficial y profundo, respectivamente).

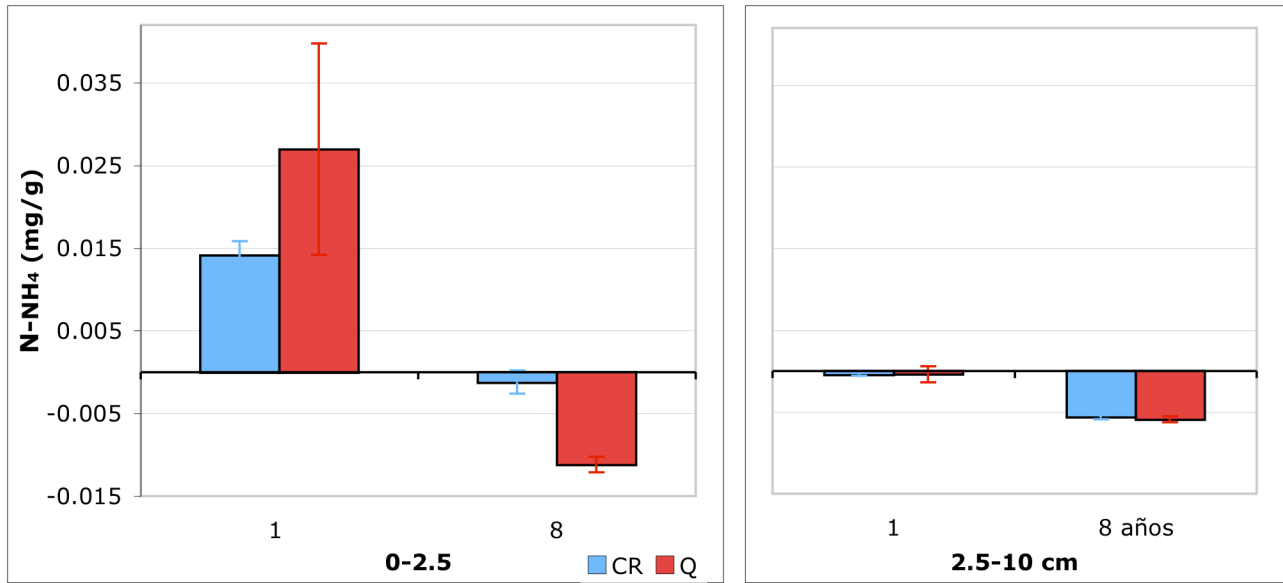


Figura 28. Estas gráficas representan las diferencias de la concentración de $N-NH_4$ presente en el suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR, (0.020 y 0.008 mg/g, suelo superficial y profundo, respectivamente).

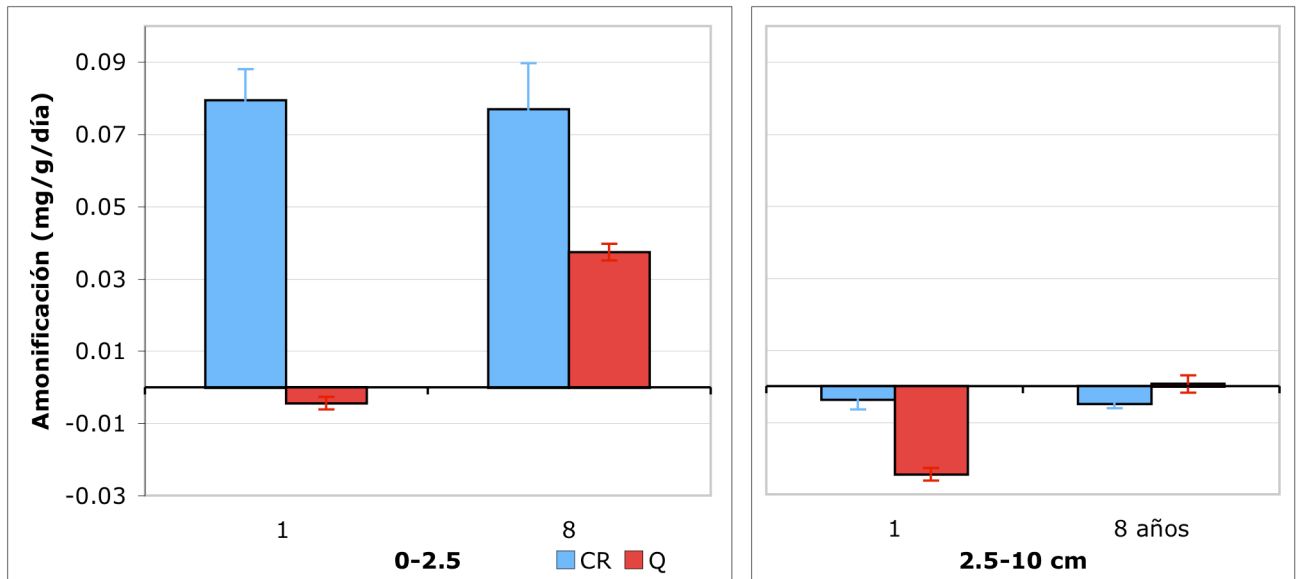


Figura 29. Estas gráficas representan las diferencias de la tasa de **amonificación** (concentración) presente en el suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR, (0.065 y 0.023 mg/g de suelo/día, suelo superficial y profundo, respectivamente).

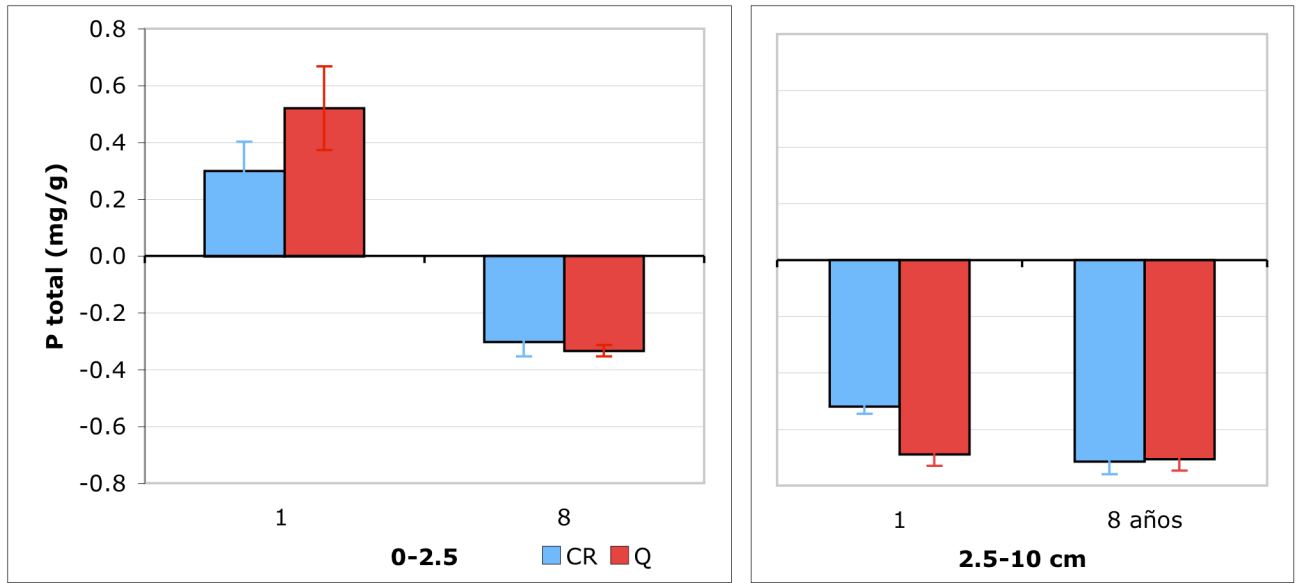


Figura 30. Esta gráfica representa las diferencias entre el **P total** presente en el suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años con respecto al BR. La línea en 0, representa el valor del BR (0.684 y 1.139 mg/g, suelo superficial y profundo, respectivamente).

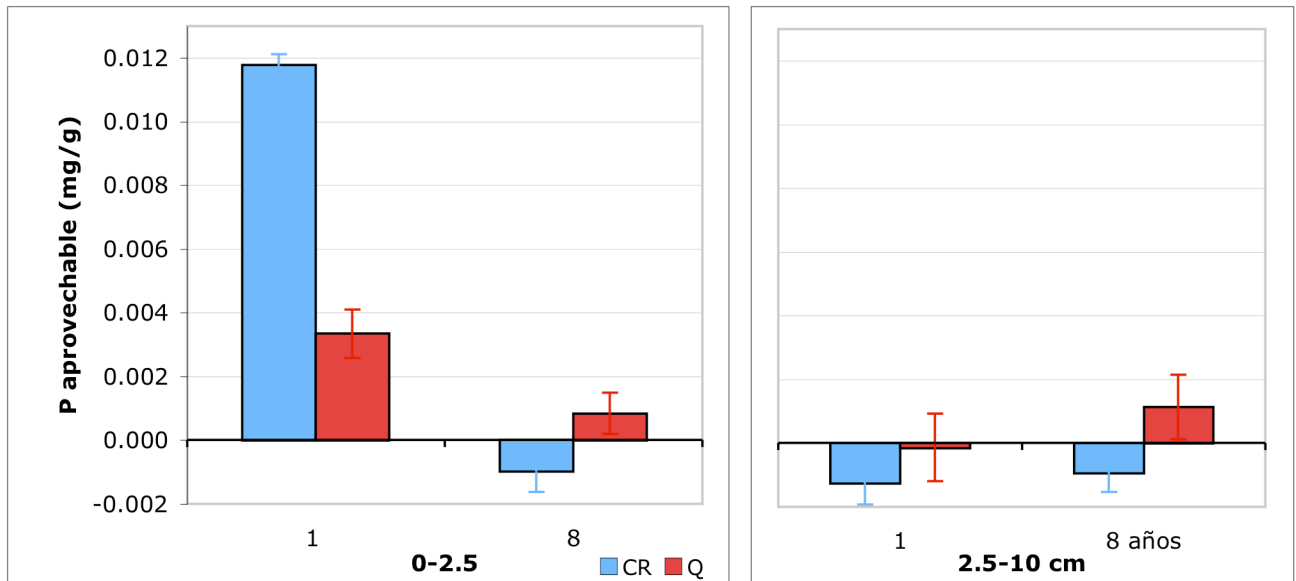


Figura 31. Estas gráficas representan las diferencias de la concentración de **P aprovechable** presente en el suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (0.010 y 0.005 mg/g), suelo superficial y profundo, respectivamente)

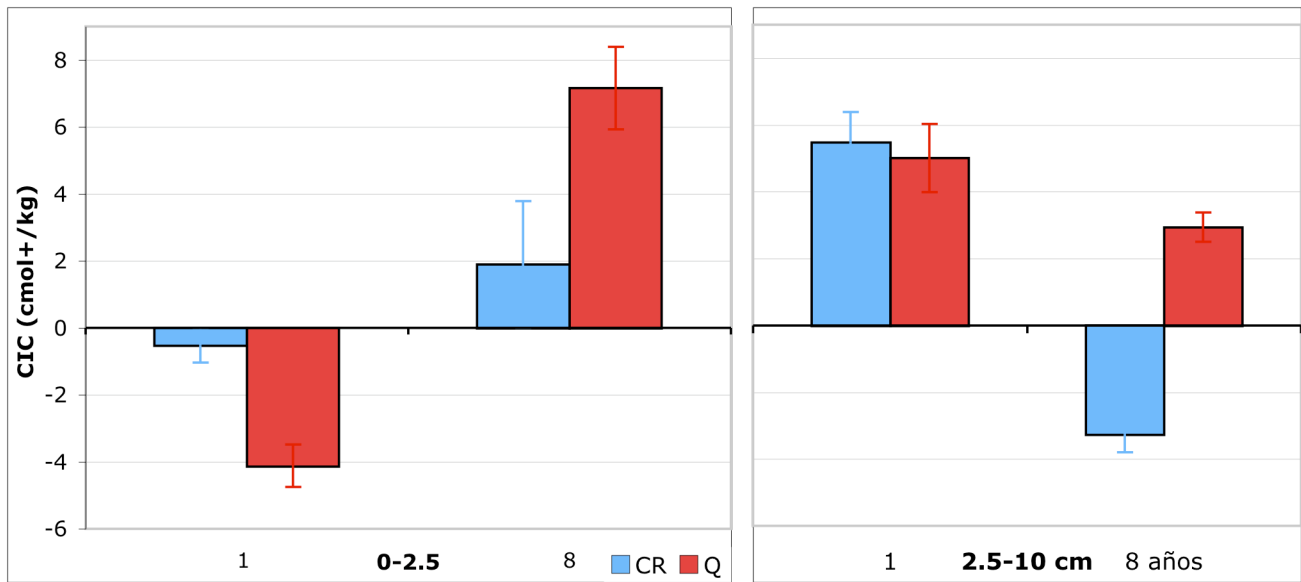


Figura 32. Estas gráficas representa las diferencias entre la **Capacidad de intercambio catiónico (CIC)** presente en el suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años a partir del evento, con respecto al BR. La línea en 0, representa el valor del BR (16.29 y 7.15 cmol+/Kg, suelo superficial y profundo, respectivamente).

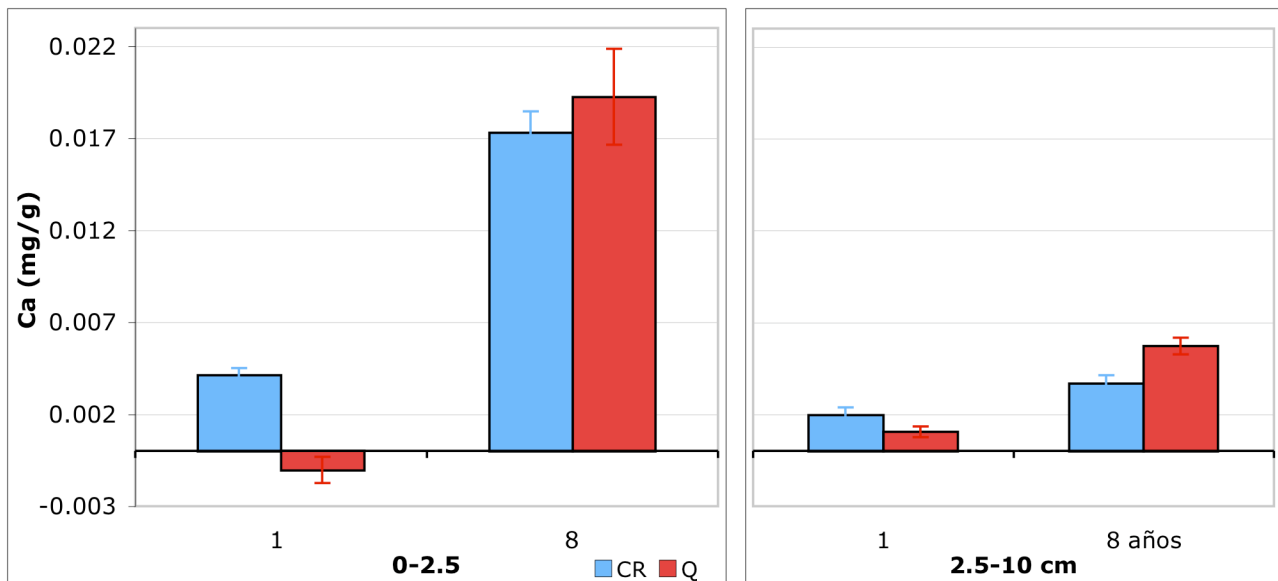


Figura 33. Estas gráficas representan las diferencias de la concentración de **Ca** presente en el suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años a partir del evento, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (0.004 y 0.001 mg/g suelo superficial y profundo, respectivamente).

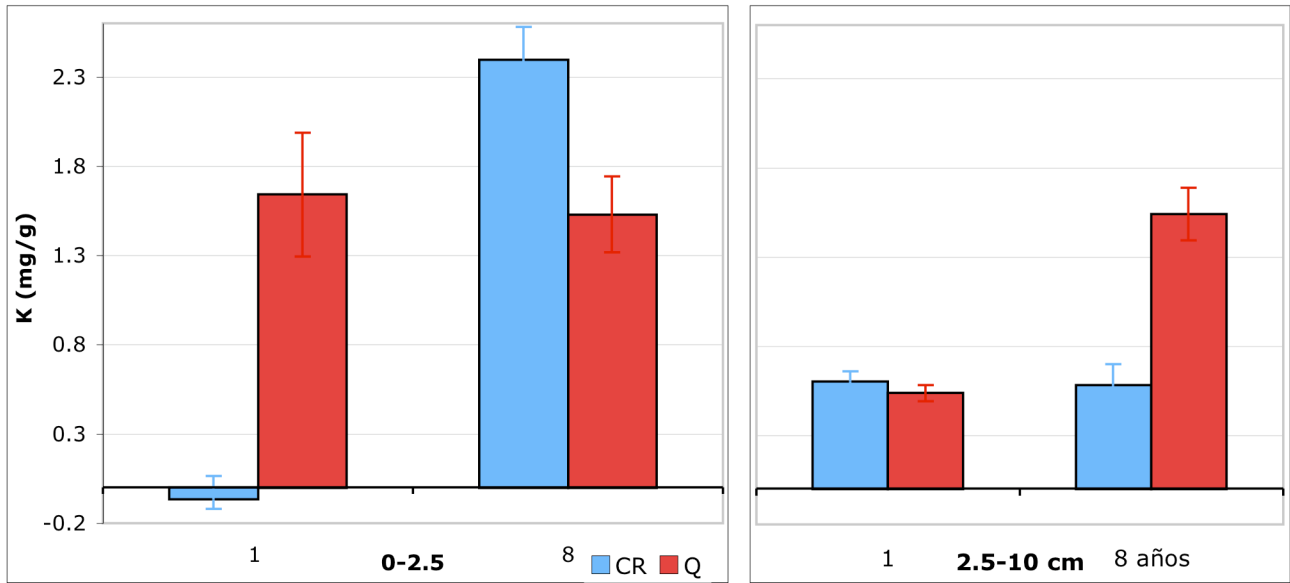


Figura 34. Estas gráficas representan las diferencias de la concentración de **K** presente en el suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR, (1.520 y 6.15 mg/g suelo superficial y profundo, respectivamente).

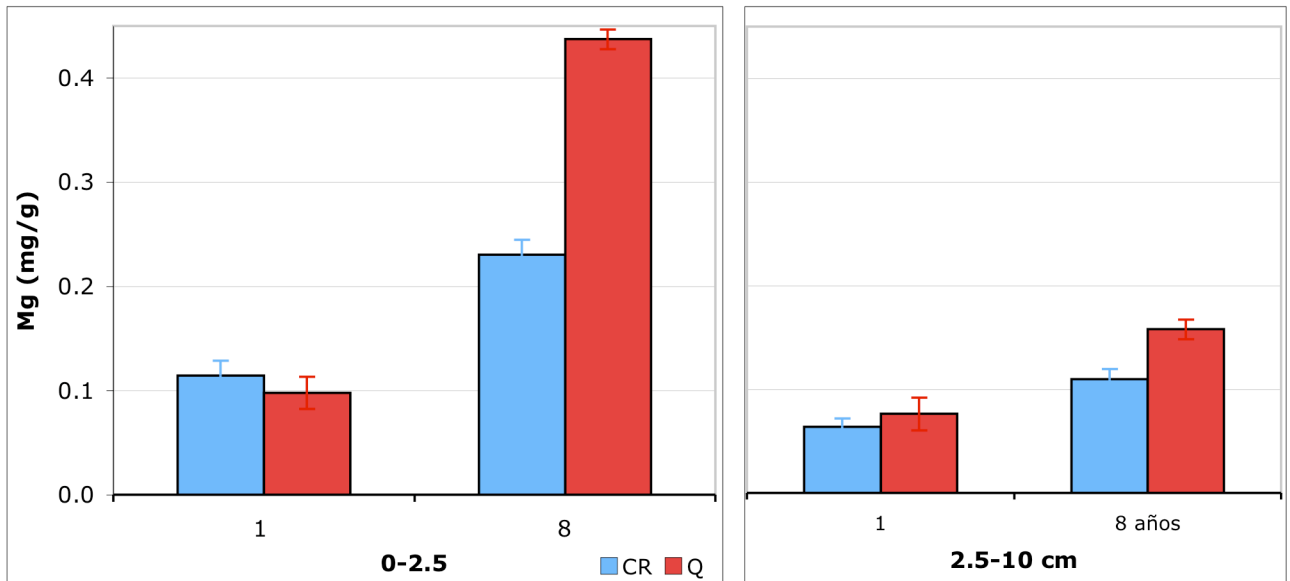


Figura 35. Estas gráficas representan las diferencias de la concentración de **Mg** presente en el suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años a partir, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (0.134 y 0.37 mg/g suelo superficial y profundo, respectivamente).

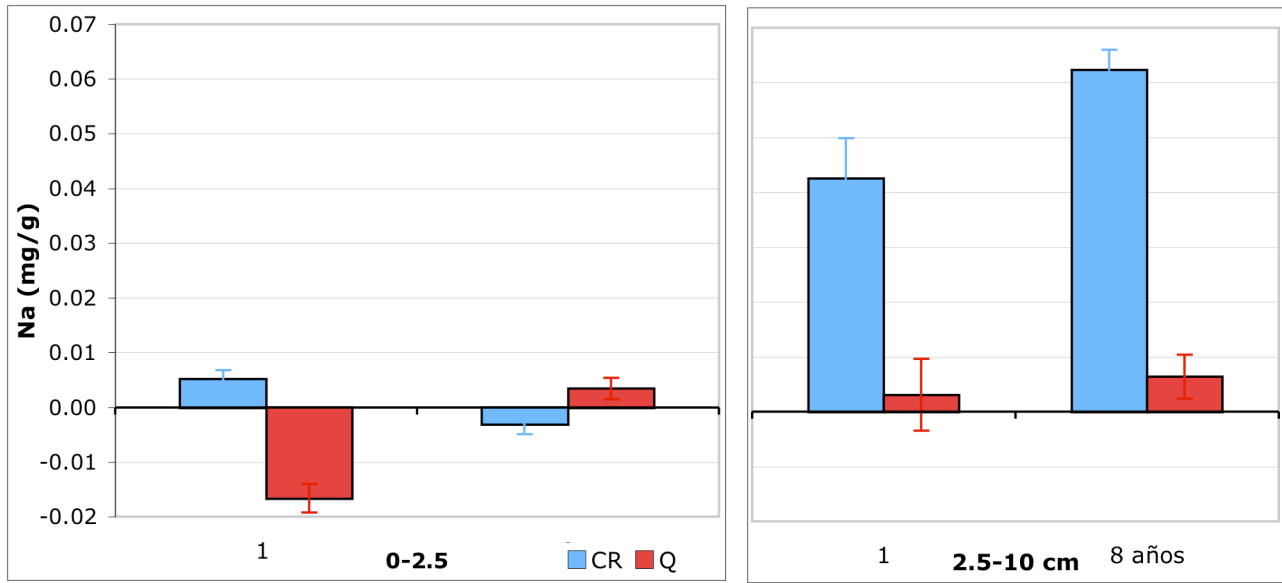


Figura 36. Estas gráficas representan las diferencias de la concentración de Na presente en el suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (0.003 y 0.050 mg/g suelo superficial y profundo, respectivamente).

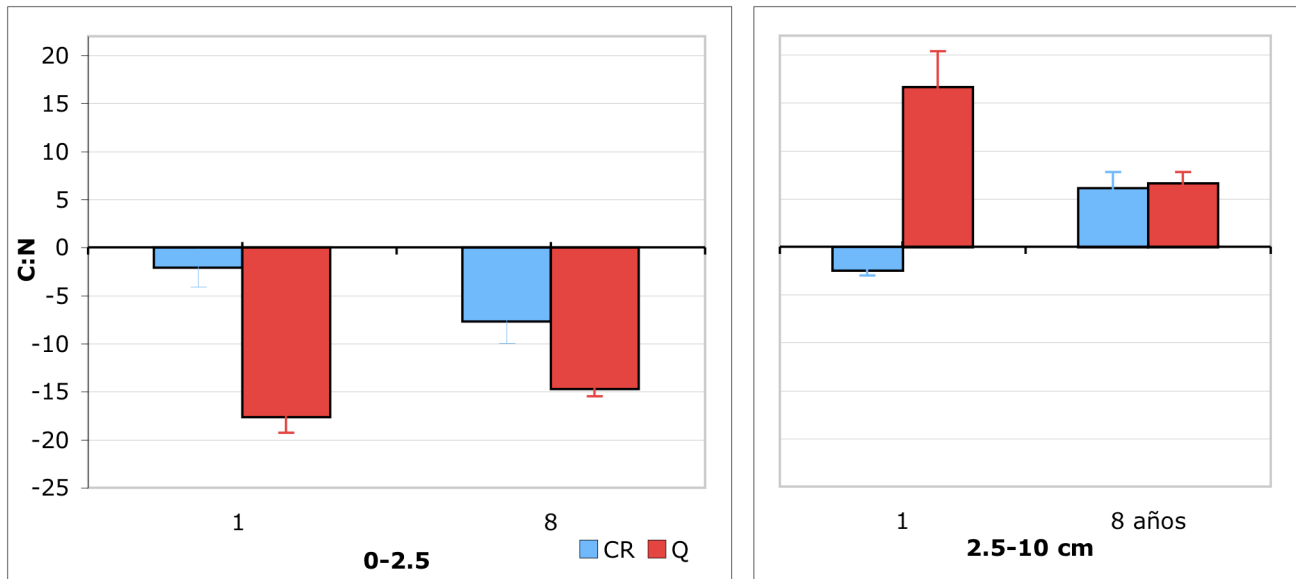


Figura 37. Estas gráficas representan las diferencias de la relación C:N total presente en el suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años a partir del evento, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR, (29.73 y 15.40, suelo superficial y profundo, respectivamente).

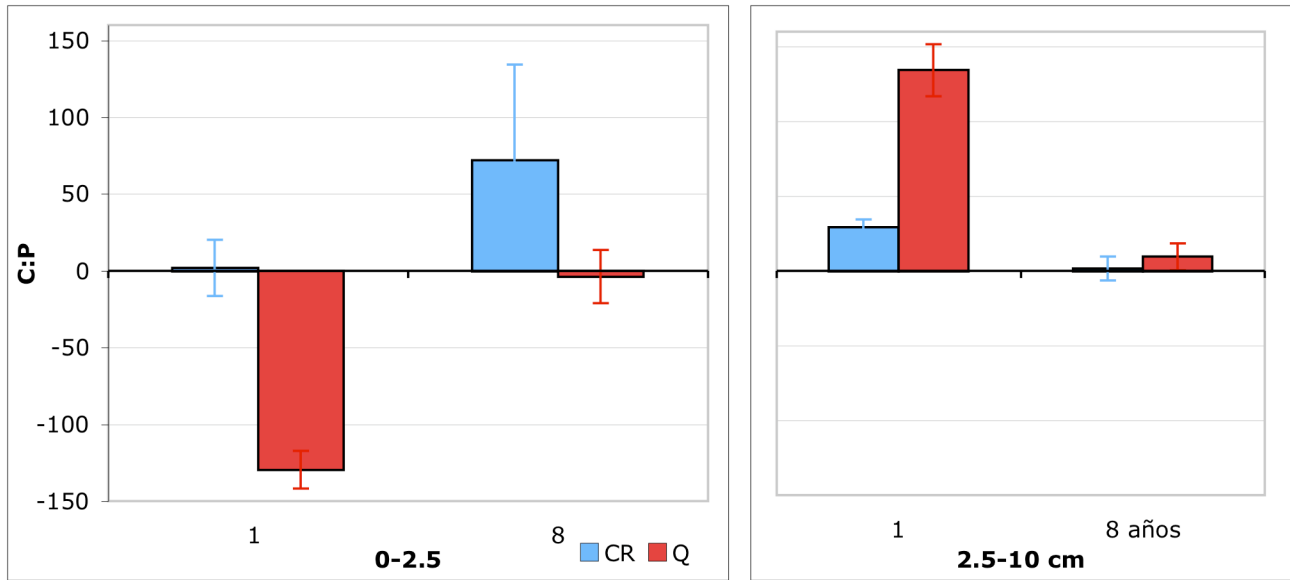


Figura 38. Estas gráficas representan las diferencias de la relación **C:P** total presente en el suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR, (221.44 y 69.97, suelo superficial y profundo, respectivamente).

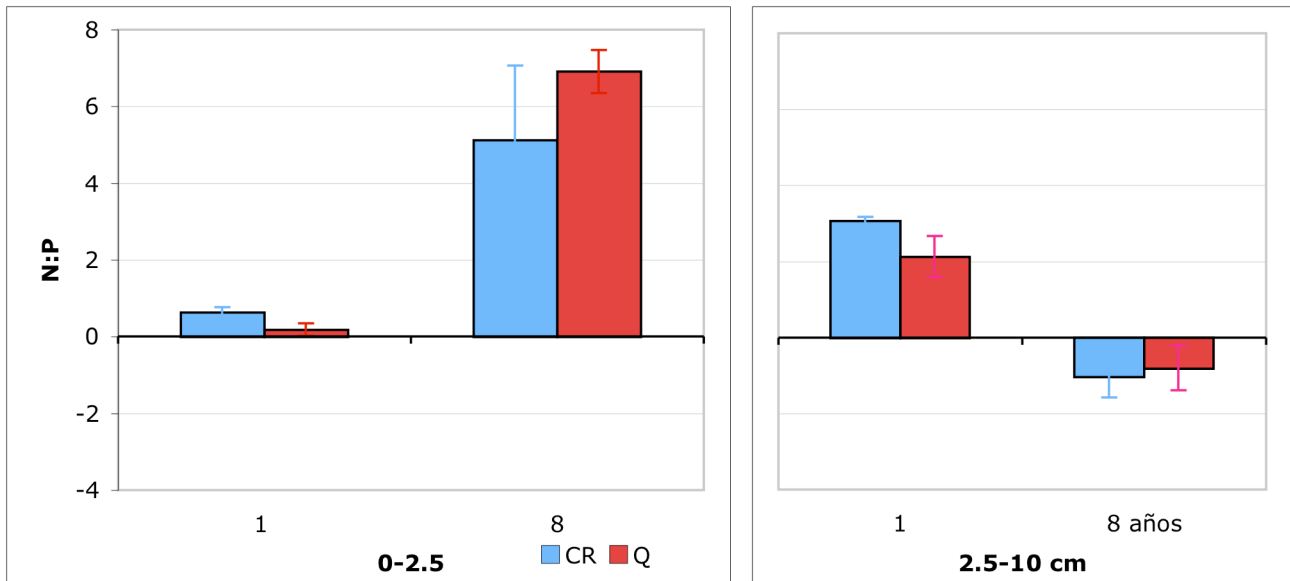


Figura 39. Estas gráficas representan las diferencias de la relación **N:P** total presente en el suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR, (7.41 y 4.56, suelo superficial y profundo, respectivamente).

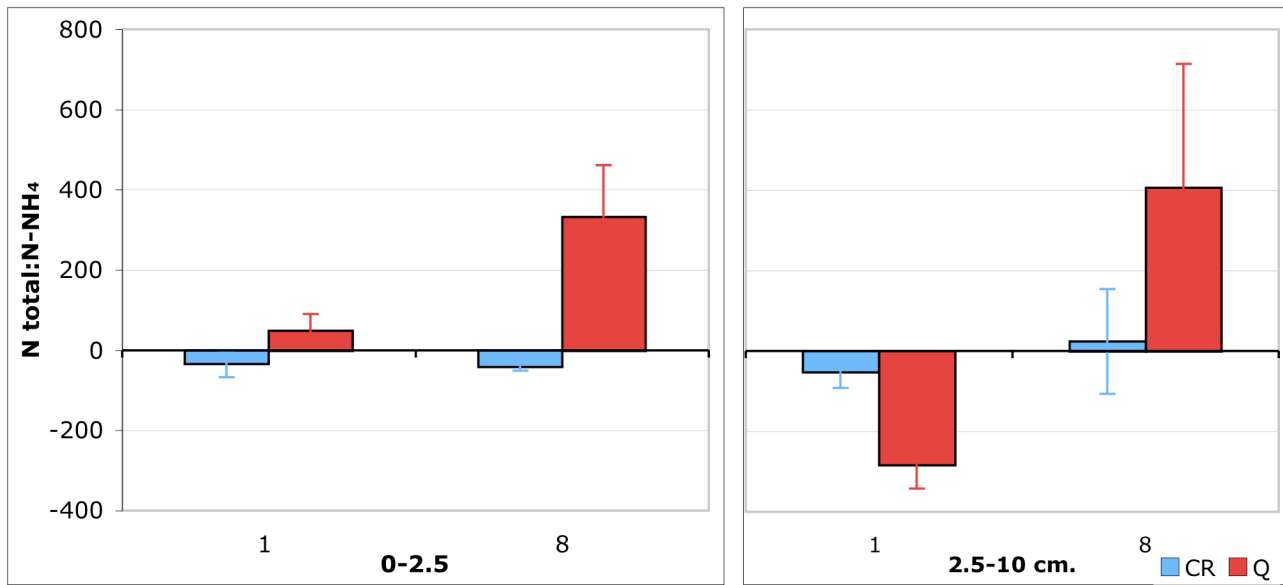


Figura 40. Estas gráficas representan las diferencias de la relación $N \text{ total}:N\text{-NH}_4$ presente en el suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años a partir del evento, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR, (0.020 y 0.008, suelo superficial y profundo, respectivamente).

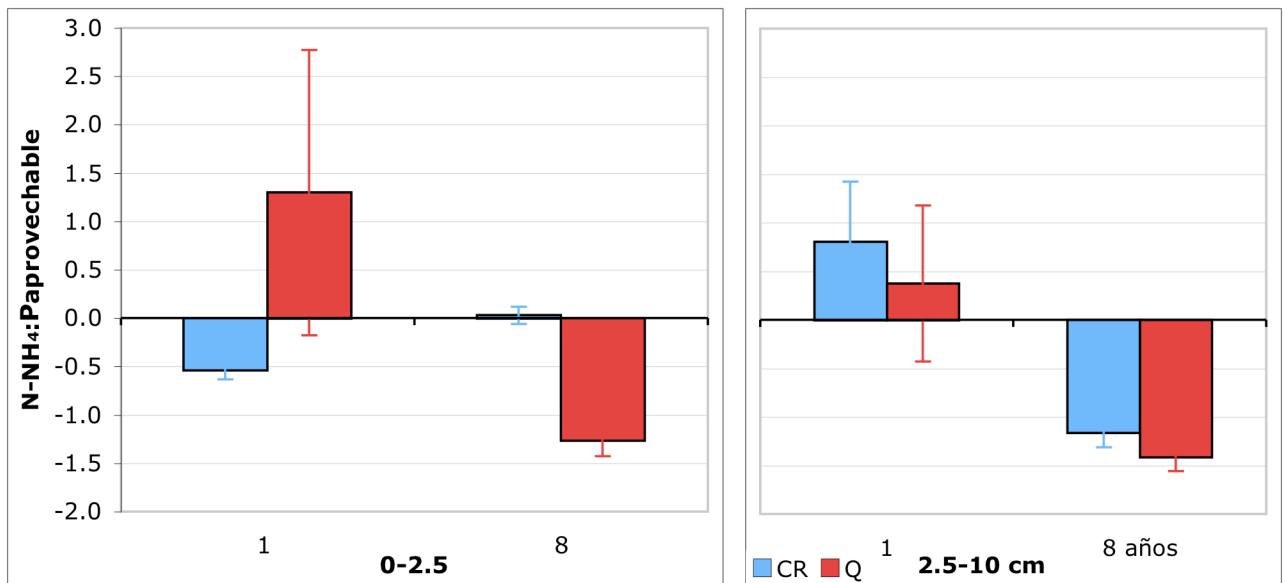


Figura 41. Estas gráficas representan las diferencias de la relación $N\text{-NH}_4:\text{P}$ aprovechable presente en el suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (2.12 y 1.77, suelo superficial y profundo, respectivamente).

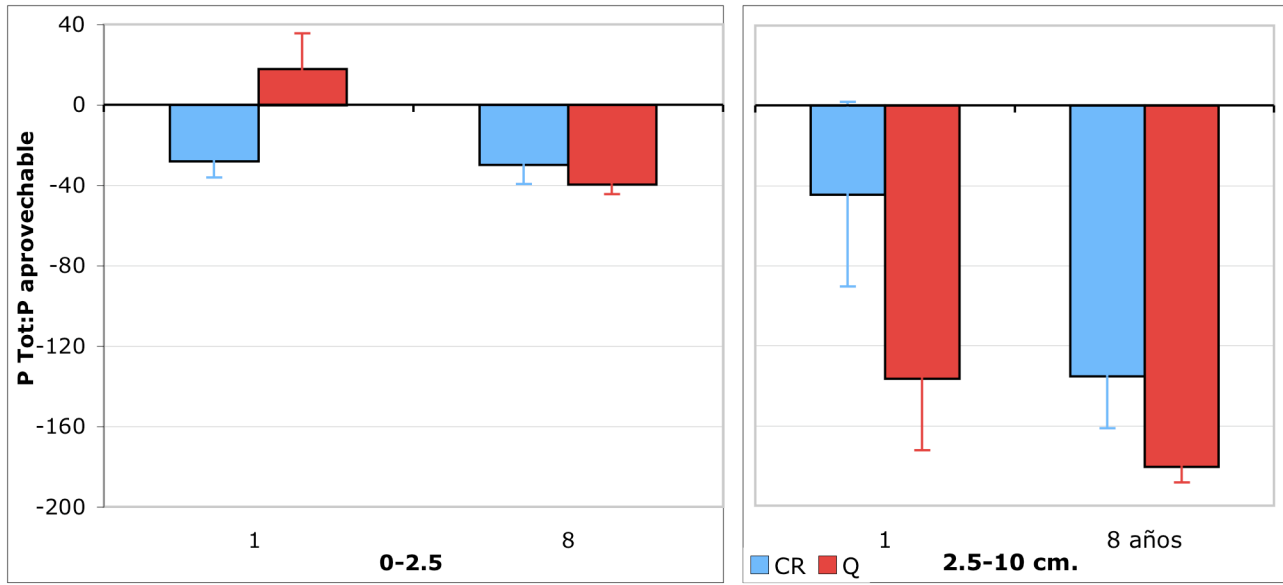


Figura 42. Estas gráficas representan las diferencias de la relación de **P total:P aprovechable** presente en el suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (73.73 y 261.16), suelo superficial y profundo, respectivamente)

Masa de nutrientes en el mantillo y capa de Fermentación

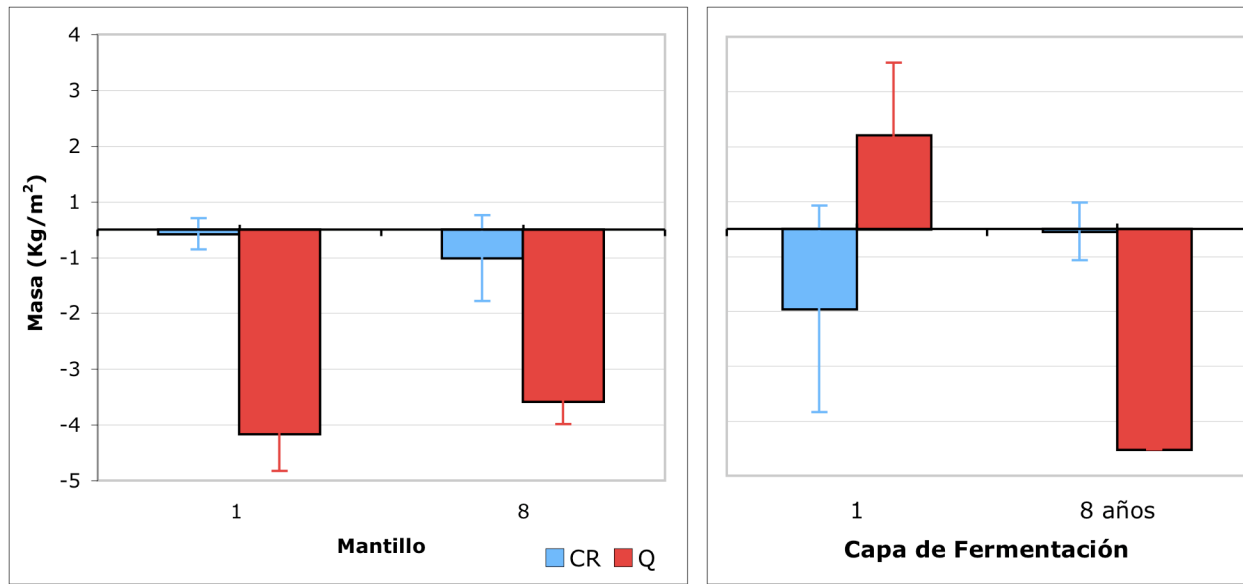


Figura 43. Estas gráficas representa las diferencias entre la **masa** presente en el mantillo y capa de fermentación, de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años a partir del evento, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (7.764 y 4.022 Kg/m²), mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

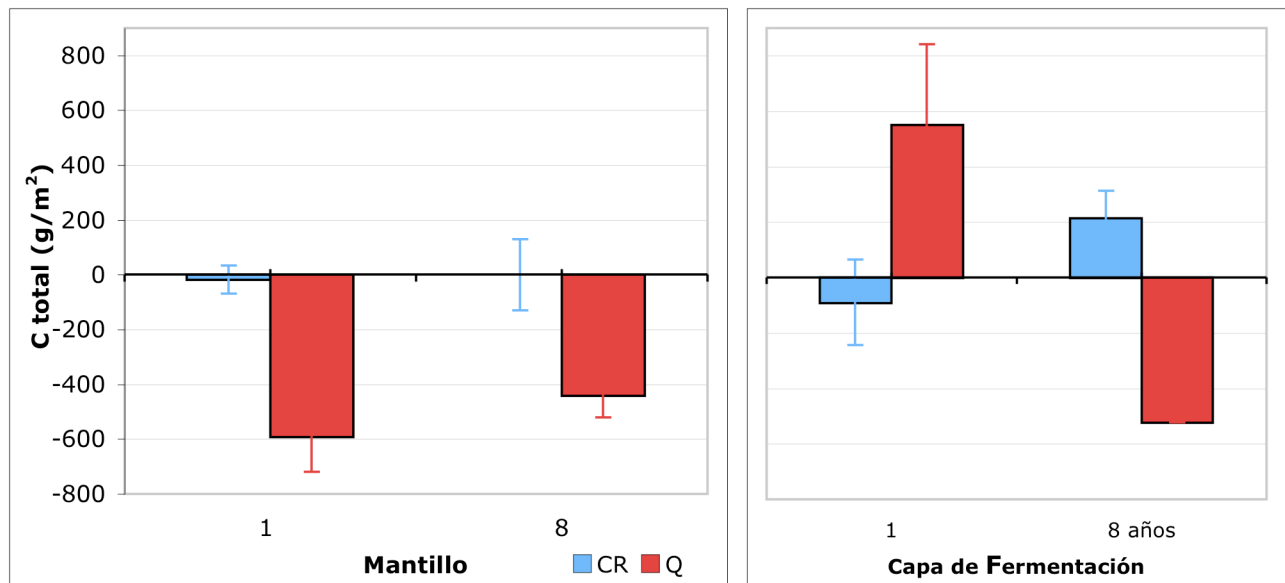


Figura 44. Estas gráficas representa las diferencias entre la masa de **C total** presente en el mantillo y capa de fermentación, de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (2650.08 y 1084.76 g/m²), mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

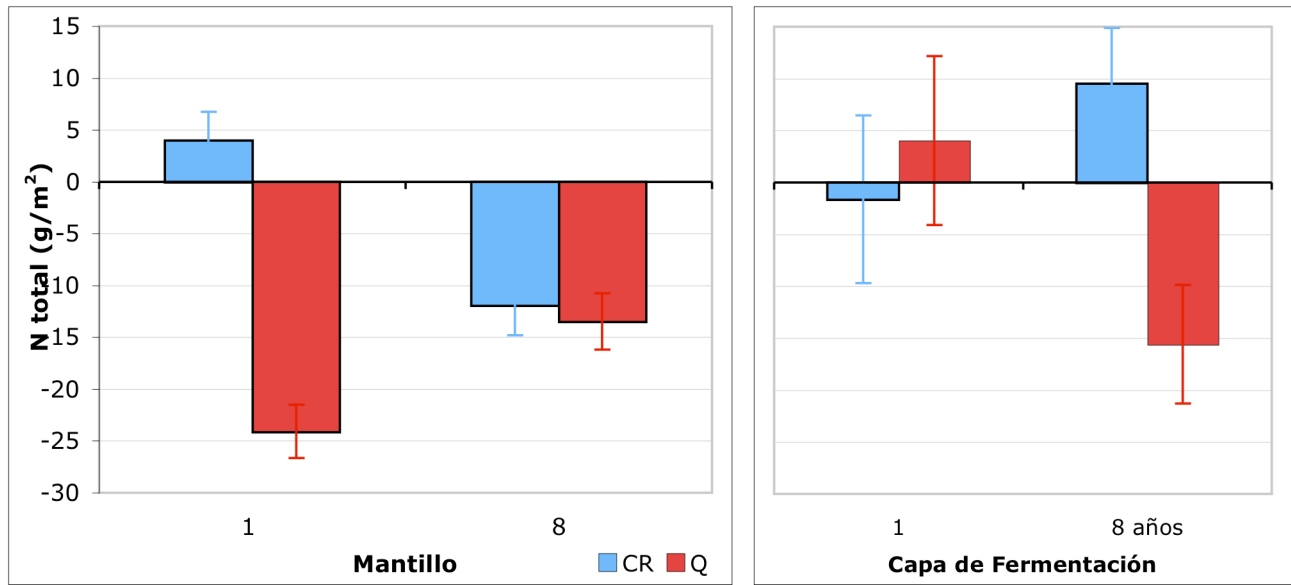


Figura 45. Estas gráficas representan las diferencias entre la masa de **N total** presente en el mantillo y capa de fermentación, de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (37.73 y 24.12 g/m²), mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

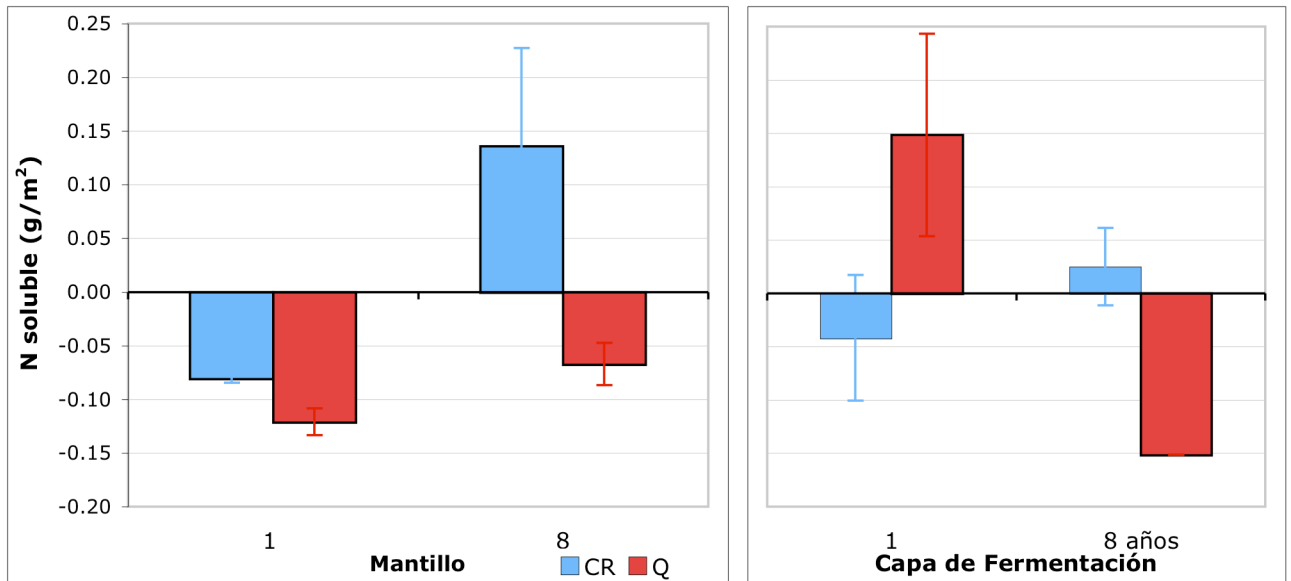


Figura 46. Estas gráficas representan las diferencias entre la masa de **N soluble** presente en el mantillo y capa de fermentación, de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (0.20 y 0.15 g/m²), mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

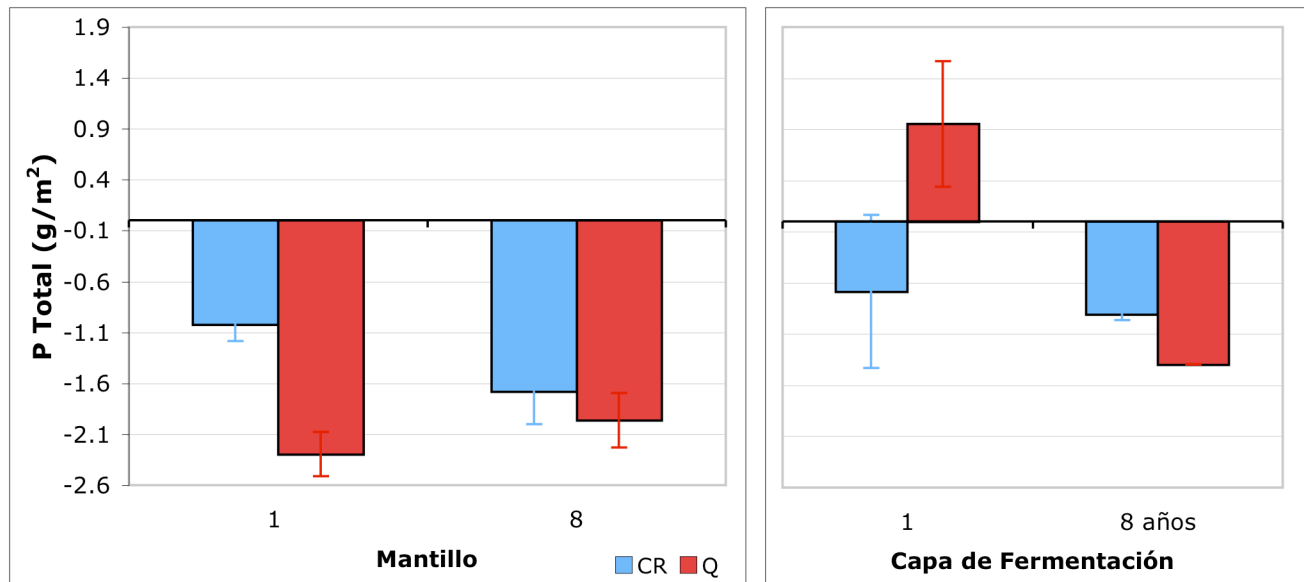


Figura 47. Esta gráfica representa las diferencias entre la masa de **P total** presente en el mantillo y capa de fermentación, de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (3.61 y 1.40 g/m²), mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

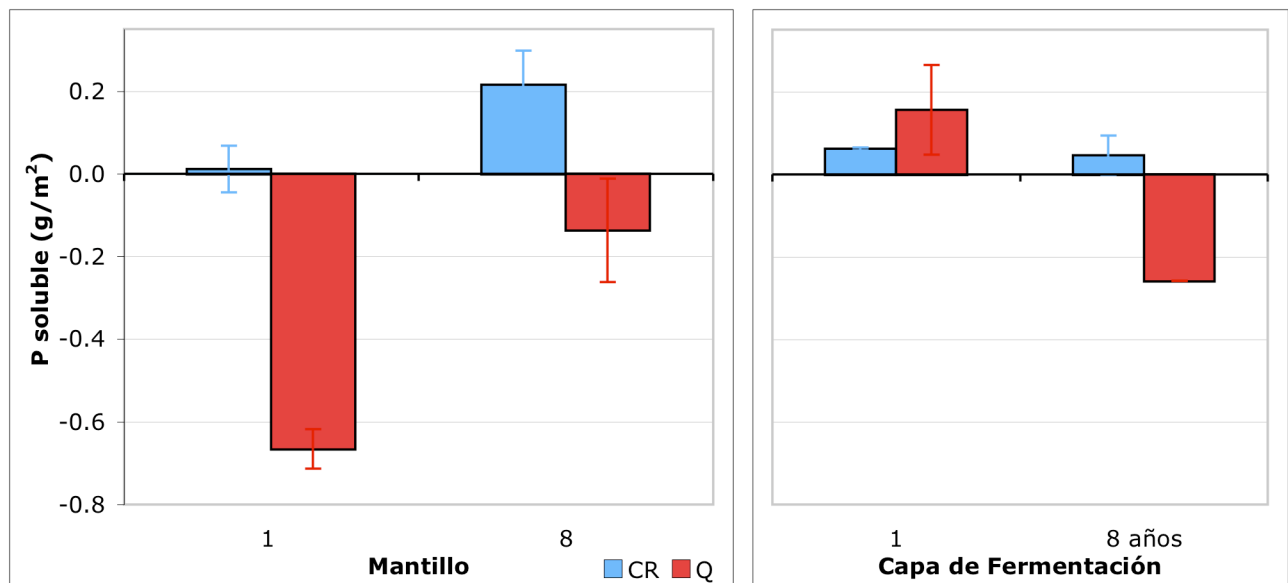


Figura 48. Estas gráficas representan las diferencias entre la masa de **P soluble** presente en el mantillo y capa de fermentación, de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR (0.90 y 0.26 g/m²), mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

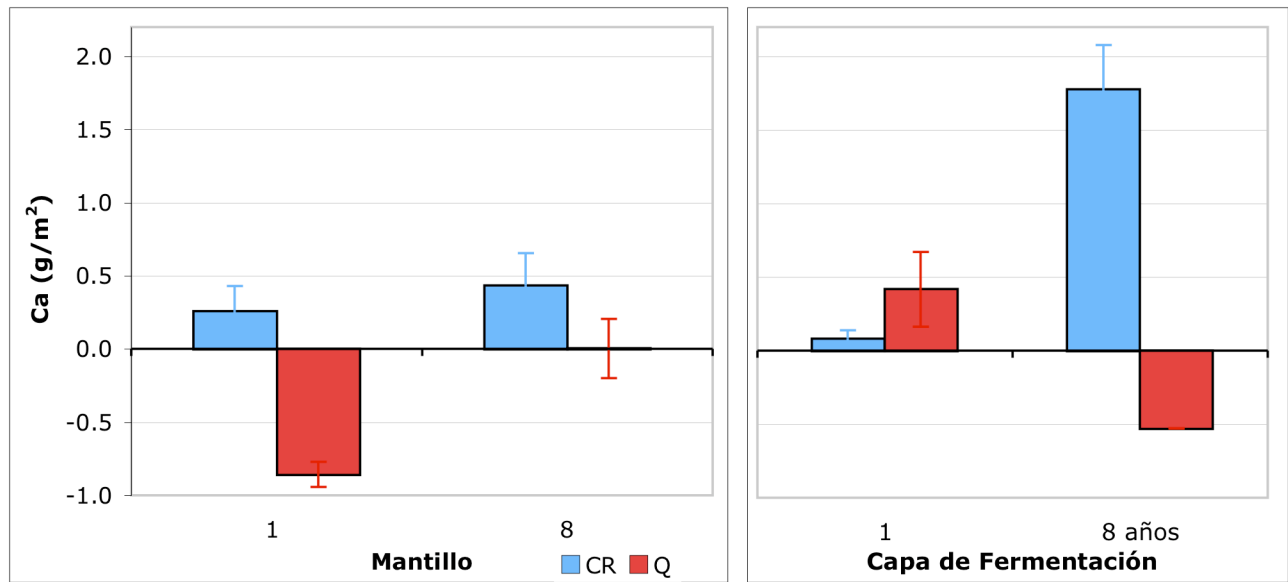


Figura 49. Estas gráficas representan las diferencias entre la masa de **Ca** presente en el mantillo y capa de fermentación, de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años, con respecto al BR. La línea sobre 0, representa el valor del BR (1.38 y 0.53 g/m²), mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

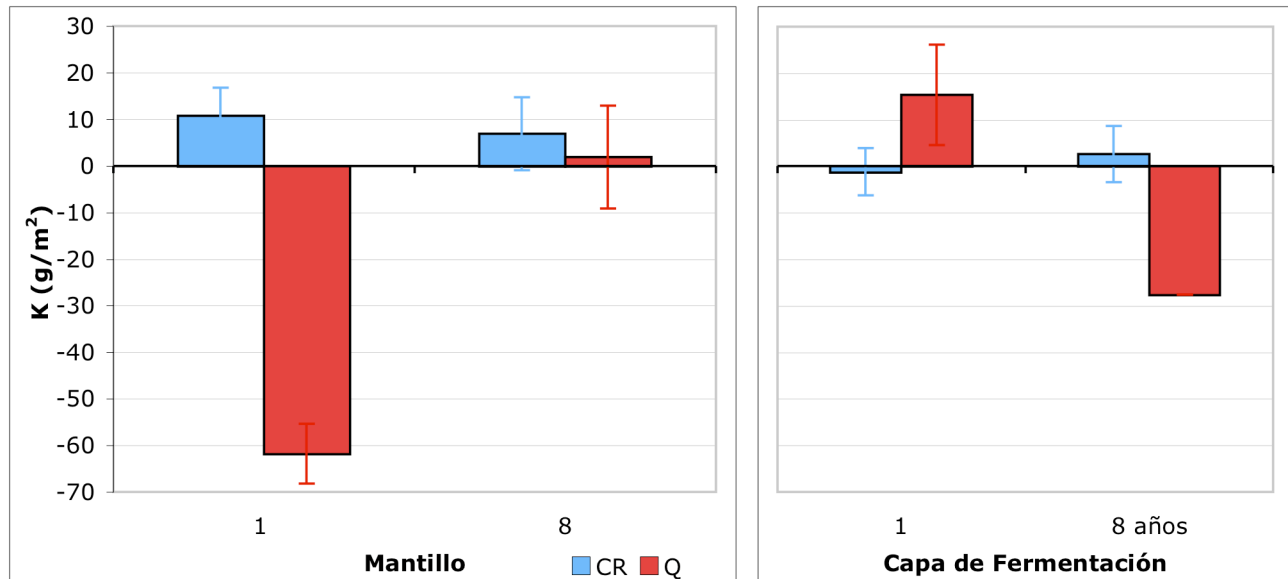


Figura 50. Estas gráficas representan las diferencias entre la masa de **K** presente en el mantillo y capa de fermentación, de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años, con respecto al BR. La línea sobre 0 representa el valor del BR (92.83 y 27.54 g/m²), mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

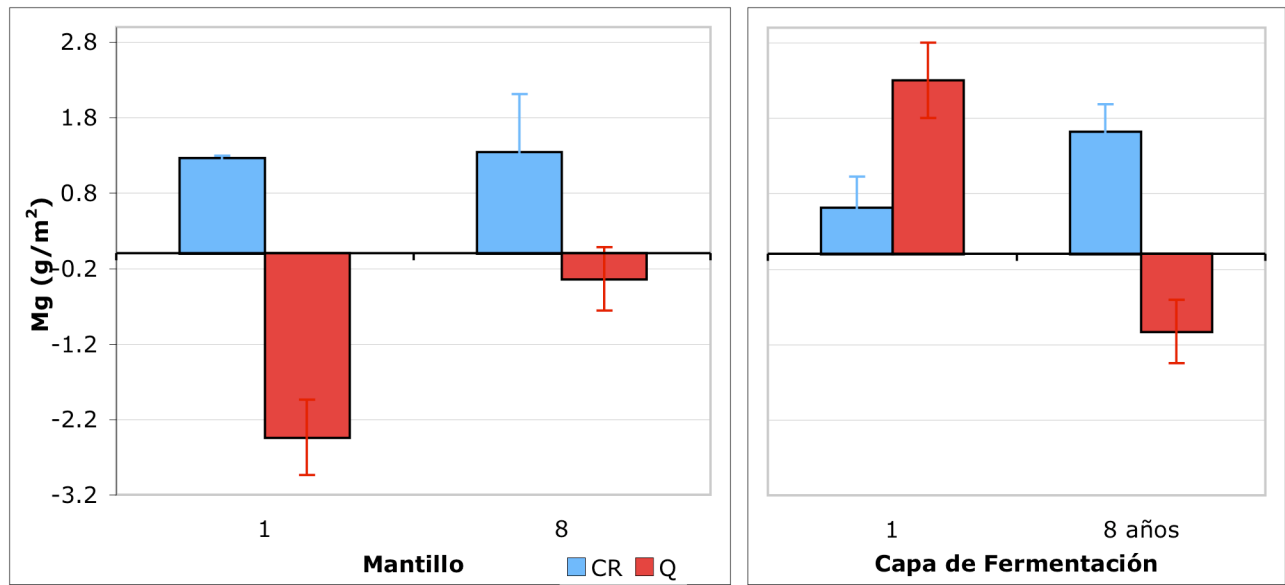


Figura 51. Estas gráficas representan las diferencias entre la masa de **Mg** presente en el mantillo y capa de fermentación, de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años, con respecto al BR. La línea sobre 0, representa el valor del BR (5.4 y 1.03 g/m²), mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

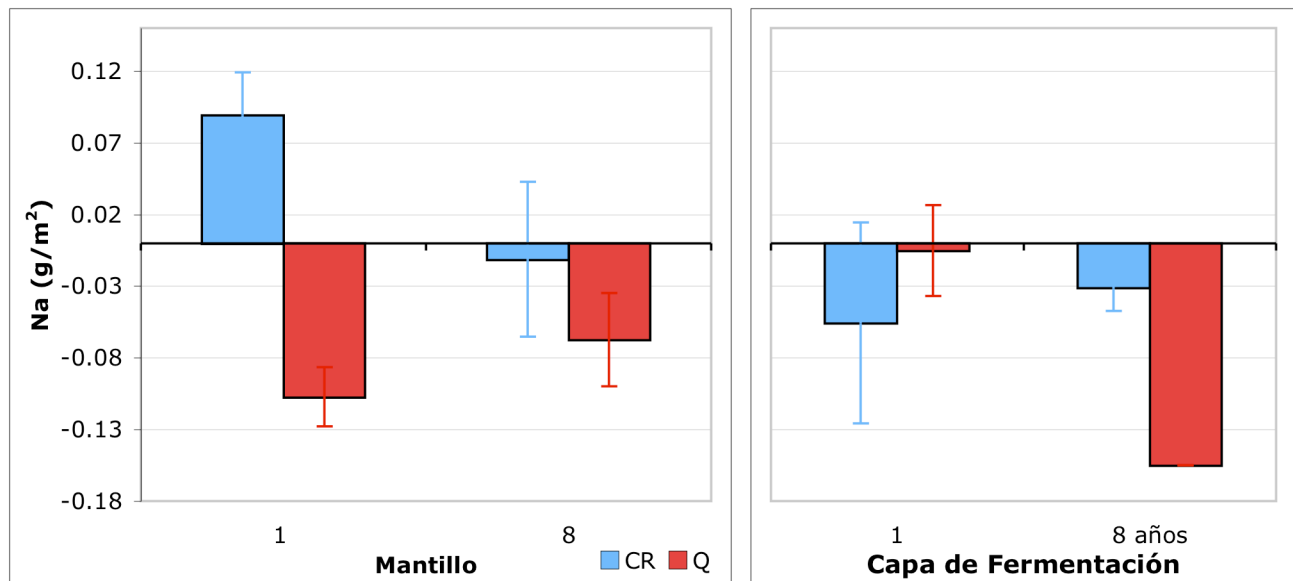


Figura 52. Estas gráficas representan las diferencias entre la masa de **Na** presente en el mantillo y capa de fermentación, de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años, con respecto al BR. La línea sobre 0, representa el valor del BR (0.284 y 0.155 g/m²), mantillo y capa de fermentación, respectivamente.

Masa de nutrientes del suelo superficial (0-2.5 y 2.5-10 cm)

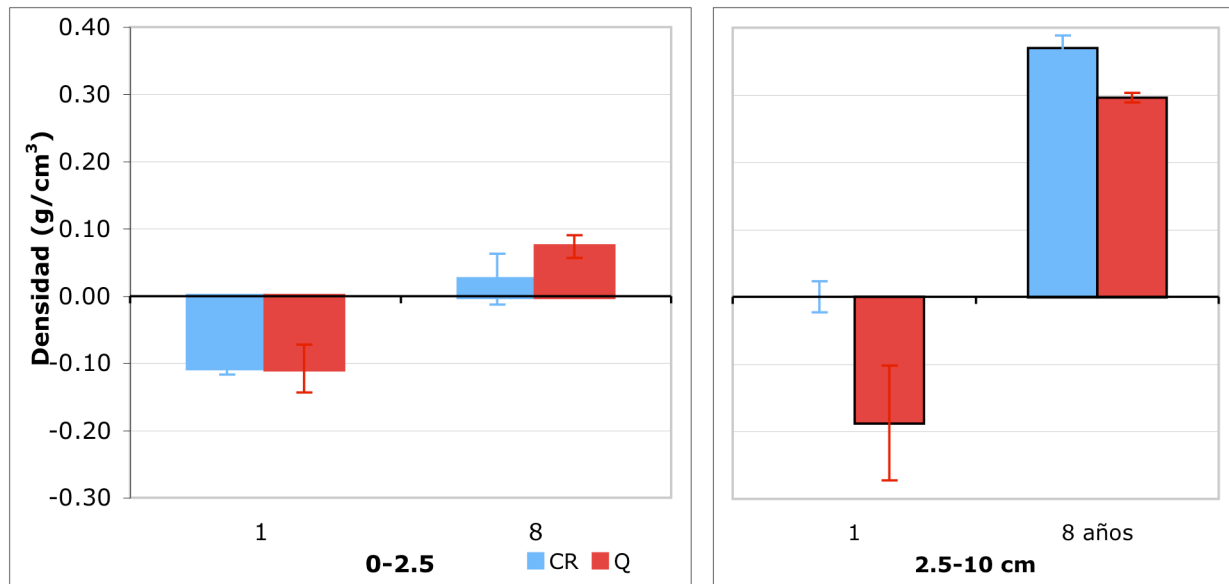


Figura 53. Estas gráficas representan las diferencias de la **densidad** del suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años a partir del evento, con respecto al BR. La línea en 0, representa el valor del BR, (0.37 y 0.60 g/cm³, suelo superficial y profundo, respectivamente).

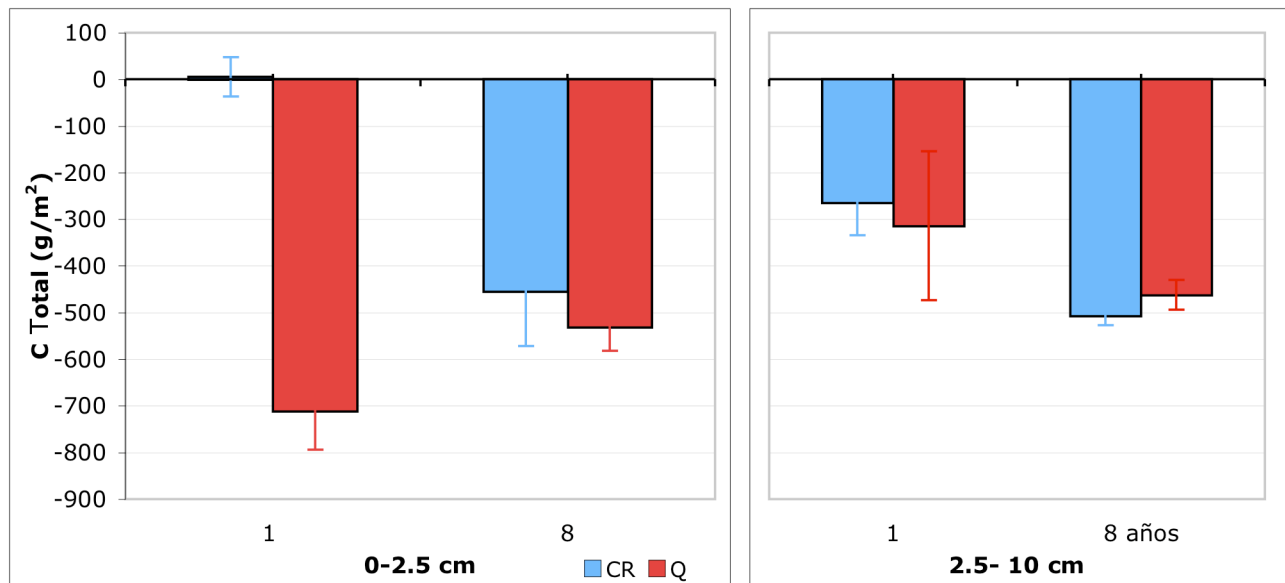


Figura 54. Estas gráficas representan las diferencias de la masa de **C total** del suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años, con respecto al BR. La línea en 0, representa el valor del BR (1351.2 y 1189.3 g/m²), suelo superficial y profundo, respectivamente).

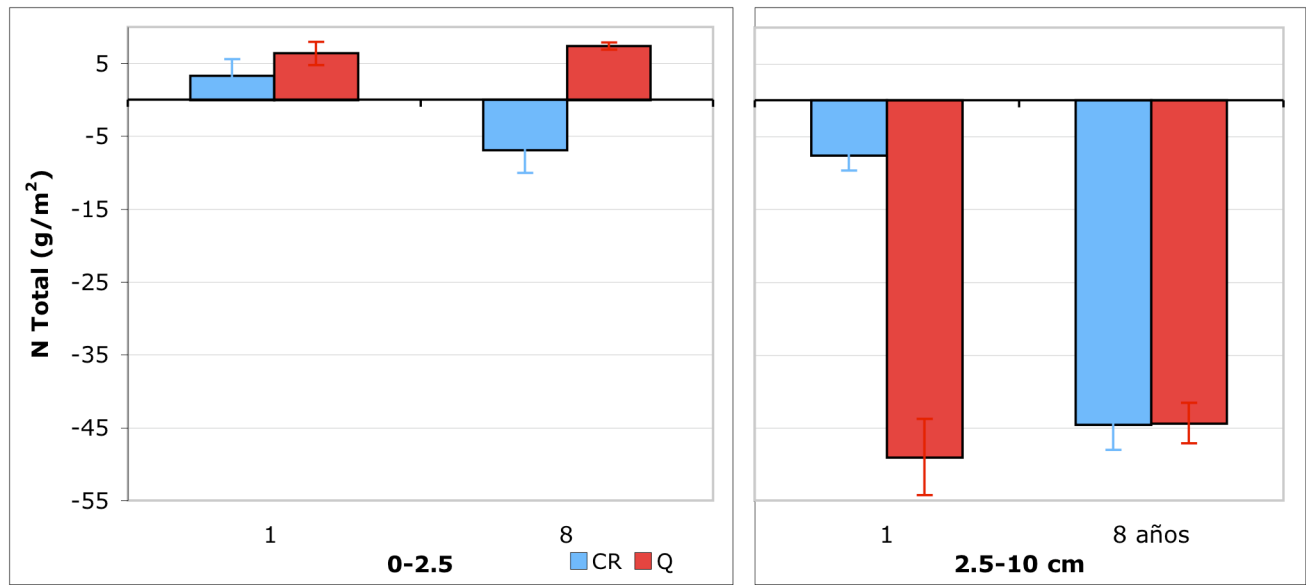


Figura 55. Estas gráficas que representan las diferencias de la masa de **N total** del suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años, con respecto al BR. La línea en 0 representa el valor del BR, (46.86 y 78.16 g/m², suelo superficial y profundo, respectivamente).

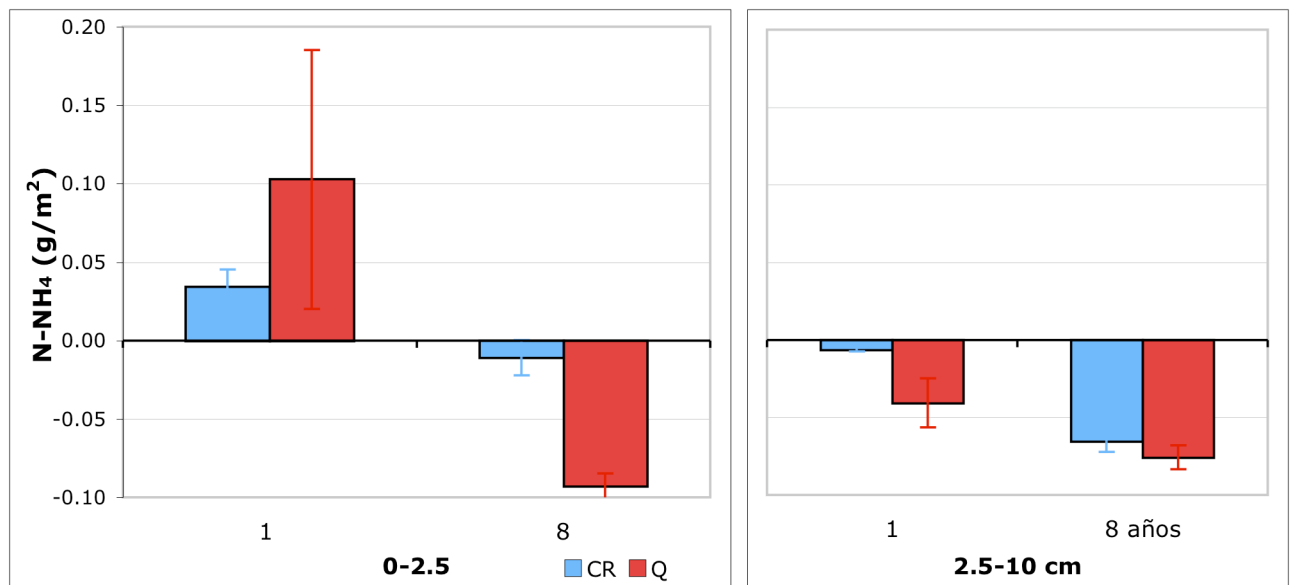


Figura 56. Estas gráficas representa las diferencias del **N-NH₄** en el suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años, con respecto al BR. La línea sobre 0 representa el valor del BR (0.19 y 0.11 g/m², suelo superficial y profundo, respectivamente).

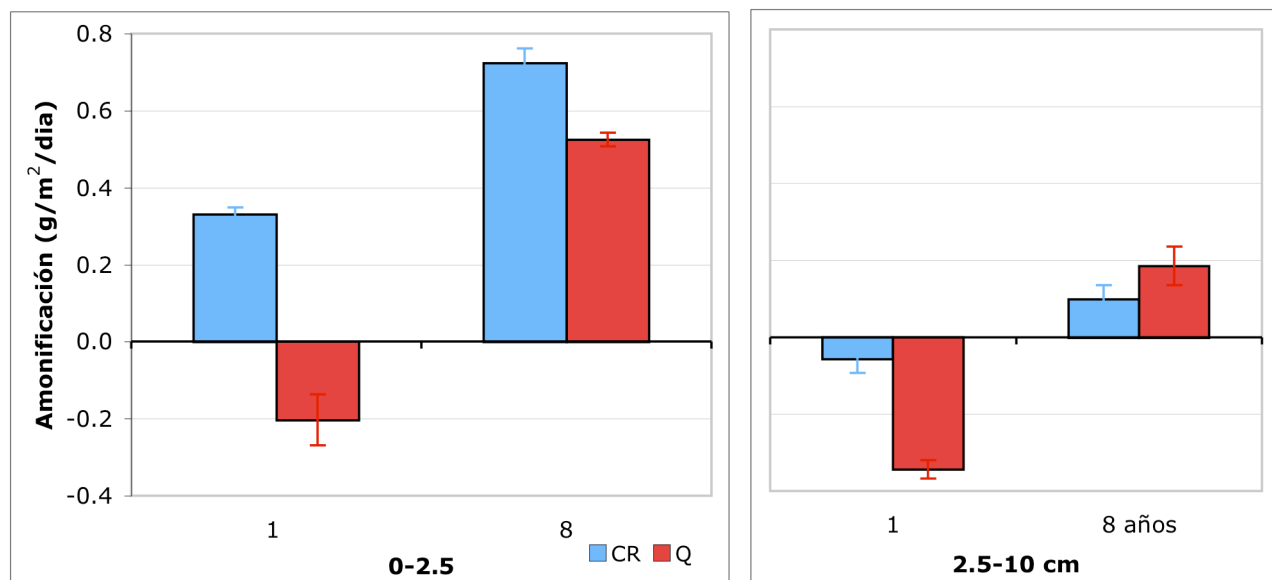


Figura 57. Estas gráficas representa las diferencias de las tasas de **amonificación** (masa) en el suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años, con respecto al BR. La línea sobre 0 representa el valor del BR (0.61 y 0.34 g/m²/día, suelo superficial y profundo, respectivamente).

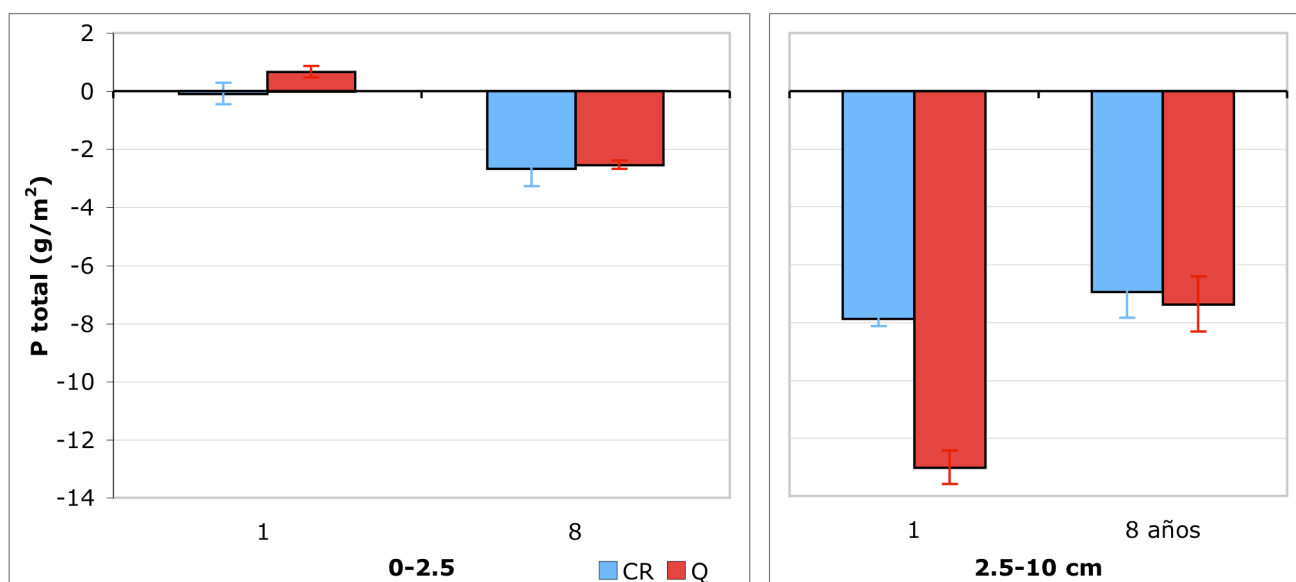


Figura 58. Esta gráfica representa las diferencias de la masa de **P total** del suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años, con respecto al BR. La línea en 0, representa el valor del BR, (6.35 y 17.13 g/m², suelo superficial y profundo, respectivamente).

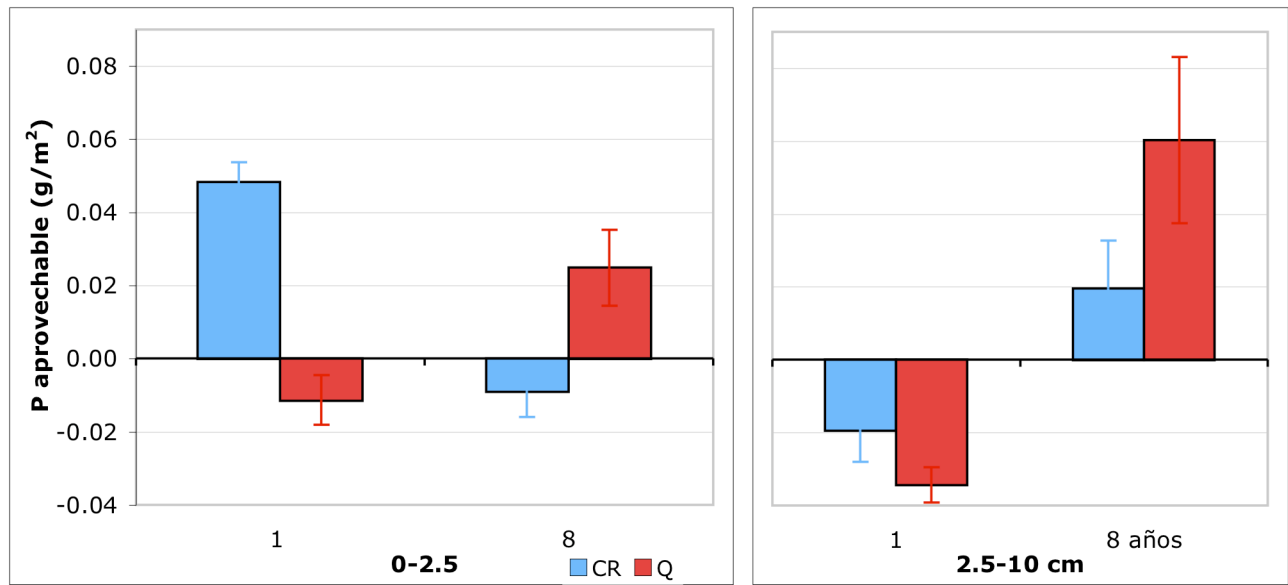


Figura 59. Estas gráficas representan las diferencias de la masa de **P aprovechable** del suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años a partir del evento, con respecto al BR. La línea punteada en 0 representa el valor del BR, (0.09 y 0.07 g/m², suelo superficial y profundo, respectivamente).

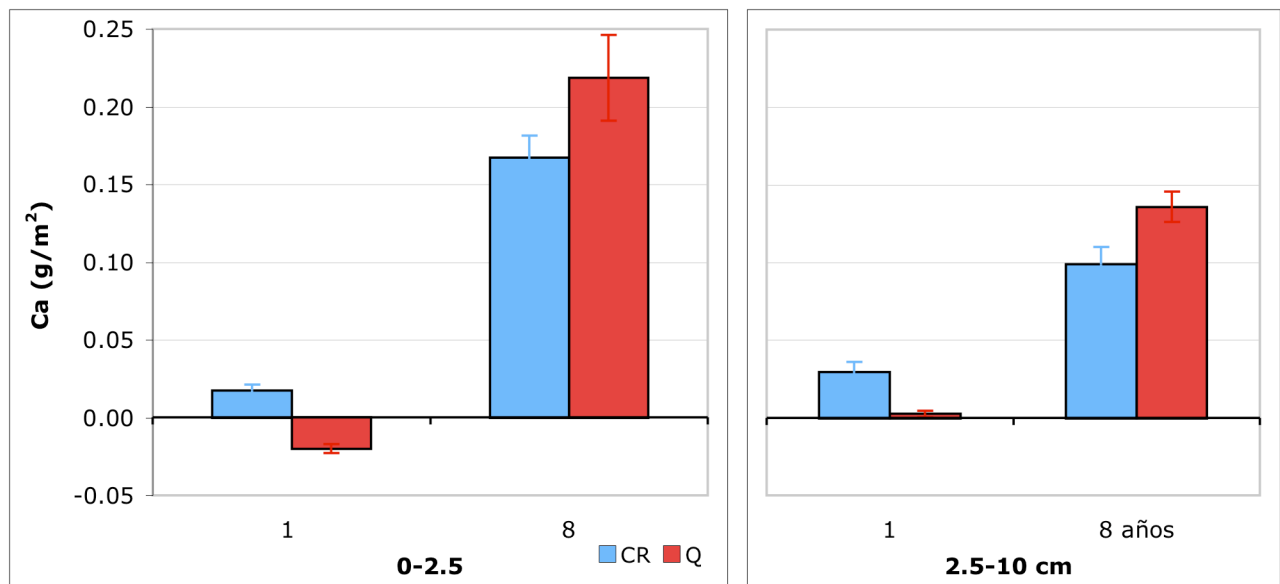


Figura 60. Estas gráficas representan las diferencias de la masa de **Ca** del suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años, con respecto al BR. La línea punteada en 0 representa el valor del BR, (0.03 y 0.01 g/m², suelo superficial y profundo, respectivamente).

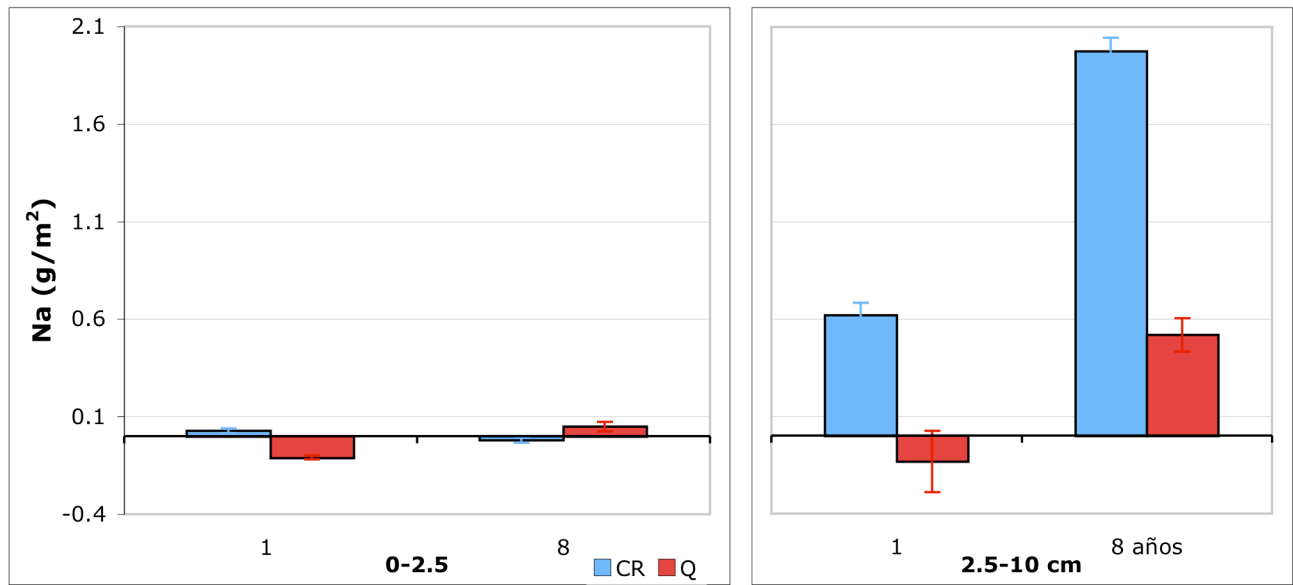


Figura 61. Estas gráficas representan las diferencias de la masa de **Na** del suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años, con respecto al BR. La línea punteada en 0 representa el valor del BR, (0.03 y 0.74 g/m², suelo superficial y profundo, respectivamente).

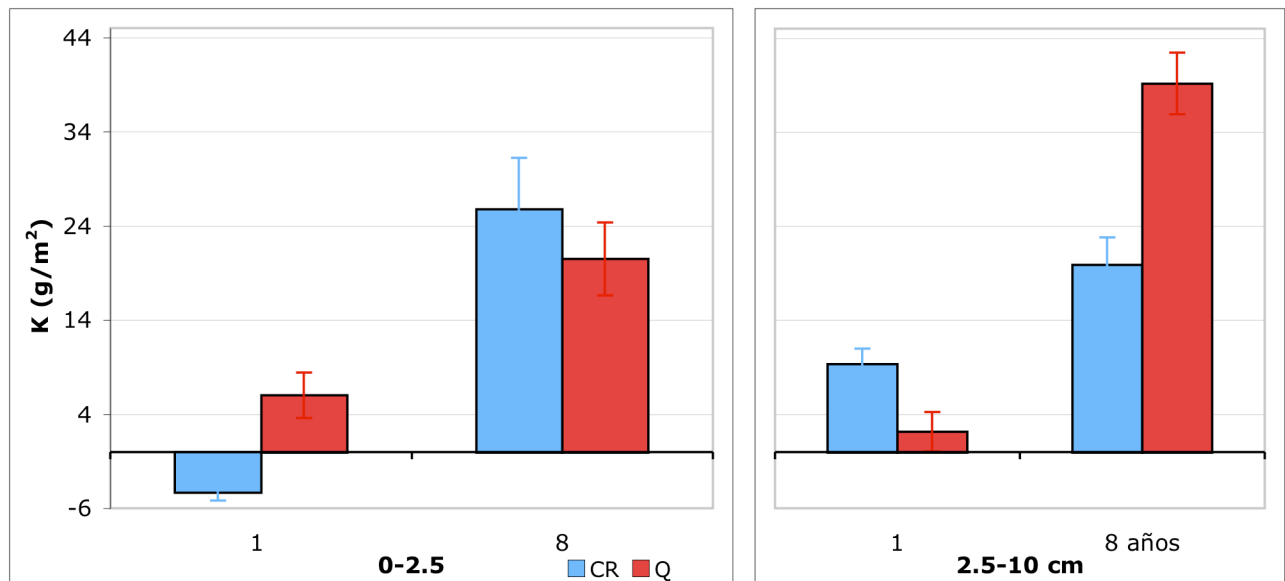


Figura 62. Estas gráficas representan las diferencias de la masa de **K** del suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años, con respecto al BR. La línea punteada en 0 representa el valor del BR, (13.82 y 9.19 g/m², suelo superficial y profundo, respectivamente).

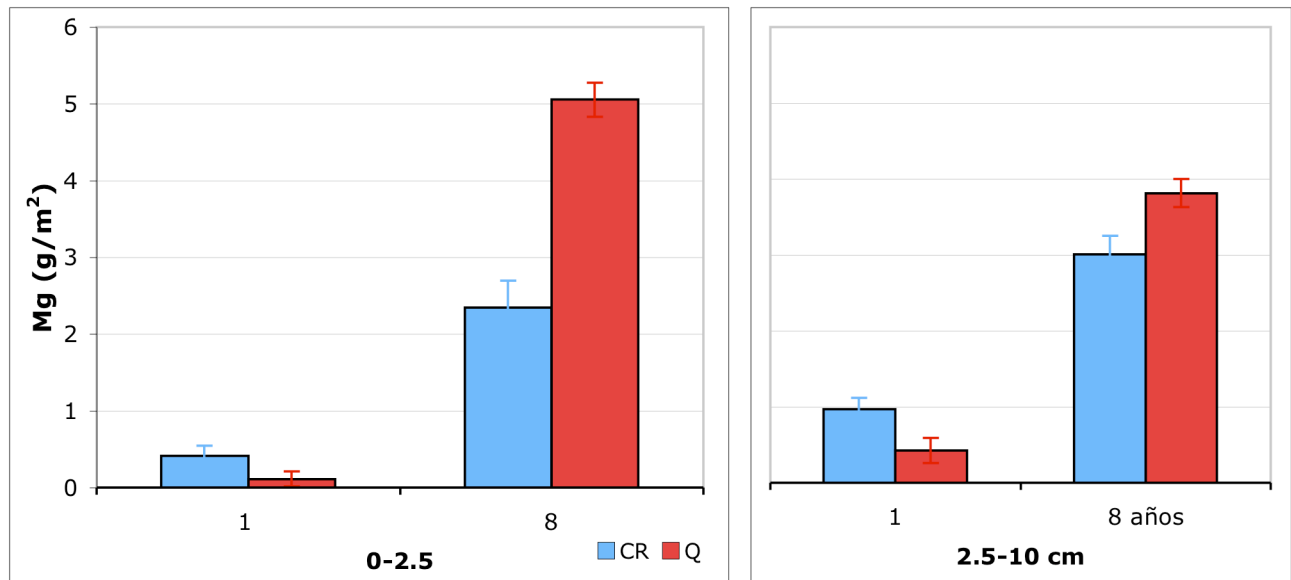


Figura 63. Estas gráficas representan las diferencias de la masa de **Mg** del suelo superficial y profundo (0-2.5 y 2.5-10 cm.) de los diferentes tratamientos (CR y Q) a 1 y 8 años, con respecto al BR. La línea punteada en 0 representa el valor del BR, (1.23 y 0.56 g/m²), suelo superficial y profundo, respectivamente.