



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MEXICO

INSTITUTO DE GEOLOGÍA

**Cuantificación de la
desnitrificación en suelos agrícolas
del Valle del Mezquital**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRA EN CIENCIAS DE LA TIERRA
(GEOLOGÍA AMBIENTAL)

P R E S E N T A

Biól. Blanca González Méndez

Directora: Dra. Christina Siebe Grabach



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.

A todas las amadas personas que de múltiples formas contribuyeron a la realización de este trabajo. Muchísimas gracias por su invaluable apoyo y comprensión.

AGRADECIMIENTOS

El presente trabajo fue realizado con el apoyo del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT, convenio 188496), la Dirección General de Estudios de Posgrado de la UNAM (DGEP) y el Comité Técnico de Becas del Instituto de Geología.

AGRADECIMIENTOS

Dra. Christína Siebe Grabach
Dra. Sabine Fiedler
Dr. Luis Gerardo Ruíz Suárez
Dra. María Aurora Armienta Hernández
Dra. Irma Rosas Pérez
Dra. Silke Cram Heydrich

En el Centro de Ciencias de la Atmósfera:

M.C. José Manuel Hernández Solís
Bíol. Miguel Angel Meneses P.
Ing. Alfredo Rodríguez Manjarrez
Ing. Wilfrido Gutiérrez López
Ing. Manuel García Espinosa
Ing. Jorge Escalante González

En el Instituto de Geología:

Dra. Lucy Mora Palomino
Ing. Caridad Hernández Bernal
Bíol. Soledad Díaz Garrido
Geog. Daniel Pinales

En otras dependencias de la UNAM:

M.C. Margarito Álvarez Rubio
M.C. Manuel Hernández Quiroz
Bíol. Gumercinda Corona Álvarez
Bíol. Sara Bonilla Meza
Melissa G. Ramos Corona
Emiliano Bolaños Mora

A todos ellos, muchísimas gracias por todo.

CONTENIDO

	Página
I. Resumen	1
II. Introducción	2
III. Antecedentes	4
III.1 Ciclo del nitrógeno y fuentes de N ₂ O	4
III.2 Factores que favorecen la emisión de N ₂ O	11
III.3 Métodos para la cuantificación de N ₂ O	16
III.4 Magnitudes	20
III.5 Opciones para controlar las emisiones	22
IV. Objetivos	24
V. Hipótesis	25
VI. Descripción de la zona de estudio	26
VII. Materiales y métodos	31
VIII. Resultados	37
IX. Discusión	57
X. Conclusiones	67
XI. Recomendaciones	68
XII. Referencias	69
Anexo 1	82
Anexo 2	91
Anexo 3	100
Anexo 4	105

I. RESUMEN

La salida de N del sistema suelo-planta no sólo tiene implicaciones económicas sino también ambientales, especialmente cuando se liberan al medio óxidos de nitrógeno. El óxido nitroso (N_2O) es un gas que contribuye al efecto invernadero y a la destrucción del ozono estratosférico. Se estima que aproximadamente el 65% de las emisiones antropogénicas globales anuales de N_2O son producidas por los suelos agrícolas.

La desnitrificación es la reducción progresiva del nitrato (NO_3^-) a nitrógeno (N_2) y se considera el principal mecanismo de formación de N_2O en los suelos. Ocurre en condiciones anaeróbicas y en las parcelas agrícolas se generan **puntos críticos de emisión (“hot spots”)** de N_2O . La emisión de este gas, está determinada por las variables que afectan la disponibilidad de oxígeno en el suelo (contenido de humedad, actividad microbiana, temperatura, textura, prácticas de riego, fertilización, etc.). Adicionalmente, el potencial redox puede utilizarse como un indicador del grado de aireación del suelo. Así, el objetivo del presente trabajo fue determinar las salidas de N por desnitrificación en un suelo agrícola regado con aguas residuales, a través de la cuantificación simultánea de los flujos de N_2O y el potencial redox, antes, durante y después del riego.

La zona de estudio se localiza en el Distrito de Riego 003, donde se escogió una parcela agrícola con cultivo de alfalfa. Se ubicaron 4 puntos de muestreo (2 en un suelo tipo Vertisol y 2 en Feozem). En cada sitio, se instalaron 10 electrodos de Pt a diferentes profundidades para la cuantificación *in situ* del potencial redox. El muestreo de los flujos de emisión de N_2O , se realizó por el método de la cámara estática cerrada.

Los resultados obtenidos demuestran que en la parcela existen puntos críticos de emisión de óxido nitroso. Asimismo, se encontró que durante y después del riego se generan condiciones reductoras en ambos suelos como resultado de la saturación del espacio poroso con la adición del agua residual. Esto trae como consecuencia que durante el proceso de regulación del nitrógeno se den emisiones de N_2O de $0.826 \text{ mg N-N}_2\text{O/m}^2 \text{ h}$ en la temporada seca.

En la época de lluvias, la intensidad y frecuencia de las precipitaciones pluviales favorece la existencia de potenciales redox negativos antes de la adición del agua de riego, por lo cual se piensa que el proceso de desnitrificación comienza antes del riego de la parcela. Durante este período se estima que las emisiones de nitrógeno ascienden a $0.209 \text{ mg N-N}_2\text{O/ m}^2 \text{ h}$.

Finalmente, es importante mencionar que aun cuando esta parcela no es fertilizada, se calcula que produce flujos de óxido nitroso comparables con las emisiones esperadas para suelos fertilizados en zonas templadas ($>3 \text{ kg N/ha}$ año).

II. INTRODUCCIÓN

La desnitrificación es un proceso que ocurre de forma natural en los suelos y cuerpos acuáticos. Se lleva a cabo principalmente bajo condiciones anaeróbicas y está mediado por la acción de diferentes microorganismos que catalizan las reacciones de reducción de los nitratos (NO_3^-), emitiendo óxido nitroso (N_2O) y nitrógeno (N_2), como productos principales (McLain, 2005).

En las últimas décadas y como consecuencia del crecimiento de la población, diversas actividades antrópicas como la agricultura, la industria, el consumo de combustibles fósiles y el manejo de residuos, han contribuido a incrementar las emisiones de óxido nitroso (Bremner, 1997). Particularmente, el Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC, 2001) estima que debido al uso intensivo de fertilizantes, los suelos agrícolas emiten del 65-70% del total global anual de dicho gas.

La importancia ambiental del N_2O radica por un lado, en que es un gas con efecto invernadero (GEI) que posee un potencial de calentamiento de 250 a 310 veces mayor al del CO_2 , además de inducir la destrucción del ozono estratosférico a través de diversas reacciones fotoquímicas (Pihlatie, et al., 2004, Mei, et al., 2004).

Estudios recientes indican que las concentraciones de este GEI en la atmósfera, están incrementando a un ritmo de 0.2-0.3% al año. De continuar esta tendencia, para el año 2100 se podrían alcanzar hasta 354-460 ppb de N_2O , ya que su concentración actual se calcula en ≈ 316 ppb (Huang, et al., 2004, Huang, et al., 2002).

Por todo lo anterior, el óxido nitroso pertenece al grupo de gases considerados en el Protocolo de Kyoto. Dicho Protocolo establece que cada país firmante - entre ellos México-, debe realizar sus inventarios nacionales con la finalidad de comenzar a adoptar las medidas necesarias para el control de sus emisiones (Freibauer y Kaltschmitt, 2003, Huang, et al., 2002, Grageda, et al., 2000, Flessa y Dörsch, 1995).

En México se han realizado pocos estudios sobre los flujos de emisión de N_2O a partir de suelos agrícolas. Entre ellos, destacan los realizados por Longoria (2003), Carbajal (2000) y Vitousek, et.al (1989), en distintos agroecosistemas tanto de riego como de temporal.

El presente estudio se realizó en el Valle del Mezquital, en el estado de Hidalgo, donde, desde el siglo pasado, se utilizan las aguas residuales provenientes de la Ciudad de México como fuente de nutrimentos para cultivos forrajeros como la alfalfa y el maíz (Convenio IDRC-OPS, 2002).

En esta zona, debido a la pronunciada estacionalidad de la lluvia (400-700 mm/año), el riego es indispensable para obtener altos rendimientos de las cosechas. Así, la aplicación anual de aguas residuales, varía de 1500 a 2200 mm por año a través de láminas de riego de aproximadamente 20 cm (Gallegos, et al., 1999, BGS y CNA, 1995).

Dado que este esquema de riego se practica desde 1912, se han realizado numerosas investigaciones sobre los efectos de las aguas residuales en el suelo y los cultivos. Estas se han enfocado principalmente, al análisis de la acumulación de metales pesados, agentes patógenos, materia orgánica y carbono orgánico disuelto (Sánchez González, 2006, Siebe, 1998, Siebe y Cifuentes, 1995). Sin embargo, existen pocos estudios que abordan la problemática del exceso de nutrimentos en dicho agroecosistema. En este sentido, en un estudio realizado por Siebe (1998), se determinó que anualmente se adicionan, tan sólo a las parcelas de alfalfa: 527, 227 y 781 kg/ha de N, P y K respectivamente. Estas cantidades exceden en 1.5-8 veces la capacidad de remoción de dichos macronutrientes por el cultivo mencionado. Adicionalmente, el mismo estudio señala que el contenido de MO y P en el suelo incrementa con el tiempo bajo riego, mientras que para el N dicho incremento es ligero, lo cual indica que este último puede estar perdiendo por lixiviación hacia las aguas subterráneas o estar liberando hacia la atmósfera en forma de gases nitrogenados, como el N₂O.

Con base en lo anteriormente expuesto, se considera que en los suelos agrícolas del Valle del Mezquital las prácticas de manejo (riego por inundación, aporte de altos contenidos de nutrimentos y MO en el agua de riego) fomentan las condiciones necesarias para la desnitrificación, con la consecuente emisión de óxido nitroso. Así, el objetivo del presente trabajo fue cuantificar dichas emisiones en una parcela de este agroecosistema.

III. ANTECEDENTES

III.1 CICLO DEL NITROGENO Y FUENTES DE N₂O

El ciclo del nitrógeno es uno de los principales ciclos biogeoquímicos. Su complejidad es alta, debido a que no solamente implica la transformación y movimiento del nitrógeno a través de la geosfera, biosfera, atmósfera e hidrosfera, sino que además, en cada uno de estos compartimientos puede encontrarse en una forma química diferente, por lo cual sus propiedades, comportamiento y consecuencias para el ambiente son también variables (Jaffe, 2000; Turco, 1997; Brady, 1996).

En la figura 1 se ilustran los principales reservorios, formas y procesos que interactúan en el ciclo y que a continuación se explican detalladamente.

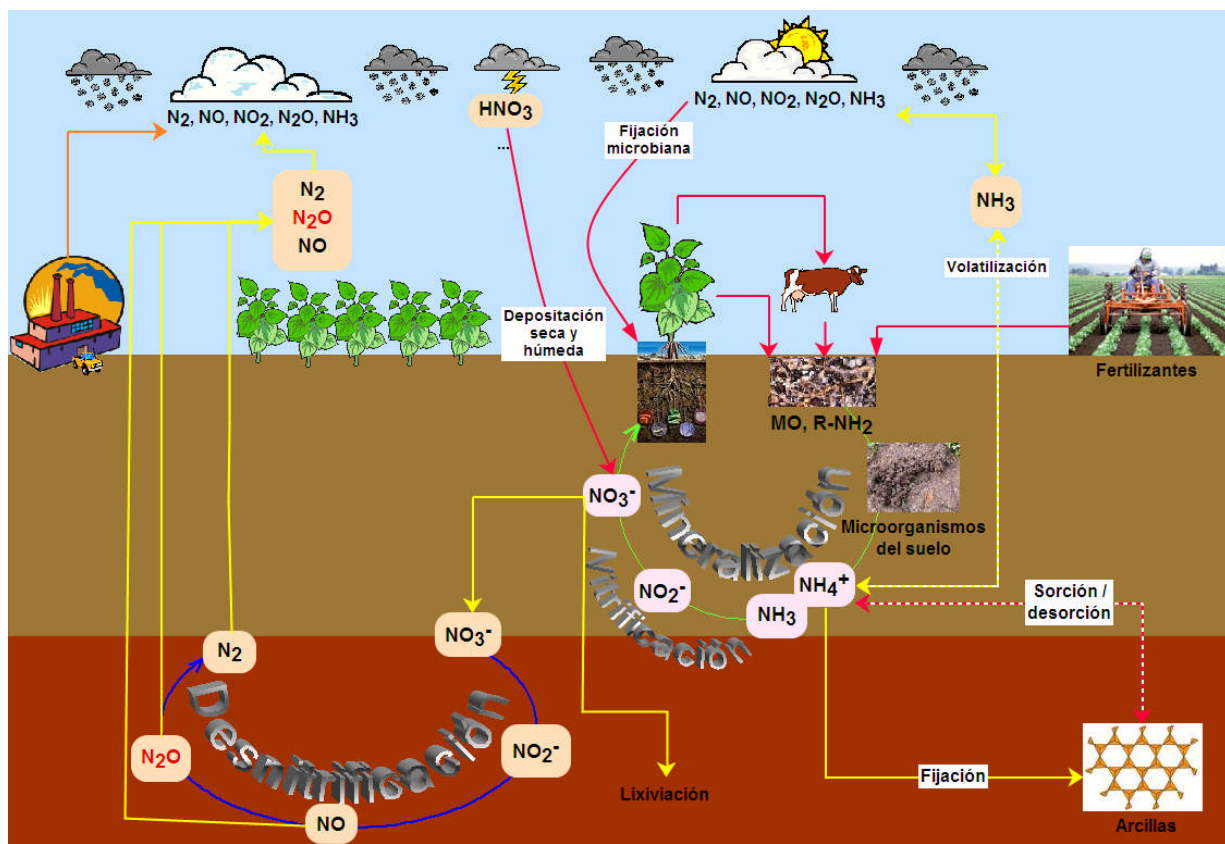


Figura 1. Ciclo del Nitrógeno

Fijación

El ciclo comienza cuando el nitrógeno atmosférico ingresa al suelo a través de la fijación biológica. La fijación consiste en la conversión del N₂ y los óxidos de nitrógeno atmosféricos a compuestos orgánicos biodisponibles. Es realizada por

un número limitado de microorganismos, incluyendo algunos actinomicetos (*Frankia*), ciertas cianobacterias, y particularmente bacterias como *Rhizobium* y *Bradyrhizobium*, que viven en simbiosis con determinadas leguminosas (Brady, 1996).

El mecanismo de la fijación está mediado por la acción de la enzima nitrogenasa que cataliza la reducción del N_2 a NH_3 :



El amoníaco así generado se combina con los ácidos orgánicos para formar aminoácidos y finalmente proteínas estructurales en los organismos o bien puede ser nitrificado y desnitrificado del mismo modo que otras especies de N (Freney, 1997; Brady, 1996).

Mineralización e inmovilización

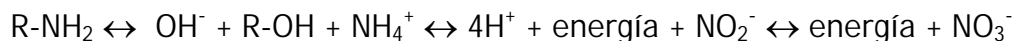
Aparte de la fijación, existen otras formas directas de **adición de nitrógeno** a los suelos, como son el esparcimiento de abono, la incorporación de los residuos de las cosechas, la aplicación de fertilizantes, agua de riego y lodos residuales (EPA, 2001; Mosier, et al., 1998).

En consecuencia, una gran cantidad del N que ingresa al suelo se encuentra en forma de compuestos orgánicos no disponibles para las plantas superiores. Por lo tanto, se requiere que los microorganismos degraden dichos compuestos hasta moléculas más simples que después serán hidrolizadas y oxidadas para convertirse en iones amonio y nitrato (NH_4^+ y NO_3^-). A este proceso se le conoce como **mineralización**, dado que implica la transformación de nitrógeno orgánico a especies minerales inorgánicas. El mecanismo procede de la siguiente manera:

→Mineralización→

!

→Nitrificación→



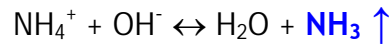
←Inmovilización←

El proceso inverso o **inmovilización**, comprende la conversión de nitrógeno inorgánico (NH_4^+ y NO_3^-) a formas orgánicas. Para ello, se requiere que los organismos incorporen las formas nitrogenadas minerales a sus componentes celulares, por ejemplo, en forma de proteínas. Cuando los organismos mueren, este N reingresaré al suelo como parte de la MO en descomposición.

Volatilización del amoníaco

El amoníaco (NH_3) puede producirse a partir del abono, los fertilizantes (particularmente amoníaco anhidro y urea), los residuos de plantas en

descomposición (principalmente leguminosas con alto contenido de N). En cualquier caso, el amoníaco está en equilibrio con el amonio (NH_4^+) de acuerdo con la siguiente ecuación:



De la reacción anterior se deduce que:

- 1) la volatilización es más pronunciada a pH's altos,
- 2) la adición de residuos o fertilizantes que produzcan NH_3 dirigirán la reacción hacia la izquierda, elevando el pH de la solución en la cual están disueltos,
- 3) conforme el suelo se va secando, el agua se remueve y la reacción se dirige nuevamente hacia la derecha,
- 4) las altas temperaturas en la superficie también favorecen la volatilización del amonio (Brady, 1996).

Una vez que el N que se incorporó al suelo es convertido a NH_4^+ y NH_3 . Estas moléculas pueden seguir diferentes vías. Algunas de ellas son fuentes de N_2O , ya sea como producto lateral o intermediario. En seguida se revisan detenidamente cada uno de estos procesos.

Fijación del amonio por las arcillas minerales

Es posible que antes de ser oxidado a NO_3^- , el ión amonio sea absorbido hacia las superficies con cargas negativas como las arcillas y el humus, quedando disponible para las plantas en el complejo de cambio.

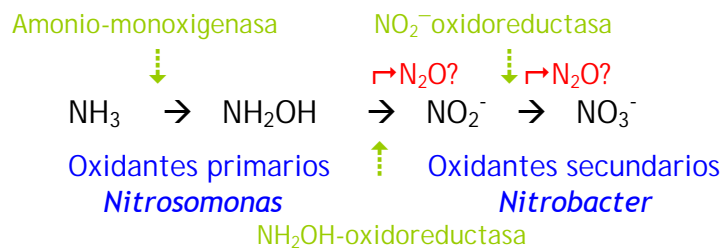
Debido a su radio iónico, el amonio también puede fijarse -mediante formación de enlaces con los silicatos- entre las capas de las arcillas del tipo 2:1, como la vermiculita y la esmectita. El amonio así fijado, se encuentra en forma no intercambiable y su liberación hacia las plantas y microorganismos es lenta (Brady, 1996).

Nitrificación

La nitrificación se define comúnmente como la oxidación biológica en tres pasos del amonio (NH_4^+) o amoníaco (NH_3) a nitrato (NO_3^-), con el nitrito (NO_2^-) como intermediario (McLain, et al., 2005; Cheng, et al., 2004). Es realizada por 2 grupos de microorganismos. Las bacterias autótrofas como *Nitrosomonas* y *Nitrobacter* que son los responsables de dicho proceso en la mayoría de los suelos y los organismos heterótrofos, principalmente hongos y algunas bacterias como *Pseudomonas* y *Alcaligenes*, que contribuyen de forma importante en suelos forestales y suelos muy ácidos o calientes (Wrage, et.al., 2001).

Nitrificación autótrofa

La nitrificación autótrofa es el principal mecanismo de formación de nitratos, implica la oxidación del $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ hasta NO_3^- , con la producción de algunos intermediarios:



La parte inicial de esta serie de reacciones es realizada por los oxidantes primarios; el género *Nitrosomonas* es el representante más común en los suelos. El primer intermediario generado es la hidroxilamina (NH₂OH), cuya oxidación es catalizada por la enzima amonio-monoxigenasa. Cabe destacar que la actividad de dicha enzima es inhibida por una gran cantidad de sustratos, entre ellos el acetileno (C₂H₂) (McCarty, 1999). Este hecho cobra vital importancia, cuando se requiere distinguir entre las fuentes de óxido nitroso (ver bloqueo por inhibidores).

La siguiente oxidación a NO₂⁻ es catalizada por la hidroxilamina-oxidoreductasa. El NO₂⁻ que se produce es utilizado por los oxidantes secundarios como *Nitrobacter*, que mediante la acción de la NO₂⁻-oxidoreductasa generan NO₃⁻ en una reacción de un sólo paso.

Bremner (1997), reporta la posible producción de N₂O como producto colateral, a partir de la descomposición química de un intermediario inestable -el ácido hiponitroso (H₂N₂O₂)- formado durante la oxidación enzimática de la NH₂OH a NO₂⁻:



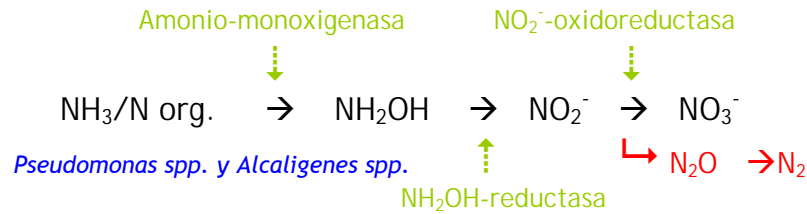
Dado que el N₂O formado durante la nitrificación autótrofa es el resultado de la descomposición química de los intermediarios como la NH₂OH o el NO₂⁻ mismo, se ha propuesto que ambos procesos constituyen una forma especial de quimiodesnitrificación. Sin embargo, aún resulta difícil determinar si este N₂O es producto de un mecanismo puramente biológico o uno químico (Wrage, et al., 2001).

Nitrificación heterótrofa

La nitrificación heterótrofa es más común entre representantes del reino fungi donde juega un papel importante en suelos con pH bajo. No obstante, existen algunas bacterias heterótrofas que tienen la capacidad de nitrificar (Wrage, et al., 2001).

Si bien el sustrato, los intermediarios y los productos de la nitrificación autótrofa y heterótrofa son los mismos, las enzimas que participan en ambos procesos difieren un poco entre sí. Por ejemplo, la amonio-monoxigenasa de *Pseudomonas denitrificans* no es inhibida por el C₂H₂ y la hidroxilamina-reductasa heterótrofa no contiene los grupos hemo de su contraparte autótrofa (Wrage, et al., 2001).

Los organismos nitrificantes heterótrofos son capaces de oxidar tanto el NH₃ como las formas orgánicas de N -entre ellas la urea- y también poseen la habilidad de desnitrificar bajo condiciones aeróbicas:



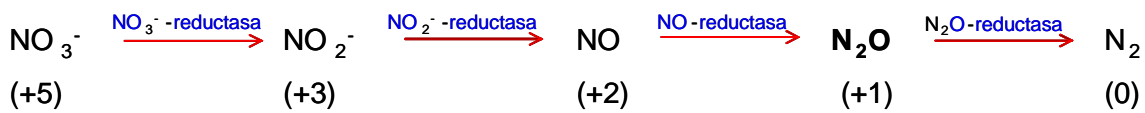
El N₂O es producido -al igual que en la desnitrificación- como un intermediario en la reducción de NO₂⁻ a N₂. Este mecanismo es significativo en medios con pH bajo, altas concentraciones de oxígeno y alto contenido de MO (Cheng, et al., 2004; Wrage, et al., 2001; Bremner, 1997).

A pesar de que la nitrificación es una fuente de óxido nitroso, en general, produce un valor promedio de dicho gas ≤1% del NH₄⁺ oxidado, por lo tanto se considera como **fuentes menor de N₂O** cuando se le compara con la desnitrificación (Mei, et al., 2004; Garrido, et al., 2002; Williams, et al., 1992).

Desnitrificación

La desnitrificación ocurre en condiciones **anaeróbicas** y microbiológicamente hablando, se define como la reducción bacteriana respiratoria de NO₃⁻/NO₂⁻ a NO, N₂O o N₂ gaseosos, acoplada a la fosforilación por transporte de electrones (Bremner, 1997; Garrido, et al., 2002).

El patrón de la desnitrificación se representa generalmente como:



Las reacciones son realizadas por los desnitrificantes, que se encuentran ampliamente distribuidos entre diferentes taxa bacterianos, incluyendo *Pseudomonas*, *Bacillus*, *Thiobacillus* y *Propionibacterium*. La mayoría de estos microorganismos son heterótrofos, anaerobios facultativos, que son capaces de utilizar al NO₃⁻ en lugar del oxígeno como aceptor de electrones en la cadena respiratoria (Carrillo, 2003; Wrage, et al., 2001).

Adicionalmente, se ha encontrado que las bacterias simbióticas del género *Rhizobium* tienen también la facultad de producir N₂O mediante desnitrificación en los nódulos de las raíces (Mosier, et al., 1998; Freney, 1997).

Las enzimas que catalizan las reacciones de reducción del NO₃⁻ son la nitrato-reductasa (Nar), nitrito-reductasa (Nir), óxido nítrico-reductasa (Nor) y óxido nitroso-reductasa (Nos). El N₂O se acumula cuando las 3 primeras enzimas son más activas que la Nos. Por lo tanto y al contrario de la nitrificación, en este

proceso el N_2O es un intermediario obligado y si la desnitrificación no es completa se emite como producto final.

Así, la razón N_2O/N_2 incrementa cuando el pH del medio es bajo (< 6.0), cuando existe algo de oxígeno en el suelo y cuando la razón C/N es baja, estos factores inhiben el sistema de la N_2O -reductasa, impidiendo la reducción final a N_2 (Cavigelli y Robertson, 2001; Wrage, et al., 2001; Nelson y Terry, 1996).

La composición de la comunidad desnitrificante también influye en la emisión del N_2O como compuesto terminal. En este sentido, se ha observado bajo condiciones experimentales que algunos microorganismos "truncan" su desempeño y no son capaces de realizar los cuatro pasos de la desnitrificación, aún cuando cuentan con la presencia del gen que codifica para la N_2O -reductasa. Lo anterior sugiere que la genética y regulación de la Nos es variable entre los diferentes taxa bacterianos (Mei, et al., 2004; Cavigelli y Robertson, 2001; Chèneby, et al., 1998).

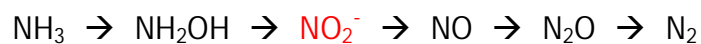
En resumen, la desnitrificación requiere las siguientes condiciones para llevarse a cabo:

- NO_3^- disponible para su reducción. Sin embargo, el exceso de nitratos inhibe la desnitrificación completa sobre todo cuando el pH del suelo disminuye.
- MO fácilmente degradable para ser utilizada por los microorganismos como fuente de carbono y energía.
- La fase gaseosa del suelo debe contener menos del 10% de oxígeno o menos de 0.2 mg/L de O_2 disuelto. El mecanismo procederá más rápido en ausencia total de oxígeno. No se requiere un suelo completamente anaeróbico, pueden ser micrositios localizados como el interior de los agregados.
- La temperatura debe ser de 2 a $>60^\circ C$, con una óptima entre 25 a $35^\circ C$.
- pH de 6 a 8 (Weitz, et al., 2001; Gödde y Conrad, 2000; Bremner, 1997; Yamulki, et al., 1997, Brady, 1996).

Nitrificación Desnitrificante

Es una extensión del proceso de nitrificación que puede producir también N_2O . Es realizada por un sólo grupo de microorganismos, las bacterias autótrofas NH_3 -oxidantes u oxidantes primarios como *Nitrosomonas*. Se caracteriza por ocurrir bajo condiciones aeróbicas y sin formación de nitrato:

→Nitrificación→ | →Desnitrificación→



Particularmente, se ha demostrado que *Nitrosomonas europaea* tiene la capacidad de producir la enzima nitrito-reductasa que reduce el NO_2^- a N_2O . Se

piensa que esta reacción es el resultado de un proceso reductivo donde los organismos utilizan al NO_2^- como aceptor de electrones (Bremner, 1997; Williams, et.al, 1992).

Se sabe muy poco sobre el significado ecológico de este proceso. No obstante, se proponen las siguientes razones para su ocurrencia:

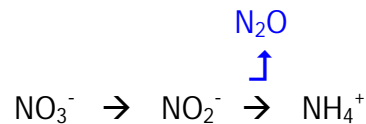
- 1) conservación del oxígeno para el paso inicial de la oxidación del NH_3 ,
- 2) remoción del NO_2^- , que es un producto tóxico para los organismos,
- 3) disminución de la competencia por el oxígeno, a través de la eliminación de la formación de NO_3^- .

Por consiguiente, se efectúa bajo condiciones ambientales particulares, incluyendo la *baja presión de O_2* , alto contenido de $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$, bajo contenido de C orgánico y posiblemente bajo pH (McLain, et al., 2005; Wrage, et.al., 2001).

Reducción disimilatoria de NO_3^- A NH_4^+ .

Se sabe que la reducción disimilatoria es realizada por bacterias fermentativas como *Clostridium* y *Enterobacter*, que usan al NO_3^- como sumidero de electrones.

Las bacterias fermentativas son capaces de reducir el NO_2^- a N_2O y a NH_4^+ , pero no llegan a reducir el óxido nitroso a N_2 :



Se cree que las condiciones favorables para este mecanismo no son muy comunes en los suelos naturales, ya que se requieren ambientes estrictamente anaeróbicos, ricos en C orgánico fácilmente oxidable, bajas concentraciones de NO_3^- y pH alto. Por ello se asume que dicho proceso es de poca importancia agrícola (Yin, et al., 2002; Mei, et al., 2004; Stevens, et al., 1998).

Nitrificación-Desnitrificación Acoplada

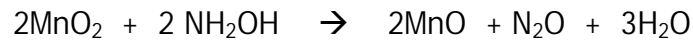
La nitrificación-desnitrificación acoplada no es un proceso *per se*. Este término se utiliza para señalar la presencia de ambientes donde coexisten al mismo tiempo condiciones favorables para la nitrificación y la desnitrificación en microhábitats cercanos.

El nitrato se produce en las capas superficiales aeróbicas o en las grietas, desde donde difunde a los sitios anaeróbicos como capas más profundas del suelo, zonas anegadas o el interior de los agregados para su reducción. Los puntos intermedios entre estas áreas, son los de mayor producción de N_2O (Wrage, et al., 2001; Arth, et al., 1998).

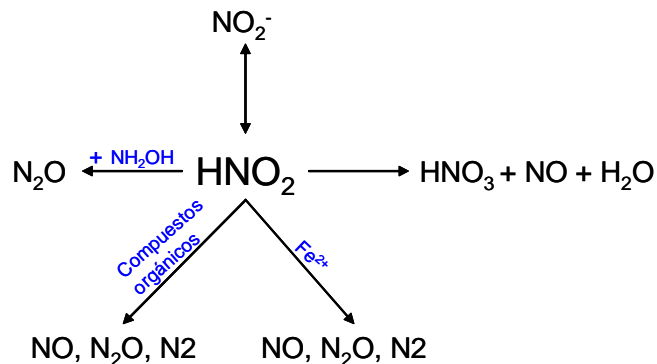
Quimiodesnitrificación

La mayoría de los autores agrupan bajo este término los mecanismos que implican la **descomposición química** de la NH_2OH y el NO_2^- mediante la reacción con compuestos orgánicos como las aminas, fenoles o con cationes inorgánicos de Mn, Fe o Cu.

Se propone que la reacción de la NH_2OH con compuestos de Mn da lugar a la formación de N_2O (Bremner, 1997), de acuerdo con la siguiente ecuación:



Por otra parte, la descomposición del NO_2^- , se realiza en suelos ácidos con pH menor a 5.5. De acuerdo con Van Cleemput, (1998), es necesario que el nitrito se acumule en una zona de mayor pH y luego difunda a los sitios ácidos donde es probable que ocurran las siguientes reacciones:



Se sugiere que estas reacciones tienen lugar en los sitios fenólicos o en los grupos amino de la MO. Dado que dichas reacciones se verifican en ambientes ácidos, el principal producto es el NO (Kester, et al., 1997). En consecuencia, las emisiones de N_2O debidas a quimiodesnitrificación se consideran exiguas con respecto a las producidas por los mecanismos biológicos antes mencionados (Wrage, et al., 2001; Bremner, 1997).

Adicionalmente, de las fuentes biológicas de N_2O , autores como Cheng, et.al. (2004), Khalil, et al. (2003), De Groot, et al. (1994), Liping, et al. (2000), Plöchl y Berg (2000), coinciden en que el óxido nitroso se emite primordialmente por **nitricación en condiciones aeróbicas y que la desnitrificación adquiere mucho mayor importancia bajo condiciones anaeróbicas.**

III.2. FACTORES QUE FAVORECEN LA EMISION DE N_2O

La emisión de N_2O hacia la atmósfera depende de su producción en el suelo y su difusión desde el mismo. Ambas condiciones están a su vez supeditadas a los

atributos físicos, químicos y biológicos del suelo, a la situación climática del medio, al manejo de la parcela y a las interacciones complejas entre estos factores. Por todo lo anterior, la emisión de N_2O de los sistemas agrícolas es altamente variable en tiempo y espacio (Huang, et al., 2002; Teira, et al., 1998; Grageda, et al., 2000).

Entre los principales reguladores de las emisiones de N_2O en los suelos se encuentran el contenido de humedad, la temperatura, el pH, la adición de N y el carbono orgánico disponible para la desnitrificación, etc. Pese a la gran cantidad de estudios realizados no ha sido posible distinguir la contribución individual de estos parámetros sobre la producción total, debido a que existen efectos sinérgicos o de enmascaramiento entre ellos (Cheng, et al., 2004; Huang, et al., 2004; Mei, et al., 2004; Huang, et al., 2002). A continuación se analiza con más detalle cada variable.

CARACTERISTICAS DEL SUELO:

Contenido de humedad.- Influye directamente sobre el Espacio Poroso Saturado con Agua (EPSA). Cuando éste aumenta, disminuye el contenido de poros con aire y se altera la disponibilidad de O_2 , por lo cual se afecta la actividad microbiana y el potencial redox del suelo.

En este sentido, diversos estudios han encontrado que la nitrificación se produce cuando el EPSA es menor al 50%. La desnitrificación se favorece entre valores de 50 y 70% o cerca de la capacidad de campo (CC), y en situaciones de anegación total (EPSA >80%), el N_2O es consumido y el producto más importante es el N_2 (Cheng, et al., 2004; Akiyama y Tsuruta, 2003; Weitz, et al., 2001; Hénault, et al., 1998; Mahmood, et al., 1997; Nelson y Terry 1996).

Cuando el suelo se seca lo suficientemente lento para permitir la coexistencia de la nitrificación y desnitrificación, las emisiones de N_2O son máximas. Por todo lo anterior, se ha utilizado al contenido de humedad como un indicador del estado de aireación del suelo (Pihlatie, et.al, 2004; Teira, et al., 1998).

Temperatura.- Este parámetro interviene en varios procesos, por ejemplo, afecta el contenido de humedad y la actividad de los microorganismos, por lo cual la tasa de mineralización y a su vez el potencial redox pueden verse modificados.

En este sentido, debe recordarse que la temperatura tiene una variación diurna, estacional y anual y que el metabolismo microbiano es dependiente de la misma. Así, la producción de N_2O se favorece cuando la temperatura oscila entre 20 y 40°C. Si aumenta este valor, tiende a incrementar la proporción de N_2 sobre N_2O (Huang, et al., 2002; Teira, et al., 1998).

pH.- La actividad desnitrificante se desarrolla favorablemente en el intervalo de 7-8 (Šimek, et al., 1999). De acuerdo con Yamulki y colaboradores (1997) cuando

el pH es ≈ 7 se favorece la producción de N_2O , de 7-8 se formará preferencialmente N_2 .

Van der Weerden, et al. (1999) y Teira, et al. (1998), establecen que por debajo de 6, la desnitrificación puede ser fuertemente inhibida, dado que el sistema enzimático de la N_2O -reductasa es más sensible a pH's bajos que las otras reductasas, por lo tanto, la razón N_2/N_2O incrementa cuando el pH aumenta.

Materia Orgánica (MO).- La razón C/N influye sobre la proporción de N_2O y el N_2 producido. Si la razón es baja, el N puede ser mineralizado, generando NO_3^- susceptible de desnitrificación. Aunado a lo anterior y dado que el contenido de C generalmente decrece con la profundidad, los potenciales de desnitrificación más altos normalmente se encuentran en las superficies más que en el subsuelo (Huang, et al., 2004; Teira, 1998).

Potencial Redox (PR).- La medición del potencial redox ofrece una valoración semicuantitativa de la intensidad de la oxidación o reducción en un suelo, lo cual es el reflejo de varias parejas redox que operan simultáneamente en un sistema dinámico (Van Bochove, et al., 2002).

La reducción es por definición, la ganancia de electrones, mientras que la oxidación es la pérdida de electrones. Debido a que las reacciones de oxidación generalmente ocurren en los suelos bien drenados y los procesos de reducción son más probables en suelos pobremente drenados o con exceso de agua, el potencial redox se utiliza para indicar el grado de aireación del suelo (Cuadro 1) (Tan, 1998; Brady, 1996).

Cuadro 1.- Valores de potenciales redox a diferentes estados de aireación del suelo

Estado de aireación del suelo	Eh (mV)
Suelos bien aireados	400 - 700 o más alto
Suelos pobremente aireados	300 - 350 o más bajo
Suelos inundados	-400 o más bajo

Entre los elementos químicos más importantes que son afectados por las reacciones redox en el suelo, se encuentran el C, N, O, S, Mn y Fe. Al respecto existe una secuencia de reducción bien definida (Cuadro 2).

Cuadro 2.- Secuencia de reacciones de reducción en suelos neutros

Media reacción (reducción)	Intervalo Eh de inicio (mV)
$\frac{1}{4}O_2(g) + H^+(ac) + e^-(ac) = \frac{1}{2}H_2O(l)$	295 a 649
$\frac{1}{2}NO_2^-(ac) + H^+(ac) + e^-(ac) = \frac{1}{2}NO_2^-(ac) + \frac{1}{2}H_2O(l)$	200 a 501
$\frac{1}{2}NO_3^-(ac) + \frac{6}{5}H^+(ac) + e^-(ac) = \frac{1}{10}N_2(g) + \frac{3}{5}H_2O(l)$	
$\frac{1}{8}NO_3^-(ac) + \frac{5}{4}H^+(ac) + e^-(ac) = \frac{1}{8}NH_4^+(ac) + \frac{3}{8}H_2O(l)$	

$\frac{1}{2}\text{MnO}_2(\text{s}) + 2\text{H}^+(\text{ac}) + \text{e}^-(\text{ac}) = \frac{1}{2}\text{Mn}^{2+}(\text{ac}) + \text{H}_2\text{O}(\text{l})$	200 a 400
$\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s}) + 2\text{H}^+(\text{ac}) + \text{e}^-(\text{ac}) = \text{Fe}^{2+}(\text{ac}) + 3 \text{H}_2\text{O}(\text{l})$ $\text{FeOOH}(\text{s}) + 2\text{H}^+(\text{ac}) + \text{e}^-(\text{ac}) = \text{Fe}^{2+}(\text{ac}) + 2 \text{H}_2\text{O}(\text{l})$	100 a 295
$\frac{1}{8} \text{SO}_4^{2-}(\text{ac}) + \frac{9}{8} \text{H}^+(\text{ac}) + \text{e}^-(\text{ac}) = \frac{1}{8}\text{HS}^-(\text{ac}) + \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}(\text{l})$ $\frac{1}{4} \text{SO}_4^{2-}(\text{ac}) + \frac{5}{4} \text{H}^+(\text{ac}) + \text{e}^-(\text{ac}) = \frac{1}{8}\text{S}_2\text{O}_3^{2-}(\text{ac}) + \frac{5}{8}\text{H}_2\text{O}(\text{l})$ $\frac{1}{8} \text{SO}_4^{2-}(\text{ac}) + \frac{5}{4} \text{H}^+(\text{ac}) + \text{e}^-(\text{ac}) = \frac{1}{8}\text{H}_2\text{S}(\text{ac}) + \frac{1}{2}\text{H}_2\text{O}(\text{l})$	-147 a 0.0

En el Cuadro 2 se observa que cuando el Eh de la solución del suelo es >295 mV, el oxígeno es consumido durante los procesos de respiración. Por debajo de dicho valor, el oxígeno se vuelve inestable en los suelos neutros. Si el Eh es <480 mV, los electrones disponibles comienzan a reducir el NO_3^- . En el intervalo de 300-400 mV comienza la reducción del Fe y Mn en fase sólida. No obstante, el Fe no es reducido hasta que el O_2 y el NO_3^- han sido consumidos, en tanto que la reducción del Mn puede proceder en presencia de nitrato (Sposito, 1989).

Entre los estudios que se han realizado para relacionar las emisiones de óxido nitroso con el potencial redox se encuentra el de Yu y colaboradores (2001), quienes incubaron varias suspensiones de suelo a diferentes condiciones redox y hallaron 2 emisiones máximas de N_2O , una a +400mV cuando la nitrificación es la fuente y otra a 0 mV cuando se debe a desnitrificación.

Fiedler (2000) señala que la validez de las valoraciones en laboratorio es limitada debido a que en las suspensiones o extractos se establecen condiciones artificiales y a que en los suelos naturales el Eh varía fuertemente con el tiempo, por lo cual es preferible realizar mediciones continuas *in situ*.

Este tipo de mediciones poseen otra ventaja adicional: proporcionan un panorama de la dinámica de los cambios en el perfil del suelo cuando las condiciones ambientales son drásticamente modificadas, por ejemplo, después de la adición de MO, anegamiento y fertilización (Van Bochove, et al., 2002).

Difusión de los gases.- La difusión es el principal mecanismo de movimiento de los gases en el suelo. Su desempeño se ve afectado por el contenido de humedad, la temperatura y la textura:

- un alto contenido de humedad inhibe la difusión del oxígeno, ya que éste difunde 10,000 veces más lento en el agua que en el aire, por lo tanto, se altera su suministro a los sitios metabólicamente activos y se favorecen las condiciones reductoras. Por otro lado, el óxido nitroso es altamente soluble en agua (2.2 mg/L a 20°C). Así, puede transportarse de forma disuelta hacia el agua subterránea o ser liberado gradualmente hacia la atmósfera conforme el suelo se va secando (Gödde y Conrad, 2000; Van Cleemput, 1998; Yoh, et al., 1997; Bandibas, et al., 1994).

- la solubilidad disminuye cuando aumenta la temperatura. En consecuencia, si existe un incremento en la temperatura del suelo, disminuye la solubilidad del N_2O en el agua y su difusión desde el subsuelo hasta la atmósfera es mayor (Teira, et al., 1998).
- El óxido nitroso producido bajo la superficie del suelo, puede ser reducido durante su ascenso hacia las capas superiores, especialmente cuando la difusión es lenta en los suelos de textura fina (Teira, et al., 1998).

Puntos críticos de emisión.- La variabilidad espacial en la emisión de N_2O es principalmente causada por la formación de **micrositios anaeróbicos** donde se verifica la desnitrificación. Dichos sitios pueden originarse a partir de diferentes condiciones:

- en zonas con alto contenido de MO, donde las reacciones de oxidación consumen el O_2 disponible,
- en suelos con alto contenido de arcillas que permiten una mayor retención de humedad,
- al interior de los agregados, (Freibauer y Kaltschmitt, 2003; Azam, et.al., 2002; Garrido, et al., 2002; Van Cleemput, 1998).

PRACTICAS AGRÍCOLAS:

Aplicación de N.- Algunos autores sugieren que las emisiones de N_2O del suelo son considerablemente mayores cuando se aplican fertilizantes nitrogenados orgánicos que cuando se aplica N mineral. Esto se debe a que los primeros proveen una fuente de C y N fácilmente disponibles para la actividad microbiana (Cheng, et al., 2004; Grageda, et al., 2000; Teira, et al., 1998; Huang, et al., 2004; Freibauer y Kaltschmitt, 2003; Bremner, 1997).

Riego.- El riego por inundación trae como consecuencia pérdidas de N por desnitrificación en mucha mayor cantidad que el riego por aspersion. Las prácticas de riego por inundación incrementan la compactación, la densidad y el encostramiento superficial, dando lugar a una baja infiltración (Nelson y Terry, 1996).

Sumidero.- En diversos estudios se han obtenido flujos negativos de N_2O . Esto indica que el suelo actúa como un sumidero. Dicho fenómeno tiene dos explicaciones:

La primera implica que dentro de la cámara de muestreo, la concentración de N_2O sobre el suelo, se incrementa mucho más de lo que hubiese sido posible al aire libre, donde la circulación normal de la atmósfera removería el N_2O inmediatamente después de su emisión. Luego el óxido nitroso es absorbido por el suelo donde es reducido hasta N_2 . Este mecanismo es promovido por las condiciones anaeróbicas y por las sustancias orgánicas que inducen la actividad microbiana y es dilatado por una alta concentración de nitratos (Williams, et.al, 1992).

La segunda opción es la que reportan Teira y colaboradores (1998), sobre los resultados de Ryden (1981), quién midió el intercambio de N_2O durante 12 meses en un pastizal fertilizado, y encontró que el suelo actuó como un sumidero de este gas, cuando el contenido de NO_3^- era bajo y cuando el contenido de agua excedía el 20%.

III.3. MÉTODOS PARA CUANTIFICAR LA EMISIÓN DE N_2O

Dadas las complejas interacciones de los parámetros ambientales que contribuyen a la emisión de N_2O en el suelo, se han desarrollado diferentes métodos para cuantificar su emisión así como para distinguir entre las diversas fuentes que favorecen su producción.

Revisemos primero los métodos disponibles para cuantificar la emisión total de óxido nitroso.

CAMARA ESTÁTICA O CERRADA.- Es un método ampliamente utilizado y muy versátil para cuantificar NO y N_2O , tanto a nivel de campo como en experimentos en invernadero o laboratorio.

Se basa en la medición de la acumulación de gases en una cámara cerrada insertada en el suelo, cuya forma puede ser cilíndrica o rectangular de PVC, policarbonato, plexiglas, acero inoxidable o galvanizado (Akiyama, et al., 2003; Longoria, et al., 2003; Arcara, et al., 1999; Brumme, et al., 1999; Van der Weerden, et al., 1999). El tamaño es variable y depende del área de superficie a muestrear, así como de la variabilidad espacial en la emisión del gas.

En este sentido, Kaiser y colaboradores (1998) encontraron durante un estudio realizado con cámaras pequeñas (área superficial = 281 cm^2), que la variabilidad espacial de las emisiones de N_2O en un campo experimental en la baja Sajonia, Alemania, era mayor a 150%. Con el fin de obtener flujos representativos, integrar la variabilidad espacial y reducir el número de réplicas implementaron el uso de cámaras de muestreo que cubrieran un área superficial mayor (5.76 m^2) para una investigación posterior en el mismo sitio.

En general, las cámaras cerradas constan de 2 partes: un marco que se inserta en el suelo y una tapa removible equipada en la parte superior con un puerto de muestreo, por donde se toman las muestras a diferentes intervalos de tiempo, generalmente en viales (*headspace*) o jeringas cromatográficas. El análisis de las muestras se realiza por cromatografía de gases y la variación en la concentración de N_2O con respecto al tiempo sigue un comportamiento lineal (Huang, et al., 2002; Weitz, et al., 2001; Liping, et al., 2000; Hénault, et al., 1998; Jørgensen, et al., 1998; Kamp, et al., 1998; Teira, et al., 1998; Veldkamp y Keller, 1997; Yamulki, et al., 1997; Yoh, et al., 1997; Levine, et al., 1996; Schiller y Hastie,

1996; Flessa y Dörsch, 1995; Van Cleemput, et al., 1994; Velthof y Oenema, 1994; Sanhueza, et al., 1990; Vitousek, et.al, 1989; Skiba, et al., 1998).

Entre las principales ventajas de este método se encuentran su simplicidad, bajo costo, facilidad para trabajar diferentes dimensiones de área, la obtención de duplicados coincidentes en espacio y tiempo. La principal desventaja es que mientras se encuentra sellada durante el período de muestreo, es posible que se formen condiciones artificiales como un incremento en la temperatura o que existan efectos de retroalimentación de gases entre el suelo y la atmósfera interior de la cámara (Schiller y Hastie, 1996; Williams, et.al, 1992).

INCUBACIÓN.- Se utiliza principalmente para determinar la emisión de óxido nitroso del suelo bajo condiciones controladas. Para ello se colocan muestras de suelo en botellas de 150 a 250 mL de volumen, equipadas con un puerto de muestreo en la tapa.

La incubación se realiza a diferentes temperaturas, contenido de humedad, MO, pH, fertilizantes etc., con el fin de determinar el efecto de cada variable sobre la producción total de N_2O , lo cual constituye su principal ventaja. Entre los inconvenientes del método se encuentra la creación de condiciones artificiales en el laboratorio (Pihlatie, et al., 2004; Khalil, et al., 2003; Garrido, et al., 2002; Huang, et al., 2002; Yu, et al., 2001; Grageda, et al., 2000; Teira, et al., 1998; Kester et al., ; 1997; Mahmood, et al., 1997; Yamulki, et al., 1997; Nelson y Terry, 1996; Dendooven y Anderson, 1995; Bandibas, et al., 1994).

Ya que tanto el método de la cámara estática como el de incubación son útiles para cuantificar emisiones totales de óxido nitroso, se han utilizado acoplados a otros procedimientos con el objetivo de dilucidar entre los posibles procesos responsables de su producción. Revisemos ahora estas técnicas utilizadas para distinguir entre los diferentes mecanismos de generación de N_2O .

APLICACIÓN DE INHIBIDORES O BLOQUEADORES.- Las fuentes de N_2O pueden ser identificadas utilizando inhibidores selectivos. Existen varios compuestos empleados como inhibidores de la nitrificación, algunos ejemplos son la nitrapirina, carburo de calcio, metilfluoruro, diciandiamida, dimetil éter y acetileno.

La inhibición por acetileno es la técnica más empleada comúnmente. A bajas concentraciones (0.01 a 0.1%) el C_2H_2 bloquea la oxidación autótrofa del amonio en la nitrificación (actuando a nivel de la enzima amonio-monooxigenasa) y a concentraciones altas (1-10%) bloquea la reducción de N_2O a N_2 durante la desnitrificación (inhibiendo a la enzima N_2O -reductasa). Así, la contribución de la nitrificación a la producción total de N_2O se calcula a partir de la diferencia entre la producción de óxido nitroso antes y después de la adición de acetileno (Pihlatie, et al., 2004)

Dado que la recuperación de la actividad de la enzima amonio-monooxigenasa requiere la síntesis nueva de proteínas, su restablecimiento comienza varios días después de la remoción del acetileno, mientras que el efecto sobre la reducción del N_2O en la desnitrificación desaparece tan pronto como se termina la exposición al inhibidor. Así que, la producción de N_2O por nitrificación y desnitrificación puede evaluarse a través de la exposición del suelo a altas concentraciones de acetileno por un periodo corto y midiendo la producción de N_2O después de que el acetileno ha sido removido y después de que las condiciones se han estabilizado (Pihlatie, et al., 2004; Kester, et al., 1997).

Este método se puede aplicar *in situ*, con la ventaja de realizarse a la misma temperatura de campo o *ex situ*, donde se pueden variar diferentes parámetros como el contenido de humedad, la temperatura y el fertilizante (Nakajima, et al., 2005; Chiu, et al., 2004; De Wever y Strong, 2004; Garrido, et al., 2002; Gödde y Codnrad 2000; Grageda, et al., 2000; Gödde y Conrad, 1999; McCarty, 1999; Mogge, et al., 1999; Šimek y Hopkins, et al., 1999; Müller, et al., 1998; Stevens y Laughlin, 1998, Teira, et al., 1998; Freney, 1997; Kester, et al., 1997; Nelson y Terry, 1996; Smith y Duff, 1988; Hallmark y Terry, 1985).

Las principales desventajas del método incluyen:

- la obstrucción de la formación de NO_3^- , que es el compuesto necesario para el inicio de la desnitrificación,
- los tanques de acetileno purificado suelen contener cantidades sustanciales de acetona, la cual es un sustrato fácilmente utilizable por los microorganismos desnitrificantes cuando no existe suficiente MO, en consecuencia parece probable que la contribución de los desnitrificantes a la producción de N_2O en los suelos minerales sea sobreestimada,
- la difusión del acetileno es limitada, especialmente en suelos húmedos o muy arcillosos. Este hecho particular ha restringido su aplicación para distinguir a la nitrificación desnitrificante como fuente de N_2O (Wrage, et al., 2001; Paramasivam, et al., 1998; Williams, et.al, 1992).

TRAZADORES.- Son básicamente dos, el flujo de gas ^{13}N , que debido a su breve tiempo de vida y a la dificultad para prevenir posibles contaminaciones, del N marcado con el N_2 atmosférico del campo, sólo ha sido posible su empleo en estudios de laboratorio para determinar la emisión aeróbica de N_2O (Stevens, 1997; Stevens, et al., 1998).

El otro trazador es el gas ^{15}N . La base del método es la aplicación de fertilizante nitrogenado enriquecido con ^{15}N (20-80%) a una parcela de suelo, se acopla con el método de la cámara estática y/o incubación y se mide la cantidad de N_2 y N_2O producido después de la desnitrificación, cuantificando el incremento de gases con ^{15}N en el *headspace* (Chiu, et al., 2004; Yoshida, et al., 2000; Liang, et al., 1999).

La cuantificación de la distribución de los átomos de ^{15}N en las moléculas de N_2 y N_2O se realiza por espectrofotometría de masas de razones isotópicas (IRMS, por sus siglas en inglés) con colector triple (Arah, 1997).

Si el enriquecimiento y distribución de átomos de ^{15}N en la molécula de N_2O es aleatorio, entonces este último proviene de una sola fuente, si no es aleatorio, tendrá al menos dos orígenes (Stevens y Laughlin, 1998; Stevens, et al., 1998).

Debido a que el flujo de ^{15}N no interfiere con los procesos de transformación del N, es posible distinguir entre los diferentes mecanismos como fuentes de N_2O *in situ*. El principal inconveniente, es que se asume que el reservorio de NO_3^- que será desnitrificado es uniformemente marcado con ^{15}N y que el óxido nitroso generado por cada proceso no se mezcla entre sí (Stevens, 1997; Stevens, et al., 1998; Chen, et al., 1995; Smith y Duff, 1988; Hallmark y Terry, 1985).

FLUJO DE N_2 .- Este método se caracteriza por medir únicamente desnitrificación completa, es decir, cuantifica la producción total de N_2 sin considerar compuestos intermediarios como el N_2O .

Se requiere una cámara de flujo de forma cilíndrica, construida exclusivamente con vidrio y metal, sellada con una tapa de Al y equipada con un sistema de inyección continuo ensamblado al puerto de muestreo.

Para realizar el muestreo, se coloca un poco de suelo al interior de la cámara de flujo, cuya atmósfera inicial es reemplazada con $\text{He} + \text{O}_2$ (79/21%), se deja acondicionando bajo estas circunstancias durante 2 días, se humedece la muestra con agua mineralizada, y se toman las muestras de gas con la ayuda de una jeringa. Las muestras se analizan por cromatografía de gases con detector de conductividad térmica.

La principal virtud del método es que no requiere la adición de inhibidores ni trazadores, sin embargo se requiere reemplazar el N_2 del suelo por $\text{O}_2 + \text{He}$ (21/79%), para poder cuantificar el nitrógeno molecular como producto final de la desnitrificación (Arth, et al., 1998).

A pesar de los diversos métodos disponibles para distinguir entre los diferentes mecanismos de generación de óxido nitroso, en muchas ocasiones aún resulta complicado concretar tal distinción. Garrido, et al. (2002) señala que estas dificultades se deben esencialmente a:

- 1) que estos procesos interactúan entre ellos y la desnitrificación en condiciones naturales depende de la existencia de sustratos (NO_3^- y NO_2^-) derivados de la nitrificación,
- 2) ambos pueden ocurrir al mismo tiempo entre y al interior de los agregados,
- 3) no existen inhibidores eficientes para el paso inicial de la desnitrificación en los suelos.

III.4. MAGNITUDES

Las emisiones totales globales de N₂O, incluyendo las fuentes naturales y las antropogénicas se muestran en la siguiente figura:

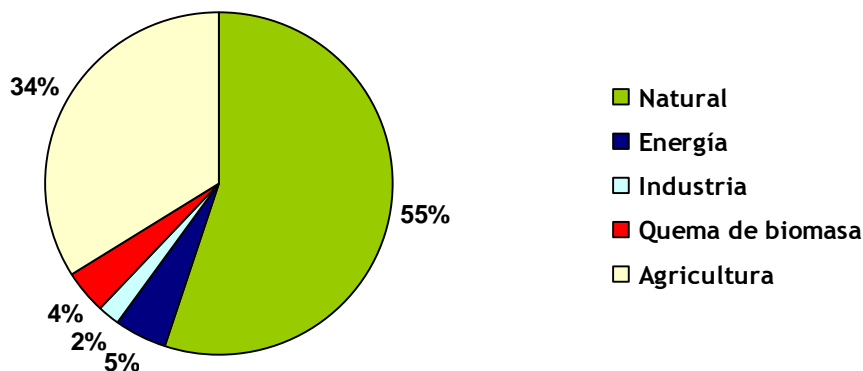


Figura 2.- Emisiones totales globales de N₂O estimadas para el año 1994
(Fuente: Kroeze y Mosier, 2000)

Se observa que las fuentes naturales de N₂O contribuyen con el 55% al total global. Esto se traduce en ≈10 Tg N/año, de los cuales los océanos emiten el 30%, **los suelos el 65%**; el resto es producido por otros sistemas acuáticos y por la formación química de este compuesto en la atmósfera (IPCC, 2001; Kroeze y Mosier, 2000).

Las emisiones de las fuentes antropogénicas (45% restante) como la agricultura, combustión de biomasa, actividades industriales y quema de combustibles fósiles, ascienden a ≈7 Tg N/año (IPCC, 2001). De este total, **los suelos agrícolas aportan del 60 al 81%** (Mei, et al., 2004; Pihlatie, et al., 2004; Garrido, et al., 2002; Sozanska; et al., 2002; Gödde y Conrad, 2000; Kamp, et al., 1998; Teira, et al., 1998; Freney, 1997; Langeveld y Hofman, 1994).

En general, tanto los suelos naturales como los agrícolas son los principales productores de óxido nitroso. No obstante, se estima que las emisiones de los primeros -suelos no cultivados y ecosistemas naturales- en las regiones templadas y tropicales es <1 y 2 kg N/ha año respectivamente, en tanto que para los suelos fertilizados tiende a ser >3 kg N/ha año (Freney, 1997).

En el cuadro 3 se proporciona una revisión de algunos estudios disponibles sobre los flujos de N₂O emitidos por diferentes ecosistemas.

Cuadro 3. - Comparación de emisiones de N₂O entre diferentes usos de suelo.

USO DE SUELO	PAIS	CARACTERISTICAS	FLUJO (mg N-N ₂ O m ⁻² h ⁻¹)	REFERENCIA
Bosque boreal	Canadá		0.003	Schiller y Hastie, 1996
Bosque deciduo	Bélgica		0.004 a 0.047	Vervaet, et al., 2000
Bosque templado	Alemania		0.1	Brumme, et al., 1999
Bosque tropical deciduo	México	Entisol	0.004 a 0.017	Vitousek, et al., 1989
Pastizal	Bélgica	Franco arenoso	0.097	Van Cleemput, et al., 1994
Pastizal	Inglaterra	Franco limoso arcilloso	0.046	Yamulki, et al., 1997
Suelo agrícola	España	Arcilloso	-0.166 a 1.620	Teira, et al., 1998
Suelo agrícola	Irlanda	Ácido	1.775	Stevens, et al., 1998
Suelo agrícola	Alemania	Arenosol	0.060	Mogge, et al., 1999
Suelo agrícola	Nueva Zelanda	Franco limoso	0.348	Van der Weerden, et al., 1999
Suelo agrícola	Francia	Luvisol gléyico	0.066 a 0.233	Hénault, et al., 1998
Suelo agrícola	Reino Unido	Franco arcilloso	0.327	Skiba, et al., 1998
Suelo agrícola	Costa Rica	Franco	0.035 ± 0.043	Weitz, et al., 2001
Suelo agrícola (bananas)	Costa Rica	Andosol	0.314	Veldkamp, et al., 1997
Suelo agrícola (bananas)	Costa Rica	Inceptisol	0.093	Veldkamp, et al., 1997
Suelo agrícola (maíz)	Pakistán	Franco areno arcilloso	1.891	Mahmood, et al., 1997
Suelo agrícola (maíz)	Canadá	Arcilloso	0.18 a 0.864	McKenzie, et al., 1998
Suelo agrícola (maíz)	México	Lluvia + urea	3.06E ⁻⁶ a 5.51E ⁻⁴	Longoria, et al., 2003
Suelo agrícola (trigo)	México	Agua residual + urea	-4.84E ⁻⁴ a 0.385E ⁻⁴	Longoria, et al., 2003
Suelo agrícola (trigo)	China		0.035 a 0.091	Liping, et al., 2000

Entre las causas de las mayores producciones de N₂O en los suelos agrícolas se encuentran las diversas prácticas de manejo (uso de fertilizantes nitrogenados, forma de riego, tipo de cultivos) que se aplican a estas áreas.

Como se ha visto anteriormente, el uso de fertilizantes es una fuente de N susceptible de nitrificación y desnitrificación con la consecuente emisión de

óxido nitroso. En este sentido y basado en diferentes estudios, Kroeze y Bouwman (1994) proponen la siguiente ecuación para estimar las emisiones de este gas a partir de distintos tipos de fertilizantes:

$$\text{N}_2\text{O emitido} = 1.25\% \text{ del N aplicado (kg N/ha)}$$

Con respecto a las prácticas de riego, Nelson y Terry (1996), determinaron que la desnitrificación se favorece 4 veces más cuando se realiza riego por inundación que por aspersión. En promedio, observaron que los suelos inundados perdieron semanalmente 2.5% del N adicionado, mientras que los suelos regados por aspersión sólo perdieron 0.6%.

Así, el manejo de la parcela contribuye a las emisiones, pero las fuerzas directrices de la actividad microbiana están íntimamente ligadas con el clima, propiedades del sitio y la historia del uso del suelo (Freibauer y Kaltschmitt, 2003).

III.5. OPCIONES PARA CONTROLAR LAS EMISIONES

Se pueden distinguir diversas estrategias de control de la producción de óxido nitroso procedente de las actividades agrícolas, las cuales implican desde un uso más eficiente del N en los suelos hasta la reducción de la cantidad de N que es convertido a N_2O . Lo anterior puede conseguirse a través de diferentes alternativas:

- 1) Empatar la adición de N con las demandas del cultivo: Permite que el nitrógeno adicionado sea aprovechado por las plantas, principalmente durante la temporada de crecimiento. Es deseable que dicha aplicación se realice durante períodos relativamente secos, para favorecer por un lado el proceso de nitrificación -que genera pérdidas mínimas de N_2O - y por otro se evitan condiciones reductoras en el ambiente que den lugar a la desnitrificación (Kroeze y Mosier, 2000; Freney, 1997; DeGroot, 1994; Van Cleemput, 1994).
- 2) Agregar inhibidores de la nitrificación junto con el fertilizante: Puede ser acetileno adicionado con carburo de calcio encapsulado. El objetivo es inhibir la nitrificación, es decir, conservar el N en forma de amonio. El carburo de calcio encapsulado va liberando lentamente al bloqueador, con ello se asegura que el acetileno se mantendrá en el suelo durante la temporada de crecimiento en la concentración requerida para inhibir la oxidación del amonio (Tsuruta y Akiyama, 2000; Hénault, et al., 1998; Freney, 1997; McTaggart, et al., 1994).
- 3) Mantener una cubierta vegetal permanente: Las plantas perennes tienen una temporada de crecimiento más larga y por lo tanto una prolongada

absorción de nitrógeno comparada con los cultivos anuales y no existe período de barbecho. Esto ayuda a prevenir la acumulación de N mineral en el suelo como puede pasar después que se cosechan los cultivos anuales. Los suelos con cultivos de pastos tienden a acumular más carbón disponible en la capa superficial que los suelos arables quienes tienden a tener relaciones C/N más pequeñas como resultado del consumo de C y la fertilización intensiva (Freibauer, 2003; Van der Weerden, et al., 1999; Freney, 1997).

- 4) Controlar el pH del suelo: Manteniendo el pH a ≈ 6.5 se minimiza la nitrificación, por lo tanto, no existe sustrato disponible para la desnitrificación (Harnisch y Reilly, 2000; Van der Weerden, et al., 1999; Stevens, 1998).
- 5) Prácticas adecuadas de riego: Se recomienda sobre todo evitar condiciones reductoras prolongadas en el suelo (Freney, 1997). De acuerdo con Nelson y Terry (1996), el riego por aspersión emite hasta 4 veces menos N_2O que el riego por inundación.
- 6) Mantener el drenaje del suelo: Evitando la compactación se mantiene la estructura del suelo y la porosidad asociada, con ello se asegura una buena infiltración del agua y se favorecen las condiciones aeróbicas (Kroeze y Mosier, 2000).

IV. OBJETIVOS

Objetivo general:

Determinar las salidas de N por desnitrificación en dos unidades de suelo (Vertisol y Feozem) regadas con aguas residuales en el Valle del Mezquital.

Objetivos particulares:

- Determinar las condiciones redox *in situ* en los suelos antes, durante y después del riego de la parcela.
- Cuantificar la producción de N₂O antes, durante y después del riego de la parcela.

V. HIPÓTESIS

Si la desnitrificación se favorece bajo condiciones reductoras, entonces la mayor producción de N_2O se verificará durante e inmediatamente después del riego cuando el suelo se encuentra saturado con agua.

Dado el aporte de nitrógeno que ingresa al suelo a través de las aguas residuales y al tipo de riego que se aplica en la parcela, se espera que la magnitud de la desnitrificación sea comparable a las reportadas para suelos agrícolas fertilizados.

VI. DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

El Valle del Mezquital se localiza en la parte suroeste del estado de Hidalgo, a una altitud media de 1,895 msnm y cubre una superficie aproximada de 2,429 km². Está limitado al norte por el valle de Ixmiquilpan, al este por el valle y la sierra de Actopan, al oeste por la sierra de Xinthe y al sur por el Estado de México (CNA, 2002).

Dicho valle contiene el más grande y viejo sistema de riego de cultivos con aguas residuales de México. Actualmente, alrededor de 85,000 ha de suelo que anteriormente pertenecían a una zona semiárida son regadas con aguas residuales provenientes de la Cd. de México, donde se cultivan una gran variedad de cultivos forrajeros y hortalizas. El agua residual se distribuye a través de un complejo sistema de presas de almacenamiento y canales, y se colecta en drenajes agrícolas en la parte baja del sistema. Sólo parte del agua recibe una forma de tratamiento primario en las lagunas de almacenamiento antes del riego. El resto se aplica ya sea directamente o como una mezcla (80% agua residual, 20% agua fluvial) (Gallegos, et.al, 1999).

El sistema entero se divide en dos distritos de riego (DR): 003 y 100. El primero está integrado por 14 municipios (cuadro 4), que cubren una superficie de 52,270 ha, y una superficie total regable de 34,970 ha (CNA, 2002).

Cuadro 4.- Superficie total regable por municipio

Municipio	Superficie (ha)
Atitalaquia	2 298.31
Atotonilco de Tula	258.56
El Arenal	44.10
Chilcuautla	61.80
Ixmiquilpan	315.59
Mixquiahuala	8 032.17
Progreso	2 218.40
Tepatepec	4 997.28
Tepetitlán	1 013.50
Tetepango	666.47
Tezontepec	6 238.36
Tlahuelilpan	1 090.51
Tlaxcoapan	2 599.66
Tula	5 135.47
Total	34,970.18

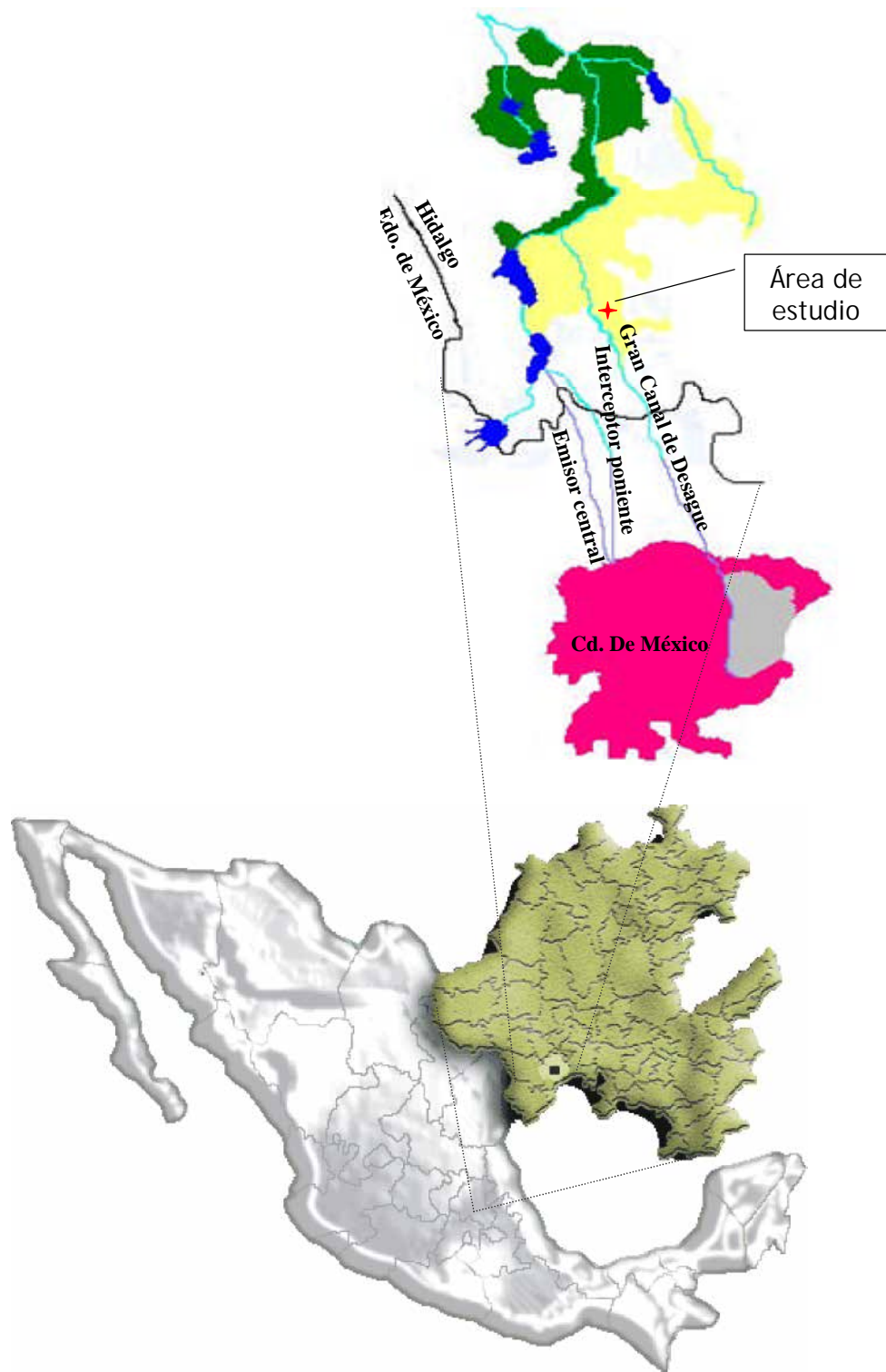


Figura 3. Localización de la zona de estudio

La zona de estudio es una parcela agrícola, localizada al interior del Rancho Chelita, en el municipio de Atitalaquia (20° 04' N, 99° 13' W), DR 003 (figura 3).

GEOLOGÍA

El Mezquital forma parte del Altiplano Mexicano, dentro de la provincia del Eje Neovolcánico. Está compuesto de rocas volcánicas de diversas edades y composiciones, así como de sedimentos calcáreos. Las rocas más antiguas en el área son sedimentos del Cretácico inferior cubiertas por rocas del Terciario y Cuaternario depositadas durante un período de vulcanismo. La actividad tectónica subsiguiente ha desarrollado una estructura compleja de fracturas y fallas. Los depósitos fluviales y aluviales del Holoceno y recientes forman el relleno del valle (INEGI, 2005; BGS y CNA, 1995).

SUELOS

El DR 003 pertenece a la subprovincia fisiográfica de las Llanuras y Sierras de Querétaro e Hidalgo. Esta subprovincia, formada en su mayor parte por sierras, lomeríos bajos de material volcánico y llanuras, sustenta un mosaico edáfico más o menos homogéneo. Así, sobre las sierras dominan los suelos someros en tanto que en las llanuras abundan los suelos profundos (CNA, 2002).

En particular, en la parcela de estudio se identifican 2 unidades de suelo: Vertisol y Feozem.

Los Vertisoles son suelos que se presentan en climas templados y cálidos, en zonas en la que hay una marcada estación seca y otra lluviosa. Después de mezclados los primeros 18 cm, tienen 30% o más de arcilla hasta al menos 50 cm de profundidad. Se caracterizan por las grietas anchas y profundas que aparecen en ellos en la época de sequía, presentan facetas de fricción-presión (slikensides) o agregados estructurales en forma de cuña o paralelepípedo a una profundidad entre 25 y 10 cm. Son suelos muy pegajosos cuando están húmedos y muy duros cuando están secos. Su utilidad agrícola es muy extensa y productiva. Son casi siempre muy fértiles pero ofrecen ciertos problemas para su manejo, ya que su dureza dificulta la labranza y con frecuencia presentan problemas de inundación y drenaje (INEGI, 1990).

Los Feozem son suelos que se encuentran en diversas condiciones climáticas, desde zonas semiáridas, hasta templadas o tropicales muy lluviosas. Su característica principal es una capa superficial oscura, suave, rica en materia orgánica y en nutrientes. Son abundantes en nuestro país, y los usos que se les dan son variados, en función del clima, relieve y algunas condiciones del suelo. Sus principales limitaciones son su susceptibilidad a las inundaciones y a la erosión (INEGI, 1990).

CLIMA

El clima en la región es semiseco templado (Bs1k) con una temperatura media de 18.3°C y lluvias en verano. La precipitación promedio se estima en 450 mm/año y una evapotranspiración potencial anual de 2100 mm (INEGI, 2005; BGS y CNA, 1995).

Debido a la pronunciada estacionalidad de la lluvia, y con el fin de obtener altas producciones de los diversos cultivos, el uso de las aguas residuales para riego es indispensable esta zona (Siebe, 1998).

HIDROGRAFÍA

El Valle del Mezquital pertenece a la Región Hidrológica No. 26, Parcial, Alto Pánuco, Cuenca del río Tula (CNA, 2002).

Los principales ríos que se encuentran en la región son el Tula y el Actopan, los cuales forman parte del sistema Moctezuma-Pánuco. El suroeste (SO) del Valle es drenado por el río Tepeji que a su vez recibe agua fresca de las presas Requena y Taxhimay. Después de atravesar la presa Endhó (la principal laguna de almacenamiento de aguas residuales), el río se conoce como Tula, que subsecuentemente se une con el Río Salado (figura 4).

El río Salado recibe aportaciones del antiguo túnel de Tequixquiac. A la altura de Atitalaquia deriva parte de sus aguas al DR 003 y en Tezontepec se incorpora al río Tula; a partir de este punto, la calidad del agua se deteriora aún más por esta nueva inclusión de las aguas negras provenientes de la Ciudad de México (CNA, 2002). El este del valle es drenado por el mismo río Tula que desciende desde Pachuca y luego confluye con los ríos Hondo y San Juan del Río para convertirse en el río Moctezuma (BGS y CNA, 1995).

En su estado natural, la zona disponía de recursos hidráulicos muy limitados, el escurrimiento superficial y la recarga natural de los acuíferos eran de reducida magnitud a causa de la baja precipitación pluvial. Sin embargo, a partir de la introducción de las aguas residuales procedentes del Valle de México a fines del siglo pasado, sus condiciones hidrológicas se fueron modificando sustancialmente. Actualmente, la zona recibe aproximadamente $40\text{m}^3/\text{s}^1$ de aguas residuales no tratadas que se utilizan parcialmente mezcladas con el escurrimiento natural del río Tula (CNA, 2002).

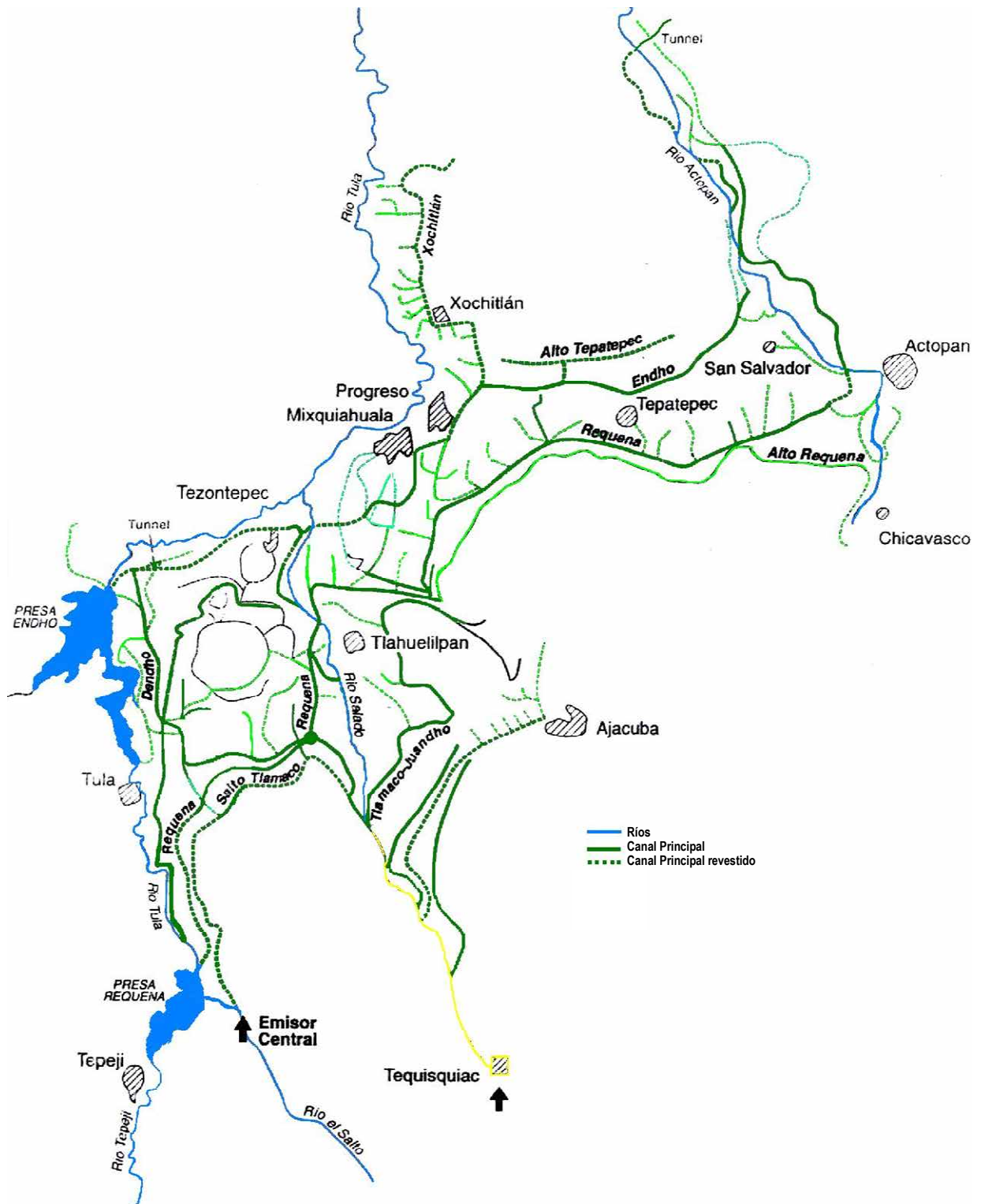


Figura 4. Hidrografía de la zona de estudio

VII. MATERIALES Y MÉTODOS

MUESTREO

Al interior del rancho Chelita se escogió una parcela agrícola de 5.5 ha, con cultivos anuales de alfalfa y cuyo riego por inundación con láminas de 20 cm de aguas residuales se realiza aproximadamente cada 28 días (figura 5).

En la parcela se ubicaron 4 sitios de muestreo: 2 en un suelo Vertisol y 2 en Feozem, como se muestra en la figura 6. En cada punto se realizó la apertura del perfil de suelo correspondiente para realizar su descripción y toma de muestras con base en el manual de Siebe y colaboradores (1996). Posteriormente, a cada muestra de suelo se le determinaron las propiedades enlistadas en el cuadro 5:

Cuadro 5. Propiedades del suelo

PROPIEDAD	MÉTODO	REFERENCIA
Densidad aparente (DA)	Gravimétrico en muestras inalteradas (cilindro 100 ml)	Schlichting, et al., 1995
Textura	Tamices y pipeta	Schlichting, et al., 1995
pH	En CaCl ₂ 0.01 m, relación suelo/solución 1:2.5 (Potenc. Beckman 34)	ISRIC, 1992
Conductividad Eléctrica (CE)	Extracto acuoso, Conductivímetro (WTW 91)	ISRIC, 1992
Carbono orgánico total (COT)	Vía húmeda (UV Genesis 20)	Schlichting, et al., 1995
Nitrógeno total	Kjeldahl (UV Genesis 20)	Irenat, 2000
Calcio intercambiable ⁺	EAA* (Perkin Elmer 3110)	Schlichting, et al., 1995
Magnesio intercambiable ⁺	EAA* (Perkin Elmer 3110)	Schlichting, et al., 1995
Potasio intercambiable ⁺	Flamometría (Corning)	Schlichting, et al., 1995
Sodio intercambiable ⁺	Flamometría (Corning)	Schlichting, et al., 1995

⁺Extracción de iones intercambiables con acetato de amonio, pH 7

*Espectrofotometría de Absorción Atómica

POTENCIAL REDOX

Para la determinación del potencial redox *in situ*, se realizaron 3 campañas de medición (febrero y mayo del 2005 y junio del 2006). El monitoreo se realizó durante 5 días cubriendo el período del riego, antes y después del mismo.

Se utilizaron electrodos de Pt elaborados por Fiedler (2000). En cada perfil abierto, se instalaron 10 electrodos (40 en total), en forma horizontal y a

diferentes profundidades: 3 electrodos a 10 cm de la superficie, 3 a 20 cm, 2 a 40 y 2 electrodos a 60 cm.



Figura 5. Riego de la parcela agrícola por inundación con láminas de riego de 20 cm.

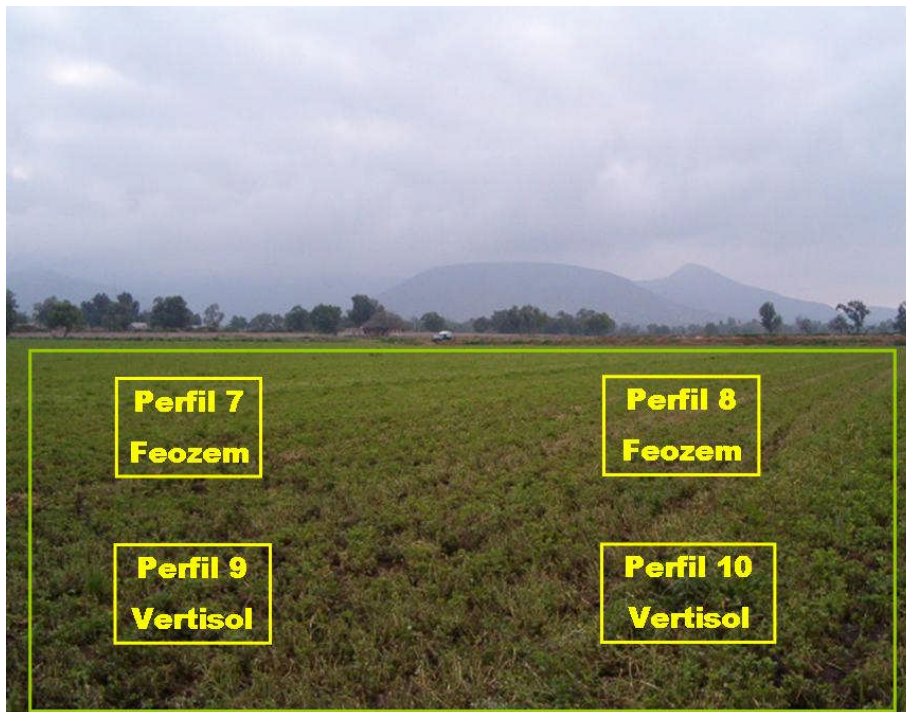


Figura 6. Ubicación de los perfiles de suelo en la parcela agrícola

Sobre una cara del perfil del suelo se realizaron los 10 orificios correspondientes, con ayuda de una varilla metálica. Cada electrodo de Pt se colocó al interior de un orificio hasta llegar al fondo del mismo, luego se empujó firmemente el electrodo en el suelo no perturbado para asegurar una buena superficie de contacto entre ambos. Después de la instalación, los perfiles fueron cuidadosamente rellenados para restaurar lo más posible las condiciones originales.

Se registró la lectura en mV, aproximadamente cada hora, con ayuda de un potenciómetro (pH/Eh, WTW 91) y un electrodo de referencia Ag-AgCl (Mettler Toledo, Inlab 301). Para efectuar las mediciones, el electrodo de referencia se insertó en el suelo superficial para asegurar un buen contacto con la solución del suelo (Patrick, et al., 1996). Así, se obtuvieron un total de 1307, 896 y 1044 lecturas para la temporada seca, y las dos de lluvias respectivamente.

FLUJOS DE EMISIÓN DE N₂O

El muestreo de los flujos de emisión de N₂O, se llevó a cabo en 2 campañas: la primera en la época seca (febrero 2005) y la segunda en la temporada lluviosa (junio 2006). Se utilizó el método de la cámara estática cerrada (Carbajal, 2000; Heather, 1998; Mosier, et. al., 1996), el cual tuvo 2 variantes en cuanto a su diseño.

En ambos muestreos, se tomaron 4 muestras por cámara en viales previamente evacuados. La primera muestra se obtuvo inmediatamente después de cerrar la cámara (tiempo cero), y después cada 10 minutos durante media hora (0, 10, 20 y 30 min). Adicionalmente, se registró la presión inicial -antes de tomar la muestra- de cada vial, así como la final -después de obtener la muestra-, con ayuda de un manómetro digital (GDH 13 AN), con el objeto de realizar las correcciones por presión pertinentes.

En el muestreo de la temporada seca, se utilizaron cámaras cilíndricas de PVC con un área superficial de 0.026 m² (figura 7 a). Se colocaron 4 cámaras por perfil (16 en total) y se realizaron de 10 a 11 mediciones por perfil, distribuidas durante los 5 días de trabajo (antes, durante, 1, 2 y 9 días después del riego) y según lo permitieron las condiciones de anegación en cada punto. De acuerdo con esto, se obtuvo un total de 663 muestras en esta campaña.

Dados los resultados obtenidos de este primer muestreo y con el fin de integrar la variabilidad espacial en los flujos de N₂O observados, se realizó la segunda campaña (junio 2006), donde se implementaron cámaras prismáticas de 0.265 m² de área superficial, elaboradas con lámina galvanizada (figura 7 b). Se colocaron 3 cámaras por perfil (12 en total) y se realizaron de manera uniforme 14 mediciones por perfil durante el período de interés (antes, durante, 1, 2 y 9 días después del riego). De esta forma, se colectaron 672 muestras en la segunda campaña.

En ambos casos, las muestras así tomadas, fueron debidamente etiquetadas y transportadas al laboratorio para su posterior análisis.



Figura 7. Cámaras cerradas de muestreo utilizadas durante: a) temporada seca, b) época lluviosa

FASE ANALÍTICA

La cuantificación de N_2O se realizó por cromatografía de gases (Tracor 540) con detector de captura de electrones (ECD), equipado con una columna de acero inoxidable 5m x $\frac{1}{4}$ " , empacada con Porapak 80/100, utilizando Ar como gas acarreador, bajo las condiciones enlistadas en el cuadro 6:

Cuadro 6. Condiciones de trabajo experimental

CONDICIONES DE TRABAJO	
Isoterma	120°C
Temperatura del detector	320°C
Temperatura del inyector	150°C
Flujo de la columna	43.89 mL/min
Flujo de la purga	20 mL/min
On event de la válvula	0.01 min
Off event de la válvula	4.0 min
Tiempo de corrida	18 min
Límite de Detección	0.04 ppm

La curva de calibración se realizó con 4 estándares gaseosos certificados de 0.33, 1.0, 2.2 y 120 ppm (Praxair, L-502147, L-502148, L-502149, L-610023), cuyos valores obtenidos son los siguientes:

Cuadro 7. Curva de calibración

CONCENTRACION DELESTANDAR (ppm)	AREA DEL CROMATOGRAMA
0	1052.26
0.33	5221.37
1.0	14004.62
2.2	26277.10
Pendiente	11452.34
Intersección	1532.16
Coficiente (r^2)	0.996
CONCENTRACION DEL ESTANDAR (ppm)	AREA DEL CROMATOGRAMA
120	1075507.93

Dado que el 20% de los datos quedaron fuera de la curva de calibración, se amplió la curva con un cuarto punto de 120 ppm. Para calcular la concentración de N₂O en estas muestras, se utilizó una recta algebraica entre los estándares 2.2 y 120 ppm ocupando la fórmula de la recta entre dos puntos, es decir:

$$m = \frac{Y_2 - Y_1}{X_2 - X_1}$$

Donde:

Y₂ = Área del cromatograma del estándar de 120 ppm

Y₁ = Área del cromatograma del estándar de 2.2 ppm

X₂ = Concentración del estándar de 120 ppm

X₁ = Concentración del estándar de 2.2 ppm

CÁLCULO DEL POTENCIAL REDOX

Las mediciones de potencial redox realizadas con electrodos de referencia diferentes a un electrodo estándar de hidrógeno, deben siempre transformarse a potenciales que tienen a este último como sistema de referencia (electrodo estándar de hidrógeno, Eh). Con este propósito se debe aplicar un factor de corrección, donde el potencial estándar del electrodo de referencia (E°_{ref}) a la temperatura de medición se adiciona al voltaje medido (E) para obtener el valor correcto (Eh) (Galster, 2000; Kolling, 2000):

$$Eh = E + E^{\circ}_{ref}$$

En consecuencia, a los datos de potencial redox obtenidos en campo (E) se les aplicó un factor de corrección, debido al electrodo de Ag-AgCl (E°_{ref}) = 207 (25°C), de acuerdo con datos del fabricante (Mettler Toledo), (ver discusión, pág, 58).

CÁLCULO DE LOS FLUJOS DE EMISIÓN DE N₂O

Para el cálculo de los flujos de emisión de N₂O se realizó el siguiente procedimiento:

De la pendiente e intersección de la curva de calibración se obtuvieron las concentraciones de óxido nitroso en ppmv.

Se obtuvo un factor de conversión de ppmv a mg/m³ a 20°C (temperatura de campo) y 1 atm de presión (Beychok, 2006):

$$\frac{mg}{m^3} = \frac{(ppmv)(12.187)(PM)}{(273.15 + ^{\circ}C)} = 1.829$$

Donde:

PM = Peso molecular del N₂O (44.01 g/mol)

12.187 = Constante

°C = Temperatura de las condiciones de campo (20°C)

Dado que la presión atmosférica decrece con el incremento de la altitud, se debe corregir la concentración del analito de interés de la presión estándar (1 atm) a la presión de trabajo (Beychok, 2006):

$$P_a = 0.9877^a$$

$$C_a = (C)(0.9877^a) = 1.414 \text{ mg/m}^3$$

Donde:

P_a = Presión atmosférica a la altitud a, en atmósferas

a = Altitud, expresada como múltiplos de 100 metros (2080 msnm)

C = Concentración del analito de interés a 1 atm, en masa por unidad de volumen (1.829 mg/m³)

C_a = Concentración del analito de interés a la altitud a, en masa por unidad de volumen

Para el cálculo de los flujos de N₂O (F), se utilizó la siguiente ecuación:

$$F = \frac{(\Delta C)(V_c)}{(\Delta t)(A_c)}$$

Donde:

$\Delta C / \Delta t$ = Cambio en la concentración de N₂O (mg/m³) con respecto al tiempo (hr)

V_c = Volumen de la cámara de muestreo (m³)

A_c = Área superficial de la cámara de muestreo (m²)

ANÁLISIS ESTADÍSTICO

Para el análisis estadístico se utilizó el paquete STATISTICA 6.0. Se probó la normalidad de los datos, de acuerdo con esto, los valores de los flujos de N₂O fueron transformados a sus logaritmos para homogenizar las varianzas y posteriormente se les realizaron pruebas de ANOVA y Tukey. Los datos redox se analizaron con la prueba no paramétrica de Wilcoxon.

VIII. RESULTADOS

Propiedades físicas y químicas de los suelos

De las propiedades físicas y químicas, así como de las descripciones en campo y las evaluaciones edafocológicas (anexo 1) de los diferentes perfiles de suelo, destacan las siguientes características:

Los cuatro sitios de muestreo corresponden a suelos arcillosos (40-60%) -cuya arcilla dominante es la esmectita (Siebe, 1994)-, son neutros ($\text{pH} \approx 7$), con alto contenido de MO, alta retención de agua disponible para las plantas, media a alta capacidad de campo, drenaje y aireación moderadas, alta a mediana conductividad hidráulica y alta reserva de N y bases intercambiables.

Los perfiles 7 y 8 se ubican en una ladera recta extendida, son medianamente profundos (79-91 cm), desarrollados a partir de tobas volcánicas, están limitados en profundidad por una capa dura de tepetate. Presentan un epipedón mólico cuyas características principales son el desarrollo de una buena estructura, son oscuros, con alta saturación de bases y alto contenido de MO. El endopedón cámbico muestra una textura más fina y color más oscuro que el horizonte subyacente, así como un grosor de 35 cm (cuadros 8 y 9). Por lo tanto, estos suelos fueron clasificados como Feozem (FAO e ISRIC, 1999).

Debido al desarrollo incipiente de facetas de fricción-presión en el horizonte Ah, al perfil 7 se le asignó el término *protovértico* como categoría inferior, en tanto que el perfil 8, al no tener rasgos distintivos, fue denominado *háptico*.

Cuadro 8. - Propiedades físicas y químicas del perfil 7

PROPIEDAD	Feozem protovértico (Perfil 7)			
Horizonte	Ap	Ah	AC	Ckw
Profundidad (cm)	0-18	18-55	55-79	79-91
DA (g/cm^3)	0.84	1.04	0.96	1.03
pH (CaCl_2)	6.7	6.9	7.0	7.3
CE (dS m^{-1})	2.2	1.6	1.8	2.7
COT (g kg^{-1})	24.81	12.34	5.27	1.54
N (%)	0.26	0.17	0.09	0.09
Ca ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$)	22.62	24.92	22.87	27.45
Mg ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$)	10.67	12.12	11.84	13.03
K ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$)	3.04	2.68	2.93	3.59
Na ($\text{cmol}_c \text{ kg}^{-1}$)	3.09	3.51	4.97	6.44
PS _{Ca}	57.38	57.64	53.68	12.74

PROPIEDAD	Feozem protovértico (Perfil 7)			
PS _{Mg}	27.07	28.04	27.79	7.12
PS _K	7.70	6.20	6.87	25.79
PS _{Na}	7.85	8.12	11.66	54.35
Arcilla (%)	46.5	41.9	43.4	42.3
Limo (%)	32.1	34.9	27.6	32.6
Arena (%)	21.4	23.2	29.0	25.1

DA: densidad aparente; CE: conductividad eléctrica; COT: carbono orgánico total; PS_{Ca, Mg, K, Na}: porcentaje de saturación de calcio, magnesio, potasio y sodio.

El perfil 8 muestra como rasgo distintivo un incremento en la concentración de Ca conforme aumenta la profundidad (cuadro 9).

Cuadro 9.- Propiedades físicas y químicas del perfil 8

PROPIEDAD	Feozem háptico (Perfil 8)			
Horizonte	Ap	Ah	AC	C
Profundidad (cm)	0-16	16-41	41-61	61-79
DA (g/cm ³)	0.93	0.99	0.86	0.88
pH (CaCl ₂)	6.5	6.9	7.2	7.5
CE (dS m ⁻¹)	1.5	1.3	2.0	2.4
COT (g kg ⁻¹)	31.54	10.72	5.79	4.00
N (%)	0.32	0.16	0.10	0.07
Ca (cmol _c kg ⁻¹)	24.59	24.58	29.67	60.71
Mg (cmol _c kg ⁻¹)	9.90	10.77	11.29	11.39
K (cmol _c kg ⁻¹)	1.97	2.25	2.74	2.87
Na (cmol _c kg ⁻¹)	4.08	4.94	3.24	3.76
PS _{Ca}	60.64	57.79	63.20	77.12
PS _{Mg}	24.43	25.32	24.06	14.46
PS _K	4.86	5.29	5.84	3.65
PS _{Na}	10.06	11.60	6.89	4.77
Arcilla (%)	54.2	50.6	50.0	46.6
Limo (%)	32.5	25.8	31.9	28.5
Arena (%)	13.3	23.6	18.1	24.9

DA: densidad aparente; CE: conductividad eléctrica; COT: carbono orgánico total; PS_{Ca, Mg, K, Na}: porcentaje de saturación de calcio, magnesio, potasio y sodio.

Los perfiles 9 y 10 se encuentran en las partes más bajas del valle, estas unidades edafológicas se desarrollaron a partir de materiales aluviales, los cuales representan los eventos acumulativos del Holoceno y Reciente. Los horizontes superficiales de ambos perfiles, también cumplen con las características de un epipedón mólico, mientras que el endopedón fue calificado como *vértico* debido a la presencia de numerosas *superficies de deslizamiento* en los horizontes Ahss, por lo cual fueron clasificados como Vertisoles.

Dado que ambos suelos poseen un color muy oscuro en húmedo en los primeros 30 cm de profundidad, se les denominó pélicos. Adicionalmente el perfil 9 presenta el manto freático a ≈ 1 m de profundidad, esto le permite el desarrollo de condiciones reductoras durante algún período de tiempo -sobre todo después de la temporada de riego- a este rasgo particular se le conoce como propiedades gléyicas (reacción positiva al α,α dipiridilo), por lo tanto se le adicionó el término *endogléyico* para destacar dicha característica (anexo 1).

Por otro lado, por su posición en la parcela, el perfil 9 es susceptible a anegarse durante la época de riego, dado que en este punto convergen los escurrimientos superficiales y subsuperficiales. En este sitio se observa una mayor concentración de Ca, Mg, K y Na (cuadro 10).

Cuadro 10.- Propiedades físicas y químicas del perfil 9

PROPIEDAD	Vertisol pélico endogléyico (Perfil 9)				
Horizonte	Ap	Ahp	Bss ₁	Bss ₂	BC
Profundidad (cm)	0-20	20-34	34-57	57-95	95-115
DA (g/cm ³)	0.85	0.98	0.97	0.97	0.97
pH (CaCl ₂)	7.4	7.4	7.3	7.2	7.0
CE (dS m ⁻¹)	1.8	2.0	2.0	2.1	2.2
COT (g kg ⁻¹)	24.10	14.58	13.99	12.27	8.37
N (%)	0.20	0.20	0.13	0.14	0.13
Ca (cmol _c kg ⁻¹)	34.91	37.02	29.41	30.74	26.19
Mg (cmol _c kg ⁻¹)	11.95	12.20	12.58	10.25	7.50
K (cmol _c kg ⁻¹)	5.19	5.49	5.34	3.84	2.41
Na (cmol _c kg ⁻¹)	7.25	4.99	5.61	10.31	14.69
PS _{Ca}	58.86	62.01	55.54	55.75	51.56
PS _{Mg}	20.16	20.44	23.77	18.59	14.77
PS _K	8.76	9.20	10.09	6.97	4.75
PS _{Na}	12.23	8.35	10.60	18.70	28.92
Arcilla (%)	52.7	47.4	52.9	57.2	57.1

PROPIEDAD	Vertisol pélico endoglético (Perfil 9)				
Limo (%)	28.2	30.6	31.2	30.6	34.1
Arena (%)	19.1	22.0	15.9	12.2	8.8

DA: densidad aparente; CE: conductividad eléctrica; COT: carbono orgánico total; $PS_{Ca, Mg, K, Na}$: porcentaje de saturación de calcio, magnesio, potasio y sodio.

Ambos Vertisoles presentan un aumento en la concentración de Na conforme aumenta la profundidad (cuadros 10 y 11).

Cuadro 11.- Propiedades físicas y químicas del perfil 10

PROPIEDAD	Vertisol pélico (Perfil 10)				
Horizonte	Ap	Bss ₁	Bss ₂	BC	C
Profundidad (cm)	0-20	20-43	43-73	73-88	88-104
DA (g/cm ³)	0.76	0.85	0.95	1.02	1.02
pH (CaCl ₂)	7.0	7.2	7.1	7.0	6.9
CE (dS m ⁻¹)	1.3	1.4	1.7	2.0	2.0
COT (g kg ⁻¹)	24.46	13.26	8.57	5.79	0.80
N (%)	0.27	0.18	0.12	0.11	0.07
Ca (cmol _c kg ⁻¹)	31.45	29.06	27.10	23.50	19.71
Mg (cmol _c kg ⁻¹)	12.93	13.24	12.12	10.44	8.81
K (cmol _c kg ⁻¹)	3.69	3.77	4.59	4.27	4.37
Na (cmol _c kg ⁻¹)	3.66	4.51	4.41	6.45	7.91
PS_{Ca}	60.80	57.46	56.19	52.61	48.31
PS_{Mg}	24.99	26.17	25.13	23.39	21.59
PS_K	7.12	7.46	9.53	9.55	10.71
PS_{Na}	7.08	8.91	9.15	14.45	19.39
Arcilla (%)	60.8	47.5	53.4	50.8	50.9
Limo (%)	35.3	29.2	28.8	30.0	33.7
Arena (%)	3.9	23.3	17.8	19.2	15.4

DA: densidad aparente; CE: conductividad eléctrica; COT: carbono orgánico total; $PS_{Ca, Mg, K, Na}$: porcentaje de saturación de calcio, magnesio, potasio y sodio.

La presencia de períodos alternados de humedecimiento-deseccación de la parcela, favorecen los procesos de expansión-contracción de las arcillas esmectíticas, dando lugar a la formación de facetas de fricción-presión, mediante el siguiente mecanismo:

Durante la temporada seca (28 días al mes), aparecen grietas profundas en el suelo como resultado de la contracción de las arcillas por la pérdida de agua. Algunos agregados superficiales son vertidos dentro de las grietas ya sea por la acción del viento o arado. Esto causa una mezcla parcial, o inversión, de los horizontes. Durante la temporada de riego y lluvias, el agua penetra a través de las grietas y humedece primero la zona circundante a su base y luego se extiende por todo el perfil. Conforme las arcillas absorben agua, se expanden y las grietas se cierran, atrapando y colectando los agregados depositados en un principio. El incremento en el volumen de suelo causa un movimiento lateral y ascendente del mismo a través de las zonas agrietadas, provocando movimientos de fricción entre las masas de subsuelo en contacto y dando origen a superficies brillosas y alisadas conocidas como *superficies de deslizamiento o facetas de fricción-presión*.

Potencial Redox

Los datos completos de potencial redox (PR) en las diferentes temporadas de muestreo, se presentan en el anexo 2.

TEMPORADA SECA

Feozems (Perfiles 7 y 8)

Antes del riego (figura 8), las dos unidades de Feozems presentan valores positivos de Eh, en un intervalo de 500-650 mV, los cuales son característicos de condiciones óxicas (Tan, 1998). En los horizontes más profundos, los valores varían entre 415 mV y 580 mV.

Durante el riego, el perfil 7 experimenta una reducción significativa del PR, con intervalos de -40 a 580 mV en los horizontes Ah y AC (20, 40 y 60 cm de profundidad) y un día después el Eh continúa disminuyendo, sobre todo a los 40 y 60 cm de profundidad (-12 a 250 mV).

Durante y un día posterior al riego, el perfil 8 tiende a estabilizarse entre -130 a 590 mV.

Dos días después, el Eh aumenta significativamente (anexo 3, cuadro 1) y comienza la recuperación paulatina de las condiciones oxidantes, así el perfil 7 presenta valores de 37 a 502 mV en el horizonte Ah (20 y 40 cm) y de -18 a 380 mV en el AC (60 cm de profundidad). El perfil 8 muestra valores de -18 a 600 mV).

Nueve días después, los perfiles 7 y 8 avanzan en la transición de ambientes anóxicos a óxicos con valores de 173 a 650 mV y 230 a 650 mV, respectivamente.

Vertisoles (Perfiles 9 y 10)

Previo al riego, los Vertisoles (figura 8), presentan condiciones óxicas, con valores Eh promedio de 400 a 700 mV. Durante el riego, ambos perfiles experimentan una reducción significativa del PR (anexo 3, cuadro 1). Se observa

que el perfil 9 disminuye hasta -289 a 380 mV en los primeros 20 cm y a profundidad presenta valores de 270 a 600 mV.

Un día después del riego, el PR continua decreciendo en ambos perfiles (-118 a 330 mV y -130 a 400 mV respectivamente). Dos días posteriores al riego, los primeros 10 cm se caracterizan por la presencia de Eh positivos, con 200 a 330 mV en el perfil 9 y 230 a 640 mV en el 10. El resto de los horizontes en ambos perfiles mantienen valores similares a los del día anterior. Nueve días después, se observa ya la transición de un ambiente subóxico a uno óxico (300 a 600 mV).

Es importante destacar, que la amplitud de los intervalos de PR, sobre todo durante y en los días posteriores al riego, exhibe una alta variabilidad espacial y temporal en las mediciones registradas entre los electrodos (anexo 2, cuadro 1).

ÉPOCA LLUVIOSA (MAYO 2005)

Feozems (Perfiles 7 y 8)

Las mediciones realizadas antes de la temporada de riego (figura 9) se efectuaron después de un evento medianamente intenso de precipitación pluvial -de acuerdo con los lugareños, las lluvias habían sido intermitentes durante la semana anterior al muestreo-. Se observa que el perfil 7 presenta condiciones óxicas, sin embargo, los intervalos son más amplios con respecto a la temporada seca (441 a 659 mV). Nuevamente se observa la existencia de un potencial más bajo a 60 cm de profundidad (337 a 606 mV).

Durante el período de riego, ambos suelos experimentan una reducción significativa del Eh (anexo 3, cuadro 1), donde se aprecia la coexistencia de PR positivos y negativos, que van variando con el tiempo.

En los días consecutivos al riego, se comienzan a restablecer paulatinamente las condiciones de Eh originales en todos los horizontes. De hecho en la figura 9, se puede apreciar que la recuperación es más rápida en superficie y más lenta conforme se aumenta en profundidad.

Vertisoles (Perfiles 9 y 10)

Antes del riego, los Vertisoles (figura 9), presentan un intervalo de PR de 260 a 650 mV en el horizonte Ap, en tanto que el resto de los horizontes presentan condiciones óxicas (≈ 650 mV).

Durante y un día después de la adición del agua residual, el PR disminuye en el horizonte Ap del perfil 9 (-130 a 300 mV) y de 280 a 600 mV en los horizontes vérticos (40 y 60 cm de profundidad).

El perfil 10 presenta intervalos de 30 a 400 mV en los primeros 40 cm y a mayor profundidad el Eh decrece de -80 a 550 mV, dicha disminución continua un día posterior al riego, donde ya se observan valores de -170 a 250 mV (40 y 60 cm de profundidad).

Dos días después, los potenciales aumentan con respecto al día anterior y se encuentran en la transición de condiciones subóxicas a óxicas. Finalmente, nueve días después del riego, se observan condiciones óxicas en todos los horizontes de ambos perfiles (450 a 600 mV).

TEMPORADA DE LLUVIAS (JUNIO 2006)

Las precipitaciones pluviales registradas en el verano del 2006 fueron muy frecuentes e intensas. Según datos de los pobladores, se verificaron fuertes lluvias durante los 4 días anteriores al inicio del muestreo, el día del riego se tomaron las últimas muestras bajo una lluvia intensa.

De esta forma, antes del riego, los Feozem presentaban potenciales negativos (-300 a -100 mV) en la totalidad de los horizontes. Durante el riego, hay un incremento significativo del PR (-200 a 500 mV), mismo que decrece nuevamente en los días sucesivos, y 9 días después, los perfiles 7 y 8 retornan a las condiciones completamente anóxicas (-300 a -100 mV) (Figura 10).

Por otro lado, en los vertisoles se observa un comportamiento similar, con PR de -230 a 150 mV antes del riego, el cual incrementa con la adición del agua residual (-230 a 600 mV), y en los días posteriores disminuye hasta alcanzar las condiciones iniciales (-300 a 100 mV).

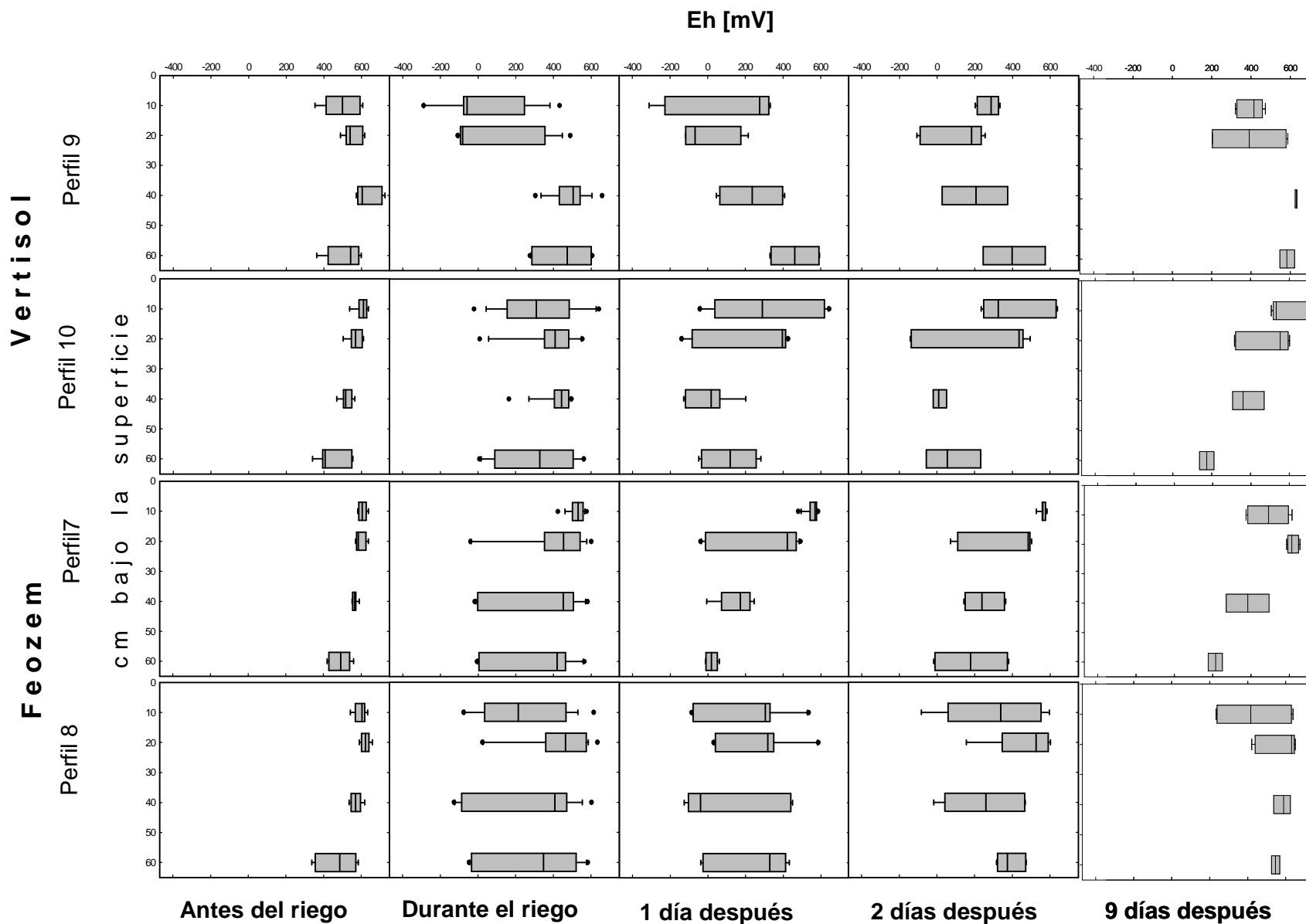


Figura 8.- Potencial redox: Temporada seca (Febrero 2005)
10 y 20 cm de profundidad: lecturas de 3 electrodos; **40 y 60 cm:** lecturas de 2 electrodos; número total de lecturas: **1307**

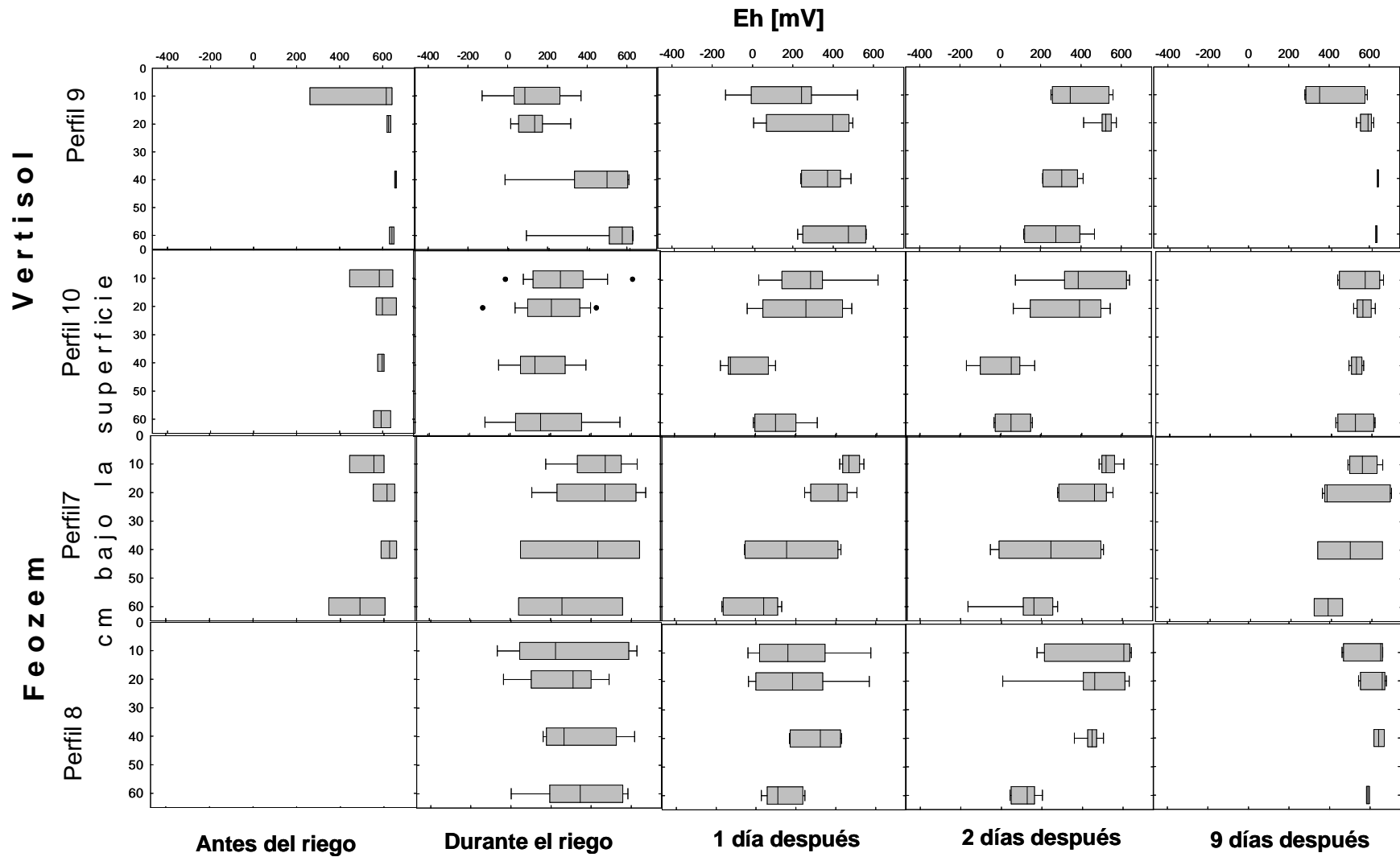


Figura 9.-Potencial redox: Temporada de lluvias (Mayo 2005)

10 y 20 cm de profundidad: lecturas de 3 electrodos; 40 y 60 cm: lecturas de 2 electrodos; número total de lecturas: 896

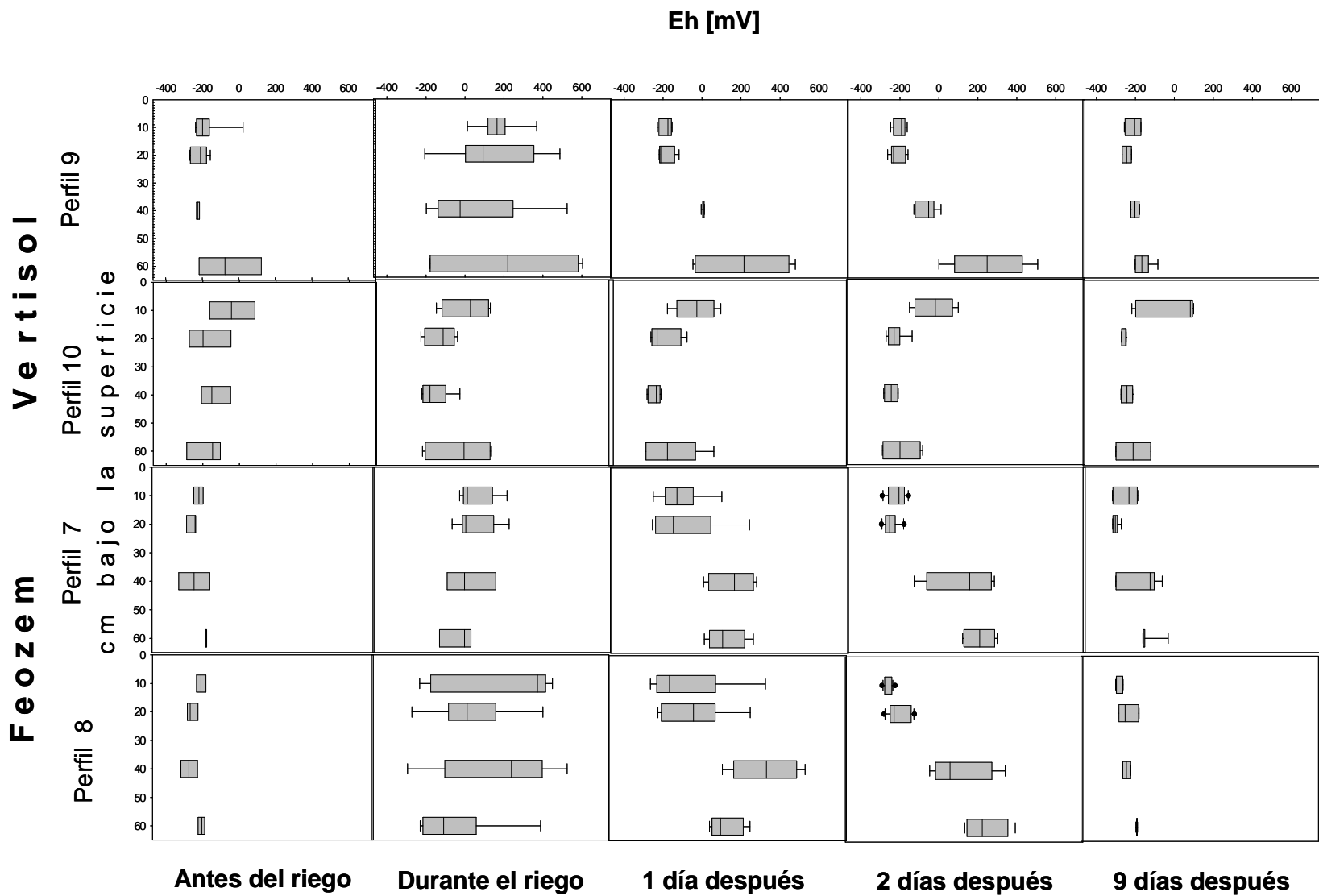


Figura 10.-Potencial redox: Temporada de lluvias (Junio 2006)
10 y 20 cm de profundidad: lecturas de 3 electrodos; **40 y 60 cm:** lecturas de 2 electrodos; número total de lecturas: **1044**

Flujos de emisión de N₂O

TEMPORADA SECA

Feozems (Perfiles 7 y 8)

En la figura 11 se observa que antes del riego el suelo presenta 2 comportamientos: primero, un ligero efecto sumidero de N₂O, donde los flujos de dicho gas son inversos -de la atmósfera hacia el suelo- de -0.023 a -0.026 mg N-N₂O/m²h y, en segundo lugar, flujos normales, donde el suelo emite pequeñas cantidades de N₂O (0.015-0.030 mg N-N₂O/m²h).

Durante y los días posteriores a la adición del agua residual, el flujo de óxido nitroso se incrementa notoriamente; el perfil 7 alcanza su valor máximo de emisión dos días después (0.410 mg N-N₂O/m²h), mientras que durante el riego, en el perfil 8 se registra el mayor flujo (3.134 mg N-N₂O/m²h) a través de la temporada completa de muestreo de los 4 perfiles.

Conforme el agua se va infiltrando y la superficie del suelo comienza a secarse, la producción de óxido nitroso decrece, de tal forma que a los 9 días sucesivos al riego, se obtienen nuevamente flujos similares a los iniciales (0.025-0.036 mg N-N₂O/m²h).

Vertisoles (Perfiles 9 y 10)

En la unidad de Vertisoles, se aprecia la misma tendencia que en los Feozem. Es decir, flujos negativos (-0.020 a -0.035 mg N-N₂O/m²h) y positivos (0.009-0.024 mg N-N₂O/m²h) previos al riego, los cuales aumentan durante y después de la aplicación de las aguas residuales al suelo y disminuyen después de 2 días (figura 11).

Aquí es importante señalar el comportamiento particular del perfil 9, ya que por su ubicación en la parcela, concentra todos los escurrimientos de la misma y permanece completamente anegado por 5 a 6 horas, lo cual hizo imposible la toma de muestras durante el riego (figura 11).

Flujos de emisión de N₂O (temporada seca)

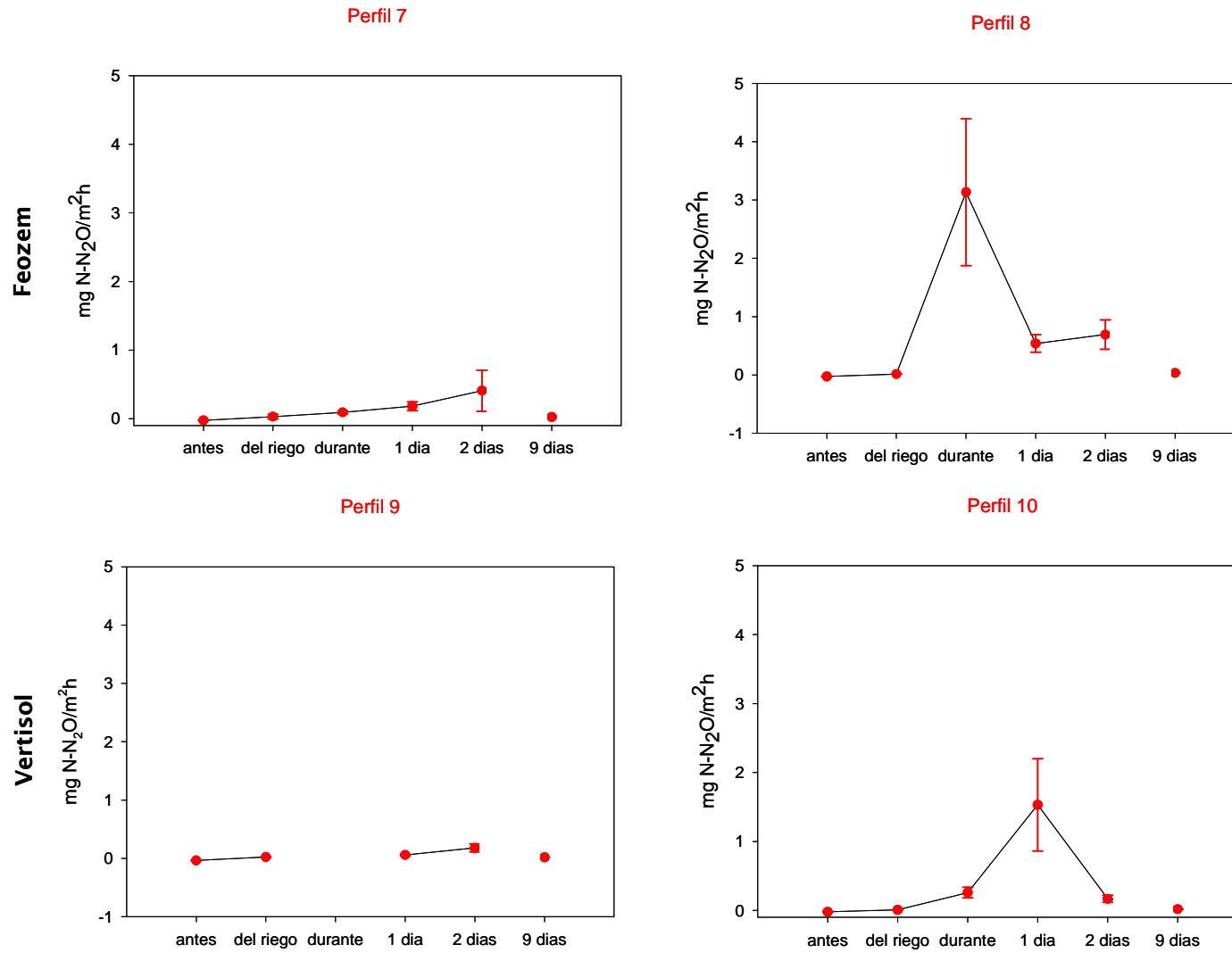


Figura 11.- Flujos de emisión de N₂O durante la época seca (febrero 2005).

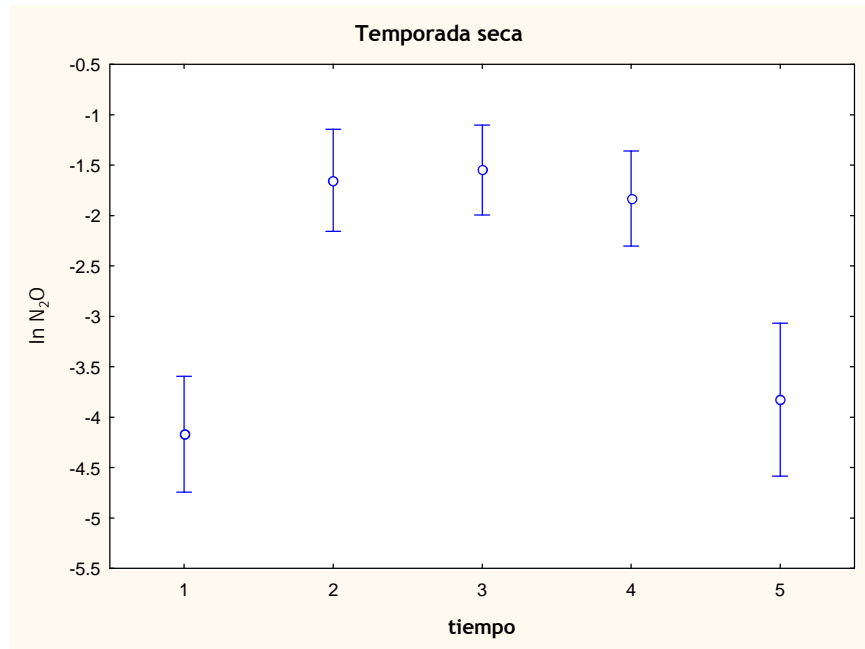


Figura 12.- Gráfica de ANOVA entre tiempos (época seca), donde: **1: antes del riego; 2: durante; 3: 1 día después; 4: 2 días después y 5: 9 días después.**

De acuerdo con el análisis estadístico de la varianza (ANOVA), existe evidencia de que **durante, 1 y 2 días después del riego**, se obtienen los mayores flujos de emisión de N₂O (figura 12). De los 4 sitios analizados, el perfil 8, es el principal emisor de óxido nítrico (figura 13), siguiéndole en importancia el perfil 10.

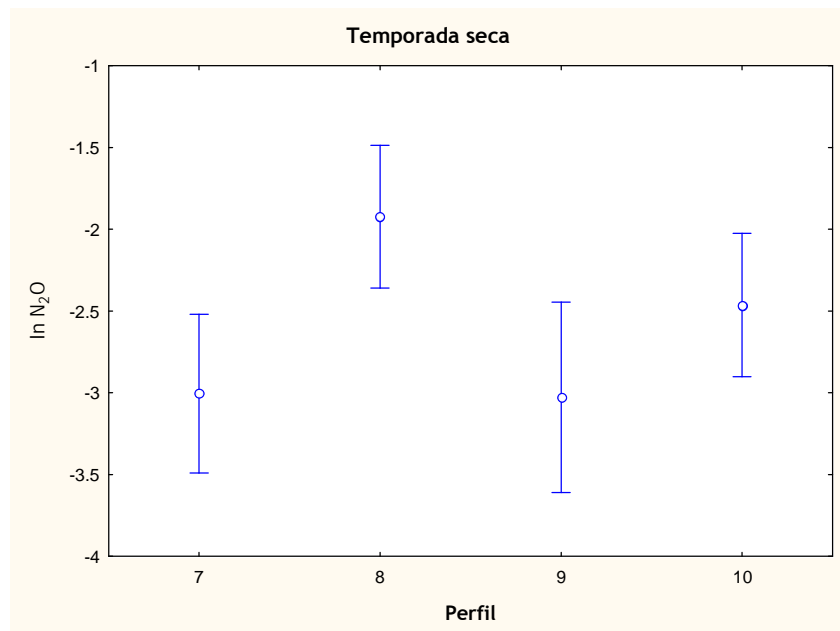


Figura 13.- Gráfica de ANOVA entre perfiles (época seca), donde perfiles **7 y 8: unidades Feozem; 9 y 10: unidades Vertisol.**

Flujos de emisión de N₂O (temporada lluviosa)

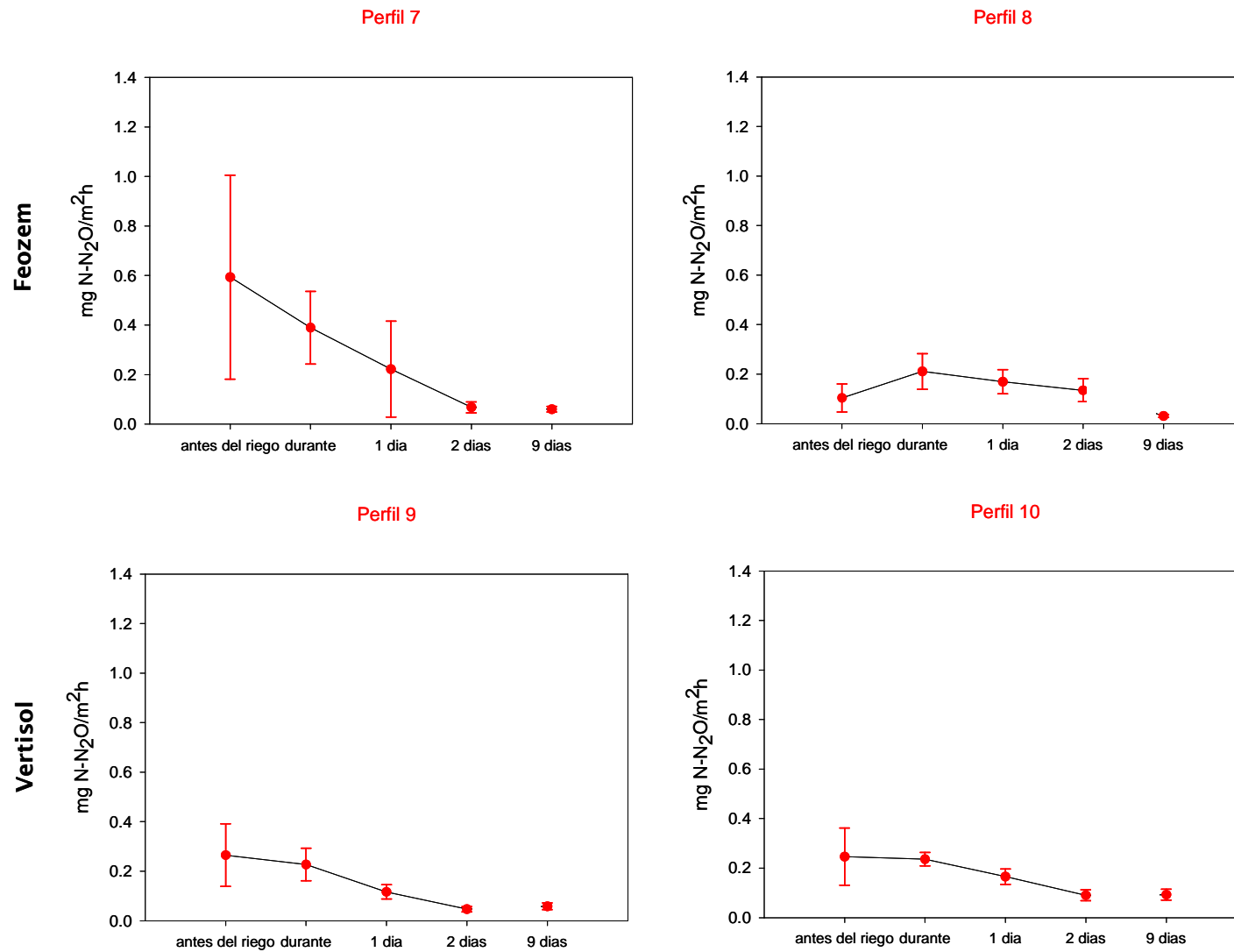


Figura 14.- Flujos de emisión de N₂O durante la época de lluvias (junio 2006).

ÉPOCA DE LLUVIAS (JUNIO 2006)

En la temporada lluviosa, el comportamiento de los flujos de emisión del suelo a través del período de riego, varía con respecto a la época seca. En la figura 14 se observa que antes de la adición del agua de riego, los flujos de N_2O ya han alcanzado o se encuentran cercanos al pico de emisión y durante los días consecutivos al riego la producción de óxido nitroso disminuye paulatinamente.

Por otro lado, se continúa observando una alta variabilidad espacial y temporal en la emisión de N_2O . Así, antes del riego, el perfil 7 es el que presenta el pico más alto de emisión ($0.593 \text{ mg N-N}_2\text{O/m}^2\text{h}$), en tanto que el resto de los puntos de muestreo oscilan entre 0.103 a $0.265 \text{ mg N-N}_2\text{O/m}^2\text{h}$.

El día de la aplicación de la lámina de riego, el perfil 8 muestra un claro incremento en la emisión de óxido nitroso con respecto al día anterior ($\Delta=0.107 \text{ mg N-N}_2\text{O/m}^2\text{h}$). En los días sucesivos, los flujos de emisión de los diferentes perfiles se mantienen entre 0.046 a $0.222 \text{ mg N-N}_2\text{O/m}^2\text{h}$. Al final del período de muestreo (9 días después), el intervalo varía de 0.031 a $0.093 \text{ mg N-N}_2\text{O/m}^2\text{h}$.

Las figuras 15 y 16, muestran las gráficas del análisis de varianza entre perfiles y entre los diferentes días de muestreo. De acuerdo con esto, existe evidencia de que durante el riego, ocurre un incremento en los flujos de emisión. Adicionalmente, el perfil 10 (Vertisol) se mantiene como uno de los principales emisores de N_2O -al igual que en la temporada seca-.

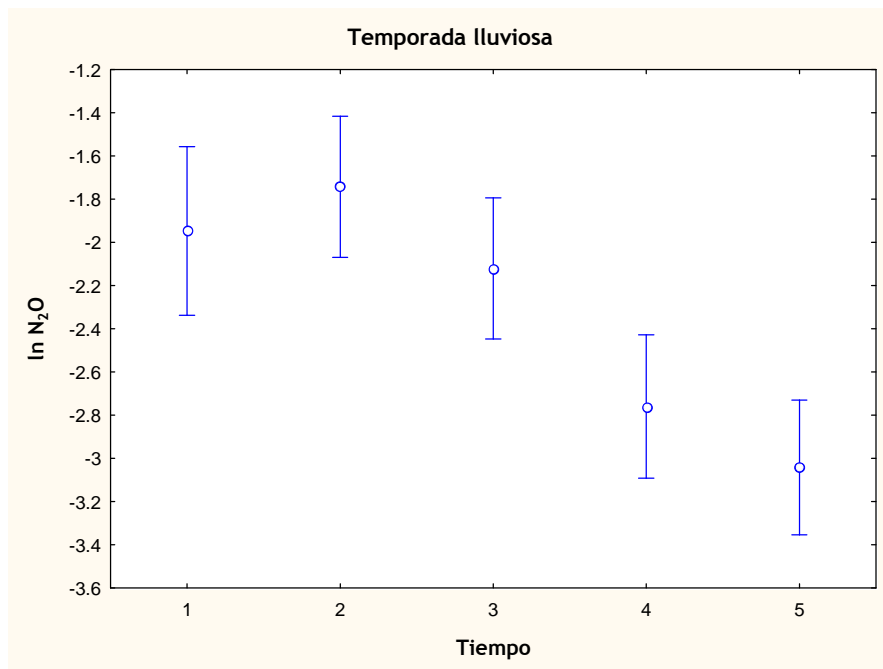


Figura 15.- Gráfica de ANOVA entre tiempos, donde:
1: antes del riego; 2: durante; 3: 1 día después; 4: 2 días después y 5: 9 días después.

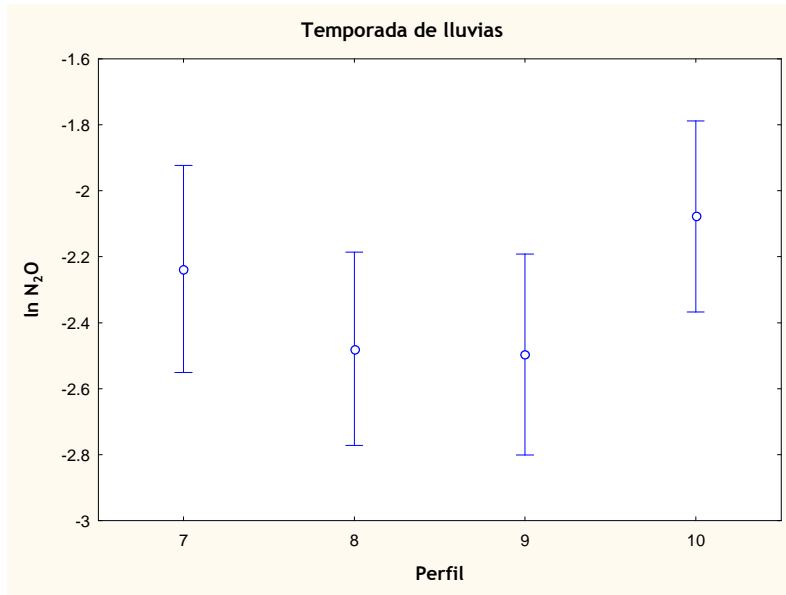
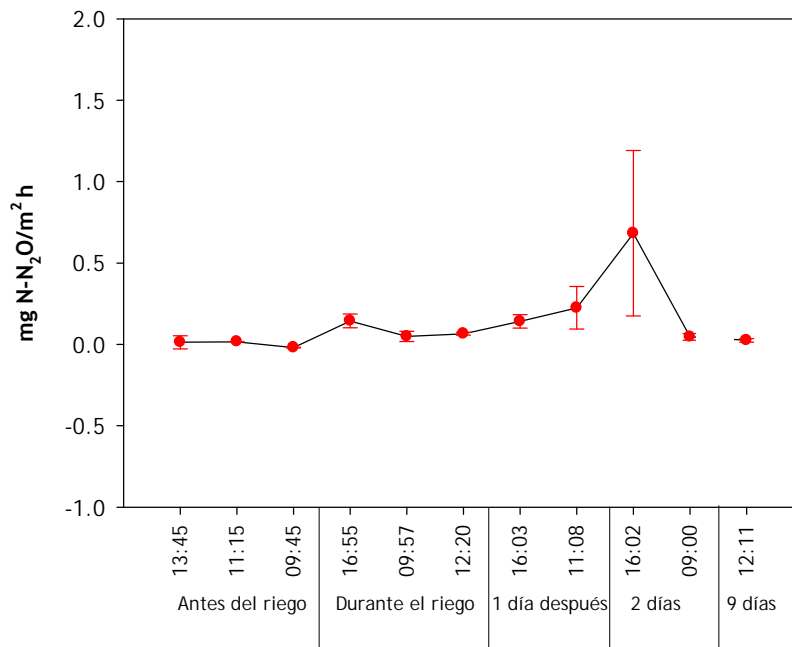


Figura 16.- Gráfica de ANOVA entre perfiles, donde perfiles 7 y 8: Feozem; 9 y 10: Vertisol.

Por otro lado, el análisis de los flujos de emisión de N₂O a través de las diferentes horas de muestreo, no muestra un efecto muy claro de cambio en las emisiones con respecto al incremento de la temperatura a lo largo del día (figura 17), el mismo comportamiento se observa para el resto de los perfiles.

Figura 17.- Flujos de emisión de N₂O vs hora de muestreo (Feozem)

Perfil 7 (Temporada seca)



ANÁLISIS DE LOS COEFICIENTES DE VARIACIÓN

Los resultados obtenidos demuestran que existe una alta variabilidad espacial en los flujos de emisión de N₂O. Los coeficientes de variación (CV), estimados para el muestreo realizado en la temporada seca (4 cámaras cilíndricas por perfil), se encuentran comprendidos en un intervalo de 7.29 a 1750.44% (Cuadro 12).

Con el fin de obtener flujos representativos, integrar la variabilidad espacial y reducir el número de réplicas (3 cámaras por perfil), se diseñaron e implementaron cámaras de muestreo prismáticas que cubrieran un área superficial mayor. Los CV obtenidos en este segundo muestreo (época lluviosa) presentan un intervalo de 34.70 a 275.9% (cuadro 13).

TIEMPO	CV (%)			
	P 7	P 8	P 9	P10
antes	747.9803	316.7168	1253.1060	1750.4437
durante	75.3523	155.8673	-	80.4418
1 día después	89.3614	79.2984	74.2769	150.5949
2 días después	192.9439	119.0086	106.3380	86.9712
9 días después	72.0292	45.6375	7.2910	83.5331

Cuadro 12.- Coeficientes de variación de las mediciones de N₂O en los diferentes perfiles durante la temporada seca.

TIEMPO	CV (%)			
	P 7	P 8	P 9	P10
antes	166.0989	126.1335	111.0410	114.6341
durante	109.8753	98.7445	70.4257	34.7075
1 día después	275.9004	77.5522	72.8960	54.8156
2 días después	91.8347	101.2082	63.3504	72.5257
9 días después	53.1092	48.1723	69.6898	71.3827

Cuadro 13.- Coeficientes de variación de las mediciones de N₂O en los diferentes perfiles durante la temporada lluviosa.

BALANCE DE NITRÓGENO

Para realizar el balance de nitrógeno en la parcela se deben considerar tanto las entradas como las salidas de este elemento en el agroecosistema. De acuerdo con esto, se obtiene la siguiente ecuación:

$$\begin{array}{c}
 \text{Entradas} \\
 N_{\text{agua residual}} + N_{\text{fijación biológica}} + N_{\text{fertilizante}} + N_{\text{precipitación atmosférica}} \\
 = \\
 N_{\text{absorbe alfalfa}} + N_{\text{desnitrificado}} + N_{\text{lixiviado}} \\
 \text{Salidas}
 \end{array}$$

Entradas

El cálculo aproximado de las entradas de nitrógeno al sistema se realizó de la siguiente forma:

Agua Residual: Las concentraciones de nitrógeno total en el agua residual sin tratamiento que ingresa al DR 003 ascienden a 29.3-35.5 mg/L (Siebe, 1998; Cervantes y Armienta, 2004). Por otro lado, el volumen de agua aplicado anualmente a los cultivos de alfalfa varía de 1816 a 3026 mm -láminas de riego de 15 a 25 cm- (Siebe, 1994). En consecuencia, cada año se aplican de 532 a 887 kg N/ha año las parcelas de alfalfa (cuadros 14 y 15).

Fijación de nitrógeno: según datos proporcionados por Siemens (2005, comunicación personal), el promedio anual de absorción de nitrógeno por cultivos de alfalfa desarrollados en suelos vertisoles, se encuentra en el intervalo de 500 a 940 kg N/ha año. Así, para estimar el balance general de N, se tomaron en cuenta tanto el límite inferior como el superior en casos separados (cuadros 14 a 17).

Fertilización: de acuerdo con información aportada por la gente encargada del manejo del rancho, en la zona de estudio no se aplica fertilizante a los cultivos de alfalfa.

Precipitación atmosférica: la atmósfera contiene compuestos nitrogenados disueltos en vapor de agua emitidos por los suelos, las plantas y por la quema de combustibles fósiles. También se forman nitratos en pequeñas cantidades por acción de las descargas eléctricas. Todos estos compuestos son adicionados al suelo a través de la depositación húmeda y seca. La cantidad total de nitrógeno que ingresa mediante este mecanismo asciende a 20 kg N/ha año (Marschner, 1986).

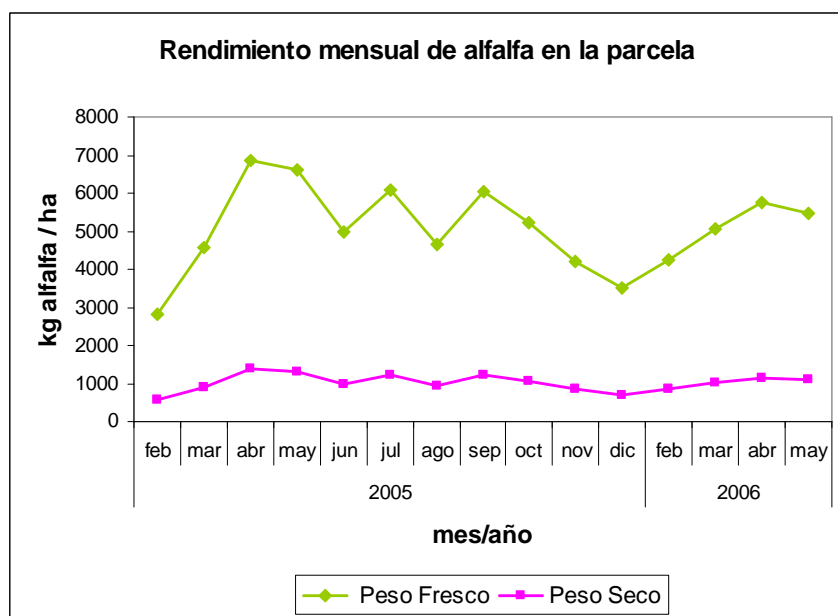
Salidas

Absorción de N por la alfalfa: la absorción de N por la alfalfa puede estimarse multiplicando el contenido de N en los tejidos vegetales por la biomasa cosechada (peso seco, PS). Díaz (2007, comunicación personal), analizó muestras de alfalfa provenientes de la parcela bajo estudio y encontró un promedio de $3.9\% \pm 0.3$ de N en los tejidos vegetales (PS) (n=12). Los datos de rendimiento mensual del cultivo, proporcionados por la encargada del Rancho Chelita se presentan en la figura 18. Así, se calcula que la alfalfa absorbe en promedio 844 kg de nitrógeno anualmente.

Desnitrificación: para tener una idea general de cuánto nitrógeno se pierde en el sistema por desnitrificación, se extrapolaron los flujos de emisión medidos para estimar las emisiones anuales. Para ello se consideró en forma separada a la época seca (7 meses) y a la época de lluvias (5 meses). Se multiplicó la emisión

promedio medida durante y hasta dos días después del riego en época seca en los 4 sitios de muestreo por el número de riegos realizados en el rancho Chelita en la época seca. Para la época de lluvias se promedió la emisión medida 1 día antes, durante y dos días después del riego, e igualmente se multiplicó por el número de riegos realizados en los 5 meses. Para los días restantes del año se consideró el promedio de las mediciones realizadas varios días antes o después del riego (promedio en secas y promedio en lluvias) y se multiplicó por el número de días correspondientes a esta situación en la época seca y en la de lluvias. De esta forma, para la época de secas se estimó un nivel de fondo de emisión de 0.047 kg N-N₂O/mes ha. Durante los días de riego, los flujos ascienden a 0.198 kg N-N₂O/mes ha. Para la temporada de lluvias, los niveles de fondo se estimaron en 0.395 kg N-N₂O/mes ha y la emisión durante el riego asciende a 0.050 kg N-N₂O/mes ha. La emisión anual asciende a 3.94 kg de N-N₂O/ha año.

Figura 18.- Rendimiento mensual de alfalfa en la parcela de estudio.



Lixiviación: actualmente Díaz (2007) está realizando un monitoreo de la lixiviación de nitratos en diferentes áreas del Rancho, incluyendo la parcela objeto del presente estudio. Los resultados preliminares obtenidos hasta el momento indican que anualmente se pierden 70 kg N-NO₃.

Con los datos mencionados anteriormente se realizó una aproximación del balance de N en el sistema (cuadros 14 a 17).

Cuadro 14.- Balance de nitrógeno en la parcela de estudio, considerando láminas de riego de 15 cm y el límite inferior del intervalo de fijación biológica.

Entradas	kg N/ha año	Total
Lámina de riego (1816 mm)	532	1052
Fijación biológica (lím inf)	500	
N pp atm	20	
Salidas		
Absorción por alfalfa	844	918
Desnitrificación	3.94	
Lixiviación	70	
Entradas - salidas		134

Cuadro 15.- Balance de nitrógeno en la parcela de estudio, considerando láminas de riego de 15 cm y el límite superior del intervalo de fijación biológica.

Entradas	kg N/ha año	Total
Lámina de riego (1816 mm)	532	1492
Fijación biológica (lím sup)	940	
N pp atm	20	
Salidas		
Absorción por alfalfa	844	918
Desnitrificación	3.94	
Lixiviación	70	
Entradas - salidas		574

Cuadro 16.- Balance de nitrógeno en la parcela de estudio, considerando láminas de riego de 25 cm y el límite inferior del intervalo de fijación biológica.

Entradas	kg N/ha año	Total
Lámina de riego (3026 mm)	887	1407
Fijación biológica (lím inf)	500	
N pp atm	20	
Salidas		
Absorción por alfalfa	844	918
Desnitrificación	3.94	
Lixiviación	70	
Entradas - salidas		489

Cuadro 17.- Balance de nitrógeno en la parcela de estudio, considerando láminas de riego de 25 cm y el límite superior del intervalo de fijación biológica.

Entradas	kg N/ha año	Total
Lámina de riego (3026 mm)	887	1847
Fijación biológica (lím sup)	940	
N pp atm	20	
Salidas		
Absorción por alfalfa	844	918
Desnitrificación	3.94	
Lixiviación	70	
Entradas - salidas		929

IX. DISCUSIÓN

PROPIEDADES FÍSICAS, QUÍMICAS Y EDAFOECOLÓGICAS

Los suelos de la parcela poseen una textura fina o arcillosa, donde existe preponderancia de microporos que normalmente permiten un movimiento lento del agua y son demasiado pequeños para permitir la movilidad de los gases (Brady, 1996). Lo anterior tiene implicaciones directas sobre la velocidad de infiltración y difusión de los gases. Así, los 4 perfiles corresponden a suelos moderadamente aireados y drenados, con conductividad hidráulica mediana en el subsuelo, es decir que la infiltración puede ser lenta en algunos períodos del año, sobre todo en la época de lluvias -cuando el suelo se satura con el agua pluvial más la de riego-.

La relación C/N en los suelos del Rancho Chelita es 10:1. El contenido de carbono orgánico provee el sustrato necesario para el desarrollo de la actividad bacteriana, y el nitrógeno disponible es utilizado por los mismos microorganismos para incorporarlo en sus componentes celulares.

Por su posición en el paisaje -ladera recta extendida y valle-, los Feozems y los Vertisoles tienden a acumular las sales lavadas y transportadas por la escorrentía de las zonas más altas; aunado a esto, se encuentra la adición de sales a través del agua de riego. Ambos fenómenos pueden explicar la alta reserva de nutrientes para el N y las bases intercambiables que se observa en todos los perfiles. En este punto, destaca particularmente el perfil 9, dado que se localiza en la parte más baja de la parcela, el cual concentra todos los escurrimientos de la misma y presenta una mayor acumulación de sales (34.91, 11.95, 5.19, 7.25 cmol_c/kg de Ca, Mg, K y Na respectivamente, cuadros 8 a 11), así como la tendencia a anegarse durante el período de riego.

Otra característica importante que destaca de las propiedades químicas de los suelos de la parcela, es su reacción neutra, ya que de acuerdo con Šimek y colaboradores (1999) la actividad desnitrificante se desarrolla óptimamente en el intervalo de pH de 7 a 8 y la nitrificante entre 7 y 9. El pH neutro de estos suelos también favorece la alta disponibilidad del N.

De este modo, se observa que los suelos de la parcela presentan propiedades físicas y químicas que favorecen los procesos de nitrificación durante la época seca (alto contenido de N, pH neutro, alto contenido de MO que sirve como sustrato para la actividad microbiana). En la temporada lluviosa y los períodos de riego, la textura fina y la presencia de arcillas esmectíticas coadyuvan con la infiltración moderada del agua, manteniendo las condiciones reductoras por un lapso mayor de tiempo, el pH y los nitratos producidos en la temporada seca, proveen los elementos necesarios para que se lleve a cabo la desnitrificación.

POTENCIAL REDOX

De acuerdo con Brady (1996), la variación diaria de la temperatura a través del perfil del suelo muestra un retardo con respecto a la máxima atmosférica del día. Esta variación es más evidente en los horizontes superficiales -donde alcanza aproximadamente 1°C más alto que la temperatura del aire- y cuyo máximo se registra por la tarde, después del período de mayor insolación (el cual tiene lugar alrededor de las 2:00 pm). En el subsuelo la variabilidad es mucho menor debido a que no está sujeto a la radiación solar directa, por lo cual, sus cambios de temperatura ocurren a nivel mensual e incluso estacional.

Por otro lado, se ha observado que los suelos anegados presentan temperaturas 3 a 6°C más bajas que las de un suelo húmedo o seco y cuando el suelo se encuentra lo suficientemente saturado con agua, esta actúa como amortiguador de la temperatura como consecuencia de su alto calor específico y la alta energía requerida para la evaporación de la misma (Brady, 1996).

Dado que el Eh es una variable que depende de la temperatura, el factor de corrección del electrodo de referencia (E°_{ref}) también debe corregirse por la temperatura(s) a la cual fueron realizadas las mediciones. Sin embargo, es importante mencionar que en el presente estudio no se llevó un registro de la variación diaria de esta variable en el suelo, en consecuencia, el factor de corrección del E°_{ref} no se rectificó para la temperatura de campo -está reportado para 25°C-.

Con el fin de estimar la posible influencia de la temperatura del suelo sobre el E°_{ref} , se consultaron los datos de temperatura horaria del Servicio Meteorológico Nacional para la región centro del país. El reporte indica que existe un incremento de 14°C desde las 9:00 de la mañana hasta las 4:00 de la tarde (SMN/CONAGUA, 2007). Realizando la corrección por temperatura al factor E°_{ref} (Kolling, 2000):

$$E^{\circ}_{ref (Ag/AgCl)} [mV] = 207 + 0.7 (25-t)$$

donde: t = temperatura (°C).

se obtiene un error de 1.4-8.4 mV en los valores de Eh reportados. Dada esta situación, los resultados se presentan en valores Eh, con la finalidad de tener un parámetro de referencia de los valores de potenciales redox a los diferentes estados de aireación del suelo, no obstante, los datos del anexo 2 se presentan sin corrección (Potencial de oxido-reducción, ORP).

Pese a lo señalado anteriormente, Patrick y colaboradores (1996), consideran que esta corrección por temperatura es relativamente una pequeña fuente de error para las mediciones realizadas en campo, ya que como se ha visto, la temperatura varía muy poco entre los horizontes del suelo, por lo cual, es adecuado aplicar un solo factor de corrección para todas las muestras -sin tomar

en cuenta la profundidad-. Además, señalan que la heterogeneidad espacial del suelo impacta muchísimo más la variabilidad de las mediciones que el efecto mismo de la temperatura. En este sentido, es conveniente destacar que el Eh es una medida que muestra tendencias cualitativas -especialmente en suelos- que no pueden asumirse como valores de equilibrio (Nordstrom y Wilde, 1996), y en este caso está siendo utilizada solamente como un indicador del grado de aireación del suelo.

Eh

En la época seca y previo al riego, los suelos muestran valores promedio de 550 a 650 mV en la superficie, y más bajos (416 a 600 mV) a profundidad, debido a que los horizontes más profundos contienen mayor humedad. De acuerdo con Tan (1998), los valores anteriores están asociados con condiciones óxicas y son característicos de suelos bien aireados, donde se puede estar verificando el proceso de nitrificación por los microorganismos aeróbicos.

Al momento de aplicar la lámina de riego, el Eh decrece, presentando una gran variabilidad: los intervalos cuantificados oscilan entre -200 a 400 mV. En este punto es importante destacar 2 situaciones:

La primera es que valores Eh= 118 a 413 mV son característicos de suelos húmedos o subóxicos, los cuales pueden contener microorganismos facultativos anaeróbicos o una mezcla de microorganismos aeróbicos y anaeróbicos cuyos procesos metabólicos están actuando como catalizadores de las reacciones redox. Adicionalmente, valores de Eh <118 mV son propios de suelos anóxicos o inundados donde prospera la actividad anaeróbica (Tan, 1998). En consecuencia, se observa que durante y después del riego, los Feozems y Vertisoles en estudio, presentan condiciones redox adecuadas para el proceso de desnitrificación.

En segundo lugar, la amplitud de los intervalos de PR que exhiben todos los suelos durante y después del riego se debe a la baja repetibilidad entre las mediciones registradas entre los diferentes electrodos a la misma profundidad (anexo 2), lo cual se puede explicar por la existencia de una alta variabilidad espacial y temporal de micrositios con condiciones oxidantes y reductoras dentro del mismo horizonte de suelo. La formación de estos micrositios puede ser resultado de:

a) la textura fina del suelo aunada a la presencia de arcillas esmectíticas que se expanden al humedecerse, lo cual genera una mayor retención de agua y una lenta difusión de oxígeno hacia los sitios metabólicamente activos, prolongándose así las condiciones reductoras;

b) una distribución heterogénea de la MO en el suelo, donde zonas con mayor contenido de MO poseen una alta actividad microbiana con constante consumo de oxígeno,

c) dado que los suelos están bien estructurados, pueden crearse condiciones anaeróbicas al interior de los agregados.

Al respecto, Fiedler (2000), señala que la baja reproducibilidad de medidas paralelas realizadas en el mismo horizonte, es frecuentemente atribuida a la distribución heterogénea de microhábitats y micrositios, por lo cual, estas fluctúan a distancias horizontales pequeñas, y pueden ser altamente variables en el tiempo. Así, estas diferencias pueden utilizarse para identificar diferentes niveles de Eh, es decir, para reflejar los intervalos específicos de Eh dentro de un horizonte. Consecuentemente, estas medidas deben ser consideradas como mediciones locales, sólo representativas de la matriz de suelo alrededor del electrodo a una escala de aproximadamente 1mm^3 .

Una vez que han transcurrido nueve días de la adición del agua de riego y la infiltración ha procedido a través de la columna del suelo, comienzan a recuperarse las condiciones óxicas originales, donde el PR tiende a aumentar hasta 400 a 600 mV. Bajo estas condiciones de buena aireación, se piensa que se favorece la actividad nitrificante con la consecuente transformación del nitrógeno adicionado en el agua de riego.

Durante la temporada lluviosa, el espacio poroso del suelo puede saturarse con el agua pluvial. La magnitud de dicha saturación depende de la frecuencia e intensidad de las precipitaciones registradas (Jørgensen, et al., 1998). Dado que a mayor contenido de humedad en el espacio poroso (EP) disminuye el contenido de oxígeno, se cree que los períodos de riego realizados durante la época de lluvias coadyuvan a mantener al suelo en condiciones anóxicas ($Eh < 118$ mV) a través de períodos de tiempo más largos.

Lo anterior se ve corroborado por las dos mediciones realizadas en los meses de mayo y junio:

De acuerdo con los pobladores, las precipitaciones pluviales registradas durante mayo del 2005, fueron menos frecuentes e intensas comparadas con las del verano del 2006. Los PR cuantificados en el primer año varían de 260 a 645 mV. Se piensa que previo al riego, la discontinuidad e intensidad de las lluvias no fueron suficientes para saturar el espacio poroso del suelo, esto explica la presencia de condiciones subóxicas a óxicas. Dado que el comportamiento de las precipitaciones se mantuvo durante los días posteriores al riego, 9 días después, los horizontes de los 4 perfiles tienden a recuperar las condiciones óxicas.

En el muestreo del segundo año, las lluvias fueron más frecuentes e intensas, por lo tanto, antes del riego el suelo ya presentaba potenciales negativos (-323 a -170 mV). Dichos potenciales tipifican una alta actividad de los electrones que beneficia principalmente al metabolismo de los microorganismos anaeróbicos (Tan, 1998).

Durante el riego se verificó un incremento significativo del PR, lo cual se deriva probablemente de la presencia de oxígeno disuelto en el agua de lluvia, ya que este muestreo se realizó incluso bajo una fuerte precipitación pluvial. No obstante, este oxígeno pudo ser rápidamente consumido por los microorganismos de tal forma que existe una recuperación gradual de las condiciones anóxicas en los días posteriores al riego (-380 a -27 mV).

En general, la reducción secuencial de los pares redox permite definir los intervalos de las reacciones de óxido-reducción más comunes en los suelos. De acuerdo con Sposito (1989), cuando el Eh es <480, los electrones disponibles comienzan a reducir el NO_3^- , dando lugar al proceso de desnitrificación.

Por lo tanto, se observa que durante y después del riego -en la temporada seca-, la saturación del suelo con el agua residual favorece la disminución del PR y se presume comienza el proceso de desnitrificación. Durante la época húmeda, es la lluvia la que satura el espacio poroso, por lo que se piensa que la desnitrificación inicia mucho antes del riego.

FLUJOS DE EMISIÓN DE N_2O

De los datos cuantificados en la temporada seca, solamente el 10% muestran flujos negativos (Cuadro 1, anexo 4), lo cual indica que el suelo actúa como un sumidero. Dicho efecto se observa en todos los perfiles antes de la adición de la lámina de riego.

De acuerdo con Teira (1998), la emisión de N_2O desde el suelo depende de: 1) su formación durante los procesos de nitrificación y desnitrificación y su difusión hacia el vial (*headspace*), 2) la relación $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$, así como su difusión desde el suelo hacia el vial. Cuando la relación $\text{N}_2\text{O}/\text{N}_2$ es menor, la concentración de N_2O en el vial decrece, dando lugar a flujos negativos. Dicha relación puede ser afectada por un incremento en la temperatura del suelo durante la temporada seca.

Por otro lado, previo al riego, los flujos positivos medidos varían de 0.009-0.030 mg N- $\text{N}_2\text{O}/\text{m}^2\text{h}$. Se puede considerar que este óxido nitroso es producido mediante el proceso de nitrificación y que a su vez constituye el nivel de emisión de fondo para la temporada seca.

Con la aplicación del agua residual a la parcela, se generan condiciones reductoras con el consecuente incremento en las emisiones de N_2O . Se observa gran variabilidad espacial y temporal en la respuesta de emisión entre los suelos, esto tal vez se debe a la formación de micrositios anaeróbicos que favorecen los *puntos críticos* de emisión.

Así, los flujos mayores se midieron en los perfiles 8 y 10 (3.134 y 1.531 mg N- $\text{N}_2\text{O}/\text{m}^2\text{h}$, respectivamente). Se piensa que estos sitios actúan como *puntos críticos* de emisión. En el perfil 8, esto es posiblemente resultado de su mayor

contenido de carbono orgánico (31.54 g/kg), que a su vez favorece una mayor actividad microbiana. En el perfil 10, puede ser resultado de la generación de micrositios al interior de los agregados.

El perfil 9, es uno de los que presenta los niveles de emisión más bajos. Este hecho se atribuye principalmente a dos fenómenos:

1) como el sitio permanece anegado durante 5-6 horas y el óxido nitroso es muy soluble, este puede ser transportado en forma disuelta hacia el manto freático cercano (115 cm) o hacia el dren que limita a la parcela mediante escurrimiento superficial y subsuperficial;

2) el óxido nitroso producido en el subsuelo, puede ser reducido a N_2 durante su ascenso hacia las capas superiores, debido a una difusión lenta favorecida por la textura fina del suelo.

La influencia del riego sobre la emisión de N_2O es pronunciada:

a) Satura los poros del suelo dando lugar a una difusión lenta del oxígeno hacia los sitios metabólicamente activos, lo cual genera condiciones reductoras ideales para la desnitrificación.

b) El humedecimiento del suelo puede incrementar la actividad de los microorganismos, así como las densidades de sus poblaciones. Esto ocurre particularmente después de períodos secos prolongados, debido a que la sequía destruye parte de las células microbianas, por lo que estas constituirán la fuente de MO que será utilizada por otros microorganismos durante sus procesos metabólicos (Teira, 1998).

c) El riego por inundación aunado a la labranza de la parcela contribuye a la compactación del suelo. Esto provoca la alteración del espacio poroso y promueve una infiltración más lenta, por lo tanto el suelo permanece húmedo durante un lapso mayor de tiempo, inhibiendo a su vez la difusión de oxígeno y generando micrositios anaeróbicos donde puede llevarse a cabo la reducción de los nitratos.

En la temporada lluviosa, el comportamiento de los flujos de emisión del suelo a través del período de riego, difiere con respecto a la época seca. Esta diferencia obedece a las condiciones de saturación del terreno debidas a la precipitación pluvial, la cual desplaza el aire de los poros del suelo y favorece las condiciones reductoras necesarias para la desnitrificación, con la consecuente emisión de N_2O . De tal forma que, antes de la adición del agua de riego, los flujos de N_2O ya han alcanzado o se encuentran cercanos al pico de emisión y durante los días consecutivos al riego, la producción de óxido nitroso disminuye paulatinamente probablemente como consecuencia de:

- a) el decremento de nitratos disponibles para la reducción,
- b) de la reducción completa del N_2O a N_2 ,
- c) del transporte de N_2O disuelto hacia el acuífero.

El análisis de los CV, demuestra que el incremento en el tamaño de las cámaras cerradas de muestreo trae consigo una disminución significativa de la variabilidad. En este sentido, Teira y colaboradores (1998), reportan CV de 10 a 6001% en un estudio realizado con cámaras cilíndricas (de 15 cm de diámetro interno). Mosier et al. (1996), señala que dicha incertidumbre no se debe a la técnica de la cámara cerrada *per se*, sino más bien a la combinación de los diversos factores físicos y biológicos que controlan los flujos de N_2O desde los suelos y añade que los muestreos realizados con cámaras pequeñas requieren diseños que incluyan un mayor número de réplicas, en tanto que cuando se utilizan cámaras cerradas de mayor tamaño, disminuye el número de réplicas necesarias para integrar la variabilidad espacial en la emisión de dicho gas.

POTENCIAL REDOX Y FLUJOS DE EMISION DE N_2O

Con base en los muestreos realizados para la determinación del PR y la cuantificación de los flujos de emisión de N_2O , se puede observar claramente la siguiente tendencia:

Antes del riego, cuando el suelo se encuentra seco, los PR son positivos (500 a 600 mV), dichos valores están asociados con condiciones óxicas y son característicos de suelos bien aireados, donde se están verificando los procesos metabólicos de los microorganismos aeróbicos (Tan, 1998); en consecuencia los flujos de emisión de N_2O se encuentran en el orden de 0.009-0.030 mg N- N_2O/m^2 h. Bajo estas condiciones, se sugiere que la posible fuente de óxido nitroso sea la nitrificación (Mei, et al., 2004; Garrido, et al., 2002; Williams, et.al, 1992).

Durante el riego y los dos días posteriores al mismo, el PR disminuye hasta alcanzar incluso valores negativos. Se cree que la textura fina del suelo, así como la presencia de arcillas esmectíticas coadyuvan con una lenta infiltración, una alta retención de humedad y una lenta difusión de los gases, generando la prolongación de las condiciones reductoras. De acuerdo con Tan (1998), los microorganismos facultativos anaeróbicos catalizan las reacciones redox en el intervalo de 118 mV a 413, y la actividad anaeróbica prospera adecuadamente a $Eh < 118$ mV. Por lo tanto, en estas condiciones reductoras se favorece el proceso de desnitrificación y es precisamente en este período cuando se registraron los mayores flujos de emisión de N_2O (3.419 mg N- N_2O/m^2 h).

Nueve días después del riego, cuando el agua se ha infiltrado a través del perfil, el PR se recupera paulatinamente hacia valores positivos (500 a 600 mV), al tiempo que los flujos de emisión de óxido nitroso disminuyen a aproximadamente 0.018-0.036 mg N- N_2O/m^2 h.

El PR y los flujos medidos de N_2O , difieren entre sitios, tiempo y época de muestreo. Se asume que la variabilidad espacial y temporal observada en ambos parámetros, está asociada principalmente con las condiciones ambientales, así como con la formación de micrositios anaeróbicos cuyo resultado directo es la existencia de *puntos críticos de emisión* (donde se cuantificaron flujos de hasta 4.071 a 6.696 mg N- N_2O/m^2 h, durante un lapso de dos horas).

A nivel de parcela, durante la época seca, se liberan 0.826 mg N- N_2O/m^2 h, concentrados en intervalos cortos de tiempo -2 a 3 días de riego por mes- y un nivel de fondo de 0.007 mg N- N_2O/m^2 h. Mientras que, en la época lluviosa, la constante saturación del espacio poroso del suelo por el agua pluvial más el agua de riego, favorece la existencia prolongada de condiciones reductoras con la consecuente emisión de N_2O , en flujos más pequeños (0.209 mg N- N_2O/m^2 h, durante el riego y 0.061 mg N- N_2O/m^2 h como nivel de fondo) distribuidos uniformemente en el tiempo.

Los flujos de emisión medidos en la parcela son comparables con los valores hasta hoy reportados por otros autores. Así, Teira, et al. (1998) calcula flujos de -0.166 a 1.620 mg N- N_2O/m^2 h, para un suelo agrícola arcilloso, en tanto que McKenzie (1998), reporta flujos de 0.18 a 0.864 mg N- N_2O/m^2 h, en suelos arcillosos con cultivos de maíz (cuadro 3).

Cabe destacar que aun cuando esta parcela no es fertilizada, se estima que produce emisiones de óxido nitroso de 3.94 kg de N/ha año, lo cual es comparable con las emisiones esperadas de suelos fertilizados (>3 kg de N- N_2O/ha año; Freney 1997).

Finalmente, se piensa que el comportamiento anterior se ajusta con lo señalado por Cheng, et al. (2004), Khalil, et al. (2003), quienes coinciden en que el óxido nitroso se emite primordialmente por *nitrificación en condiciones aeróbicas y que la desnitrificación adquiere mucho mayor importancia bajo condiciones anaeróbicas*.

BALANCE DE NITRÓGENO EN LA PARCELA

Desafortunadamente, no existen datos mensuales desglosados sobre las entradas y salidas de N al sistema, por lo tanto, las estimaciones se realizaron con base en cifras bibliográficas anuales, así como datos proporcionados por los administradores del rancho. Esto trae como consecuencia una probable subestimación o sobreestimación de los valores reales, sin embargo, este ejercicio nos ayuda a situar cual sería la importancia de la desnitrificación al nivel del agroecosistema.

Considerando el escenario con menor adición de N a la parcela (cuadro 14), esto es:

- aplicación de láminas de riego mensuales de 15 cm (1816 mm de agua residual /año), que introduce 532 kg N/ha año,
- una fijación biológica de 500 kg N/ha año,
- y 20 kg N/ha año que ingresan al sistema a través de la precipitación atmosférica.

Y donde las salidas incluyen:

- 422 kg N/ha año absorbidos por los cultivos de alfalfa (esta cantidad en realidad es variable a lo largo del tiempo),
- 70 kg N/ha año por lixiviación de nitratos (Díaz, 2007, en preparación),
- 3.94 kg/ha año emitidos por desnitrificación.

En total se obtiene un excedente de 134 kg N/ha año. Si se atiende al escenario de mayores entradas (cuadro 17), se tendría un exceso de 929 kg N/ha año en el agroecosistema. Así, se observa que la lixiviación de nitratos es una importante salida de N, no obstante, hasta la fecha no existe un problema generalizado de contaminación de nitratos en los pozos de agua potable.

De acuerdo con la normatividad mexicana, el límite máximo permisible de nitratos en agua para consumo humano es de 10 mg N-NO₃/L (NOM-127-SSA1-1994). En el Valle del Mezquital, se han reportado concentraciones de NO₃⁻ en aguas de pozo entre 0 y 18 mg/L en algunos puntos localizados; en varios de los pozos muestreados se reportan concentraciones entre 0 y 5 mg/L (Cervantes-Medel y Armienta, 2004 y BGS & CNA, 1995).

Cervantes-Medel y Armienta (2004), sugieren que esta distribución de nitratos indica que el agua residual se está infiltrando a través de las fallas geológicas existentes en la zona, lo cual contribuye con el enriquecimiento de este ión en el acuífero somero, en tanto que, los bajos contenidos de nitrato en las zonas alejadas de dichas fallas pueden ser resultado de la transformación biótica y abiótica del N en la zona saturada y no saturada.

Se cree que otra salida de N en la parcela está constituida por los flujos de N₂O emitidos en los puntos críticos, los cuales probablemente no quedaron en su totalidad integrados dentro del área muestreada. Se piensa que estas emisiones son importantes, dado que en las parcelas adyacentes donde Díaz (en preparación) realiza el monitoreo de la lixiviación de nitratos, encontró niveles no detectables de este compuesto, por lo tanto se especula que este sitio podría constituir un punto crítico de emisión.

Lo anterior sugiere que existen pérdidas de N del sistema que hasta el momento no han sido cuantificadas y que tal vez puedan incluir:

- a) La desnitrificación en los acuíferos de una parte del N lixiviado en forma de nitrato,

- b) Varios puntos críticos de emisión distribuidos heterogéneamente en la parcela, o bien,
- c) Considerando los intervalos de PR cuantificados, es posible que exista una desnitrificación completa de los nitratos en el suelo, con la consecuente emisión de N_2 como producto principal.

X. CONCLUSIONES

- En la parcela agrícola bajo estudio, existen salidas de nitrógeno en forma de emisiones de N_2O de $0.826 \text{ mg N-N}_2O/m^2 \text{ h}$ en la temporada seca y $0.209 \text{ mg N-N}_2O/m^2 \text{ h}$ en la época de lluvias. Los flujos de emisión de óxido nitroso incrementan durante el riego, 1 y 2 días después del mismo.
- Los perfiles 8 (Feozem háplico) y 10 (Vertisol pélico) actúan como *puntos críticos* de emisión.
- El potencial redox cuantificado disminuye durante el riego, 1 y 2 días después.
- Se observa que la mayor producción de N_2O se efectúa durante y después del riego, cuando ambos suelos (Feozem y Vertisol) se encuentran saturado con agua, lo cual favorece la existencia de condiciones reductoras.
- Se estima que la parcela produce emisiones de óxido nitroso de $3.94 \text{ kg de N/ha año}$, lo cual puede ser comparable con las emisiones esperadas para suelos fertilizados.

XI. RECOMENDACIONES

Con la finalidad de disminuir el nitrógeno excedente en la parcela, se recomienda:

- Reducir el volumen de aplicación de las láminas de riego, lo cual contribuye a disminuir la cantidad de nitrógeno que ingresa al sistema y por otro lado, se favorece la disminución de la duración de las condiciones reductoras generadas por el riego.
- Disminuir la formación de nitratos para prevenir su desnitrificación y/o lixiviación al acuífero, adicionando inhibidores de la nitrificación en el agua de riego.

Adicionalmente, es necesario reanudar el monitoreo de la dinámica del N en el agroecosistema, para aclarar las posibles rutas de salida del N excedente y evitar repercusiones ambientales, por lo tanto se sugiere:

- Cuantificar el N_2O soluble que pueda estarse infiltrando en el acuífero.
- Evaluar la posible existencia de desnitrificación en el acuífero.
- Cuantificar los flujos de emisión de CH_4 para determinar si en el sistema se verifica el proceso de desnitrificación completa.

XII. REFERENCIAS

1. Ackermann, I. y Plöchl, M. 2000. Reduction of N₂O and CH₄ emissions by designing agricultural production processes -potential and limitations. En: Van Ham, J., Baede, A. P. M., Meyer, L. A., Ybema, R. (eds). Non-CO₂ greenhouse gases: Scientific understanding, control and implementation. Ed. Kluwer Academic Publishers, Netherlands. p. 291-296.
2. Akiyama, H. y Tsuruta, H. 2003. Nitrous oxide, nitric oxide, and nitrogen dioxide fluxes from soils after manure and urea application. *Journal of Environmental Quality*, 32: 423-431.
3. Arah, J.R.M. 1997. Apportioning nitrous oxide fluxes between nitrification and denitrification using gas-phase mass spectrometry. *Soil, Biology and Biochemistry*, 29:8, p. 1295-1299.
4. Arcara, P.G., Gamba, C., Bikini, D., Marchetti, R. 1999. The effect of urea and pig slurry fertilization on denitrification, direct nitrous oxide emission, volatile fatty acids, water-soluble carbon and anthrone-reactive carbon in maize-cropped soil from the Po plain (Modena, Italy). *Biology and Fertility of Soils*, 29: 270-276.
5. Arth, I., Frenzel, P., Conrad, R. 1998. Denitrification coupled to nitrification in the rhizosphere of rice. *Soil, Biology and Biochemistry*, 30:4, p.509-515.
6. Azam, F., Müller, C., Weiske, A., Benckser, G. 2002. Nitrification and denitrification as sources of atmospheric nitrous oxide -role of oxidizable carbon and applied nitrogen-. *Biology and Fertility of Soils*, 35: 54-61.
7. Bandibas, J., Vermoesen, A., De Groot, J., Van Cleemput, O. 1994. The effect of different moisture regimes and soil characteristics on nitrous oxide emission and consumption by different soils. *Soil Science*, 158:2, p. 106-114.
8. Beychok, M. R. 2006. Fundamentals of stack gas dispersion. 4a. ed. USA, <http://www.air-dispersion.com>, October 2006.
9. Brady, N.C., Weil, R.R. (1996). The nature and properties of soils. 12a. ed. Prentice-Hall, USA. 881 p.
10. BGS y CNA (British Geological Survey y Comisión Nacional del Agua). 1995. Impact of wastewater reuse on groundwater in the Mezquital Valley, Hidalgo State, Mexico. Phase I. 80 p.

11. Bremner, J.M. 1997. Sources of nitrous oxide in soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 49: 7-16.
12. Brouwer, F. 1998. Nitrogen balances at farm level as a tool to monitor effects of agri-environmental policy. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52: 303-308.
13. Brumme, R., Borcken, W., Finke, S. 1999. Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems. *Global Biogeochemical Cycles*, 13:4, p. 1137-1148.
14. Butterbach-Bahl, K., Stange, F., Papen, H., Grell, G., Li, C. 2000. Impact of changes in temperature and precipitation on N₂O and NO emissions from forest soils. En: Van Ham, J., Baede, A. P.M., Meyer, L. A., Ybema, R. (eds). *Non-CO₂ greenhouse gases: Scientific understanding, control and implementation*. Ed. Kluwer Academic Publishers, Netherlands. p. 165-172.
15. Carbajal Benitez, G. 2000. Obtención de factores de emisión de óxido nitroso en sistemas agrícolas en latitudes tropicales. Tesis Maestría en Ciencias, Centro de Ciencias de la atmósfera, UNAM, 61 p.
16. Carrillo, L. 2003. Microbiología agrícola. <http://www.unsa.ed.cr/matbib>, abril 2006.
17. Cavigelli, M.A. y Robertson, G.P. 2001. Role of denitrifier diversity in rates of nitrous oxide consumption in a terrestrial ecosystem. *Soil, Biology and Biochemistry*, 33: 297-310.
18. Cervantes-Medel, A. y Armienta, M.A. 2004. Influence of faulting on groundwater quality in Valle del Mezquital, Mexico. *Geofísica Internacional* 43:3, p. 477-493.
19. Chen, D.L., Chalk, P.M., Freney, J.R. 1995. Distribution of reduced products of ¹⁵N labeled nitrate in anaerobic soils. *Soil, Biology and Biochemistry*, 27:12, p. 1539-1545.
20. Chèneby, D., Hartmann, A., Hénault, C., Topp, E., Germon, J.C. 1998. Diversity of denitrifying microflora and ability to reduce N₂O in two soils. *Biology and Fertility of Soils*, 28: 19-26.
21. Cheng, W., Tsuruta, H., Chen, G., Yagi, K. 2004. N₂O and NO production in various Chinese agricultural soils by nitrification. *Soil, Biology and Biochemistry*, 36:953-963.

22. Chiu, C., Lee, S., Chen, T., Tian, G. 2004. Denitrification associated N loss in mangrove soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 69: 185-189.
23. CNA (Comisión Nacional del Agua). 2002. Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Valle del Mezquital, estado de Hidalgo. Gerencia de Aguas Subterráneas. Subgerencia de Evaluación y Modelación Hidrogeológica, México, 21 p.
24. Convenio IDRC - OPS/HEP/CEPIS (Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo, Canadá - Oficina Sanitaria Panamericana/ Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria). 2002. Estudio complementario del caso Mezquital, Estado de Hidalgo, México. Proyecto Regional: Sistemas Integrados de Tratamiento y Uso de Aguas Residuales en América Latina: Realidad y Potencial, www.cepis.ops-oms.org/bvsaarle/proyecto, 52 p, Noviembre 2004.
25. Dalgaard, T., Halberg, N., Kristensen, I. S. 1998. Can organic farming help to reduce N-losses? *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52: 277-287.
26. De Groot, C.J., Vermoesen, A., Van Cleemput, O. 1994. Laboratory study of the emission of NO and N₂O from some Belgian soils. *Environmental Monitoring and Assessment*, 31: 183-189.
27. De Wever, H., Strong, D.T., Merckx, R. 2004. A system for studying the dynamics of gaseous emissions in response to changes in soil matric potential. *Soil Science Society of America Journal*, 68: 1242-1248.
28. De Wever, H., Swerts, M., Mussen, S., Merckx, R., Vlassak, K. 2000. Impact of organic amendments on N₂O production through denitrification in soil. En: Van Ham, J., Baede, A. P. M., Meyer, L. A., Ybema, R. (Eds). *Non-CO₂ greenhouse gases: Scientific understanding, control and implementation*. Ed. Kluwer Academic Publishers, Netherlands. p. 173-178.
29. Debruyne, W., Lissens, G., Van Rensbergen, J., Wevers, M. 1994. Nitrous oxide emissions from waste water. *Environmental Monitoring and Assessment*, 31: 159-165.
30. Dendooven, L. y Anderson, J.M. 1995. Maintenance of denitrification potential in pasture soil following anaerobic events. *Soil, Biology and Biochemistry*, 27:10. p. 1251-1260.
31. Díaz, G. S. 2007. Monitoreo de la lixiviación de nitratos en suelos agrícolas regados con aguas residuales. En preparación.

32. EPA (Environmental Protection Agency). 2001. Non-CO₂ Greenhouse gas emissions from developed countries, 1990-2010. <http://www.epa.gov/methane/pdfs/fulldocumentofdeveloped.pdf>, Mayo 2005.
33. FAO, ISRIC y SICS (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la alimentación y Sociedad Internacional de las Ciencias del Suelo). 1999. Base Referencial Mundial del Recurso Suelo. Dirección de Información, Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación, Roma, Italia, 90 p.
34. Fiedler, S. 2000. In situ long-term-measurement of redox potential in redoximorphic soils. En: Schüring, J., Schulz, H.D., Böttcher, J., Duijnsveld, W. H. M. (eds). Redox: fundamentals, Processes and applications. Ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 251 p.
35. Flessa, M. y Dörsch, P. 1995. Seasonal variation of N₂O and CH₄ fluxes in differently managed arable soils in southern Germany. *Journal of geophysical research*, 100: D11, p. 23115-23124.
36. Freibauer, A. y Kaltschmitt, M. 2003. Controls and models for estimating direct nitrous oxide emissions from temperate and sub-boreal agricultural mineral soils in Europe. *Biogeochemistry*, 63: 93-115.
37. Freney, J.R. 1997. Emission of nitrous oxide from soils used for agriculture. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 49: 1-6.
38. Frolking, S.E., Mosier, A.R., Ojima, D.S., Li, C., Parton, W.J., Potter, C.S., Priesak, E., Stenger, R., Haberbosh, C., Dörsch, P., Flessa, H., Smith, K.A. 1998. Comparison of N₂O emissions from soils at three temperate agricultural sites: simulations of year-round measurements by four models. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52: 77-105.
39. Gallegos, E., Warren, A., Robles, E., Campoy, E., Calderon, A., Sainz, M. G., Bonilla, P., Escolero, O. 1999. The effects of wastewater irrigation on groundwater quality in Mexico. *Water, Science and Technology*, 40:2, 45-52.
40. Galster, H. 2000. Technique of measurement, electrode processes and electrode treatment. En: Schüring, J., Schulz, H.D., Böttcher, J., Duijnsveld, W. H. M. (eds). Redox: fundamentals, Processes and applications. Ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 251 p.
41. Garrido, F., Hénault, C., Gaillard, H., Pérez, S., Germon, J.C. 2002. N₂O and NO emissions by agricultural soils with low hydraulic potentials. *Soil, Biology and Biochemistry*, 34: 559-575.

42. Gødde, M. y Conrad, R. 2000. Influence of soil properties on the turnover of nitric oxide and nitrous oxide by nitrification and denitrification at constant temperature and moisture. *Biology and Fertility of Soils*, 32: 120-128.
43. Gødde, M. y Conrad, R. 1999. Immediate and adaptational temperature effects on nitric oxide production and nitrous oxide release from nitrification and denitrification in two soils. *Biology and Fertility of Soils*, 30: 33-40.
44. Grageda-Cabrera, O.A., Vermoesen, A., Van Cleemput, O., Peña-Cabriales, J.J. 2000. Efecto del tipo de suelo, humedad y fuente de nitrógeno en las emisiones de N₂ y N₂O. *Terra*, 18:1, p.1-9.
45. Groffman, P.M, Brumme, R., Butterbach, K., Dobbie, K.E., Mosier, A. R., Ojima, D., Papen, H., Parton, W.J., Smith, K.A., Wagner-Riddle, C. 2000. Evaluating annual nitrous oxide fluxes at the ecosystem scale. *Global Biogeochemical Cycles*, 14: 4, p. 1061-1070.
46. Hallmark, S. y Terry, R. 1985. Field measurement of denitrification in irrigated soils. *Soil Science*, 140:1, p. 35-44.
47. Harnisch, J. y Reilly, J. 2000. Should process soil models be admitted to estimate agricultural N₂O emissions under FCCC? En: Van Ham, J., Baede, A. P. M., Meyer, L. A., Ybema, R. (eds). *Non-CO₂ greenhouse gases: Scientific understanding, control and implementation*. Ed. Kluwer Academic Publishers, Netherlands. p. 159-164.
48. Heather, A. B. 1998. Nitrous oxide flux from stored solid dairy manure. Thesis in Master of Science, Faculty of graduate studies, University of Guelph, Canada, 105 p.
49. Hénault, C., Devis, X., Lucas, J.L., Germon, J.C., 1998. Influence of different agricultural practices (type of crop, form of N-fertilizer) on soil nitrous oxide emissions. *Biology and Fertility of Soils*, 27: 299-306.
50. Huang, Y., Jiao, Y., Lianggang, Z., Wang, Y., Sass, R. 2002. Nitrous oxide emissions from the wheat-growing season in eighteen Chinese paddy soils: an outdoor pot experiment. *Biology and Fertility of Soils*, 36: 411-417.
51. Huang, Y., Zou, J., Zheng, X., Wang, Y., Xu, X. 2004. Nitrous oxide emissions as influenced by amendment of plant residues with different C:N ratios. *Soil, Biology and Biochemistry*, 36: 973-981.

52. INEGI (Instituto Nacional de Geografía e Informática). 1990. *Guías para la interpretación de cartografía/edafología*. Instituto Nacional de Geografía e Informática, México, 47p.
53. INEGI (Instituto Nacional de Geografía e Informática). 2005. Anuario estadístico Hidalgo, T. I, México, 446 p.
54. IPCC (Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático). 2001. Summary for policymakers, a report of Working Group I. Climate change: The scientific basis. Secretaría del IPCC, Organización Meteorológica Mundial (OMM), Ginebra, Suiza.
55. IRENAT/Colegio de Postgraduados. 2000. Manual de procedimientos analíticos para análisis de suelos y plantas de laboratorio de fertilidad de suelo. Colegio de Postgraduados, México.
56. ISRIC (Centro Internacional de Referencia e Información de Suelos). 1992. Procedures for soil analysis, 3a. ed. Van Reeuwijk, L.P. (Eds). Technical paper no. 9. International Soil Reference and Information Centre, Wageningen.
57. Jaffe, D. A. 2000. The Nitrogen cycle. En: Jacobson, M.C., Charlson, R. J., Rodhe, H., Orians, G. H. Earth system science: from biogeochemical cycles to global change. Ed. Academic Press, USA, 527 p.
58. Jørgensen, R.N, Jørgensen, B.J., Nielsen, N.E. 1998. N₂O emission immediately after rainfall in a dry stubble field. Soil, Biology and Biochemistry, 30: 4, p. 545-546.
59. Kaiser, E.A., Kohrs, K., Kücke, M., Schnug, E., Munch, J.C., Heinemeyer, O. 1998. Nitrous oxide release from arable soil: importance of perennial forage crops. Biology and Fertility of Soils, 28: 36-43.
60. Kamp, T., Steindl, H., Hantschel, R.E., Beese, F., Munch, J.C. 1998. Nitrous oxide emissions from a fallow and wheat field as affected by increased soil temperatures. Biology and Fertility of Soils, 27: 307-314.
61. Kester, R.A., Meijer, M.E., Libochant, J.A., De Boer, W., Laanbroek, H.J. 1997. Contribution of nitrification and denitrification to the NO and N₂O emissions of an acid forest soil, a river sediment and a fertilized grassland soil. Soil, Biology and Biochemistry, 29:11, p. 1655-1664.
62. Khalil, M.I., Van Cleemput, O., Rosenani, A.B., Fauziah, C.I., Shamshuddin, J. 2003. Nitrous oxide formation potential of various humid tropic soils of Malaysia: A laboratory study. Nutrient Cycling in Agroecosystems, 66: 13-21.

63. Kim, K.R., Joos, F., Keller, M., Matson, P., Craig, H. 2000. Balancing the N₂O budgets: constraints from two-isotope characterization. En: Van Ham, J., Baede, A. P. M., Meyer, L. A., Ybema, R. (eds). Non-CO₂ greenhouse gases: Scientific understanding, control and implementation. Ed. Kluwer Academic Publishers, Netherlands. p. 179-184.
64. Kim, Y. y Tanaka, N. 2000. Variation of N₂O and CH₄ fluxes through two winter seasons in sub-boreal forests, Japan. En: Van Ham, J., Baede, A. P.M., Meyer, L. A., Ybema, R. (Eds). Non-CO₂ greenhouse gases: Scientific understanding, control and implementation. Ed. Kluwer Academic Publishers, Netherlands. p. 189-190.
65. Kolling, M. 2000. Comparison of different methods for redox potential determination in natural waters. En: Schüring, J., Schulz, H.D., Böttcher, J., Duijnisveld, W. H. M. (Eds). Redox: fundamentals, Processes and applications. Ed. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 251 p.
66. Kroeze, C. y Bouwman, A.F. 1994. Emissions of nitrous oxide. En: Van Ham, J., Swart, R.J. (Eds). Non-CO₂ greenhouse gases: Why and how to control? Proceedings of an International Symposium, Maastricht, the Netherlands. Ed. Kluwer Academic Publishers. Netherlands. p. 427-432.
67. Kroeze, C. y Mosier, A. 2000. New estimates of nitrous oxide. En: Van Ham, J., Baede, A. P.M., Meyer, L. A., Ybema, R. (Eds). Non-CO₂ greenhouse gases: Scientific understanding, control and implementation. Ed. Kluwer Academic Publishers, Netherlands. p. 45-64.
68. Langeveld, C.A. y Hofman, J.E. 1994. Nitrous oxide production and consumption in peat soils. En: Van Ham, J., Swart, R.J. (Eds). Non-CO₂ greenhouse gases: Why and how to control? Proceedings of an International Symposium, Maastricht, the Netherlands. Ed. Kluwer Academic Publishers. Netherlands. p. 433-438.
69. Levine, J.S., Winstead, E.L., Parsons, D.A.B., Scholes, M.C., Scholes, R.J., Cofer III, W.R., Cahoon, D.R., Sebacher, D.I. 1996. Biogenic soil emissions of nitric oxide (NO) and nitrous oxide (N₂O) from savannas in South Africa: The impact of wetting and burning. *Journal of Geophysical Research*, 101:D19, p. 23689-23697.
70. Li, Ch., Narayanan, V., Harris, R.C. 1996. Model estimates of nitrous oxide emissions from agricultural lands in the United States. *Global Biogeochemical Cycles*, 10: 2, p. 297-306.
71. Liang, B.C., Mackenzie, A.F., Gregorich, E.G. 1999. Changes in ¹⁵N abundance and amounts of biologically active soil nitrogen. *Biology and Fertility of Soils*, 30: 69-74.

72. Liping, G., Erda, L., Zhongpei, L., Yanqing, W. 2000. The emission-flux and mitigation options for N₂O and CH₄ from wheat fields under different rotation systems in Central China. En: Van Ham, J., Baede, A. P. M., Meyer, L. A., Ybema, R. (Eds). Non-CO₂ greenhouse gases: Scientific understanding, control and implementation. Ed. Kluwer Academic Publishers, Netherlands. p. 297-302.
73. Longoria-Ramirez, R., Carbajal-Benitez, G., Mar-Morales, B.E., Ruiz-Suárez, G. 2003. Nitrous oxide flux in maize and wheat cropped soils in the central region of Mexico during "El Niño" year 1998. *Atmósfera*, 231-244.
74. MacKenzie, A.F., Fan, M.X., Cadrin, F. 1998. Nitrous oxide emission in three years as affected by tillage, corn-soybean-alfalfa rotations, and nitrogen fertilization. *Journal of Environmental Quality*, 27: 698-703.
75. Mahmood, T., Ali, R., Malik, K.A., Shamsi, S.R.A. 1997. Denitrification with and without maize plants (*Zea mays* L.) under irrigated field conditions. *Biology and Fertility of Soils*, 24: 323-328.
76. Marschner, H. 1986. Mineral nutrition in higher plants. Ed. Academic Press, New York.
77. McCarty, G.W. 1999. Modes of action of nitrification inhibitors. *Biology and Fertility of Soils*, 29: 1-9.
78. McLain, J.E.T., Martens, D.A. 2005. Nitrous oxide flux from soil amino acid mineralization. *Soil, Biology and Biochemistry*, 37:289-299.
79. McTaggart, I., Clayton, H., Smith, K. 1994. Nitrous oxide flux from fertilized grasslands: strategies for reducing emissions. En: Van Ham, J., Swart, R.J. (Eds). Non-CO₂ greenhouse gases: Why and how to control? Proceedings of an International Symposium, Maastricht, the Netherlands. Ed. Kluwer Academic Publishers. Netherlands. p. 421-426.
80. Mei, L., Yang, L., Wang, D., Yin, B., Hu, J., Yin, S. 2004. Nitrous oxide production and consumption in serially diluted soil suspensions as related to in situ N₂O emission in submerged soils. *Soil, Biology and Biochemistry*, 36: 1057-1066.
81. Mogge, B., Kaiser, E., Munch, J. 1999. Nitrous oxide emissions and denitrification N-losses from agricultural soils in Bornhöved Lake region: influence of organic fertilizers and land-use. *Soil, Biology and Biochemistry*, 31: 1245-1252.

82. Mosier, A., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Seitzinger, S., Van Cleemput, O. 1998. Closing the global N₂O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52: 225-248.
83. Mosier, A. R., Duxbury, J. M., Freney, J. R., Heinemeyer, O., Minami, K. 1996. Nitrous oxide emissions from agricultural fields: Assessment, measurement and mitigation. *Plant and Soil*, 181: 95-108.
84. Müller, C., Sherlock, R.R., Williams, P.H. 1998. Field method to determine N₂O emissions from nitrification and denitrification. *Biology and Fertility of Soils*, 28: 51-55.
85. Muñoz, H., Armienta, M.A., Vera, A., Ceniceros, N. 2004. Nitrato en el agua subterránea del Valle de Huamantla, Tlaxcala, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 20:3, p. 91-97.
86. Nakajima, Y., Ishizuka, S., Tsuruta, H., Iswandi, A., Murdiyarso, D. 2005. Microbial processes responsible for nitrous oxide production from acid soils in different land-use patterns in Pasirmayang, central Sumatra, Indonesia. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 71: 32-42.
87. Nelson, S. y Terry, R. 1996. The effects of soil physical properties and irrigation method on denitrification. *Soil Science*, 161:4, p. 242-249.
88. Nordstrom, D.K. y Wilde, F.D. 1996. Reduction-oxidation potential (electrode method). US Geological Survey, Chap. 6.5, TWRI Book 9, 4/98. www.us.geologicalsurvey.pdf, abril 2007
89. NOM-127-SSA1-1994, Salud ambiental, agua para uso y consumo humano- límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización. *Diario Oficial de la Federación*, 18 de enero 1996.
90. Olsthoorn, C.S.M. y Fong, N.P.K. 1998. The anthropogenic nitrogen cycle in the Netherlands. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52: 269-276.
91. Paramasivam, S., Alva, A.K., Prakash, O. 1998. Denitrification from sandy soils treated with liquid or dry granular nitrogen form. *Soil Science*, 163:9, p. 686-693.
92. Patrick, W. H., Gambrell, R.P., Faulkner, S.P. 1996. Reduction-oxidation potential measurement. *Soil Science Society America, Book series 5. Methods of soil analysis, part 3, chemical methods*, 1255-1273 p.

93. Pihlatie, M., Syväsallo, E., Simojoki, A., Esala, M., Regina, K. 2004. Contribution of nitrification and denitrification to N₂O production in peat, clay and loamy sand soils under different soil moisture conditions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 70: 135-141.
94. Plöchl, M. y Berg, W. 2000. Control and reduction of methane and nitrous oxide emissions within animal husbandry and manure application. En: Van Ham, J., Baede, A. P. M., Meyer, L. A., Ybema, R. (Eds). *Non-CO₂ greenhouse gases: Scientific understanding, control and implementation*. Ed. Kluwer Academic Publishers, Netherlands. p. 323-324.
95. Sánchez González, A. 2006. Efecto del riego con aguas residuales sobre la calidad de la material orgánica extractable con agua (MOEA) y las especies de metales pesados en suelos del Valle del Mezquital. Tesis Ingeniero agrónomo, Universidad Autónoma Chapingo, 123 p.
96. Sanhueza, E., Hao, W. H., Scharffe, D., Donoso, L., Crutzen, P.J. 1990. N₂O and NO emissions from soils of the Northern part of the Guayana Shield, Venezuela. *Journal of Geophysical Research*, 95: D13, p. 22481-22488.
97. Schiller, C.L. y Hastie, D.R. 1996. Nitrous oxide and methane fluxes from perturbed and unperturbed boreal forest sites in northern Ontario. *Journal of Geophysical Research*, 101: D17, p. 22767-22774.
98. Schlichting, E., Blume, H. P., Stahr, K. 1995. *Bodenkundliches praktikum*. Pareys studentexte 81, Blackwell Wissenschafts. Verlag Berlin.
99. Schmid, M., Neftel, A., Riedo, M., Fuhrer, J. 2001. Process-based modeling of nitrous oxide emissions from different nitrogen sources in mown grassland. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60: 177-187.
100. SMN y CNA (Servicio Meteorológico Nacional / Comisión Nacional del Agua). 2007. Boletín diario del Observatorio de Tacubaya. <http://smn.cna.gob.mx/boletin/tacubaya/tacba10a.html>, abril 2007
101. Siebe, Ch. 1998. Nutrient inputs to soils and their uptake by alfalfa through long-term irrigation with untreated sewage effluent in Mexico. *Soil Use and Management*, 14: 119-122.
102. Siebe, Ch., Jahn, R., Stahr, K. 1996. Manual para la descripción y evaluación ecológica de suelos en el campo. México, 57 p.
103. Siebe, Ch. y Cifuentes, E. 1995. Environmental impact of wastewater irrigation in Central Mexico -An overview-. *International Journal of Environmental Health Research*, 5(2): 161-173 p.

104. Siebe, Ch. 1994. Akkumulation, Mobilität und Verfügbarkeit von Schwermetallen in langjährig mit Abwasser bewässerten Böden Zentralmexikos. Hohenheimer Bodenkundliche Hefte 17, Stuttgart, Institut für Bodenkunde und Standortlehre (Ed.), Universität Hohenheim.
105. Šimek, M. y Hopkins, D.W. 1999. Regulation of potential denitrification by soil pH in long-term fertilized arable soils. *Biology and Fertility of Soils*, 30: 41-47.
106. Skiba, U., Fowler, D., Smith, K. 1994. Emissions of NO and N₂O from soils. *Environmental Monitoring and Assessment*, 31: 153-158.
107. Skiba, U., Sheppard, L., Pitcairn, C.E. R., Leith, I., Crossley, A., Van Dijk, S., Kennedy, V.H. Fowler, D. 1998. Soil nitrous oxide and nitric oxide emissions as indicators of elevated atmospheric N deposition rates in seminatural ecosystems. *Environmental Pollution*, 102: 51, p. 457-461.
108. Skiba, U.M., Sheppard, J., Macdonald, J., Fowler, D. 1998. Some key environmental variables controlling nitrous oxide emissions from agricultural and semi-natural soils in Scotland. *Atmospheric Environment*, 32:19, p. 3311 a 3320.
109. Smith, R.L. y Duff, J.H. 1988. Denitrification in a sand and gravel aquifer. *Applied and environmental microbiology*, 54:5, 1071-1078.
110. Sozanska, M., Skiba, U., Metcalfe, S. 2002. Developing an inventory of N₂O emissions from British soils. *Atmospheric Environment*, 36: 987-998.
111. Sposito, G. 1989. *The chemistry of soils*. Oxford University Press, USA, 263 p.
112. Stevens, R.J. y Laughlin, R.J. 1998. Measurement of nitrous oxide and di-nitrogen emissions from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52: 131-139.
113. Stevens, R.J., Laughlin, R.J., Burns, L.C., Arah, J.R.M., Hood, R.C. 1997. Measuring the contributions of nitrification and denitrification to the flux of nitrous oxide from soil. *Soil, Biology and Biochemistry*, 29:2, p.139-151.
114. Stevens, R.J., Laughlin, R.J., Malone, J.P. 1998. Measuring the mole fraction and source of nitrous oxide in the field. *Soil, Biology and Biochemistry*, 30:4, p. 541-543.
115. Tan, K. H. 1998. *Principles of soil chemistry*. Ed. Marcel Dekker, 3^a ed. USA, 521 p.

116. Teira-Esmatges, M.R., Van Cleemput, O., Porta-Casanellas, J. 1998. Fluxes of nitrous oxide and molecular nitrogen from irrigated soils of Catalonia (Spain). *Journal of environmental quality*, 27: 687-697.
117. Tsuruta, H. y Akiyama, H. 2000. NO and N₂O emissions from upland soils with the application of different types of Nitrogen fertilizer. En: Van Ham, J., Baede, A. P. M., Meyer, L. A., Ybema, R. (eds). *Non-CO₂ greenhouse gases: Scientific understanding, control and implementation*. Ed. Kluwer Academic Publishers, Netherlands. p. 277-282.
118. Turco, R. P. 1997. *Earth under siege, from air pollution to global change*. Oxford University Press, USA, 525 p.
119. Van Bochove, E., Beauchemin, S., Thériault, G. 2002. Continuous multiple measurement of soil redox potential using platinum microelectrodes. *Soil Science Society of America Journal* 66:1813-1820
120. Van Cleemput, O. 1998. Subsoils: chemo- and biological denitrification, N₂O and N₂ emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52: 187-194.
121. Van Cleemput, O., Vermoesen, A., De Groot, C. 1994. Nitrous oxide emission out of grassland. *Environmental Monitoring and Assessment*, 31: 145-152.
122. Van der Weerden, T.J., Sherlock, R.R., Williams, P.H., Cameron, K.C. 1999. Nitrous oxide emissions and methane oxidation by soil following cultivation of two different leguminous pastures. *Biology and Fertility of Soils*, 30: 52-60.
123. Veldkamp, E. y Keller, M. 1997. Nitrogen oxide emissions from a banana plantation in the humid tropics. *Journal of Geophysical Research*, 102: D13, p. 15889-15898.
124. Velthof, G.L. y Oenema, O. 1994. Nitrous oxide emission from grasslands on sand, clay and peat soils in the Netherlands. En: Van Ham, J., Swart, R.J. (eds.). *Non-CO₂ greenhouse gases: Why and how to control? Proceedings of an International Symposium, Maastricht, Netherlands*. Ed. Kluwer Academic Publishers. Netherlands. p. 439-444.
125. Vervaet, H., Goossens, A., Boeckx, P., Van Cleemput, O., Hofman, H. 2000. N₂O flux from a forest soil located in an area of intensive animal breeding in Belgium. En: Van Ham, J., Baede, A. P. M., Meyer, L. A., Ybema, R. (eds). *Non-CO₂ greenhouse gases: Scientific understanding, control and implementation*. Ed. Kluwer Academic Publishers, Netherlands. p. 193-194.

126. Vitousek, P., Matson, P., Volkman, C., Maass, J. M., García, G. 1989. Nitrous oxide flux from dry tropical forests. *Global Biogeochemical Cycles*, 3:4, p. 375-382.
127. Weitz, A.M., Linder, E., Frohling, S., Crill, P.M., Keller, M. 2001. N₂O emissions from humid tropical agricultural soils: effects of soil moisture, texture and nitrogen availability. *Soil, Biology and Biochemistry*, 33: 1077-1093.
128. Williams, E.J., Hutchinson, G.L., Fehsenfeld, F.C. 1992. NO_x and N₂O emissions from soil. *Global Biogeochemical Cycles*, 6:4, p. 351-388.
129. Wrage, N., Velthof, M.L., van Beusichem, M.L. Oenema, O. 2001. Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil, Biology and Biochemistry*, 33: 1723-1732.
130. Yamulki, S., Harrison, R.M., Goulding, W.T., Webster, C.P. 1997. N₂O, NO and NO₂ fluxes from a grassland: effect of soil pH. *Soil, Biology and Biochemistry*, 29:8, p. 1199-1208.
131. Yin, S.X., Chen, D., Chen, L.M., Edis, R. 2002. Dissimilatory nitrate reduction to ammonium and responsible microorganisms in two Chinese and Australian paddy soils. *Soil, Biology and Biochemistry*, 34: 1131-1137.
132. Yoh, M., Toda, H., Kanda, K., Tsuruta, H. 1997. Diffusion analysis of N₂O cycling in a fertilized soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 49: 29-33.
133. Yoshida, N., Tsungai, U., Toyoda, S., Nakagawa, F. 2000. Isotopomer analysis of methane and nitrous oxide for the study of their geochemical cycles. En: Van Ham, J., Baede, A. P. M., Meyer, L. A., Ybema, R. (eds). *Non-CO₂ greenhouse gases: Scientific understanding, control and implementation*. Ed. Kluwer Academic Publishers, Netherlands. p. 185-188.
134. Yu, K.W., Wang, Z.P., Vermoesen, A., Patrick, W.H., Van Cleemput, O. 2001. Nitrous oxide and methane emissions from different soil suspensions: effect of soil redox status. *Biology and Fertility of Soils*, 34: 25-30.

ANEXO 1

DESCRIPCIÓN DE LOS PERFILES DE SUELO

PERFIL 7

A. Información acerca de la localidad

- a. Número de perfil: 7
- b. Nombre del Sitio: Rancho Chelita
- c. Clasificación del suelo: Feozem vértico
- d. Fecha de la descripción: 22 de febrero del 2004
- e. Autor: Christina Siebe
- f. Localización: Rancho Chelita, Atitalaquia, Hidalgo
- g. Altitud: 2080 msnm
- h. Forma del terreno: Pie de monte, ladera media extendida
- i. Pendiente: 7%
- j. Uso del suelo o vegetación: parcela agrícola con cultivos de alfalfa recién sembrada.
- k. Clima: semiseco templado (Bs1k)

B. Información general acerca del suelo

- l. Material parental: Toba.
- m. Drenaje natural: Bueno.
- n. Condiciones de humedad en el perfil: seco a húmedo.
- o. Profundidad al manto freático: desconocida, no influye al perfil.
- p. Presencia de rocas superficiales: no
- q. Evidencia de erosión: grado 1, en surcos y laminar
- r. Presencia de sales o soda: en superficie.
- s. Influencia humana: zona con agricultura intensiva.

C. Descripción breve del perfil

Suelo profundo, bien drenado, color café oscuro en húmedo, rico en MO, con pedregosidad de 1 a 3%. Desarrollo de estructura media con agregados de tamaño medio a fino. Todo el perfil es poroso con abundancia de poros finos intersticiales. La distribución de raíces es alta a nivel superficial y disminuye con la profundidad.

D. Descripción del perfil

Ap	0-18 cm	Horizonte seco a fresco, color café muy oscuro en húmedo (7.5 YR 2/2), textura franco arcillosa-arcillo limosa, contenido muy alto de materia orgánica (15%), neutro (pH 7.3 en agua), estructura subangular y granular media a fina de grado moderado a débil, con baja estabilidad de agregados, pedregosidad del 3%, muchos poros finos, tubulares e intersticiales, densidad alta de raíces, límite claro y uniforme.
Ah	18-55 cm	Color café muy oscuro en húmedo (7.5 YR 2/2), fresco, textura franco arcillosa-arcillo limosa, muy alto contenido de materia

		orgánica (15%), ligeramente alcalino (pH 8 en agua), estructura subangular y angular mediana a fina de grado moderado, pedregosidad del 3%, muchos poros finos e intersticiales y pocos medianos tubulares, densidad alta de raíces, pocas superficies de deslizamiento, limite gradual.
AC	55-79 cm	Color café oscuro en húmedo (7.5 YR 3/2), fresco a húmedo, textura franco arcillo limosa, ligeramente alcalino (pH 8.1 en agua), estructura subangular y angular media y fina, de grado moderado, pedregosidad del 1%, muchos poros finos intersticiales y pocos medianos, tubulares, densidad media de raíces, limite gradual.
Ckw	79-91 cm	Color café (7.5 YR 5/3), fresco a húmedo, textura franco arcillo limosa-franco limosa, ligeramente alcalino (pH 8.3 en agua), estructura subangular media a fina de grado débil, pedregosidad del 1%, muchos poros finos, tubulares y vesiculares, poros finos, comunes e intersticiales, densidad de raíces baja.

E. Interpretación de las características del suelo

Procesos pedogenéticos dominantes:

Los dos primeros horizontes presentan una alta acumulación de MO, lo cual se refleja en su color oscuro. Las condiciones de períodos secos-húmedos alternados durante todo el año dan lugar a reacciones de oxidación-reducción e hidrólisis, trayendo como consecuencia la neoformación de arcillas minerales.

Características edafo-ecológicas del sitio:

Suelo profundo, con alta retención de agua disponible, moderadamente aireado y drenado con conductividad hidráulica alta en el primer horizonte y mediana en el resto del perfil. Presenta una alta capacidad de recarga del acuífero. Con reserva de nutrientes muy alta para el N y las bases intercambiables dado que existe un alto aporte de los mismos a través de las aguas residuales. La disponibilidad de N es buena, en tanto que por el pH, la disponibilidad de las bases intercambiables es de a moderada a baja.

PERFIL 8

A. Información acerca de la localidad

- a. Número de perfil. 8
- b. Nombre del Sitio: Rancho Chelita
- c. Clasificación del suelo: Feozem háplico
- d. Fecha de la descripción: 22 de febrero del 2004
- e. Autor: Christina Siebe
- f. Localización: Rancho Chelita, Atitalaquia, Hidalgo
- g. Altitud: 2080 msnm
- h. Forma del terreno: ladera recta extendida
- i. Pendiente: plano
- j. Uso del suelo o vegetación: parcela agrícola con cultivos de alfalfa, regada con agua residual no tratada.
- k. Clima: semiseco templado (Bs1k)

B. Información general acerca del suelo

- l. Material parental: Toba.
- m. Drenaje natural: Bueno a moderado.
- n. Condiciones de humedad en el perfil: seco a fresco.
- o. Profundidad al manto freático: desconocida, no influye al perfil.
- p. Presencia de rocas superficiales: no
- q. Evidencia de erosión: grado 1
- r. Presencia de sales o soda: en superficie.
- s. Influencia humana: zona con agricultura intensiva.

C. Descripción breve del perfil

Suelo medianamente profundo, con drenaje bueno a moderado color café muy oscuro en húmedo, con pedregosidad de 3%. Desarrollo de estructura media con agregados de tamaño medio a fino de grado moderado. Todo el perfil es poroso con abundancia de poros finos intersticiales. La distribución de raíces es alta a nivel superficial y disminuye con la profundidad.

D. Descripción del perfil

Ap	0-16 cm	Color café muy oscuro en húmedo (7.5 YR 2/2), textura franco arcillosa, contenido muy alto de materia orgánica (15%), neutro (pH 7.2 en agua), estructura subangular y granular media y fina de grado moderado, pedregosidad del 3%, muchos poros finos tubulares e intersticiales, densidad alta de raíces, limite claro y uniforme.
Ah	16-41 cm	Color café muy oscuro en húmedo (7.5 YR 2/2), textura arcillo

		limosa, muy alto contenido de materia orgánica (15%), ligeramente alcalino (pH 7.8 en agua), estructura subangular mediana a fina de grado moderado, pedregosidad del 3%, muchos poros finos tubulares e intersticiales y tubulares medianos comunes, densidad media de raíces, limite gradual.
AC	41-61 cm	Color café oscuro en húmedo (7.5 YR 3/2), textura franco arcillo limosa, ligeramente alcalino (pH 8.2 en agua), estructura subangular media de grado moderado, pedregosidad del 1%, muchos poros finos tubulares e intersticiales y pocos medianos tubulares, densidad baja de raíces, limite gradual.
Ck	61-79 cm	Color café en húmedo (7.5 YR 5/3), textura franco arcillo limosa a franco limosa, ligeramente alcalino (pH 8.6 en agua), estructura subangular media a gruesa de grado débil, pedregosidad del 1%, poros finos tubulares e intersticiales comunes y muy pocos tubulares medianos, densidad de raíces muy baja, 1% motas naranja, de 1 mm entre raíces.

E. Interpretación de las características del suelo

Procesos pedogenéticos dominantes:

Los dos primeros horizontes presentan una alta acumulación de MO, lo cual se refleja en su color oscuro. Las condiciones de períodos secos-húmedos alternados durante todo el año dan lugar a reacciones de oxidación-reducción e hidrólisis, trayendo como consecuencia la neoformación de arcillas minerales, manchas y motas en el cuarto horizonte por procesos redox.

Características edafo-ecológicas del sitio:

Suelo medianamente profundo, con alta retención de agua disponible, mediana capacidad de recarga del acuífero, moderadamente aireado y drenado con conductividad hidráulica muy alta en los primeros 16 cm y mediana en el resto del perfil. Con reserva de nutrientes muy alta para el N y las bases intercambiables dado que existe un alto aporte de los mismos a través de las aguas residuales. La disponibilidad de N es buena, en tanto que por el pH, la disponibilidad de las bases intercambiables es de a moderada a baja.

PERFIL 9

A. Información acerca de la localidad

- a. Número de perfil: 9
- b. Nombre del Sitio: Rancho Chelita
- c. Clasificación del suelo: Vertisol pélico endoglético
- d. Fecha de la descripción: 22 de febrero del 2004
- e. Autor: Christina Siebe
- f. Localización: Rancho Chelita, Atitalaquia, Hidalgo
- g. Altitud: 2080 msnm
- h. Forma del terreno: Valle
- i. Pendiente: plano
- j. Uso del suelo o vegetación: parcela agrícola con cultivos de alfalfa, regada con agua residual no tratada.
- k. Clima: semiseco templado (Bs1k)

B. Información general acerca del suelo

- l. Material parental: Aluvial.
- m. Drenaje natural: moderado.
- n. Condiciones de humedad en el perfil: seco a mojado.
- o. Profundidad al manto freático: 115 cm.
- p. Presencia de rocas superficiales: no
- q. Evidencia de erosión: presencia de surcos y erosión laminar, grado 1.
- r. Presencia de sales o soda: en superficie.
- s. Influencia humana: zona con agricultura intensiva.

C. Descripción breve del perfil

Suelo profundo, moderadamente drenado, color negro-café muy oscuro en húmedo, con pedregosidad del 2%. Desarrollo de estructura media de grado moderado, con agregados de tamaño medio a fino. Todo el perfil es poroso con abundancia de poros finos intersticiales. La distribución de raíces es alta hasta aproximadamente 60 cm y disminuye con la profundidad.

D. Descripción del perfil

Ap	0-20 cm	Color negro en húmedo (7.5 YR 2/1), textura arcillo limosa, contenido muy alto de materia orgánica (15%), ligeramente alcalino (pH 8.2 en agua), fresco a seco, estructura subangular mediana a fina de grado moderado, con mediana a baja estabilidad de agregados, pedregosidad del 2%, muchos poros finos tubulares e intersticiales inped, densidad alta de raíces, limite gradual y uniforme.
Ahp	20-34 cm	Color café muy oscuro en húmedo (7.5 YR 2/2), textura arcillo

		limosa a arcillosa, muy alto contenido de materia orgánica (15%), ligeramente alcalino (pH 8.0 en agua), fresco, estructura subangular media a fina de grado moderado, pedregosidad del 2%, muchos poros finos e intersticiales y pocos medianos tubulares, densidad alta de raíces, pocas superficies de deslizamiento, limite difuso.
Bss ₁	34-57 cm	Color café muy oscuro en húmedo (7.5 YR 2/2), textura arcillosa, ligeramente alcalino (pH 8.0 en agua), fresco a húmedo, estructura angular media a fina, de grado fuerte, pedregosidad del 2%, muchos poros finos intersticiales y pocos medianos tubulares, densidad alta de raíces, superficies de deslizamiento comunes, limite difuso.
Bss ₂	57-95 cm	Color café muy oscuro en húmedo (7.5 YR 2/2), textura arcillo limosa, ligeramente alcalino (pH 8.0 en agua), húmedo, estructura subangular media y angular muy fina de grado moderado a débil, pedregosidad del 1%, poros comunes, finos, tubulares e intersticiales, densidad de raíces medianamente baja, pocas superficies de deslizamiento, limite gradual y uniforme.
BC	95-115 cm	Color café muy oscuro en húmedo (7.5 YR 2/2), textura franco arcillo limosa, ligeramente alcalino (pH 7.9 en agua), mojado, pedregosidad del 1%, poros comunes, finos, tubulares e intersticiales, nula densidad de raíces, evidencia de procesos de reducción (reacción al α -dipiridilo).

E. Interpretación de las características del suelo

Procesos pedogenéticos dominantes:

Los horizontes presentan peloturbación, lo cual se refleja en su color oscuro. Las condiciones de períodos secos-húmedos alternados durante todo el año dan lugar a reacciones de oxidación-reducción e hidrólisis, trayendo como consecuencia la neoformación de arcillas minerales. La cercanía del manto freático, da lugar a procesos de pseudogleyización.

Características edafo-ecológicas del sitio:

Suelo profundo, con alta retención de agua disponible, alta capacidad para recargar el acuífero, moderadamente aireado y drenado con conductividad hidráulica mediana. Con reserva de nutrientes muy alta para el N y extremadamente alta para las bases intercambiables dado que existe un alto aporte de los mismos a través de las aguas residuales. La disponibilidad de N es buena, en tanto que por el pH, la disponibilidad de las bases intercambiables es de a moderada a baja, el último horizonte presenta evidencias de procesos de reducción. Por su posición en la parcela, recibe todos los escurrimientos de la misma, lo cual favorece la presencia de un manto freático cercano y con ello se promueve la presencia de condiciones reductoras.

PERFIL 10

A. Información acerca de la localidad

- a. Número de perfil: 10
- b. Nombre del Sitio: Rancho Chelita
- c. Clasificación del suelo: Vertisol pélico
- d. Fecha de la descripción: 22 de febrero del 2004
- e. Autor: Christina Siebe
- f. Localización: Rancho Chelita, Atitalaquia, Hidalgo
- g. Altitud: 2080 msnm
- h. Forma del terreno: Valle
- i. Pendiente: plano
- j. Uso del suelo o vegetación: parcela agrícola con cultivos de alfalfa, regada con agua residual no tratada.
- k. Clima: semiseco templado (Bs1k)

B. Información general acerca del suelo

- l. Material parental: Aluvión.
- m. Drenaje natural: Bueno.
- n. Condiciones de humedad en el perfil: seco.
- o. Profundidad al manto freático: desconocida, no influye al perfil.
- p. Presencia de rocas superficiales: no
- q. Evidencia de erosión: presencia de surcos a aproximadamente 5 cm.
- r. Presencia de sales o soda: en superficie.
- s. Influencia humana: zona con agricultura intensiva.

C. Descripción breve del perfil

Suelo profundo, bien drenado color gris a café oscuro en húmedo, con pedregosidad de 1 a 3%. Desarrollo de estructura media con agregados de tamaño medio a fino y muy fino. Todo el perfil es poroso con abundancia de poros finos intersticiales. Sin presencia de cutanes, concreciones ni Al activo. La distribución de raíces es alta a nivel superficial y disminuye con la profundidad.

D. Descripción del perfil

Ap	0-20 cm	Color gris muy oscuro en húmedo (7.5 YR 3/1), textura franco arcillo limosa, contenido alto de materia orgánica (10%), ligeramente alcalino (pH 7.9 en agua), estructura subangular y granular media y fina de grado moderado, con mediana estabilidad de agregados, pedregosidad del 1%, muchos poros finos tubulares e intersticiales, densidad alta de raíces, limite claro y uniforme.
Bss ₁	20-43 cm	Color gris muy oscuro en húmedo (7.5 YR 3/1), textura franco arcillo limosa, alto contenido de materia orgánica (10%),

		ligeramente alcalino (pH 7.9 en agua), estructura subangular y angular mediana a fina de grado moderado, con mediana estabilidad de agregados, pedregosidad del 2%, muchos poros finos e intersticiales y pocos medianos tubulares, densidad media de raíces, comunes superficies de deslizamiento, limite difuso.
Bss ₂	43-73 cm	Color gris muy oscuro a café oscuro en húmedo (7.5 YR 3/1-2), textura franco arcillosa, ligeramente alcalino (pH 7.9 en agua), estructura subangular y angular media y fina, de grado moderado a débil. pedregosidad del 3%, muchos poros finos intersticiales y pocos medianos tubulares, densidad media de raíces, pocas superficies de deslizamiento, limite difuso.
BC	73-88 cm	Color café oscuro en húmedo (7.5 YR 3/2), textura franco arcillosa, ligeramente alcalino (pH 7.9 en agua), estructura subangular media y fina de grado moderado a débil, pedregosidad del 1%, muchos poros finos tubulares e intersticiales, densidad de raíces baja, limite gradual y medianamente uniforme.
C	88-104 cm	Color café en húmedo (7.5 YR 5/3), textura franco arcillo limosa a franco limosa, ligeramente alcalino (pH 8.0 en agua), pedregosidad del 2%, muchos poros finos tubulares e intersticiales y comunes medianos tubulares, densidad de raíces muy baja.

E. Interpretación de las características del suelo

Procesos pedogenéticos dominantes:

Los horizontes presentan peloturbación, lo cual se refleja en el color oscuro de los horizontes más profundos. Las condiciones de períodos secos-húmedos alternados durante todo el año dan lugar a reacciones de oxidación-reducción e hidrólisis, trayendo como consecuencia la neoformación de arcillas minerales.

Características edafo-ecológicas del sitio:

Suelo profundo, con alta retención de agua disponible, alta capacidad de recarga del acuífero, moderadamente aireado y drenado con conductividad hidráulica alta en los primeros 20 cm y mediana en el resto del perfil. Con reserva de nutrientes muy alta para el N y las bases intercambiables dado que existe un alto aporte de los mismos a través de las aguas residuales. La disponibilidad de N es buena, en tanto que por el pH, la disponibilidad de las bases intercambiables es de a moderada a baja.

ANEXO 2

VALORES CUANTIFICADOS DE POTENCIAL REDOX

Cuadro 1: Valores ORP cuantificados durante la temporada seca (febrero 2005)

	Profundidad									
	10cm	10cm	10cm	20cm	20cm	20cm	40cm	40cm	60cm	60cm
Perfil 7 (Feozem)										
No. Electrodo	301	302	303	304	305	306	307	308	309	310
Antes	434	413	385	379	427	375	368	360	325	225
	422	403	374	371	419	366	360	347	320	212
	430	409	378	371	421	366	362	350	321	221
	388	413	379	371	421	365	363	354	338	229
	378	422	386	382	433	378	364	350	340	224
	388	438	401	397	446	391	388	379	362	254
Durante	354	378	353	351	397	308	378	358	360	252
	324	370	351	347	396	306	373	320	359	255
	301	361	333	300	384	299	360	303	350	253
	295	354	312	257	369	282	270	301	250	232
	304	340	299	248	362	269	258	257	266	220
	330	345	287	240	358	259	252	247	263	211
	323	342	273	229	354	251	250	245	261	205
	340	287	70	-242	139	140	-209	-216	-206	-201
	360	304	245	-241	140	145	-214	-197	-204	-179
	364	314	258	-245	157	196	-214	-174	-203	-187
	361	316	256	-241	159	205	-224	-171	-210	-193
358	338	268	-245	177	209	-215	-163	-209	-157	
1 día	364	342	274	-243	184	214	-216	-141	-207	-146
	366	348	282	-244	190	218	-204	-128	-209	-158
	378	375	345	-225	248	280	-11	-109	-217	-142
	374	372	339	-225	247	287	-7	-113	-216	-144
	380	371	337	-218	251	281	8	-52	-214	-163
	379	366	330	-216	250	279	15	49	-215	-160
	372	360	325	-201	251	279	34	34	-212	-157
2 días	371	358	323	176	252	280	45	23	173	176
	361	357	323	-167	255	282	56	22	163	167
	379	358	354	-109	285	296	152	-62	-36	-222
	380	357	356	-106	286	297	157	-60	-30	-221
	377	357	353	-95	288	298	160	-53	-22	-214
9 días	349	184	410	409	447	387	290	65	44	-26
	268	170	390	401	442	382	283	68	40	-31
	288	176	393	410	452	391	294	75	53	-17
Perfil 8 (Feozem)										
No. Electrodo	401	402	403	404	405	406	407	408	409	410
Antes	403	337	395	405	393	435	341	341	354	143
	407	338	396	410	399	440	353	333	359	142
	403	337	394	394	391	332	376	330	353	129
	416	355	404	413	405	445	396	356	370	179
	431	367	413	431	424	454	415	374	380	211
	430	369	416	430	423	458	412	379	378	200
Durante	425	242	408	426	370	456	408	366	381	171

	Profundidad									
	234	103	328	331	272	385	277	334	371	146
	131	10	326	322	260	379	216	270	368	144
	-9	-66	324	321	257	377	208	269	372	140
	-101	-120	313	307	245	373	199	263	371	137
	-134	-135	310	308	243	380	200	261	318	144
	-148	-152	298	294	226	378	185	259	317	143
	-167	-169	285	284	206	371	173	245	317	132
	-247	-279	190	-178	-165	177	-328	-289	-252	-220
	-245	-277	178	-176	-164	176	-324	-285	-252	-230
	-253	-284	157	-185	-172	162	-333	-296	-240	-243
	-250	-280	153	-181	-170	163	-328	-292	-242	-243
1 día	-83	-283	125	-176	-173	149	-328	-301	-230	-242
	60	-284	120	-165	-173	145	-328	-300	-226	-238
	132	-284	121	-165	-173	141	-330	-302	-223	-230
	117	-286	111	-161	-170	132	-330	-302	-215	-250
	107	-277	322	-75	117	377	-244	240	138	234
	100	-282	318	-80	120	374	-244	239	132	225
	97	-284	324	-78	135	379	-238	244	132	227
	86	-295	320	-86	113	372	-245	235	121	204
103	-285	334	-71	133	382	-230	246	125	220	
2 días	91	-280	348	-58	142	386	-222	254	126	220
	82	-297	344	-42	142	379	-219	253	117	214
	136	-150	391	322	192	398	-141	261	123	269
	134	-145	391	323	191	398	-144	261	117	266
	136	-135	394	330	196	400	-142	265	112	267
9 días	279	38	435	430	218	446	325	422	322	364
	212	32	427	425	225	441	336	418	320	361
	184	30	425	427	246	442	353	420	324	365
Perfil 9 (Vertisol)										
No. Electrodo	201	202	203	204	205	206	207	208	209	210
Antes	389	293	214	409	328	271	499	378	363	313
	387	294	208	402	322	292	493	368	395	294
	399	310	208	413	335	352	520	389	381	222
	406	320	181	413	330	342	520	388	382	204
	355	276	101	380	310	314	411	367	363	152
Durante	224	253	44	269	278	321	470	404	402	122
	177	180	36	198	177	232	309	395	397	77
	139	141	7	144	154	211	299	342	397	70
	119	112	-10	92	140	199	297	286	399	72
	-14	-269	-474	-306	-289	-282	300	241	395	81
	-32	-276	-483	-312	-298	-260	300	228	389	80
	-52	-270	-480	-304	-289	-283	300	226	393	81
	-62	-267	-480	-301	-287	-281	357	219	399	83
	-229	-277	-492	-309	-296	-287	339	179	389	91
	-262	-282	-495	-313	-298	-288	330	136	392	131
	-263	-277	-492	-308	-293	-284	331	124	392	138
-271	-278	-493	-310	-292	-281	322	92	397	148	

	Profundidad									
1 día	128	69	-513	-320	-36	-270	205	-115	391	134
	131	66	-518	-322	-30	-271	200	-125	382	133
	128	68	-514	-322	-24	-271	194	-135	387	132
	128	74	-498	-322	-2	-270	192	-142	387	133
	118	74	-409	-321	10	-269	185	-152	385	130
	110	76	10	-321	25	-210	180	-161	385	125
2 días	110	75	11	-319	55	-189	179	-161	383	126
	126	81	-3	-296	27	-25	165	-180	261	40
	127	82	-1	-296	30	-18	166	-179	366	27
	131	87	7	-289	40	-6	172	-172	370	40
9 días	242	248	122	80	181	375	427	421	415	345
	211	269	127	88	191	383	434	428	421	343
	174	259	117	64	187	373	426	419	412	340
Perfil 10 (Vertisol)										
No. Electrodo	101	102	103	104	105	106	107	108	109	110
Antes	423	406	384	399	384	331	295	334	201	344
	430	410	387	403	387	348	303	343	203	196
	431	407	382	401	353	347	302	345	189	343
	435	414	391	411	366	364	319	362	189	350
	360	340	319	342	297	299	261	304	129	292
Durante	69	278	77	349	260	221	292	261	154	358
	66	268	2	341	246	210	291	255	149	357
	65	245	-82	349	220	196	289	246	141	357
	66	230	-153	348	178	174	282	234	123	351
	66	230	-163	349	173	170	282	234	122	352
	65	224	-179	342	152	160	277	227	109	353
	318	165	-234	337	100	139	265	198	39	353
	431	287	98	200	277	-149	209	273	-190	124
	430	290	102	204	282	-143	210	277	-186	126
	438	291	110	207	286	-125	231	277	-185	126
	441	292	116	209	285	-128	232	280	-186	125
	112	-38	-124	182	263	-183	80	101	-167	113
	110	-88	-156	178	258	-197	39	143	-171	112
408	-153	-238	120	228	-283	-104	70	-202	72	
1 día	411	-166	-245	73	221	-285	-145	-3	-208	76
	413	-167	-244	52	219	-286	-157	-3	-208	76
	416	-169	-248	-6	218	-290	-181	-130	-206	78
	439	93	-6	192	208	-335	-323	-192	-237	44
	436	91	-7	195	202	-338	-327	-173	-242	40
	432	85	-12	198	207	-345	-334	-272	-252	34
	436	100	6	210	215	-341	-331	-276	-253	37
2 días	436	111	29	221	224	-341	-332	-206	-256	37
	433	120	42	238	238	-342	-230	-173	-262	29
	434	122	49	252	253	-339	-88	-183	-260	27
	413	126	34	254	305	-348	-146	-206	-329	-43
	429	134	39	254	314	-348	-143	-201	-331	-45
	444	151	65	277	351	-345	-27	-192	-332	-46

	Profundidad									
9 días	476	315	303	353	397	118	102	198	-13	-73
	452	312	328	348	389	113	105	263	0	-65
	433	313	330	346	389	120	117	275	29	-46

Cuadro 2: Valores ORP cuantificados durante la temporada lluviosa (mayo 2005)

	Profundidad									
	10cm	10cm	10cm	20cm	20cm	20cm	40cm	40cm	60cm	60cm
Perfil 7 (Feozem)										
No. Electrodo	301	302	303	304	305	306	307	308	309	310
antes	361	237	396	341	444	403	451	380	396	133
	338	240	398	350	450	416	455	393	402	175
durante	343	302	419	359	462	416	450	390	402	196
	345	306	425	359	466	417	461	391	408	170
	57	-65	104	-107	-72	72	68	-217	-66	-191
	202	210	229	13	169	162	41	-226	-74	-213
1 día	208	221	238	36	205	188	127	-227	-74	-221
	214	228	243	42	217	201	130	-230	-77	-231
	240	280	331	70	295	246	202	-255	-106	-361
	264	306	328	67	294	245	206	-258	-106	-369
	258	310	333	72	301	249	220	-255	-101	-369
2 días	287	321	338	71	304	252	233	-256	-96	-371
	287	314	342	78	309	253	240	-257	-84	-355
	285	299	406	80	340	257	289	-216	47	-72
	245	300	402	77	341	258	290	-204	53	-52
	298	322	403	83	349	262	299	-168	68	-31
	300	317	403	85	353	265	305	-148	80	-27
9 días	279	352	443	172	486	162	446	125	245	111
	286	355	447	175	489	159	449	128	249	111
	286	355	449	177	493	171	451	133	255	114
	277	344	340	165	484	148	444	128	250	105
Perfil 8 (Feozem)										
No. Electrodo	401	402	403	404	405	406	407	408	409	410
antes	64	428	348	460	371	479	430	452	464	395
	-28	-439	-385	-459	-372	-482	-434	-454	-455	-407
	-174	155	19	297	-18	306	90	397	379	292
durante	-43	378	371	299	-74	284	51	410	380	288
	67	173	-36	-25	-42	-12	-24	6	-10	-8
	11	399	424	207	103	260	61	411	375	250
	25	402	427	192	108	170	70	413	378	251
	-278	-226	-131	-187	-247	140	-31	232	16	-211
	-271	-226	-138	-196	-241	137	-30	231	33	-183
1 día	-276	-224	-148	-204	-243	130	-35	225	37	-178
	-186	-218	-93	-179	-231	125	-37	222	41	-172
	-42	-45	350	-200	106	350	102	160	28	-140
	-43	166	142	-142	-21	308	-32	-9	-74	-114

	-47	80	404	-240	107	383	218	134	-10	-131
	-31	349	424	-214	116	396	225	152	0	-108
2 días	-27	364	431	-195	130	401	231	164	-4	-112
	13	402	447	227	231	420	239	267	-44	-163
	-28	401	428	223	230	415	220	260	-41	-157
	11	405	436	279	256	428	249	296	-43	-155
	3	399	434	281	255	426	250	301	-46	-155
9 días	255	445	446	445	336	463	406	455	377	372
	265	453	451	454	344	470	414	463	387	380
	266	456	457	458	348	475	418	467	393	384
	261	457	459	460	350	477	420	469	398	386
Perfil 9 (Vertisol)										
No. Electrodo	201	202	203	204	205	206	207	208	209	210
antes	437	410	59	418	435	427	455	459	449	431
	441	413	56	409	431	420	451	456	445	427
durante	50	260	101	-115	200	56	80	-250	120	-135
	-120	78	-172	-149	-44	-30	367	406	426	423
	-136	59	-220	-177	-69	-63	397	405	425	400
	-118	-81	-331	-189	-128	-30	162	294	370	371
	-157	-106	-334	-189	-125	-47	149	296	370	374
1 día	-183	-124	-345	-198	-136	-57	126	284	356	360
	-210	-130	-332	-199	-135	-49	115	285	355	360
	87	308	-313	250	185	235	39	215	273	49
	88	315	44	292	194	275	38	214	272	33
	83	318	40	296	195	287	35	211	269	18
2 días	77	329	48	315	209	307	33	209	265	-2
	73	328	41	309	205	298	27	203	259	-12
	135	358	58	373	287	338	11	180	197	-77
	150	353	55	371	303	333	6	173	171	-85
	156	353	54	371	318	335	6	170	153	-89
	160	354	55	369	321	337	7	169	143	-89
9 días	152	388	85	420	404	392	441	445	435	437
	149	380	80	410	333	388	437	441	431	433
	147	376	78	407	332	386	435	439	429	431
	149	370	75	403	342	383	431	435	426	427
Perfil 10 (Vertisol)										
No. Electrodo	101	102	103	104	105	106	107	108	109	110
antes	458	384	0	312	457	393	388	397	353	421
	436	375	323	463	383	395	368	402	355	436
durante	143	164	103	170	185	190	176	180	236	344
	-130	-100	-120	-135	-93	-102	-105	-117	16	-57
	227	40	20	-106	57	7	71	72	-38	-290
	300	52	35	-114	53	126	90	75	-54	348
	-66	-230	163	-349	-173	-170	-282	-234	-122	-352
	420	201	37	-26	110	232	-134	-74	-169	129
	109	90	-131	-90	53	204	-145	-71	-172	122
1 día	82	-70	-178	-143	1	156	-143	-100	-173	109

	72	-121	-195	-164	-152	49	-199	-120	-170	77
	381	111	33	-269	259	202	-320	-332	-203	-26
	406	120	34	-224	270	222	-330	-345	-207	-26
	410	131	37	-198	286	231	-332	-378	-212	-33
2 días	422	159	31	-138	290	244	-314	-382	-214	-44
	438	208	153	-27	192	270	-267	-344	-209	-43
	-122	-128	-131	-134	-138	-141	-142	-146	-149	-151
	426	325	144	61	189	331	-194	-100	-234	-58
	438	331	151	87	210	341	-151	-55	-234	-62
	442	334	155	103	316	347	-125	-22	-233	-51
9 días	415	362	230	319	354	403	344	298	229	404
	443	364	235	323	354	407	347	301	233	405
	433	343	221	305	332	390	331	283	218	388
	436	341	229	303	326	391	329	282	217	386
	465	367	262	330	351	417	355	307	242	411

Cuadro 3: Valores ORP cuantificados durante la temporada lluviosa (junio 2006)

	Profundidad									
	10cm	10cm	10cm	20cm	20cm	20cm	40cm	40cm	60cm	60cm
Perfil 7 (Feozem)										
No. Electrodo	301	302	303	304	305	306	307	308	309	310
Antes	-392	-415	-443	-437	-483	-434	-527	-357	-373	-381
	-395	-417	-447	-438	-485	-435	-527	-358	-382	-374
Durante	-25	-89	-222	-19	-278	-243	-313	-348	-346	-366
	-51	-172	-210	-3	-218	-195	-232	-418	-161	-289
	-205	-206	-205	-205	-200	-202	-202	-203	-204	-204
	32	-97	-232	38	-158	-156	-203	28	-115	-199
1 día	-60	-108	-251	37	-158	-162	-201	28	-111	-197
	-329	-206	-246	41	-203	-276	-188	35	-99	-185
	-351	-274	-314	22	-283	-309	-188	32	-99	-186
	-338	-291	-455	-459	-398	-441	-119	72	55	-101
	-368	-399	-463	-465	-406	-449	-120	66	48	-106
	-359	-392	-454	-454	-394	-432	-105	76	59	-93
2 días	-360	-391	-460	-456	-383	-442	-95	80	61	-84
	-362	-393	-462	-459	-385	-439	-95	80	61	-82
	-363	-397	-465	-462	-388	-438	-97	78	60	-83
	-363	-399	-466	-463	-389	-435	-96	79	61	-82
	-391	-433	-496	-501	-480	-463	-326	20	88	-60
	-382	-424	-488	-493	-473	-424	-324	16	95	-52
	-368	-430	-495	-498	-480	-429	-333	3	89	-59
	-382	-422	-490	-497	-475	-436	-332	-1	94	-54
9 días	-395	-439	-519	-520	-506	-497	-505	-307	-366	-364
	-395	-439	-510	-520	-507	-497	-506	-308	-366	-364
	-396	-439	-521	-522	-509	-499	-504	-310	-367	-364
	-393	-428	-521	-515	-505	-495	-503	-309	-365	-357
	-396	-437	-522	-521	-508	-497	-504	-311	-365	-361

	-390	-431	-523	-522	-509	-327	-348	-251	-253	-231
Perfil 8 (Feozem)										
No. Electrodo	401	402	403	404	405	406	407	408	409	410
Antes	-375	-426	-410	-426	-470	-487	-520	-436	-391	-424
	-380	-444	-402	-419	-463	-480	-512	-423	-385	-415
Durante	-360	-456	-403	-420	-464	-481	-514	-427	-386	-416
	-120	-281	-167	-188	-235	-279	-34	-294	-362	-422
	-394	-423	165	-141	-234	-277	-20	-296	-363	-423
	216	192	193	-54	-177	-225	330	110	-186	-243
	223	219	200	206	209	198	203	202	195	193
	254	260	256	19	-147	-174	332	124	-163	-127
1 día	117	255	-148	33	-140	-168	330	128	-160	-129
	-37	-159	-271	52	-129	-155	335	135	-151	-127
	-63	-189	-305	59	-124	-150	335	137	-148	-127
	-420	-426	-459	-312	-401	-420	171	-92	45	-72
	-420	-425	-458	-310	-399	-421	173	-83	52	-68
	-426	-431	-464	-316	-407	-428	123	-88	51	-71
2 días	-415	-435	-467	-320	-414	-438	152	-92	70	-61
	-429	-434	-467	-318	-413	-438	146	-92	75	-58
	-433	-437	-472	-323	-418	-444	140	-97	73	-61
	-435	-436	-472	-323	-419	-444	135	-99	78	-58
	-442	-430	-481	-339	-434	-471	-218	-189	187	-18
	-440	-454	-479	-335	-431	-468	-228	-179	196	-14
	-448	-457	-488	-342	-439	-477	-244	-186	190	-22
-435	-453	-476	-329	-427	-465	-239	-174	204	-10	
9 días	-459	-484	-493	-377	-447	-494	-459	-419	-385	-388
	-459	-484	-492	-376	-446	-478	-459	-418	-384	-385
	-459	-486	-495	-379	-448	-474	-459	-419	-385	-388
	-462	-488	-498	-382	-452	-479	-463	-424	-390	-393
	-458	-485	-493	-377	-447	-479	-458	-419	-385	-388
-453	-479	-489	-169	-443	-482	-456	-417	-383	-386	
Perfil 9 (Vertisol)										
No. Electrodo	201	202	203	204	205	206	207	208	209	210
Antes	-440	-428	-378	-414	-381	-473	-433	-420	-93	-419
	-435	-181	-385	-382	-360	-466	-429	-420	-41	-410
	-436	-355	-402	-420	-383	-472	-439	-431	-149	-424
Durante	-94	-341	-175	-407	-435	-372	-408	-388	-353	-99
	165	164	163	149	153	-2	133	133	134	132
	-89	-48	-39	-119	277	-174	-342	-230	362	-385
	-84	-39	-20	-103	283	-169	-337	-228	382	-382
	-73	-31	-1	-92	285	-167	-333	-227	400	-381
	-71	-20	12	-82	-283	-168	-228	401	400	-382
1 día	-357	-376	-422	-418	-316	-410	-204	-196	281	-253
	-355	-372	-423	-414	-322	-409	-199	-193	258	-242
	-362	-379	-431	-423	-327	-417	-209	-199	242	-244
	-364	-381	-435	-425	-344	-422	-199	-200	236	-225
	-361	-379	-432	-421	-345	-418	-192	-195	240	-216

	-362	-384	-433	-423	-346	-419	-192	-195	242	-214
2 días	-364	-388	-436	-428	-351	-420	-192	-197	222	-212
	-368	-395	-395	-490	-394	-437	-302	-241	311	-120
	-378	-403	-449	-447	-371	-445	-323	-252	231	-123
	-381	-407	-454	-451	-376	-449	-332	-258	213	-124
	-376	-402	-449	-447	-371	-445	-332	-256	207	-118
9 días	-376	-409	-456	-449	-426	-472	-427	-383	-285	-404
	-376	-408	-454	-448	-419	-471	-426	-382	-297	-403
	-377	-408	-461	-449	-425	-474	-428	-385	-337	-404
	-376	-407	-460	-448	-424	-471	-428	-385	-337	-404
	-376	-406	-458	-444	-425	-472	-427	-386	-338	-404
	-376	-406	-459	-444	-425	-473	-428	-386	-339	-405
Perfil 10 (Vertisol)										
No. Electrodo	101	102	103	104	105	106	107	108	109	110
Antes	-106	-367	-365	-477	-475	-476	-389	-418	-532	-331
	-123	-363	-133	-329	-260	-220	-230	-319	-370	-300
Durante	-102	-26	-218	-332	-324	-295	-313	-322	-163	-164
	-325	-312	-309	-306	-240	-290	-228	-275	-278	-279
	-93	-359	-184	-411	-441	-271	-431	-394	-418	-86
	-94	-359	-184	-411	-441	-270	-431	-394	-419	-86
	-94	-362	-186	-413	-442	-256	-435	-396	-430	-88
	-96	-365	-189	-415	-444	-255	-438	-398	-436	-83
1 día	-100	-370	-193	-418	-448	-254	-446	-403	-449	-98
	-99	-355	-222	-428	-457	-275	-472	-411	-483	-219
	-98	-360	-218	-423	-451	-276	-468	-407	-478	-227
	-103	-393	-221	-426	-454	-281	-472	-413	-490	-234
	-145	-313	-226	-430	-461	-311	-478	-414	-486	-295
	-145	-312	-224	-427	-457	-330	-475	-411	-483	-296
2 días	-146	-317	-225	-428	-459	-338	-477	-412	-484	-295
	-143	-317	-221	-426	-456	-339	-475	-410	-482	-294
	-102	-349	-218	-434	-470	-400	-481	-415	-489	-281
	-99	-348	-217	-430	-468	-399	-479	-413	-487	-307
	-103	-352	-220	-433	-472	-403	-483	-417	-491	-314
	-104	-352	-221	-433	-472	-404	-484	-417	-491	-319
9 días	-106	-424	-125	-453	-477	-456	-478	-421	-505	-330
	-106	-423	-126	-452	-476	-455	-477	-419	-503	-330
	-112	-403	-120	-452	-475	-455	-478	-420	-504	-326
	-113	-404	-120	-453	-477	-456	-479	-420	-505	-327
	-119	-402	-123	-452	-475	-455	-478	-419	-503	-327
	-124	-404	-113	-453	-477	-457	-479	-421	-505	-328

ANEXO 3

ANÁLISIS ESTADÍSTICOS

Cuadro 1. Test de Wilcoxon para datos redox: Temporada seca (febrero 2005).

PAR DE VARIABLES	N VALIDA	T	Z	p- level
Perfil 7				
antes10 y dur10	15	5.00	3.123790	0.001786
antes20 y dur20	15	0.00	3.407771	0.000655
antes40 y dur40	10	0.00	2.803060	0.005062
antes60 y dur60	10	0.00	2.803060	0.005062
dur10 y 1dia10	18	83.00	0.108876	0.913301
dur20 y 1dia20	18	52.00	1.458937	0.144583
dur40 y 1dia40	12	0.00	3.059412	0.002218
dur60 y 1dia60	12	0.00	3.059412	0.002218
1dia10 y 2dias10	12	12.00	2.118054	0.034171
1dia20 y 2dias20	12	23.00	1.255143	0.209428
1dia40 y 2dias40	8	0.00	2.520504	0.011719
1dia60 y 2dias60	8	0.00	2.520504	0.011719
2dias10 y 9dias10	9	0.00	2.665570	0.007686
2dias20 y 9dias20	9	0.00	2.665570	0.007686
2dias40 y 9dias40	6	0.00	2.201398	0.027709
2dias60 y 9dias60	6	1.00	1.991741	0.046400
Perfil 8				
antes10 y dur10	15	5.00	3.123790	0.001786
antes20 y dur20	15	0.00	3.407771	0.000655
antes40 y dur40	10	0.00	2.803060	0.005062
antes60 y dur60	10	0.00	2.803060	0.005062
dur10 y 1dia10	18	83.00	0.108876	0.913301
dur20 y 1dia20	18	52.00	1.458937	0.144583
dur40 y 1dia40	12	0.00	3.059412	0.002218
dur60 y 1dia60	12	0.00	3.059412	0.002218
1dia10 y 2dias10	12	12.00	2.118054	0.034171
1dia20 y 2dias20	12	23.00	1.255143	0.209428
1dia40 y 2dias40	8	0.00	2.520504	0.011719
1dia60 y 2dias60	8	0.00	2.520504	0.011719
2dias10 y 9dias10	9	0.00	2.665570	0.007686
2dias20 y 9dias20	9	0.00	2.665570	0.007686
2dias40 y 9dias40	6	0.00	2.201398	0.027709
2dias60 y 9dias60	6	1.00	1.991741	0.046400
Perfil 9				
antes10 y dur10	15	5.00	3.123790	0.001786
antes20 y dur20	15	0.00	3.407771	0.000655
antes40 y dur40	10	0.00	2.803060	0.005062
antes60 y dur60	10	0.00	2.803060	0.005062
dur10 y 1dia10	18	83.00	0.108876	0.913301
dur20 y 1dia20	18	52.00	1.458937	0.144583
dur40 y 1dia40	12	0.00	3.059412	0.002218
dur60 y 1dia60	12	0.00	3.059412	0.002218
1dia10 y 2dias10	12	12.00	2.118054	0.034171
1dia20 y 2dias20	12	23.00	1.255143	0.209428
1dia40 y 2dias40	8	0.00	2.520504	0.011719
1dia60 y 2dias60	8	0.00	2.520504	0.011719
2dias10 y 9dias10	9	0.00	2.665570	0.007686
2dias20 y 9dias20	9	0.00	2.665570	0.007686
2dias40 y 9dias40	6	0.00	2.201398	0.027709
2dias60 y 9dias60	6	1.00	1.991741	0.046400

Perfil 10				
antes10 y dur10	15	18.00	2.385440	0.017059
antes20 y dur20	15	1.00	3.350975	0.000805
antes40 y dur40	10	4.00	2.395342	0.016605
antes60 y dur60	10	0.00	2.803060	0.005062
dur10 y 1dia10	21	76.00	1.372927	0.169776
dur20 y 1dia20	21	27.00	3.076052	0.002098
dur40 y 1dia40	14	0.00	3.295765	0.000982
dur60 y 1dia60	14	28.00	1.538024	0.124044
1dia10 y 2dias10	12	30.00	0.706018	0.480177
1dia20 y 2dias20	12	36.00	0.235339	0.813946
1dia40 y 2dias40	8	16.00	0.280056	0.779435
1dia60 y 2dias60	8	15.00	0.420084	0.674424
2dias10 y 9dias10	9	4.00	2.191691	0.028403
2dias20 y 9dias20	9	12.00	1.243933	0.213525
2dias40 y 9dias40	6	0.00	2.201398	0.027709
2dias60 y 9dias60	6	3.00	1.572427	0.115853

Valores en rojo son significativos a $p < 0.05000$

Cuadro 2. Test de Wilcoxon para datos redox: Temporada lluviosa (mayo 2005).

PAR DE VARIABLES	N VALIDA	T	Z	p- level
Perfil 7				
antes10 y dur10	6	1.00	1.991741	0.046400
antes20 y dur20	6	10.00	0.104828	0.916512
antes40 y dur40	4	2.00	1.095445	0.273323
antes60 y dur60	4	3.00	0.730297	0.465209
dur10 y 1dia10	12	38.00	0.078446	0.937473
dur20 y 1dia20	12	28.50	0.823688	0.410118
dur40 y 1dia40	8	7.00	1.540308	0.123486
dur60 y 1dia60	8	0.00	2.520504	0.011719
1dia10 y 2dias10	15	9.500	2.868207	0.004128
1dia20 y 2dias20	15	13.00	2.669421	0.007599
1dia40 y 2dias40	10	3.00	2.497271	0.012516
1dia60 y 2dias60	10	9.00	1.885695	0.059337
2dias10 y 9dias10	12	4.50	2.706403	0.006802
2dias20 y 9dias20	12	31.00	0.627572	0.530285
2dias40 y 9dias40	8	7.00	1.540308	0.123486
2dias60 y 9dias60	8	0.00	2.520504	0.011719
Perfil 8				
dur10 y 1dia10	15	34.00	1.476701	0.139757
dur20 y 1dia20	15	51.00	0.511166	0.609235
dur40 y 1dia40	10	25.00	0.254824	0.798860
dur60 y 1dia60	10	2.00	2.599201	0.009345
1dia10 y 2dias10	15	0.00	3.407771	0.000655
1dia20 y 2dias20	15	3.00	3.237382	0.001206
1dia40 y 2dias40	10	4.00	2.395342	0.016605
1dia60 y 2dias60	10	23.50	0.407718	0.683481
2dias10 y 9dias10	12	0.00	3.059412	0.002218
2dias20 y 9dias20	12	0.00	3.059412	0.002218
2dias40 y 9dias40	8	0.00	2.520504	0.011719
2dias60 y 9dias60	8	0.00	2.520504	0.011719
Perfil 9				
antes10 y dur10	6	1.00	1.991741	0.046400

antes20 y dur20	6	0.00	2.201398	0.027709
antes40 y dur40	4	0.00	1.825742	0.067890
antes60 y dur60	4	4.00	0.365148	0.715001
dur10 y 1dia10	15	45.00	0.851943	0.394247
dur20 y 1dia20	15	27.00	1.874274	0.060894
dur40 y 1dia40	10	11.00	1.681836	0.092602
dur60 y 1dia60	10	16.00	1.172189	0.241122
1dia10 y 2dias10	15	1.00	3.350975	0.000805
1dia20 y 2dias20	15	0.00	3.407771	0.000655
1dia40 y 2dias40	10	0.00	2.803060	0.005062
1dia60 y 2dias60	10	0.00	2.803060	0.005062
2dias10 y 9dias10	12	35.00	0.313786	0.753684
2dias20 y 9dias20	12	4.00	2.745626	0.006040
2dias40 y 9dias40	8	0.00	2.520504	0.011719
2dias60 y 9dias60	8	0.00	2.520504	0.011719
Perfil 10				
antes10 y dur10	6	3.00	1.572427	0.115853
antes20 y dur20	6	0.00	2.201398	0.027709
antes40 y dur40	4	0.00	1.825742	0.067890
antes60 y dur60	4	0.00	1.825742	0.067890
dur10 y 1dias10	15	57.00	0.170389	0.864705
dur20 y 1dia20	15	38.00	1.249516	0.211477
dur40 y 1dia40	10	6.00	2.191483	0.028418
dur60 y 1dia60	10	22.00	0.560612	0.575063
1dias10 y 2dias10	15	27.00	1.874274	0.060894
1dia20 y 2dias20	15	38.00	1.249516	0.211477
1dia40 y 2dias40	10	20.00	0.764471	0.444587
1dia60 y 2dias60	10	7.00	2.089553	0.036659
2dias10 y 9dias10	15	26.00	1.931070	0.053475
2dias20 y 9dias20	15	0.00	3.407771	0.000655
2dias40 y 9dias40	10	0.00	2.803060	0.005062
2dias60 y 9dias60	10	0.00	2.803060	0.005062

Valores en rojo son significativos a $p < 0.05000$

Cuadro 3. Test de Wilcoxon para datos redox: Temporada lluviosa (junio 2006).

PAR DE VARIABLES	N VALIDA	T	Z	p- level
Perfil 7				
antes10 y dur10	6	0.00	2.201398	0.027709
antes20 y dur20	6	0.00	2.201398	0.027709
antes40 y dur40	4	0.00	1.825742	0.067890
antes60 y dur60	4	0.00	1.825742	0.067890
dur10 y 1dia10	12	4.00	2.745626	0.006040
dur20 y 1dia20	12	19.00	1.568929	0.116665
dur40 y 1dia40	8	6.00	1.680336	0.092893
dur60 y 1dia60	8	0.00	2.520504	0.011719
1dia10 y 2dias10	18	12.50	3.179176	0.001477
1dia20 y 2dias20	18	16.50	3.004975	0.002656
1dia40 y 2dias40	12	36.00	0.235339	0.813946
1dia60 y 2dias60	12	0.00	3.059412	0.002218
2dias10 y 9dias10	18	0.00	3.723555	0.000196
2dias20 y 9dias20	18	14.00	3.113850	0.001847
2dias40 y 9dias40	12	4.50	2.706403	0.006802
2dias60 y 9dias60	12	0.00	3.059412	0.002218
Perfil 8				

antes10 y dur10	6	0.00	2.201398	0.027709
antes20 y dur20	6	0.00	2.201398	0.027709
antes40 y dur40	4	0.00	1.825742	0.067890
antes60 y dur60	4	0.00	1.825742	0.067890
dur10 y 1dia10	18	44.00	1.807340	0.070710
dur20 y 1dia20	18	64.00	0.936333	0.349103
dur40 y 1dia40	12	21.00	1.412036	0.157940
dur60 y 1dia60	12	11.00	2.196501	0.028057
1dia10 y 2dias10	18	3.00	3.592904	0.000327
1dia20 y 2dias20	18	0.00	3.723555	0.000196
1dia40 y 2dias40	12	0.00	2.934058	0.003346
1dia60 y 2dias60	12	0.00	3.059412	0.002218
2dias10 y 9dias10	18	0.00	3.723555	0.000196
2dias20 y 9dias20	18	0.00	3.723555	0.000196
2dias40 y 9dias40	12	0.00	3.059412	0.002218
2dias60 y 9dias60	12	0.00	3.059412	0.002218
Perfil 9				
antes10 y dur10	9	0.00	2.665570	0.007686
antes20 y dur20	9	0.00	2.665570	0.007686
antes40 y dur40	6	0.00	2.201398	0.027709
antes60 y dur60	6	2.00	1.782084	0.074736
dur10 y 1dia10	18	0.00	3.723555	0.000196
dur20 y 1dia20	18	4.00	3.549354	0.000386
dur40 y 1dia40	12	33.00	0.470679	0.637870
dur60 y 1dia60	12	36.00	0.235339	0.813946
1dia10 y 2dias10	15	0.00	3.407771	0.000655
1dia20 y 2dias20	15	11.00	2.783013	0.005386
1dia40 y 2dias40	10	2.00	2.599201	0.009345
1dia60 y 2dias60	10	21.00	0.662541	0.507625
2dias10 y 9dias10	15	28.50	1.188056	0.234812
2dias20 y 9dias20	15	21.00	2.215051	0.026757
2dias40 y 9dias40	10	0.00	2.803060	0.005062
2dias60 y 9dias60	10	0.00	2.803060	0.005062
Perfil 10				
antes10 y dur10	6	3.00	1.572427	0.115853
antes20 y dur20	6	10.00	0.104828	0.916512
antes40 y dur40	4	4.00	0.365148	0.715001
antes60 y dur60	4	4.00	0.365148	0.715001
dur10 y 1dia10	18	67.50	0.783906	0.433096
dur20 y 1dia20	18	20.50	2.830773	0.004644
dur40 y 1dia40	12	0.00	3.059412	0.002218
dur60 y 1dia60	12	8.50	2.392617	0.016729
1dia10 y 2dias10	18	63.00	0.639064	0.522781
1dia20 y 2dias20	18	3.00	3.592904	0.000327
1dia40 y 2dias40	12	1.00	2.845147	0.004439
1dia60 y 2dias60	12	3.00	2.824072	0.004742
2dias10 y 9dias10	18	77.00	0.370178	0.711250
2dias20 y 9dias20	18	0.00	3.723555	0.000196
2dias40 y 9dias40	12	18.00	1.333663	0.182315
2dias60 y 9dias60	12	0.00	3.059412	0.002218

Valores en rojo son significativos a $p < 0.05000$

ANEXO 4

FLUJOS DE EMISIÓN DE OXIDO NITROSO

Cuadro 1: Temporada seca (febrero 2005)

Cámara	Perfil	Tiempo	mg N-N ₂ O/m ² h
8	7	1	0.1266
9	7	1	-0.0356
10	7	1	-0.0248
8	7	1	0.0185
9	7	1	0.0147
8	7	1	-0.0172
15	7	1	-0.0291
8	7	2	0.0916
9	7	2	0.2592
10	7	2	0.1966
15	7	2	0.1083
8	7	2	0.0093
10	7	2	0.1533
15	7	2	0.0263
9	7	2	0.0552
10	7	2	0.0824
15	7	2	0.0578
8	7	3	0.0321
9	7	3	0.1624
10	7	3	0.2327
15	7	3	0.1376
8	7	3	0.0776
9	7	3	0.0867
10	7	3	0.6126
15	7	3	0.1452
8	7	4	0.1087
9	7	4	0.1664
10	7	4	2.2030
15	7	4	0.2499
8	7	4	0.0425
9	7	4	0.0884
15	7	4	0.0209
8	7	5	0.0064
9	7	5	0.0305
10	7	5	0.0457
4	8	1	-0.0165
12	8	1	0.0039
4	8	1	-0.0271
12	8	1	-0.0569
16	8	1	0.0277
4	8	1	0.0147
11	8	1	0.0177
12	8	1	0.0142
16	8	1	0.0174
4	8	2	4.0021
11	8	2	2.0836
12	8	2	0.2468
16	8	2	0.6952
4	8	2	9.4622
11	8	2	12.1962
12	8	2	0.1353
16	8	2	11.7374

Cámara	Perfil	Tiempo	mg N-N ₂ O/m ² h
4	8	2	0.3836
11	8	2	0.0395
12	8	2	0.0325
16	8	2	0.0220
4	8	3	0.6305
11	8	3	0.0210
12	8	3	1.0038
16	8	3	0.0773
4	8	3	0.6100
11	8	3	0.4405
12	8	3	1.2132
16	8	3	0.3140
4	8	4	0.5254
11	8	4	1.4826
12	8	4	2.0917
16	8	4	0.5912
4	8	4	0.0890
11	8	4	0.2606
12	8	4	0.4366
16	8	4	0.0646
4	8	5	0.0542
11	8	5	0.0530
12	8	5	0.0287
16	8	5	0.0230
5	9	1	-0.0679
6	9	1	-0.0404
5	9	1	0.0532
7	9	1	0.0258
5	9	1	0.0222
6	9	1	0.0314
7	9	1	-0.0156
14	9	1	0.0174
5	9	3	-0.0048
6	9	3	0.0090
7	9	3	0.0913
14	9	3	0.0668
5	9	3	0.0887
6	9	3	0.1378
7	9	3	0.0681
14	9	3	0.0425
5	9	4	0.5244
6	9	4	0.4535
7	9	4	0.1392
14	9	4	0.1225
5	9	4	0.0660
6	9	4	0.0332
7	9	4	0.0474
14	9	4	0.0706
6	9	5	0.0174
14	9	5	0.0193
1	10	1	0.0216
2	10	1	-0.0397
3	10	1	0.0209

Cámara	Perfil	Tiempo	mg N-N ₂ O/m ² h
13	10	1	0.0073
1	10	1	-0.0212
2	10	1	0.0160
3	10	1	-0.0107
13	10	1	0.0087
1	10	1	0.0043
2	10	1	0.0071
13	10	1	-0.0272
1	10	2	0.1474
2	10	2	0.7559
3	10	2	0.3169
13	10	2	0.0882
1	10	2	0.1694
2	10	2	0.1929
3	10	2	0.1552
13	10	2	0.2855
1	10	3	0.1277
2	10	3	7.1165
3	10	3	1.9005
13	10	3	0.4548
1	10	3	0.0350
2	10	3	5.3115
3	10	3	1.9580
13	10	3	0.6688
1	10	3	0.1571
2	10	3	0.2697
3	10	3	0.2003
13	10	3	0.2318
1	10	4	0.3836
2	10	4	0.3601
3	10	4	0.1520
13	10	4	0.2732
1	10	4	0.0626
2	10	4	0.0648
3	10	4	0.0220
13	10	4	0.0431
1	10	5	0.0150
2	10	5	0.0449
13	10	5	0.0091

Cuadro 2: Temporada de lluvias (junio 2006)

Cámara	Perfil	Tiempo	mg N-N ₂ O/m ² h
10	7	1	0.1308
11	7	1	0.8175
12	7	1	-0.0913
10	7	1	0.0799
11	7	1	2.1847
12	7	1	0.0336
10	7	2	0.0571
11	7	2	0.7605
12	7	2	0.0536

Cámara	Perfil	Tiempo	mg N-N ₂ O/m ² h
10	7	2	0.1987
11	7	2	1.2161
12	7	2	0.1752
10	7	2	0.3288
11	7	2	1.1879
12	7	2	0.0043
10	7	3	-0.1550
11	7	3	2.4142
12	7	3	-0.1257
10	7	3	0.0722
11	7	3	0.0425
12	7	3	0.0678
10	7	3	0.1249
11	7	3	0.0859
12	7	3	0.0903
11	7	4	0.2128
12	7	4	0.0219
11	7	4	0.1144
12	7	4	0.0467
10	7	4	0.0550
12	7	4	0.0270
10	7	5	0.0685
11	7	5	0.0711
12	7	5	0.0279
10	7	5	0.0350
11	7	5	0.1150
12	7	5	0.0207
10	7	5	0.0380
11	7	5	0.0786
12	7	5	0.0941
1	8	1	0.0565
2	8	1	0.0292
3	8	1	0.0316
1	8	1	0.0660
2	8	1	0.0820
3	8	1	0.3834
1	8	2	0.0256
2	8	2	0.0570
3	8	2	0.2374
1	8	2	0.3128
2	8	2	0.1141
3	8	2	0.1384
1	8	2	0.2591
2	8	2	0.0913
3	8	2	0.7341
2	8	3	0.3013
3	8	3	0.1185
1	8	3	0.1070
2	8	3	0.4117
3	8	3	0.0328
1	8	3	0.0752
2	8	3	0.3323
3	8	3	0.0886

Cámara	Perfil	Tiempo	mg N-N ₂ O/m ² h
1	8	4	0.0987
2	8	4	0.3818
3	8	4	0.0728
1	8	4	0.0252
2	8	4	0.3536
3	8	4	0.0274
1	8	4	0.0530
2	8	4	0.1635
3	8	4	0.0503
1	8	5	0.0403
2	8	5	0.0251
3	8	5	0.0176
1	8	5	0.0290
2	8	5	0.0327
3	8	5	0.0350
1	8	5	0.0680
2	8	5	0.0341
3	8	5	0.0132
7	9	1	0.8708
8	9	1	0.1667
9	9	1	0.1542
7	9	1	0.3948
8	9	1	0.0307
9	9	1	0.0798
7	9	2	0.0430
8	9	2	0.0988
9	9	2	0.1292
7	9	2	0.2850
8	9	2	0.4348
9	9	2	0.3769
7	9	3	0.1373
8	9	3	0.0153
9	9	3	0.1109
7	9	3	0.2313
8	9	3	0.0778
9	9	3	0.1364
7	9	3	0.2626
8	9	3	0.0246
9	9	3	0.0610
7	9	4	0.0983
8	9	4	0.0281
7	9	4	0.0571
8	9	4	0.0210
9	9	4	0.0328
7	9	4	0.0855
8	9	4	0.0369
9	9	4	0.0195
7	9	5	0.0397
8	9	5	0.0242
9	9	5	0.1377
7	9	5	0.0516
8	9	5	0.0087
9	9	5	0.0935

Cámara	Perfil	Tiempo	mg N-N ₂ O/m ² h
7	9	5	0.0688
8	9	5	0.0245
9	9	5	0.0713
4	10	1	0.8112
5	10	1	0.0860
6	10	1	0.0720
4	10	1	0.1140
5	10	1	0.2369
6	10	1	0.1604
4	10	2	0.3739
5	10	2	0.2303
6	10	2	0.2469
4	10	2	0.2379
5	10	2	0.1600
6	10	2	0.1474
4	10	2	0.3582
5	10	2	0.1895
6	10	2	0.1760
4	10	3	0.3194
5	10	3	0.1424
6	10	3	0.1762
4	10	3	0.2718
5	10	3	0.0807
6	10	3	0.0920
4	10	3	0.2525
5	10	3	0.0761
6	10	3	0.1011
4	10	4	0.2320
5	10	4	0.0892
6	10	4	0.0849
4	10	4	0.1078
5	10	4	0.0347
6	10	4	0.0479
4	10	4	0.1459
5	10	4	0.0311
6	10	4	0.0403
4	10	5	0.1159
5	10	5	0.0597
6	10	5	0.0375
4	10	5	0.1963
5	10	5	0.0458
6	10	5	0.0663
4	10	5	0.2040
5	10	5	0.0279
6	10	5	0.0810