



**CENTRO DE INVESTIGACIÓN Y DE ESTUDIOS
AVANZADOS DEL INSTITUTO POLITÉCNICO NACIONAL**

UNIDAD ZACATENCO

DEPARTAMENTO DE BIOTECNOLOGÍA Y BIOINGENIERÍA

**Análisis de la emisión de gases de efecto invernadero en suelos sometidos a
agricultura de conservación y convencional**

Tesis que presenta

Leonardo Patiño Zúñiga

Para obtener el grado de

DOCTOR EN CIENCIAS

EN LA ESPECIALIDAD DE BIOTECNOLOGÍA

Directores de la Tesis:

Dr. Luc Julien Jerome Dendooven

Dr. Bram Govaerts

COMITÉ TUTORIAL

Directores:

Dr. Luc Julien Jerome Dendooven

Dr. Bram Govaerts

Asesores:

Dr. Rodolfo Marsch Moreno

Dr. Fernando José Esparza García

Dra. Marina Olivia Franco Hernández

Dr. Eleazar Máximo Escamilla Silva

Agradecimientos

Agradezco al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca otorgada para la realización de este estudio con número (CVU/Becario): 207870/213294, gracias también por haberme otorgado la beca mixta para realizar estancia en The University of Western Australia. Agradezco al departamento de Biotecnología y Bioingeniería del Centro de Investigación y de Estudios Avanzados del Instituto Politécnico Nacional (Cinvestav) por haberme permitido formar parte de la comunidad estudiantil y por los apoyos que me fueron otorgados en este tiempo para asistencia a congreso. Y agradezco al programa de Agricultura de Conservación del Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT) por permitirme el acceso para realizar los muestreos en las parcelas experimentales denominadas D5 y H9, también por el apoyo brindado para llevar a cabo esta investigación, por la beca otorgada UC-MEXUS CONACYT.

Agradezco a Dr. Luc Dendooven, Dr. Bram Govaerts y a los tutores de mi comité evaluador por su gran apoyo en la realización de este proyecto.

A mis padres Amelia Zúñiga y Ramón Patiño y mis hermanos Álvaro, Moisés, Armando, Ramón, Nadia, Alberto, Jakelin, Javier y Gonzalo.

A Javier Ceja por tantas aventuras vividas desde la Licenciatura hasta el final del doctorado, a Claudia y Diego por permitirme compartir su tiempo. Flor Noemí Rivera, Rosa Elena Cardenas, Petr Kosina y Leticia Loera por brindarme su apoyo y amistad.

Alex, Joaquín, Katrin, Sixtos, Adrian, Beto, Don José, Don Miguel por su apoyo en los muestreos en campo, también por el apoyo obtenido por Nele, Margarita y

Andrea. Agradezco especialmente a Don David del taller en planta piloto por su ayuda en la construcción de las cámaras para los muestreos de gases. Así como el apoyo recibido en laboratorio por Marco Luna y por Juan Manuel Ceballos.

Y no por ser el último será el menos importante: Agradezco a Hugo Espinoza y su familia por mantener constante la renta en el transcurso de mi doctorado y por todas las comodidades brindadas en su departamento, así también por su amistad y confianza que tuvo conmigo.

Y muchas gracias a las demás personas que con las que conviví en el departamento de Biotecnología a lo largo de la realización de este trabajo.

Contenido

1. Resumen	10
2. Abstract	12
3. Introducción.....	13
3.1 Gases de efecto invernadero	13
3.2 Las prácticas agrícolas.....	14
3.3 El cultivo en cero labranza y en camas permanentes.....	15
3.4 Aprovechamiento del agua y prácticas de agricultura de conservación	16
3.5 Las prácticas de agricultura y su potencial para disminuir la emisión de gases de efecto invernadero	17
3.6 México ante el cambio climático	19
4. Justificación	20
5. Hipótesis	20
6. Objetivos.....	21
7. Materiales y Métodos	22
7.1 Sitio experimental.....	22
7.1.1 Descripción de experimentos de campo.....	22
7.1.2 Tratamientos considerados en los análisis de campo	25
7.2 Diseño de cámaras	26
7.2.1 Factores a considerar durante la toma de muestras	27
7.2.2 Toma de muestras	29
7.3 Análisis de gases (CO₂, N₂O y CH₄).....	30
7.4 Muestreo de suelo y análisis de suelo.....	30
7.5 Análisis estadístico.....	31

8. Resultados y Discusión.....	32
8.1 Caracterización fisicoquímica del suelo y análisis de la biomasa microbiana de suelos provenientes de los ensayos sustentables bajo Labranza Cero con camas permanentes Vs Labranza Convencional con camas convencionales, a nivel laboratorio. (Objetivos: a y b).....	32
8.2 Análisis en laboratorio de la emisión de CO₂, N₂O y oxidación de CH₄ bajo diferentes prácticas de agricultura y diferentes contenidos de agua (objetivo c)....	35
8.3 Análisis en campo de la emisión de CO₂, N₂O y oxidación de CH₄ en parcelas de ensayos sustentables bajo Labranza Cero con camas permanentes Vs Labranza Convencional con camas convencionales en campo (objetivo d).....	36
8.4 Análisis en campo de la emisión de CO₂, N₂O y oxidación de CH₄ en parcelas de ensayos sustentables bajo Labranza Cero Vs Labranza Convencional en campo (objetivo e).....	45
9. Conclusiones.....	52

Recomendaciones

Bibliografía

Anexos

Artículo I: The effect of different tillage and residue management practices on soil characteristics, inorganic N dynamics and emissions of N₂O, CO₂ and CH₄ in the central highlands of Mexico: a laboratory study.

Índice de tablas

Tabla 1. Gases de efecto invernadero afectados por actividades antropogénicas.....	14
Tabla 2. Esquema de diferentes prácticas agrícolas analizadas para la emisión de gases con efecto invernadero en ensayos sustentables continuos desde 1999 “Camas Permanentes Vs Camas Convencionales” en CIMMYT, El Batán, México.....	24
Tabla 3. Esquema de diferentes prácticas de agricultura analizadas para la emisión de gases con efecto invernadero en ensayos sustentables continuos desde 1991 “Labranza Cero Vs Labranza Convencional” en CIMMYT, El Batán, México.....	24
Tabla 4. Efecto del manejo de diques, tipo de cultivo, manejo de residuos y tipo de labranza con residuos sobre el C Orgánico, N Total (g Kg^{-1} suelo), Capacidad de Retención de Agua (CRA) y Biomasa Microbiana de Suelo debida a C (BMS)(mg kg^{-1}	33
Tabla 5. Efecto del tipo de labranza, cultivo, manejo de residuos y labranza+residuos en camas permanentes y convencionales en la concentración de CO_2 ($\text{gC-CO}_2/\text{ha}$), N_2O ($\text{gC-N}_2\text{O}/\text{ha}$) y CH_4 ($\text{gC-CH}_4/\text{ha}$).....	38
Tabla 6. Dinámicas de producción u oxidación de CO_2 ($\text{gC-CO}_2/\text{ha}*\text{min}$), N_2O ($\text{gN-N}_2\text{O}/\text{ha}*\text{min}$) y CH_4 ($\text{gC-CH}_4/\text{ha}*\text{min}$) en tratamientos sustentables a largo plazo con camas permanentes y camas convencionales con diferentes manejos de residuos.....	44
Tabla 7. Esquema representativo de 4 grupos de tratamientos comparados para su análisis en parcelas sustentables a largo plazo, iniciados en 1991, El Batan México.....	46
Tabla 8. Efecto del tipo de labranza para diferentes manejos de residuos y tipos de cultivos en la concentración de CO_2 ($\text{gC-CO}_2/\text{ha}$), N_2O ($\text{gC-N}_2\text{O}/\text{ha}$) y CH_4 ($\text{gC-CH}_4/\text{ha}$).....	47
Tabla 9. Dinámicas de producción u oxidación de CO_2 ($\text{gC-CO}_2/\text{ha}*\text{min}$), N_2O ($\text{gN-N}_2\text{O}/\text{ha}*\text{min}$) y CH_4 ($\text{gC-CH}_4/\text{ha}*\text{min}$) en tratamientos sustentables a largo plazo iniciados en 1991.....	51

Índice de figuras

Figura 1. Por ciento de emisión de gases de efecto invernadero por sector (World Resources Institute).....	18
Figura 2. Por ciento de contribución al calentamiento global de gases de efecto invernadero (Mackenzie 2001)	18
Figura 3. Esquema de la cámara construida para muestreos de Gases de Efecto Invernadero en campo	26
Figura 4. Sistemas para el análisis de gases (CO ₂ , N ₂ O y CH ₄) por medio de cromatografía de gases y sistema para el análisis de la concentración de NH ₄ ⁺ , NO ₃ ⁻ y NO ₂ ⁻ por medio de técnicas colorimétricas en un Autoanalizador Skalar.....	31
Figura 5. Concentración de CO ₂ (gC-CO ₂ /ha) en los meses de Junio, Julio y Agosto del 2008 (a) y 2009 (b) para diferentes tratamientos sustentables a largo plazo en camas y diferente manejo de residuos. El Batan México con CP = cama permanente; CC = cama convencional; RR- = residuos removidos; RR+ = residuos retenidos; RP = residuos removidos parcialmente.....	40
Figura 6. Concentración de N ₂ O (gN-N ₂ O /ha) en los meses de Junio, Julio y Agosto del 2008 (a) y 2009 (b) para diferentes tratamientos sustentables a largo plazo en camas y diferente manejo de residuos. El Batan México con CP = cama permanente; CC = cama convencional; RR- = residuos removidos; RR+ = residuos retenidos; RP = residuos removidos parcialmente.....	41
Figura 7. Concentración de CH ₄ (gC-CH ₄ /ha) en los meses de Junio, Julio y Agosto del 2008 (a) y 2009 (b) para diferentes tratamientos sustentables a largo plazo en camas y diferente manejo de residuos. El Batan México con CP = cama permanente; CC = cama convencional; RR- = residuos removidos; RR+ = residuos retenidos; RP = residuos removidos parcialmente.....	42
Figura 8. Dinámicas de producción de CO ₂ (a), N ₂ O (b) y CH ₄ (c) en (gC-CO ₂ /ha*min), (gN-N ₂ O/ha*min) y (gC-CH ₄ /ha*min) respectivamente para diferentes tratamientos sustentables a largo plazo.....	43
Figura 9. Dinámicas de temperatura en suelo y ambiente de Mayo del 2008 a Agosto del 2009 en tratamientos sustentables a largo plazo iniciados en 1991.....	46
Figura 10. Efecto del tipo de tratamiento de los meses Junio, Julio y agosto en la concentración de CO ₂ para el 2008 (a) y 2009 (b), LConv = labranza convencional; LCero = labranza cero	48

Figura 11. Efecto del tipo de tratamiento de los meses Junio, Julio y agosto en la concentración de N_2O para el 2008 (a) y 2009 (b), LConv = labranza convencional; LCero = labranza cero**49**

Figura 12. Efecto del tipo de tratamiento de los meses Junio, Julio y agosto en la concentración de CH_4 para el 2008 (a) y 2009 (b), LConv = labranza convencional; LCero = labranza cero**50**

1. Resumen

El objetivo de desarrollo sustentable es definir proyectos viables y reconciliar los aspectos económico, social y ambiental de las actividades humanas, por lo que la agricultura como una actividad económica sustentable es cuando las prácticas agrícolas bien aplicadas resultan en una producción de alimentos sin generar problemas ambientales que puedan ser irreversibles. Sin embargo, las prácticas agrícolas inadecuadas pueden ocasionar deterioros ambientales, no sólo afectando las condiciones fisicoquímicas del suelo, sino también en la economía del agricultor. En las parcelas experimentales de tratamientos sustentables a largo plazo del CIMMYT México, las prácticas de agricultura de conservación (AC) pueden incluir labranza cero con o sin camas (Camas permanentes), rotación de cultivos (Trigo-Maíz) y el uso correcto de residuos de cosecha para la cobertura del suelo, estas prácticas han demostrado beneficios considerables en rendimientos de cosecha y disminución de los costos de producción comparado con técnicas tradicionales de agricultura en México. Debido que la agricultura contribuye a la emisión de gases de efecto invernadero, el objetivo de este estudio fue el análisis de la emisión de gases de efecto invernadero en suelos sometidos a prácticas de agricultura de conservación y convencional en dos sistemas sustentables a largo plazo. Los tratamientos analizados fueron: sin camas iniciados en 1991 (Labranza Cero Vs Labranza Convencional, Rotación de cultivos y diferentes manejos de retención de Residuos de cosecha) y en camas iniciados en 1999 (Camas Permanentes Vs Camas Convencionales, Rotación de cultivos y diferentes manejos de retención de Residuos de cosecha). Para esta investigación se realizó el análisis de la emisión de los gases de efecto invernadero a partir de la comparación de parámetros de suelo como lo son: dinámicas de nitrógeno, humedad, temperatura y emisión de gases con efecto invernadero (CO_2 , N_2O y CH_4) de las parcelas

experimentales. Los resultados demostraron que prácticas agrícolas como: labranza cero con retención de residuos favorecen la emisión de CO_2 comparado con tratamientos con remoción de residuos, pero reducen la emisión de N_2O e incrementan la oxidación de CH_4 . Por otro lado labranza convencional mostro incrementos significativos en la producción N_2O , reduciendo al mismo tiempo la oxidación de CH_4 comparando con tratamientos de labranza convencional.

2. Abstract

The objective of sustainable development is to know human needs while preserving the environment, applied agricultural practices are beneficial for a sustainable food production, then the agriculture is a viable economic activity; nevertheless a bad handling of the agricultural practices could cause negative results, not only to physico-chemical conditions of soil also for the economy of farmer. In CIMMYT México agricultural practices from conservation agriculture (AC) that included Zero tillage with or without beds (Permanent Beds), reasonable crop rotation (Wheat-Maize) and crop residues from harvest to maintaining covered the soil surface. They had demonstrated benefits in harvest yield and diminution of the production costs. In order to know the smaller negative environmental impact by agricultural practices used in México compared with agricultural practices from AC at CIMMYT (El Batán, Texcoco, Edo México) were started several tests in experimental plots without beds: Zero Tillage Vs Conventional Tillage, crop rotation and different residues management, since 1991 and with Beds: Permanent Beds Vs Conventional Beds, Crop rotation and different residues management, since 1999. In June 2008 was begun the analysis of agricultural practices in AC and conventional practices to compare the selected treatments in nitrogen and carbon dynamics, humidity, temperature and its effect in greenhouse gases emissions (CO_2 , N_2O y CH_4), on this work was found that zero tillage with residue retention increased the CO_2 emissions but reduced the N_2O emissions and increased the CH_4 oxidation compared with conventional tillage and residue remove. In addition were improvements in carbon and nitrogen dynamics, lower soil temperature and lower lost of soil humidity on treatments from conservation agriculture was applied.

3. Introducción

3.1 Gases de efecto invernadero

El efecto invernadero es un proceso natural que influye en el calentamiento de la superficie del planeta bajo la influencia de la radiación solar (Houghton et al., 2001). El efecto invernadero es causado por ciertos gases atmosféricos de escasa proporción en la composición global del aire, tales como dióxido de carbono (CO₂), óxidos de nitrógeno, vapor de agua y metano (CH₄), que retienen la energía que el suelo terrestre emite, re-dirigiendo parte de la misma a la superficie del planeta (Legoett, 1996). El efecto invernadero es un fenómeno que evita que gran parte de la energía emitida por el planeta se transmita directamente al espacio favoreciendo con esto una temperatura adecuada para la vida en el planeta, de lo contrario el escape de energía hacia el espacio provocaría un continuo enfriamiento de la superficie terrestre e impediría la vida (Kiehl and Trenberth, 1997). Las consecuencias del aumento de la concentración de los gases de efecto invernadero se ven reflejadas en el incremento de la temperatura terrestre y en alteraciones del equilibrio climático, lo que está provocando fenómenos como ondas muy cálidas o frías, sequías, inundaciones y un aumento en el nivel del mar causado por el derretimiento de los cascos polares, IPCC (2007).

De acuerdo a los reportes del Panel Intergubernamental del Cambio Climático (IPCC por sus siglas en inglés), la concentración de los gases de efecto invernadero han incrementado en los últimos 250 años (Tabla 1) y se han determinado como principales fuentes de emisión, el uso de combustibles fósiles, el cambio del uso de suelo debidos por influencia humana (Nobre et al., 2003). Siendo la agricultura nuestro caso de estudio pues contribuye significativamente

con la emisión global de gases de origen antropogénico en un 20% del incremento atmosférico anual (Lemke et al., 2007)

Tabla 1. Gases de efecto invernadero afectados por actividades antropogénicas.

Descripción	CO ₂ (ppm)	CH ₄ (ppb)	N ₂ O (ppb)
Concentración Pre-industrial	280	700	270
Concentración en 1998	365	1745	314
Permanencia en la atmósfera	5 a 200 años	12 años	114 años

Fuente: IPCC, Clima 2001, Informe del grupo de trabajo I

3.2 Las prácticas agrícolas

El uso intensivo de prácticas agrícolas como las de agricultura convencional se encuentran distribuidas ampliamente en el altiplano central de México. Este tipo de prácticas agrícolas generalmente incrementan en corto plazo la productividad; sin embargo, al largo plazo promueven la pérdida de materia orgánica como resultado de la remoción de los residuos orgánicos (Haron et al., 1998); al mismo tiempo generan la destrucción de agregados del suelo (Lichter et al., 2008), e incrementan la superficie del suelo expuesta al viento y sol, ocasionando un aumento en la pérdida de agua por evaporación, reducción de la fertilidad e incremento en el potencial de erosión, sedimentación, salinización y acidificación (Karlen et al., 1997).

Debido a los problemas ocasionados por el uso intensivo de prácticas de la agricultura convencional, recientemente se ha incrementado el interés por promover el uso de las prácticas de agricultura de conservación, las cuales se basan en tres principios: a) alteración mínima del suelo, b) cobertura del suelo mediante el uso de los residuos de cosecha y c) rotación de cultivos (Wall, 2006). Este tipo de prácticas agrícolas ha generado beneficios tanto en la calidad del suelo, así como en el carbono y nitrógeno total del suelo (Smith et al., 2000). En

diversos estudios se ha mostrado que prácticas de la agricultura de conservación mejoran la estructura y contenido de materia orgánica del suelo, incrementan los niveles infiltración de agua y la retención de humedad (Kemper and Derpsch, 1981; Fabrizzi et al., 2005), disminuyen la erosión del suelo y además pueden proveer de mayores rendimientos de cosecha al mismo tiempo que reduce los costos de producción (Landers et al., 2001; Hobbs and Gupta, 2004).

3.3 El cultivo en labranza cero y camas permanentes

Un buen manejo en prácticas de la agricultura de conservación ayuda a los productores a aumentar su productividad y conservar a la vez sus recursos naturales, con menor inversión de tiempo en la preparación de las tierras para su cultivo. El cultivo con el sistema de cero labranza comenzó a usarse de manera exitosa a partir de la década de los 40, 50 y 60's conforme se fueron descubriendo ciertos herbicidas hormonales y de contacto como el 2,4-D y la atrazina, que permitieron a los agricultores controlar malezas de hoja ancha sin recurrir al uso de cultivadoras o azadón (FIRA, 1996). A partir de este momento, se produjeron oportunidades de estudio y desarrollo en la historia de la labranza cero, los primeros trabajos científicos que se realizaron en México se establecieron en 1975 por el Centro Internacional de Mejoramiento de Maíz y Trigo (CIMMYT) en el estado de Veracruz (Kocher et al., 1983). Mientras que el sistema de cultivo en camas permanentes ha sido usado por agricultores indígenas desde hace siglos. Como ejemplo, basta mencionar que este tipo de sistemas incluye las chinampas o jardines flotantes usados en el valle de México mucho antes de la conquista española (Thurston 1992). Las camas permanentes han sido ampliamente usadas para mejorar el uso eficiente del agua y permitir la producción agrícola (Sayre y Hobbs, 2004). El sistema

de cultivo en camas permanentes también ha sido empleado en situaciones de limitación de agua. La tribu Kofyar de Nigeria construye pequeños diques a lo largo del surco que forma la cama, para retener agua de lluvia y aprovecharla para el cultivo, en lugar de que ésta se pierda por escurrimientos (Netting 1968). Una aplicación más extendida del sistema de camas permanentes en zonas semiáridas es el cultivo sobre camas formadas entre surcos; estos surcos son empleados para una mejor irrigación a lo largo de la cama (Limon-Ortega et al 2002).

3.4 Aprovechamiento del agua y prácticas de agricultura de conservación

Debido a las discrepancias con el manejo del agua, en la mayoría de los cultivos se ha optado por el cultivo en camas permanentes, obteniendo muy buenos resultados en la producción agrícola de varios países, las camas permanentes pueden disminuir los problemas debidos a excesos de agua, tanto para zonas áridas, como para condiciones de riego (Sayre, 2004). Los agricultores del valle del Yaqui en Sonora, México, son un ejemplo importante de este tipo de práctica. Los agricultores que hacen uso del cultivo en camas permanentes han obtenido beneficios como incrementos en rendimientos de cosecha de hasta el 8%, disminución del uso de agua de un 25% y hasta un 25% en los costos de operación; en comparación con aquellos agricultores que continúan con el uso de prácticas de agricultura convencionales. Sin embargo, la mayoría de los agricultores del Valle del Yaqui que han adoptado el uso de camas para cosecha, siguen con el uso de la labranza convencional, destruyendo las camas después de la cosecha de cada cultivo, aplicando operaciones de labranza, para después construir nuevas camas; a menudo estas prácticas son acompañadas con la quema de residuos o la remoción de los residuos de maíz y trigo para usarlos como forraje (Aquino et al., 1998). Existe el interés por el desarrollo de nuevas tecnologías de producción que permitan la reducción de labranza

combinada con la retención de residuos de cosecha, con lo que se disminuirían en mayor medida los costos de producción, se mejoraría la eficiencia del uso de agua y se favorecería el manejo sostenible del suelo; fenómenos que ya se han observado en el uso de prácticas de agricultura de conservación como la labranza cero combinada con retención de residuos de cosecha y rotación de cultivo (Hobbs et al., 2008).

3.5 Las prácticas de agricultura y su potencial para disminuir la emisión de gases de efecto invernadero

El sector agrícola contribuye con un 13.5% a la emisión de gases de efecto invernadero a la atmósfera, la misma proporción que el sector de transporte y 0.3% menor que el sector de la industria (Terceiro, 2009) (Figura 1). En 2001 Mckenzie, en un análisis de la emisión de gases de efecto invernadero, reportó el porcentaje de contribución de los gases de efecto invernadero al calentamiento global (Figura 2). Debido a la contribución de la agricultura a la emisión de los gases de efecto invernadero, se considera de vital importancia entender cómo la adopción de agricultura de conservación afectara la emisión de los gases de efecto invernadero. Algunos estudios han buscado la respuesta a esta interrogante; sin embargo, se han enfocado principalmente en el análisis de cambios de CO₂ (Kern y Jonhson 1993; West y Marland 2002), dejando de lado el análisis de los otros gases de origen biogénico y de importancia ambiental como el CH₄ y N₂O. En México este tipo de estudios han sido llevados a cabo a nivel laboratorio bajo condiciones controladas, que si bien pueden permitir conocer posibles patrones en la emisión de los gases de efecto invernadero, no suelen reflejar al 100% la realidad; pues en condiciones reales, los tratamientos en campo pueden tener importantes variaciones en parámetros como temperatura y humedad a lo largo del día, y de estas

variaciones depende en gran medida la actividad de los microorganismos del suelo (Williams et al., 1998; Chatskikh y Olesen 2007).

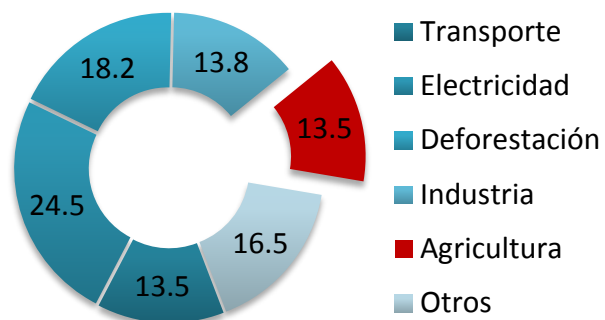


Figura 1. Porcentaje de emisión de gases de efecto invernadero por sector (World Resources Institute).

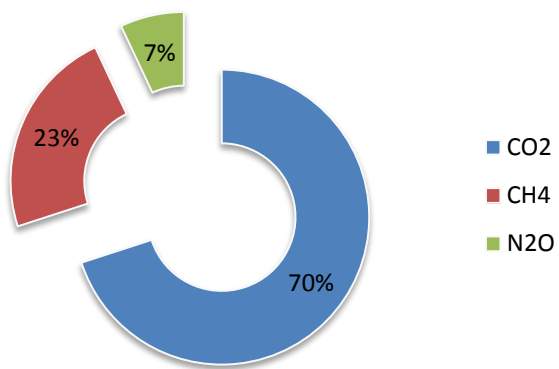


Figura 2. Porcentaje de contribución al calentamiento global de gases de efecto invernadero (Mackenzie 2001).

3.6 México ante el cambio climático

La política ambiental de México intenta frenar las tendencias históricas de deterioro del medio ambiente y de los recursos naturales, contribuir a lograr un crecimiento económico significativo mediante procesos productivos más limpios, y desarrollar servicios que mejoren, en alguna medida, las condiciones de vida de los cerca de 26 millones de habitantes que padecen extrema pobreza, sobre todo en las zonas rurales. Con la elaboración del *Inventario Nacional de Emisiones de Gases de Efecto Invernadero de México* se ha posibilitado la identificación y cuantificación de las principales fuentes y sumideros de gases de efecto invernadero del país. El inventario se desarrolló con la metodología del IPCC para estimar dichas fuentes y sumideros de gases de efecto invernadero.

México ha desarrollado un importante conjunto de acciones para la mitigación del cambio climático, aunque todavía no está en condiciones de cuantificar todas ellas con precisión, ni de abarcar todas las fuentes y sumideros de gases de efecto invernadero, específicamente las derivadas por las actividades agrícolas. Como parte de estas acciones se ha considerado establecer programas como el de labranza de conservación para el apoyo a la reducción de emisiones de los principales gases con efecto invernadero.

Mientras que CIMMYT evalúa los efectos a largo plazo de las prácticas de agricultura bajo diversas condiciones agroecológicas, tanto en sistemas de riego por temporal, como; también realiza estudios centrándose en factores importantes como lo son plagas, malezas, enfermedades, efecto de rotación de cultivos, manejo de residuos, dinámicas de nutrientes, estructura del suelo y ahora el efecto en las emisiones de gases de efecto invernadero, buscando un mejor entendimiento de dichos factores para mejorar los sistemas agrícolas

tradicionales mexicanos. Al final, el objetivo es ofrecer prácticas agrícolas sustentables que favorezcan la disminución de los gases de efecto invernadero.

4. Justificación

En la actualidad a nivel mundial se están evaluando diferentes fuentes de emisiones y posibles sumideros para los gases de efecto invernadero, y considerando que estos se verán afectados por las actividades antropogénicas, mal uso de suelos y su mal explotación. En México se propone el análisis de la emisión de gases con efecto invernadero en suelos sometidos a diferentes prácticas agrícolas, para determinar qué tipo de práctica generará un menor impacto ambiental.

5. Hipótesis

Los suelos bajo agricultura de conservación, en comparación a suelos bajo agricultura convencional, presentan mejores condiciones fisicoquímicas, favoreciendo de esta manera menor emisión de los gases de efecto invernadero (CO₂, N₂O y CH₄).

6. Objetivos

Objetivo general

Análisis de la emisión de los gases de efecto invernadero (CO_2 , N_2O y CH_4) en suelos sometidos a diferentes prácticas agrícolas (Tratamientos de ensayos sustentables bajo Labranza Cero Vs Labranza Convencional desde 1991, y tratamientos de ensayos sustentables bajo Labranza Cero con camas permanentes Vs Labranza Convencional con camas convencionales desde 1999).

Objetivos específicos

- a) Caracterización fisicoquímica de suelos (%Humedad, NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^-).
- b) Análisis de la biomasa microbiana de suelos provenientes de los ensayos sustentables bajo Labranza Cero con camas permanentes Vs Labranza Convencional con camas convencionales, a nivel laboratorio.
- c) Análisis de la emisión de CO_2 , N_2O y oxidación de CH_4 en suelos provenientes de los ensayos sustentables bajo Labranza Cero con camas permanentes Vs Labranza Convencional con camas convencionales, simulando diferentes contenidos de agua en laboratorio.
- d) Análisis en campo de la emisión de CO_2 , N_2O y oxidación de CH_4 en parcelas de ensayos sustentables bajo Labranza Cero con camas permanentes Vs Labranza Convencional con camas convencionales en campo.

- e) Análisis en campo de la emisión de CO₂, N₂O y oxidación de CH₄ en parcelas de ensayos sustentables bajo Labranza Cero Vs Labranza Convencional en campo.

7. Materiales y Métodos

7.1 Sitio experimental

Los suelos analizados forman parte de 2 ensayos sustentables a largo plazo conformados de tratamientos experimentales donde se comparan diferentes prácticas agrícolas, iniciados en 1991 y 1999 en la estación experimental de “El Batán” en el CIMMYT, Texcoco, Estado de México. La estación se encuentra localizada en tierras no ecuatoriales, semiáridas y subtropicales de México central, las parcelas experimentales se encuentran bajo condiciones de temporal a 98.50° longitud Oeste, 19.31° latitud Norte y 2240 metros sobre el nivel del mar. En la estación se tiene un promedio de temperatura anual de 14 °C, un promedio de lluvia anual de 600 milímetros por año y alrededor de 520 milímetros de lluvia entre Mayo y Octubre, el periodo de crecimiento de cultivo es de 152 días (FAO 1978).

7.1.1 Descripción de experimentos de campo

Dos ensayos sustentables a largo plazo fueron iniciados, uno en 1991 comparando Labranza Cero Vs Labranza Convencional (Tabla 2) y el segundo iniciado en 1999 comparando Labranza Cero en Camas permanentes Vs Labranza convencional en Camas Convencionales (Tabla 3). Las parcelas que entre sus tratamientos cuentan con camas tienen un área medida de 6 metros por 20 metros con 8 camas de 75 centímetros de surco a surco. El ensayo incluye 14

tratamientos por duplicado, de los cuales 12 fueron analizados para el experimento en laboratorio y de ahí se seleccionaron cuatro para el análisis de gases en campo (Tabla 2). Las parcelas de los tratamientos sin camas tienen un área medida de 7.5 metros por 22 metros y líneas de cultivo a 75 centímetros para maíz y de 20 centímetros para trigo. El ensayo incluye 32 tratamientos por duplicado de los cuales ocho tratamientos fueron considerados para su muestreo y análisis de gases en campo (Tabla 3). Las prácticas de cultivo incluyen monocultivo maíz-maíz y trigo-trigo sembrados continuamente año tras año para parcelas con tratamientos sin camas y rotación de cultivo maíz-trigo sembrado un año maíz y el siguiente año trigo para las parcelas de los tratamientos con camas y sin camas. Dentro del manejo de residuos de cosecha, residuos retenidos son incorporados por medio de operaciones de labranza en “Labranza Convencional” y dejados sobre la superficie del suelo en la parcela para el caso de “Labranza Cero”. La labranza convencional se realiza en los meses de Diciembre a Enero después de cosecha. Para el caso de labranza cero no se usa ninguna práctica mecánica de labrado. En las parcelas con tratamientos de camas, labranza convencional es aplicada y las camas son formadas antes de cada cultivo al momento de siembra y para camas permanentes con labranza cero son usadas continuamente (año tras año) y sólo son reformadas cuando es necesario. Para ambos ensayos sustentables, las prácticas estándar de cultivo constan de 600,000 plantas por hectárea de maíz o 100 kg de semilla por hectárea de trigo, se aplican 120 kg de N por hectárea de urea como fertilizante al trigo en etapa de crecimiento del primer nodo y para maíz a la quinta o sexta hoja en etapa de crecimiento. Para el control de malezas se usa el herbicida apropiado según sea necesario y para el control de enfermedades o pestes por insectos no se aplica ningún tratamiento, excepto por el que se haya aplicado a la semilla comercial. La siembra de maíz y trigo depende del inicio de las lluvias de verano, pero

usualmente es realizado entre el 5 y el 15 de junio. Más detalles de los diferentes tratamientos pueden ser encontrados en Govaerts et al. (2007b).

Tabla 2. Esquema de diferentes prácticas agrícolas analizadas para la emisión de gases con efecto invernadero en ensayos sustentables continuos desde 1999 “Camas Permanentes Vs Camas Convencionales” en CIMMYT, El Batán, México.

Tratamiento	Rotación	Labranza en Cama	Manejo de Residuos	Diques
1	T-M ^a	Cama Convencional	Incorporados	No
2*	M-T	Cama Convencional	Incorporados	No
3	T-M	Cama Permanente	Retenidos	No
4*	M-T	Cama Permanente	Retenidos	No
7	T-M	Cama Permanente	Removidos	No
8*	M-T	Cama Permanente	Removidos	No
9	T-M	Cama Permanente	Removidos	Si
10	M-T	Cama Permanente	Removidos	si
11	T-M	Cama Permanente	Parciales ^b	No
12*	M-T	Cama Permanente	Parciales	No
13	T-M	Cama Permanente	Parciales	Si
14	M-T	Cama Permanente	Parciales	Si

* Tratamientos seleccionados para muestreos en campo de gases con efecto invernadero.

^a Rotación de cultivo: T-Trigo, M-Maíz.

^b Manejo de residuos: Parciales – Residuos de maíz removido y residuo de trigo removido sobre los 20-30 cm en operación de trillado.

Tabla 3. Esquema de diferentes prácticas de agricultura analizadas para la emisión de gases con efecto invernadero en ensayos sustentables continuos desde 1991 “Labranza Cero Vs Labranza Convencional” en CIMMYT, El Batán, México.

Labranza Convencional				
Labranza Cero			Labranza Convencional	
RR+ ^a	RR- ^a		RR+	RR-
T-M ^b (18) ^c	T-M (17)		T-M (4)	T-M (22)
T-T (21)	M-M (3)		T-T (31)	M-M (29)

^a Manejo de residuos: RR- = residuos removidos; RR+ = residuos retenidos.

^b Rotación de cultivo: T-M = rotación trigo-maíz; T-T = monocultivo trigo; M-M = monocultivo maíz.

^c Numero del tratamiento correspondiente en campo.

7.1.2 Tratamientos considerados para su análisis en campo

Los suelos analizados en campo pertenecen 2 de los ensayos sustentables a largo plazo: inicializado en 1991 e inicializado en 1999. Para este estudio, se consideraron cuatro tratamientos representativos de 14 tratamientos para el ensayo sustentable inicializado en 1999; estos tratamientos fueron seleccionados en base a resultados obtenidos previamente en análisis de laboratorio (Tabla 2), número de cámaras que serían colocadas por parcela, número de veces de muestreo y los meses para toma de muestras. Los factores considerados para el análisis fueron: i) Labranza: en su modalidad de Labranza Cero con Cama Permanente (CP) y labranza convencional con Camas formadas antes de cada cultivo (Cama Convencional (CC)). ii) Manejo de los residuos: Residuos Retenidos o Incorporados (RR+), Residuos Parcialmente Retenidos (RP) y Residuos Removidos (RR-).

Por otro lado para muestreo de gases, se seleccionaron ocho tratamientos del ensayo sustentable a largo plazo inicializado en 1991 (Tabla 3). Los tratamientos fueron seleccionados debido que estos incluyen prácticas agrícolas tradicionalmente usadas por agricultores mexicanos, así como por el conjunto de tratamientos de agricultura de conservación que son comparativos a los tratamientos tradicionales. El número de cámaras por parcela, número de veces de muestreo y meses a muestrear fueron elementos considerados para una buena elección de los tratamientos a muestrear. Los factores considerados para el análisis fueron: i) Labranza: en su modalidad de Labranza Cero sin camas y labranza convencional sin camas. ii) Manejo de los residuos: Residuos Totalmente Retenidos o Incorporados (RR+) y Residuos Totalmente Removidos (RR-).

7.2 Diseño de cámaras

Debido que en México no existían suficientes estudios previos relacionados al muestreo en campo de gases de efecto invernadero, o al uso de cámaras para este propósito, se usó la metodología reportada por Mosier (1998), Williams et al., (1998) y en los protocolos de Sakata et al., (2004) para construir las cámaras y validar procedimientos para toma de muestras en campo. Los aspectos considerados por estas metodologías permiten minimizar posibles errores debido a dilución de gases y posibles errores al estimar los flujos de los gases de efecto invernadero. Las cámaras diseñadas para este estudio fueron hechas de materiales no reactivos como PVC y acero inoxidable principalmente (Figura 3). Los parámetros de diseño se mencionan a continuación.

- Diámetro interno: 20 cm
- Longitud: 25 cm
- Área en la superficie del suelo: 314.159 cm²
- Volumen de operación: 6.283 litros

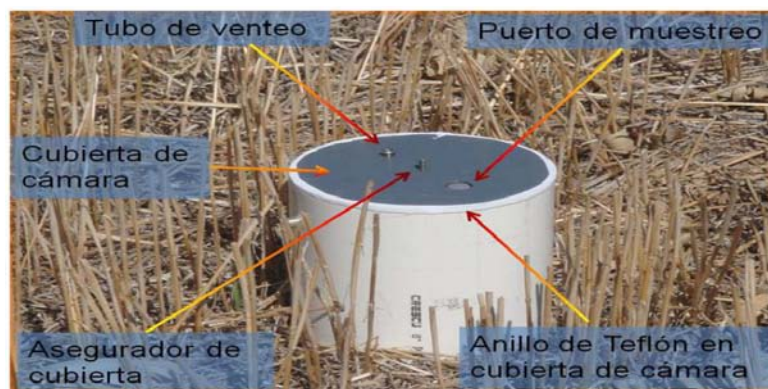


Figura 3. Esquema de la cámara construida para muestreos de Gases de Efecto Invernadero en campo.

7.2.1 Factores a considerar durante la toma de muestras

Mosier (1998) reportó una revisión sobre puntos importantes a considerar en las técnicas de medición de flujo de gases basadas en el uso de cámaras; las recomendaciones reportadas para minimizar problemas potenciales se resumen a continuación.

- Alteración del suelo. La alteración del suelo se debe a la instalación de las cámaras y puede generar cambios micro-climáticos que pueden generar errores en la representatividad de los resultados.

Recomendaciones:

Usar cámaras, las cuales deben colocarse al menos 24 h antes de la toma de muestras; la cámara debe introducirse en el suelo a la menor profundidad posible para evitar perturbaciones en micro-ambientes.

- Cambios de temperatura. Los cambios de temperatura afectan de manera directa la actividad biológica y pueden causar absorción física o la disolución de los gases.

Recomendaciones:

Realizar la toma de muestras y por tanto la cámara cerrada, el menor tiempo posible.

- Cambios de humedad. La humedad puede cambiar la solubilidad de los gases; si la humedad incrementa en la cámara, puede generar dilución de los gases de interés y generar la subestimación del flujo medido. Además, los cambios de humedad pueden afectar la actividad biológica.

Recomendaciones:

Realizar la toma de muestras a cámara cerrada en el menor tiempo posible.

Medir los cambios de humedad en el interior de la cámara para corregir los cambios por dilución en vapor de agua.

- Variabilidad temporal. Día a día la variación del flujo de gases con efecto invernadero es altamente dependiente de la lluvia, fertilidad, labranza, por mencionar algunos factores; además debe considerarse la variación estacional.

Recomendaciones:

Se recomienda medir el flujo de emisión de gases en momentos del día en los que se tenga la temperatura promedio del día (antes del medio día, temprano por la mañana).

Medir los flujos tres a cuatro veces al día/semana, a lo largo de los periodos de muestreo.

- Variabilidad espacial. La variabilidad espacial puede ser extremadamente alta. Los coeficientes de variación asociados al uso de cámaras puede exceder el 100%.

Recomendaciones:

Emplear cámaras que ocupen un área grande para minimizar la variabilidad a pequeña escala; usar el mayor número de cámaras posible.

- Mezclado de gases. Se ha asumido que la difusión molecular es suficientemente rápida dentro del espacio de la cámara, de tal forma que la concentración del gas es homogénea durante el muestreo. Sin embargo, cuando grandes cantidades de vegetación se encuentran dentro de la cámara el mezclado puede ser deficiente.

Recomendaciones:

Pueden emplearse pequeños ventiladores dentro de la cámara o colocar las cámaras en zonas donde la vegetación no interfiera y que sea un sitio

representativo de la zona de muestreo, asegurando el haber cortado la vegetación que aparezca con una navaja para no alterar el suelo por la remoción de la misma.

7.2.2 Toma de muestras

Para reducir los errores debido a cambios de temperatura y humedad dentro de la cámara en los periodos de muestreo, se colocaron cuatro cámaras por parcela y se tomaron 16 muestras en un tiempo de 60 minutos por parcela. El cálculo de flujos se realizó en cuatro tiempos a intervalos de veinte minutos durante los cuales se hizo la toma de muestras; los tiempos fueron: 0, 20, 40 y 60 minutos. La toma de muestras fue realizada insertando jeringas (de materiales no reactivos con los gases de interés) en la septa (punto de muestreo) de la cámara. La muestra extraída fue almacenada en viales con tapón de butil gris (evacuados previamente); se inyectó un exceso de la muestra de gas dentro del vial evacuado para generar una sobrepresión. Este exceso de presión permitió extraer la muestra fácilmente para su posterior análisis. Además de tomar muestras de gas, se midió la temperatura de suelo a una profundidad de 5-7 centímetros y la temperatura del ambiente. Se realizó también la toma de muestras de suelo para determinación de humedad y dinámicas de nitrógeno (NH_4^+ , NO_3^- y NO_2^-).

La técnica de muestro fue estandarizada en campo para realizar tres muestreos por semana a partir de la mitad del mes de mayo del 2008 en los ensayos sustentables a largo plazo en “El Batán” CIMMYT. El periodo de muestreo consistió de un año y tres meses. Durante los meses

de mayo el muestreo se realizó tres veces por semana, una vez por semana de octubre a diciembre y dos veces por semana durante los meses de enero a abril. Es importante remarcar que durante los periodos de siembra, cosecha y labranza, los muestreos se realizaron el día anterior al evento, el día del evento y el día siguiente.

7.3 Análisis de gases (CO₂, N₂O y CH₄)

El gas colectado en los muestreos fue analizado para CO₂ y N₂O en un cromatografo de gases Agilent Technology 4090D equipado con detector por captura de electrones (ECD) y columna capilar HP-PLOT Q de 30 metros (Figura 4), las temperaturas de operación del detector, inyector y horno fueron 225, 100 y 33 °C respectivamente. El flujo del gas acarreador N₂ fue de 6 ml min⁻¹, el sistema fue calibrado usando estándares de calibración de 10 ppmv N₂O y 2500 ppmv CO₂. El CH₄ de los viales fue analizado en un cromatografo de gases Agilent Technology 4090D equipado con un detector de ionización de flama (FID), una columna empacada PORAPAC Q de 80/100 12' × 1/8'' × 0.085'' las temperaturas de operación del detector, inyector y horno fueron 310, 100 y 32 °C respectivamente. El flujo del gas acarreador He fue de 5 ml min⁻¹, el sistema fue calibrado usando estándares de calibración de 5 ppmv CH₄.

7.4 Muestreo de suelo y análisis de suelo

Muestras de suelo fueron colectadas a 20 centímetros de profundidad de las parcelas durante los muestreos de gases para análisis de amonio (NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻) y humedad. Para cada tratamiento fueron tomados 20 gramos de suelo y se adicionaron 60

mililitros de $0.5 \text{ K}_2\text{SO}_4$, se agitaron por una hora y fueron filtrados con papel filtro Whataman no. 42, la solución filtrada fue congelada y almacenada a $-20 \text{ }^\circ\text{C}$ hasta el momento de los análisis colorimétricos, donde se midieron concentraciones de NH_4^+ , NO_2^- y NO_3^- (Figura 4), el equipo usado fue un analizador automático SKALAR San Plus System (Mulvaney 1996).

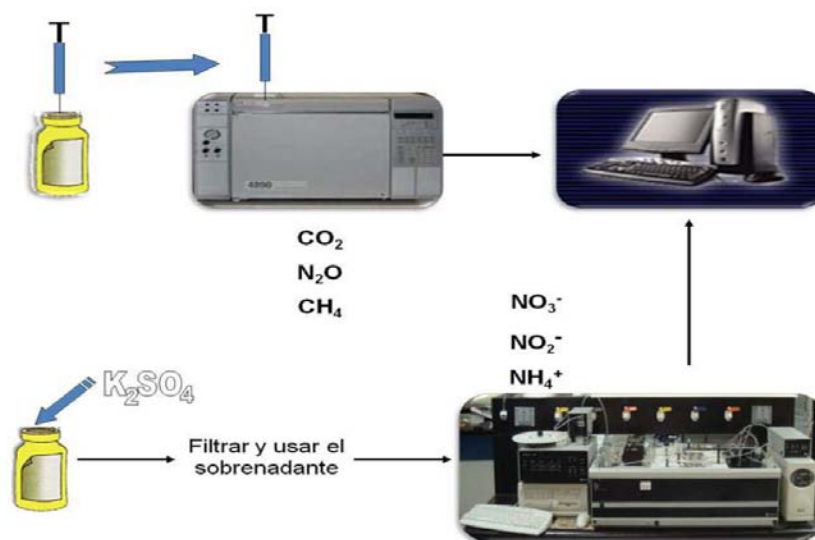


Figura 4. Sistemas para el análisis de gases (CO_2 , N_2O y CH_4) por medio de cromatografía de gases y sistema para el análisis de la concentración de NH_4^+ , NO_3^- y NO_2^- por medio de técnicas colorimétricas en un Autoanalizador Skalar.

7.5 Análisis Estadístico

Biomasa microbiana de suelo y las características fisicoquímicas en suelo (Capacidad de retención de agua, Carbono total, Nitrógeno total y temperatura) fueron analizadas por análisis de varianza usando PROC GLM de SAS 2002 para encontrar las diferencias entre los tratamientos con una prueba de Tukey. La producción de gases de efecto invernadero CO_2 , N_2O y CH_4 fue analizada para Junio, Julio y Agosto del 2008 y 2009 respectivamente por medio de PROC GLM para buscar la mínima diferencia significativa entre el tipo de labranza, manejo de residuos y tipo de cultivo (SAS 2002).

8. Resultados y Discusión

En las próximas décadas se tendrá que producir más alimento con una menor superficie de suelo cultivable, por medio del uso más eficiente de los recursos naturales y con el mínimo impacto ambiental, Derpsch (2005) indica que la extensión de adopción de la labranza cero en el mundo entero es sobre las 95000 ha. Las prácticas agrícolas como la agricultura de conservación ofrecen alternativas más amigables para reducir el impacto ambiental, además de mejorar las características fisicoquímicas del suelo, brindando una mejor oportunidad de aprovechar los recursos naturales eficientemente comparado con el aprovechamiento actual. La comparación entre el impacto ambiental originado por prácticas agrícolas, como la agricultura de conservación y la agricultura convencional sobre la emisión de los gases de efecto invernadero, es un factor más para investigar en los suelos cultivables de México.

8.1 Caracterización fisicoquímica del suelo y análisis de la biomasa microbiana de suelos provenientes de los ensayos sustentables bajo Labranza Cero con camas permanentes Vs Labranza Convencional con camas convencionales, a nivel laboratorio. (Objetivos: a y b)

Como parte la estrategia a seguir antes de realizar las mediciones en campo de los tratamientos en los ensayos sustentables a largo plazo, primeramente se analizaron en laboratorio suelos provenientes de 12 tratamientos donde se compara el efecto del tipo de labranza en camas, diferentes manejos de residuos y diferente rotación del cultivo desde 1999 (Tabla 2). Tratamientos con diques y diferente tipo de cultivo no mostraron diferencias significativas en este estudio en laboratorio para el contenido de Carbono Orgánico, Nitrógeno Total, Capacidad de Retención de Agua y Biomasa Microbiana de Suelo (Tabla 4). La agricultura de

conservación en su versión de camas permanentes con retención de residuos de cosecha mejoró características del suelo como: la capacidad de retención de agua (795 g kg⁻¹soil), biomasa microbiana del suelo (452 mg kg⁻¹), Carbono orgánico (11.9 g kg⁻¹soil) y Nitrógeno total (1.42 g kg⁻¹soil) mostrando valores significativamente mayores que tratamientos con residuos removidos o parcialmente retenidos (Tabla 4). Por otro lado comparando el tipo de labranza en camas con retención de residuos, la capacidad de retención de agua fue significativamente mayor en tratamientos con camas permanentes y residuos retenidos (795 g kg⁻¹soil) en comparación a los tratamientos con camas convencionales y residuos retenidos (697 g kg⁻¹soil).

Tabla 4. Efecto del manejo de diques, tipo de cultivo, manejo de residuos y tipo de labranza con residuos sobre el C Orgánico, N Total (g Kg⁻¹ suelo), Capacidad de Retención de Agua (CRA) y Biomasa Microbiana de Suelo debida a C (BMS)(mg kg⁻¹).

Tratamiento	C organico	N total	CRA ^a	BMS ^b
	------(g kg ⁻¹ suelo)-----			(mg kg ⁻¹)
Efecto de los diques en Camas Permanentes				
Con diques	10.9 A ^c	1.30 A	757 A	413 A
Sin Diques	11.1 A	1.23 A	743 A	423 A
DMS ^d	1.4	0.07	59	78
Efecto del tipo de cultivo				
Maíz	11.1 A	1.28 A	752 A	421 A
Trigo	11.0 A	1.30 A	743 A	418 A
DMS	0.6	0.06	27	34
Efecto del manejo de residuo en Camas Permanentes				
Removido	10.8 B	1.26 B	750 B	355 B
Removido Parcialmente	11.0 B	1.28 B	746 B	453 A
Retenido	11.9 A	1.42 A	795 A	452 A
DMS	0.7	0.08	34	35
Efecto del tipo de labranza con residuos retenidos				
Cama Convencional	10.7 A	1.24 B	697 B	450 A
Cama Permanente	11.9 A	1.42 A	795 A	452 A
DMS	1.3	0.10	33	56

^a Capacidad de Retención de Agua.

^b Biomasa Microbiana de Suelo.

^c Valores con la misma letra no son significativamente diferentes ($P < 0.05$)

^d Diferencia Mínima Significativa.

Diferentes prácticas agrícolas, especialmente las de agricultura de conservación (con retención de residuos de cosecha), pueden aportar un impacto benéfico muy importante sobre la cantidad de materia orgánica del suelo (Govaerts et al., 2007c; Rochette, 2008). Prácticas agrícolas como labranza cero favorecen la formación de agregados más estables, protegiendo físicamente la materia orgánica por medio de una mejor estructura en suelo favoreciendo de esta manera la reducción en la velocidad de mineralización (Lichter et al., 2008). Resultados obtenidos en este experimento de laboratorio indican que el contenido de carbono orgánico y nitrógeno total disminuyen en tratamientos donde se aplica la labranza convencional, destrucción de los agregados del suelo por labranza y/o remoción de residuos de la superficie del suelo modifica las características fisicoquímicas en suelo (Roldán et al., 2005), al mismo tiempo el uso de labranza convencional altera el contenido de agua en suelo y la actividad microbiana (Kladivko et al., 2001). Montoya-Gonzales et al., (2009) encontraron resultados similares, donde fueron analizadas las prácticas de agricultura convencional en la región del noroeste de México en un experimento a largo plazo, observando una disminución de la actividad microbiana en tratamientos donde los residuos de cosecha se quemaron. La remoción de los residuos de cosecha o el quemado de estos reduce la cantidad de materia orgánica incorporada al suelo y por lo tanto, disminuye también la cantidad de sustrato usado como nutriente para la transformación por microorganismos (Chen et al., 2005). Cambios en la biomasa microbiana del suelo pueden ser ocasionados por la presencia de residuos de cosecha en el suelo como sustrato, ya que representan una fuente de carbono disponible, pero esto dependerá también del tipo de residuo orgánico y su nivel recalcitrante (Perelo y Munch 2005). La biomasa microbiana del suelo es uno de los principales agentes causantes de las

transformaciones bioquímicas, influyendo en la liberación de nutrientes esenciales para las plantas y en la mineralización del carbono orgánico (McGill et al., 1986), además regula las fases sólida, líquida y gaseosa (Haney et al., 2001), así como la emisión de gases de efecto invernadero (Franzluebbers 2005).

En este experimento de laboratorio las dinámicas de NH_4^+ y NO_3^- se vieron afectadas por la capacidad de retención de agua, mientras que NO_2^- no tuvo ninguna diferencia significativa entre el tipo de labranza en camas o manejo de residuos de cosecha (Patiño-Zúñiga et al., 2009). Manejo de residuos de cosecha y el tipo de labranza usada afectaron la mineralización del nitrógeno, el oxígeno será un factor limitante del proceso de nitrificación, cuando residuos son retenidos la concentración de NO_3^- incrementan debido al incremento en la descomposición del material orgánico (Campbell et al., 1996), mientras que el uso de labranza cero favorecerá la aireación reduciendo el proceso de desnitrificación (Paustian et al., 1997).

8.2 Análisis en laboratorio de la emisión de CO_2 , N_2O y oxidación de CH_4 bajo diferentes prácticas de agricultura y diferentes contenidos de agua (objetivo c).

El experimento en laboratorio fue realizado con la finalidad de simular diferentes contenidos de agua en suelos sometidos a 12 tratamientos del ensayo sustentable a largo plazo desde 1999 (Tabla 2), el objetivo fue encontrar cuál de estos tratamientos afectaba de manera significativa los patrones de emisión de los gases de efecto invernadero. En este estudio se encontró que al 60% de la capacidad de retención del agua se alcanzaba la máxima actividad microbiana (Patiño Zúñiga et al., 2009). Los cambios en la velocidad de mineralización del carbono son debidas a las características fisicoquímicas del suelo, mientras que cambios en el contenido de carbono orgánico son provocados por diferentes manejos de labranza, manejo de los residuos

de cosecha y cambios en la actividad microbiana (Heenan et al., 2004). El contenido de agua en suelo controla en gran medida la actividad microbiana por medio de la difusión del O₂, aumentando o disminuyendo la actividad microbiana y a su vez, afecta los procesos para la producción de CO₂ y N₂O. En este experimento, tratamientos sustentables de agricultura de conservación como labranza cero en camas permanentes comparando con labranza convencional en camas convencionales con residuos retenidos para ambos sistemas, presentaron menor emisión de CO₂ y N₂O (Patiño Zúñiga et al., 2009). No se encontró ningún efecto significativo de los diferentes tratamientos sobre la emisión u oxidación de metano en este estudio de laboratorio (Patiño Zúñiga et al., 2009).

8.3 Análisis en campo de la emisión de CO₂, N₂O y oxidación de CH₄ en parcelas de ensayos sustentables bajo Labranza Cero con camas permanentes Vs Labranza Convencional con camas convencionales en campo (objetivo d).

Los experimentos realizados en laboratorio (condiciones controladas) nos ayudan a comprender de manera general, cómo cambios en las prácticas agrícolas pueden afectar las características fisicoquímicas y ciertos procesos biológicos en suelo, como lo son los involucrados en la emisión de los gases de efecto invernadero (Houghton et al. 2001). El objetivo de este estudio fue investigar cómo labranza cero con camas permanentes comparada a labranza convencional con camas convencionales, afectan la emisión de gases con efecto invernadero en las tierras altas del altiplano central de México. De acuerdo a los datos obtenidos, la temperatura ambiental promedio durante el periodo del experimento fue de 25.3° C, mientras que el promedio de la temperatura en suelo fue de 19.7 °C. Los residuos de cosecha sobre las camas cubren la superficie del suelo de la radiación solar directa, ya que

estos aíslan la superficie del suelo reflejando la radiación solar y disminuyendo así la temperatura del suelo (Shinners et al., 1993).

En este estudio se encontró que la concentración de CO₂ no fue afectada significativamente por el tipo de labranza en camas o por el tipo de cultivo de los meses analizados (P<0.05), el manejo de residuos de cosecha en camas mostro mayor concentración de CO₂ para tratamientos con residuos parciales (526 gC-CO₂/ha) o para residuos retenidos (512 gC-CO₂/ha) comparado con la concentración de residuos removidos (Tabla 5). Comparando los tratamientos, el efecto del tipo de labranza en conjunto con el tipo de residuo se observa que labranza cero en cama permanente con retención de residuos presento la mayor concentración de CO₂ comparado a labranza cero en cama permanente con residuos removidos (Tabla 5).

Agricultura de conservación especialmente labranza cero es un método efectivo para incrementar el secuestro de C en suelo, el cual podría mitigar el enriquecimiento de CO₂ en la atmosfera (Lal and Kimble 1997; Roldán et al., 2005). Cantidades similares de CO₂ son emitidas por sistemas de labranza convencional y labranza cero (Kern y Jhonson, 1993), la remoción de residuos de cosecha reduce la cantidad de carbono disponible como sustrato a los microorganismos en suelo, favoreciendo compactación del suelo y condiciones anaerobias por lo que emisión de CO₂ se puede ver reducida (Linn y Doran, 1984).

El efecto del tipo de labranza en camas demostró que la concentración de N₂O fue mayor en tratamientos con camas convencionales (0.753 gN-N₂O/ha) en comparación a tratamientos con camas permanentes (0.574 gN-N₂O/ha). El tipo de cultivo demostró una mayor concentración de N₂O para tratamientos con maíz en sistema de rotación (0.773 gN-N₂O/ha) comparado con el trigo para el mismo sistema de rotación (0.528 gN-N₂O/ha). El tipo del manejo de residuos demostró una mayor concentración de N₂O para tratamientos con residuos parciales (0.666 gN-N₂O/ha) comparado con los tratamientos con residuos removidos (0.555 gN-N₂O/ha),

tratamientos con residuos parciales no mostraron diferencia significativa en comparación a tratamientos con residuos retenidos (Tabla 5). Comparando el efecto del tipo de labranza + tipo de residuos en cama, se demostró que la mayor concentración de N₂O fue para labranza en cama convencional con residuos retenidos (.753 gN-N₂O/ha) mientras que la menor concentración de N₂O fue para labranza cero en cama permanente con residuos retenidos (.526 gN-N₂O/ha) (Tabla 5).

Tabla 5. Efecto del tipo de labranza, cultivo, manejo de residuos y labranza+residuos en camas permanentes y convencionales en la concentración de CO₂ (gC-CO₂/ha), N₂O (gC-N₂O/ha) y CH₄ (gC-CH₄/ha).

Tratamiento.	Concentración de CO ₂		Concentración de N ₂ O		Concentración de CH ₄	
	gC-CO ₂ /ha		gN-N ₂ O/ha		gC-CH ₄ /ha	
Efecto del tipo de labranza en camas.						
Cama Permanente	513	A ^a	0.574	B	1.375	A
Cama Convencional	505	A	0.753	A	1.378	A
DMS ^b	26		0.062		0.015	
Efecto del tipo de cultivo en camas.						
Trigo	513	A	0.528	B	1.451	A
Maíz	497	A	0.773	A	1.247	B
DMS	23		0.056		0.013	
Efecto del tipo de residuo en camas.						
RR+	512	AB	0.628	AB	1.371	A
RP	526	A	0.666	A	1.385	A
RR-	478	B	0.555	B	1.377	A
DMS	36		0.084		0.021	
Efecto del tipo de labranza y residuo en camas.						
CP, RR-	478	B	0.555	BC	1.377	A
CP, RR+	528	A	0.526	C	1.364	A
CC, RR+*	513	AB	0.753	A	1.378	A
CP, RP	509	AB	0.642	B	1.384	A
DMS	42		0.1		0.025	

^a Valores con la misma letra no son diferentes significativamente ($P < 0.05$).

^b Diferencia Mínima Significativa.

CP- Labranza Cero en Cama Permanente, CC Labranza Convencional en Cama Convencional.

RR+, RP y RR- son Residuos Retenidos, Residuos Parciales y Residuos Removidos.

* CC, RR+: fueron residuos retenidos e incorporados a la parcela por medio de operaciones de labranza.

La concentración del oxígeno puede ser un factor muy importante que afecte de manera directa la concentración del N₂O en suelo y dependiendo del tipo de labranza y humedad, esta influenciara la cantidad que oxígeno disponible para microorganismos (Ball et al., 1999), labranza cero demostró mejor estructura de suelo y menor emisión de N₂O. El tipo de residuo de cultivo, el disturbio ocasionado por la raíz del cultivo en conjunto con la lluvia puede favorecer la emisión de N₂O (Akiyama y Tsuruta, 2003). El manejo de residuos en suelo afectara las cantidad de materia orgánica en suelo y dependiendo de la cantidad de sustrato afectara procesos de nitrificación-desnitrificación (Cochran et al., 1997; Li et al., 2005), se observo que en suelos con residuos removidos la concentración de N₂O fue menor. La disponibilidad de los residuos en camas permanentes para agricultura de conservación permiten mantener una mejor estructura del suelo comparado con las camas convencionales que se forman año con año (Verachtert et al., 2009).

Para los meses de Junio, Julio y Agosto correspondientes a 2008 y 2009 se determinaron las concentraciones de CO₂ para los diferentes tratamientos y se encontró que la concentración de CO₂ en el mes de Agosto para el año 2008 fue mayor en comparación con Junio y Julio del mismo año para tratamientos con CP-RR+, CC-RR+ y CP-RP (Figura 5a), la máxima concentración de CO₂ fue para CP-RR+ (676 gC-CO₂/ha) en el mes de Agosto. La concentración de CO₂ para el año 2009 fue mayor para el mes de Junio comparado con los Julio y Agosto, y una vez más los tratamientos con residuos retenidos en su totalidad o parcialmente registraron la mayor concentración (Figura 5b), la máxima concentración de CO₂ fue para CP-RR+ (441 gC-CO₂/ha) en el mes de Junio.

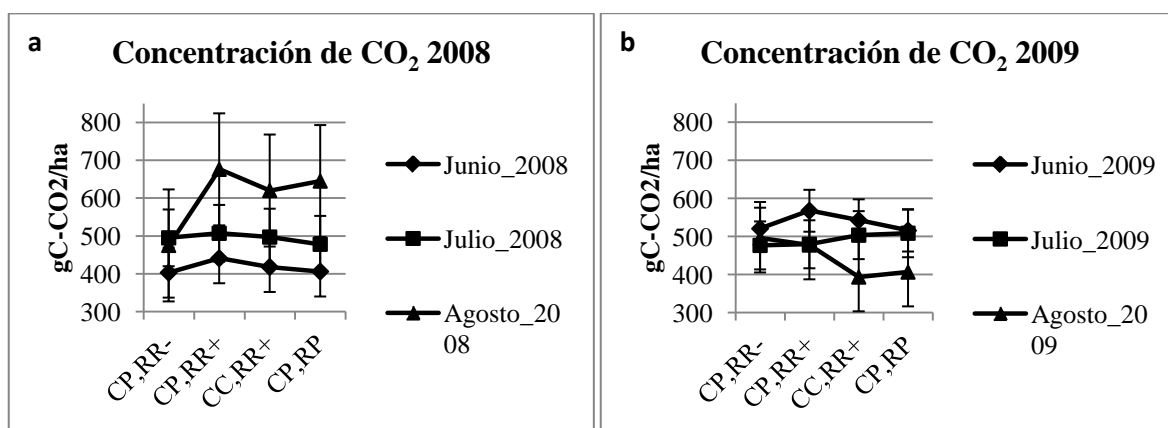


Figura 5. Concentración de CO₂ (gC-CO₂/ha) en los meses de Junio, Julio y Agosto del 2008 (a) y 2009 (b) para diferentes tratamientos sustentables a largo plazo en camas y diferente manejo de residuos. El Batán México con CP = cama permanente; CC = cama convencional; RR- = residuos removidos; RR+ = residuos retenidos; RP = residuos removidos parcialmente.

Los meses de Junio, Julio y Agosto son importantes ya que es realizada la siembra, fertilización e inicio del periodo de lluvias, factores que pueden influenciar en las concentraciones de gases de efecto invernadero (Ball et al., 1999), además tratamientos con residuos retenidos favorecerán con sustrato que podría incorporarse al ciclo del carbono aumentando de esta manera la emisión de CO₂.

La concentración de N₂O en el mes de Junio para el año 2008 fue mayor en comparación con Julio y Agosto del mismo año para tratamientos con CP-RR+, CC-RR+ y CP-RP (Figura 6a), la máxima concentración de N₂O fue para CP-RP (1.408 gN-N₂O /ha) en el mes de Junio. La concentración de N₂O para el año 2009 fue mayor para el mes de Junio y Julio comparado con Agosto, y una vez más los tratamientos con residuos retenidos en su totalidad o parcialmente registraron la mayor concentración (Figura 6b), la máxima concentración de N₂O fue para CC-RR+ (1.410 gN-N₂O /ha) en el mes de Julio.

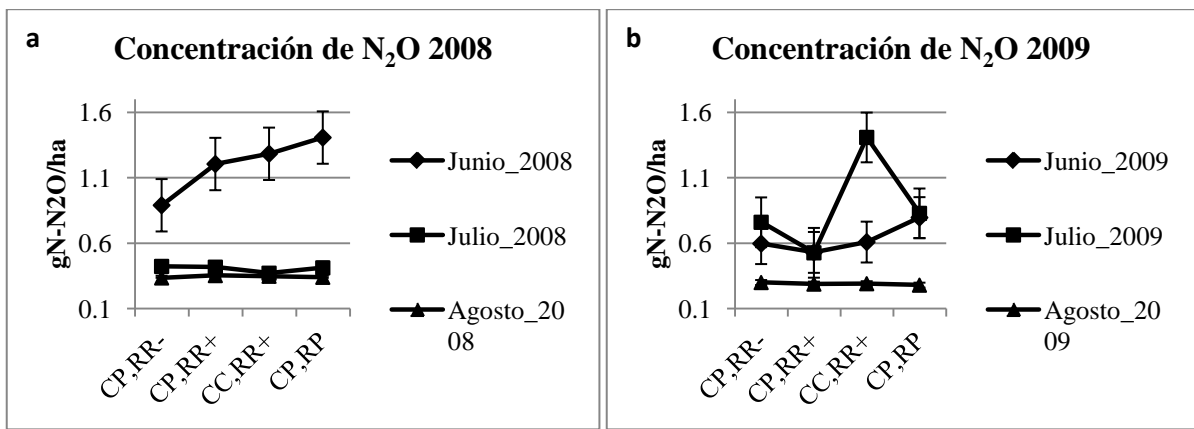


Figura 6. Concentración de N₂O (gN-N₂O /ha) en los meses de Junio, Julio y Agosto del 2008 (a) y 2009 (b) para diferentes tratamientos sustentables a largo plazo en camas y diferente manejo de residuos. El Batán México con CP = cama permanente; CC = cama convencional; RR- = residuos removidos; RR+ = residuos retenidos; RP = residuos removidos parcialmente.

La concentración de N₂O será afectada principalmente por fertilización y lluvias ya que estos afectan de manera directa procesos de nitrificación-desnitrificación (Smith et al., 1994; Ball et al., 1999), incremento en la emisión puede ser debido a nitrificación por el uso de urea ya que ésta es hidrolizada en el suelo a amonio y este es oxidado por nitrificadores (Burton y Prosser 2001). Mientras que manejo de residuos y labranza afectarán la estructura del suelo y difusión de oxígeno disuelto en suelo, labranza en camas convencionales favorece la emisión de N₂O (Shannon et al., 2002).

La concentración de CH₄ en el mes de Junio para el año 2008 fue mayor en comparación con Julio y Agosto del mismo año para tratamientos todos los tratamientos (Figura 7a), la máxima concentración de CH₄ fue para CC-RR+ (1.535 gC-CH₄ /ha) en el mes de Junio ($P < 0.005$). La concentración de CH₄ para el año 2009 fue mayor para el mes de Junio comparado con Julio y Agosto, y una vez más todos los tratamientos para este mes registraron la mayor concentración (Figura 7b), la máxima concentración de CH₄ fue para CC-RR+ (1.341 gC-CH₄ /ha) en el mes de Junio ($P < 0.005$).

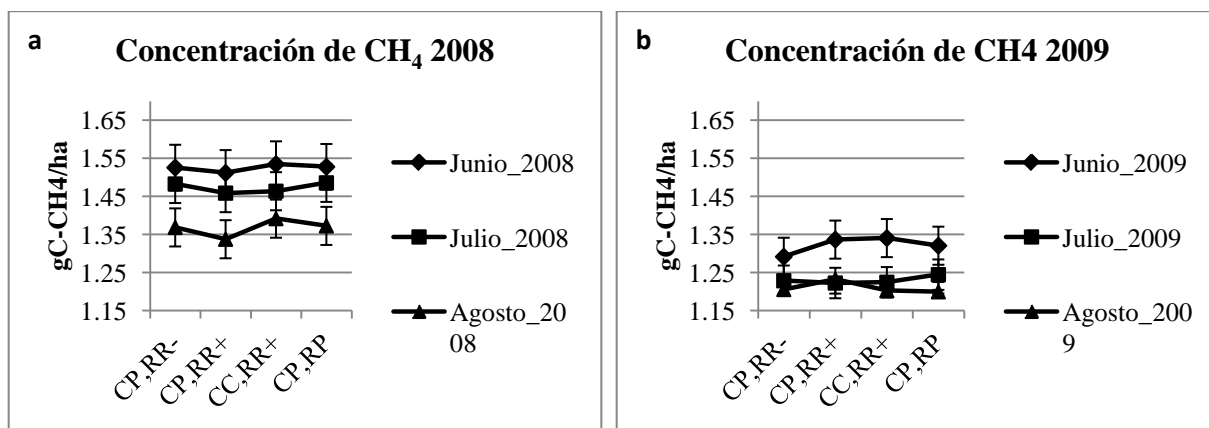


Figura 7. Concentración de CH₄ (gC-CH₄ /ha) en los meses de Junio, Julio y Agosto del 2008 (a) y 2009 (b) para diferentes tratamientos sustentables a largo plazo en camas y diferente manejo de residuos. El Batán México con CP = cama permanente; CC = cama convencional; RR- = residuos removidos; RR+ = residuos retenidos; RP = residuos removidos parcialmente.

La concentración de CH₄ en los tratamientos para los meses analizados podrían verse afectados por la fertilización y periodo de lluvias (Ball et al., 1999), mientras que el tipo de labranza en camas convencionales afectarán en la porosidad del suelo y cantidad de oxígeno disuelto en suelo afectando procesos de producción de CH₄ (Ball et al., 1997).

Analizando las dinámicas de producción de CO₂ a través de 60 minutos en los 4 tratamientos se encontró la máxima concentración de 764 gC-CO₂/ha para labranza cero en cama permanente con retención de residuos (Figura 8). La mayor producción de CO₂ para este mismo tratamiento fue de 8.32 gC-CO₂/ha*min comparado con respecto a los demás tratamientos (Tabla 6), la menor producción fue para cama permanente con residuo removido (7.72 gC-CO₂/ha*min). En suelos con residuos removidos disminuye el contenido de carbono, sustrato necesario para favorecer procesos metabólicos de los microorganismos por lo que se puede ver afectada la emisión de CO₂ (Linn y Doran, 1984).

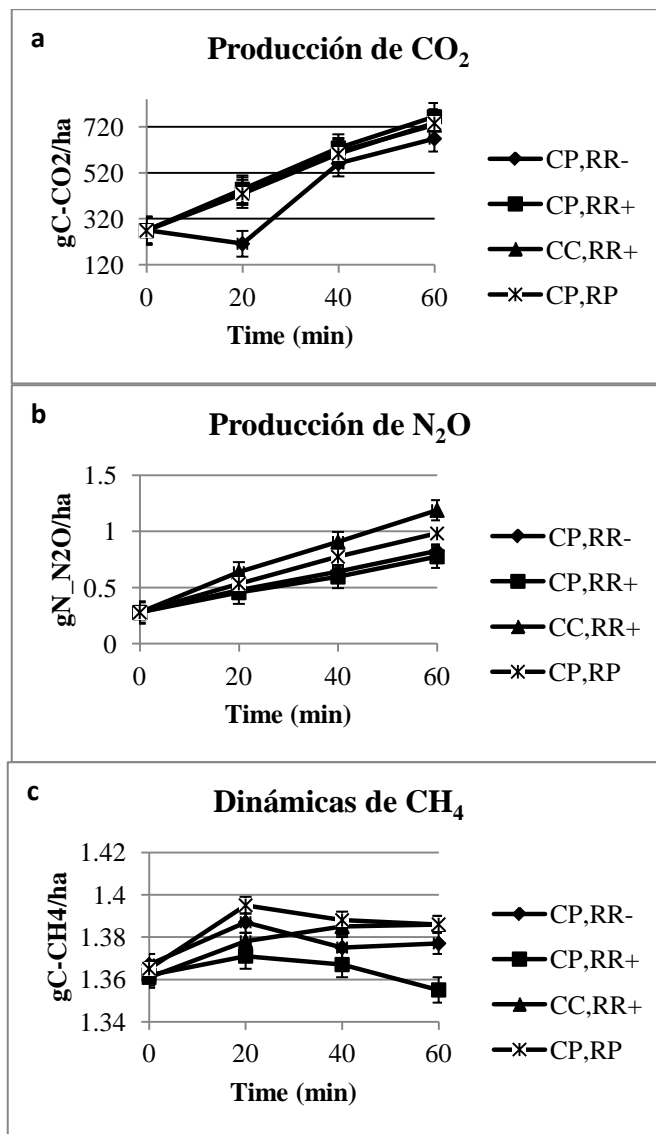


Figura 8. Dinámicas de producción de CO₂ (a), N₂O (b) y CH₄ (c) en (gC-CO₂/ha*min), (gN-N₂O/ha*min) y (gC-CH₄/ha*min) respectivamente para diferentes tratamientos sustentables a largo plazo.

Tabla 6. Dinámicas de producción u oxidación de CO₂ (gC-CO₂/ha*min), N₂O (gN-N₂O/ha*min) y CH₄ (gC-CH₄/ha*min) en tratamientos sustentables a largo plazo con camas permanentes y camas convencionales con diferentes manejos de residuos.

Tratamiento	Producción CO ₂ gC-CO ₂ /ha*min	Producción N ₂ O gN-N ₂ O/ha*min	Dinamica CH ₄ gC-CH ₄ /ha*min
Pendientes de producción u oxidación			
CP,RR-	7.72	0.009	0.00009
CP,RR+	8.32	0.008	-0.00013
CC,RR+	7.73	0.015	0.00041
CP,RP	7.88	0.012	0.00028

CP = labranza cero en cama permanente; CC = labranza convencional en cama convencional; RR- = residuos removidos; RR+ = residuos retenidos; RP = residuos retenidos parcialmente.

Analizando las dinámicas de producción de N₂O a través de 60 minutos en los 4 tratamientos se encontró la máxima concentración de 1.189 gN-N₂O/ha para labranza convencional en cama convencional con retención de residuos (Figura 8). La mayor producción de N₂O para este mismo tratamiento fue de 0.015 gN-N₂O/ha*min comparado con respecto a los demás tratamientos (Tabla 6), la menor producción fue para cama permanente con residuo retenido (0.008 gN-N₂O/ha*min). Labranza reducida o cero con retención de residuos mejora la estructura y estabilidad del suelo, facilitando una mejor infiltración, aumentando el contenido de agua retenida y previniendo con esto, un deterioro del suelo por sequía (Zibilske y Bradford 2007). Labranza convencional incrementa la destrucción de agregados favoreciendo pérdida de la estructura del suelo y aumenta la compactación del mismo comparado con labranza cero, la concentración de oxígeno en estos suelos labrados se verá disminuida a través del tiempo favoreciendo emisiones de N₂O (Roberts y Chan, 1990).

Las dinámicas de producción-oxidación de CH₄ a través de 60 minutos para los tratamientos analizados demostraron una máxima concentración de 1.395 gC-CH₄/ha para labranza cero en cama permanente con residuos retenidos parcialmente (Figura 8). La mayor producción de

CH₄ fue para labranza convencional con cama convencional y residuos retenidos 0.00041 gC-CH₄/ha*min, mientras que labranza cero con cama permanente y residuo retenidos presento oxidación de CH₄ para el lapso de tiempo muestreado -0.00013 gC-CH₄/ha*min (Tabla 6). La temperatura en tratamientos con camas permanentes y residuos retenidos en la superficie registraron 2.7 °C menos comparando con tratamientos donde los residuos fueron removidos o incorporados. Labranza convencional con retención de residuos favorece procesos anaeróbicos que derivan a la producción de metano debido a la baja concentración de oxígeno (Brouwman, 1990), mientras que labranza cero con residuos retenidos en la superficie favorece mejor temperatura y oxigenación en el perfil del suelo para la oxidación de metano (Goulding et al., 1995). Juha-Kalle et al., (2007) analizaron el efecto de la temperatura y el contenido de agua, encontrando un consumo de CH₄ con todos los valores de temperatura analizados (1-19 °C), observándose incrementos en la velocidad de consumo de metano a temperaturas cercanas a 1°C. Además, en este reporte se encontró un incremento en el consumo de CH₄ a valores de 33-67% del contenido de agua dentro del mismo intervalo de temperaturas.

8.4 Análisis en campo de la emisión de CO₂, N₂O y oxidación de CH₄ en parcelas de ensayos sustentables bajo Labranza Cero Vs Labranza Convencional en campo (objetivo e).

En tratamientos iniciados en 1991 de parcelas experimentales sustentables a largo plazo el periodo de muestro en campo abarcó de mayo del 2008 hasta agosto del 2009 (Figura 9). Encontrando un promedio de temperatura en suelo de 17.8 °C y en el ambiente de 23 °C.

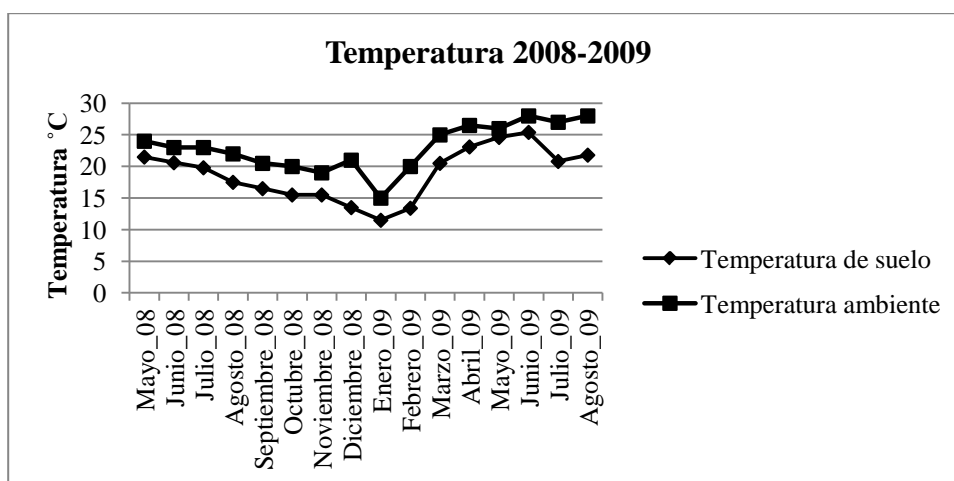


Figura 9. Dinámicas de temperatura en suelo y ambiente de Mayo del 2008 a Agosto del 2009 en tratamientos sustentables a largo plazo iniciados en 1991.

Sin embargo los resultados presentes para esta sección están basados en periodo de muestreo de seis meses, correspondientes a Junio, Julio y agosto del 2008 comparados con Junio, Julio y agosto del 2009 y los tratamientos fueron comparados de la siguiente manera como se muestra en Tabla 7.

Tabla 7. Esquema representativo de 4 grupos de tratamientos comparados para su análisis en parcelas sustentables a largo plazo, iniciados en 1991, El Batan México.

Parcela	Tipo de labranza	Manejo de residuos	Tipo de cultivo
29	Labranza Convencional	Residuos Removidos	Monocultivo Maíz
3	Labranza cero	Residuos Removidos	Monocultivo Maíz
17	Labranza cero	Residuos Removidos	Rotación Maíz-Trigo
22	Labranza Convencional	Residuos Removidos	Rotación Maíz-Trigo
4	Labranza Convencional	Residuos Retenidos	Rotación Maíz-Trigo
18	Labranza cero	Residuos Retenidos	Rotación Maíz-Trigo
21	Labranza cero	Residuos Retenidos	Monocultivo Trigo
31	Labranza Convencional	Residuos Retenidos	Monocultivo Trigo

Los resultados muestran que el tipo de labranza no presento efecto significativo sobre las concentraciones de CO₂ y CH₄ en ninguno de los grupos de tratamientos analizados (Tabla 8).

Labranza convencional para tratamientos con residuos removidos y rotación maíz-trigo no

mostro diferencia significativa en la concentración de N₂O comparado con labranza cero ($P<0.005$). Labranza convencional para los demás tratamientos: residuos removidos - monocultivo maíz, residuos retenidos – rotación maíz-trigo y residuos retenidos – monocultivo Trigo, si presento una concentración de N₂O significativamente mayor comparada con labranza cero (Tabla 8).

Tabla 8. Efecto del tipo de labranza para diferentes manejos de residuos y tipos de cultivos en la concentración de CO₂ (gC-CO₂/ha), N₂O (gC-N₂O/ha) y CH₄ (gC-CH₄/ha).

Tratamiento.	Concentración de CO ₂		Concentración de N ₂ O		Concentración de CH ₄	
	gC-CO ₂ /ha		gN-N ₂ O/ha		gC-CH ₄ /ha	
Efecto del tipo de labranza para residuos removidos y monocultivo maíz.						
Labranza Convencional	452	A ^a	0.644	A	1.336	A
Labranza Cero	444	A	0.494	B	1.361	A
DMS ^b	33		0.072		0.027	
Efecto del tipo de labranza para residuos removidos y rotación maíz-trigo.						
Labranza Convencional	442	A	0.405	A	1.342	A
Labranza Cero	448	A	0.375	A	1.349	A
DMS	33		0.072		0.027	
Efecto del tipo de labranza para residuos retenidos y rotación maíz-trigo.						
Labranza Convencional	485	A	0.521	A	1.352	A
Labranza Cero	485	A	0.438	B	1.356	A
DMS	33		0.072		0.027	
Efecto del tipo de labranza para residuos retenidos y monocultivo trigo.						
Labranza Convencional	478	A	0.507	A	1.325	A
Labranza Cero	469	A	0.344	B	1.348	A
DMS	33		0.072		0.027	

^a Valores con la misma letra no son diferentes significativamente ($P<0.05$).

^b Diferencia Mínima Significativa.

Cuando se comparan tratamientos con el mismo tipo de cultivo, rotación ó monocultivo para el mismo manejo de residuos de cosecha se encuentra que el efecto relacionado al tipo de labranza se ve disminuido para gases como el CO₂ y CH₄ (Davidson et al., 1998).

Independientemente del manejo de residuos o del tipo de cultivo, el tipo de labranza tiene un efecto dominante en la concentración de N_2O (Akiyama y Tsuruta, 2003). Labranza convencional afecta la estructura del suelo y acelera su degradación impidiendo una buena aireación en suelo (Brown et al., 2000).

La concentración de CO_2 en los meses de Junio, Julio y Agosto del 2008 (Figura 10a) fue baja para todos los tratamientos con un promedio de 430 $gC-CO_2/ha$, mientras que en 2009 para estos mismos meses todos los tratamientos presentaron aumento en la emisión de CO_2 siendo los tratamientos con labranza cero y RR+ los que mayor concentración mostraron (500 $gC-CO_2/ha$).

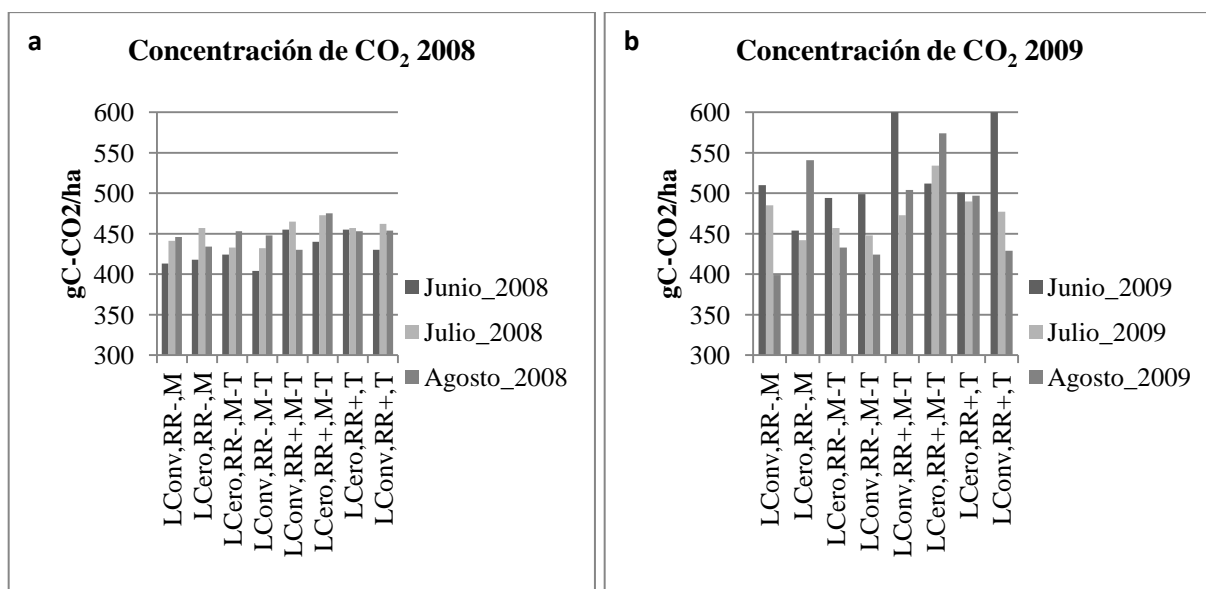


Figura 10. Efecto del tipo de tratamiento de los meses Junio, Julio y agosto en la concentración de CO_2 para el 2008 (a) y 2009 (b), LConv = labranza convencional; LCero = labranza cero.

La concentración de N_2O en los meses de Julio y Agosto del 2008 (Figura 11a) fue baja para todos los tratamientos con un promedio de 0.322 $gN-N_2O/ha$, mientras que en el mes de Junio de presento la mayor concentración de N_2O , observándose una mayor incremento en concentración para tratamientos sustentables con labranza convencional y retención de

residuos. En el 2009 (Figura 11b) para este mismo mes de Junio todos los tratamientos presentaron aumento en la emisión de N_2O , siendo tratamientos con labranza cero y RR+ los que mayor concentración mostraron. Como ya se ha dicho la concentración de emisión de N_2O se ve afectada por el fertilizante y por la lluvia (Ball et al., 1999).

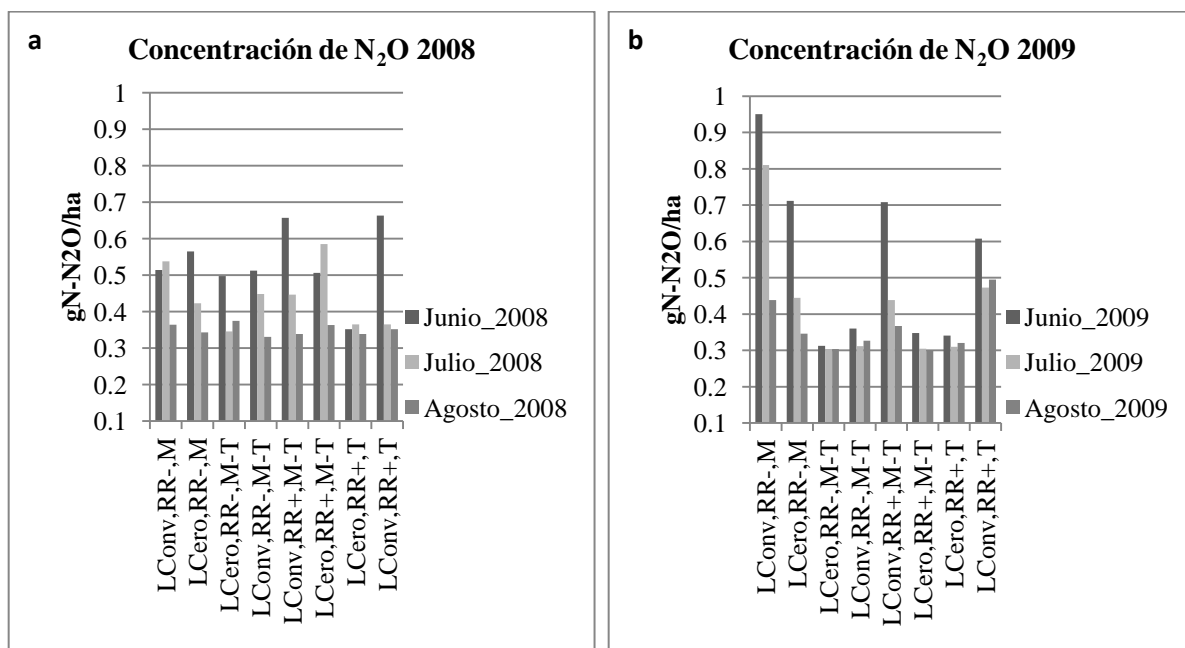


Figura 11. Efecto del tipo de tratamiento de los meses Junio, Julio y agosto en la concentración de N_2O para el 2008 (a) y 2009 (b) , LConv = labranza convencional; LCero = labranza cero.

La concentración de CH_4 en los meses de Junio, Julio y Agosto del 2008 (Figura 12a) fue muy similar para todos los tratamientos con un promedio de 1.345 $gC-CH_4/ha$. En el 2009 (Figura 12b) para los meses de Julio y Agosto todos los tratamientos presentaron aumento en la concentración de CH_4 , siendo el mes de agosto el tratamiento que mayor concentración registro.

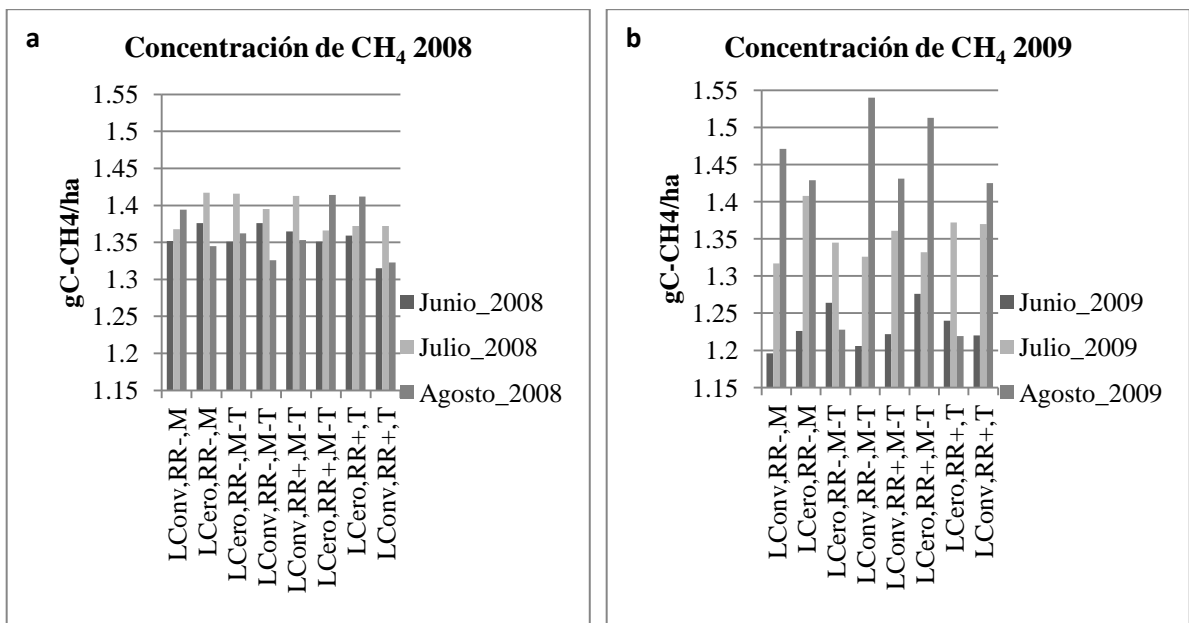


Figura 12. Efecto del tipo de tratamiento de los meses Junio, Julio y agosto en la concentración de CH₄ para el 2008 (a) y 2009 (b), LConv = labranza convencional; LCero = labranza cero.

El análisis en las dinámicas de producción de CO₂ (Tabla 9), mostro que labranza convencional (5.38 gC-CO₂/ha*min) usando residuos removidos y monocultivo maíz presento la mayor producción comparado con labranza cero (5.18 gC-CO₂/ha*min), en el mismo caso de residuos retenidos pero ahora con rotación de cultivo labranza cero (5.40 gC-CO₂/ha*min) mostro la mayor producción comparado con labranza convencional (5.11 gC-CO₂/ha*min). Labranza convencional (5.52 gC-CO₂/ha*min) con retención de residuos y rotación de cultivo presento la mayor producción comparado con labranza cero (5.46 gC-CO₂/ha*min), mientras que labranza convencional (6.28 gC-CO₂/ha*min) con retención de residuos y monocultivo trigo presento la mayor producción comprado con labranza cero (5.94 gC-CO₂/ha*min). Labranza cero presento la menor producción de CO₂ en todos los tratamientos excepto para remoción de residuos y rotación de cultivo. Reducción en labranza o aplicar labranza cero puede reducir las emisiones de CO₂ al mismo tiempo incrementa el almacenamiento de carbono en suelo (Kern y Johnson, 1993).

Tabla 9. Dinámicas de producción u oxidación de CO₂ (gC-CO₂/ha*min), N₂O (gN-N₂O/ha*min) y CH₄ (gC-CH₄/ha*min) en tratamientos sustentables a largo plazo iniciados en 1991.

Tratamiento	Producción CO ₂ gC-CO ₂ /ha*min	Producción N ₂ O gN-N ₂ O/ha*min	Dinamica CH ₄ gC-CH ₄ /ha*min
Pendientes de producción u oxidación			
Lconv,RR-,M	5.38	0.012	-0.00078
Lcero,RR-,M	5.18	0.007	-0.00004
Lcero,RR-,M-T	5.40	0.003	-0.00063
LConv,RR-,M-T	5.11	0.004	-0.00067
Lconv,RR+,M-T	6.52	0.008	-0.00037
Lcero,RR+,M-T	6.46	0.005	-0.00033
Lcero,RR+,T	5.94	0.002	-0.00054
Lconv,RR+,T	6.28	0.007	-0.00113

LConv = labranza convencional; LCero = labranza cero; RR- = residuos removidos; RR+ = residuos retenidos; M = monocultivo maíz; M-T = rotación de cultivo maíz-trigo; T = monocultivo trigo.

El análisis en las dinámicas de producción de N₂O (Tabla 9), mostro que labranza convencional (0.012 gN-N₂O/ha*min) usando residuos removidos y monocultivo maíz presento la mayor producción comparado con labranza cero (0.007 gN-N₂O/ha*min), en el mismo caso de residuos retenidos pero ahora con rotación de cultivo labranza cero (0.003 gN-N₂O/ha*min) mostro la menor producción comparado con labranza convencional (0.004 gN-N₂O/ha*min). Labranza convencional (0.008 gN-N₂O/ha*min) con retención de residuos y rotación de cultivo presento la mayor producción comparado con labranza cero (0.005 gN-N₂O/ha*min), mientras que labranza convencional (0.007 gN-N₂O/ha*min) con retención de residuos y monocultivo trigo presento la mayor producción comprado con labranza cero (0.002 gN-N₂O/ha*min). Labranza cero presento la menor producción de N₂O para todos los tratamientos comparada con labranza convencional. EL N₂O es producido en suelos como un intermediario en los procesos de nitrificación y desnitrificación, la producción correlaciona una mayor emisión al uso de fertilizantes inorgánicos (IPCC 1996; Isermann, 1994).

Tratamientos con labranza convencional incorporan más rápidamente el fertilizante a las vías de nitrificación-desnitrificación favoreciendo la pérdida del fertilizante en las primeras lluvias (Ball et al., 1999).

El análisis en las dinámicas de producción u oxidación de CH₄ mostro oxidación de metano en todos los tratamientos, labranza convencional (-0.00078 gC-CH₄/ha*min) usando residuos removidos y monocultivo maíz presento la mayor oxidación comparado con labranza cero (-0.00004 gC-CH₄/ha*min), en el mismo caso de residuos retenidos pero ahora con rotación de cultivo labranza cero (-0.00063 gC-CH₄/ha*min) mostro la menor oxidación comparado con labranza convencional (-0.00067 gC-CH₄/ha*min). Labranza convencional (-0.00037 gC-CH₄/ha*min) con retención de residuos y rotación de cultivo presento la mayor oxidación comparado con labranza cero (-0.00033 gC-CH₄/ha*min), mientras que labranza convencional (-0.00113 gC-CH₄/ha*min) con retención de residuos y monocultivo trigo presento la mayor oxidación comprado con labranza cero (-0.00054 gC-CH₄/ha*min). Labranza convencional presento en todos los tratamientos presento mayor oxidación de metano comparado con labranza cero. Ceja-Navarro et al., (2010a,b) reportaron una mayor abundancia de Rhizobiales, representados principalmente por *Methylosinus* sp., una bacteria capaz de oxidar de metano.

9. Conclusiones

El calentamiento global puede ser benéfico en algunas regiones donde los climas no son favorables, pero peligroso en las regiones donde ya existe una temperatura óptima. Actualmente se sabe que las prácticas de agricultura convencional afectan de manera considerable la emisión de gases de efecto invernadero, también se sabe que con el uso

adecuado de los recursos naturales y con la adopción adecuada de prácticas de agricultura benéficas para el medio ambiente, se puede mitigar de manera considerable parte de este gran problema que afecta a la humanidad “El Cambio Climático Global”.

Por medio de los datos recabados en este estudio a nivel de laboratorio y de campo, sobre la emisión de gases de efecto invernadero se observó que después de nueve años de tratamiento, la labranza cero con residuos retenidos de cosecha sobre la superficie del suelo, tienen el potencial para reducir la emisión de los gases de efecto invernadero. Los resultados obtenidos, comparando el experimento en laboratorio y el de campo, muestran diferencias en los patrones de emisión de los gases CO_2 , N_2O y CH_4 , en campo se encontraron diferencias en parcelas que tienen el potencial para oxidar metano mientras que en laboratorio no se observó claramente este efecto. Otros factores analizados como las características fisicoquímicas del suelo son importantes, ya que con estos podemos ver reflejado los principales beneficios (salud del suelo) y comparar entre sí las prácticas agrícolas aplicadas. El determinar la biomasa microbiana en los diferentes tratamientos puede ser un indicador muy rápido de cómo es la actividad en suelo, pero no es suficiente para correlacionarla con la emisión de ciertos gases como el metano, por lo que es necesario el uso de nuevos estudios para poder identificar qué poblaciones microbianas pueden afectar las emisiones de los gases de efecto invernadero y a su vez, cómo estas poblaciones pueden ser afectadas por las prácticas agrícolas aplicadas en México.

Recomendaciones

- Analizar de manera separada los gases CO_2 y N_2O , para hacer más eficiente el límite de detección para cada gas y asegurarse de usar el gas acarreador adecuado, ya que esto también ayuda en la buena estandarización del límite de detección.
- Establecer un nuevo diseño de cámaras para analizar el efecto del tipo de cultivo en la emisión de los gases, ejemplo: cámaras que cubran al cultivo en el transcurso de su crecimiento.

Bibliografía

Anderson J.P.E., Domsch K.H. (2006) Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils. *Soil Sci.* **171**:106–111.

Aquino P. (1998) The adoption of bed planting of Wheat in the Yaqui Valley, Sonora, México; Wheat Special Report, CIMMYT: Mexico, DF, Vol. 17a.

Burton S.A.Q., Prosser J.L. (2001) Autotrophic ammonia oxidation at low pH through urea hydrolysis. *Appl. Environ. Microbiol.* **67**:2952-2957.

Ceja-Navarro J.A., Rivera F.N., **Patiño-Zúñiga L.**, Govaerts B., Marsch R., Dendooven L. (2009a) Molecular analysis of soil bacterial communities in contrasting zero tillage systems. *Plant Soil.* **329**:127-137.

Ceja-Navarro J.A., Rivera-Orduña F.N., **Patiño-Zúñiga L.**, Vila-Sanjurjo A., Crossa J., Govaerts B., Dendooven L. (2010b) The effect of different tillage and residue management on soil bacterial communities: Phylogenetic and multivariate analyses. *Appl. Environ. Microbiol.* **76**:3685-3691.

Chatskikh D., Oelsen J.E. (2007) Soil tillage enhanced CO₂ and N₂O emissions from loamy sand soil under spring barley. *Soil Till. Res.* **97**: 5-18.

FAO (1978) Report on the Agro-Ecological Zones Project (Vol.1, Methodology and Results for Africa). FAO World Resource Report 48. FAO of the United Nations, Rome, Italy.

FIRA (1996) Labranza de Conservación para una agricultura sustentable. Experiencias y logros de FIRA. Boletín Informativo N° 281, Vol. XXIX. pp 28.

Franzluebbers A.J. (2005) Soil Organic carbon sequestration and agricultural greenhouse gas emissions in the southeastern USA. *Soil Till. Res.* **83**:120-147.

Govaerts B., Sayre K.D., Lichter K., Dendooven L., Deckers J. (2007a) Influence of permanent raised bed planting and residue management on physical and chemical soil quality in rain fed maize/wheat systems. *Plant Soil*. **291**:39-54.

Govaerts B., Verhulst N., Sayre K., De Corte P., Goudeseune B., Lichter K., Crossa J., Deckers J., Dendooven L. (2007b) Evaluating spatial within plot crop variability for different management practices with an optical sensor?. *Plant soil*. **299**:29-42.

Govaerts B., Fuentes M., Sayre K.D., Mezzalama M., Nicol J.M., Deckers J., Etchevers J. and Figueroa-Sandoval B. (2007c) Infiltration, soil moisture, root rot and nematode populations after 12 years of different tillage, residue and crop rotation managements. *Soil Till. Res.* **94**:209-219.

Haney R.L., Franzluebbbers A.J., Hons F.M. (2001) A rapid procedure for prediction of N mineralization. *Biol. Fert. Soils* **33**:100–104.

Heenan D.P, Chan K.Y, Knight P.G. (2004) Long-term impact of rotation, tillage and stubble management on the loss of soil organic carbon and nitrogen from a Chromic Luvisol. *Soil Till. Res.* **76**:59–68.

Hobbs P.R., Sayre K. & Gupta R. (2008) The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. *Phil. Trans. R. Soc. B.* **363**:543-555.

Isermann K. (1994) Agriculture's share in the emission of trace gases affecting the climate and some cause-oriented proposals for sufficiently reducing this share. *Environ. Pollut.* **83**:95–111.

IPCC (1996) *Climate Change 1995, the Science of Climate Change*. Contribution of Working Group I to the Second Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

IPCC (2007) Climate Change 2007, synthesis report. Contribution of working Group II report "Impacts, adaptation and vulnerability". Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Juha-Kalle M., Einola-Riitta H., Kettunen y Jukka-Rintala A. (2007) Responses of methane oxidation to temperature and water content in cover soil of a boreal landfill. *Soil Biol. Biochem.* **39**:1156-1164.

Karlen D.L., Mausbach M.J., Doran J.W., Cline R.G., Harris R.F., Schuman G.E (1997) Soil quality: a concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Sci. Am. J.* **61**:4-10.

Kern J.S., Johnsohn M.G. (1993) Conservation tillage impacts on national soil and atmospheric carbon levels. *Soil Sci. Soc. Am J.* **57**: 200-210.

Kocher F.A., Violic D. y Palmer A.F. (1983) Sistemas de Labranza de Conservación y el agua en el suelo. Simposio "La sequía y su impacto en la agricultura". Universidad Autónoma Chapingo. Chapingo, México. p 139.

Landers J.N., Saturnino H.M., De Freitas P.L. (2001) Organizational and policy considerations in zero tillage. In: Saturnino, H.M., Landers, J.N. (Eds), *The Environment and Zero Tillage. de Platino Direto no Cerrado, Federation Brasileira de Platino Direto na Palha. Brasil* pp. 13-24.

Legoett J. (1996) El calentamiento del planeta. Informe de Greenpeace. Fondo de la cultura económica. México, D.F. ISBN 0-19-286119-0.

Lemke R.L., Zhong Z., Campbell C.A., Zentner R. (2007) Can pulse crops play a role in mitigating greenhouse gases from north American agriculture? *Agron. J.* **99**:1719-1725.

Lichter K., Govaerts B., Six J., Sayre K.D., Deckers J., Dendooven L. (2008) Aggregation and C and N contents of soil organic matter fractions in the permanent raised-bed planting system in the Highlands of Central Mexico. *Plant Soil.* **305**:237-252.

Limon-Ortega A., Sayre K.D., Drijber R.A., Francis C.A. (2002) Soil attributes in a furrow-irrigated bed planting system in northwest Mexico. *Soil Till. Res.* **63**:123-132.

Lontoh S. and Semrau J.D. (1998) Methane and trichloroethylene degradation by *Methylosinus trichosporium* OB3b expressing particulate methane monooxygenase. *Appl. Environ. Microbiol.* **64**:1106–1114.

Mackenzie J.J. (2001) Facing the United States' Oil Supply Problems: Would opening up ANWR Really Make a Difference? World Resources Institute, Washington, DC, USA.

McGill W.B., Cannon K.R., Robertson J.A., and Cook F.D. (1986) Dynamics of soil microbial biomass and water-soluble organic C in Breton L after 50 years of cropping to two rotations. *J. Soil Sci.* **66**:1-19.

Mosier A.R. (1998) Soil processes and global change. *Biol. Fert. Soils.* **27**:221-229.

Montoya-Gonzalez A., Gonzalez-Navarro O.E., Govaerts B., Sayre K.D., Estrada I., Luna-Guido M., Ceja-Navarro J.A., **Patino-Zúñiga L.**, Marsch R., Dendooven L. (2009) Effect of straw management, crop rotation and nitrogen source effect on carbón and nitrogen dynamics and nitrous oxide emissions: a laboratory study. *Plant Soil.* **325**:243-253.

Mulvaney R.L. (1996) Nitrogen-Inorganic forms. In: 802 Sparks, D.L. (Ed.), *Methods of Soil Analysis: Chemical Methods Part 3*, pp. 1123-1184. Soil Science Society of America Inc, American Society of Agronomy, Inc Madison, WI, USA.

Netting R.M. (1968) Hill Farmers of Nigeria; Cultural Ecology of the Kofyar of the Jos Plateau. Seattle: University of Washington.

Sakata T., Ishizuka S., Takahashi M. (2004) A Method for Measuring Fluxes of Green House Gases from Forest Soils. *Bulletin of the Forestry and Forest Products Research Institute.* **3**:259-265.

Sayre K.D. (2004) Raised-bed cultivation. In: Lal, R. (Ed.), *Encyclopedia of Soil Science*. Marcel Dekker, Inc. eBook Site Online publication.

Shinners K.J., Nelson W.S. and Wang R. (1993) Effects of residue-free band width on soil temperature and water content. *Trans. ASAE* **37**:39–49.

Smith W.N., Wall G., Desjardins R., Grant B. (2000) Soil Organic Carbon. In: McRae, T., Smith, C.A.S., Gregorich, L.J. (Eds), *Environmental Sustainability of Canadian Agriculture: Report of the Agri Environmental Indicator Project: a Summary*. Agriculture and Agri-food Canada, Ottawa, Ont., Canada, pp. 85-92.

Perelo L.W., Munch J.C. (2005) Microbial immobilization and turnover of C-13 labeled substrates in two arable soils under field and laboratory conditions. *Soil Biol. Biochem.* **37**:2263–2272.

Terceiro Lomba, Jaime (2009). *Economía del cambio climático*. Madrid : Taurus Santillana. ISBN 978-84-306-0756-3.

Thurston H.D. (1992) *Sustainable Practices for Plant Disease Management in Traditional Farming Systems*. Westview, Boulder, CO. pp 279.

Verachtert E., Govaerts B., Lichter K., Sayre K.D., Ceballos-Ramirez J.M., Luna-Guido M.L., Deckers J., Dendooven L. (2009) Short term changes in dynamics of C and N in soil when crops are cultivated on permanent raised beds. *Plant Soil.* **320**:281-293.

Wall P.C. (2006) Facilitating the widespread adoption of conservation agriculture and other resource conserving technologies (RCT's): some difficult issues. *Science Week Extended abstract*. CIMMYT headquarters, El Batan, Mexico. 23-27 January 2006. pp 61-64.

West T., Marland G. (2002) A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States, *Agriculture. Agr. Eco. Environ.* **91**:217-23

Williams P.H., Jarvis S.C., Dixon E. (1998) Emissions of nitric oxide and nitrous oxide from soil under field and laboratory conditions. *Soil Biol. Biochem.* **30**: 1885-1893.

Zibilske L.M., Bradford J.M. (2007) Soil Aggregation, Aggregate Carbon and Nitrogen, and Moisture Retention Induced by Conservation Tillage. *Soil Sci. Soc. Am. J.* **71**:793-802.

Anexos

1. Patiño-Zúñiga, L., Ceja-Navarro, J.A., Govaerts, B., Luna-Guido, M., Sayre, K.D., Dendooven, L. 2009. The effect of different tillage and residue management practices on soil characteristics, inorganic N dynamics and emissions of N₂O, CO₂ and CH₄ in the central highlands of Mexico: a laboratory study. *Plant Soil*. 314:231-241.

The effect of different tillage and residue management practices on soil characteristics, inorganic N dynamics and emissions of N₂O, CO₂ and CH₄ in the central highlands of Mexico: a laboratory study

L. Patiño-Zúñiga · J. A. Ceja-Navarro ·
B. Govaerts · M. Luna-Guido · K. D. Sayre ·
L. Dendooven

Received: 7 February 2008 / Accepted: 7 July 2008 / Published online: 15 August 2008
© Springer Science + Business Media B.V. 2008

Abstract Conservation agriculture in its version of permanent raised bed planting with crop residue retention increases yields and improves soil characteristics, e.g. aggregate distribution, organic matter content, so it remained to be seen how greenhouse gas emissions and dynamics of C and N might be altered. The objective of this study was to investigate how conservation agriculture with permanent raised beds, tied ridges, i.e. dykes within the furrows to prevent water run-off, and residue retention affected greenhouse gas emissions. A field experiment was started in 1999 comparing permanent and conventionally tilled raised beds with different residue management under rain fed conditions. Soil was characterized and emissions of CH₄, N₂O and CO₂ and dynamics of NH₄⁺, NO₂⁻ and NO₃⁻ were

monitored in a laboratory experiment. The crop and tied ridges had no effect on soil characteristics and dynamics of C and N. Tilled beds reduced the water holding capacity (WHC) 1.1 times and increased conductivity 1.3 times compared to soil under nontilled beds with retention of all crop residues. The WHC, organic C, soil microbial biomass and total N were ≥ 1.1 larger in soil from nontilled beds where the crop residue was retained compared to where it was removed after only 6 years. The emission of CO₂ was 1.2 times and production of NO₃⁻ 1.8 times larger in nontilled beds where the crop residue was retained compared to where it was removed. The CO₂ emission was 1.2 times and the emission of N₂O after 1 day 2.3 times larger in soil under tilled beds compared to nontilled beds with full residue retention, while the increase in concentration of NO₃⁻ was 0.05 mg N kg⁻¹ soil in the former and 2.38 in the latter. We found that permanent raised bed planting with crop residue retention decreased emissions of N₂O and CO₂ compared to soil under conventionally tilled raised beds. Production of NO₃⁻ is larger in soil with permanent raised bed planting with crop residue retention compared to conventionally tilled raised beds.

Responsible Editor: Ute Skiba.

L. Patiño-Zúñiga · J. A. Ceja-Navarro · M. Luna-Guido ·
L. Dendooven (✉)
Laboratory of Soil Ecology,
Department of Biotechnology and Bioengineering,
Cinvestav, Avenida Instituto Politécnico Nacional 2508,
C.P. 07360 México, D.F., México
e-mail: dendoove@cinvestav.mx

B. Govaerts · K. D. Sayre
International Maize and Wheat
Improvement Centre (CIMMYT),
Apdo. Postal 6–641,
06600 Mexico, D.F., Mexico

Keywords Conservation agriculture ·
C and N mineralization · Methane oxidation ·
Microbial biomass · Nitrous oxide emission ·
Water content

Introduction

Greenhouse gas emissions have been rising due to anthropogenic activity (Lokupitiya and Paustian 2006). This increase has affected the earth's thermal equilibrium inducing an increase in global temperature (Changsheng 2007). The most important biological greenhouse gases are carbon dioxide (CO₂), methane (CH₄) and nitrous oxide (N₂O) and their contribution to global warming are 70%, 23% and 7%, respectively (IPCC 2001). Their production comes mainly from industry, transport, generation of electricity and agriculture. Agricultural activities contribute to approximately 20% to the global anthropogenic greenhouse gas (GHG) emissions and cultivated soils have been identified as one of the main GHG sources within the agricultural sector (Lokupitiya and Paustian 2006).

Conventional agricultural practices in the central highlands of Mexico consist of excessive soil tillage, removal of crop residues and monoculture leading to soil deterioration and loss of soil fertility (Sayre et al. 2001). Conservation agriculture is based on three main principles (Sayre and Govaerts 2007). First, to eliminate all soil movement, except for the disturbance caused when sowing. Second, to preserve a permanent or semi-permanent organic cover through a standing crop or a layer of stubble on the soil, and third to rotate economically viable crops. Conservation agriculture with retention of crop residues increases soil organic matter content (West and Marland 2002). Increases in soil organic matter, however, might increase N dynamics and thus emissions of N₂O (Butterbach-Bahl et al. 2004). Conservation agriculture management systems are now widely used in the world and currently 2 × 10⁶ ha are being cultivated in this way in India and Pakistan, so they will have an import impact on greenhouse gas emissions (Gupta and Sayre 2007).

The use of raised beds is not a novel technique. Indigenous farmers have used raised-bed cultivation systems for centuries. These include the chinampas or floating gardens used in the Valley of Mexico long before the Spanish conquest. Raised bed planting has spread to other parts of Mexico, India, China and in many other semiarid/arid parts of the world (Sayre 2004). Raised beds with zero tillage results in up to 25% cost reduction as less machinery is used compared to conventional planting. Permanent raised

beds permit the implementation of crop residue strategies to maintain a permanent soil cover for greater rainwater capture and conservation (Sayre 2004) and can be combined with the use of tied ridges, i.e. dikes within the furrows to prevent water run-off, resulting in increased in situ water harvesting. Conservation agriculture in its version of nontilled beds with crop rotation and residue retention increases physical and chemical soil quality, through increased infiltration, aggregate stability and increased concentration of top soil organic carbon (Govaerts et al. 2007). Continuous removal of crop residue combined with permanent raised bed planting, however, can deteriorate a soil within 6 years (Mohanty et al. 2007).

A field experiment was started at el Batán in the central highlands of Mexico where the effect of permanent raised beds, tied ridges and residue retention on crop yields was investigated (Govaerts et al. 2007). The objective of this study was to investigate how conservation agriculture with permanent raised beds, tied ridges, i.e. dykes within the furrows to prevent water run-off, and residue retention affected greenhouse gas emissions, compared to conventional raised bed planting.

Materials and methods

Characterization of the El Batán experiment station

El Batán is situated in the semi-arid, subtropical highlands of Central Mexico. The station has a mean annual temperature of 14°C (calculated over 1990–2001) and an average annual rainfall of 600 mm y⁻¹, with about 520 mm falling between May and October. Short, intense rain showers followed by dry spells typify the rainy season and evapotranspiration exceeds rainfall throughout the year as total amount of yearly potential evapotranspiration is 1900 mm. The growing period at the El Batán experimental station has an average length of 152 days (FAO 1978).

The El Batán research station is located near the former lake Texcoco. The soil is classified as a Cumulic Phaeozem in the World Reference Base system and as a fine, mixed, thermic Cumulic Haplustoll in the USDA Soil Taxonomy system. The soil is characterized by good chemical and physical

conditions for farming. The major limitations are periodical drought, periodical water excess and wind- and water erosion.

Description of the field experiment

The rain fed experiment was started in 1999. Individual plots measured 6 m by 20 m with 8 beds of 75 cm width from furrow to furrow. The experiment is complex as it combined different management practices which are summarized in Table 1. The experiment included 14 treatments in duplicate in a randomized complete block design, but only 12 treatments were considered in this research. Four management factors were investigated in the field trial. The first factor was tillage whereby conventional tillage with beds formed after each crop was compared to zero tillage with continued reuse of the existing beds (re-shaped if required). The second factor was residue management whereby all crop residues chopped and retained on the field was compared to all crop residues removed for fodder and crop residues partly removed, i.e. wheat residues cut by combine and maize residues cut just below the ear. The third factor compared tied-ridges (tied) and open furrows (No tied) between the raised beds, while rotation of maize and wheat was the fourth investigated.

Table 1 Treatments at the CIMMYT bed-planted sustainability trial in El Batan, Mexico

Treatment	Rotation	Tillage	Straw management	Tied-ridge
1	W-M	Tilled beds	Incorporated	No
2	M-W	Tilled beds	Incorporated	No
3	W-M	Nontilled beds	Retained	No
4	M-W	Nontilled beds	Retained	No
7	W-M	Nontilled beds	Removed	No
8	M-W	Nontilled beds	Removed	No
9	W-M	Nontilled beds	Removed	Yes
10	M-W	Nontilled beds	Removed	Yes
11	W-M	Nontilled beds	Partial ^a	No
12	M-W	Nontilled beds	Partial	No
13	W-M	Nontilled beds	Partial	Yes
14	M-W	Nontilled beds	Partial	Yes

W Wheat, M maize;

^aPartial: maize straw removed to just below the ear; Wheat straw cut by the combine removed, 20–30 cm stubble left

Standard practices in the study included the use of currently recommended crop cultivars (Details can be found in the CIMMYT field books) with maize planted at 60000 plants ha⁻¹ in one row on top of the 75 cm beds and two rows of wheat planted in 20 cm rows on top of the beds at 100 kg seed ha⁻¹. Both crops were fertilized at the rate of 120 kg N ha⁻¹ using urea with all N applied to wheat at the 1st node growth stage (broadcast) and to maize at the 5–6 leaf stage (surface-banded). Weed control used appropriate, available herbicides as needed and no disease or insect pest controls were applied, except for seed treatments applied by commercial seed sources. Planting of both maize and wheat depended on the onset of summer rains, but was usually done between June 5 and 15.

Experimental set-up and treatments

Sixteen cores were taken on the beds from 0–15 cm soil layer at random. The sixteen cores were pooled to give a composite sample. Sampling was done during the fallow 2 months after the 2005 harvest. Soil samples were taken to the laboratory, air-dried, sieved (<5 mm) and characterized. Forty-eight sub-samples of 10 g dry soil from the twelve treatments obtained were added to 120 ml serum glass bottles. Twelve soil samples were adjusted to 40% WHC with distilled water, 12 to 60% WHC, 12 to 80% WHC and 12 to 100% WHC. Three serum bottles were selected at random from each treatment at the different water contents, the soil extracted for ammonium (NH₄⁺), nitrite (NO₂⁻) and nitrate (NO₃⁻) with 40 ml 0.5 M K₂SO₄ filtered through Whatman filter paper[®] no 42 and stored at -20°C pending analysis. The serum bottles were closed with a Teflon stopper, sealed with an aluminium cap 20 mm tear-off seal and the headspace analyzed for CO₂ and N₂O to account for the CO₂ and N₂O in the atmosphere.

After one, three and seven days, three serum bottles were selected at random and the headspace analyzed for CO₂, N₂O and CH₄. The serum bottles were opened and the soil extracted for inorganic N as described before.

Soil analysis

Details of the techniques used to measure pH, conductivity, total N can be found in Ponce-Mendoza

et al. (2006). Total C was measured with a Shimadzu Total Organic Carbon Analyzer, the NH_4^+ , NO_2^- and NO_3^- in the K_2SO_4 extracts were determined colourimetrically on a San Plus System–SKALAR automatic analyzer.

The microbial biomass was determined with the substrate induced respiration (SIR) technique. Three sub-samples of 10 g soil were added to 120 ml serum glass bottles and amended with 1 g glucose kg^{-1} soil. The bottles were closed with Teflon stopper and aluminum caps seal and placed on an incubator at 22 °C for 150 min. After 30 and 150 min, the headspace of each bottle was sampled and analyzed for CO_2 . The microbial biomass C was defined as (Anderson and Domsch 1978):

$$\begin{aligned} \text{SIR} - \text{biomass C} (\mu\text{g g}^{-1} \text{soil}) \\ = (\mu\text{l CO}_2 \text{ g}^{-1} \text{soil h}^{-1}) 40.04 + 0.37 \end{aligned}$$

The headspace of the flasks was analyzed for CO_2 and N_2O on an Agilent Technology 4890D gas chromatograph fitted with an electron capture detector (ECD). A GS-Q 30 m column with the temperature of the detector, injector and oven at 225, 100 and 35 °C, respectively, was used to separate the CO_2 and N_2O from the other gases. The carrier gas N_2 was flowing at 5 ml min^{-1} . The CO_2 and N_2O dissolved in soil-water were accounted for as described by Moraghan and Buresh (1977). The CH_4 of the flasks was analyzed on an Agilent Technology 4890D gas chromatograph fitted with a flame ionization detector (FID). A Porapak Q 80/100 12' \times 1/8" \times 0.085" column with the detector temperature at 310 °C, injector at 100 °C and oven at 32 °C was used to separate the CH_4 from the other gases. The carrier gas He was flowing at 25 ml min^{-1} .

The CO_2 produced during measurement of biomass with the SIR method was measured on an Agilent 4890D GC (USA) fitted with a thermal conductivity detector (TCD) at 250 °C. The HP-Plot Q column (30 m \times 0.32 mm) from Hewlett-Packard, used to separate CO_2 from the other gases with the carrier gas of He flowing at a rate of 5 ml min^{-1} was maintained at 32 °C.

Statistical analysis

Cumulative production of CO_2 was regressed on elapsed time using a linear model forced to pass

through the origin but allowing different slopes (production rates) for each treatment. This approach is supported by the theoretical considerations that no CO_2 was produced at time zero and a control (flasks without soil) accounted for atmospheric CO_2 . Production of NO_3^- was regressed on elapsed time using a linear model not forced to pass through the origin and allowed different slopes (production rates) for each treatment.

Soil characteristics, concentration of NH_4^+ and NO_2^- and emissions of CH_4 and N_2O after 1 day were subjected to one-way analysis of variance using PROC GLM (SAS 1989) to test for significant differences between treatments. Significant differences between treatments for CO_2 and NO_3^- production rates were determined using PROC MIXED (SAS 1989).

Results

Soil characteristics

The soil microbial biomass C was 1.3 times significantly larger in permanent raised beds where crop residue was partly removed compared to soil where it was completely removed ($P < 0.05$) (Tables 2 and 3). The soil organic C was 1.1 times significantly larger in soil from nontilled beds where the crop residue was retained compared to soil where it was removed or partially removed ($P < 0.05$). The total soil N content was 1.2 times significantly larger in nontilled beds compared to tilled beds and 1.1 times larger in soil from nontilled beds where the crop residue was retained compared to where it was removed or partially removed ($P < 0.05$).

The WHC was 1.1 times significantly larger in soil under nontilled beds than under tilled beds ($P < 0.05$) (Tables 2 and 3). The WHC was 1.1 times significantly larger in soil from nontilled beds where the crop residue was retained compared to soil where it was removed or partially removed ($P < 0.05$). The conductivity was 1.3 times significantly larger in soil under tilled beds than under nontilled beds ($P < 0.05$).

Emissions of CO_2 and N_2O

Cumulative production of CO_2 showed the same pattern in all treatments: a small flush in the first

Table 2 Characteristics of soil cultivated with maize or wheat under conventional (tilled) or permanent (nontilled) beds with crop residue retained, partially retained or removed with or without tied ridges

Crop	Beds	Residue	Tied ridges	WHC	Organic C (g kg ⁻¹ soil)	N total	SMB (mg kg ⁻¹)	pH	Conductivity (mS m ⁻¹)
M	Tilled	Retained	No	728 (22)	11.8 (0.4)	1.30 (0.01)	430 (7)	7.0 (0.02)	92 (4)
M	Nontilled	Partial	No	716 (21)	10.1 (0.2)	1.23 (0.02)	461 (32)	7.2 (0.03)	71 (1)
M	Nontilled	Partial	Yes	746 (30)	9.9 (0.2)	1.24 (0.03)	449 (20)	7.2 (0.01)	71 (3)
M	Nontilled	Removed	No	799 (23)	10.4 (0.3)	1.17 (0.03)	384 (11)	7.1 (0.07)	74 (2)
M	Nontilled	Removed	Yes	738 (20)	10.4 (0.4)	1.39 (0.11)	330 (29)	7.2 (0.06)	68 (3)
M	Nontilled	Retained	No	784 (43)	13.2 (0.3)	1.36 (0.04)	473 (21)	7.0 (0.02)	72 (1)
W	Tilled	Retained	No	666 (79)	9.7 (0.3)	1.18 (0.05)	469 (47)	7.1 (0.09)	88 (3)
W	Nontilled	Partial	No	746 (125)	11.8 (0.4)	1.30 (0.01)	415 (9)	7.1 (0.05)	74 (1)
W	Nontilled	Partial	Yes	777 (102)	11.6 (0.0)	1.33 (0.01)	488 (13)	7.1 (0.03)	77 (2)
W	Nontilled	Removed	No	699 (214)	10.9 (0.3)	1.22 (0.04)	320 (12)	7.2 (0.04)	80 (1)
W	Nontilled	Removed	Yes	769 (123)	11.6 (0.1)	1.27 (0.03)	386 (13)	6.9 (0.02)	71 (1)
W	Nontilled	Retained	No	807 (121)	10.6 (0.3)	1.48 (0.04)	431 (13)	7.0 (0.05)	71 (1)

Values between parentheses are standard errors of the estimates

WHC Water holding capacity, SMB soil microbial biomass, EC electrolytic conductivity, M maize, W wheat

3 days followed by a smaller emission between day 3 and 7 (No data shown). The CO₂ production rate was larger in soil under tilled beds than under nontilled beds (Table 4). The CO₂ production rate (mean of soil incubated at 40%, 60%, 80% and 100% WHC) was 1.2 times significantly larger under tilled beds than under permanent ones ($P < 0.05$) and removing the crop residues decreased it 1.1 times significantly compared to the plots with nontilled beds where the crop residue was retained or partly removed. The production of CO₂ was significantly lower in soil incubated at 100% WHC compared to the other water contents ($P < 0.05$) (Fig. 1).

At 40% WHC, the N₂O emission after 1 day was significantly larger for soil from nontilled beds where the crop residue was retained compared to soil where crop residue was partly or completely removed ($P < 0.05$) (Table 4). In soil with a water content $\geq 60\%$ WHC, the N₂O emission after 1 day was ≥ 1.9 times significantly larger in soil from nontilled beds where the crop residue was removed compared to soil where it was retained. The emission of N₂O after 1 day was ≥ 3.6 times significantly larger under tilled beds than under nontilled beds with residue retention when the soil water content was $\geq 80\%$ WHC. The N₂O emissions was ≥ 6 times significantly larger from soil

Table 3 Effect of crop residue management and tillage practice on water holding capacity (WHC), organic C, total N (g kg⁻¹ soil) microbial biomass C (SMB) (mg kg⁻¹) and conductivity (mS m⁻¹)

Treatment	WHC	Organic C (g kg ⁻¹ soil)	Total N	SMB (mg kg ⁻¹)	Conductivity (mS m ⁻¹)
Effect of crop residue management in permanent raised beds					
Removed	750 b ^a	10.8 b	1.26 b	355 b	72 a
Partially removed	746 b	11.0 b	1.28 b	453 a	73 a
Retained	795 a	11.9 a	1.42 a	452 a	73 a
LSD ^b	34	0.7	0.08	35	3
Effect of tillage when all crop residues were retained					
Tilled beds	697 b	10.7 a	1.24 b	450 a	90 a
Nontilled beds	795 a	11.9 a	1.42 a	452 a	72 b
LSD	33	1.3	0.10	56	5

^a Values with the same letter are not significantly different from each other ($P < 0.05$)

LSD least significant difference ($P < 0.05$)

Table 4 Effect of crop residue management and tillage practice on oxidation of CH₄ (mg C kg⁻¹ soil day⁻¹) and emissions of CO₂ (mg C kg⁻¹ soil day⁻¹) and N₂O (mg N kg⁻¹ soil day⁻¹) in soil at 40%, 60%, 80% and 100% of water holding capacity

Treatment	Oxidation of CH ₄ ^b (mg C kg ⁻¹ soil day ⁻¹)				Emission of CO ₂ (mg C kg ⁻¹ soil day ⁻¹)				Emission of N ₂ O ^b (mg N kg ⁻¹ soil day ⁻¹)			
	40%	60%	80%	100%	40%	60%	80%	100%	40%	60%	80%	100%
Effect of crop residue management in permanent raised beds												
Removed	1.72 a ^c	1.68 a	1.82 a	1.80 a	2.81 a	2.99 a	2.85 a	2.60 a	0.04 b	0.48 a	1.38 a	1.13 a
Partially removed	1.93 a	1.54 a	1.61 a	1.81 a	3.00 a	3.25 a	3.09 a	2.78 a	0.05 b	0.22 b	1.15 ab	1.02 a
Retained	2.25 a	2.46 a	2.46 a	2.07 a	3.11 a	3.30 a	3.07 a	2.68 a	0.08 a	0.21 b	0.73 b	0.53 b
SE ^a (<i>P</i> <0.05)	0.86	0.97	0.90	0.98	0.21	0.21	0.19	0.15	0.02	0.14	0.44	0.38
Effect of tillage when all crop residues were retained												
Tilled beds	1.62 a	2.09 a	1.88 a	1.84 a	3.76 a	3.86 a	3.77 a	3.26 a	0.02 a	0.18 a	2.11 a	2.89 a
Nontilled beds	2.25 a	2.46 a	2.46 a	2.07 a	3.11 b	3.30 a	3.07 b	2.68 b	0.04 a	0.12 a	0.59 b	0.49 b
SE (<i>P</i> <0.05)	1.16	1.08	1.31	1.41	0.28	0.30	0.26	0.20	0.03	0.10	0.13	1.49

^aSE: Standard errors of the mean (*P*<0.05)

^bEmission of CH₄ and N₂O after 1 day of incubation

^cValues with the same letter are not significantly different (*P*<0.05)

incubated at 80% and 100% WHC compared to soil incubated at 40% and 60% WHC (*P*<0.05) (Fig. 1).

Dynamics of NH₄⁺ and NO₃⁻

The increase in concentrations of NO₃⁻ was significantly larger in soil at ≤ 60% WHC for nontilled beds where crop residues were retained compared to soil where it was removed or partially removed (Table 5). In soil at 80% WHC, the increase in concentration of

NO₃⁻ was significantly larger in soil from nontilled beds where crop residue was retained or partially retained compared to where it was removed, but no differences were found for soil incubated at 100% WHC (*P*<0.05). The increase in concentrations of NO₃⁻ was significantly larger in soil under nontilled beds than in soil under tilled beds with full residue retention for soil incubated ≤ 80% WHC (*P*<0.05). The concentration of NO₃⁻ decreased significantly in soil incubated at 100% WHC and increased significantly in soil incubated at 40 and 60% WHC, but did not change significantly over time in soil incubated at 80% WHC (*P*<0.05) (Fig. 1). The concentration of NO₂⁻ was significantly larger in soil incubated at 60% WHC compared to soil incubated at 40%, but significantly lower than in soil at 80% WHC and 100% WHC (No data shown).

The concentration of NH₄⁺ was significantly larger in soil incubated at the different water contents for nontilled beds where the crop residue was removed compared to soil where it was partially removed or retained (*P*<0.05) (Table 5). The concentration of NH₄⁺ was also significantly larger in soil with water content ≥ 80% WHC under tilled beds compared to nontilled beds with full residue retention and in soil where the last crop was maize compared to where it was wheat (*P*<0.05). The concentration of NH₄⁺ was significantly larger in soil incubated at 80% WHC compared to soil incubated at 40% and 60% WHC,

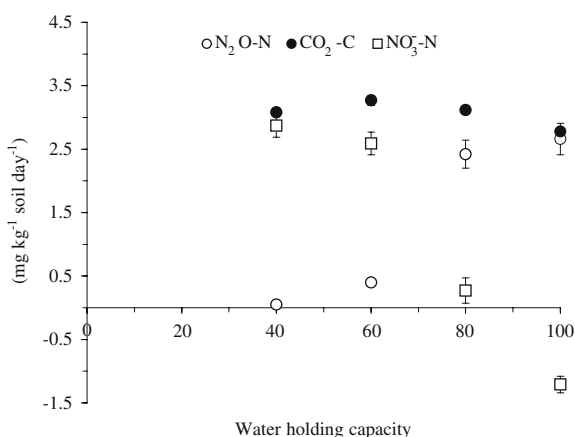


Fig. 1 Emission of CO₂ (mg C kg⁻¹ soil day⁻¹) and N₂O, and NO₃⁻ production rate (mg N kg⁻¹ soil day⁻¹) for soil incubated at 40%, 60%, 80% and 100% of water holding capacity. Bars are ± standard errors of the mean

Table 5 Effect of crop residue retention and tillage practice on concentrations of NH_4^+ and NO_2^- (mg kg^{-1} soil) and NO_3^- production rate (mg kg^{-1} soil day^{-1}) in soil at 40%, 60%, 80% and 100% of water holding capacity

Treatment	Mean concentration of NH_4^+ (mg C kg^{-1} soil)				Mean concentration of NO_2^- (mg N kg^{-1} soil)				Production of NO_3^- (mg N kg^{-1} soil day^{-1})			
	40%	60%	80%	100%	40%	60%	80%	100%	40%	60%	80%	100%
Effect of crop residue management in permanent raised beds												
Removed	10.6 a ^a	11.2 a	12.4 a	14.1 a	0.56 a	0.92 a	1.63 a	1.74 a	2.62 b	2.24 b	-0.56 b	-1.36 a
Partially removed	8.5 b	8.1 b	9.4 b	11.5 b	0.60 a	0.80 a	1.56 a	1.84 a	2.93 b	2.89 b	0.96 a	-1.20 a
Retained	8.1 b	8.5 b	9.1 b	10.7 b	0.62 a	0.89 a	1.83 a	1.77 a	4.41 a	4.09 a	1.76 a	-0.76 a
LSD ^b ($P<0.05$)	1.9	2.0	2.0	1.9	0.17	0.28	0.57	0.71	0.52	0.52	0.59	0.38
Effect of tillage when all crop residues were retained												
Tilled beds	9.6 a	10.6 a	12.1 a	14.4 a	0.66 a	1.22 a	2.27 a	2.11 a	1.77 b	1.19 b	-1.86 b	-1.59 a
Nontilled beds	8.5 a	8.5 a	9.1 b	11.5 b	0.62 a	0.89 a	1.83 a	1.78 a	4.41 a	4.09 a	1.76 a	-0.76 a
LSD ($P<0.05$)	2.4	2.6	2.4	2.1	0.24	0.46	0.86	0.98	0.84	0.88	0.84	0.42

^a Values with the same letter are not significantly different ($P<0.05$)

^b LSD Least significant difference ($P<0.05$)

but significantly lower than in soil at 100% WHC (No data shown).

Discussion

The mission of CIMMYT is to create technologies that will increase food security, improve the productivity and profitability of farming systems and sustain natural resources in developing countries (Reynolds and Borlaug 2006). Permanent raised bed planting practices have been developed to reduce production costs while conserving resources and sustaining the environment and numerous benefits have been observed in comparison with other planting systems. Reduced tillage systems offer advantages over conventional tillage through reduction in costs and by conserving soil and water. However in order to be sustainable, new cropping systems should also mitigate and adapt to climate change and risk. Therefore, this paper describes the effect of crop management practices on greenhouse gas emissions and C and N cycling.

Soil characteristics

Soil organic matter is important in the global terrestrial carbon cycle as approximately 74% of the active organic carbon is stored in soils (Paustian et al. 1997). Management of agricultural systems and

especially crop residue retention can have an important impact on soil organic matter content (Govaerts et al. 2007) and its composition (West and Post 2002). For instance, Albaladejo et al. (1998) reported that in soil under conventional agricultural practices with removal of crop residues, the organic carbon content can decrease by 26%, while Dabney et al. (2004) reported a decrease of organic carbon content by 47% within 5 years. Removing and even partial removal of maize and wheat residues decreased the soil organic matter significantly after a few years in the permanent bed planting system. In the experiment reported here, after only 6 years organic C in the 0–15 soil layer was 9% lower when all crop residue was removed and 8% when partially removed compared to soil where it was retained.

Other management practices, such as tied ridges and crop rotation, had no effect on soil organic matter, but tillage did. Soil organic matter was larger under nontilled beds than under tilled beds both with retention of crop residues. No-till favors stable aggregates physically protecting organic matter thereby reducing mineralization rates (Lichter et al. 2008). As such, organic matter increases in soil mainly in the 0–5 cm soil layer (Gregorich et al. 1995; Feller and Beare 1997; Six et al. 1999). The combination of crop residue retention and reduced tillage will result in increase C content. Our results indicate that disturbing the soil to make beds decreased soil organic C content 10% compared to soil under nontilled beds within

6 years (Table 3) both with the same amount of crop residue retained. Tillage and conventional ploughing breaks up soil aggregates so that organic matter becomes available for decomposition (Bronick and Lal 2004).

Reduced tillage combined with crop residue retention, can improve soil structure and stability thereby facilitating better drainage and water holding capacity limiting water logging or drought (Holland 2004; Govaerts et al. 2007; Zibilske and Bradford 2007; Lichter et al. 2008). Tillage will destroy soil aggregates, which will reduce the WHC of the soil. Decreases in soil WHC reduces water availability to plants and decreases yield.

The effect of complete removal of crop residue in nontilled beds on the soil microbial biomass C was even larger than it was on soil organic matter. The soil microbial biomass C increased 1.3 times when crop residues were retained compared to plots where it was removed. It is well known that soil microbial biomass increases when soil organic matter increases. An increase in soil organic C from 7% to 23% depending on straw type increased soil microbial biomass accordingly as a result of increased C availability (Tirol-Padre et al. 2005)

The microbial biomass as a percentage of organic matter in soil of El Batan ranged from 2.9% to 4.8%. Anderson and Domsch (2006) reported that the soil microbial biomass as a percentage of soil organic C ranged from 0.27 to 4.8% in agricultural soils. The differences in microbial biomass C as a percentage of soil organic C has been attributed to differences in soil characteristics, vegetation cover, management practices, as well as to variations in sampling time, analytical methods and the difference in cropping management (Anderson and Domsch 1989). Removal of crop residues reduced the microbial biomass C and the microbial biomass C as a percentage of soil organic C. It was 3.8% in soil where crop residue was retained, but decreased 1.7 times when crop residue was removed. Crop residue is an easily available C-substrate for the soil microbial biomass. Removing crop residues thus reduces the amount of soil microorganisms (Wardle 1993).

The pH was not different in soil under conventional or conservation agriculture, but our results show that the conductivity was 1.3 larger under tilled beds than under nontilled beds. Brye et al. (2006) reported that tillage management had no effect on soil

pH and EC. However, Govaerts et al. (2007) reported that the conductivity in soil decreased under permanent beds compared to conventional beds. Soil structure and water infiltration improves due to reduced tillage and evaporation decreased as organic matter covers the soil. As such, salts are leached out of top soil layer which decreased conductivity.

Carbon dynamics

The C mineralization rate was largest in soil with nontilled beds where crop residue was retained and lowest when it was removed. The C mineralization rate largely depends on the amount and characteristics of the available organic C, dry wetting cycles and soil characteristics, such as pH, conductivity as a measure of salt concentrations and soil texture (Vanhala et al. 2007). The different management practices resulted in only small changes in pH and conductivity after 6 years so differences in CO₂ emissions were mainly due to differences in soil organic matter content and its characteristics.

The CO₂ emission was larger in soil under tilled beds than under nontilled beds both with crop residues retention. As mentioned before, tillage breaks up soil aggregates thereby liberating stabilized soil organic matter thus increasing CO₂ emissions. Lichter et al. (2008) found that nontilled beds with retention of crop residue resulted in increased percentages of small and large macroaggregates, C and N content of the coarse particulate organic matter (cPOM) and microaggregates within the macroaggregates as compared to tilled beds. Consequently, the organic matter is better protected in nontilled beds than in tilled beds thus the percentage soil organic carbon mineralized within 7 days was lower with nontilled beds compared to tilled beds.

The ratio of CO₂ production to biomass C, $q\text{CO}_2$ or specific respiratory activity (Insam et al. 1996) was 1.2 times significantly larger in soil from nontilled beds where crop residues were removed compared to soil where it was partially retained or completely retained. Specific $q\text{CO}_2$ or the respiratory activity defined as the rate of base respiration expressed per unit soil microbial biomass (Anderson 1994) is often used as an indicator of the energy efficiency of soil microorganisms (Insam 2001). Enhanced $q\text{CO}_2$ has been attributed to a low efficiency of substrate utilization for growth often found when microorgan-

isms are under environmental stress or when the C substrate is recalcitrant (Changming and Moncrieff 2005). Dilly (2003) showed that respiratory activity increased with increasing amount of available C, i.e. glucose. Crop residue contains mostly easily decomposable substrate that yields a higher efficiency for C than soil organic matter, which is more recalcitrant (Perelo and Munch 2005). As such, the energy efficiency decreased with removal of crop residue.

The use of tied ridges or the type of crop residue left on the field had no effect on microbial activity or percentage C mineralized. Although that tied ridge control water losses in the field, they did not affect soil organic matter decomposition.

Our results show the maximum microbial activity as witnessed by the emission of CO₂ was largest at 60% WHC. It decreased when soil got dryer or wetter. Ponce-Mendoza et al. (2006) reported that the emission of CO₂ was significantly larger from soils at 60% and 80% WHC compared to the soil at 40% and 100% WHC. Low and high soil water contents are known to affect microbial activity and thus dynamics of C. A lack of water is known to inhibit microbial activity while an excess of water will reduce O₂ diffusion and decrease microbial activity.

Nitrogen dynamics

Removal of crop residue with nontilled beds decreased the N mineralization rate in soil compared to soil where it was retained. Soil organic matter increased when crop residue was retained so that concentrations of NO₃⁻ will increase upon decomposition of the organic material.

Maintaining the beds or making them every year had a large effect on increases in concentrations of NO₃⁻ independent on soil water content. The increase in concentrations of NO₃⁻ was only 0.05 mg N kg⁻¹ soil day⁻¹ under tilled beds (mean of soil incubated at 40%, 60%, 80% and 100% WHC) while 2.38 mg N kg⁻¹ soil day⁻¹ under nontilled beds (Table 5). The increase in the concentrations of NO₃⁻ in soil at 40% WHC was lower and the decrease in soil at 100% WHC was larger for soil with tilled beds than with nontilled beds. As mentioned before, tillage will break up soil aggregates inhibiting O₂ diffusion thereby stimulating denitrification. Additionally, the increased soil organic matter in nontilled beds will improve aeration further reducing denitrification

(Paustian et al. 1997). Over the years, these losses will reduce available N upon decomposition of the crop residue.

Emissions of N₂O after 1 day were > 3 times larger for soil under tilled beds than under nontilled beds in soil incubated at ≥80% WHC. A larger soil organic matter content and better aggregate structure will facilitate O₂ diffusion thereby reducing nitrifier-denitrification and denitrification and thus production of N₂O (Wrage et al. 2001). This implies that whenever the soil under tilled beds gets wet, i.e. water content ≥80% WHC losses of N and emissions of N₂O will be larger than in soils under nontilled beds.

Retention of residue or removal with nontilled beds had a large significant effect on emission of N₂O after 1 day. In soil at 40% WHC, emission of N₂O after 1 day was significantly larger for soil where the crop residue was retained compared to where it was removed. Gök and Ottow (1988) reported an increase in N₂O production in soils enriched with organic matter as N turnover will be larger in soil with larger amounts of organic material so emissions of N₂O, mainly due to nitrification, will be larger. Additionally, larger microbial activity will induce anaerobicity further stimulating emissions of N₂O. In soil incubated at ≥60% WHC, emission of N₂O after 1 day was larger in soil where residue was removed, compared to where it was retained. A decrease in soil organic matter, WHC and soil structure in soil where crop residue was removed will inhibit O₂ diffusion stimulating, nitrifier-denitrification and denitrification and thus N₂O emission (Wrage et al. 2001).

Even in soil incubated at only 60% WHC, independent of management practices, the concentration of NO₃⁻ decreased. Reduction of NO₃⁻ will increase concentration of NO₂⁻ and emission of N₂O. Lack of O₂ will also inhibit nitrification and as such concentrations of NH₄⁺ increased with increased water content. Lack of O₂ induces a shift in metabolisms and other components such as NO₃⁻ are used as electron acceptors while the energy generated under anaerobic conditions is lower than under anaerobic conditions, i.e. emission of CO₂ decreases.

Conclusions

We found that permanent raised bed planting with crop residue retention decreased emissions of N₂O

and CO₂ compared to soil under conventionally tilled raised beds. Production of NO₃⁻ is larger in soil with permanent raised bed planting with crop residue retention compared to conventionally tilled raised beds.

Acknowledgements We thank Juan Manuel Ceballos for technical assistance. The research was funded by the Department of Biotechnology and Bioengineering (Cinvestav, México), ICAMEX project “Optimización del manejo de N en agricultura de conservación. folio 15-2005-0473” and by a research fellowship from the International Maize and Wheat Improvement Center (CIMMYT, Int.). L.P.-Z. and J.A.C.-N. received grant aided support from Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACyT) scholarship No. 213294.

References

- Albaladejo J, Martinez-Mena M, Roldan A, Castillo V (1998) Soil degradation and desertification induced by vegetation removal in a semiarid environment. *Soil Use Manage* 14:1–5
- Anderson T-H (1994) Physiological analysis of microbial communities in soil: applications and limitations. In: Ritz K, Dighton J, Giller KE (eds) *Beyond the Biomass. Compositional and Functional Analysis of Soil Microbial*. Wiley, Chichester, pp 67–76
- Anderson JPE, Domsch KH (1978) Mineralization of bacteria and fungi in chloroform-fumigated soils. *Soil Biol Biochem* 10:207–213
- Anderson TH, Domsch KH (1989) Ratios of microbial biomass carbon to total organic carbon in arable soils. *Soil Biol Biochem* 21:471–479
- Anderson JPE, Domsch KH (2006) Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils. *Soil Sci* 171:106–111
- Bronick CJ, Lal R (2004) Soil structure and management: a review. *Geoderma* 124:3–22
- Brye KR, Cordell ML, Longer D, Gbur EE (2006) Residue management practice effects on soil surface properties in a young wheat-soybean double-crop system. *J Sustain Agric* 29:121–150
- Butterbach-Bahl K, Kesik M, Miehle P, Papen H, Li C (2004) Quantifying the regional source strength of N-trace gases across agricultural and forest ecosystems with process based models. *Plant Soil* 260:311–329
- Changming F, Moncrieff JB (2005) The variation of soil microbial respiration with depth in relation to soil carbon composition. *Plant Soil* 268:243–253
- Changsheng L (2007) Quantifying greenhouse gas emissions from soils: scientific basis and modeling approach. *Soil Sci Plant Nutr* 53:344–352
- Dabney SM, Wilson GV, McGregor KC, Foster GR (2004) History, residue, and tillage effects on erosion of loessial soil. *Trans Am Soc Agric Eng* 47:676–775
- Dilly O (2003) Regulation of the respiratory quotient of soil microbiota by availability of nutrients. *FEMS Microbiol Ecol* 43:375–381
- FAO (1978) Report on the agro-ecological zones project (Vol. 1, Methodology and results for Africa). FAO World Resource Report 48. Food and Agricultural Organization of the United Nations, Rome, Italy
- Feller C, Beare MH (1997) Physical control of soil organic matter dynamics in tropics. *Geoderma* 79:69–117
- Gök M, Ottow JCG (1988) Effect of cellulose and straw incorporation in soil on total denitrification and nitrogen immobilization at initially aerobic and permanent anaerobic conditions. *Biol Fertil Soils* 5:317–322
- Govaerts B, Sayre KD, Lichter K, Dendooven L, Deckers J (2007) Influence of permanent raised bed planting and residue management on physical and chemical soil quality in rain fed maize/wheat systems. *Plant Soil* 291:39–54
- Gregorich EG, Ellert BH, Monreal CM (1995) Turnover of soil organic matter and storage of corn residue carbon estimated from natural ¹³C abundance. *Can J Soil Sci* 75:161–167
- Gupta R, Sayre K (2007) Conservation agriculture in South Asia. *J Agric Sci* 145:207–214
- Holland JM (2004) The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. *Agric Ecosyst Environ* 103:1–25
- Insam H (2001) Developments in soil microbiology since the mid 1960s. *Geoderma* 100:389–402
- Insam H, Hutchinson TC, Reber HH (1996) Effects of heavy metal stress on the metabolic quotient of the soil microflora. *Soil Biol Biochem* 28:691–694
- Intergovernmental IPCC Panel on Climate Change (2001) *Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge
- Lichter K, Govaerts B, Six J, Sayre KD, Deckers J, Dendooven L (2008) Aggregation and C and N contents of soil organic matter fractions in the permanent raised-bed planting system in the Highlands of Central Mexico. *Plant Soil* 305:237–252
- Lokupitiya E, Paustian K (2006) Agricultural soil greenhouse gas emissions: a review of National Inventory Methods. *J Environ Qual* 35:1413–1427
- Mohanty M, Painuli DK, Misra AK, Ghosh PK (2007) Soil quality effects of tillage and residue under rice-wheat cropping on a Vertisol in India. *Soil Tillage Res* 92:243–250
- Moraghan JT, Buresh R (1977) Correction for dissolved nitrous oxide in nitrogen studies. *Soil Sci Soc Am J* 41:1201–1202
- Paustian K, André O, Janzen HH, Lal R, Smith P, Tian G et al (1997) Agricultural soils as a sink to mitigate CO₂ emissions. *Soil Use Manage* 13:230–244
- Perelo LW, Munch JC (2005) Microbial immobilization and turnover of C-13 labeled substrates in two arable soils under field and laboratory conditions. *Soil Biol Biochem* 37:2263–2272
- Ponce-Mendoza A, Boeckx P, Gutierrez-Miceli F, Van Cleemput O, Dendooven L (2006) Influence of water regime and N availability on the emission of nitrous oxide and carbon dioxide from tropical, semi-arid soils of Chiapas, Mexico. *J Arid Environ* 64:137–151
- Reynolds MP, Borlaug NE (2006) Applying innovations and new technologies for international collaborative wheat improvement. *J Agric Sci* 144:95–110
- SAS Institute (1989) *Statistic guide for personal computers. Version 6.04, Edition*. SAS Institute, Inc., Cary

- Sayre KD (2004) Raised-bed cultivation. In: Lal R (eds) *Encyclopedia of soil science*. Marcel Dekker, Inc., New York
- Sayre KD, Govaerts B (2007) Conserving Soils While Producing Wheat. In: Dixon J, Braun HJ, Kosina P (eds) *Wheat Facts and Futures 2007*. CIMMYT, México, D.F.
- Sayre KD, Mezzalama M, Martinez M (2001) Tillage, crop rotation and crop residue management effects on maize and wheat production for rain fed conditions in the altiplano of central Mexico. In: Garcia-Torres L, Benites J, Martinez-Vilela A (eds), *Conservation agriculture, a worldwide challenge*. Proceedings of the I World Congress on Conservation Agriculture, Madrid, 1–5 October 2001. XUL, Cordoba, Spain. pp 575–585
- Six J, Elliott ET, Paustian K (1999) Aggregate and soil organic matter dynamics under conventional and no-tillage systems. *Soil Sci Soc Am J* 63:1350–1358
- Tirol-Padre A, Tsuchiya K, Inubushi K, Ladha JK (2005) Enhancing soil quality through residue management in a rice–wheat system in Fukuoka, Japan. *Soil Sci Plant Nutr* 51:849–860
- Vanhala P, Karhu K, Tuomi M, Sonninen E, Jungner H, Fritze H, Liski J (2007) Old soil carbon is more temperature sensitive than the young in an agricultural field. *Soil Biol Biochem* 39:2967–2970
- Wardle DA (1993) Changes in the microbial biomass and metabolic quotient during leaf litter succession in some New Zealand forest and scrubland ecosystems. *Funct Ecol* 7:346–355
- West T, Marland G (2002) A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States, *Agriculture. Agric Ecosyst Environ* 91:217–223
- West TO, Post WM (2002) Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation. *Soil Sci Soc Am J* 66:1930–1946
- Wrage N, Velthof GL, van Beusichem ML, Oenema O (2001) Role of nitrifier denitrification in the production of nitrous oxide. *Soil Biol Biochem* 33:1723–1732
- Zibilske LM, Bradford JM (2007) Soil aggregation, aggregate carbon and nitrogen, and moisture retention induced by conservation tillage. *Soil Sci Soc Am J* 71:793–802