

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

**POTENCIAL DE CALENTAMIENTO GLOBAL DE LOS SISTEMAS
AGRÍCOLAS CERO LABRANZA Y CONVENCIONAL EN UNA LOCALIDAD
REGADA DE LA ZONA CENTRAL DE CHILE**

MIGUEL ÁNGEL HERNÁNDEZ TOBAR

SANTIAGO, CHILE
2017

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

**POTENCIAL DE CALENTAMIENTO GLOBAL DE LOS SISTEMAS
AGRÍCOLAS CERO LABRANZA Y CONVENCIONAL EN UNA LOCALIDAD
REGADA DE LA ZONA CENTRAL DE CHILE**

**GLOBAL WARMING POTENTIAL ON NO-TILLAGE AND CONVENTIONAL
TILLAGE SYSTEMS IN THE ZONE OF CENTRAL CHILE**

MIGUEL ÁNGEL HERNÁNDEZ TOBAR

SANTIAGO, CHILE
2017

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

**POTENCIAL DE CALENTAMIENTO GLOBAL EN LOS SISTEMAS AGRÍCOLAS
CERO LABRANZA Y CONVENCIONAL EN UNA LOCALIDAD REGADA DE LA
ZONA CENTRAL DE CHILE**

Memoria para optar al Título
Profesional de Ingeniero en
Recursos Naturales Renovables

MIGUEL ÁNGEL HERNÁNDEZ TOBAR

PROFESORES GUÍAS	CALIFICACIONES
Sra. Paola Silva C. Ingeniero Agrónomo, M.S. Dra.	6,8
Sr. Jorge Pérez Q. Ingeniero Agrónomo, M.S. Ph.D.	6,0
PROFESORES EVALUADORES	
Sr. Rodrigo Fuster G. Ingeniero Agrónomo, M.S.	6,5
Sr. Alfredo Olivares E. Ingeniero Agrónomo, M.S.	6,0
COLABORADOR	
Sr. Eduardo Martínez H. Ingeniero Forestal, Dr.	

SANTIAGO, CHILE
2017

AGRADECIMIENTOS

A mis padres por todo su apoyo y por todo lo que me han entregado.

Quiero agradecer también a mis profesores y a mi colaborador por su dedicación y múltiples correcciones.

ÍNDICE

INTRODUCCIÓN	1
Objetivos.....	4
Objetivo general.....	4
Objetivos específicos	4
MATERIALES Y MÉTODOS	5
Tipo de cultivo y localización	5
Definición y límites del sistema	5
Cálculo del balance de carbono del suelo de los sistemas agrícolas	6
Biomasa vegetal	8
Cálculo del potencial de calentamiento global (GWP)	9
Estimación de las emisiones de óxido nitroso	9
Estimación de emisiones de dióxido de carbono	11
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	14
Balance de carbono del suelo en ambos sistemas agrícolas	14
Comportamiento anual del carbono orgánico del suelo.....	14
Balance de carbono del suelo.....	15
Potencial de calentamiento global (GWP)	16
Escenario de emisión del cultivo en función del N aplicado en ambos sistemas agrícolas.	18
CONCLUSIONES	21
BIBLIOGRAFÍA	22
ANEXO I: Registros de carbono orgánico del suelo (COS).....	27
ANEXO II: Registros de biomasa vegetal	28
ANEXO III: Detalles de emisión anual de insumos agrícolas.....	29
ANEXO IV: Escenario de aumento de dosis de N	32
ANEXO V: Escenario de rendimiento agrícola según dosis de N.....	33

RESUMEN

La actividad agrícola es una importante fuente de emisión y captura de gases de efecto invernadero a la atmósfera, existiendo una alta variación de emisiones en función de los factores ambientales, del tipo de manejo del suelo e insumos agrícolas utilizados. En la actualidad existen escasos estudios a nivel local sobre emisiones agrícolas que diferencien sistemas de manejo. El propósito del presente estudio fue comparar la emisión entre dos cultivos locales de cero labranza (CL) y labranza convencional (LC). Se estimó el potencial de calentamiento global, expresado como emisión en equivalentes de CO₂ en sistemas de manejo del suelo de cero labranza y convencional, en una rotación trigo – maíz sin quema de residuos, en un suelo de la serie Santiago en la zona Central de Chile. Se incluyó en este análisis desde la producción de insumos hasta la cosecha. Se estudiaron los registros de carbono orgánico del suelo (0 a 15 cm), rendimiento y biomasa de trigo y maíz, fertilizantes y maquinaria utilizada durante siete años de ensayo en la Estación Experimental Antumapu de la Universidad de Chile.

La comparación entre los sistemas agrícolas analizados, indica que en CL se produce una menor emisión de gases de efecto invernadero que en LC. En CL se produce una emisión de 2.556 kg ha⁻¹ año⁻¹ en equivalentes de CO₂ y en LC de 5.282 kg ha⁻¹ año⁻¹. La emisión por unidad de producto (kg eq-CO₂ kg⁻¹ grano) es de 0,26 y 0,51 en CL y LC respectivamente. La captación de CO₂ del suelo registrada en CL es de 1.270 kg ha⁻¹ año⁻¹, mientras en LC se produce una emisión directa del suelo de 1.030 kg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹ teniendo una alta incidencia en la emisión del sistema. El uso de fertilizantes nitrogenados tuvo una alta incidencia en la emisión de ambos sistemas agrícolas, tanto en sus emisiones de N₂O como en su fabricación. El uso de combustibles en maquinaria agrícola no fue relevante en la emisión.

Palabras clave: Emisión de gases invernadero, cero labranza, análisis de ciclo de vida, carbono.

ABSTRACT

Global warming potential on no-tillage and conventional tillage systems in the zone of Central Chile.

The purpose of this study was to compare the emissions between two local agricultural systems; no-tillage (CL) and conventional tillage (LC). The global warming potential was estimated, expressed as an emission in CO₂ equivalents in a wheat – corn rotation without the burning of residues in a soil of Central Chile. From the production of inputs up to the harvest was concluded in this analysis. There was a study of the soil organic carbon records (0 to 15 cm), performance and biomass of wheat and corn, fertilizers and machinery used in seven years of rehearsal at the Antumapu Experimental Station of Universidad de Chile. The comparison of greenhouse gas emissions between the agricultural systems analyzed indicates that in the CL there was a lower contribution than in the LC system. In the CL there is an emission of CO₂ equivalent to the atmosphere of 2,556 kg ha⁻¹ year⁻¹, and 5,282 kg ha⁻¹ year⁻¹ in the LC. The emission per product unit (kg eq-CO₂ kg grain⁻¹) is 0.26 and 0.51 in CL and LC, respectively. The soil's CO₂ collecting registered in the CL 1,270 kg ha⁻¹ year⁻¹, while in the LC there is a production of the soil direct emission of 1,030 kg CO₂ ha⁻¹ year⁻¹ with a high impact in the system's emission. The use of nitrogen fertilizers has a strong impact on the emission of both agricultural systems, both in their N₂O emissions and their manufacture. The use of fuel for the agricultural machinery was not significant in the emission.

Key words: Emission of greenhouse gases, no-tillage, life-cycle analysis, carbon.

INTRODUCCIÓN

El constante aumento de la concentración de gases de efecto invernadero en la atmósfera y sus efectos sobre el medioambiente, hace necesario tomar medidas destinadas tanto a reducir las fuentes de emisión como a potenciar reservorios naturales de CO₂.

Entre las diversas fuentes de contribución al efecto invernadero, la agricultura produce actualmente un 13% de la emisión total antropogénica (IPCC, 2007), sin embargo, la actividad agrícola tiene el potencial de constituirse como una actividad captadora de CO₂ o al menos reducir considerablemente su emisión, con la adopción de prácticas de gestión sustentables (Batjes, 1999; Smith *et al.*, 2008; UNEP-WCMC, 2009)

La emisión producida por la actividad agrícola presenta una alta variación en función de los insumos y técnicas de manejo aplicadas, además de los factores ambientales propios de cada localidad y de cada tipo de cultivo. En la actualidad, gran parte de los cereales de invierno de la zona central de Chile (RM- IX Regiones) se cultivan básicamente bajo dos sistemas de labranza; el convencional (LC) que incluye aradura y rastrajes de suelo, y cero labranza (CL). La CL se define como agricultura de conservación al considerar el mínimo disturbio del suelo y la cobertura permanente de residuos. Se estima que la mitad de la superficie sembrada con trigo en Chile se realiza en CL (240.000 ha), mientras que prácticamente la totalidad de la superficie cultivada con maíz (cereal de verano) (129.000 ha) se maneja utilizando el esquema convencional¹.

En la agricultura, la biomasa vegetal capta emisiones de CO₂, pero no se considera en sí misma como un reservorio, ya que emisiones de CO₂ de la biomasa, respiración y uso o quema de ésta, en períodos de un año se compensan con las captaciones (fotosíntesis). Sin embargo, una parte de la biomasa vegetal se mantiene *in situ*, constituyéndose en el principal aporte de C al suelo, el que se considera como un potencial reservorio.

El suelo tiene especial relevancia en el balance de carbono de un sistema agrícola debido a su capacidad natural de retención de carbono, siendo el contenido de materia orgánica (MO) su principal indicador, el cual es afectado por el laboreo y está interconectado en el ciclo del C con la biomasa vegetal a través del aporte de sus residuos.

La captación y almacenamiento de CO₂ en el suelo presenta ventajas como reservorio de C frente a soluciones de captación mecánica, (los sistemas de captación mecánica consisten en la separación del CO₂ emitido por la industria y fuentes fijas relacionadas con la energía, su transporte a un lugar de almacenamiento y su aislamiento de la atmósfera a largo plazo (IPCC, 2005b)). La biomasa permite la captación de fuentes de emisión difusas que puede ser distribuida en una amplia cobertura de suelo agrícola (un 40% de la superficie terrestre).

¹ Dra. Paola Silva. Departamento de producción agrícola, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile 2011 (Comunicación personal).

Al utilizar procesos naturales no implica impactos ambientales negativos ni gastos de energía adicionales. A su vez un incremento de la MO puede mejorar la calidad del suelo y rendimiento agrícola (FAO, 2002; Acevedo y Silva, 2003).

Existe una correlación inversa entre intensidad de uso del suelo y el porcentaje de carbono acumulado. Diversos estudios en suelos de cultivo muestran una mayor retención de carbono orgánico, así como una mayor relación C/N en sistemas de cero labranza frente a sistemas convencionales de labranza (Lal, 1997; Constantini y Consentino, 1998; Reyes *et al.*, 2002; Reicosky, 2002; Lal, 2004; Martínez *et al.*, 2008), lo cual se explica tanto por la restitución de residuos al suelo, como por el menor movimiento de éste (que genera una menor oxidación de materia orgánica asociada y respiración microbiana (Acevedo y Silva, 2003)). El manejo de cero labranza, a pesar de almacenar C en el suelo, requiere durante los primeros años de implementación una mayor utilización de insumos como fertilizantes nitrogenados para restituir la menor disponibilidad de N debido a pérdidas por lixiviación, una posible mayor volatilización y una menor tasa de mineralización, además de requerir mayor control químico de malezas por posibles cambios en la cantidad y tipo de maleza (Acevedo y Silva, 2003). Aspectos como estos pueden incrementar la emisión neta en equivalentes de CO₂ a la atmósfera en el ciclo productivo.

En las labores agrícolas se producen emisiones de carbono por el uso de combustible en el la maquinaria. La biomasa vegetal, en condiciones anaeróbicas al ser enterrada en el suelo, puede producir de manera adicional al CO₂, emisiones de óxido nitroso, equivalente a 296 unidades de CO₂ a la atmósfera. El uso de fertilizantes nitrogenados genera emisiones directas e indirectas (producidas fuera del campo agrícola) de óxido nitroso por efecto del proceso de descomposición del fertilizante no utilizado por la planta; en el caso de la urea, su transformación en el suelo bajo condiciones de reducción, genera además emisiones de CO₂. El óxido nitroso es un subproducto tanto en los procesos de nitrificación como en desnitrificación biológica (Figura 1) (Bouwman, 1996; Dalal *et al.*, 2003; Sagggar, 2008).

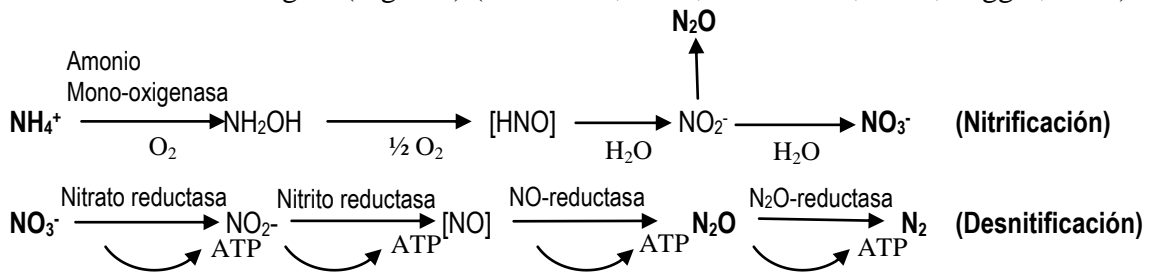


Figura 1: Procesos de formación de N₂O en el suelo (Sagggar, 2008).

La desnitrificación biológica es la reducción del nitrato (NO₃⁻) o nitrito (NO₂⁻) a gases de óxidos de N y N₂ molecular por bacterias esencialmente anaeróbicas. La nitrificación, es la oxidación biológica del amonio (NH₄⁺) a NO₃⁻ o NO₂⁻ bajo condiciones aeróbicas (FAO, 2004).

La emisión de N_2O también es producida de forma indirecta en los cultivos a partir de gases precursores como óxidos de nitrógeno (NO_x). Las emisiones indirectas se asocian también con la lixiviación o el escurrimiento de compuestos de nitrógeno, en particular con las pérdidas de NO_3^- de los suelos, algunos de los cuales pueden convertirse posteriormente en N_2O por desnitrificación al llegar a cuerpos de agua (IPCC, 2006a). En forma adicional en la manufactura de fertilizantes, se produce volatilización de N_2O y se aplican altos niveles de energía que podrían generar emisiones de CO_2 . El óxido nitroso es uno de los gases más difíciles de estudiar porque sus emisiones se producen fundamentalmente a partir del suelo, y varían en gran medida con el espacio y el tiempo, estando sus emisiones íntimamente vinculadas a las condiciones climáticas y locales del suelo, al uso de la tierra y a sus regímenes de manejo (Saggar, 2008).

Un análisis de ciclo de vida mide diversas categorías de impactos ambientales de un proceso productivo tales como agotamiento de recursos, toxicidad humana, potencial de eutrofización, uso de energía, potencial de calentamiento global, entre otros (SETAC, 1993; ISO 1440, 1997; CML, 2001). En este estudio se aborda la categoría de impacto de potencial de calentamiento global (Global Warming Potencial, GWP) que contabiliza los principales gases de efecto invernadero, en términos de CO_2 -equivalente.

El análisis del carbono y gases invernadero mediante el ciclo de vida del cultivo, cobra importancia como una herramienta analítica que comprende las diversas etapas del ciclo biológico de los cultivos, considerando insumos utilizados en el proceso productivo, tales como combustibles, fertilizantes y pesticidas, y los procesos que implican su generación, permitiendo cuantificar en forma integral la emisión total en equivalentes de CO_2 a la atmósfera.

Haas *et al.* (2001), utilizando análisis de ciclo de vida para terrenos de pastoreo en Alemania, mostró una disminución en las emisiones equivalentes de CO_2 ha^{-1} a la atmósfera en cultivos orgánicos y extensivos frente a intensivos. Diversas investigaciones en cultivos mediante análisis de ciclo de vida en emisión de gases de efecto invernadero muestran un menor impacto de emisiones en agricultura de conservación frente a la agricultura convencional (Wood *et al.*, 2006; Harada *et al.*, 2007; Adviento *et al.*, 2007).

Objetivos

Objetivo general

Comparar el potencial de calentamiento global de la rotación de cultivos trigo-maíz en sistemas de labranza convencional y de cero labranza, en un suelo regado de la Serie Santiago de la zona Central de Chile

Objetivos específicos

- Determinar el balance de carbono en el suelo de los sistemas de cero labranza y convencional.
- Determinar el potencial de calentamiento global (GWP) de los sistemas de cero labranza y convencional.

MATERIALES Y MÉTODOS

Tipo de cultivo y localización

El área de estudio está ubicada en la Estación Experimental de la Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile, Santiago, Región Metropolitana de Chile (33°33'S, 70°37'O, 604 m.s.n.m.). El suelo (2% MO) es Mollisol franco arcillo arenoso de la Serie Santiago (Coarse loamy over sandy, skeletal, mixed, thermic Entic Haploxeroll) (CIREN, 1996). El clima es mediterráneo con 330 mm de precipitación media anual, concentrada (80%) entre mayo y agosto, las temperaturas medias varían entre una máxima de 28,7°C en enero y una mínima de 3,4°C en julio (Santibáñez y Uribe, 1990).

Este trabajo se basa en registros del Laboratorio de Relación Suelo-Agua-Planta (SAP) de la Universidad de Chile, entre los años 2000 a 2008, de la rotación trigo candeal (*Triticum turgidum var. durum L.*) y maíz (*Zea mays L.*), realizados en sistemas agrícolas de cero labranza y en labranza convencional. En estos registros se utilizó información referente al manejo, insumos, rendimiento agrícola y propiedades físico-químicas del suelo como C orgánico y densidad aparente del suelo. El terreno de cultivo presenta una pendiente cercana a 2%.

Definición y límites del sistema

Los límites del sistema están definidos por el suelo cultivado considerando los primeros 15 cm de profundidad, siendo este estrato el que concentra el mayor contenido de C orgánico del suelo y los efectos de la inversión de la capa superficial del suelo en la labranza convencional. El alcance de una temporada de cultivo comprende desde la preparación del suelo de cultivo hasta la cosecha. El inventario de insumos y biomasa, así como la emisión calculada considera el promedio de las fases de trigo y de maíz de la rotación, cultivadas en años sucesivos.

El sistema considera las entradas y procesos requeridos para la producción de grano que influyen en la emisión, considerando los siguientes aspectos:

- Producción de fertilizantes.
- Gasto de combustible en labores agrícolas (aradura, siembra, operaciones de mantenimiento, cosecha).
- Emisiones o capturas directas del cultivo.

El sistema convencional de labranza a diferencia de la cero labranza, incluye la inversión de la capa superficial del suelo (aradura con arado de vertedera y 2 rastrajes con rastra de discos); ambos sistemas en estudio consideraron la mantención de los residuos de cosecha en el suelo. La unidad funcional utilizada para comparar la emisión entre ambos tipos de labranza, es $\text{kg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y $\text{kg CO}_2 \text{ kg}^{-1}$ producto seco (Nemecek *et al.*, 2001).

Cálculo del balance de carbono del suelo de los sistemas agrícolas

El contenido de carbono del suelo se calculó en base a las determinaciones anuales de carbono orgánico del suelo (COS) de 0 a 15 cm de profundidad (Anexo I) para ambos sistemas de manejo del suelo:

$$COS(kg \cdot ha^{-1}) = COS(\%) / 100 \cdot A \cdot H \cdot Da \quad \text{Ecuación (1)}$$

donde, COS (%) corresponde a la medición anual de carbono orgánico oxidable del suelo.

A: corresponde a la unidad de superficie de 10^4 (m²).

H: corresponde a la profundidad máxima de medición de 0,15 (m).

Da: corresponde a la densidad aparente del suelo de estudio, 1400 (kg m⁻³).

La variación anual del carbono orgánico del suelo en el área de estudio, se ajustó en base a una regresión lineal de las variables de COS medidas:

$$Y_i = B_0 + B_1 x_i \quad \text{Ecuación (2)}$$

donde: Y_i corresponde al COS anual estimado (kg ha⁻¹), x_i corresponde a los años de manejo del cultivo, B_0 corresponde al contenido de carbono inicial de ambos sistemas agrícolas, y la pendiente corresponde al incremento o disminución anual del COS (Δ COS); un valor positivo de Δ COS indica una captura de C de parte del suelo. Para realizar el balance del carbono del suelo y calcular la emisión producida se utilizó el esquema que muestra la Figura 2.

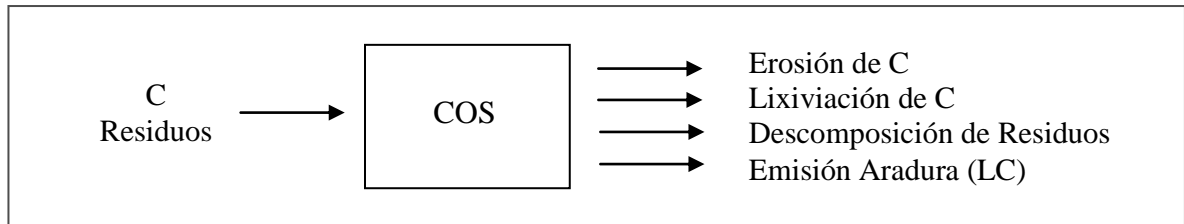


Figura 2. Esquema del balance de carbono del suelo.

Utilizando el Δ COS estimado para cada sistema agrícola y las entradas de carbono al suelo, se identificaron las distintas salidas (emisiones) del sistema mediante un balance de masa (ecuación 3).

$$\Delta COS = (RA + RS) - (DR + DMA + L + E) \quad \text{Ecuación (3)}$$

RA: residuos aéreos

RS: residuos subterráneos

DR: emisión en descomposición residuos

DMA: emisión descomposición materia orgánica por aradura

L: lixiviación

E: erosión

- Todos los componentes de la ecuación están expresados en unidades de $C \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$.
- Pérdidas por lixiviación de C se consideraron despreciables.
- En CL las pérdidas de MO y C por erosión del suelo se consideraron despreciables. En LC se pierden cerca de 10 t ha^{-1} de suelo al año (Acevedo y Martínez, 2003), para los cálculos se utilizó un contenido de C del suelo de 1,1% registrado en LC.

Dado que en CL no existe aradura, se consideró la descomposición de MO por aradura (DMA) como cero, por lo tanto, se calculó la emisión producida por la descomposición de residuos (DR_{CL}) a partir de la ecuación (3).

$$DR_{CL} = (RA_{CL} + RS_{CL}) - \Delta COS_{CL} \quad \text{Ecuación (4)}$$

Se define tasa de asimilación de residuos (TAS) como la relación entre el C de residuos aportados al suelo y el C asimilado por el suelo luego de su descomposición. Esta será considerada como una variable auxiliar que se utilizará para el posterior cálculo de emisión de residuos en labranza convencional; en cero labranza se calcula en forma directa, en labranza convencional no posible calcularla y se establece el supuesto que ambas tasas son iguales.

$$TAS(\%) = (RA + RS - DR_{CL}) / (RA + RS) \quad \text{Ecuación (5)}$$

Bajo el supuesto que ambos sistemas agrícolas tienen similar tasa de asimilación de residuos, se calculó la emisión por descomposición de residuos en labranza convencional (DR_{LC}), mediante la siguiente ecuación:

$$DR_{LC} = (1 - TAS) \cdot (RA_{LC} + RS_{LC}) \quad \text{Ecuación (6)}$$

Una vez calculada la emisión por descomposición de residuos en labranza convencional (DR_{LC}) en base a la ecuación 6, se puede aislar el efecto de aradura, calculándose así su emisión (ecuación 7):

$$DMA_{LC} = RA_{LC} + RS_{LC} - \Delta COS_{LC} - DR_{LC} - E_{LC} \quad \text{Ecuación (7)}$$

Las emisiones o captaciones de carbono del suelo se multiplican por un factor de 44/12 (razón de peso molecular CO_2/C) para calcular el dióxido de carbono emitido (IPCC, 2005a).

Biomasa vegetal

Los residuos consideran las raíces hasta 15cm de profundidad, que se reincorporan al cultivo luego de la cosecha. Los residuos aéreos (RA) aplicados al campo, se estimaron en base al rendimiento agrícola (grano seco) e índice de cosecha (IC) de trigo y maíz de ambos sistemas agrícolas (Anexo II). En ambos sistemas se restituyó el total de residuos producidos; en CL se dejan sobre la superficie del cultivo y en LC se mezclan e incorporan al suelo en la aradura. Para los residuos se estimó un contenido de C de 51% en maíz y un 50% en trigo (Manterola *et al.*, 1999). Para calcular la biomasa subterránea (RS) en el área de estudio, se consideraron los siguientes supuestos: raíces equivalen al 30% de la biomasa total de la planta (Wild y Russell, 1992); la mayor densidad radicular se concentra dentro de los primeros 10-15 cm de profundidad (Wild y Russell, 1992), (60% de la raíz (~18 % biomasa total) se acumula en los primeros 15 cm) (Figura 3).

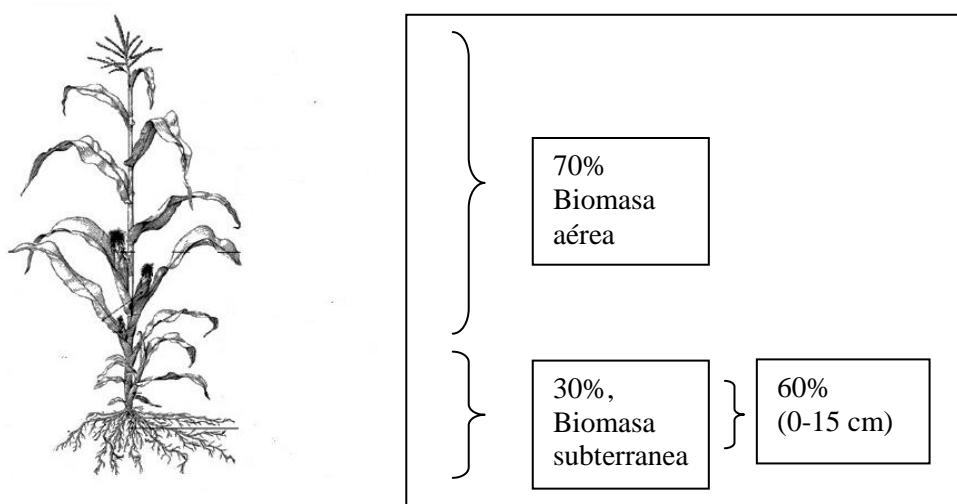


Figura 3. Biomasa raíces (estimación).

Biomasa subterránea $_{0-15\text{cm}}$ (RS) = $0,3/0,7 \cdot \text{biomasa aérea} \cdot 0,6$.

Ecuación (8)

Descomposición de residuos

Al descomponerse los residuos, una parte de su C se emite a la atmósfera y otra parte se asimila al COS. Los residuos ingresan en forma anual al sistema, sin embargo en CL no se descomponen totalmente en un año, por lo cual la cantidad de rastrojos presentes al momento de la siembra del cultivo es una combinación de residuos de más de una temporada (García de Cortázar *et al.*, 2003). Se estima que los residuos de trigo se descomponen a una tasa de 50% anual (García de Cortázar *et al.*, 2003), mientras los residuos de maíz demorarían menos debido a su menor relación C:N (80 trigo vs 50 maíz). Se estima que la cantidad de residuos en el cultivo tiende a estabilizarse en 3 a 4 años por lo que se produce un balance entre los residuos que entran y la descomposición anual. (García de Cortázar *et al.*, 2003). Esto produce que el desfase de la descomposición (y emisión asociada) de los residuos que entran al año se compense con la descomposición de residuos de años anteriores (en el balance de masa se asumió que el volumen anual de residuos entrantes es similar al volumen anual que se descompone).

Cálculo del potencial de calentamiento global (GWP)

El potencial de calentamiento global (GWP) de los sistemas agrícolas se determinó mediante la suma de las distintas emisiones de gases invernadero producidas en el ciclo de vida del cultivo (Guinée *et al.*, 2006). Para los cálculos se emplearon los factores de conversión a CO₂ equivalentes de los principales gases invernadero para un período de 100 años; CO₂: 1, CH₄: 21 y N₂O: 296 (IPCC, 2007). La emisión de gases del sistema agrícola se expresa en equivalentes CO₂ ha⁻¹ año⁻¹ y en equivalentes de CO₂ kg⁻¹ producto, como unidades de comparación estándar para producción agrícola según lo recomendado por Van der Werf *et al.* (2007).

La emisión estimada de los sistemas agrícolas abarca desde la fabricación de insumos hasta la cosecha, considerando los siguientes aspectos:

- Emisión directa N₂O fertilizante nitrogenado (urea)
- Emisión indirecta N₂O fertilizante nitrogenado (volatilización de N)
- Emisión CO₂ en producción de urea
- Emisión producción P₂O₅
- Emisión CO₂ urea (en cultivo)
- Emisión CO₂ de combustibles
- Emisión CO₂ riego (generación de energía eléctrica)
- Emisión y captación de CO₂ del suelo (respiración)

En la emisión calculada no se consideró el transporte de los distintos insumos hacia el campo agrícola.

Estimación de las emisiones de óxido nitroso

Las emisiones de óxido nitroso se producen por nitrificación y desnitrificación biológica del N disponible del suelo. Se consideraron las emisiones directas de N₂O (producidas en el suelo de cultivo) y las emisiones indirectas (producidas fuera del cultivo por volatilización de amonio y óxidos de nitrógeno generados).

La dosis aplicada de N en forma de urea CO (NH₂)₂ fue de 325 kg N ha⁻¹ año⁻¹ en promedio para ambos sistemas agrícolas (Anexo III).

Emisiones directas de óxido nitroso

La emisión directa de N₂O en el suelo de cultivo se estimó de acuerdo a la metodología IPCC (2006a), según la siguiente ecuación:

$$E_{\text{directa N}_2\text{O}} = (F_{\text{SN}} + F_{\text{RC}}) \cdot EF_1 \cdot 44/28 \quad \text{Ecuación (9)}$$

F_{SN} = dosis anual de nitrógeno aplicada en el fertilizante.

F_{RC} = cantidad de nitrógeno reincorporados al suelo mediante los residuos agrícolas.

EF_1 = factor de emisión de N₂O fertilizantes nitrogenados y residuos agrícolas kg N₂O-N (kg aporte de N)⁻¹, EF_1 tiene un valor por defecto de 0,01 y un rango de incertidumbre de 0,003-0,03 (IPCC, 2006a).

En labranza convencional el aporte de N de los residuos al suelo se contabiliza en la emisión directa de N₂O, en cambio en cero labranza no se contabilizó ya que los procesos de nitrificación y desnitrificación del N ocurren esencialmente al interior del suelo². El contenido de N de los residuos se estimó en base a su relación carbono-nitrógeno (C:N), para la cual se consideró un valor 80 C:N en trigo y 50 en maíz (Acevedo y Silva, 2003).

Emisiones indirectas de óxido nitroso

La emisión indirecta de N₂O, producida por deposición atmosférica de N volatilizado a través de gases precursores como NH₃ y NO_x, se estimó mediante la siguiente fórmula (IPCC, 2006a).

$$E_{\text{indirecta N}_2\text{O}} = F_{\text{SN}} \cdot \text{Frac}_{\text{GASF}} \cdot EF_4 \cdot 44/28 \quad \text{Ecuación (10)}$$

F_{SN} = dosis anual de nitrógeno aplicada en el fertilizante, kg N ha⁻¹ año⁻¹

$\text{Frac}_{\text{GASF}}$ = fracción del N de fertilizantes sintéticos que se volatiliza como NH₃ y NO_x. $\text{Frac}_{\text{GASF}} = 0,01$ con un rango de incertidumbre de 0,03 - 0,3.

EF_4 = factor de emisión correspondiente a las emisiones de N₂O de la deposición atmosférica de N en los suelos y en las superficies del agua [kg N-N₂O (kg NH₃-N + NO_x-N volatilizado)⁻¹]. $EF_4 = 0,1$ con un rango de incertidumbre de 0,002 - 0,05 (IPCC, 2006a).

² Dr. Sergio González Martineaux. Investigador INIA-La Platina. Integrante de IPCC-TFI. (Comunicación personal, 2011).

Estimación de emisiones de dióxido de carbono

Producción de urea $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$

La fabricación de fertilizantes inorgánicos nitrogenados utiliza una cantidad de energía cercana a 50 GJ / ton N (Dalggaard *et al.*, 2001), dependiendo del tipo de fertilizante y proceso de fabricación. La urea sintética $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$ es un derivado del amoníaco. Para calcular la emisión en la producción de urea se consideró el proceso de fabricación de amoníaco y la energía utilizada en su transformación a urea. La producción de amoníaco se consideró a partir de gas natural (75% de la producción mundial) y basado en la tecnología actual europea.

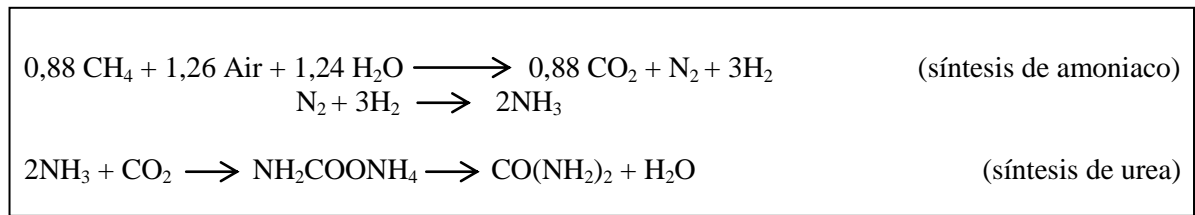


Figura 4. Reacción química del proceso de síntesis de amoníaco y urea a partir de gas natural (EPA, 2000).

En la producción de amoníaco (NH_3) se obtiene como subproducto 1,4 kg CO_2 kg^{-1} NH_3 (sin considerar uso de energía). Parte este CO_2 es reutilizable en procesos cerrados al fabricar urea (EIPPCB, 2007). Para los cálculos se utilizó el supuesto que el 50% del CO_2 es reutilizado posteriormente en urea.

En los procesos de síntesis de NH_3 a partir de gas natural se utiliza una energía primaria neta de 28 GJ/t NH_3 (EIPPCB, 2007). La emisión considerada por unidad de energía para Europa (año 2003) es de 61,08 kg CO_2 GJ^{-1} (IPCC, 2005a).

En el proceso se consideró la emisión asociada al refinamiento de gas natural con un valor promedio (Europa) de 0,22 kg CO_2 kg^{-1} gas refinado (EIPPCB, 2010).

Se requieren 0,53 ton de amoníaco para producir una tonelada de urea (EIPPCB, 2007), por lo cual se pondera por un factor de 0,53 al contabilizar la emisión del amoníaco en la emisión total de urea. Posteriormente en la transformación de amoníaco a urea se utiliza una energía de 4,1 GJ/ton urea (EIPPCB, 2007). Los detalles del cálculo de su emisión se pueden ver en el Anexo III.

La emisión estimada para la producción de urea tiene un valor cercano a 2 kg CO_2 kg^{-1} urea, considerado moderado si se compara a los valores de referencia de emisión del IPCC con un rango de 2 a 7 kg CO_2 kg^{-1} urea (IPCC, 2006b), esto se debe a que en la presente estimación se consideraron procesos de producción de amoníaco en base a gas natural, de considerable menor emisión que en los procesos de producción de amoníaco en base a carbón.

Producción de superfosfato

En los cultivos se aplicaron en promedio 70 kg de fertilizante P_2O_5 ha^{-1} $año^{-1}$ como superfosfato triple (TSP). El superfosfato triple (45% P_2O_5) se genera a partir de roca fosfórica $Ca_{10}F_2(PO_4)_5$ y ácido fosfórico (H_3PO_4):

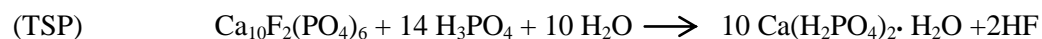


Figura 5. Reacción química del proceso de síntesis fertilizante superfosfato triple (TSP), (EIPPCB, 2007).

En los procesos de molienda de roca y recirculación se utilizan 38 kWh t^{-1} producto (EIPPCB, 2007); la emisión por generación eléctrica (año 2003) de los países de ODEC de Europa es 0,32 kg CO_2 kWh $^{-1}$ (IPCC, 2005a).

El uso de energía en los procesos es de 2,0 GJ t^{-1} producto, lo que incluye 0,3 GJ en producción de polvo, 1,0 en granulado, 0,7 para evaporación, (EIPPCB, 2007). La emisión considerada para Europa es de 61,08 kg CO_2 GJ $^{-1}$ (IPCC, 2005a).

La producción de TSP requiere la utilización de ácido fosfórico (H_3PO_4) en similares proporciones, la cual también se considera en la emisión.

Descomposición de urea

La aplicación de urea en los suelos provoca una liberación del CO_2 fijado en el proceso industrial. La urea ($CO(NH_2)_2$) en presencia de agua y enzimas ureasa se descompone en amoníaco, iones hidroxilo y bicarbonato. El bicarbonato posteriormente se transforma en CO_2 y agua (IPCC, 2006a).

Las emisiones de CO_2 por la fertilización con urea se estimaron mediante la siguiente ecuación (IPCC, 2006a):

$$CO_2 \text{ Urea} = M \cdot EF \cdot 44/12 \quad \text{Ecuación (11)}$$

M = cantidad anual de fertilización con urea, kg $ha^{-1}año^{-1}$

EF = factor de emisión, kg C kg $^{-1}$ urea. El factor de emisión (EF) general del IPCC para la urea es de 0,20.

Producción de semillas

En la producción de semillas y plántulas utilizadas para la siembra se consideró un factor de emisión de 1,025 kg C kg $^{-1}$ semilla para maíz y 0,11 para trigo de invierno (West y Marland, 2002).

Combustibles

La emisión producida por la quema de combustible en las distintas operaciones agrícolas (aradura o cincele, preparación de semilla, siembra, operaciones de mantenimiento y cosecha), se estimó en base a los factores de conversión IPCC (2005a), como se aprecia en la siguiente ecuación:

$$E_{\text{comb}} = C_f \cdot V_c \cdot FE \cdot F_o \quad \text{Ecuación (12)}$$

C_f = consumo de combustible ($l \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)

V_c = valor calórico neto, fuel 11,16 ($\text{kWh}^{-1} / \text{kg}$)

FE = factor de emisión, fuel 0,27 ($\text{kg CO}_2 / \text{kWh-1}$)

F_o = factor de oxidación, fuel 0,995

Lo anterior equivale a un factor de emisión de 3,05 $\text{Kg CO}_2 \text{ l}^{-1}$ para gasto en combustible.

Riego

Las emisiones de CO_2 por consumo de electricidad en el riego por aspersión se basan en las fuentes de generación de energía del sistema interconectado central de Chile (SIC). Se ponderó el consumo ($\text{kWh ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) en base a la distribución de las unidades generadoras del SIC (Cuadro 1). Los factores de emisión nacionales para las distintas fuentes generadoras eléctricas están definidos en IPCC (2005a).

Cuadro 1. Distribución de unidades generadoras del SIC.

Unidades generadoras SIC	Participación 2010	Factor de emisión $\text{g CO}_2 \text{ kWh}^{-1}$
Centrales de pasada y embalses	56%	8
Petróleo	22%	728
Carbón	16%	1091
Gas natural	3%	347
Biomasa	2%	-
Eólica	0,1%	0

Fuente: (CNE CHILE, 2010) (IPCC, 2005a)

$$E_{\text{riego}} = CE \cdot \sum (G_i \cdot FE_i) \quad \text{Ecuación (13)}$$

CE = consumo eléctrico ($\text{kWh ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)

G_i = porcentaje de participación en el SIC de unidad generadora i-esima (%)

FE_i = factor de emisión asociado a la unidad generadora i-esima ($\text{g CO}_2 \text{ kWh}^{-1}$)

Lo anterior equivale a un factor de emisión de 0,349 $\text{Kg CO}_2 \text{ kWh}^{-1}$ para energía eléctrica.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Balance de carbono del suelo en ambos sistemas agrícolas

Comportamiento anual del carbono orgánico del suelo

La capacidad de retención o emisión de C del sistema suelo-biomasa, reflejada en el comportamiento del C orgánico del suelo (Figura 6), varía en el tiempo según el sistema agrícola utilizado. En cero labranza habría un aumento del COS a una tasa anual de 343 kg ha⁻¹ de COS que indica una captación neta de CO₂ atmosférico, en cambio, en labranza convencional se pierden cerca de 395 kg de COS anualmente ($\Delta\text{COS}=-394,8$).

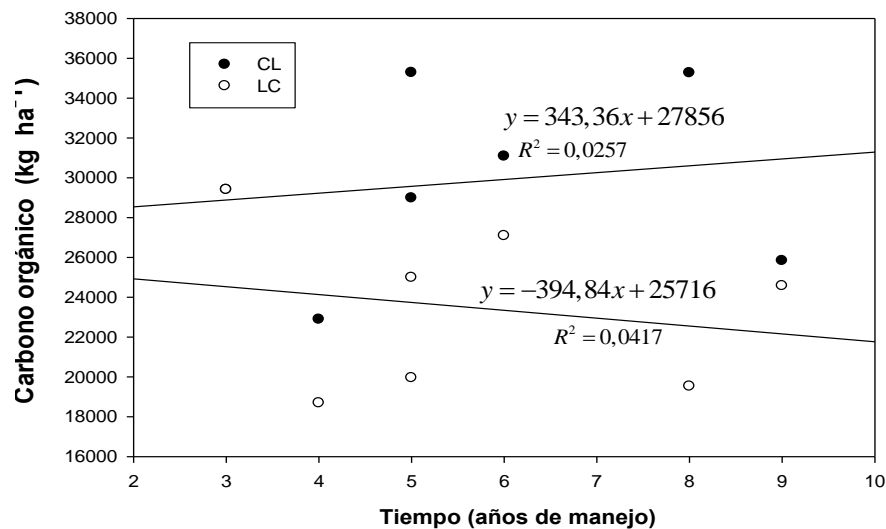


Figura 6. Evolución del carbono orgánico del suelo de los sistemas de cero labranza (CL) y labranza convencional (LC), en base a los datos reales.

Los factores principales que afectan la retención de C en el suelo son la restitución de residuos, el uso de fertilizantes inorgánicos y el movimiento de suelo (Martínez *et al.*, 2008). Al considerar despreciables las pérdidas por lixiviación y considerando ambos sistemas agrícolas analizados con similar restitución de residuos y aplicación de fertilizantes, la pérdida de COS en labranza convencional se explica principalmente por la inversión de la capa superficial de suelo.

Se observa una alta variabilidad anual del COS y un bajo valor de correlación R^2 de la regresión, las pruebas estadísticas a un 95% de confianza indican que no existe evidencia para asegurar una pendiente distinta a cero tanto en CL como en LC, sin embargo, una recta de pendiente igual a cero ($\Delta\text{COS}=0$) no se adecua a la representación física del problema, ya que ambos sistemas inicialmente (año de manejo 0) tenían similar contenido de COS, y a contar de las mediciones disponibles de COS (del año 3 en adelante) se registra (aún con alta dispersión) una marcada diferencia de contenido entre CL y LC (CL registra en

promedio un contenido 33% mayor de COS que LC). Lo anterior sugiere una evolución del COS positiva en CL y negativa en LC en el tiempo (años de manejo).

La curva de COS de tendencia lineal ascendente presentada se ajusta a las primeras etapas de manejo en CL (Reicosky y Archer, 2004), esperándose en mediano-largo plazo (sobre 20-50 años) una tendencia de estabilización de COS en CL Lal *et al.* (1998, citado por Reicosky y Archer, 2004).

Las cifras de secuestro de C observadas concuerdan con registros de Lal *et al.* (1998, citado por Reicosky y Archer, 2004) que indican una retención de 200 a 500 kg C ha⁻¹ año⁻¹ para CL. Pretty y Ball (2001) indican una retención de 300 a 600 kg C ha⁻¹ año⁻¹ para sistemas de labranza de conservación e incluso puede llegar a 1300 kg C ha⁻¹ año⁻¹. West y Post (2002) basados en estudios globales de largo plazo indican para el cambio a CL un secuestro promedio de 570 ± 140 kg C ha⁻¹ año⁻¹.

Balance de carbono del suelo

A continuación se presentan los principales resultados del balance de carbono del suelo de los sistemas analizados (Cuadro 2).

Cuadro 2. Balance de carbono y equivalente CO₂ del sistema suelo-biomasa de cero labranza (CL) y labranza convencional (LC).

	Sistema de labranza		Sistema de labranza	
	CL	LC	CL	LC
	(kg C ha ⁻¹ año ⁻¹)		(kg CO ₂ ha ⁻¹ año ⁻¹)	
Residuos aportados ¹ (RA+RS)	+ 9.221	+ 9.010	+ 33.811	+ 33.038
Descomposición de residuos ² (DR)	- 8.877	- 8.672	- 32.541	- 31.797
Erosión ² (E)	0	-114	0	-418
Descomposición MO aradura ² (DMA)	0	-619	0	- 2.271
Tasa de acumulación o pérdida ¹ (Δ COS)	346	-395	1.270	-1.448

¹ datos medidos, ² datos estimados. Un valor positivo indica una entrada al sistema del suelo.

En cero labranza la biomasa vegetal entrega un aporte anual de 346 kg ha⁻¹ de C al suelo, con una retención equivalente de 1.270 kg CO₂ ha⁻¹ anuales (Cuadro 2).

Los análisis indican que en cero labranza hay una contribución de 38 g de C al suelo por cada kg de C de residuo aportado (3,8% incluyendo raíces).

En labranza convencional se reincorporaron al suelo en promedio 9.010 kg C ha⁻¹ año⁻¹ en residuos y raíces, considerando una tasa de asimilación (TAS) de 3,8% igual que en cero labranza (supuesto definido en metodología), el aporte de C de residuos al suelo se estima en 338 kg C ha⁻¹ año⁻¹. Las pérdidas debido a erosión se estiman en 114 kg C ha⁻¹ año⁻¹, mientras que las pérdidas atribuidas a oxidación de materia orgánica en la aradura son cercanas a 619 kg C ha⁻¹ año⁻¹ (2.271 kg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹).

La emisión producida por el suelo en labranza convencional ($\Delta\text{COS} -\text{E}$) tiene un valor de $1.030 \text{ kg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$. La pérdida de C por erosión no fue contabilizada en la emisión de gases por no tratarse de una emisión a la atmósfera, sin embargo, la MO arrastrada en caso de ser trasladada a un sitio aledaño quedaría expuesta a la oxidación del C lo cual podría aumentar la emisión calculada en LC.

Potencial de calentamiento global (GWP)

A continuación se presentan los principales resultados de emisión en un cuadro comparativo entre ambos sistemas de labranza (Cuadro 3).

Cuadro 3. Comparación de las principales emisiones y captaciones de gases efecto invernadero en ambos sistemas de labranza.

Emisión-captación	Sistema de labranza	
	Cero Labranza ($\text{kg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)	L. Convencional ($\text{kg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$)
Aporte Efectivo de residuos al suelo	-1.270	-1.241
Descomposición MO aradura	0	2.271 (35%)
Emisión N_2O Residuos	0	356 (5%)
Emisión directa N_2O fertilizante	1.512 (40%)	1.512 (23%)
Emisión indirecta N_2O fertilizante	152 (4%)	152 (2%)
Emisión CO_2 producción fertilizante	1.248 (33%)	1.248 (19%)
Emisión CO_2 fertilizante $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$	511 (13%)	511 (8%)
Emisión CO_2 producción P_2O_5	47 (1%)	47 (1%)
Emisión CO_2 semillas	123 (3%)	123 (2%)
Emisión Combustibles	92 (2%)	162 (2%)
Emisión riego	142 (4%)	142 (2%)
Emisión Neta	2.556 (100%)	5.282 (100%)

El signo negativo indica una captación del cultivo. En paréntesis se indica el porcentaje relativo de la emisión.

Los reservorios de carbono de los sistemas agrícolas están asociados al suelo y la incorporación de residuos. Ambos sistemas agrícolas reciben similar aporte de MO producto de residuos al suelo teniendo una similar capacidad de fijación de CO_2 en el suelo de aproximadamente 1.250 kg ha^{-1} anuales (en labranza convencional se obtiene mayor rendimiento agrícola, sin embargo, en cero labranza de producen más residuos ya que presenta un menor IC).

La emisión atribuida a la aradura en labranza convencional ($\sim 2.270 \text{ kg de CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$) anula el efecto de fijación del C del suelo agrícola y transforma al reservorio en fuente de emisión.

El uso de fertilizante nitrogenado tiene una alta incidencia en la emisión de ambos sistemas agrícolas, produciendo en su ciclo de vida cerca de 11 kg eq-CO_2 por kg de N aplicado al cultivo.

En CL más del 90% de la emisión es generada por el fertilizante nitrogenado (~3.400 kg eq-CO₂ ha⁻¹ año⁻¹), dicha emisión se distribuye en; emisión directa de N₂O del campo (40%), emisión indirecta de N₂O (4%), emisión de CO₂ en síntesis de fertilizante (33%) y emisión de CO₂ en descomposición de fertilizante de urea (13%).

En labranza convencional la emisión producida por fertilizantes nitrogenados (incluyendo proceso de síntesis, descomposición y emisiones directas e indirectas de N₂O) es de 3.426 kg eq-CO₂ ha⁻¹ año⁻¹, similar a CL.

En ambos sistemas de cultivos estudiados se utilizaron similares dosis de fertilizantes (325 kg N /ha año promedio para la rotación), sin embargo, algunos estudios en otras localidades consideran un mayor requerimiento de fertilizante nitrogenado en CL (Six *et al.*, 2004).

La emisión anual por quema de combustibles fósiles en labores agrícolas es de 92 y 162 kg CO₂ ha⁻¹ en CL y LC respectivamente, no siendo relevantes en ambos sistemas agrícolas. Las intervenciones de maquinaria en el campo son puntuales produciendo un bajo efecto de emisión producto de quema de combustibles fósiles. Los resultados de una menor emisión de combustibles en CL concuerdan con (Frye, 1984; West y Marland, 2002).

La emisión producida en el riego por aspersión (consumo de energía eléctrica) es de 142 kg de CO₂ ha⁻¹ para ambos sistemas agrícolas.

En total la emisión en cero labranza es de 2.556 kg equivalentes de CO₂ anuales por ha de cultivo.

La emisión neta en LC es de 5.282 kg equivalentes de CO₂ ha⁻¹ año⁻¹, emitiendo 0,51 kg de CO₂ por cada kg de producto. Prácticamente el sistema agrícola de CL estudiado produce la mitad de emisiones que la labranza convencional (Cuadro 4).

Cuadro 4. Comparación de la emisión total entre ambos sistemas agrícolas.

Emisión	Sistema de labranza	
	Cero Labranza (CL)	L. Convencional (LC)
kg eq-CO ₂ ha ⁻¹ año ⁻¹	2.556	5.282
kg eq-CO ₂ kg grano ⁻¹	0,26	0,51

La inclusión de otros aspectos no contabilizados como el transporte de insumos, o extender el alcance de la cadena productiva (embalaje, distribución, etc.) aumentarán significativamente la emisión en ambos sistemas, principalmente por un mayor consumo de combustibles fósiles.

Escenario de emisión del cultivo en función del N aplicado en ambos sistemas agrícolas.

En la Figura 7 se aprecia la incidencia de la dosis de N en la emisión producida en ambos sistemas agrícolas.

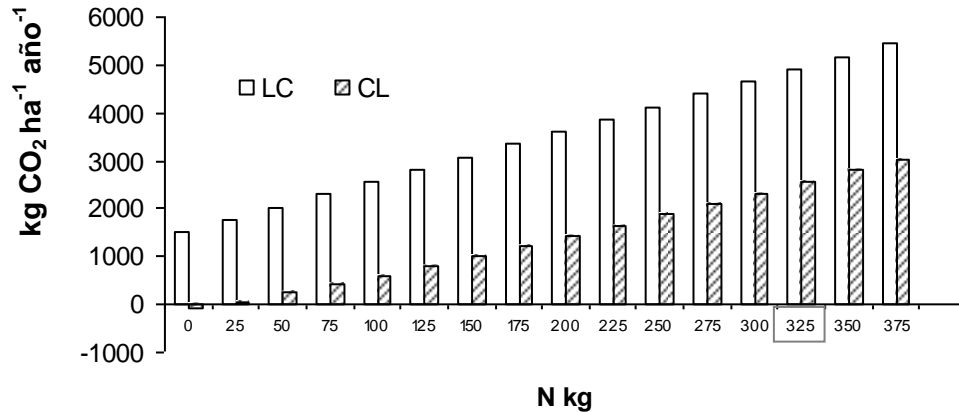


Figura 7. Escenario de emisión frente a variación de dosis N en los sistemas estudiados de cero labranza (CL) y convencional (LC) asumiendo valores constantes de otros insumos y combustibles. Considera la restitución de residuos al suelo y variación del rendimiento agrícola en función del N suministrado. (Anexo IV).

En la gráfica se aprecia la alta incidencia que tiene la dosis de N en la emisión total del cultivo, esta tendencia concuerda con lo registrado en Brentrup *et al.*, (2004). En CL se produce una menor emisión que en LC en los distintos escenarios de N aplicado, a la vez CL presenta una menor tasa de incremento de emisión que LC debido a que al aumentar la dosis de N aumenta la producción de residuos que contribuyen C al suelo (la contribución de C por residuos se pierde en LC).

En el sistema agrícola de CL requeriría utilizar una baja dosis de N fertilizante para lograr una emisión neutra, algo que no es factible en cultivos intensivos de alto rendimiento debido a su alto requerimiento de N.

Al reducir la aplicación de N (y emisión de N₂O) se reduce a su vez el rendimiento agrícola y produce un nueva relación kg CO₂/ kg producto, por lo cual la factibilidad de reducir la aplicación de N está condicionada a la relación N/rendimiento registrada.

A continuación se presenta un escenario esperado de emisión/unidad de producto de los sistemas analizados para distintas dosis de N (Figura 8). Esta curva se obtiene al dividir la curva de emisiones (Figura 7) por la curva de rendimiento agrícola esperado. La curva de rendimiento agrícola utilizada (Anexo V) fue estimada en base a la base de datos usada en este estudio.

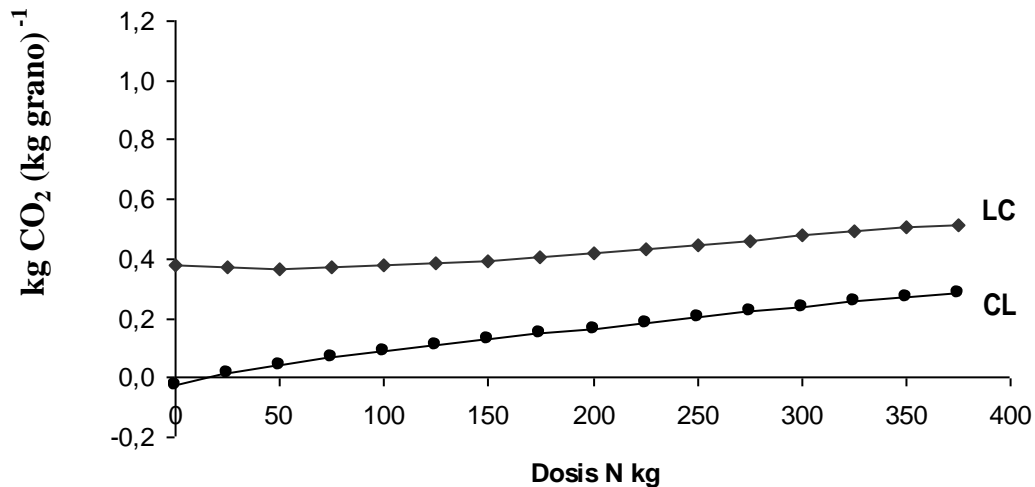


Figura 8. Emisión por unidad de producto kg eq-CO₂ kg grano⁻¹ según dosis de fertilizante N aplicado en cero labranza (CL) y labranza convencional (LC). (estimación) (Anexo V).

Una pendiente positiva de LC indica que un aumento en la dosis de N implica un aumento de emisión por unidad de producto (kg eq-CO₂ kg⁻¹ grano), esto indica que un aumento de la dosis de fertilizante N tiene un mayor impacto en la emisión que en el rendimiento agrícola.

Una pendiente neutra de LC indicaría que el aumento de fertilizante compensa en forma similar el aumento de emisiones con el aumento del rendimiento agrícola. En tal caso se podría aumentar la dosis de N y obtener un mayor rendimiento sin producir una mayor emisión, ya que produciría la misma emisión por unidad de producto solo que más concentrada en el territorio y la emisión de N₂O (a diferencia de la lixiviación) tiene impacto global y no local. Aunque sí presentará una mayor carga al sistema ecológico local en otros aspectos (ej. aumento de lixiviación de N).

La diferencia de la relación emisión/rendimiento entre CL y LC visualizada en la Figura 8 se debe principalmente a la captación y pérdida de C del suelo en CL y LC respectivamente. A medida que aumenta la dosis de N ambos sistemas convergen hacia una pendiente similar.

Dependiendo de la curva de rendimiento de respuesta al N aplicado es posible evaluar la dosis de N para que produzca una menor emisión por unidad de producto para distintos cultivos, probablemente la mayor incidencia en la relación emisión/producto está estrechamente relacionada con el óptimo de eficiencia agronómico del N.

Cabe señalar que para los análisis de este estudio se utilizaron los valores estimados del IPCC para emisiones de N₂O. No obstante existen estudios que indican una posible mayor desnitrificación en CL y por ende mayor emisión de N₂O (Bouwman, 1996; Dalal *et al.*, 2003; Six *et al.*, 2004; Changsheng *et al.*, 2005), otros estudios indican a largo plazo una reducción de N₂O en CL (Halvorson *et al.*, 2008; Ussiri *et al.*, 2009). Otros autores indican que el efecto de CL en las emisiones de N₂O es variable pudiendo ser mayor, menor igual a LC dependiendo de las condiciones locales (Smith *et al.*, 2008).

La alta incidencia del N registrada en la emisión de los cultivos estudiados y la compleja dinámica del N₂O frente a los factores ambientales y de manejo, hacen conveniente mediciones directas de N₂O del suelo de los cultivos que permitan contabilizar con un mayor grado de precisión las diferencias de emisión entre CL y LC en condiciones locales.

CONCLUSIONES

La comparación de emisión de gases efecto invernadero entre los cultivos analizados indica que en cero labranza se produce una menor emisión que en el sistema de labranza convencional.

Ambos sistemas agrícolas analizados reciben similar ingreso de C al suelo teniendo una similar capacidad de fijación de CO₂. Sin embargo, en la labranza convencional, el efecto de la aradura produce una emisión casi dos veces mayor que la retención de carbono anual del suelo, convirtiendo al potencial reservorio en una fuente de emisión.

La conversión de los sistemas agrícolas convencionales estudiados a cero labranza reduciría hasta la mitad sus actuales emisiones, tanto en emisiones por unidad de área como por unidad de producto.

La emisión de N₂O producida por el uso de fertilizantes sintéticos nitrogenados tiene una alta incidencia en ambos sistemas agrícolas. La emisión producida por uso de maquinaria y combustibles no es relevante en la emisión neta de gases efecto invernadero.

El mayor desafío para la mitigación del calentamiento global en ambos sistemas agrícolas es la reducción de emisión de N₂O derivados de fertilizantes nitrogenados. En labranza convencional es altamente recomendable la conversión a cero labranza o en su defecto una reducción de la aradura.

BIBLIOGRAFÍA

Acevedo, E. y Martínez, E. 2003. Sistema de labranza y productividad de los suelos Proceedings del seminario sustentabilidad en cultivos anuales. Santiago, Chile, 3 y 4 de diciembre, 2002. Editor E. Acevedo. Santiago, Universidad de Chile, Serie Ciencias Agronómicas 8: 13-25.

Acevedo, E. y Silva, P. 2003. Agronomía de la Cero Labranza. Ciencias Agronómicas N° 10. 132 pp.

Adviento-Borbe, M.A.A., M.L. Haddix, D.L. Binder, D.T. Walters, and Dobermann A. 2007. Soil greenhouse gas fluxes and global warming potential in four high-yielding maize systems. *Global Change Biology* 13: 1972-1988.

Batjes, N.H. 1999. Management options for reducing CO₂-concentrations in the atmosphere by increasing carbon sequestration in the soil. ISRIC. Wageningen, The Netherlands. 114 pp.

Brentrup, F. Kusters, J. Lammel, J. Barraclough, P. and Kuhlmann, H. 2004. Environmental impact assessment of agricultural production systems using the life cycle assessment (LCA) methodology II. The application to N fertilizer use in winter wheat production systems. *European Journal of Agronomy* 20(3): 265-279

Bouwman, A.F. 1996. Direct emission of nitrous oxide from agricultural soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 46: 53-70.

CIREN. 1996. Estudio Agrológico Región Metropolitana. Descripciones de suelos. Materiales y símbolos. 414 pp.

Changsheng, L., Frolking, S. and Butterback-Bahl, K. 2005. Carbon sequestration in arable soils is likely to increase nitrous oxide emissions, offsetting reductions in climate radiative forcing. *Climatic Change* 72(3): 321-38.

Constantini, A. y Cosentino, D. 1998. Dinámica de las fracciones carbonatadas en un ciclo de cultivo de maíz bajo tres sistemas de labranza. Universidad de Buenos Aires. 22 p.

CNE-Chile. 2010. Estadísticas 2010 electricidad/producción y consumo de unidades generadoras del Sistema Interconectado Central de Chile.

Dalal, R. C., Wang, W., Robertson, G.P., and Parton, W. 2003. Nitrous oxide emission from australian agricultural lands and mitigation options: a review. *Australian Journal of Soil Research* 41: 165-195.

Dalgaard T., Halberg N., Porter J.R. 2001. A model for fossil energy use in Danish agriculture use to compare organic and conventional farming. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 87 (1): 51-65.

EPA. 2000. Profile of the Agricultural Chemical, Pesticide, and Fertilizer Industry. Office of Compliance Office of Enforcement and Compliance Assurance United States Environmental Protection Agency. Washington, DC, USA. 206 pp.

EIPPCB. 2007. European Integrated Pollution Prevention and Control Bureau, Draft Reference Document on Best Available Techniques for the Large Volume Inorganic Chemicals, Ammonia, Acids and Fertilisers Industries, August 2007, European Commission Directorate General JRC, Joint Research Centre, Institute for Prospective Technological Studies, Spain. 446 pp.

EIPPCB. 2010. Draft Reference Document on Best Available Techniques for Mineral oil and gas refineries. July 2010. European Commission Directorate General JRC, Joint Research Centre, Institute for Prospective Technological Studies, Spain. 624 pp.

FAO. 2002. Captura de carbono en los suelos para un mejor manejo de la tierra. Informes sobre recursos mundiales de suelos 96. Roma, 58 pp.
Disponibile en <http://www.fao.org/3/a-bl001s.pdf>

FAO. 2004. Estimaciones globales de las emisiones gaseosas de NH₃, NO y N₂O provenientes de las tierras agrícolas. Roma.121 pp.
Disponibile en <http://www.fao.org/3/a-y2780s.pdf>

Frye W. 1984. Energy requirements in no - tillage. In: No - tillage agriculture, pp. 127-151, Van Nostrand Reinhold. N. York, USA

García de Cortázar, V. 2003. Simulación de la dinámica de los rastrojos sobre el suelo en cero labranza. Sustentabilidad en cultivos anuales cero labranza manejo de rastrojos. Proceedings del seminario sustentabilidad en cultivos anuales. Santiago, Chile, 3 y 4 de diciembre, 2002. Editor E. Acevedo. Universidad de Chile. Serie Ciencias Agronómicas 8: 57-80.

Guinée, J.B. , Oers, L.F.C.M., van Koning, A., and Tamis, W.L.M. 2006. Life cycle approaches for Conservation Agriculture. Leiden: CML Department of Industrial Ecology. 69 pp.

Haas, G., F. Wetterich, and Kopke U. 2001. Comparing intensive, extensified and organic grassland farming in southern Germany by process life cycle assessment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 83: 43-53.

- Harada, H., H. Kobayashi, and Shindo H. 2007. Reduction in greenhouse gas emissions by no-tilling rice cultivation in Hachirogata polder, northern Japan: Life-cycle inventory analysis. *Soil Science and Plant Nutrition* 53: 668-677.
- Halvorson, A. D., S.J. Del Grosso, and Reule C.A. 2008. In Proc. of 2008 Great Plains Soil Fertility Conference. Denver, CO, March 4-5, 2008. Kansas State University, Manhattan and International Plant Nutrition Institute, Brookings, SD. 12:28-33.
- Heijungs, R., Guinée, J.B., Huppes, G., Lankreijer, R.M., Ansems, A.A.M., Eggels, P.G., van Duin, R. and de Goede, H.P. 1992. Environmental life cycle assessment of products guide and backgrounds. Centre of Environmental Science (CML). Leiden. 96 pp.
- Koga N., Tsuruta H., Tsuji H., and Nakano H. 2003. Fuel consumption-derived CO₂ emissions under conventional and reduced tillage cropping systems in northern Japan. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 99: 213-219.
- IPCC. 2005a. CO₂ emissions from fuel combustion 1971-2003. Emissions de CO₂ dues la combustión d'énergie. OECD-IEA. Paris. 320 pp.
- IPCC. 2005b. Carbon dioxide capture and storage. IPCC Special Reports. Summary for Policymakers and Technical Summary. IPCC, Geneva, Switzerland. 53 pp.
- IPCC. 2006a. Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Volumen 4: Agricultura, silvicultura y otros usos de la tierra. Capitulo 11: Emisiones de N₂O de los suelos gestionados y emisiones de CO₂ derivadas de la aplicación de cal y urea. OECD. Paris.
- IPCC. 2006b. Directrices del IPCC de 2006 para los inventarios nacionales de gases de efecto invernadero. Volumen 3: Procesos industriales y uso de productos. Capitulo 3: Emisiones de la industria química. OECD. Paris.
- IPCC. 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- ISO-14040. 1997. Environmental management-Life cycle assessment-Principles and framework. International Organisation for Standardisation ISO. International standard. 14040. Geneva.
- Lal, R. 1997. Residue management, conservation tillage and soil restoration for mitigating greenhouse effect by CO₂- enrichment. *Soil and Tillage Research* 43: 81-107.
- Lal, R. 2004. Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304: 1623-1627.

Nemecek, T., C. Frick, D. Dubois and Gaillard G. 2001. Comparing farming systems at crop rotation level by LCA. Proceedings of International Conference on LCA in Foods. The Swedish Institute for Food and Biotechnology, Gothenburg, Sweden. 65-69.

Nemecek, T. and Baumgartner D. 2006. GL-Pro Report: Environmental impacts of introducing grain legumes into European crop rotations and pig feed formulas. Agroscope Reckenholz-Tänikon Research Station ART, Zurich, Switzerland. 63 pp.

Novoa, R., González, S. y Opazo, G. 2001. Buenas prácticas del manejo de fertilizantes. Material docente. Universidad de Chile. Facultad de Ciencias Agronómicas. Disponible en <http://www2.inia.cl/medios/biblioteca/serieactas/NR28128.pdf>

Manterola, H., Cerda, D. y Mira, J. 1999. Los residuos agrícolas y su uso en la alimentación de rumiantes. FIA-Universidad de Chile. 222 pp.

Martínez E., Fuentes J E. y Acevedo E. 2008. Soil organic carbon and soil properties. Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal 8(1): 68-96.

Pretty J. and Ball A. 2001. Agricultural Influences on Carbon Emissions and Sequestration: A Review of Evidence and the Emerging Trade Options. Centre for Environment and Society. Occasional Paper 2001-03. University of Essex. Disponible en <http://www.essex.ac.uk/ces/occasionalpapers/CSEQPaperFINAL.pdf>

Reyes, J. Martínez, E. Silva, P. y Acevedo, E. 2002. Cero labranza y propiedades de un suelo aluvial de Chile Central. Boletín N° 18. Proceedings del IX Congreso Nacional de la Ciencia del Suelo.

Reicosky, D.C. 2002. Long-term effect of moldboard plowing on tillage-induced CO₂ loss. In: Kimble, J.M., Lal, R., Follett, R.F. (Eds.), Agricultural Practices and Policies for Carbon Sequestration in Soil. CRC/Lewis Publishers, Boca Raton, FL, pp. 87-97.

Reicosky, D.C. y Archer, O.W. 2004. Cuantificación agronómica del aumento de materia orgánica del suelo en siembra directa. En XIII Congreso anual de AAPRESID, Rosario, Santa Fe, Argentina, 9 -12 Agosto, 2005.

Saggar, S. 2008. Nitrous oxide emissions from and their management in, managed grasslands. SciTopics. Retrieved January 01, 2010, from http://www.scitopics.com/nitrous_oxide_emissions_from_and_their_management_in_managed_grasslands.html

Santibáñez, F., y Uribe, J. 1990. Atlas Agroclimático de Chile. Regiones V y Metropolitana. Laboratorio de Agroclimatología, Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad de Chile, Santiago, Chile. 65 pp.

SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry). 1993. Guidelines for Life-Cycle Assessment: A code of practice. Brussels, Belgium.

Six, J., S.M. Ogle, F.J. Breidt, R.T. Conant, A.R. Mosier, and Paustian K. 2004. The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practiced in the long-term. *Global Change Biology* 10: 155-160.
<http://escholarship.org/uc/item/1bz3k63v>

Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, B., Sirotenko, O., Howden, M., McAllister, T., Pan, G., Romanenkov, V., Schneider, U., Towprayoon, S., Wattenbach, M., and Smith, J. 2008. Greenhouse gas mitigation in agriculture, *Philosophical Transactions of the Royal Society B. Biological Sciences* 363: 789-813.

Van der Werf, H.M.G., J. Tzilivakis, K. Lewis, and Basset-Mens C. 2007. Environmental impacts of farm scenarios according to five assessment methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118: 327-338.

Wegener S., A., Kleijn, R., van Zeijts, H., Reus, J.A.W.A., Meusen van Onna, H., Leneman, H. and Sengers, H.H.W.J.M. 1996. Application of LCA to Agricultural Products. Centre of Environmental Science Leiden University (CML). CML report 130. Leiden. 106 pp.

West T.O. and Post W.M. 2002. Soil organic carbon sequestration rates by tillage and crop rotation: a global data analysis, *Soil Science Society of America Journal* 66: 1930-1946.

West T.O. and Marland G. 2002. A synthesis of carbon sequestration, carbon emissions, and net carbon flux in agriculture: comparing tillage practices in the United States, *Agriculture, Ecosystems and Environment* 91: 217-232.

Wild, A. and Russell, E. 1992. Condiciones del suelo y desarrollo de las plantas según Russell. España. 1145 pp.

Wood, R., M. Lenzen, C. Dey, and Lundie S. 2006. A comparative study of some environmental impacts of conventional and organic farming in Australia. *Agricultural Systems* 89: 324-348.

UNEP-WCMC. 2009. The Natural Fix? The Role of Ecosystems in Climate Mitigation. 41 pp.

Ussiri, D.A.N., Lal, R., Jarecki, M. K. 2009. Nitrous oxide and methane emissions from long-term tillage under a continuous corn cropping system in Ohio. *Soil and Tillage Research* 104: 247-255.

ANEXO I: Registros de carbono orgánico del suelo (COS)

Carbono orgánico del suelo (COS) (%)

Años de labranza	Año	Ensayo	CL COS (%)	LC COS (%)
3	(2000-2001)	A	1,40	1,40
4	(2004-2005)	B	1,09	0,89
5	(2002-2003)	A	1,38	1,19
5	(2005-2006)	B	1,68	0,95
6	(2006-2007)	B	1,48	1,29
8	(2005-2006)	A	1,68	0,93
9	(2006-2007)	A	1,23	1,17

Carbono orgánico del suelo (COS) a 15 cm de profundidad (kg ha⁻¹año⁻¹)

Años de labranza	Año	Ensayo	CL COS kg ha ⁻¹	LC COS kg ha ⁻¹
3	(2000-2001)	A	29400	29400
4	(2004-2005)	B	22890	18690
5	(2002-2003)	A	28980	24990
5	(2005-2006)	B	35280	19950
6	(2006-2007)	B	31080	27090
8	(2005-2006)	A	35266	19530
9	(2006-2007)	A	25830	24570

Las mediciones de COS provienen de 2 sitios experimentales del Campo Experimental Antumapu, Universidad de Chile. Región Metropolitana. El ensayo A corresponde a tratamientos en cero labranza (CL) y labranza convencional (LC) de 10 años de manejo. El ensayo B corresponde a tratamientos de cero labranza y labranza convencional de 6 años. Ambas muestras de carbono orgánico del suelo se tomaron en la fase de trigo (registros del laboratorio SAP).

ANEXO II: Registros de biomasa vegetal

Rendimientos en grano de trigo y maíz (kg materia seca ha⁻¹año⁻¹)

Año medición	Ensayo	Rend. Trigo (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)		Rend. Maíz (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	
		CL	LC	CL	LC
2000-2001	A	-	-	-	-
	B	6121	4572	13200	15022
2001-2002	A	-	-	-	-
	B	3025	3730	12248	15384
2002-2003	A	4820	7636	20232	16421
	B	4836	6058	11433	17920
2003-2004	A	2336	3748	21062	17374
	B	2899	3243	18454	19060
2004-2005	A	3189	4327	17153	13968
	B	1880	4176	15992	14888
2005-2006	A	-	-	-	-
	B	2428	2944	17057	16440
2006-2007	A	5396	6403	19061	18223
	B	2860	4818	12733	12729
PROMEDIO ANUAL		3617	4696	16239	16130

Índice de cosecha real (IC)

	Sistema de labranza	
	CL	LC
IC trigo	0,32	0,34
IC maíz	0,48	0,52

Distribución de la biomasa, expresada en grano y residuo dejado en terreno (kg materia seca y kg C ha⁻¹ año⁻¹)

Biomasa del cultivo	Sistema de labranza		Sistema de labranza	
	CL	LC	CL	LC
	kg MS ha ⁻¹	kg MS ha ⁻¹	kg C ha ⁻¹	kg C ha ⁻¹
Rendimiento trigo	3617	4696	1809	2348
Rendimiento maíz	16239	16130	8119	8065
Rendimiento rotación (promedio)	9928	10413	4964	5206
Residuo trigo	7687	9280	3843	4640
Residuo maíz	17592	15130	8796	7565
Residuo rotación (promedio)	12639	12205	6320	6102

Distribución biomasa resumen (kg C ha⁻¹ año⁻¹)

Biomasa anual del cultivo	Sistema de labranza	
	CL	LT
	kg C ha ⁻¹	kg C ha ⁻¹
BIOMASA TOTAL	16119	16155
RESIDUOS AEREOS	6320	6102
GRANO	4964	5206
RAICES	4836	4847
RAICES (0-15cm) (60%)	2901	2908

ANEXO III: Detalles de emisión anual de insumos agrícolas

:

Emisión Insumos

	Sistema de labraza	
	CL	LC
	kg eq-CO ₂ ha ⁻¹	kg eq-CO ₂ ha ⁻¹
Emisión N ₂ O Residuos	0	356
Emisión directa N ₂ O Fertilizantes	1512	1512
Emisión indirecta N ₂ O Fertilizantes N	152	152
Emisión CO ₂ producción Fertilizantes N	1248	1248
Emisión CO ₂ urea	511	511
Emisión CO ₂ producción P ₂ O ₅	47	47
Emisión CO ₂ producción semillas	123	123
Emisión CO ₂ Combustibles	92	162
Emisión CO ₂ en bombeo de riego	142	142
EMISION INSUMOS	3826	4252

Aporte de N en residuos y emisión de N₂O

	CL	LC
C residuos trigo (kg C ha ⁻¹ año ⁻¹)	3843	4640
C residuos maíz	8796	7565
Relación C/N trigo	80	80
Relación C/N maíz	50	50
N residuos trigo (kg N ha ⁻¹ año ⁻¹)	48	58
N residuos maíz	113	97
Promedio aporte N residuos (kg N ha ⁻¹ año ⁻¹)	80	77
EMISION RESIDUOS¹ (kg CO ₂ eq ha ⁻¹ año ⁻¹)	0	356

¹ En residuos sobre la superficie no se consideró emisión de N₂O

Detalle de emisión directa de N₂O de fertilizante

	CL	LC
Dosis N fertilizante - trigo (kg N ha ⁻¹ año ⁻¹)	150	150
Dosis N fertilizante - maíz (kg N ha ⁻¹ año ⁻¹)	500	500
Promedio N fertilizante aplicado (kg N ha ⁻¹ año ⁻¹)	325	325
Emisión fertilizantes (kg N ₂ O ha ⁻¹ año ⁻¹)	5,1	5,1
Emisión fertilizantes (kg CO ₂ eq ha ⁻¹ año ⁻¹)	1512	1512

Detalle de emisión indirecta de N₂O de fertilizante

	CL	LC
Promedio fertilizante aplicado (kg N ha ⁻¹ año ⁻¹)	325	325
Emisión INDIRECTA fertilizantes (kg CO ₂ eq ha ⁻¹ año ⁻¹)	152	152

ANEXO III (continuación)

Producción de urea $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$

Emisión en producción de amoníaco en base a gas natural

Proceso	requerim. / t NH_3	factor emisión	t CO_2 / t NH_3	fuelle
Refinamiento gas natural	1 t CH_4	0,22 t CO_2 /t refinado	0,22	(EIPPCB, 2010)
Energía primaria neta	28 GJ	61,02 kg CO_2 /GJ	1,71	(EIPPCB, 2007), (IPCC, 2005a)
Emisión CO_2	1,4 t CO_2	1	1,40	(EIPPCB, 2007)
Total produc. NH_3			3,33	

Emisión en producción de urea $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$

	requerim. / t urea	t CO_2 / t urea	fuelle
NH_3 utilizado	567 kg	1,89	(EIPPCB, 2007)
CO_2 utilizado (50% reutilización)	-366,5 kg	-0,37	(EIPPCB, 2007)
Energía	4,1 GJ	0,24	(EIPPCB, 2007), (IPCC, 2005a)
Factor de emisión (kg CO_2 /kg urea)		1,77	

Emisión en producción de urea utilizada (kg CO_2 ha⁻¹año⁻¹)

	CL (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	LC (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)
N aplicado	325	325
Urea (46% N)	707	707
Emisión CO_2	1248	1248

Producción de P_2O_5 como súperfosfato triple (TSP)

Producción de súperfosfato triple (TSP)

Proceso	requerimientos por tonelada	factor	t CO_2 / t TSP
Extracción y transporte roca fosfórica			0,100
Molienda de roca (3 ton)	20 kWh/ t roca	0,32 kg CO_2 / kWh	0,019
Recirculación	18 kWh/ t TSP	0,32 kg CO_2 / kWh	0,006
Producción de polvo	0,3 GJ / t TSP	61,02 kg CO_2 / GJ	0,018
Granulado	1 GJ / t TSP	61,02 kg CO_2 / GJ	0,061
Evaporación	0,7 GJ / t TSP	61,02 kg CO_2 / GJ	0,043
Producción ácido fosfórico (H_3PO_4)	180 kWh/ t H_3PO_4	0,32 kg CO_2 / kWh.	0,058
Total			0,305

Fuente: (EIPPCB, 2007) (IPCC, 2005a)

Emisión P_2O_5 como súperfosfato triple

	CL (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)	LC (kg ha ⁻¹ año ⁻¹)
P_2O_5	70	70
TSP (45% P_2O_5)	156	156
Emisión CO_2	47	47

ANEXO III (continuación)

Emisión CO ₂ por descomposición de urea CO(NH ₂) ₂	CL	LC
	kg ha ⁻¹ año ⁻¹	kg ha ⁻¹ año ⁻¹
Promedio N aplicado	325	325
Urea aplicada	707	707
Emisión C (se asume la mayor emisión)	139	139
Emisión CO ₂	511	511

Detalle emisión co₂ de combustible en labores agrícolas

Actividad	diesel	oil	Total
	(l ha ⁻¹)	(l ha ⁻¹)	
Aradura de inversión (LC)	20	0,05	
Rastraje (2 pasadas) (LC)	4	0,03	
Arado cincel (CL)	3	0,03	
Siembra	3	0,03	
Aplicación pesticida (2)	1,5	0,03	
Aplicación fertilizante (2)	2	0,03	
Limpieza mecánica malezas (CL)	2	0,03	
Cosecha	15	0,05	
Consumo combustible CL	30	0,17	
Consumo combustible LC	53	0,25	
Emisión combustible CL (kg CO ₂ ha año)	91	0,5	91,5
Emisión combustible LC (kg CO ₂ ha año)	160,7	0,8	161,6

Fuentes: registros en terreno, adaptado de (Dalgaard *et al.*, 2001) y (Koga *et al.*, 2003).

Emisión en riego¹

Unidades generadoras del SIC	Participación 2010	Factor de emisión	Emisión
		g CO ₂ kWh ⁻¹	kg CO ₂ ha ⁻¹ año ⁻¹
Centrales de pasada y embalses	56%	8	1,8
Petróleo	22%	728	65,2
Carbón	16%	1091	71,1
Gas natural	3%	347	4,0
Biomasa	2%	Sin dato	0,0
Eólica	0,1%	0	0,0
Emisión			142

Fuentes: registros en terreno de consumo, factores de emisión para Chile (IPCC, 2005a), SIC de Chile (CNE Chile, 2010).

¹ Emisión calculada en base al consumo de combustible fósil en generación de energía eléctrica utilizada, no se consideran diferencias en riego entre CL y LC.

ANEXO IV: Escenario de aumento de dosis de N

Supuestos frente a una variación de dosis de N:

- El consumo de combustible de maquinaria agrícola permanecerá constante.
- La emisión de otros insumos (semillas, riego, fosfato) permanecerá constante. Sus variaciones no se consideraron significativas en la emisión. Estos insumos emiten al rededor del 8% de la emisión del cultivo (excluyendo emisión de aradura).
- En LC la emisión del suelo es constante.
- En CL la captación de C del suelo se consideró proporcional a la cantidad de residuos vegetales aportados, los cuales se relacionan con el rendimiento.
- Un aumento de N fertilizantes implica un aumento de rendimiento agrícola según una función cuadrática (Anexo V).

Emisión total (kg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹)

$$E_{total} = \sum E_i$$

$$E_{total} = E_{fertN} + E_{insumos} + E_{CO_2suelo}$$

Donde:

$$E_{fertN} = E_{directaN_2O} + E_{indirectaN_2O} + E_{producUrea} + E_{CO_2urea}$$

$$E_{fertN} = 10,53 x \quad , \text{ donde } x = \text{dosis de N}$$

Emisión del cultivo en función del N aplicado en cero labranza

$$E_{CL}(N) = 10,53 N + E_{insumosCL} + E_{sueloCL}$$

$$E_{CL}(N) = 10,53 N + 404 + E_{sueloCL}$$

Ecuación (14)

Donde:

N es la dosis de Nitrógeno

$$E_{insumosCL} = E_{producP_2O_5} + E_{semillas} + E_{riego} + E_{comb} = \text{cte.}$$

$$E_{insumosCL} = 404 \text{ (kg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}\text{)}$$

En CL la captación de CO₂ del suelo (E_{sueloCL}) se puede calcular mediante la siguiente fórmula:

$$E_{sueloCL} = -(RA+RS) \cdot TAS \cdot 0,5 \cdot 44/12$$

Donde:

TAS está definido en la Ecuación 5 con un valor de 3,8%.

$$RA+RS = (1-IC)/IC \cdot \text{rendimiento} + 0,3/0,7 \cdot \text{rendimiento}/IC \cdot 0,6$$

$$RA+RS \sim 1,8 \cdot \text{rendimiento} \quad , \text{ considerando el promedio de fase trigo y maíz.}$$

Emisión del cultivo en función del N aplicado en Labranza convencional

$$E_{LC}(N) = 10,53 N + E_{insumosLC} + E_{sueloLC}$$

$$E_{LC}(N) = 10,53 N + 474 + 1030$$

Ecuación (15)

Donde:

$$E_{insumosLC} = E_{producP_2O_5} + E_{semillas} + E_{riego} + E_{comb} = \text{cte.}$$

$$E_{insumosLC} = 474 \text{ (kg CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ año}^{-1}\text{)}$$

$$E_{sueloLC} = \Delta COS - \text{Erosión} = 1030.$$

ANEXO V: Escenario de rendimiento agrícola según dosis de N

Variación del rendimiento en función de la dosis N

Para estimar un ejemplo verosímil de la variación del rendimiento agrícola en función de la dosis de N, se estableció un modelo incidencia de rendimientos decrecientes de N mediante una relación cuadrática (Novoa *et al.*, 2001). (Se asume que otros factores limitantes del rendimiento agrícola permanecen constantes).

Se estableció una dosis cero de N asociada a un rendimiento mínimo esperable para trigo y maíz, a la vez que se asocia una dosis máxima de N atribuida a un rendimiento máximo, el cual es el punto de inflexión de la curva cóncava.

$$Y(x) = ax^2 + bx + c \quad , \text{ donde}$$

Y= rendimiento esperado (kg grano ha⁻¹ año⁻¹)

x= dosis de nitrógeno aplicada (kg N ha⁻¹ año⁻¹)

c= rendimiento mínimo esperado (Ymin) correspondiente a una dosis cero de N.

Los coeficientes de la curva están definidos por:

$$a = - (Y_{\max} - Y_{\min}) / X_{\max}^2$$

$$b = 2 (Y_{\max} - Y_{\min}) / X_{\max}$$

$$c = Y_{\min}$$

Los valores Ymax son estimaciones de comportamientos esperados en base a los registros disponibles de los cultivos analizados.

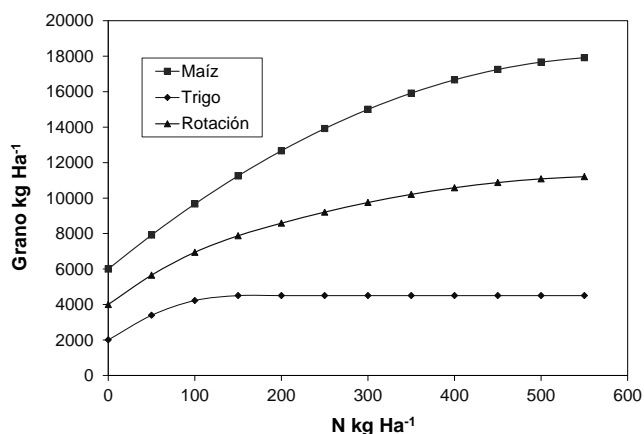
Para el cultivo de trigo se utilizaron los siguientes supuestos: la dosis de N deja de tener efecto en el rendimiento de trigo cuando es mayor a 150 kg ha⁻¹. La dosis de N deja de tener efecto en el rendimiento del maíz a contar de 600 kg ha⁻¹ donde se produce el máximo valor (punto de inflexión de la curva).

$$F(x) \text{ trigo} = \begin{cases} -0,11x^2 + 33,33x + 2000 & , \text{ si } 0 < x < 150 \\ 4500 & , \text{ si } x > 150 \end{cases}$$

$$F(x) \text{ maíz} = \begin{cases} -0,033x^2 + 40x + 6000 & , \text{ si } 0 < x < 600 \\ 18000 & , \text{ si } x > 600 \end{cases}$$

$$F(x) \text{ rotación} = (F(x) \text{ trigo} + F(x) \text{ maíz}) / 2$$

x= dosis de nitrógeno aplicada **Ecuación (16)**



La curva utilizada es el rendimiento promedio de la rotación (fase trigo y fase maíz). Se utilizó la misma curva de rendimiento en CL y LC (LC registra un rendimiento 5% mayor).

ANEXO V (Continuación)

Detalles de Figura 5 y Figura 6.

CERO LABRANZA (CL)

Figura 5

Figura 6

dosis N	rend	delta COS	EfertN	EinsumosCL	emisionCL	emis/rend
kg	kg grano	kg CO ₂	kg CO ₂	kg CO ₂	kg CO ₂	kg CO ₂ /kg grano
0	4000	-502	0	404	-98	-0,02
25	4783	-600	263	404	67	0,01
50	5505	-690	525	404	239	0,04
75	6168	-773	788	404	418	0,07
100	6771	-849	1050	404	605	0,09
125	7314	-917	1313	404	799	0,11
150	7797	-978	1575	404	1001	0,13
175	8220	-1031	1838	404	1211	0,15
200	8583	-1076	2100	404	1428	0,17
225	8906	-1117	2363	404	1650	0,19
250	9208	-1155	2625	404	1874	0,20
275	9490	-1190	2888	404	2102	0,22
300	9750	-1223	3150	404	2331	0,24
325*	9990	-1253	3413	404	2564	0,26
350	10208	-1280	3675	404	2799	0,27
375	10583	-1327	3938	404	3014	0,28

* dosis real

LABRANZA CONVENCIONAL (LC)						
dosis N	rend	E COS	EfertN	EinsumosLC	emisionLC	emis/rend
kg	kg grano	kg CO ₂	kg CO ₂	kg CO ₂	kg CO ₂	kg CO ₂ /kg grano
0	4000	1030	0	474	1504	0,38
25	4783	1030	263	474	1767	0,37
50	5505	1030	525	474	2029	0,37
75	6168	1030	788	474	2292	0,37
100	6771	1030	1050	474	2554	0,38
125	7314	1030	1313	474	2817	0,39
150	7797	1030	1575	474	3079	0,39
175	8220	1030	1838	474	3342	0,41
200	8583	1030	2100	474	3604	0,42
225	8906	1030	2363	474	3867	0,43
250	9208	1030	2625	474	4129	0,45
275	9490	1030	2888	474	4392	0,46
300	9750	1030	3150	474	4654	0,48
325*	9990	1030	3413	474	4917	0,49
350	10208	1030	3675	474	5179	0,51
375	10583	1030	3938	474	5442	0,51

Nota: En la estimación no se consideró la emisión de N₂O de residuos.

Donde:

rend = rendimiento en función del nitrógeno aplicado (Ec. 16)

emisionCL= emisión en cero labranza kg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹ (Ec. 14)emisionLC= emisión en labranza convencional kg CO₂ ha⁻¹ año⁻¹ (Ec. 15)emis/rend = emisión por unidad de producto kg CO₂ kg⁻¹ grano