

# **Emisiones de óxido nitroso a diferentes escalas espaciales y temporales en suelos agrícolas de la región Pampeana**

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

**Tomás Della Chiesa**

Ingeniero agrónomo - Universidad de Buenos Aires - 2011

Lugar de trabajo: IFEVA, Facultad de Agronomía, Universidad de Buenos Aires,  
CONICET



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





## COMITÉ CONSEJERO

Director de tesis

**Laura Yahdjian**

Licenciada en Biología, Universidad de Buenos Aires  
Doctora en Ciencias Agropecuarias, Universidad de Buenos Aires

Co-director

**Gervasio Piñeiro**

Ingeniero Agrónomo, Universidad de la República, Uruguay  
Doctor en Ciencias Agropecuarias, Universidad de Buenos Aires

Consejero de Estudios

**Esteban Jobbágy**

Ingeniero Agrónomo, Universidad de Buenos Aires  
Magister Scientiae en Recursos Naturales, Universidad de Buenos Aires  
Doctoren Biología, Duke University (EEUU)

## JURADO DE TESIS

**Martín Moises Acreche**

Ingeniero Agrónomo, Universidad Nacional de Salta  
Doctor, Universidad de Lleida (España)

**María del Pilar Irisarri**

Ingeniera Agrónoma, Universidad de la República (Uruguay)  
Magister en Ciencias, Universidad de la República (Uruguay)  
Doctora en Ciencias Agrarias, Universidad de la República (Uruguay)

**María Paula Juliarena**

Bioquímica, Universidad Nacional de La Plata  
Doctora en Ciencias Exactas, Universidad Nacional de La Plata

Fecha de defensa de la tesis: 4 de marzo de 2020





## AGRADECIMIENTOS

A Laura y Gerva. Gracias a ustedes elegí transitar el doctorado y creo que fue una elección hermosa. Desde el primer día y hasta hoy, ustedes me dieron todas las posibilidades que tuvieron a su alcance. Me apoyaron, me guiaron, me esperaron, siempre con buena energía. Fueron muy generosos en todo momento. En gran parte gracias a ustedes, disfruté tanto este camino.

A Esteban, cuando necesité tu ayuda y tu consejo, respondiste en seguida y con una predisposición enorme. Tu energía me hizo disfrutar en estos años la ciencia de la agronomía.

Al IFEVA en general. Porque en todas las puertas que golpeé encontré una respuesta, o una nueva pregunta o un libro prestado, o una sugerencia siempre con buena intención.

A la cátedra de Climatología y Fenología Agrícolas, por darme un lugar y respaldo en estos años.

A la Comisión Fulbright, la Fundación Bunge y Born y el International Plant Nutrition Institute que financiaron el viaje a Fort Collins.

A mi familia, Alejandra, Martín, Euge, Mario, Vichito, Belu, Rafa, Richard, Alfon y Fran por acompañarme siempre.

A mi amigo Fermín y al futbol de los miércoles, por alegrarme la semana cuando la tesis se puso difícil.

A las malezas Pato, Vicky, Sole, Lucha, Gri y Ludmila porque entre cajas, bolsas y mates me acompañaron en los primeros años de esta tesis.

A mis cuatro compañeros de escritorio que tuve durante estos años: Juanma, Flor, Mele y Danilo. En ustedes encontré una amistad de todos los días, de la cotidianeidad. Ustedes cuatro siempre tiraron para adelante.

A Sandra que con sus platos y sus sonrisas hicieron que los viajes a San Claudio sean siempre un buen plan.

A Mirta, Verónica y Alina, que con su trabajo de laboratorio y buena onda me facilitaron la tarea de frascos, balanzas, soluciones y planillas.

A Steve y Bill, porque me recibieron, me escucharon y compartieron sus conocimientos y parte de sus vidas.

A San Claudio, Don David y San Sebastián por darme lugar para los experimentos y los buenos momentos de campo.

A Matilde y Julia. Ustedes son todo para mí y me ayudaron a poner esta tesis siempre en contexto.

Y finalmente a Lucre, mi compañera de la vida. Me acompañaste, me enseñaste y me quisiste todo el tiempo. Vivimos juntos los momentos más lindos y más duros de este proceso que hoy se termina pero que creo que vamos a recordar con alegría.



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



## PUBLICACIONES DERIVADAS DE LA TESIS

- Della Chiesa, T.**, Piñeiro, G., & Yahdjian, L. (2019). Gross, background, and net anthropogenic soil N<sub>2</sub>O emissions from soybean, corn, and wheat croplands. *Journal of Environmental Quality*, 48, 16–23.
- Piñeiro-Guerra, J. M., **Della Chiesa, T.**, Yahdjian, L., & Piñeiro, G. (2019). Nitrous oxide emissions decrease with plant diversity but increase with grassland primary productivity. *Oecologia*, 190, 497–507.
- Piñeiro, G., **Della Chiesa, T.**, & Yahdjian, L. (2019). Regulación de las emisiones de N<sub>2</sub>O. En Paruelo, J. M. & Laterra, P. (Eds), *El lugar de la naturaleza en la toma de decisiones: Servicios Ecosistémicos y Ordenamiento Territorial Rural*. Editorial Centro de Integración, Comunicación, Cultura y Sociedad.
- Liebig, M. A., Franzluebbbers, A. J., Alvarez, C., **Della Chiesa, T.**, Lewczuk, N., Piñeiro, G., ... Sawchik, J. (2016). MAGGnet: An international network to foster mitigation of agricultural greenhouse gases. *Carbon Management*, 7, 243–248.

## INDICE GENERAL

1. Capítulo 1 – Introducción .....	1
1.1. Introducción.....	3
1.2. Emisiones de N <sub>2</sub> O del suelo en la región Pampeana.....	4
1.3. Objetivos y Organización de la tesis .....	5
1.3.1. Capítulo 2. Emisiones brutas, de referencia y antropogénicas netas de N <sub>2</sub> O de suelos agrícolas .....	5
1.3.2. Capítulo 3. Estimación de las emisiones de N <sub>2</sub> O mediante un modelo de simulación.....	6
1.3.3. Capítulo 4. Evaluación de estrategias de mitigación de las emisiones de N <sub>2</sub> O mediante cultivos de servicio en el cultivo de soja .....	7
1.3.4. Capítulo 5. Discusión general y conclusiones .....	8
1.4. Marco teórico .....	8
2. Capítulo 2 - Emisiones brutas, de referencia y antropogénicas netas de N <sub>2</sub> O de suelos agrícolas .....	9
2.1. Introducción.....	11
2.2. Materiales y métodos.....	12
2.2.1. Sitios de estudio .....	12
2.2.2. Diseño experimental .....	13
2.2.3. Muestreo, recolección y análisis de N <sub>2</sub> O .....	14
2.2.4. Factores de control.....	16
2.2.5. Análisis de datos .....	16
2.3. Resultados .....	17
2.3.1. Emisiones de N <sub>2</sub> O y su dinámica temporal.....	17
2.3.2. Factores de control directos .....	18
2.3.3. NDVI y emisiones de N <sub>2</sub> O.....	20
2.3.4. Análisis de modelos de ecuaciones estructurales.....	21
2.4. Discusión.....	22
2.5. Conclusiones .....	25
3. Capítulo 3 – Estimación de las emisiones de N <sub>2</sub> O mediante un modelo de simulación .....	27
3.1. Introducción.....	29
3.2. Materiales y métodos.....	31
3.2.1. Sitio de estudio.....	31
3.2.2. Diseño experimental .....	31
3.2.3. Estabilización, calibración y evaluación del modelo.....	34

3.2.4.	Experimento simulado de las emisiones de N <sub>2</sub> O .....	35
3.3.	Resultados .....	36
3.3.1.	Evaluación del modelo <i>DayCent</i> : Variables de control .....	36
3.3.2.	Evaluación del modelo <i>DayCent</i> : emisión de N <sub>2</sub> O .....	39
3.3.3.	Simulación de las emisiones de N <sub>2</sub> O en la región Pampeana .....	40
3.4.	Discusión .....	43
3.5.	Conclusión.....	45
4.	Capítulo 4 – Evaluación de estrategias de mitigación de las emisiones de N <sub>2</sub> O mediante cultivos de servicio en el cultivo de soja .....	47
4.1.	Introducción.....	49
4.2.	Materiales y métodos.....	51
4.2.1.	Adaptaciones al modelo <i>DayCent</i> .....	51
Caja 4-1 –	Dinámica del C y N durante la senescencia del cultivo de soja.....	52
Caja 4-2 –	Simulación de cultivos de servicio sembrados precosecha.....	53
4.2.2.	Evaluación del modelo <i>DayCent</i> .....	53
4.2.3.	Experimento simulado .....	54
4.2.4.	Análisis de datos .....	55
4.3.	Resultados .....	55
4.3.1.	Evaluación del modelo: dinámica estacional de C y N.....	55
4.3.2.	Evaluación del modelo: Cultivos de servicio.....	57
4.3.3.	Análisis estacional.....	58
4.3.4.	Análisis a largo plazo .....	59
4.4.	Discusión .....	60
4.5.	Conclusión.....	63
5.	Capítulo 5 – Discusión general y conclusiones .....	65
5.1.	Introducción.....	67
5.2.	Aproximaciones al análisis de los factores de control de las emisiones de N <sub>2</sub> O del suelo.....	68
5.3.	Emisiones brutas, de referencia y antropogénicas netas .....	72
5.4.	La cuantificación de las emisiones de N <sub>2</sub> O en el contexto del Inventario Nacional de GEIs.....	73
5.5.	Perspectivas futuras .....	76
6.	Bibliografía .....	79
7.	Apéndice .....	91

## INDICE DE CUADROS

<b>Cuadro 2-1.</b> Ubicación de los sitios de estudio y principales características del clima y del suelo. Las características edáficas se determinaron a partir de muestreos (de 0-20 cm de profundidad) realizados previo al comienzo del experimento en las parcelas de cultivos y de pastizales. PP actual corresponde a la precipitación ocurrida durante el año de muestreo. Cada valor representa el promedio $\pm$ 1 error estándar de los cuatro bloques. ....	13
<b>Cuadro 2-2.</b> Datos del manejo agrícola de los cultivos durante el experimento en los sitios de estudio.....	15
<b>Cuadro 2-3.</b> Factores de control directos de las emisiones de N <sub>2</sub> O para diferentes usos del suelo, evaluadas utilizando modelos de efectos mixtos. Para los cultivos se construyeron dos modelos diferentes: considerando todo el período del experimento y sólo el período de ciclo del cultivo ( <i>c.c.</i> ). Cada línea muestra los coeficientes del mejor modelo seleccionado por AIC. El coeficiente de determinación marginal ( $R^2_m$ ) representa la proporción de variabilidad explicada por los factores fijos del modelo (WFPS, temperatura del suelo, NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ). El coeficiente de determinación condicional ( $R^2_c$ ) representa la proporción de variabilidad explicada por el modelo completo (factores fijos más aleatorios). Los coeficientes estandarizados para cada factor de control se pueden interpretar como efectos relativos. El nivel de significación se indica como: ** $p < 0,01$ ; * $p < 0,05$ ; # $p < 0,1$ . ....	20
<b>Cuadro 3-1.</b> Características de los sitios experimentales, de los suelos (0-20 cm) de cada parcela y de los experimentos realizados. Los “*” en los datos del experimento indican los tratamientos muestreados en cada bloque de los experimentos (manipulativo y mensurativo). El rango de precipitaciones muestra los valores mínimo y máximo de precipitación anual de los últimos 20 años (período 1996-2015). En cada sitio las parcelas estaban distribuidas en 4 bloques llamados <i>A, B, C</i> y <i>D</i> ; la tabla muestra los datos de suelo y cobertura considerada en los experimentos para cada bloque. ....	33
<b>Cuadro 3-2.</b> Porcentaje de la variabilidad de las emisiones brutas, de referencia y antropogénicas explicadas por la variabilidad espacial (sitios), temporal (años) y asociada al manejo (cultivos y dosis de fertilización). ....	42
<b>Cuadro 4-1.</b> Efecto de la fecha de siembra, fecha de fin y especie del cultivo de servicio sobre las emisiones de N <sub>2</sub> O del suelo. Los valores están expresados en kg N-N <sub>2</sub> O ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> . Valores negativos indican una reducción de la emisión respecto al tratamiento control y valores positivos un aumento. Se muestra el valor-p para cada fecha de siembra ( <i>S1, S2</i> y <i>S3</i> ) o fin ( <i>F1</i> y <i>F2</i> ) de cada especie por separado y para el promedio de ambas especies. ....	60



## INDICE DE FIGURAS

- Figura 2-1.** Emisiones de N<sub>2</sub>O medias anuales de pastizales no manejados (emisiones de referencia) y de cultivos. Los asteriscos muestran diferencias significativas entre cada cultivo y el pastizal (valor-p < 0,05). ..... 18
- Figura 2-2.** Emisiones de N<sub>2</sub>O puntuales de cultivos (círculos negros) y pastizales no manejados (cuadrados grises) durante un año (agosto 2012-agosto 2013). Cada punto representa el valor promedio en  $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ,  $\pm 1$  error estándar de cada estadio fenológico del cultivo. Las áreas sombreadas muestran el ciclo del cultivo, desde siembra hasta cosecha; el resto es el período de barbecho (presiembr a y postcosecha). Las flechas indican las fechas de fertilización nitrogenada. Los asteriscos muestran diferencias significativas entre las parcelas de cultivos y pastizales (valor-p < 0,05). ..... 19
- Figura 2-3.** Relación entre las emisiones puntuales de N<sub>2</sub>O ( $\log \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) y NDVI (sin unidades) para el ciclo de crecimiento de cada cultivo (incluyendo la fecha de presiembr a y postcosecha; a, b y d), y en el pastizal (c). Cada punto representa valores promedio  $\pm 1$  error estándar de los estadios fenológicos en cultivos y fechas de muestreo en pastizales. Los puntos blancos en los paneles b y d representan los estadios de postfertilización..... 21
- Figura 2-4.** Modelos de ecuaciones estructurales (SEM) que muestran efectos directos e indirectos (a través de la concentración de N mineral) de los factores de control sobre las emisiones de N<sub>2</sub>O para cultivos de soja (a) y pastizales (b) durante el ciclo de crecimiento. Las cajas representan variables y las flechas representan relaciones causales positivas (líneas sólidas) o negativas (líneas punteadas) entre variables. El grosor de la flecha muestra el efecto relativo de cada variable sobre la variable de respuesta. El nivel de significación se indica como: \*\* p < 0,01; \* p < 0,05; # p < 0,1. La proporción de la variabilidad explicada por los factores fijos (R<sup>2</sup><sub>m</sub>) y el modelo completo (fijos más aleatorios, R<sup>2</sup><sub>c</sub>) están indicados para cada variable de respuesta junto a cada variable. El modelo hipotético es consistente con los datos cuando el valor p para la prueba Chi-cuadrado es mayor que el umbral ( $\alpha = 0,05$ ). ..... 22
- Figura 3-1.** Ubicación de los sitios de estudio dentro de la región pampeana indicado con estrellas. En detalle se muestra la distribución de las subregiones y los tres sitios representativos dentro de las subregiones Pampa Mesopotámica (Guauguaychú), Ondulada (Pergamino) e Interior (C. Casares)..... 31
- Figura 3-2.** Esquema de las cuatro etapas sucesivas de la simulación. La flecha superior muestra las fechas de comienzo y fin de cada etapa de la simulación. La flecha inferior muestra las fechas aproximadas de comienzo y fin de las prácticas de manejo más importantes de la región. .... 34
- Figura 3-3.** Relación entre el rendimiento observado y simulado por el modelo *DayCent* en el sitio de C. Casares de los tres cultivos analizados: maíz, trigo y soja. En el cultivo de soja, los símbolos rellenos corresponden la soja *de segunda* y los símbolos vacíos a la soja *de primera*. .... 36
- Figura 3-4.** Productividad (aérea y subterránea) y biomasa aérea (viva, muerta en pie y broza), observada y simulada, en los pastizales naturales. .... 37

**Figura 3-5.** Relación entre los valores observados y simulados por el modelo *DayCent* para: C total (a y b), temperatura del suelo diaria (c y d), WFPS diario (e y f), concentración de  $\text{NO}_3^-$  (g y h) y  $\text{NH}_4^+$  (i y j) promedio anual en cultivos (paneles de la izquierda) y pastizales (paneles de la derecha) en los tres sitios de estudio. Triángulos = Pergamino, círculos = C. Casares y cuadrados = Gualeguaychú..... 38

**Figura 3-6.** Relación entre las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  observadas y simuladas por el modelo *DayCent*. Las barras representan las emisiones totales observadas y simuladas de cada cobertura (pastizal o cultivos) en cada uno de los tres sitios: Gualeguaychú (a); C. Casares (b) y Pergamino (c). Los valores promedios y sus errores estándar fueron calculados a partir de las cuatro repeticiones (bloques) de cada sitio. El panel d) muestra la regresión lineal entre los datos observados y simulados presentes en los paneles a, b y c. .... 39

**Figura 3-7.** Emisiones brutas, de referencia (provenientes de los pastizales naturales) y antropogénicas (diferencias entre brutas y de referencia) de  $\text{N}_2\text{O}$  simuladas en los tres sitios de estudio..... 40

**Figura 3-8.** Emisiones brutas (a), de referencia (b) y antropogénicas (c) simuladas de  $\text{N}_2\text{O}$  de los principales cultivos de la región Pampeana en función de la precipitación anual de 2880 simulaciones realizadas. .... 41

**Figura 3-9.** Emisiones brutas, de referencia y antropogénicas netas de  $\text{N}_2\text{O}$  en la región Pampeana para los tres principales cultivos de la región en función de la dosis de fertilización nitrogenada analizada. Los valores dentro de cada barra representan las emisiones antropogénicas expresadas en  $\text{kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . .... 42

**Figura 4-1.** Esquema de los tratamientos con cultivos de servicio analizados. La línea principal muestra el ciclo del cultivo de soja a lo largo de un año. Las líneas inferiores muestran la fecha de siembra (*S1*, *S2* y *S3*) y fin (*F1* y *F2*) de los seis tratamientos de fechas analizados. Los números junto a cada línea muestran la duración en días de cada tratamiento. A la derecha se muestran los nombres de los tratamientos según la fecha de siembra y fin del cultivo de servicio. .... 55

**Figura 4-2.** Evaluación de la dinámica temporal estacional del C en biomasa aérea (a), concentración de  $\text{NO}_3^-$  del suelo (b) y emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  (c) en el cultivo de soja. Las líneas negra y gris muestran los datos diarios promediando los 20 años simulados antes y después de la incorporación de eventos de senescencia al modelo respectivamente. La línea amarilla muestra en a) el valor de NDVI de un lote de soja y en b) y c) los valores observados a campo en las parcelas de soja del experimento manipulativo del capítulo 2 de esta tesis (promedio de las ocho parcelas). .... 56

**Figura 4-3.** Contenidos de C (a) y N (b) de la biomasa acumulada aérea (valores sobre la línea 0) y subterránea (valores por debajo de la línea 0) en los cultivos de avena y vicia, y fijación biológica de N en vicia (c). Valores observados por Pinto (2018) (barras negras) y simulados (barras grises). Los valores observados corresponden al tratamiento S2.F1, donde el cultivo de servicio es sembrado luego de la cosecha de soja y finalizado un mes antes de la siembra de soja siguiente. En el panel inferior (d) se muestra la dinámica estacional de la biomasa aérea simulada de los cultivos de soja, avena y vicia para los mismos tratamientos. Las cajas muestran el valor medio  $\pm 1$  EE observado por Pinto (2018). .... 57

**Figura 4-4.** Cambio en las emisiones de N<sub>2</sub>O diaria para los distintos tratamientos analizados de avena respecto al tratamiento control. Valores positivos indican un aumento en las emisiones respecto al control y valores negativos una reducción. En el panel superior se muestran los tres tratamientos *F1* (finalizados 30 días antes de la siembra de soja posterior) y en el panel inferior los tres tratamientos *F2* (finalizados un día antes de la siembra de soja posterior). Las líneas inferiores muestran el período de crecimiento de los cultivos de servicio de los tres tratamientos (*S1*, *S2* y *S3*). .....58

**Figura 4-5.** Cambio en las emisiones de N<sub>2</sub>O diaria para los distintos tratamientos analizados de vicia respecto al tratamiento control. Valores positivos indican un aumento en las emisiones respecto al control y valores negativos una reducción. En el panel superior se muestran los tres tratamientos *F1* (finalizados 30 días antes de la siembra de soja posterior) y en el panel inferior los tres tratamientos *F2* (finalizados un día antes de la siembra de soja posterior). Las líneas inferiores muestran el período de crecimiento de los cultivos de servicio de los tres tratamientos (*S1*, *S2* y *S3*). .....59

**Figura 4-6.** Cambio en la emisión de N<sub>2</sub>O anual para los distintos tratamientos analizados respecto al tratamiento control. Las barras muestran los valores medios de los primeros tres años del período de estudio y de los últimos tres años del período de estudio  $\pm 1$  EE. Valores negativos indican reducción de las emisiones anuales respecto al control. ....60

**Figura 5-1.** Representación esquemática de la clasificación de aproximaciones utilizadas para analizar los factores de control de las emisiones de N<sub>2</sub>O: *modelos predictivos* (a), *modelos predictivos jerárquicos* (b), *modelos de redes causales* (c) y *modelos espaciales y temporales* (d). El panel de la izquierda muestra el modelo conceptual *a priori* de los factores de control de las emisiones de N<sub>2</sub>O. El panel de la derecha muestra los posibles resultados de los modelos. *F* representa distintos factores de control de las emisiones de N<sub>2</sub>O. En los esquemas de resultados, el espesor de la flecha indica tamaño de efecto y el tipo de línea (entera o punteada) representa efectos positivos o negativos respectivamente. ....71

**Figura 5-2.** Emisiones antropogénicas de N<sub>2</sub>O de los cultivos de maíz, soja y trigo/soja estimadas con el modelo de simulación *DayCent* y con la metodología de Nivel 1 del IPCC. En cada caso se diferenció la emisión derivada de la aplicación de fertilizante y la derivada del residuo de cosecha. Las barras punteadas representan la suma de las emisiones derivadas de residuos de cosecha y de fertilización al aplicar distintos valores de concentración de N en el residuo aéreo (N<sub>ag</sub>) y subterráneo (N<sub>bg</sub>) y Factor de emisión (EF). ....74



## ABREVIATURAS

C: carbono

CO<sub>2</sub>: dióxido de carbono

GEI: gases de efecto invernadero

IPCC: Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático

N: nitrógeno

N<sub>2</sub>O: óxido nitroso

NDVI: *normalized difference vegetation index* – índice de vegetación de diferencia normalizada

NH<sub>4</sub><sup>+</sup>: amonio

NO<sub>3</sub><sup>-</sup>: nitrato

RMSE: *root mean square error* – raíz del error cuadrático medio

SEM: *structural equation models* – Modelos de ecuaciones estructuradas

WFPS: *water filled pore space* – porcentaje de poros llenos de agua

## RESUMEN

El óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) es un potente gas de efecto invernadero y es la principal sustancia responsable de la destrucción del ozono estratosférico. La mayor fuente antropogénica global de  $\text{N}_2\text{O}$  son los suelos bajo producción agropecuaria. El objetivo general de esta tesis es caracterizar las emisiones antropogénicas de  $\text{N}_2\text{O}$  de los suelos agrícolas de la región Pampeana, cuantificarlas, estudiar los factores que las controlan y analizar estrategias de mitigación. Para ello realicé tres estudios complementarios basados en un ensayo manipulativo a campo, en un ensayo mensurativo y en el uso del modelo de simulación *DayCent* considerando los cultivos de maíz, soja y trigo/soja y pastizales naturales. Los principales resultados encontrados son: i) las emisiones brutas de los cultivos de maíz, soja y trigo/soja son 2,61; 3,68 y 4,19 kg N- $\text{N}_2\text{O}$  ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> respectivamente, para las condiciones ambientales y culturales en la región Pampeana, ii) las emisiones no antropogénicas (provenientes de pastizales naturales) representan entre el 27 y el 56% de esas emisiones, iii) los momentos del año de mayor emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  son los periodos de primavera y otoño, cuando la absorción de nitrógeno de los cultivos es baja o nula y iv) el uso de cultivos de servicio en el periodo de barbecho del cultivo de soja como estrategia de mitigación es útil solamente si se utiliza avena (gramínea) y se los siembra antes de la cosecha del cultivo de soja. Esta tesis, además de contar con un análisis detallado de la variabilidad espacial y temporal de las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  en una región donde los datos son escasos, ofrece aproximaciones novedosas al estudio de los factores que controlan las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  del suelo, a la diferenciación entre emisiones antropogénicas y no-antropogénicas y al uso de cultivos de servicio como estrategias de mitigación.

**Palabras clave:** Gases de efecto invernadero, cambio climático, agricultura, biogeoquímica, modelo *DayCent*, emisiones antropogénicas, ciclo del nitrógeno.

## ABSTRACT

Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O) is an important greenhouse gas and is the main substance responsible for stratospheric ozone depletion. The largest global anthropogenic source of N<sub>2</sub>O are croplands. The main objective of this thesis is to characterize the anthropogenic soil N<sub>2</sub>O in croplands of the Pampa region, to quantify them, to study the factors that control them and analyze mitigation strategies. For this purpose, I conducted three complementary studies based on a manipulative field experiment, an observational experiment and the use of *DayCent* simulation model considering corn, soybean and wheat/soybean crops and natural grasslands. The main results found were: i) gross N<sub>2</sub>O emission from corn, soybeans and wheat/soybeans crops were 2.61; 3.68 and 4.19 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> respectively, for environmental and cultural conditions in the Pampa region, ii) non-anthropogenic emissions (from natural grasslands) account for 27 to 56% of these emissions, iii) the periods of higher emissions are spring and autumn when nitrogen absorption from crops is low or zero and iv) the use of service crops as a mitigation strategy is useful only if oats (grass specie) is used and are sown before cash crop harvesting. This thesis, in addition to having a detailed analysis of the spatial and temporal variability of N<sub>2</sub>O emissions in a region where data are scarce, offers novel approaches to study the controlling factors of the N<sub>2</sub>O emissions from soils, to differentiate anthropogenic and non-anthropogenic emissions and to use service crops as mitigation strategies.

**Keywords:** Greenhouse gases, climate change, agriculture, biogeochemistry, *DayCent* model, anthropogenic emissions, nitrogen cycle.





## **1. Capítulo 1 – Introducción**



## 1.1. Introducción

Las actividades humanas están cambiando los ecosistemas dramáticamente, con casi el 40% de la superficie terrestre natural ya sustituida por cultivo o pasturas (Tilman et al., 2001). La necesidad de producir más alimentos ha generado cambios importantes en el uso del suelo y en los sistemas de producción de alimentos con impactos negativos globales sobre la misma producción de alimentos, la disponibilidad de agua dulce, la biodiversidad, los ciclos biogeoquímicos, la composición de la atmósfera y la calidad del aire (Foley et al., 2005). Por ejemplo, a principio del siglo XX, los humanos comenzamos a convertir el nitrógeno atmosférico ( $N_2$ ) en fertilizantes nitrogenados a través del proceso Haber-Bosch, lo que permitió aumentar la producción de alimentos a nivel global. Se estima que el 40% de la población global actual pudo mantenerse gracias a este proceso (Smil, 2001). Como consecuencia, una gran cantidad de nitrógeno estable ( $N_2$  atmosférico) pasó a estar disponible en formas reactivas en la atmósfera y la biosfera. Una de esas formas es el óxido nitroso ( $N_2O$ ) (Galloway et al., 2003).

El  $N_2O$  es un gas presente en la atmósfera en muy baja concentración, cercana a 0,320 ppm, sin embargo, su presencia tiene dos impactos ambientales negativos importantes. En primer lugar, su capacidad de absorber radiación terrestre es cerca de 300 veces mayor a la del dióxido de carbono ( $CO_2$ ) por lo tanto es considerado uno de los principales gases de efecto invernadero (GEI) (IPCC, 2013). Por estas características se estima que el  $N_2O$  es responsable del 6% del calentamiento global observado (WMO, 2018). En segundo lugar, el  $N_2O$  tiene la capacidad de destruir el ozono en la estratósfera (Crutzen, 1970) y así contribuir a la reducción de la capa de ozono. Esta capacidad del  $N_2O$  era conocida desde antes de su aporte al calentamiento global, sin embargo, en el protocolo de Montreal, en el año 1987, se regularon las emisiones de otros gases responsables de la destrucción del ozono y no la de  $N_2O$ . Por lo tanto, se la considera actualmente como la principal sustancia responsable de la destrucción del ozono en la estratósfera y se estima que permanecerá así durante todo el siglo XXI (Ravishankara et al., 2009).

Las principales fuentes de  $N_2O$  a nivel global son los suelos de ecosistemas naturales, que aportan el 37% del  $N_2O$  emitido a la atmósfera anualmente, y los océanos, que aportan el 21% (Syakila & Kroeze, 2011). Previo a la revolución industrial, las emisiones naturales estaban compensadas con la única salida significativa del  $N_2O$  de la atmósfera que es su destrucción por radiación ultravioleta. Por lo tanto, desde hace 4000 años hasta aproximadamente 1850, la concentración en la atmósfera fue estable y cercana a 0,270 ppm (Wolff & Spahni, 2007). A partir de entonces distintas actividades humanas como el uso de combustible fósil, la quema de biomasa y la actividad agrícola aumentaron la concentración de  $N_2O$  en la atmósfera en un 20% respecto a la era preindustrial. Entre ellas, la actividad agrícola es la mayor fuente antropogénica de  $N_2O$ , que aporta 4,1 Tg N año<sup>-1</sup> (Syakila & Kroeze, 2011). Si bien en términos productivos a escala de lote esta pérdida de N no es significativa (según un promedio global es de 2,7 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>; Stehfest & Bouwman, 2006), los suelos agrícolas aportan el 60% de las emisiones antropogénicas anuales de  $N_2O$  y son, sin duda, la principal causa del aumento de su concentración en la atmósfera (Fowler et al., 2009; Park et al., 2012; Syakila & Kroeze, 2011). Por lo tanto, las estrategias de mitigación que busquen reducir las emisiones de  $N_2O$  deben estar orientadas al manejo de los suelos agrícolas.

En el suelo, el  $N_2O$  se produce por numerosos procesos microbianos como la nitrificación, desnitrificación, amonificación del nitrato, *chemodesnitrificación*, entre

otros, generados por grupos de microorganismos muy heterogéneos (Butterbach-Bahl et al., 2013). La nitrificación y desnitrificación aportan más del 70% de las emisiones de  $N_2O$  del suelo (Syakila & Kroeze, 2011). La nitrificación se produce en condiciones de aerobiosis y consiste en la oxidación de amonio ( $NH_4^+$ ) a nitrato ( $NO_3^-$ ). La desnitrificación corresponde al proceso por el cual el  $NO_3^-$  es reducido a  $N_2$  y se da en condiciones de anaerobiosis. En ambos casos el  $N_2O$  es un producto intermedio de los procesos, por lo tanto, la mayor producción de  $N_2O$  se da bajo condiciones no óptimas para la nitrificación y la desnitrificación, lo que corresponde a un rango entre 70 y 80% de poros del suelo llenos de agua cuando la disponibilidad de nitrógeno y carbono no es limitante (Bateman & Baggs, 2005; Davidson et al., 2000).

Los factores del suelo que controlan la producción de  $N_2O$  por estos dos procesos son la temperatura, la disponibilidad de oxígeno y carbono orgánico y la concentración de  $NH_4^+$  y  $NO_3^-$  (Mosier et al., 2002), los cuáles son llamados factores directos o *proximales* (Robertson, 1989). Mayor disponibilidad de sustrato (N inorgánico) y energía (carbono orgánico) estimulan la producción y emisión de  $N_2O$  por parte de los organismos responsables. La temperatura del suelo y la disponibilidad del oxígeno, por su parte, regulan el funcionamiento de los microorganismos (Firestone & Davidson, 1989). La variable más utilizada para definir la disponibilidad de oxígeno en el suelo es el porcentaje de poros llenos de agua, o “WFPS” por sus siglas en inglés (Smith, 2017). En cualquier ecosistema estos factores directos están regulados por muy diversas variables relacionadas a las características meteorológicas (temperatura del aire, precipitación), edáficas (textura, pH, densidad aparente), topográficas (posición en el paisaje), tipo de cobertura vegetal (pastizales, bosques, especies gramíneas, especies leguminosas) y por las prácticas de manejo en los agroecosistemas (uso, rotación, siembra, labranza, fertilización, etc.) (Mosier 1998; Pennock et al. 1992; Smith et al. 1998). Dada la diversidad de procesos y factores involucrados, la emisión de  $N_2O$  del suelo se caracteriza por presentar una altísima variabilidad espacial y temporal lo que dificulta la extrapolación de los valores estimados en un sitio a otros ambientes, por lo que predecir su magnitud continua siendo un problema difícil de resolver (Firestone & Davidson, 1989; Laville et al., 1999; Turner et al., 2008).

## 1.2. Emisiones de $N_2O$ del suelo en la región Pampeana

La región Pampeana de Argentina representa una de las regiones agrícolas más importantes del mundo dada su extensión y el nivel de producción de sus suelos (Satorre & Slafer, 1999), por lo tanto, puede representar una fuente importante de  $N_2O$  a nivel global (Stehfest & Bouwman, 2006; USEPA, 2013). La Pampa es una planicie de 80 M ha con clima templado, húmedo a subhúmedo, con suelos molisoles bien drenados y muy fértiles (Hall et al., 1992). La región presenta algunas características particulares respecto a otras regiones agrícolas del mundo que afectan las emisiones de  $N_2O$  del suelo, entre las que se pueden destacar la alta fertilidad natural y contenido de C de sus suelos (Hall et al., 1992), la alta adopción de siembra directa (ReTAA, 2017) y la baja cantidad de fertilizantes utilizados (Lavado & Taboada, 2009). Sin embargo, existe muy poca información hasta el momento sobre las emisiones de  $N_2O$  de los suelos de esta región.

En los trabajos publicados hasta el momento, basados en observaciones a campo de la región Pampeana, se han reportado emisiones de entre 1,09 y 2,41 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en diferentes rotaciones de maíz y soja y 1,1 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> de pastizales no manejados en el sur de Córdoba (Alvarez et al., 2012), mientras que en Carlos Casares, provincia de Buenos Aires, se registraron emisiones de 0,96 y 1,45 kg N ha<sup>-1</sup> durante el ciclo del cultivo

de soja en dos años sucesivos (Lewczuk et al., 2017). En cuanto a los factores que controlan las emisiones en los suelos agrícolas, se ha reportado que el factor más importante para explicar la variabilidad de la emisión en distintos cultivos fueron el  $\text{NO}_3^-$  (Ciampitti et al., 2007; durante el ciclo del cultivo de soja), la temperatura del suelo (Cosentino et al., 2013; en rotaciones de maíz, soja y trigo/soja), el WFPS (Alvarez et al., 2012; en rotaciones de maíz y soja durante el cultivo y Lewczuk et al., 2017; durante el cultivo de soja). Otros estudios compararon las emisiones de cultivos tradicionales con intercultivos en Balcarce (Dyer et al., 2012), o las emisiones entre cultivos bajo labranza convencional y siembra directa (Steinbach & Alvarez, 2006). Es decir que la información disponible a partir de mediciones *in situ* en la región Pampeana es aún muy escasa y los resultados obtenidos muy diversos. Todos estos trabajos fueron realizados en experimentos a campo de uno a dos años de duración, en lotes productivos de la región (excepto Ciampitti et al., 2007 que se hizo en una parcela experimental de la FAUBA). La ventaja de estos trabajos es que representan las condiciones ambientales y de manejo reales de los agroecosistemas, sin embargo, los costos y la logística impide realizar muestreos más frecuentes o por un periodo más extenso. Por lo tanto, las estimaciones de las emisiones acumuladas anuales de  $\text{N}_2\text{O}$  son poco precisas y sujetas a las condiciones meteorológicas del año del experimento, es decir que no se puede analizar la variabilidad interanual de este flujo.

### 1.3. Objetivos y Organización de la tesis

El objetivo general de esta tesis es caracterizar las emisiones antropogénicas de  $\text{N}_2\text{O}$  de los suelos agrícolas de la región Pampeana, cuantificarlas, estudiar sus factores de control en condiciones reales de producción y analizar estrategias de mitigación. Para ello resulta clave estudiar tanto las emisiones brutas de los suelos agrícolas como las emisiones de referencia de los pastizales naturales que ellos reemplazan (Della Chiesa et al., 2019). Los cultivos agrícolas considerados en esta tesis son maíz, soja y la sucesión trigo/soja dado que la superficie ocupada por los mismos representa aproximadamente 80% de la superficie destinada a agricultura extensiva en las principales provincias agrícolas del país (MAGyP, 2018). A continuación, se describe brevemente el contenido de los capítulos subsiguientes de esta tesis.

#### 1.3.1. Capítulo 2. Emisiones brutas, de referencia y antropogénicas netas de $\text{N}_2\text{O}$ de suelos agrícolas

Un aspecto importante de la estimación del impacto de las actividades humanas en las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  del suelo es la definición de una emisión de referencia que permita diferenciar las emisiones provenientes de la actividad humana de aquéllas que se producen naturalmente en el suelo, sin intervención humana (IPCC, 2010). Esta característica de la emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  del suelo la diferencia de lo que ocurre con otras fuentes de emisión de GEI que no tienen emisiones naturales. Por ejemplo, la emisión de  $\text{CO}_2$  proveniente de la quema de combustibles fósiles (la principal causa del calentamiento global) es en su totalidad antropogénica ya que no hay un proceso natural significativo que produzca  $\text{CO}_2$  a partir del petróleo. Los suelos, en cambio, emiten naturalmente  $\text{N}_2\text{O}$ . Si bien la actividad agrícola estimula la emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  a través de la fertilización nitrogenada, el uso de especies anuales o fijadoras de nitrógeno y la alteración del ciclo hidrológico y del N (Mosier et al., 1998; Sotomayor & Rice, 1996; Yang & Cai, 2005), los suelos no manejados son una fuente neta de  $\text{N}_2\text{O}$  (Firestone & Davidson, 1989). Por lo tanto, para determinar las emisiones antropogénicas de  $\text{N}_2\text{O}$  del

suelo es necesario cuantificar las emisiones totales (o brutas) y las emisiones que ocurrirían en esos mismos suelos si no tuviesen efecto directo de la actividad humana. Son las llamadas emisiones naturales, de referencia o *background emissions* en inglés (Della Chiesa et al., 2019).

Sorpresivamente son pocos los estudios publicados hasta el momento que incorporan una medida de emisión de referencia para cuantificar las emisiones antropogénicas de N<sub>2</sub>O. Además, aquellos estudios que sí lo hacen, utilizan distintos criterios para definir las emisiones de referencia. Se han considerado como emisiones de referencia de cultivos agrícolas las producidas en ecosistemas naturales vecinos (dos Santos et al., 2016; Mosier et al., 1997; Perdomo et al., 2008; Ruser et al., 2001), en parcelas de ecosistemas en algún estado sucesional (Chalco Vera et al., 2017; Kessavalou et al., 1998; G. Philip Robertson et al., 2000), en pasturas implantadas (Dobbie & Smith, 2003; Hernandez-Ramirez et al., 2009), suelos sin cultivos (suelos desnudos; Yashiro et al., 2006; Zhang et al., 2012) y, lo más comúnmente utilizado, cultivos iguales a los estudiados, pero sin fertilización nitrogenada (Gu et al., 2009; Kim et al., 2013). Esta falta de consenso en la definición de emisión de referencia impide hacer cuantificaciones comparables en distintos sitios y dificulta la aplicación del concepto en aquellos estudios que no lo hacen.

**Objetivo.** El objetivo de este capítulo es analizar la relación entre las emisiones de N<sub>2</sub>O brutas de los principales cultivos de la región Pampeana y las de referencia (tomadas de pastizales naturales cercanos) en condiciones reales de producción y siguiendo las prácticas de manejo agrícolas de la región. Se describió la dinámica temporal estacional intra-anual de las emisiones para ambas situaciones a través de un ensayo manipulativo con siembras de diferentes cultivos a campo de un año de duración en dos sitios representativos de la región Pampeana. Se analizaron los factores directos de las emisiones de N<sub>2</sub>O (temperatura de suelo, WFPS y concentración de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) y un factor indirecto que representa la productividad de las plantas como un indicador de la absorción de N inorgánico.

### 1.3.2. Capítulo 3. Estimación de las emisiones de N<sub>2</sub>O mediante un modelo de simulación

Actualmente existen metodologías bien desarrolladas para cuantificar las emisiones de N<sub>2</sub>O del suelo. La técnica más difundida para la estimación a escala local (~1 m<sup>2</sup>) es la de cámaras estáticas, basada en la captura de gases en cámaras ubicadas en la superficie del suelo y el posterior análisis de los gases muestreados (Rochette & Eriksen-Hamel, 2008). Esta metodología cuenta con la ventaja de ser de fácil aplicación y de relativamente bajo costo, y es muy útil para comparar las emisiones bajo distintas situaciones experimentales (Denmead, 2008). Para determinar los flujos gaseosos de áreas más amplias, considerando las emisiones de gases a nivel de ecosistema (cientos de m<sup>2</sup> a km<sup>2</sup>), se usan técnicas micrometeorológicas como el método *eddy covariance*, que mide las variaciones en la velocidad vertical del viento y la concentración de N<sub>2</sub>O con alta resolución temporal (Baldocchi, 2003). También se han desarrollado modelos computacionales que simulan los ciclos biogeoquímicos en distintas escalas espaciales y temporales, que permiten estimar las emisiones integrando las principales variables, los procesos y las interacciones involucradas (Chen et al. 2008; Li et al. 2007; Parton et al. 1998). Finalmente, para estimar las emisiones anuales acumuladas a escala regional o nacional, el método más difundido es el de Factores de emisión (IPCC, 2006). Este método simple, cuantifica las emisiones anuales de N<sub>2</sub>O del suelo a partir de la cantidad

de N agregado al suelo como fertilizante y como residuo de cosecha y asume que una fracción fija (1% de ese N) es emitido como  $N_2O$ . La desventaja de esta metodología es que considera un único factor de control de las emisiones (el N agregado) por lo que sus estimaciones son muy poco precisas. Considerando las ventajas y desventajas de cada metodología surge que la combinación de mediciones a campo hechas con cámaras y modelos de simulación que permiten extrapolar esos datos resultan una herramienta eficaz para cuantificar las emisiones a escala regional (Del Grosso et al., 2009).

**Objetivo.** El objetivo de este capítulo fue cuantificar las emisiones antropogénicas de  $N_2O$  de los suelos de la región Pampeana utilizando un método más preciso que los utilizados hasta el momento y analizar su rango de variabilidad en función de las condiciones ambientales y de manejo de la región. Se analizó la magnitud de las emisiones de  $N_2O$  de los principales cultivos a escala regional en 12 suelos de tres sitios de la región Pampeana ubicados en la Pampa Mesopotámica, Ondulada e Interior respectivamente, utilizando el modelo de simulación de ciclos biogeoquímicos *DayCent*. Se analizó la variabilidad espacial (entre subregiones de la región Pampeana), temporal (interanual) y asociada al manejo agrícola (en función del cultivo analizado y la dosis de fertilización).

### 1.3.3. Capítulo 4. Evaluación de estrategias de mitigación de las emisiones de $N_2O$ mediante cultivos de servicio en el cultivo de soja

Dado que la principal fuente antropogénica de  $N_2O$  son los suelos agrícolas, resulta clave analizar las posibles estrategias de mitigación desde el sector agropecuario (Smith et al., 2014). Se han propuesto y analizado diferentes estrategias, como la regulación de la dosis, momento y lugar de la fertilización (van Groenigen et al., 2010; Venterea et al., 2012), el uso de la siembra directa (van Kessel et al., 2013) y el uso de inhibidores de la nitrificación (Lam et al., 2016). Las estrategias de mitigación en los cultivos se basan principalmente en aumentar la eficiencia del uso del N de modo de reducir el N mineral disponible en el suelo que estimula la producción y emisión de  $N_2O$ .

El cultivo de soja ocupa la mayor proporción del área agrícola de Argentina y es sembrado principalmente bajo siembra directa. Además, por ser una especie fijadora de N, recibe muy baja o nula fertilización nitrogenada y, a su vez, aporta residuos con una baja relación C/N al suelo. Por lo tanto, es necesario analizar estrategias de mitigación de las emisiones de  $N_2O$  que busquen reducir el N mineral disponible en el suelo derivado de la mineralización del rastrojo del cultivo. En ese sentido, el uso de cultivos de servicio (o cultivos *de cobertura*), que absorban el N mineral del suelo en el periodo donde normalmente hay rastrojo, resulta una alternativa interesante para reducir las pérdidas de  $N_2O$  del suelo en el cultivo de soja. Si bien algunos trabajos han analizado la capacidad de esta práctica para reducir las emisiones de  $N_2O$  todavía existe mucha incertidumbre en el efecto neto como estrategia de mitigación. Esta incertidumbre se debe en parte a la diversidad de variables de manejo que respectan al uso de cultivos de servicio, como la especie (o combinación de especies), fechas de siembra, fechas de finalización, uso de fertilizantes, sistema de siembra/labranza o el sistema de finalización.

**Objetivo.** El objetivo de este capítulo es evaluar la eficacia de los cultivos de servicio como estrategias de mitigación de las emisiones de  $N_2O$  en cultivo de soja a largo plazo. Usando un modelo de simulación se analizó el efecto de cultivos de avena (gramínea) y vicia (leguminosa) como cultivos de servicio dentro de la rotación de cultivos de la región y su impacto sobre las emisiones de  $N_2O$ . Los factores de control considerados en este estudio fueron el tipo de rotación (con y sin cultivo de servicio), el

tipo de cultivo de servicio (avena o vicia) y las fechas de comienzo y fin del cultivo de servicio como indicador del nivel de acople entre los ciclos de crecimiento del cultivo de servicio y del cultivo de renta.

#### **1.3.4. Capítulo 5. Discusión general y conclusiones**

El último capítulo corresponde a la discusión general de la tesis donde se discuten los principales mensajes de la tesis, sus implicancias y las posibles líneas de investigación que surgen a partir de ella.

### **1.4. Marco teórico**

Para analizar las emisiones de  $N_2O$  del suelo, uno de los flujos del ciclo del N en el sistema suelo-planta-atmósfera, adopté el marco teórico que ofrece la ecología de los ecosistemas. Las variables analizadas fueron principalmente los reservorios y flujos de N en el ecosistema, con énfasis en los que tienen una relación directa con el flujo de  $N_2O$ . También analicé los factores que controlan el ciclo del N en relación con las emisiones de  $N_2O$  con especial atención a los factores abióticos (temperatura, humedad del suelo, textura, etc.). De este modo, no realicé en esta tesis ningún análisis sobre los microorganismos del suelo responsables de la emisión de  $N_2O$ , tanto en los estudios a campo como en los estudios basados en simulaciones. La decisión del marco teórico escogido en este trabajo se basó en las preguntas y objetivos que guiaron la investigación y fueron abordadas en la escala de lote agrícola a región.



## **2. Capítulo 2 - Emisiones brutas, de referencia y antropogénicas netas de N<sub>2</sub>O de suelos agrícolas**



## 2.1. Introducción

Las prácticas agrícolas estimulan las emisiones de  $N_2O$  respecto a aquellas de suelos no manejados mediante la fertilización nitrogenada, el cultivo de especies fijadoras de N, el uso de cultivos anuales (con largos periodos de barbecho), los cambios en el ciclo hidrológico y el ciclo del N y cambios en la estructura y funcionamiento microbiano (Robertson, 1997; Robertson et al., 2000; Song et al., 2018). Sin embargo, los suelos son una fuente neta de  $N_2O$  incluso en ausencia de actividades humanas (Firestone y Davidson, 1989). Un meta-análisis global reciente mostró que los suelos bajo diferentes coberturas de vegetación natural emiten en promedio  $1,75 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  pero pueden llegar a valores extremos como  $-0,5$  y  $95,2$  (Kim et al., 2013). Mientras que muchos estudios han medido o estimado las emisiones de  $N_2O$  en cultivos, sorprendentemente sólo unos pocos han considerado las emisiones no antropogénicas o *de referencia* (o *background emissions* en inglés) en el análisis. De hecho, en los estudios donde se consideró una emisión de referencia, se lo aplicó de maneras diversas. Por ejemplo, se definió como sistema de referencia a parches naturales de vegetación no manejados (Kessavalou et al., 1998; Perdomo et al., 2008), a ecosistemas en algún estado sucesional (Chalco Vera et al., 2017; G. Philip Robertson et al., 2000), pasturas implantadas (Dusenbury et al., 2008; Ruser et al., 2001), suelo desnudo o cultivos no fertilizados (Kim et al., 2013).

Con el objetivo de definir las emisiones antropogénicas de los sistemas de producción agrícola, consideramos las *emisiones de referencia* como las que ocurrirían en ausencia de (o con mínima) alteración humana de los ecosistemas. De este modo, definimos en este estudio las emisiones de  $N_2O$  de referencia como las emisiones de un ecosistema localizado en el mismo suelo y condiciones climáticas que los suelos agrícolas, cubiertas de vegetación espontánea (pastizales, bosques, o sabana según las situaciones locales), sin efecto antrópico directo (*i.e.* no fertilizados y no pastoreados por herbívoros domésticos). De la misma manera, definimos *emisiones antropogénicas netas* como el cambio en el flujo de  $N_2O$  debido a la actividad agrícola teniendo en cuenta la emisión de referencia (*i.e.* emisiones *brutas* del cultivo menos las emisiones de referencia).

Los factores de control de las emisiones de  $N_2O$  del suelo han sido clasificados como *directos* si controlan los procesos de nitrificación o desnitrificación y como *indirectos* si ejercen un control sobre los factores directos (Robertson, 1989). La temperatura del suelo, el espacio poroso lleno de agua (WFPS por sus siglas en inglés, una medida de la humedad del suelo y la disponibilidad de oxígeno), el C lábil del suelo y el N mineral se consideran los principales factores directos o *proximales* (Davidson et al., 2000; Mosier et al., 1998). Entre ellos, el N mineral del suelo requiere especial atención al analizar las emisiones de  $N_2O$  dado que ambos, el amonio ( $NH_4^+$ ) y el nitrato ( $NO_3^-$ ), representan reservorios de N muy pequeños y dinámicos en los suelos (Robertson, 1997). Por lo tanto, la correlación entre las emisiones de  $N_2O$  y el  $NH_4^+$  o  $NO_3^-$  del suelo suele ser débil (Gelfand et al., 2016; Rochette et al., 2004), en cambio las estimaciones de flujos de N (*i.e.* mineralización, absorción de las plantas) pueden representar mejores estimadores de la emisión de  $N_2O$  (Davidson et al., 2000).

Los factores indirectos o *distales* están relacionados con las propiedades del suelo, condiciones meteorológicas, cobertura vegetal, uso de la tierra o manejo de cultivos (Mosier et al., 1998; Robertson, 1989). La temperatura del suelo y el WFPS, además de su efecto directo, pueden ejercer efectos indirectos sobre las emisiones de  $N_2O$  del suelo,

dado que regulan los procesos de mineralización y desnitrificación y por ende, la disponibilidad de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$  (Curtin et al., 2012). Asimismo, la disponibilidad de N mineral está estrechamente relacionada con la absorción de las plantas (Bender et al., 2015, 2013), por lo que una medida de la productividad de las plantas y su dinámica temporal podría representar una variable útil para modelar los cambios temporales en las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  en cultivo. De esta manera, el índice de vegetación diferencial normalizada (*NDVI*, por sus siglas en inglés) (Tucker, 1979), un estimador de la productividad primaria neta, surge como una alternativa para mejorar los modelos de predicción de las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$ .

Los principales objetivos de este estudio fueron: i) caracterizar las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  de cultivos agrícolas y pastizales no manejados (consideradas como emisiones de referencia) en condiciones reales de producción (no experimental) para estimar las emisiones antropogénicas netas, ii) investigar la dinámica estacional de las emisiones antropogénicas netas en la región Pampeana y iii) describir y jerarquizar los principales factores que controlan la emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  en cultivos y en sistemas no manejados incluyendo al *NDVI*. La primera hipótesis de trabajo es que los suelos agrícolas de la región Pampeana, por recibir mayores aportes de N a partir de fertilización química o fijación biológica que los suelos no manejados, emiten más  $\text{N}_2\text{O}$  que los pastizales naturales que reemplazan. De este modo, espero que i) los suelos de cultivos agrícolas emitan más  $\text{N}_2\text{O}$  que el pastizal natural, ii) los cultivos que reciben fertilización nitrogenada emitirán más  $\text{N}_2\text{O}$  que el cultivo de soja (fijadora de N) debido a que el aporte de N como fertilizante es mayor que el producido por fijación biológica y iii) dentro de los cultivos fertilizados con N, el maíz (sembrado en primavera) tendrá mayores emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  que el trigo (sembrado en invierno) ya que la temperatura del suelo es un factor fundamental en el control de las emisiones. La segunda hipótesis de trabajo es que el aumento de la productividad primaria de la vegetación reduce el contenido de agua y la disponibilidad de nitrógeno inorgánico del suelo por el proceso de absorción. Estos factores tienen una relación directa positiva con las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  por lo tanto espero que el aumento de la productividad primaria de la vegetación reduzca las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$ . Para alcanzar estos objetivos, instalé experimentos gemelos manipulativos a campo en dos establecimientos diferentes de la región Pampeana.

## **2.2. Materiales y métodos**

### **2.2.1. Sitios de estudio**

El estudio se llevó a cabo en dos establecimientos agrícolas de la región Pampeana, una de las principales regiones agrícolas del mundo, con un clima húmedo-templado y suelos fértiles (Hall et al., 1992). Los sitios estaban ubicados a 370 km de distancia uno de otro, en diferentes subregiones de la región Pampeana: 'Estancia San Claudio' en la Pampa Interior, partido de Carlos Casares, provincia de Buenos Aires ( $35^{\circ}56' \text{ S}$ ;  $61^{\circ}10' \text{ O}$ ) y 'Estancia Don David' en la Pampa Mesopotámica, en el departamento de Gualeguaychú, provincia de Entre Ríos ( $33^{\circ}18' \text{ S}$ ;  $58^{\circ}41' \text{ O}$ ) (Soriano, 1992). San Claudio se encuentra sobre un suelo Hapludol thapto árgico, con una mayor fracción de arena y mayor contenido de C total y N total que Don David, que se encuentra sobre un suelo Argiudol ácuico limo-arcilloso, con mayor contenido de arcilla y fósforo (Cuadro 2-1). La precipitación media anual es de 1070 mm en Gualeguaychú y 997 mm en Carlos Casares. Ambas subregiones se dedican a la producción agrícola, principalmente a los cultivos de soja, maíz y trigo.

**Cuadro 2-1.** Ubicación de los sitios de estudio y principales características climáticas y edáficas. Las características edáficas se determinaron a partir de muestras de suelo de 0-20 cm de profundidad tomadas previo al comienzo del experimento en las parcelas de cultivos y de pastizales. PP actual corresponde a la precipitación ocurrida durante el año de muestreo. Cada valor representa el promedio  $\pm$  1 error estándar de los cuatro bloques.

Sitio	<i>C. Casares (Pampa Interior)</i>		<i>Guauguaychú (Pampa Mesopotámica)</i>	
Latitud	35°56' S		33°18' S	
Longitud	61°10' O		58°41' O	
Tipo de suelo (USDA)	Hapludol thapto árgico		Argiudol ácuico limo-arcilloso	
PP media (mm año <sup>-1</sup> )	997		1070	
Temp. media (°C)	15		17	
PP actual (mm año <sup>-1</sup> )	1107		1258	
	<i>Pastizales</i>	<i>Cultivos</i>	<i>Pastizales</i>	<i>Cultivos</i>
pH	5,93 $\pm$ 0,1	5,70 $\pm$ 0,1	5,48 $\pm$ 0,1	5,55 $\pm$ 0,4
C-total (g kg <sup>-1</sup> )	27,37 $\pm$ 1,9	23,63 $\pm$ 0,9	19,15 $\pm$ 2,9	15,11 $\pm$ 2,1
N-total (g kg <sup>-1</sup> )	2,32 $\pm$ 0,2	2,40 $\pm$ 0,2	1,73 $\pm$ 0,2	1,41 $\pm$ 0,2
P-extractable (mg kg <sup>-1</sup> )	17,23 $\pm$ 2,3	18,98 $\pm$ 3,0	27,55 $\pm$ 18,2	38,30 $\pm$ 19,9
CIC (cmol-c kg <sup>-1</sup> )†	24,25 $\pm$ 1,0	22,20 $\pm$ 1,8	17,00 $\pm$ 3,4	20,25 $\pm$ 4,1
Arena (%)	48,35 $\pm$ 4,5	47,78 $\pm$ 4,1	34,48 $\pm$ 9,9	33,55 $\pm$ 10,9
Limo (%)	38,13 $\pm$ 3,1	36,53 $\pm$ 3,9	47,78 $\pm$ 9,6	46,25 $\pm$ 8,6
Arcilla (%)	13,55 $\pm$ 1,7	15,63 $\pm$ 0,3	19,05 $\pm$ 5,3	20,15 $\pm$ 5,2
Densidad ap. (g cm <sup>-3</sup> )	1,02 $\pm$ 0,01	1,25 $\pm$ 0,07	1,16 $\pm$ 0,04	1,31 $\pm$ 0,01

†Capacidad de intercambio catiónico.

### 2.2.2. Diseño experimental

Realicé un experimento manipulativo a campo durante un año en ambos establecimientos para estimar las emisiones de N<sub>2</sub>O de los principales cultivos y compararlas con las emisiones de referencia de los pastizales no manejados bajo las mismas condiciones meteorológicas y de suelo. La temperatura y la precipitación durante el experimento fueron cercanas a los valores promedio en ambos establecimientos (Cuadro 2-1 y Figura Ap-1). En cada establecimiento seleccioné cuatro sitios ubicados entre 1 y 5 km entre sí, que representaban bloques estadísticamente independientes. Cada bloque contenía cuatro parcelas (de 25 x 8 m<sup>2</sup> aproximadamente), situadas una al lado de la otra, correspondiente a cada uno de los cuatro tratamientos (Figura Ap-2). Los tratamientos fueron los cultivos de maíz (*Zea mays* L.), soja (*Glicina Max* L.), la sucesión trigo/soja (*Triticum aestivum* L./ *Glicina Max* L.) y el pastizal no manejado. Las parcelas cultivadas se ubicaron dentro de un campo de producción comercial, y la parcela de pastizales se ubicó de forma adyacente a ellas sobre una parcela de pastizal natural. Conté con un total de 32 parcelas; 16 parcelas en cada sitio. Los pastizales fueron parcelas sucesionales que no habían sido cultivadas o fertilizadas durante al menos 20 años (algunas de ellas nunca habían sido cultivadas), y raramente pastoreadas por el ganado. Estas parcelas estaban cubiertas por especies C<sub>3</sub> y C<sub>4</sub> de pastos nativos y exóticos (i.e. *Paspalum dilatatum*, *Paspalum quadrifarium*, *Cynodon dactylon*, *Bromus unioloides*, *Schedonorus Arundinacea*). Los suelos de pastizales tenían mayor carbono total y menor densidad aparente que los suelos de los cultivos en ambos sitios (Cuadro 2-1).

Todos los cultivos se establecieron bajo siembra directa. Las parcelas de trigo recibieron  $55 \text{ kg N ha}^{-1}$  en la fecha de siembra en ambos sitios, mientras que las parcelas de maíz recibieron  $60$  y  $69 \text{ kg N ha}^{-1}$  en el momento de la siembra en C. Casares y Gualeguaychú respectivamente. Los cultivos de soja en ambos sitios se fertilizaron con superfosfato triple, sin adición de N. Las prácticas de manejo se detallan en el Cuadro 2-2.

El experimento comenzó en agosto de 2012, después de la siembra de trigo, y se extendió hasta agosto de 2013. Tomé muestras de emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  mensualmente durante todo el año. Según Parkin (2008) y Saha et al. (2017), esta frecuencia de muestreo reduce la precisión pero no genera un sesgo neto en el cálculo de la emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  anual acumulada. Para el muestreo de  $\text{N}_2\text{O}$  usamos el método de cámaras estáticas (Parkin & Venterea, 2010) y en cada fecha de muestreo instalé dos cámaras en cada parcela. El número total de muestras de  $\text{N}_2\text{O}$  y los factores de control fue de 768 (2 sitios x 4 bloques x 4 tratamientos x 2 cámaras x 12 fechas).

### **2.2.3. Muestreo, recolección y análisis de $\text{N}_2\text{O}$**

Para estimar las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  del suelo usé cámaras estáticas de PVC apoyadas sobre bases de hierro enterradas en el suelo (Figura Ap-3). Las dimensiones de las cámaras fueron  $37 \text{ cm}$  de largo x  $25,5 \text{ cm}$  de ancho x  $14 \text{ cm}$  de alto, y estaban cubiertas por una lámina de aluminio reflectante y ventiladas con un tubo de acero inoxidable de  $10 \text{ cm}$  de largo (Parkin & Venterea, 2010). Durante el tiempo de muestreo, las cámaras fueron colocadas sobre bases de hierro de  $8 \text{ cm}$  de profundidad previamente enterradas y selladas con agua para evitar pérdidas no deseadas. En las parcelas de cultivos, ubiqué las bases de forma transversal a la línea de siembra, cubriendo el surco y entresurco, con plantas enraizadas en su interior. En las fechas de muestreo en las cuales fue necesario, corté las plantas enraizadas dentro de la base a  $5 \text{ cm}$  de altura.

Extraje muestras de gas de  $30 \text{ ml}$  de las cámaras a los 0, 15 y 30 minutos de la colocación de la cámara mediante una bomba de vacío manual y almacené una submuestra en viales de  $10 \text{ ml}$  que se analizaron dentro de los 10 días de la recolección con el cromatógrafo del Laboratorio de Servicios Analíticos Especiales de la Facultad de Agronomía (GC, 6890 Agilent Technologies Network). Calculé el flujo de  $\text{N}_2\text{O}$  de cada muestra a través del modelo lineal (Venterea, 2010).

**Cuadro 2-2.** Datos del manejo agrícola de los cultivos durante el experimento en los sitios de estudio.

	<i>C. Casares (Pampa Interior)</i>			<i>Gualeduaychú (Pampa Mesopotámica)</i>		
	<i>Trigo</i>	<i>Maíz</i>	<i>Soja</i>	<i>Trigo</i>	<i>Maíz</i>	<i>Soja</i>
<b><i>Cultivo principal</i></b>						
Fecha de siembra †	09/07/2012	07/10/2012- 15/11/2012	02/11/2012- 27/11/2012	16/07/2012	12/10/2012 02/11/2012	02/11/2012- 02/12/2012
Distancia entre surco (cm)	17.5	52.5	35	19	60	35
Densidad de siembra	140 kg ha <sup>-1</sup>	72000 pl ha <sup>-1</sup>	89 kg ha <sup>-1</sup>	140 kg ha <sup>-1</sup>	83000 pl ha <sup>-1</sup>	90 kg ha <sup>-1</sup>
Labranza	S. directa	S. directa	S. directa	S. directa	S. directa	S. directa
Fertilización						
Fecha	12/07/2012	07/10/2012- 15/11/2012	02/11/2012- 27/11/2012	16/07/2012	12/10/2012 02/11/2012	02/11/2012- 02/12/2012
Producto	Urea	Urea	Superfosfato triple	Urea	Urea	Superfosfato triple
Dosis (kg producto ha <sup>-1</sup> )	120	130	40	120	150	85
N-dosis (kg N ha <sup>-1</sup> )	55	60	0	55	69	0
Fecha de cosecha	13/12/2012	20/05/2013	15/05/2013	26/12/2012	1/5/2013	15/05/2013
Rendimiento (kg grano ha <sup>-1</sup> )	2400	7900	3545	2800	6400	3150
<b><i>Soja de segunda</i></b>						
Labranza	S. directa			S. directa		
Fecha de siembra	20/12/2012			31/01/2013		
Fecha de cosecha	15/05/2013			12/05/2013		
Rendimiento (kg grano ha <sup>-1</sup> )	2350			2850		

† Cuando las parcelas fueron sembradas en diferentes fechas se reporta el rango de fechas.

#### 2.2.4. Factores de control

En cada momento de muestreo registré la temperatura del aire y del suelo (0-10 cm) junto a cada cámara. También registré los estadios fenológicos de los cultivos de trigo, maíz y soja usando las escalas de Zadoks *et al.* (1974), Fehr & Caviness (1977) y Ritchie & Hanway (1982) respectivamente. Después de la recolección del gas, tomé tres submuestras de suelo de 10 cm de profundidad del interior cada base usando un barreno de dos centímetros de diámetro e hice una muestra compuesta para el análisis. Analicé el contenido de agua y las concentraciones de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$  en el laboratorio en el plazo de 10 días después de la recolección. Para ello, sequé una submuestra de 5 g a 105 °C durante 48 horas para estimar el contenido gravimétrico de agua del suelo (expresado en g/g) y luego calculé el WFPS usando la densidad aparente, asumiendo una densidad de partícula de 2,65 g cm<sup>-3</sup>. Realicé una extracción de las submuestras de suelo con  $\text{SO}_4\text{K}_2$  para estimar los contenidos de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$  (Keeney & Nelson 1982). En cada fecha de muestreo, también registré el NDVI a nivel de parcela utilizando un sensor de radiación manual (Skye-SpectroSense2<sup>®</sup>) para proporcionar un estimador de la producción primaria neta aérea. Después de cada muestreo, quité las bases y las reubiqué en la misma parcela para permitir la estabilización del suelo antes de la próxima fecha de muestreo. Esta relocalización también fue útil para evitar la correlación temporal entre las muestras en las sucesivas fechas de muestreo.

#### 2.2.5. Análisis de datos

Calculé la emisión media anual de  $\text{N}_2\text{O}$  como el promedio de todas las fechas de muestreo de cada parcela y analicé los factores de control de las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  para los diferentes tratamientos mediante modelos lineales mixtos con el paquete *nlme* del lenguaje estadístico R (Pinheiro *et al.*, 2016; R Core Team, 2013). En primer lugar, construí un modelo mixto para comparar las emisiones medias anuales de los distintos cultivos respecto al pastizal de referencia. En este modelo incluí al tratamiento (con los niveles soja, maíz, trigo/soja, y pastizal) como variable fija y al *sitio*, *bloque* y *fecha de muestreo* como variables aleatorias. Las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  fueron similares en ambos sitios, por lo tanto, construí este modelo con los datos de los dos sitios juntos para aumentar la potencia estadística. En el análisis transformé las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  con el método logarítmico para normalizar la distribución de los datos.

Para analizar los factores de control de las emisiones, construí un modelo separado para cada tratamiento y para cada uno de los tres cultivos considerando sólo el ciclo del cultivo (excluyendo las fechas de barbecho). En los modelos construidos, consideré la temperatura del suelo, el WFPS, el  $\text{NH}_4^+$  y el  $\text{NO}_3^-$  como factores fijos mientras que *sitio* y *estadio fenológico* como factores aleatorios. Dado que usé parcelas comerciales, tuvimos diferencias en las fechas de siembra y cosecha entre los diferentes cultivos y sitios. Por lo tanto, en lugar de usar fechas fijas para nuestros análisis, hice la comparación agrupando por estadio fenológicas para cada cultivo (Rochette *et al.*, 2004). Seleccioné el mejor modelo para cada set de datos a través del criterio de información de Akaike (AIC). Calculé los coeficientes de determinación ( $R^2$ ) para cada modelo utilizando la metodología propuesta por Nakagawa & Schielzeth (2013) donde el *coeficiente marginal* ( $R^2_m$ ) representa la proporción de variabilidad de la emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  explicada por el término fijo del modelo, y el *coeficiente condicional* ( $R^2_c$ ) representa la proporción de variabilidad explicada por el modelo completo (incluyendo los factores fijos y los



aleatorios), lo que me permitió calcular la proporción de variabilidad explicada por los sitios y los estadios fenológicos.

Evalué las relaciones directas e indirectas entre variables y la emisión de N<sub>2</sub>O a través de modelos de ecuaciones estructurales (*SEM*, por sus siglas en inglés) (Grace et al., 2010). De este modo analicé la relación directa de la temperatura del suelo, WFPS, NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y NDVI con las emisiones de N<sub>2</sub>O y la relación indirecta de la temperatura del suelo, WFPS, y NDVI con las emisiones de N<sub>2</sub>O a través de su relación con la concentración de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en el suelo. La figura Ap-5 muestra la estructura del modelo conceptual *a priori*. En las SEM se considera que el modelo hipotético es consistente con los datos cuando el valor-p para la prueba Chi-cuadrado es mayor que el umbral propuesto (en este caso,  $\alpha = 0,05$ ) (Lefcheck, 2016). Utilicé el paquete *piecewiseSEM* (Lefcheck, 2016) para el lenguaje estadístico R, que permite el uso de modelos de efectos mixtos, tal como describí en el párrafo anterior, para construir la estructura SEM. De esta forma, el nivel de significancia de cada relación y los coeficientes de determinación (R<sup>2</sup>) se calculan de la misma forma que lo hacen los modelos mixtos a través del paquete *nlme* descrito en el párrafo anterior.

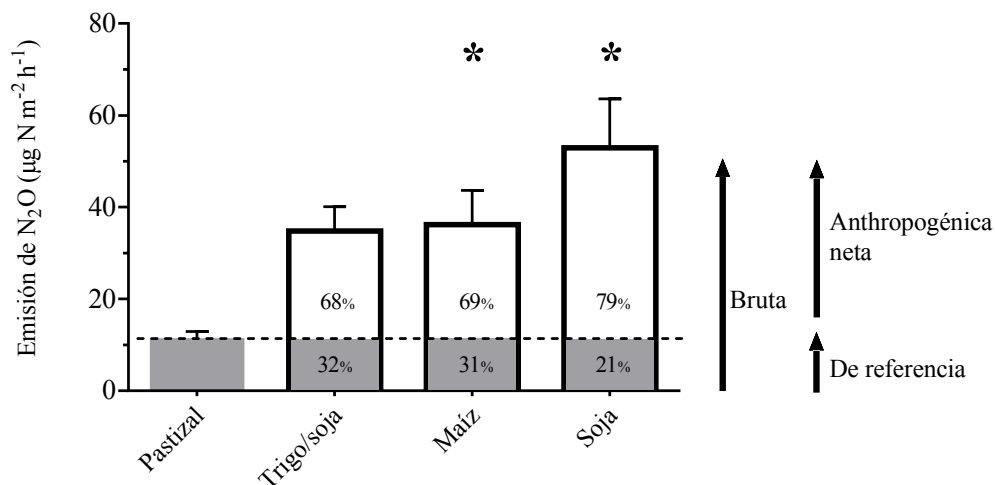
## 2.3. Resultados

### 2.3.1. Emisiones de N<sub>2</sub>O y su dinámica temporal

Las emisiones de N<sub>2</sub>O medias considerando todas las fechas de muestreo de los cultivos trigo/soja, maíz y soja fueron 34,8, 36,2 y 52,9  $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$  respectivamente, mientras que las emisiones de referencia fueron 11,1  $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$  (Figura 2-1). Se observaron diferencias estadísticas significativas con las emisiones de referencia para el maíz ( $p = 0,034$ ) y la soja ( $p < 0,0001$ ), pero las diferencias fueron sólo marginalmente significativas para las emisiones de trigo/soja ( $p = 0,088$ ). De este modo, las emisiones de referencia representaron entre un 21% (en parcelas de soja) y un 32% (en parcelas de trigo/soja) de las emisiones brutas.

Las emisiones puntuales, en los momentos de muestreo, variaron de 0 (incluso se observaron algunos valores negativos) a  $133 \pm 73 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ , ocurrido en el estadio de madurez en la soja, mientras que las emisiones en pastizales rara vez superaron los 25  $\mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$  (Figura 2-2). La variabilidad espacial de las emisiones de N<sub>2</sub>O en cultivos fueron mayores durante los picos de emisión (*i.e.* los valores promedio más altos mostraron mayor error estándar; Figura 2-2). En contraste, los pastizales mostraron una baja variabilidad espacial durante todo el período de muestreo, con las emisiones más altas durante la primavera y comienzos del verano (Figura 2-2). Como era de esperar, el cultivo de maíz mostró dos picos de emisión: después de la fecha de siembra/fertilización y después de la cosecha (Figura 2-2). También se observaron altas emisiones a finales de la primavera durante el período de barbecho. Para el doble cultivo trigo/soja, que no tuvo un período de barbecho antes de sembrar trigo, el pico de emisión ocurrió aproximadamente un mes después de la siembra y fertilización del trigo (en el estadio *macollaje*,  $77 \pm 19 \mu\text{g N-N}_2\text{O m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) y alrededor de la cosecha (Figura 2-2). El cultivo de soja mostró mayores emisiones en los momentos cercanos a la siembra (durante el período de barbecho y los primeros estadios fenológicos), y tanto la soja como la soja de segunda tuvieron altas emisiones antes de la cosecha, durante la madurez del cultivo. Durante los momentos de mayor productividad de la biomasa de todos los cultivos, las

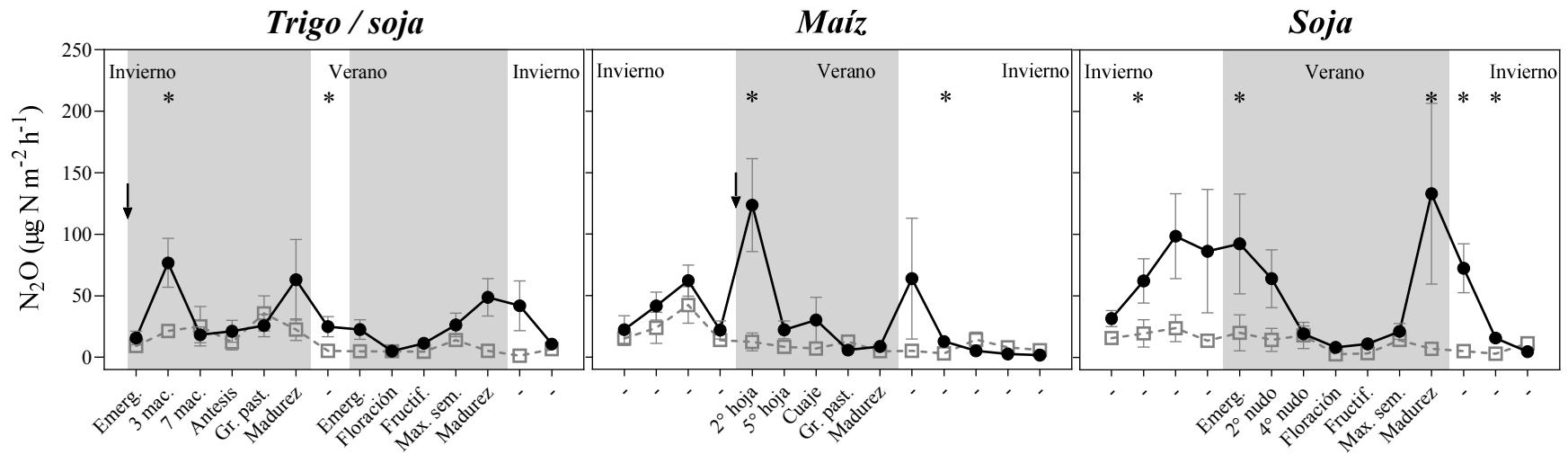
emisiones de  $N_2O$  fueron muy bajas y no difirieron de las emisiones del pastizal natural (Figuras 2-2 y Ap-4).



**Figura 2-1.** Emisiones de  $N_2O$  medias anuales de pastizales no manejados (emisiones de referencia) y de cultivos. Los asteriscos muestran diferencias significativas entre cada cultivo y el pastizal (valor- $p < 0,05$ ).

### 2.3.2. Factores de control directos

Los factores directos que controlan las emisiones de  $N_2O$  difirieron entre cultivo y pastizales y al considerar todo el año o sólo el ciclo del cultivo (Cuadro 2-3). Las emisiones de  $N_2O$  en cultivos fueron controladas por la temperatura del suelo, el contenido de  $NO_3^-$  (excepto maíz) y el WFPS al considerar el año completo, mientras que en pastizales sólo el WFPS tuvo un efecto significativo. Al excluir el período de barbecho del análisis, sólo considerando la temporada de crecimiento, las emisiones fueron controladas por el WFPS en soja, soja de 2<sup>da</sup> (efecto marginalmente significativo) y maíz, y por el contenido de  $NO_3^-$  en trigo. El WFPS estuvo presente en todos los modelos (excepto en el ciclo del cultivo de trigo). El contenido de  $NH_4^+$  en el suelo no estuvo presente en ningún modelo como un factor directo del flujo de  $N_2O$ .



**Figura 2-2.** Emisiones de  $N_2O$  puntuales de cultivos (círculos negros) y pastizales no manejados (cuadrados grises) durante un año (agosto 2012-agosto 2013). Cada punto representa el valor promedio en  $\mu g N-N_2O m^{-2} h^{-1}$ ,  $\pm 1$  error estándar de cada estadio fenológico del cultivo. Las áreas sombreadas muestran el ciclo del cultivo, desde siembra hasta cosecha; el resto es el período de barbecho (presiembra y postcosecha). Las flechas indican las fechas de fertilización nitrogenada. Los asteriscos muestran diferencias significativas entre las parcelas de cultivos y pastizales (valor- $p < 0,05$ ).

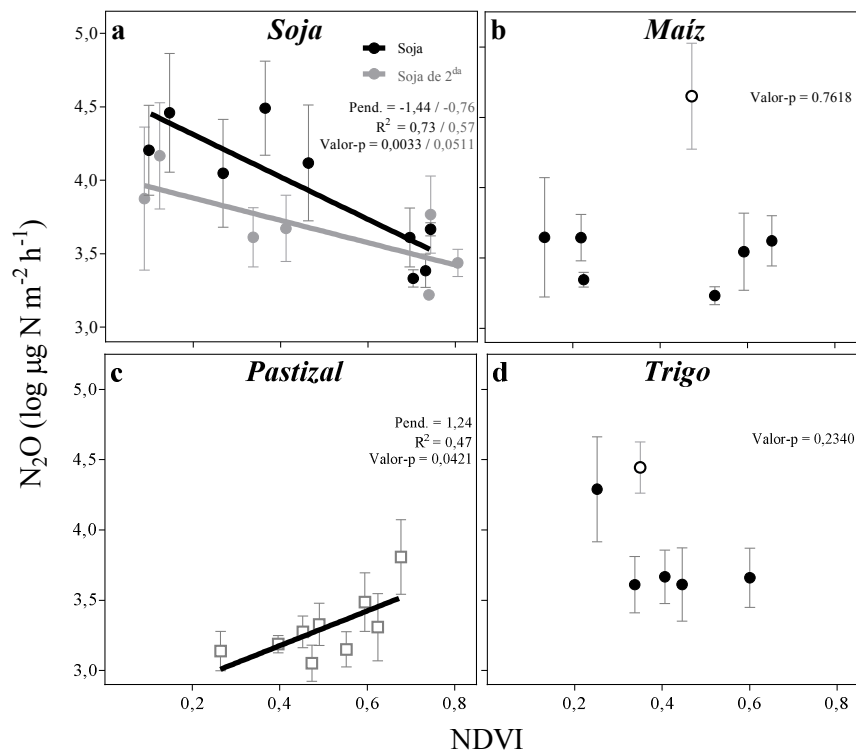
**Cuadro 2-3.** Factores de control directos de las emisiones de N<sub>2</sub>O para diferentes usos del suelo, evaluadas utilizando modelos de efectos mixtos. Para los cultivos se construyeron dos modelos diferentes: considerando todo el período del experimento y sólo el período de ciclo del cultivo (*c.c.*). Cada línea muestra los coeficientes del mejor modelo seleccionado por AIC. El coeficiente de determinación marginal ( $R^2_m$ ) representa la proporción de variabilidad explicada por los factores fijos del modelo (WFPS, temperatura del suelo, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). El coeficiente de determinación condicional ( $R^2_c$ ) representa la proporción de variabilidad explicada por el modelo completo (factores fijos más aleatorios). Los coeficientes estandarizados para cada factor de control se pueden interpretar como efectos relativos. El nivel de significación se indica como: \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ ; #  $p < 0,1$ .

<i>Uso del suelo</i>	<i>N</i>	<b>Factores de control</b>				$R^2_m$	$R^2_c$
		<i>Intercepto</i>	<i>WFPS</i>	<i>Temp. suelo</i>	<i>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></i>		
Maíz	78	2,04	0,020±0,005**	0,020±0,009*		0,23	0,23
Trigo/soja	56	2,03	0,014±0,006*	0,027±0,011*	0,086±0,030**	0,32	0,49
Soja	86	1,41	0,024±0,005**	0,037±0,011**	0,104±0,041*	0,35	0,36
Pastizal	88	2,67	0,012±0,004*			0,15	0,15
Maíz <i>c.c.</i>	52	2,70	0,016±0,007*			0,20	0,21
Trigo <i>c.c.</i>	35	3,44			0,101±0,036**	0,27	0,53
Soja-2da <i>c.c.</i>	21	2,56	0,018±0,008#			0,36	0,36
Soja <i>c.c.</i>	53	2,66	0,022±0,006**			0,27	0,27

Nota: NH<sub>4</sub><sup>-</sup> no está incluido en el cuadro porque no fue significativo en ningún modelo.

### 2.3.3. NDVI y emisiones de N<sub>2</sub>O

Los valores de NDVI correlacionaron significativamente con las emisiones de N<sub>2</sub>O en los cultivos de soja y los pastizales, pero en direcciones opuestas (Figura 2-3). Observamos una fuerte correlación negativa entre el NDVI y las emisiones de N<sub>2</sub>O en el cultivo de soja ( $R^2 = 0,74$ ) y soja de 2<sup>da</sup> ( $R^2 = 0,57$ ) durante el ciclo del cultivo (Figura 2-3 a), mientras que en los pastizales observamos una correlación positiva (Figura 2-3 c). En los cultivos fertilizados con nitrógeno (trigo y maíz), no hubo relación entre las variables (Figuras 2-3 b y d).

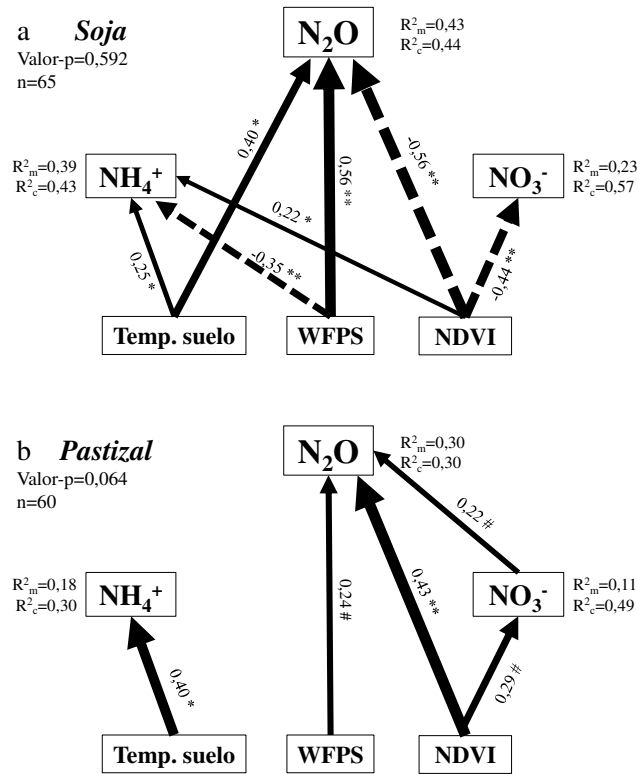


**Figura 2-3.** Relación entre las emisiones puntuales de  $N_2O$  ( $\log \mu\text{g N m}^{-2} \text{h}^{-1}$ ) y NDVI (sin unidades) para el ciclo de crecimiento de cada cultivo (incluyendo la fecha de presiembra y postcosecha; a, b y d), y en el pastizal (c). Cada punto representa valores promedio  $\pm 1$  error estándar de los estadios fenológicos en cultivos y fechas de muestreo en pastizales. Los puntos blancos en los paneles b y d representan los estadios de postfertilización.

#### 2.3.4. Análisis de modelos de ecuaciones estructurales

Los datos del experimento confirmaron el modelo conceptual a priori de las ecuaciones estructurales para el período de crecimiento de soja y del pastizal (los valores-p para la prueba de Chi-cuadrado fueron superiores a 0,05, Figura 2-4). Para los tratamientos de trigo y maíz los modelos no fueron significativos (Figura Ap-6). Encontré un efecto directo significativo del WFPS, la temperatura del suelo y el NDVI en las emisiones de  $N_2O$  del cultivo de soja (considerando la soja y la soja de segunda en el modelo, Figura 2-4 a). El WFPS y la temperatura del suelo tuvieron un efecto positivo en las emisiones de  $N_2O$ , mientras que el NDVI tuvo un efecto directo negativo. Los contenidos de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$  no controlaron las emisiones de  $N_2O$ , por lo tanto, no observé el efecto indirecto potencial de la temperatura del suelo, el WFPS y el NDVI. Además, la temperatura del suelo, el WFPS y el NDVI explicaron el 39 y el 23% de la variabilidad del  $\text{NH}_4^+$  y del  $\text{NO}_3^-$  respectivamente.

Para los pastizales, el NDVI fue el principal factor de control de las emisiones de  $N_2O$  con un efecto directo significativo y un efecto indirecto a través  $\text{NO}_3^-$  del suelo (Figuras 2-4 b y Ap-4). El WFPS y el contenido de  $\text{NO}_3^-$  tuvieron un efecto directo menor. Ni la temperatura del suelo ni el contenido de  $\text{NH}_4^+$  controlaron el flujo de  $N_2O$  en los pastizales.



**Figura 2-4.** Modelos de ecuaciones estructurales (SEM) que muestran efectos directos e indirectos (a través de la concentración de N mineral) de los factores de control sobre las emisiones de N<sub>2</sub>O para cultivos de soja (a) y pastizales (b) durante el ciclo de crecimiento. Las cajas representan variables y las flechas representan relaciones causales positivas (líneas sólidas) o negativas (líneas punteadas) entre variables. El grosor de la flecha muestra el efecto relativo de cada variable sobre la variable de respuesta. El nivel de significación se indica como: \*\* p < 0,01; \* p < 0,05; # p < 0,1. La proporción de la variabilidad explicada por los factores fijos ( $R^2_m$ ) y el modelo completo (fijos más aleatorios,  $R^2_c$ ) están indicados para cada variable de respuesta junto a cada variable. El modelo hipotético es consistente con los datos cuando el valor p para la prueba Chi-cuadrado es mayor que el umbral ( $\alpha = 0,05$ ).

## 2.4. Discusión

Los resultados mostraron que las emisiones de N<sub>2</sub>O de los cultivos fueron mayores que las emisiones de referencia, pero también que las emisiones de referencia representaron una fracción importante de las emisiones medidas en los cultivos. Las emisiones más altas en cultivo ocurrieron durante la presiembra, después de la cosecha y después de la fertilización de N en los cultivos fertilizados. Además de los factores directos de control (temperatura, WFPS y N mineral), este estudio demostró que el NDVI, un estimador de la productividad de las plantas, fue un factor de control importante del flujo de N<sub>2</sub>O en cultivos de soja y pastizales no manejados, aunque con relaciones opuestas.

En este estudio reforcé la necesidad de incluir emisiones de referencia para estimar con las emisiones antropogénicas de N<sub>2</sub>O. La definición de emisión de referencia y el diseño experimental empleado en este estudio nos permiten dar cuenta no solo del efecto

de la adición de N al suelo mediante fertilización, sino también de otros efectos antrópicos sobre las emisiones de  $N_2O$ , como cambios en los ciclos del agua y del N, la estacionalidad de la productividad de las plantas y los cambios en la estructura y funcionamiento de los microorganismos. Los datos mostraron que entre el 21 y el 32% de las emisiones brutas de los cultivos no son antropogénicas. En la región del Cerrado de Brasil observaron tasas similares, donde las emisiones de la sabana nativa representaron 20, 28 y 40% de las emisiones observadas en cultivos de soja, soja/sorgo y maíz/gandul respectivamente (dos Santos et al., 2016). Otros estudios mostraron que este porcentaje varió entre 4% y casi el 100%: las emisiones de referencia fueron casi insignificantes en un campo de maíz que recibió  $135 \text{ kg N ha}^{-1}$  como fertilizante químico en Indiana, Estado Unidos (Hernandez-Ramirez et al., 2009), mientras que la emisión de referencia fue casi igual a las emisiones brutas en una rotación maíz/soja en Argentina (Alvarez et al., 2012). Por lo tanto, según estos dos casos, la actividad agrícola puede representar ningún cambio en las emisiones de  $N_2O$  en comparación con un sistema no manejado o un aumento de hasta 24 veces. En el inventario de gases de efecto invernadero de Estados Unidos, hasta el año 2006, se consideraban las emisiones de referencia de ecosistemas nativos utilizando un modelo de simulación y se la restaban a las emisiones agrícolas brutas para contabilizar la emisión antropogénica neta de  $N_2O$  (Del Grosso et al., 2006; USEPA, 2006). La inclusión de una metodología estándar para contabilizar las emisiones de referencia en las directrices del IPCC promovería su inclusión en los inventarios nacionales y fomentaría su uso en estudios experimentales a escalas menores.

Con respecto a la variabilidad temporal de las emisiones de  $N_2O$ , los valores más altos en cultivo se han observado generalmente después de la labranza, de la fertilización, y de la cosecha (Groffman et al., 2009). Nuestros experimentos demuestran que las mayores emisiones pueden ocurrir alrededor de la siembra y de la cosecha (en etapas de madurez de los cultivos) en los cultivos anuales. En estos periodos, hay una baja o nula absorción de N y una alta tasa de descomposición y mineralización de N, por lo que el N mineral estaría disponible para la nitrificación y desnitrificación microbiana (Figura. Ap-4) (Robertson, 1997). Según lo indicado por Robertson (1997), la absorción más significativa de la planta ocurre entre las ocho y doce semanas después del cierre del canopy en la mayoría de los cultivos anuales, mientras que la mineralización de N y la nitrificación permanecen más tiempo. Durante estos periodos, ni el N mineral ni la temperatura limitarían la producción de  $N_2O$ , por lo que los cambios en el WFPS desencadenarían la emisión de  $N_2O$  como propone el modelo de *hot-spots* propuesto por Groffman et al. (2009) y Molodovskaya et al. (2012). La falta de sincronía en la mineralización de N y la absorción N se intensifica en cultivos con residuos con baja relación C:N como la soja, en comparación con los residuos de alta relación C:N (i.e. maíz o trigo) como se observa en nuestro experimento. Estos hallazgos tienen dos implicaciones importantes. En primer lugar, considerar el período de barbecho es esencial en la cuantificación de las emisiones anuales de  $N_2O$ . En segundo lugar, el uso de cultivos de cobertura durante invierno-primavera puede tener un gran impacto como estrategia de mitigación en estos sistemas, donde la siembra directa y las bajas dosis de fertilización son comunes (Basche et al., 2014).

En contraste con lo que ocurre en los cultivos anuales, en los ecosistemas naturales no manejados es esperable que la mineralización de N y la absorción de las plantas se acoplen temporal y espacialmente, por lo tanto menos N mineral estará disponible para la transformación microbiana, como observaron Gelfand et al. (2016); Robertson (1997) y Robertson et al. (2000). El acople entre la mineralización y la absorción de N de las plantas en ecosistemas no manejados puede explicar la baja variabilidad temporal de las

emisiones observadas en los pastizales perennes de la región Pampeana en este estudio. Aparte de los cambios en el ciclo N, un estudio reciente encontró que la mayor emisión de  $N_2O$  en los cultivos en comparación con ecosistemas no manejados se pueden explicar a través de cambios en la estructura y funcionamiento microbiano (Song et al., 2018).

Varios estudios han reportado al WFPS como el principal factor controlador de las emisiones de  $N_2O$  del suelo (Alvarez et al., 2012; Cai et al., 2016; Dobbie & Smith, 2003). El hecho de que la temperatura del suelo fue un factor significativo cuando se evaluaron los datos de todo el año, pero no cuando se evaluó sólo el ciclo de cultivo, sugiere que podría haber un efecto *umbral* de la temperatura del suelo tal como lo propusieron Cosentino et al. (2013). Según estos autores, las emisiones son bajas cuando la temperatura del suelo es inferior a 14 °C, mientras que las temperaturas por encima de este valor generan emisiones “medias” a “altas”, dependiendo del nivel de WFPS. El efecto del contenido mineral de N es más complejo ya que muchos estudios han reportados que no hubo relación entre ese reservorio y el flujo de  $N_2O$  (Gelfand et al., 2016; Jarvis et al., 1996; Rochette et al., 2004). A su vez, estudios recientes sugieren que la concentración de nitrito ( $NO_2^-$ ) sería mejor estimador de la emisión de  $N_2O$  que el  $NH_4^+$  o el  $NO_3^-$ , debido al papel del  $NO_2^-$  como sustrato central en la nitrificación, desnitrificación y la *chemodenitrificación*, otro proceso microbiano que produce  $N_2O$  en el suelo (Breuillin-Sessoms et al., 2017; Maharjan & Venterea, 2013). Además, se ha demostrado que la estimación de flujos de N reactivo puede dar información diferente y complementaria a las variables de reservorios de N mineral para explicar el flujo de  $N_2O$  (Davidson et al., 2000; Gelfand et al., 2016). Los pulsos de alta emisión resultan de la confluencia de factores ambientales críticos (principalmente temperatura, WFPS y N mineral), pero predecirlos a una escala diaria todavía implica bajo nivel de confianza y grandes errores (Del Grosso et al., 2008a; Groffman et al., 2009). Aunque los flujos de N (mineralización, nitrificación o absorción) son más difíciles de cuantificar que los reservorios, resulta crucial estimarlos para mejorar el rendimiento de los modelos de predicción de la emisión diaria de  $N_2O$ .

Nuestros resultados sugieren que la productividad de las plantas ejerce un control sobre las emisiones de  $N_2O$  en cultivos y sistemas no manejados en direcciones opuestas, y que el NDVI es una herramienta promisoría para mejorar la predicción de la dinámica estacional (intra-anual) de las emisiones de  $N_2O$ . Este índice ha sido ampliamente utilizado como un estimador de la productividad primaria neta aérea y de la biomasa viva, pero también se ha utilizado para describir la absorción de N en cultivos (Freeman et al., 2007; Yao et al., 2013). La absorción de N de los cultivos anuales tiene una fuerte estacionalidad: la absorción es nula durante los periodos de barbecho y está fuertemente correlacionada con la producción de materia seca aérea durante el ciclo de cultivo, alcanzando su valor máximo en pleno ciclo del crecimiento (Bender et al., 2015, 2013). Además, la disminución de la productividad primaria aérea hacia el final del ciclo del cultivo refleja el inicio de la muerte radical y la descomposición de la biomasa. Este proceso es particularmente importante en cultivos de especies fijadoras de N, como la soja, donde la descomposición de los nódulos radicales pueden aportar mucho N al suelo (Rochette et al., 2004). El NDVI no se ha incluido previamente en estudios de emisiones de  $N_2O$  en cultivos. Según nuestros resultados, su uso es aplicable a cultivos no fertilizados donde la disponibilidad del N mineral del suelo no está influenciada por insumos externos muy altos en períodos cortos.

El patrón opuesto (una correlación positiva entre NDVI y flujo de  $N_2O$ ) se observó en los pastizales no manejados. Nuestros hallazgos coinciden con dos estudios previos que observaron una correlación positiva entre  $N_2O$  y estimadores de la productividad de



la biomasa en ecosistemas perennes (Groffman & Turner, 1995; Wolf et al., 2011); Groffman & Turner (1995) incluso utilizaron datos de NDVI de imágenes satelitales como el estimador de la productividad. Estos estudios observaron una relación positiva entre la productividad y el flujo de  $N_2O$  a escala de tiempo interanual para diferentes posiciones topográficas del paisaje (pendiente y elevación) o prácticas de manejo (quema y pastoreo). Los autores interpretaron sus hallazgos considerando que los ecosistemas estaban limitados por la disponibilidad de N, por lo tanto, la productividad de las plantas y las emisiones de  $N_2O$  eran controladas por los mismos dos factores: el N mineral del suelo y disponibilidad del agua. Por lo tanto, mayor disponibilidad de N promovió la productividad de las plantas y la emisión de  $N_2O$ . Considerando que el N limita la productividad de los pastizales en la región Pampeana (Chaneton et al., 1996), nuestros resultados demuestran que el mismo patrón se observa en la dinámica estacional intra-anual. El NDVI mejoró la previsibilidad de los modelos al describir la variabilidad estacional de la emisión de  $N_2O$ , aunque se requiere más información para probar el control en una resolución temporal diaria. El NDVI es una herramienta muy prometedora y versátil para incluir en el estudio de  $N_2O$ , ya que se puede obtener muy fácilmente a diferentes escalas espaciales y temporales a partir de imágenes satelitales.

## 2.5. Conclusiones

Medí las emisiones de  $N_2O$  en cultivos de maíz, trigo/soja, soja y en pastizales no manejados (que representan emisiones no antropogénicas, de referencia) en un experimento manipulativo a campo replicado en dos sitios diferentes de la región Pampeana. Las emisiones de referencia representaron entre el 21 y el 32% del flujo total de  $N_2O$  observado en los cultivos, por lo tanto, incluir una medida de las emisiones de referencia en los estudios de cultivos resulta clave para cuantificar las emisiones antropogénicas netas de  $N_2O$ . Este estudio ofrece información muy valiosa para discriminar las emisiones antropogénicas de las naturales, ya que las parcelas se ubicaron adyacentemente en bloques independientes y por lo tanto, el suelo y las condiciones meteorológicas fueron iguales para los cultivos y las parcelas no manejadas. Como era de esperar, observé mayores emisiones después de la fertilización en cultivos de maíz y trigo. Sin embargo, en cultivos de soja, observé altas emisiones de  $N_2O$  durante el periodo de barbecho (antes de la siembra) y en la etapa de madurez del cultivo (antes de la cosecha) y emisiones muy bajas en los estadios intermedio del ciclo del cultivo. Además, evalué el NDVI, un índice de la productividad de las plantas que se genera fácilmente a partir de sensores remotos, relacionado con la absorción de N de las plantas. Encontré que el NDVI está correlacionado negativamente con el  $NO_3^-$  y con las emisiones de  $N_2O$  durante el ciclo del cultivo de soja. Por el contrario, en pastizales no manejados, el ciclo N está mejor acoplado entre las plantas y los suelos, por lo tanto, NDVI se relacionó positivamente con las emisiones de  $N_2O$ .



### **3. Capítulo 3 – Estimación de las emisiones de N<sub>2</sub>O mediante un modelo de simulación**



### 3.1. Introducción

Los suelos bajo producción agropecuaria son considerados la principal fuente antropogénica de emisiones de  $N_2O$ , un potente GEI y la principal sustancia responsable de la destrucción del ozono estratosférico (IPCC, 2013; Park et al., 2012; Ravishankara et al., 2009; Reay et al., 2012). Resulta clave contar con información confiable de los valores absolutos de las emisiones de esta fuente para estimar con mayor precisión el balance de  $N_2O$  de la atmósfera. A escala global, se estima que las emisiones de  $N_2O$  de suelos agrícolas son cercanas a  $4,1 \text{ Tg N año}^{-1}$ , lo que representa un 60% de las emisiones antropogénicas de  $N_2O$  y un 23% de las emisiones totales (incluyendo también las fuentes naturales de emisión) (IPCC, 2013; Syakila & Kroeze, 2011). Otros estudios estimaron una emisión anual desde suelos agrícolas de  $5,8 \text{ Tg N-N}_2\text{O año}^{-1}$  (Del Grosso et al., 2008b) y entre  $4,2$  y  $7,0 \text{ Tg N-N}_2\text{O año}^{-1}$  (Crutzen et al., 2008). Se considera que estas estimaciones globales son confiables porque se realizaron utilizando metodologías distintas (modelos *top-down* vs *bottom-up*) y se llegaron a valores similares (Reay et al., 2012). Sin embargo, a escala regional las estimaciones disponibles son menos confiables y presentan mayores diferencias entre las distintas metodologías utilizadas (Butterbach-Bahl et al., 2013; Reay et al., 2012). A su vez, hay dos aspectos de la cuantificación de las emisiones de  $N_2O$  a nivel regional que permanecen sin resolver: la distribución espacial a nivel intrarregional y la variabilidad temporal a nivel interanual.

Realizar estimaciones de las emisiones de  $N_2O$  a nivel regional utilizando modelos simples (como el método de *Factor de emisión*) o a partir de estimaciones locales requiere hacer escalamientos (*downscaling* o *upscaling* respectivamente) lo cual implica realizar supuestos importantes que reducen la confiabilidad de los datos (Butterbach-Bahl et al., 2013). Por ejemplo, el método de Nivel 1 basado en factores de emisión propuesto por el IPCC no considera la variabilidad espacial dentro de una región, ni temporal (intra-anual o interanual) de los principales factores que controlan las emisiones de  $N_2O$  (IPCC, 2006). Por el contrario, el método de cámaras estáticas permite estimar con gran precisión las emisiones de  $N_2O$  entre distintas coberturas vegetales, manejos del suelo o tratamientos a relativamente bajo costo (De Klein & Harvey, 2012). Sin embargo, las estimaciones están fuertemente condicionadas por las condiciones edáficas y meteorológicas del momento del muestreo por lo que es insuficiente para hacer estimaciones a mayores escalas espaciales y temporales (Butterbach-Bahl et al., 2013). La combinación de muestreo a campo (realizados con cámaras estáticas o automáticas) y modelos de simulación resulta una alternativa muy adecuada para cuantificar las emisiones de  $N_2O$ , incorporar diversos factores que las controlan y extrapolar los resultados obtenidos a campo, hacia otras condiciones ambientales y culturales que las que se midieron (Del Grosso et al., 2009). Es decir que la combinación de estas metodologías se podría aplicar para hacer estimaciones a escala regional e interanual. La principal limitante para el uso masivo de los modelos de simulación, son los datos de campo necesarios para la calibración y evaluación del modelo. Considerando las ventajas y desventajas de las distintas metodologías, si se dispone de la información necesaria es deseable el uso de modelos de simulación basados en procesos, ya que sus estimaciones son generalmente más confiables y precisas que la de los modelos empíricos (Del Grosso et al., 2009).

Uno de los modelos de simulación más utilizado a nivel mundial en el estudio de las emisiones de  $N_2O$  del suelo es *DayCent* (Del Grosso et al., 2001; Parton et al., 1998). Este modelo simula los ciclos de carbono, nitrógeno, fósforo y azufre en el sistema suelo-planta-atmósfera en ecosistemas agrícolas y naturales, y ha sido evaluado en distintos biomas y sistemas de manejo (Adler et al., 2018; De Antoni Migliorati et al., 2015; Del

Grosso et al., 2008a; Necpalova et al., 2018; Weiler et al., 2017). Actualmente, es el modelo que se utiliza para realizar el inventario nacional de gases de efecto invernadero de Estados Unidos para los suelos agrícolas de los principales cultivos (USEPA, 2018). Para utilizar el modelo, se requieren datos meteorológicos diarios (temperaturas mínima y máxima y precipitación), datos de suelo (textura, pH y densidad aparente) e información sobre el tipo de cobertura vegetal (pastizales, bosque, cultivos o pasturas), así como de manejo del suelo en el caso de los cultivos y pasturas (especies sembradas, fechas de siembra, fertilización y cosecha, dosis del fertilizante, fecha e intensidad de pastoreo, etc.) (Del Grosso et al., 2011).

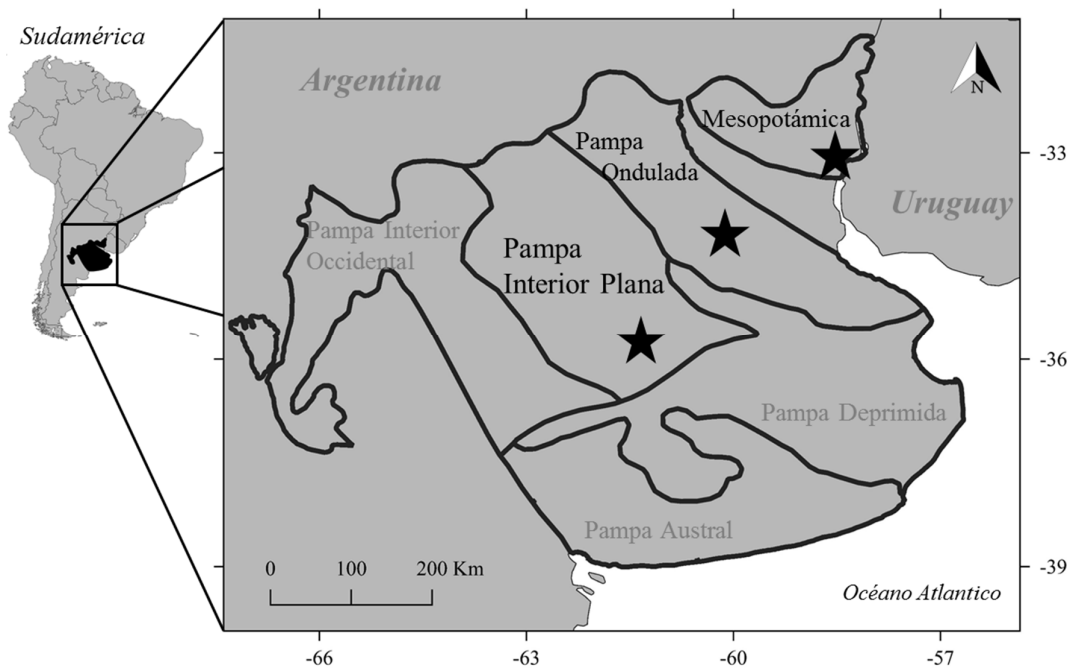
La región Pampeana es una de las regiones agrícolas más importantes del mundo, dada su extensión y fertilidad de sus suelos (Hall et al., 1992) por lo que puede ser una fuente de N<sub>2</sub>O global importante (Del Grosso et al., 2009; Stehfest & Bouwman, 2006), sin embargo, existe muy poca información en esta región. Además, la región Pampeana presenta características que estimulan la emisión de N<sub>2</sub>O, como el alto contenido de materia orgánica del suelo, el uso preponderante de cultivos de especies fijadoras de N (particularmente de soja) y el clima húmedo en gran parte de la región. Por el contrario, la dosis de fertilización, que promueve las emisiones, es bastante menor al que se aplica en otras regiones similares del mundo (Lavado & Taboada, 2009). Si bien se han publicado cuantificaciones de las emisiones de N<sub>2</sub>O a campo (Alvarez et al., 2012; Cosentino et al., 2013; Della Chiesa et al., 2019; Lewczuk et al., 2017; Sainz Rozas et al., 2004; Steinbach & Alvarez, 2006), se carece de análisis extensos que abarquen la heterogeneidad de condiciones y que incluyan más de un año de muestreo. A su vez, tampoco se han realizado alguna calibración de modelos de simulación que permitan cuantificar de forma más precisa las emisiones en los suelos de la región.

Los objetivos de este capítulo fueron: i) calibrar y evaluar el modelo de simulación de ciclo biogeoquímicos *DayCent* para las condiciones ambientales y culturales de la región Pampeana a partir de datos medidos a campo, ii) cuantificar las emisiones de N<sub>2</sub>O de los suelos de la región y iii) evaluar la variabilidad en las emisiones de N<sub>2</sub>O a escala espacial, temporal y la asociada al manejo agrícola. La calibración y evaluación del modelo se realizó utilizando datos de mediciones *in situ* obtenidos en dos experimentos a campo desarrollados en tres sitios representativos de la región Pampeana. Con el modelo calibrado, hicimos un ensayo simulado para determinar las emisiones antropogénicas de N<sub>2</sub>O del suelo bajo producción de maíz, soja y el doble cultivo trigo/soja en distintos suelos, y finalmente evaluamos su rango de variabilidad espacial, temporal y el asociado al manejo agrícola. La variabilidad espacial se analizó a escala regional, comparando las emisiones estimadas por el modelo en sitios representativos de tres subregiones agrícolas. La variabilidad temporal se analizó a escala interanual, asociada a la variabilidad en las precipitaciones ingresadas al modelo. La variabilidad asociada al manejo agrícola se evaluó en función de los cultivos y la dosis de fertilización aplicada en las simulaciones.

## 3.2. Materiales y métodos

### 3.2.1. Sitio de estudio

Realicé el estudio en tres sitios de la región Pampeana ubicados en tres subregiones diferentes: Carlos Casares (Pampa Interior Plana), Pergamino (Pampa Ondulada) y Gualeguaychú (Pampa Mesopotámica; Figura 3-1) (Oyarzabal et al., 2018; Soriano, 1992). La región pampeana es una extensa planicie de 52 millones de hectáreas ubicada en el centro este de Argentina con una gran producción agropecuaria. Sus suelos son fértiles y bien drenados, principalmente Molisoles (Soriano, 1992) y su clima es templado, con un rango de precipitaciones anuales de 400 mm hacia el sudoeste a 1600 mm hacia el noreste. Los cultivos de maíz, soja y trigo ocupan más del 80% de la superficie agrícola de la región (MAGyP, 2018).



**Figura 3-1.** Ubicación de los sitios de estudio dentro de la región Pampeana indicados con estrellas. En detalle se muestra la distribución de las subregiones y los tres sitios representativos dentro de las subregiones Pampa Mesopotámica (Gualeguaychú), Ondulada (Pergamino) e Interior (C. Casares).

### 3.2.2. Diseño experimental

La información experimental de este estudio provino de dos experimentos a campo, uno manipulativo y otro mensurativo desarrollado en los tres sitios mencionados anteriormente (Figura 3-1, Cuadro 3-1). El experimento manipulativo, descrito en el capítulo 2 de esta tesis, fue utilizado para la calibración del modelo y consistió en muestreos a campo realizados en Gualeguaychú y C. Casares durante la campaña agrícola 2012/2013 (ver detalles en capítulo 2). Además, realicé un experimento mensurativo, también en campos productivos de la región Pampeana. El mismo consistió en una serie de muestreos a campo realizados con la misma metodología y en los mismos sitios del experimento manipulativo en Gualeguaychú y C. Casares, a continuación de este y durante dos años consecutivos (campañas agrícolas 2013/2014 y 2014/2015). En este

experimento mensurativo incorporé un tercer sitio, en la localidad de Pergamino, muestreado durante un año (2013/2014, Cuadro 3-1). Todas estas mediciones aportaron un gran número de datos para la calibración del modelo.

El diseño experimental del experimento mensurativo fue similar al utilizado en el experimento manipulativo, pero no instalé los cultivos correspondientes a cada tratamiento en las parcelas, sino que tomé muestras en cultivos presentes en los lotes agrícolas comerciales. Colecté las muestras de  $N_2O$  y de sus principales factores usando la misma metodología al experimento manipulativo (frecuencia mensual, en parcelas adyacentes de cultivos agrícolas y pastizales naturales). En los sitios de Gualeguaychú y C. Casares hice mediciones en tres bloques independientes y cada bloque tuvo dos parcelas de medición (el pastizal natural y el lote agrícola) lo que totaliza 12 parcelas (2 sitios x 3 bloques x 2 parcelas). En Pergamino ubiqué cuatro bloques. Cada bloque contó con un lote comercial de maíz, un lote comercial de soja y el pastizal natural ubicados uno al lado del otro formando *tripletes* (4 bloque x 3 tratamientos =12 parcelas).



**Cuadro 3-1.** Características de los sitios experimentales, de los suelos (0-20 cm de profundidad) de cada parcela y de los experimentos realizados. Los “\*” en los datos del experimento indican los tratamientos muestreados en cada bloque de los experimentos (manipulativo y mensurativo). El rango de precipitaciones muestra los valores mínimo y máximo de precipitación anual de los últimos 20 años (período 1996-2015). En cada sitio las parcelas estaban distribuidas en 4 bloques llamados A, B, C y D; la tabla muestra los datos de suelo y cobertura considerada en los experimentos para cada bloque.

**Datos de los sitios**

Localidad	<i>Galeguaychú</i>	<i>C. Casares</i>	<i>Pergamino</i>
Subregión	P. Mesopotámica	P. Interior	P. Ondulada
Suelo (USDA)	Argiudol ácuico	Hapludol thapto árgico	Argiudol típico
PPT media anual (mm)	1070	997	975
Rango de ppt. (mm año)	610-1883	573-1713	577-1308
Temp. media anual (°C)	18,2	15,32	16,7

**Datos de las parcelas agrícolas estudiadas**

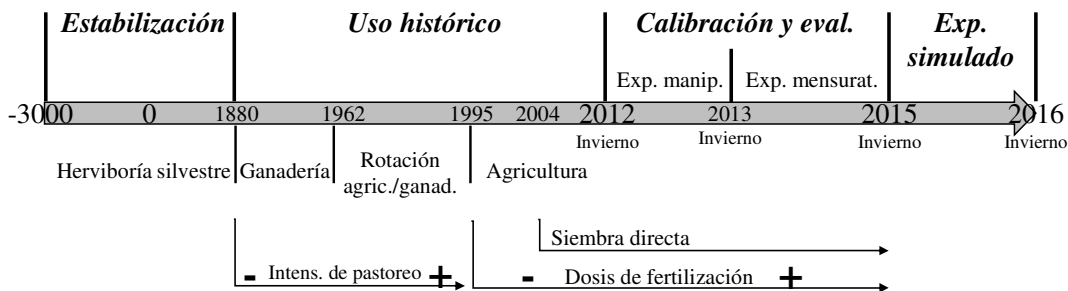
Bloque	(nombre)	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D
C total	(g/Kg)	14,0	9,6	18,5	18,3	25,1	21,0	23,7	24,8	22,1	18,2	15,4	21,6
N total	(g/Kg)	1,3	1,0	1,7	1,62	2,7	2,23	2,05	2,6	1,6	1,4	1,4	1,9
P Bray	(mg/Kg)	26,9	15,6	97,4	13,3	11,9	26,1	17,1	20,8	12,3	13,1	29,8	31,2
pH		6,7	4,8	5,5	5,2	5,7	5,8	5,6	5,7	5,8	5,1	5,5	5,2
Arena	(%)	23,4	65,0	30,7	15,1	37,7	57,3	49,5	46,6	15,2	14,8	17,2	16,8
Arcilla	(%)	34,5	9,5	18,3	18,3	15,9	15,1	15,1	16,4	23,2	23,2	25,5	23,8
Limo	(%)	42,1	25,5	51,0	66,6	46,4	27,6	35,4	37,0	61,6	62,1	57,3	59,4

**Datos de los experimentos**

Exp.	Campaña	Bloque Cobertura	A	B	C	D	A	B	C	D	A	B	C	D
Manipulativo	2012/2013	Pastizal	*	*	*	*	*	*	*	*				
		Maíz	*	*	*	*	*	*	*	*				
		Soja	*	*	*	*	*	*	*	*				
		Trigo/soja	*	*	*	*	*	*	*	*				
Mensurativo.	2013/2014	Pastizal		*	*	*	*	*	*		*	*	*	*
		Maíz									*	*	*	*
		Soja		*	*	*	*	*	*		*	*	*	*
		Trigo/soja												
	2014/2015	Pastizal		*	*	*	*	*	*					
		Maíz							*					
		Soja		*	*	*	*	*	*					
		Trigo/soja						*	*					

### 3.2.3. Estabilización, calibración y evaluación del modelo

Corrí el modelo *DayCent* en cuatro etapas sucesivas para cada parcela experimental. Con el objetivo de estabilizar el modelo respecto a la productividad primaria y al contenido de C orgánico del suelo realicé una simulación de largo plazo (simulación *de estabilización* o *spin-up*, de 3000 años de duración) y a continuación simulé las condiciones naturales del ecosistema previo al desarrollo de la ganadería y agricultura, (desde al año 0 hasta el año 1880, Figura 3-2). En ambas etapas simulé un pastizal pastoreado levemente en dos meses del año imitando el pastoreo de herbívoros silvestres durante todo el período. Entre los años 1880 y 2012 simulamos el uso y manejo histórico del suelo según la reconstrucción histórica publicada por Solbrig & Viglizzo, (1999), e información provista por productores de la región. Esta simulación se hizo en cada una de las parcelas de los experimentos a campo, con tipo del suelo particular. A partir del año 1880, siguiendo el inicio y crecimiento de la actividad ganadera en el interior del país, se simuló un aumento gradual de la frecuencia e intensidad de pastoreo. Para todas las parcelas, entre los años 1962 y 1995 se simuló una rotación de pasturas perennes pastoreadas de 4-5 años de duración seguidas de 4-6 años de uso agrícola con cultivos de maíz, sorgo, girasol, lino y trigo, no fertilizados y bajo labranza convencional. En 1996 se comenzó a utilizar fertilizante nitrogenado, con dosis crecientes hasta el año 2012 y cultivos con mayor potencial de rendimiento. Desde el año 2004 se introdujo la siembra directa y el uso de tres cultivos agrícolas únicamente: maíz, soja y la sucesión trigo/soja. Esto cultivos ocupan entre el 85 y 98% de la superficie agrícola en los sitios analizados (MAGyP, 2018). En el sitio de C. Casares contamos con registros de manejo agrícola y rendimiento de cada lote desde el año 1969 por lo tanto se simuló la rotación agrícola real desde ese año hasta el año 2012. Entre el año 2012 y año 2015 simulamos detalladamente el manejo de cada parcela en todos los sitios según los datos reales obtenidos de las parcelas experimentales durante ambos experimentos (Figura 3-2). Se usaron datos meteorológicos de estaciones del Servicio Meteorológico Nacional o del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria cercanas a cada sitio con registros de 24, 49 y 53 años para C. Casares, Pergamino y Gualeguaychú respectivamente.



**Figura 3-2.** Esquema de las cuatro etapas sucesivas de la simulación. La flecha superior muestra las fechas de comienzo y fin de cada etapa de la simulación. La flecha inferior muestra las fechas aproximadas de comienzo y fin de las prácticas de manejo más importantes de la región.

Evaluamos los resultados del modelo comparando los datos simulados con los observados a campo y modificamos los parámetros necesarios para lograr un mejor ajuste.

En primer lugar, se evaluó el rendimiento de los cultivos a partir del registro histórico de la estancia San Claudio (C. Casares) y la productividad y biomasa de los pastizales naturales con datos publicados para este sitio (Yahdjian & Piñeiro, 2014). Para los sitios de Pergamino y Gualeguaychú no se disponía de datos para evaluar estas variables. Luego evaluamos el contenido de C total del suelo a partir de los datos observados al inicio del período experimental. Con los datos de los experimentos, evaluamos la temperatura de suelo y el WFPS de cada parcela por fecha de muestreo y los contenidos de  $\text{NH}_4^+$  y  $\text{NO}_3^-$  promedio anual. Las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$ , en cambio, fueron evaluadas contra los valores anuales acumulados promediados a nivel de cultivo en cada sitio, ya que presentan una gran variabilidad temporal a escalas muy pequeñas.

El ajuste del modelo fue evaluado mediante análisis de regresión lineal, ubicando los valores observados en el eje “y” y los simulados en el eje “x”. De esta forma se evita una estimación sesgada de la ordenada al origen y de la pendiente (Piñeiro et al., 2008). En cada caso analizamos la exactitud del modelo a través de la ordenada al origen, pendiente y la precisión del modelo a través del coeficiente de determinación de la regresión ( $R^2$ ) y del *root mean squared error* (RMSE) (Chai & Draxler, 2014). El RMSE es una medida del promedio de la diferencia entre los valores simulados y observados expresada en la misma unidad que la variable, y también como un porcentaje. Evaluamos por separado las parcelas agrícolas y las de pastizales naturales.

### 3.2.4. Experimento simulado de las emisiones de $\text{N}_2\text{O}$

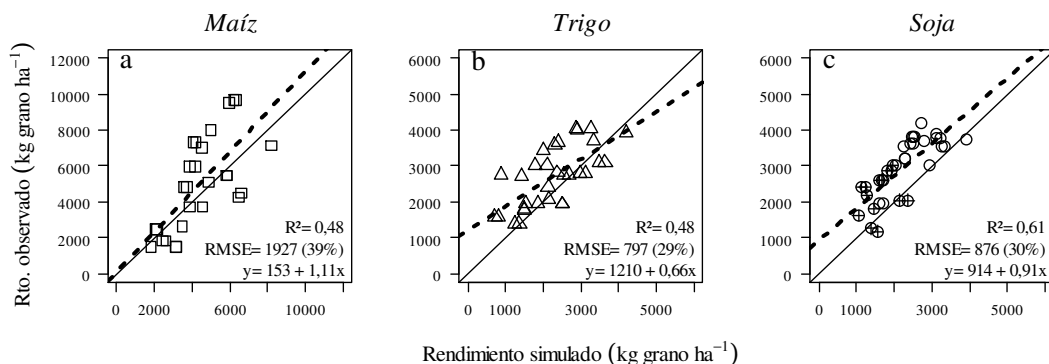
Luego de calibrar y evaluar el modelo, realizamos un experimento simulado para cuantificar las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  de los suelos agrícolas y analizar la variabilidad espacial, temporal y asociada al manejo agrícola. Simulamos el experimento a continuación de la etapa de calibración y evaluación usando los datos de suelos de las 12 parcelas agrícolas (cuatro parcelas de cada uno de los tres sitios de estudio, Cuadro 3-1). Estos 12 suelos utilizados cubrieron un rango de 14,8 a 65,0% de arena, de 9,5 a 34,5% de arcilla, de 10 a 25 g C kg de suelo<sup>-1</sup> y pH de 5,1 a 6,7 (Cuadro 3-1). En cada uno de los 12 suelos, corrimos el modelo simulando tres cultivos agrícolas con cuatro niveles de fertilización cada uno y bajo 20 condiciones meteorológicas diferentes. Los cultivos simulados fueron maíz, soja y el doble cultivo trigo/soja. En cada sitio se consideraron las fechas medias de siembra y cosecha de los cultivos según el uso de cada subregión. Las dosis de fertilización nitrogenada consideradas fueron 0, 50, 75 y 100 kg N ha<sup>-1</sup> para maíz y trigo (no se fertilizó la soja de segunda) y 0, 5, 10 y 15 kg N ha<sup>-1</sup> para la soja. Las tres dosis de fertilización utilizadas representan valores cercanos a la mínima, media y máxima dosis que se utilizan según los valores reportados en un relevamiento hecho en la región (ReTAA, 2017). En maíz y trigo se aplicó el 25% de la dosis en la fecha de siembra y el resto 30 días después, simulando la aplicación en el estadio V4-V6 en maíz y el estadio *macollaje* en trigo, como se usa en la región. Simulamos los cultivos sin aplicación de fertilizante para discriminar el efecto propio de las plantas respecto a la situación no manejada. Para analizar la variabilidad temporal interanual de las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$ , corrimos el modelo para cada combinación de suelo, cultivo y nivel de fertilización por 20 años utilizando datos meteorológicos de temperatura y precipitación reales de cada sitio de los años 1996 a 2015. Para discriminar las emisiones antropogénicas de las de referencia simulamos también una cobertura de pastizal no manejado. Por lo tanto, realizamos un total de 3.120 corridas del modelo: 12 suelos x (3 cultivos x 4 dosis de fertilización + 1 pastizal) x 20 condiciones meteorológicas.

La proporción del área agrícola ocupada por soja, maíz y trigo es distinta entre los sitios analizados, por lo tanto, para analizar la variabilidad espacial de las emisiones ponderamos la emisión de cada cultivo por la superficie relativa que ocupa en el departamento o partido donde se encuentra el sitio de estudio (MAGyP, 2018). Con los resultados de las simulaciones evaluamos el porcentaje de la variabilidad de las emisiones de N<sub>2</sub>O brutas, de referencia y antropogénicas netas explicada por la variabilidad espacial (dada por los sitios), temporal y asociada al manejo (según los cultivo y dosis de fertilización) a través del análisis de la suma de cuadrados del error tipo III de un ANOVA.

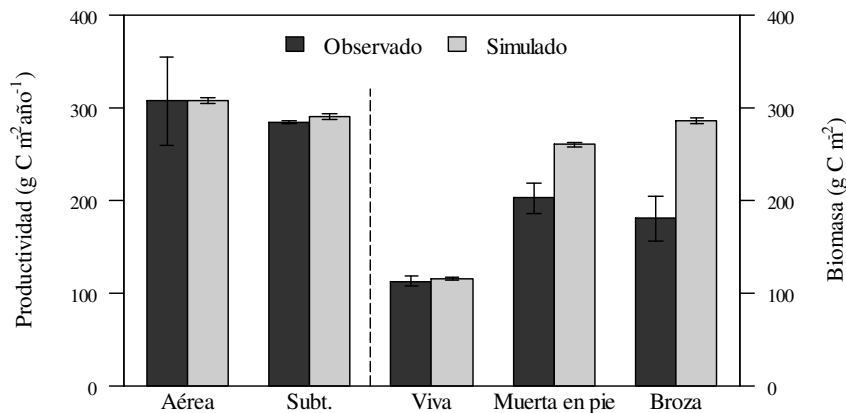
### 3.3. Resultados

#### 3.3.1. Evaluación del modelo *DayCent*: Variables de control

El modelo simuló satisfactoriamente distintas variables claves durante la etapa de estabilización y luego durante el periodo en que se simuló el manejo histórico de las parcelas. Las variables evaluadas contra datos medidos fueron el C total del suelo, la productividad (aérea y subterránea) y biomasa de los pastizales (biomasa viva, muerta en pie y broza) y el rendimiento de los cultivos (Figura 3-3). El rendimiento de maíz fue simulado con mayor exactitud que el de trigo y soja (ordenada al origen más cercana a 0 y pendiente más cercana a 1) pero con menor precisión (menor R<sup>2</sup> y mayor RMSE). Los errores estimados para la simulación del rendimiento de trigo y soja fueron 29 y 30% respectivamente. Parte de la diferencia entre los rendimientos observados y simulados para los tres cultivos radica en que los datos observados provienen del registro histórico de los rendimientos a nivel de lotes comerciales, que ocupan una superficie de 50 a 200 hectáreas, mientras que los datos simulados representan una parcela de 300 m<sup>2</sup> aproximadamente. La productividad y biomasa viva de los pastizales mostraron un excelente ajuste con los datos observados (Figura 3-4). De las variables de productividad y biomasa de los pastizales evaluadas, solamente la biomasa muerta en pie y la broza acumulada en superficie fueron sobreestimadas por el modelo.

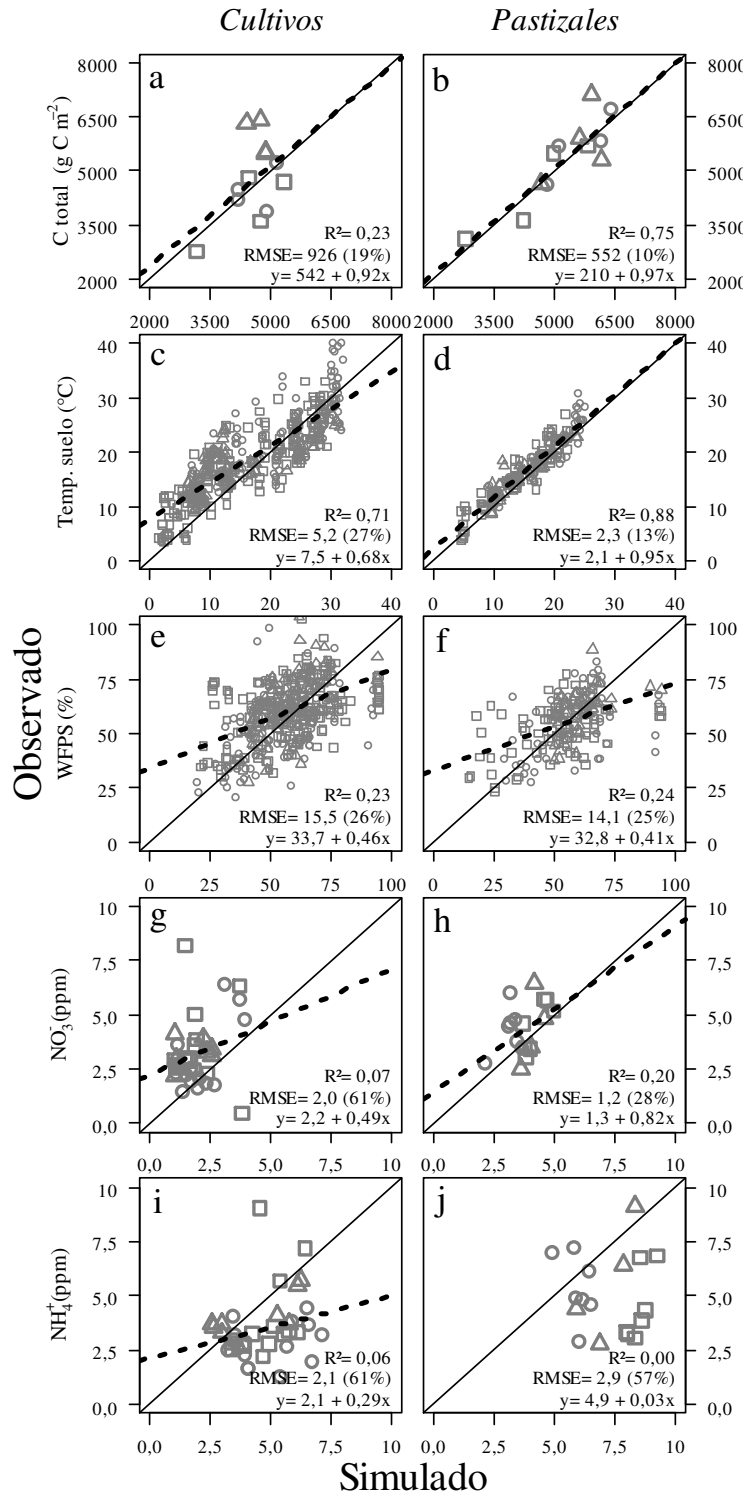


**Figura 3-3.** Relación entre el rendimiento observado y simulado por el modelo *DayCent* en el sitio de C. Casares de los tres cultivos analizados: maíz, trigo y soja. En el cultivo de soja, los símbolos rellenos corresponden la soja *de segunda* y los símbolos vacíos a la soja *de primera*.



**Figura 3-4.** Productividad (aérea y subterránea) y biomasa aérea (viva, muerta en pie y broza), observada y simulada, en los pastizales naturales.

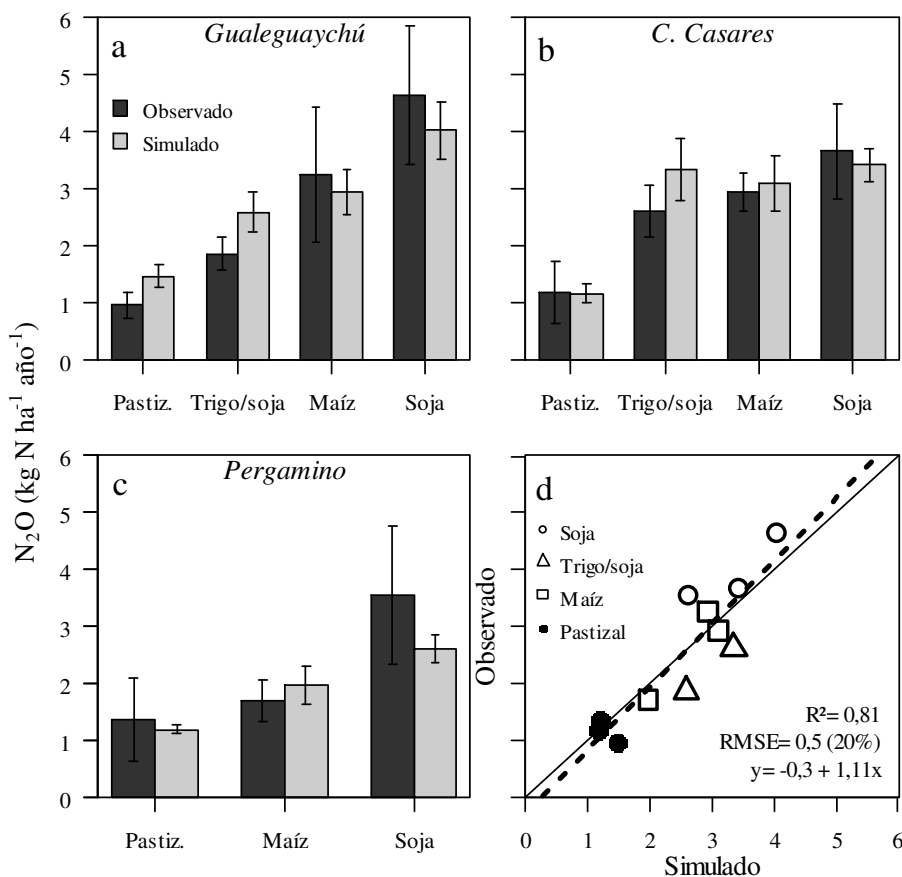
El C total del suelo fue simulado con mucha exactitud por el modelo (regresión cercana a la línea 1:1). Las regresiones de las parcelas de pastizal y agrícolas tuvieron pendientes de 0,97 y 0,92 respectivamente. En cuanto a la precisión, las parcelas de pastizal tuvieron un  $R^2$  sensiblemente mayor que las parcelas agrícolas (0,75 vs 0,23) y menor error (RMSE de 10% vs 19%, Figura 3-5 a y b). El modelo representó con exactitud la temperatura del suelo y mostró un mejor ajuste general en las parcelas de pastizal que en los suelos agrícolas (Figura 3-5 c y d). A pesar de que en el proceso de calibración fue necesario ajustar los parámetros que controlan el efecto de la biomasa sobre las temperaturas máximas y mínimas de la superficie del suelo para los cultivos, el ajuste igualmente fue mejor en las parcelas de pastizal. El WFPS mostró un error similar para ambos tipos de parcelas (Figura 3-5 e y f). Pero el rango de los valores absolutos (valores máximos y mínimos) fue bien estimada por el modelo (Figuras Ap-7 y Ap-8). En el N mineral del suelo se observaron mayores diferencias entre los datos observados y simulados que en las demás variables. Para el  $\text{NO}_3^-$  el RMSE fue de 61% en los cultivos y 28% en los pastizales (Figura 3-5 g y h). La relación entre el contenido de  $\text{NH}_4^+$  observado y simulado fue baja, de hecho, en las parcelas de pastizal no se observó una pendiente estadísticamente significativa (Figura 3-5, i y j).



**Figura 3-5.** Relación entre los valores observados y simulados por el modelo *DayCent* para: C total (a y b), temperatura del suelo diaria (c y d), WFPS diario (e y f), concentración de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> (g y h) y NH<sub>4</sub><sup>+</sup> (i y j) promedio anual en cultivos (paneles de la izquierda) y pastizales (paneles de la derecha) en los tres sitios de estudio. Triángulos = Pergamino, círculos = C. Casares y cuadrados = Gualeguaychú.

### 3.3.2. Evaluación del modelo *DayCent*: emisión de N<sub>2</sub>O

Con la calibración realizada el modelo simuló con exactitud las emisiones de N<sub>2</sub>O promedio de cada cobertura (Figura 3-6). La regresión entre los datos observados y simulados tuvo una pendiente de 1,11, un error de 0,50 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (20%) y un R<sup>2</sup> de 0,81. Con la parametrización original del modelo (o por *default*), las emisiones de N<sub>2</sub>O de los pastizales fueron sobreestimadas, a pesar de que las principales variables que las controlan mostraron un muy buen ajuste. Con la parametrización original del modelo, las emisiones de las parcelas de pastizal fueron muy superiores a las medidas: 4,81; 3,14 y 7,30 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en Carlos Casares, Gualeguaychú y Pergamino respectivamente. Por lo tanto, fue necesario realizar un ajuste en el parámetro que controla el punto de inflexión del efecto del WFPS sobre la desnitrificación en las parcelas de pastizal (parámetro *wfpsdnitadj* en el archivo *sitepar.in*). Luego de esta corrección, las emisiones de N<sub>2</sub>O de los pastizales durante el período experimental fueron muy similares a las medidas: 1,13 ± 0,16; 1,19 ± 0,08 y 1,46 ± 0,20 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en C. Casares, Pergamino y Gualeguaychú, respectivamente (Figura 3-6). Entre las distintas coberturas, sólo las emisiones del cultivo de trigo/soja fueron ligeramente sobreestimadas por el modelo y este sesgo fue similar en ambos sitios en los que se disponía de datos de este cultivo (Gualeguaychú y C. Casares).

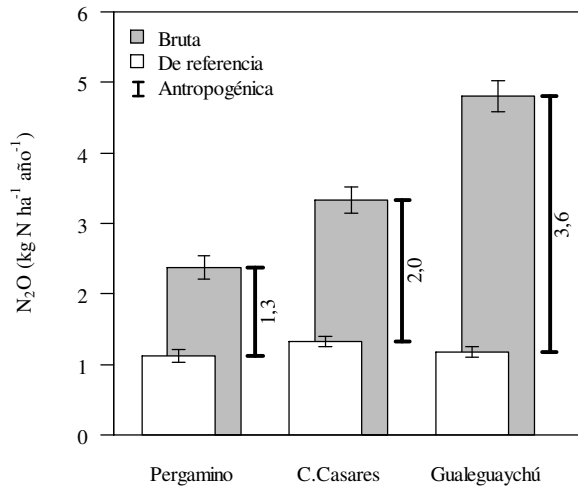


**Figura 3-6.** Relación entre las emisiones de N<sub>2</sub>O observadas y simuladas por el modelo *DayCent*. Las barras representan las emisiones totales observadas y simuladas de cada cobertura (pastizal o cultivos) en cada uno de los tres sitios: Gualeguaychú (a); C. Casares (b) y Pergamino (c). Los valores promedios y sus errores estándar fueron calculados a partir de las cuatro repeticiones (bloques) de cada sitio. El panel d) muestra la regresión lineal entre los datos observados y simulados presentes en los paneles a, b y c.

### 3.3.3. Simulación de las emisiones de N<sub>2</sub>O en la región Pampeana

#### Variabilidad espacial

Las emisiones brutas en cada sitio, considerando el área de cada cultivo sembrada, fueron 2,38, 3,33 y 4,80 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en los sitios de Pergamino, C. Casares y Gualeguaychú respectivamente (Figura 3-7). Las emisiones de referencia, por su parte, no mostraron diferencias entre los distintos sitios. Los valores simulados para los pastizales naturales fueron de 1,11, 1,33 y 1,17 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en Pergamino, C. Casares y Gualeguaychú respectivamente.

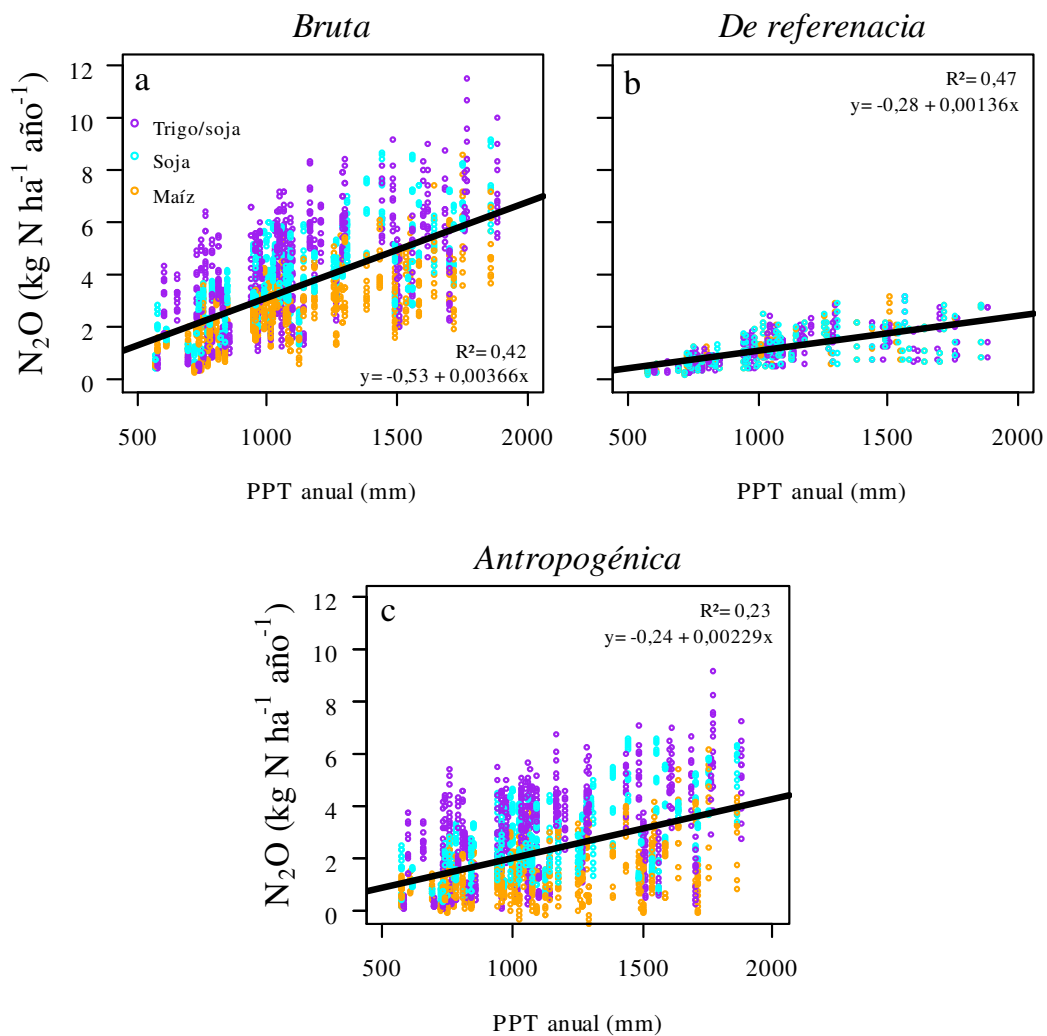


**Figura 3-7.** Emisiones brutas, de referencia (provenientes de los pastizales naturales) y antropogénicas (diferencias entre brutas y de referencia) de N<sub>2</sub>O simuladas en los tres sitios de estudio.

#### Variabilidad temporal

La precipitación anual, como un indicador de la variabilidad interanual, explicó el 42% de la variabilidad de las emisiones brutas de N<sub>2</sub>O. A su vez, las emisiones brutas aumentaron a una tasa de 0,366 kg de N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> por cada 100 mm de precipitación anual considerando los datos de los tres sitios (Figura 3-8). Las emisiones de referencia, por su parte, aumentaron menos con el aumento de la precipitación anual (0,136 kg de N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> por cada 100 mm de precipitación). Como resultado, las emisiones antropogénicas aumentaron 0,229 kg de N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> por cada 100 mm de precipitación. La figura 3-8 muestra, además, la variabilidad total de los datos contemplando los 20 años de las simulaciones, los tres sitios, los cultivos y las dosis de fertilización consideradas.

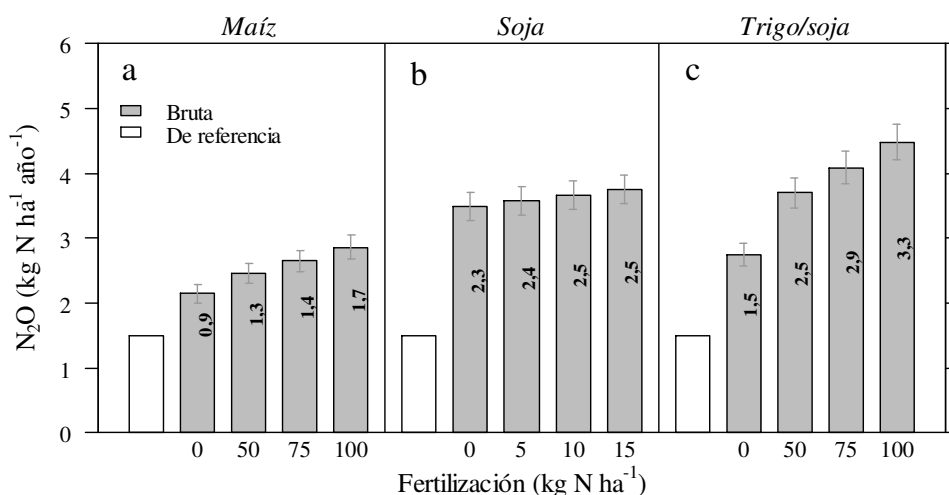




**Figura 3-8.** Emisiones anuales brutas (a), de referencia (b) y antropogénicas (c) simuladas de  $N_2O$  de los principales cultivos de la región Pampeana en función de la precipitación anual de 2880 simulaciones realizadas.

### Variabilidad asociada al manejo

Para las condiciones exploradas, el doble cultivo de trigo/soja es el que más N<sub>2</sub>O emite en la región ( $4,19 \pm 0,08$  kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> considerando los tres tratamientos fertilizados), seguido por la soja y luego el maíz ( $3,68 \pm 0,06$  y  $2,61 \pm 0,05$  kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> respectivamente). El aumento en las emisiones de N<sub>2</sub>O con la fertilización en el doble cultivo de trigo/soja fue mayor que en el cultivo de maíz, ante los mismos niveles de fertilización. Como era de esperar, el cultivo de soja no mostró cambios en las emisiones con los distintos niveles de fertilización ya que los niveles de fertilización utilizados en soja son casi 10 veces menores que en los otros cultivos. El rango de emisiones brutas estimadas según el manejo agrícola fue entre  $2,07$  kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en el maíz no fertilizado hasta  $4,60$  kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en el cultivo de trigo/soja con el máximo nivel de fertilización. Las emisiones de referencia representaron entre el 56 y el 27% de las emisiones brutas.



**Figura 3-9.** Emisiones brutas, de referencia y antropogénicas netas de N<sub>2</sub>O en la región Pampeana para los tres principales cultivos de la región en función de la dosis de fertilización nitrogenada analizada. Los valores dentro de cada barra representan las emisiones antropogénicas expresadas en kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>.

La variabilidad en las emisiones brutas fue explicada principalmente por la variabilidad espacial (entre sitios) y la variabilidad temporal (interanual) (Cuadro 3-2). A su vez, la variabilidad espacial y temporal explicaron el 51% de la variabilidad de las emisiones naturales de referencia. Finalmente, las emisiones antropogénicas fueron explicadas principalmente por la variabilidad espacial y el cultivo y en menor medida por la dosis de fertilización y la variabilidad temporal (Cuadro 3-2).

**Cuadro 3-2.** Porcentaje de la variabilidad de las emisiones brutas, de referencia y antropogénicas explicadas por la variabilidad espacial (sitios), temporal (años) y asociada al manejo (cultivos y dosis de fertilización).

	Brutas	De referencia	Antropogénicas
Modelo	70	51	63
Var. espacial (sitios)	34	4	36
Var. temporal (años)	24	47	7
Cultivo	8	-	13
Dosis fert.	4	-	7

### 3.4. Discusión

En este trabajo logramos calibrar el modelo *DayCent* para tres sitios representativos de la región Pampeana y luego lo usamos para estimar las emisiones de N<sub>2</sub>O desde suelos agrícolas en los principales cultivos de la región. El rango de variabilidad espacial intrarregional encontrado en este estudio para la región pampeana (entre 2,38 y 4,80 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para los distintos sitios, Figura 3-7) es similar al observado en otras grandes regiones agrícolas del mundo. Por ejemplo, las emisiones expresadas en kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> fueron de entre 0,6 y 5,3 en Europa Occidental (Rees et al., 2013), entre 0,3 y 3,5 en el Reino Unido (Fitton et al., 2017), entre 1 y 10 en el centro-este de China (Li et al., 2001) y entre 0,5 y 3 en el *Corn Belt* y delta del río Mississippi de EEUU (Del Grosso et al., 2006).

A su vez, las estimaciones hechas en este estudio, donde se calibró el modelo *DayCent* con datos tomados a campo y se usó información muy detallada de los suelos, el clima y el manejo, son muy similares a los valores de emisiones antropogénicas reportadas para esta región en el mapa de emisiones de N<sub>2</sub>O globales publicados por Del Grosso et al. (2009). Estos autores, utilizaron el modelo *DayCent* para una grilla de toda la superficie agrícola global y reportaron emisiones netas antropogénicas de entre 1 y 3 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en la región pampeana, igual rango que las emisiones antropogénicas simuladas en este estudio (Figura 3-6). Por el contrario, nuestros resultados muestran que las emisiones son menores a las reportadas para esta región en el mapa global publicado por Stehfest & Bouwman (2006) y con un rango de variabilidad menor. Estos autores reportan emisiones brutas de entre 1 y 10 kg N- N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para la región.

Las emisiones de referencia proveniente de pastizales naturales de la región Pampeana (Figura 3-7) fueron muy similares al valor medio que estima el IPCC como emisión natural (1 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) (IPCC, 2006) y superiores al valor promedio en pastizales templados reportado en un meta-análisis global (0,42±0,08 kg N- N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, n=25) (Kim et al., 2013). En el capítulo 2 de esta tesis, a partir de datos observados a campo durante un año de muestreo, mostré que las emisiones de referencia representan entre el 21 y 32% de las emisiones brutas de N<sub>2</sub>O. En este estudio, exploré un rango amplio de condiciones meteorológicas y nivel de fertilización para los diferentes cultivos, y encontré que las emisiones naturales o de referencia en estos suelos pueden representar entre 27 y 56% de las emisiones brutas.

El resultado encontrado sobre la importancia relativa de la variabilidad ambiental y de manejo para explicar la variabilidad de las emisiones brutas de N<sub>2</sub>O (la variación espacial y temporal explicaron más que el cultivo y la dosis de fertilización) puede deberse a que los rangos explorados de las variables ambientales fueron mayores que los de las variables de manejo. Es decir, las simulaciones buscaron replicar las condiciones ambientales y culturales actuales de esta región y el rango explorado en las variables edáficas y meteorológicas fue mayor que el rango en la fertilización. A su vez, las dosis de fertilización utilizadas en la región (y en este estudio) son menores a las que se usan generalmente en otras regiones agrícolas similares. Por ejemplo, muchos estudios comparativos reportan que las emisiones de N<sub>2</sub>O de cultivos de maíz son mayores a las de cultivos de soja (*e.g.* Drury et al., 2008; Gelfand et al., 2016; Hernandez-Ramirez et al., 2009; Iqbal et al., 2015; Parkin & Kaspar, 2006), mientras que en nuestro estudio el resultado fue inverso (los cultivos de soja emitieron más que los de maíz). En dichos estudios la fertilización de maíz fue de entre 135 y 225 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> mientras que los cultivos de soja no recibieron fertilización nitrogenada. En el doble cultivo trigo/soja no contamos con datos de otros estudios para comparar. Sin embargo, llama la atención que

las emisiones fueron similares e incluso levemente mayores a las del cultivo de soja, ya que los resultados presentados en el capítulo 2 mostraron que el doble cultivo emitía menos que la soja y no fue distinto a los medidos en cultivos de maíz ni en pastizales no manejados.

En este trabajo hice una estimación confiable de las emisiones de  $N_2O$  y su rango de variabilidad a nivel regional, gracias a la gran cantidad de mediciones de emisiones de  $N_2O$  realizadas a campo, y a un exhaustivo trabajo de calibración y evaluación del modelo de simulación *DayCent*. Nuestro diseño experimental tuvo una baja frecuencia de muestreo (frecuencia mensual) respecto a lo recomendado por los protocolos más utilizados, en donde suele ser semanal (De Klein & Harvey, 2012; Rochette & Eriksen-Hamel, 2008) o a la frecuencia que se utiliza normalmente en los estudios de evaluación del modelo (e.g. Weiler et al., 2017; Necpalova et al., 2018). Sin embargo, nuestro diseño experimental tuvo una amplia cobertura espacial lo que permitió evaluar el modelo en 44 parcelas diferentes agrupadas en bloques independientes en tres sitios de la región. Particularmente, el hecho de que las parcelas con distintas coberturas estuvieran localizadas de forma adyacente dentro de cada bloque, permitió hacer un análisis comparativo detallado entre los distintos cultivos agrícolas y entre los cultivos y el pastizal natural y mejorar la calibración del modelo con esa información. Además, evaluamos el modelo a través de un gran número de variables (rendimiento de los cultivos, productividad y biomasa de los pastizales, C total del suelo, temperatura, WFPS, N mineral y emisión de  $N_2O$ ) lo que fortalece la confianza en el proceso de calibración. Luego del proceso de calibración, el modelo simuló satisfactoriamente las emisiones  $N_2O$  de los pastizales y principales cultivos de la región (Figura 3-6). En términos generales, el error obtenido en las simulaciones de  $N_2O$  (RMSE de  $0,6 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , o 20%, Figura 3-5) fue menor a los reportados por otros autores:  $1,04 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Necpalova et al., 2018) o 64% (Del Grosso et al., 2005). Si bien una mayor cobertura espacial de los datos observados (mayor número de sitios en una región) o una mayor frecuencia de muestreo podrían aumentar la robustez y confiabilidad de la evaluación del modelo (De Antoni Migliorati et al., 2015), nuestro estudio demuestra que se puede lograr una calibración satisfactoria del modelo optimizando el diseño experimental y los recursos disponibles. Este resultado es particularmente relevante para los países en desarrollo donde los datos y los recursos disponibles para llevar a cabo experimentos a campo o adquirir equipamiento son limitados.

Con los parámetros originales, el modelo sobreestimó las emisiones de  $N_2O$  en los suelos de los pastizales no manejados. Este resultado, sumado al hecho de que las variables de control fueron generalmente mejor simuladas en los pastizales que en los suelos de cultivos, sugiere que hay algún factor de control de las emisiones de  $N_2O$  que no está incluido en el modelo y que actúa de forma diferencial en los suelos agrícolas respecto a los suelos no manejados. En el proceso de calibración, ajustamos el parámetro que regula el efecto del WFPS sobre la tasa de desnitrificación para lograr un mejor ajuste de las emisiones anuales de  $N_2O$  en los pastizales. Sin embargo, un estudio reciente, demostró que las diferencias en las emisiones de suelos no manejados y suelos agrícolas está dada por cambios en la estructura y funcionamiento de los microorganismos del suelo que se reflejan en diferente sensibilidad a la temperatura del suelo (Song et al., 2018). Es decir, que el aumento de las emisiones de  $N_2O$  en los cultivos respecto a un suelo no cultivado está dado, no sólo por los cambios en el ciclo del N, C y agua, sino que también por cambios en la estructura y funcionamiento de la comunidad microbiana. De hecho, en estudios previos se demostró que el cambio en los microorganismos tuvo un mayor impacto en el aumento de las emisiones de  $N_2O$  que los cambios en los factores abióticos

(Song et al., 2018). Si bien el modelo *DayCent* no considera diversidad funcional de los microorganismos del suelo, se podría mejorar su habilidad para estimar las emisiones a través de un parámetro similar al *wfpsdnitadj* que represente la sensibilidad de las emisiones a la temperatura. Sin embargo, hace falta más información de distintos estudios donde se calibre el modelo *DayCent* a partir de datos de cultivos y condiciones naturales pareadas para justificar este cambio.

### 3.5. Conclusión

En este estudio hice una calibración del modelo de simulación *DayCent* para la región Pampeana, Argentina, lo cual nos permitirá mejorar nuestras estimaciones y la comprensión de los factores que afectan las emisiones de N<sub>2</sub>O del suelo en la región. La calibración se realizó con datos de un experimento a campo en tres sitios representativos de la región pampeana, con un diseño experimental que incluyó varias parcelas por región (alta cobertura espacial) pero una frecuencia temporal relativamente baja (mensual). Gracias a la calibración, se pudieron realizar estimaciones de las emisiones anuales de N<sub>2</sub>O pese a contar con sólo un punto mensual de muestreo a lo largo del año. Así, estas estimaciones mejoraron los resultados presentados en el capítulo 2 de esta Tesis. Los resultados muestran que en la Pampa Mesopotámica las emisiones brutas son mayores que en la Pampa Interior y éstas, a su vez, mayores que en la Pampa Ondulada para los tres tipos de cultivo analizados y para el pastizal natural. Sin embargo, al analizar las emisiones antropogénicas netas encontramos que sitio y el cultivo utilizado explican la mayor parte de la variabilidad de las emisiones de N<sub>2</sub>O y que la variabilidad temporal es menor. De este modo, el doble cultivo trigo/soja resultó ser el uso del suelo que más N<sub>2</sub>O emitió, seguido por la soja y luego el maíz, independientemente de las precipitaciones anuales. Estas estimaciones permitirán mejorar los inventarios argentinos de emisiones agrícolas de N<sub>2</sub>O.



**4. Capítulo 4 – Evaluación de estrategias de mitigación de las emisiones de N<sub>2</sub>O mediante cultivos de servicio en el cultivo de soja**





## 4.1. Introducción

El N<sub>2</sub>O es un importante gas de efecto invernadero y la principal sustancia responsable de la destrucción del ozono estratosférico (IPCC, 2013; Ravishankara et al., 2009). La mayor fuente antropogénica de N<sub>2</sub>O son los suelos de producción agropecuaria, por lo tanto, para reducir el impacto negativo de este gas en el sistema climático resulta clave analizar estrategias de mitigación en las prácticas de manejo de los suelos agrícolas (Smith et al., 2014). En este sentido, se han evaluado como estrategias de mitigación en la actividad agrícola el uso de siembra directa (Steinbach & Alvarez, 2006; van Kessel et al., 2013), regular la dosis, fuente, momento y lugar de la aplicación de fertilizantes nitrogenados (van Groenigen et al., 2010; Venterea et al., 2012), la fertilización sitio-específica (por ambientes), el uso de fertilizante de liberación lenta (Venterea et al., 2011), el uso de inhibidores de la nitrificación (Lam et al., 2016), la planificación de rotaciones agrícolas como los cultivos de cobertura (Parkin et al., 2016; Thomas et al., 2017) y las rotaciones con ganadería (Nunes Carvalho et al., 2014).

A excepción del uso de siembra directa, que podría reducir las emisiones de N<sub>2</sub>O por su efecto sobre la temperatura y la estructura del suelo (Venterea et al., 2011; Venterea & Stanenas, 2008), las estrategias de mitigación de N<sub>2</sub>O en la agricultura están asociadas principalmente a la sincronía espacial y/o temporal de los ingresos de N al suelo y la absorción de las plantas. Es decir que estas estrategias buscan acoplar el ingreso de N al suelo (sea por fertilización, mineralización, o fijación biológica y posterior descomposición de biomasa), con la demanda por parte de los cultivos, de modo de reducir el N mineral disponible para la nitrificación y desnitrificación que liberan N<sub>2</sub>O (Snyder et al., 2014).

En el cultivo de soja en la región Pampeana, dado que la fertilización nitrogenada es nula o muy baja respecto a la de otros cultivos y a que más del 90% de la superficie se realiza bajo siembra directa (ReTAA, 2017), las estrategias de mitigación disponible se restringen a manejos que busquen reducir el N mineral en el suelo cuando no es utilizado por el cultivo. En el experimento reportado en el capítulo 2 de esta tesis, se observó que las mayores emisiones de N<sub>2</sub>O en el cultivo de soja ocurren en la primavera (en el período previo a la siembra y en los primeros estadios del cultivo) y en el otoño (en la madurez del cultivo y luego de la cosecha), cuando la absorción de N del suelo por las plantas es baja o nula (Della Chiesa et al., 2019). Este patrón temporal se vio en cultivos de soja en otros sitios de Argentina (Piñeiro-Guerra et al., 2017). Inmovilizar el N en esos dos momentos del año, por ejemplo, a través de la absorción por parte de otro cultivo, podría reducir el N mineral disponible en el suelo y así, las emisiones de N<sub>2</sub>O. Por lo tanto, el uso de cultivos de servicio (o también llamado *cultivos de cobertura*) representa una alternativa útil como estrategia de mitigación de las emisiones de N<sub>2</sub>O en el cultivo de soja.

Los cultivos de servicio son cultivos sembrados en los períodos de rastrojo de los cultivos agrícolas de renta (es decir, generalmente en invierno entre cultivos de renta como maíz y soja). Su nombre proviene del hecho de que estos cultivos brindan servicios ecosistémicos distintos a la producción de granos, como por ejemplo el control de la erosión, el aumento de la materia orgánica del suelo, la regulación del ciclo hídrico, el control de malezas y el aporte de N al suelo (Foley et al., 2005; Pinto, 2018; Restovich et al., 2012). El efecto de los cultivos de servicio en las emisiones de N<sub>2</sub>O ha sido evaluado anteriormente con resultados diversos: en algunos casos, aumentó la emisión anual de N<sub>2</sub>O (Parkin et al., 2016; Thomas et al., 2017) y en otros disminuyó (Posse et al.,

2018). Un meta-análisis del efecto del uso de cultivos de servicio sobre las emisiones anuales de  $N_2O$  demostró que en el 40% de los estudios analizados, los cultivos de servicio redujeron las emisiones anuales de  $N_2O$  mientras que en el 60% de los casos la aumentó (Basche et al., 2014). Además, esta síntesis demostró que los efectos de reducir las emisiones se dan cuando se utiliza la siembra directa como método de labranza, cuando los cultivos reciben dosis de fertilización menores a los  $100 \text{ kg de N ha}^{-1}$  y cuando los cultivos de servicio son gramíneas (Basche et al., 2014). En este sentido, la elección de la especie a utilizar como cultivo de servicio (gramíneas o leguminosas) es más importante que la productividad de ese cultivo para determinar el impacto de la práctica sobre la emisión de  $N_2O$  (Ruis et al., 2018).

Dos variables de manejo importantes a considerar en la práctica de los cultivos de servicio son la fecha de siembra y de fin del cultivo (Ruis et al., 2018). Sin embargo, existe muy poca información disponible sobre el impacto de ambas variables en las emisiones de  $N_2O$  de lotes que incluyan cultivos de servicio en su rotación. La importancia del momento de siembra y secado o fin del cultivo de servicio radica en la sincronía temporal del cultivo de servicio con el cultivo de renta, lo que determina fuertemente la disponibilidad de agua, luz y N en distintos momentos del año (Restovich et al., 2012). Esta sincronía puede afectar la capacidad del cultivo de servicio para proveer los servicios ecosistémicos deseados y la producción del cultivo de renta. A su vez, existe un creciente interés en realizar la siembra del cultivo de servicio antes de la cosecha del cultivo de renta de modo de aprovechar los recursos en los estadios finales del cultivo de renta donde la absorción de nutrientes, agua y luz se reducen (Barrios et al., 2015).

Dada la falta de datos de campo disponibles, el uso de modelos de simulación resulta una herramienta útil para predecir el impacto del uso de cultivos de servicio y las distintas alternativas de manejo asociadas a ellos (especie, fecha de siembra, fecha de fin, fertilización). Además, los modelos podrían estimar las emisiones de  $N_2O$  de suelos agrícolas a mayores escalas espaciales y temporales que lo que se obtiene con la aproximación experimental. Una limitante importante en el uso de modelos de simulación de cultivos es que generalmente simulan un cultivo monoespecífico (Gaudio et al., 2019). El modelo *DayCent*, descrito detalladamente en el capítulo 3 de esta tesis, no es una excepción ya que fue desarrollado para simular cultivos, pastizales o sistemas leñosos (bosques, plantaciones o arbustales) sin la posibilidad de simular dos especies de cultivos simultáneamente (Parton et al., 2001). Por lo tanto, modificar el modelo *DayCent* para poder simular la superposición temporal de los cultivos ampliaría las oportunidades de uso del modelo.

El objetivo de este capítulo es evaluar la eficacia de los cultivos de servicio como estrategias de mitigación de las emisiones de  $N_2O$  en el cultivo de soja a largo plazo. La hipótesis de trabajo es que los cultivos de servicio implican una mayor sincronía temporal entre el ingreso de N mineral al suelo (mediante mineralización) y la salida (mediante la absorción de las plantas) reduciendo así la concentración de N mineral disponible para la producción y emisión de  $N_2O$ . Por lo tanto, se espera que, cuanto mayor sea la duración del ciclo del cultivo de servicio (y menor el periodo de barbecho) menores serán las pérdidas de N como  $N_2O$ . En este sentido, se espera que los cultivos de servicio sembrados antes de la cosecha de la soja y los suprimidos inmediatamente antes de su siembra aumenten la capacidad de reducir las emisiones anuales de  $N_2O$  de los lotes agrícolas respecto a los sembrados luego de la cosecha o suprimidos tempranamente.

## 4.2. Materiales y métodos

Para poner a prueba las hipótesis de trabajo utilicé el modelo de simulación *DayCent* descrito en el capítulo 3 de esta tesis. Hice toda la simulación tomando los datos de entrada del modelo de una de las parcelas del experimento manipulativo del 'Establecimiento Don David', en Gualeguaychú, Entre Ríos, donde las emisiones de  $N_2O$  fueron mejor simuladas que en otras parcelas según la evaluación realizada en el capítulo 3. Simulé cultivos de soja con barbecho invernal (sin cultivo de servicio) como el tratamiento *control* y con cultivos de servicio de avena (*Avena sativa*) y vicia (*Vicia villosa*). El modelo *DayCent*, según su diseño y tal cómo se lo utiliza actualmente, presenta dos limitaciones importantes para poner a prueba nuestra hipótesis. Por lo tanto, en este estudio, fue necesario hacer dos adaptaciones originales al modelo.

### 4.2.1. Adaptaciones al modelo *DayCent*

La primera limitación está relacionada con el ciclo del C y N en el sistema suelo/planta durante la senescencia del cultivo. En este sentido, los cultivos anuales en el modelo acumulan C en la biomasa viva (a diferentes tasas, según la temperatura, y disponibilidad de agua y N del suelo) hasta el día fijado para la cosecha. De este modo, el cultivo absorbe N del suelo hasta ese día y el modelo no considera la senescencia, caída de hojas, acumulación de broza en superficie y muerte y descomposición de raíces (que, en el caso del cultivo de soja, contienen un alto contenido de N). Como consecuencia, la concentración de N mineral del suelo decrece hasta la cosecha y es a partir de esa fecha que comienza a aumentar y con ella, aumentan las emisiones simuladas de  $N_2O$ . Si bien en esta tesis no cuento con datos observados de la dinámica de la caída de hojas, broza, o biomasa radical, en los resultados del capítulo 2 observé que, en el cultivo de soja, la productividad (a través del NDVI) decrece en los últimos estadios del cultivo y la concentración de  $NO_3^-$  en el suelo y las emisiones de  $N_2O$  comienzan a aumentar antes de la cosecha (Della Chiesa et al., 2019; Piñeiro-Guerra et al., 2017). De hecho, un estudio realizado en ambiente controlado demostró que las emisiones de  $N_2O$  comenzaron a aumentar 30 días antes de la cosecha de la soja (Yang & Cai, 2005). Por lo tanto, incorporé al modelo el proceso de senescencia que busca simular esta reducción en la biomasa viva y un aumento en el  $NO_3^-$  del suelo y en la emisión de  $N_2O$ . El mecanismo para incorporar la senescencia al modelo está descrito en la caja 4-1.

**Caja 4-1 – Dinámica del C y N durante la senescencia del cultivo de soja**

El modelo *DayCent*, en su diseño permite agregar *eventos* de senescencia en el cronograma de manejo. Es decir, que se puede fijar, en el archivo *schedule.sch* una o más fechas donde ocurre la senescencia. El principal efecto que genera la ocurrencia de la senescencia es que, en esa fecha, una fracción de la biomasa aérea del cultivo (controlada por el parámetro *fsdeth(2)* en el archivo *crop.100*) se muere. Esta muerte implica que dicha fracción del C en la biomasa viva pasa a formar parte de la biomasa muerta en pie. Además, una parte de la biomasa radical también muere y comienza a descomponerse. Durante la calibración probé diferentes combinaciones de cantidad de eventos de senescencia en el archivo *schedule.sch* y valores para el parámetro *fsdeth(2)* para poder simular mejor el patrón de caída de C de la biomasa viva. Como resultado, se fijaron seis eventos de senescencia distanciados cinco días uno de otro antes de la fecha de cosecha y la fracción de biomasa que muere en cada evento fue de 0,05. Con este mecanismo, la biomasa aérea viva reflejó mejor el decaimiento observado en la biomasa viva del cultivo y el aumento en la concentración de  $\text{NO}_3^-$  en el suelo y en las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$ , hacia el fin del ciclo del cultivo. Si bien el modelo, en su diseño, contempla la posibilidad de simular de esta forma la senescencia, en el uso habitual del modelo, no se incluyen eventos de senescencia o se los incluye en el mismo día de la cosecha (William Parton, comunicación personal).

La segunda limitación del modelo es que, según su diseño, no se pueden simular dos cultivos en simultáneo. Esta característica impide simular cultivos de servicio sembrados antes de la cosecha del cultivo de renta o, del mismo modo, finalizados luego de la siembra del cultivo de renta siguiente. Sin embargo, el modelo *DayCent* sí permite simular sistemas de sabanas, donde, en un pastizal, se puede simular el crecimiento de una especie leñosa en simultáneo. Aprovechando este esquema de uso del modelo (llamado esquema *sabana*), adapté los parámetros que controlan el crecimiento de las especies leñosas para imitar el crecimiento de especies herbáceas en su lugar consideradas como cultivos de servicio. En la caja 4-2 se detalla el mecanismo implementado en esta tesis para simular los cultivos de servicio en este experimento.

Las dos adaptaciones al modelo *DayCent* descriptas representan un uso original del modelo, no documentado anteriormente. Ambas adaptaciones fueron avaladas por los autores del modelo Steve Del Grosso, Melannie Hartman y William Parton, del *Natural Resources Ecology Laboratory* de *Colorado State University*, en comunicación personal.

#### **Caja 4-2 – Simulación de cultivos de servicio sembrados precosecha**

Utilizando el esquema de sabana, adapté los parámetros de las especies leñosas en el archivo de entrada *tree.100* a los parámetros de los cultivos del archivo *crop.100* que queremos simular cómo cultivos de servicio: avena y vicia. Los parámetros de los cultivos del archivo *crop.100* para avena y vicia fueron provistos por los autores del modelo (Parton et al., 1998). En el archivo de entrada *tree.100* generé dos especies nuevas, que serán los cultivos de avena y vicia. El principal cambio que realicé para adaptar los parámetros de estos nuevos cultivos fue eliminar la asignación de C a madera y a raíces gruesas. Dado que los cultivos y las especies leñosas comparten muchos parámetros (por ejemplo, el potencial de crecimiento, el efecto de la temperatura sobre el crecimiento, la relación C/N y contenido de lignina de los diferentes órganos, la relación tallo/raíz, etc.) copié todos los parámetros posibles desde el archivo *crop.100* al archivo *tree.100* para ambos cultivos. Finalmente, generé los cronogramas de manejo correspondientes en los archivos *schedule.sch*. En ellos, inicié el crecimiento de los cultivos de servicio en la fecha deseada, independientemente de la fecha de siembra y cosecha del cultivo de soja. Para simular el fin del cultivo de servicio emulando una aplicación de un herbicida, agregué en el cronograma de manejo un evento *trem* (*tree removal*), adaptado para matar y dejar la biomasa del cultivo de servicio muerta en pie.

#### **4.2.2. Evaluación del modelo *DayCent***

Para utilizar el modelo con los objetivos de este capítulo, fue necesario evaluar dos aspectos nuevos del modelo que no se analizaron en el capítulo 3. En primer lugar, evalué la capacidad del modelo para simular la dinámica estacional (a escala intra-anual) de las emisiones de  $N_2O$  del cultivo de soja, según el patrón observado a campo y aplicando el esquema de senescencia descrito en la sección anterior. Esta nueva evaluación fue necesaria ya que la evaluación realizada en el capítulo 3 se hizo a partir de valores acumulados anualmente y no se analizó la dinámica intra-anual de la emisión de  $N_2O$ .

Utilizando los datos de entrada de una parcela de Gualeguaychú, simulé un monocultivo de soja sembrado el 1 de noviembre, sin fertilización y cosechado el 1 de abril. Incorporé eventos de senescencia los días 1, 6, 11, 16, 21 y 26 de marzo. Repetí este esquema por 20 años seguidos, utilizando información de 20 años de datos meteorológicos distintos para captar la variabilidad temporal, interanual, del cultivo. Los 20 años de datos correspondieron a los datos del período 1996-2015 de la estación del Servicio Meteorológico Nacional de Gualeguaychú.

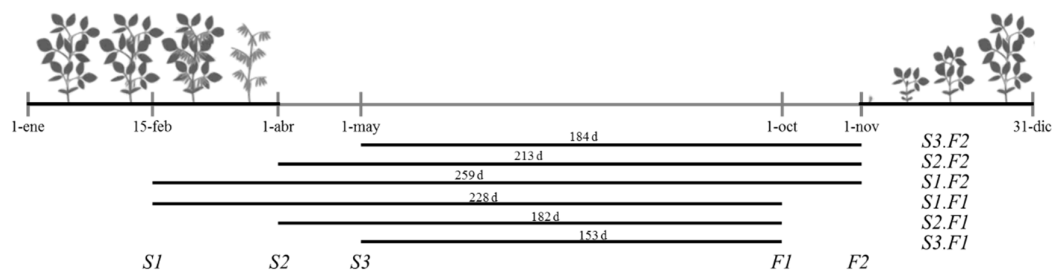
Comparé la dinámica temporal del C en la biomasa viva del cultivo de soja con el NDVI (un estimador de la biomasa aérea calculado a partir de datos de imágenes satelitales) (Tucker, 1979) obtenido de imágenes MODIS de un lote de soja del sitio de Gualeguaychú. Luego comparé la dinámica intra-anual promedio de los 20 años simulados de la concentración de  $NO_3^-$  en el suelo y la emisión de  $N_2O$  con los datos observados en las parcelas de soja del experimento manipulativo descrito en el capítulo 2. Los datos observados surgen del promedio de las ocho parcelas de soja del experimento manipulativo. Dadas las limitaciones en los datos disponibles, no hice un análisis cuantitativo de la simulación, sino que comparé visualmente la dinámica temporal a lo largo del año, con especial atención en el período de senescencia de las variables nombradas.

En segundo lugar, para evaluar la capacidad del modelo para simular los cultivos de servicio, analicé la producción de biomasa y la absorción de N en el cultivo de avena y vicia. Simulé el mismo monocultivo de soja descrito en el párrafo anterior, pero agregué, luego de cada cultivo de soja, un cultivo de servicio, sembrado el día después de la cosecha de soja (2 de abril) y finalizado el primero de octubre, siguiendo la fecha de siembra y finalización promedio de los datos observados disponibles (Pinto, 2018). Simulé el mismo manejo utilizando para la avena, como cultivo de servicio durante los 20 años simulados, y para la vicia. Los datos observados provinieron de dos experimentos que cuantificaron el aporte de C y N al suelo por parte de distintos cultivos de servicio pertenecientes a una tesis de doctorado publicada recientemente (Pinto, 2018). Dichos experimentos se realizaron en las localidades de Colonia y Treinta y Tres, República Oriental del Uruguay entre los años 2011 y 2015. Se sembraron cultivos de avena y vicia (entre otras especies) luego de la cosecha de cultivos de soja. Los cultivos tuvieron una duración aproximada de 5-6 meses (desde mediados de abril hasta fines de septiembre-octubre). Los datos utilizados fueron el contenido de C y N en la biomasa aérea y subterránea de las dos especies al momento de finalizar el cultivo. Dispuse de 24 datos para cada variable del cultivo de avena y 32 datos para cada variable el cultivo de vicia. Además, en uno de los experimentos de la tesis de Pinto (2018) se evaluó la fijación biológica de N del cultivo de vicia acumulada durante el ciclo (expresada en  $\text{kg N ha}^{-1}$ ), por lo tanto, utilicé esa información para evaluar la fijación en el cultivo de vicia simulada.

#### 4.2.3. Experimento simulado

Luego de adaptar el modelo para simular los cultivos de servicio, calibrarlo y evaluarlo con los datos disponibles, realicé un experimento simulado para poner a prueba la hipótesis de trabajo. Simulé distintas rotaciones agrícolas a lo largo de 20 años en la parcela agrícolas del sitio de Gualaguaychú. Corrí el modelo a partir del año 2015, tomando como condición inicial del sistema (respecto al contenido de C, N y agua del suelo), la situación final de la etapa de calibración y evaluación de la simulación descrita en el capítulo 3. Los datos meteorológicos requeridos por el modelo correspondieron a los datos de la estación del Servicio Meteorológico Nacional de Gualaguaychú para el período de 20 años, desde 1996 hasta 2015. Las rotaciones con cultivos de servicio representaron los tratamientos del experimento y resultaron de la combinación de tres factores: especie, fecha de siembra y fecha de fin del cultivo de servicio. Las especies de cultivos de servicio fueron avena y vicia. Las fechas de siembra consideradas fueron 15 de febrero (siembra precosecha, llamada “S1”), 2 de abril (inmediatamente después de la cosecha de soja, “S2”) y 1 de mayo (30 días después de la cosecha, “S3”, Figura 4-1). Las fechas de fin del cultivo de servicio fueron el 1 de octubre (un mes antes de la siembra de soja del año siguiente, “F1”) y 31 de octubre (el día anterior a la siembra de soja, “F2”, Figura 4-1).

Para analizar la capacidad de los cultivos de servicio como estrategia de mitigación de las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$ , simulé un monocultivo de soja con eventos de senescencia incorporados. Este monocultivo de soja representó el tratamiento control con el cuál contrasté los cambios generados en las emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$  en los tratamientos con cultivo de servicio.



**Figura 4-1.** Esquema de los tratamientos con cultivos de servicio analizados. La línea principal muestra el ciclo del cultivo de soja a lo largo de un año. Las líneas inferiores muestran la fecha de siembra (*S1*, *S2* y *S3*) y fin (*F1* y *F2*) de los seis tratamientos de fechas analizados. Los números junto a cada línea muestran la duración en días de cada tratamiento. A la derecha se muestran los nombres de los tratamientos según la fecha de siembra y fin del cultivo de servicio.

#### 4.2.4. Análisis de datos

De los resultados del modelo extraje los datos diarios para el período de 20 años de las emisiones de  $N_2O$  del suelo, fijación biológica de N del cultivo de vicia, absorción de N, y concentración de  $NO_3^-$  del suelo. También extraje los valores de biomasa (C en biomasa aérea viva) de los cultivos de servicio y rendimiento de los cultivos de renta.

Dado que los cultivos de servicio pueden tener un efecto acumulativo en el C orgánico del suelo (Pinto, 2018), analicé el efecto de los tratamientos al principio del período y al final del periodo. Analicé la dinámica temporal estacional de las emisiones de los distintos tratamientos respecto al cultivo de soja sin cultivos de servicio y luego analicé el efecto de los tratamientos acumulados a largo plazo escala interanual.

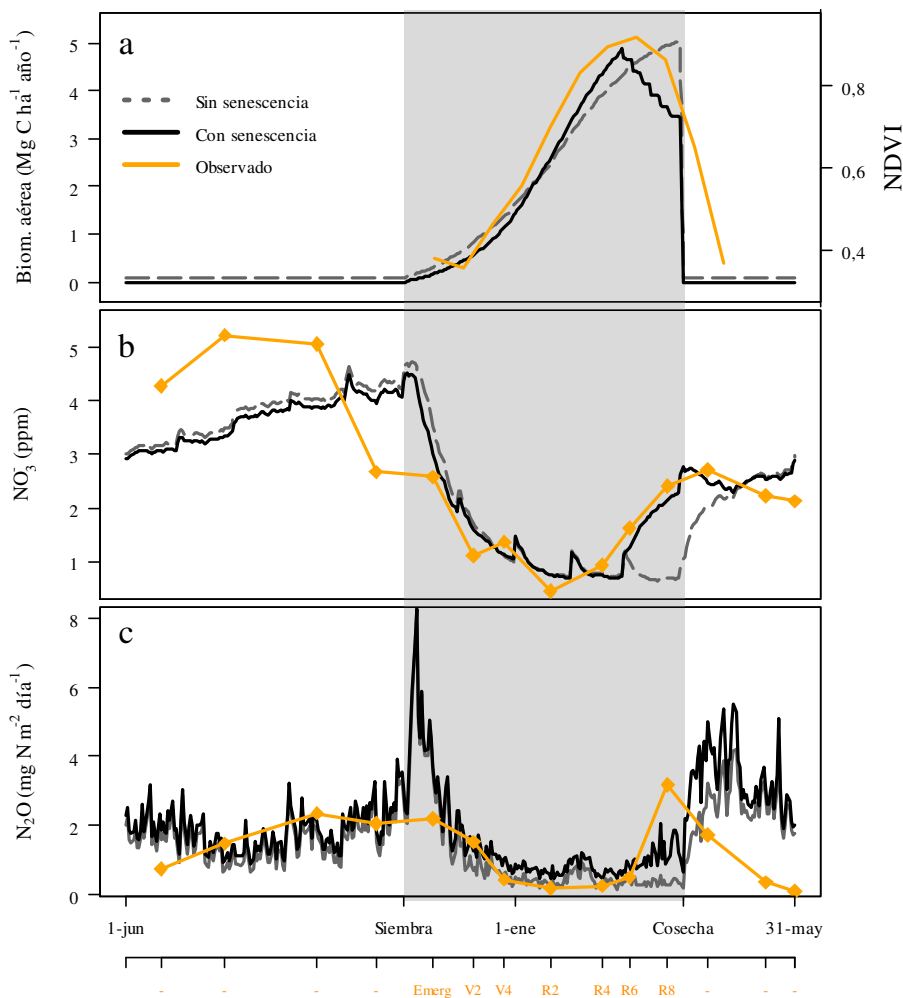
El efecto de la especie de cultivo de servicio utilizada, la fecha de siembra y la fecha de fin fueron analizados mediante modelos lineales mixtos (paquete *nlme* del lenguaje de programación R) (Pinheiro et al., 2016; R Core Team, 2013), utilizando como variable de respuesta la diferencia en la emisión anual de  $N_2O$  de los tratamientos con cultivos de servicio y el tratamiento control. El efecto de la fecha de siembra sobre las emisiones de  $N_2O$  fue analizado para cada cultivo por separado y construí un modelo considerando a la fecha de fin del cultivo como variable aleatoria en el modelo. Del mismo modo, para analizar el efecto de la fecha de fin del cultivo incluí a la fecha de siembra como variable aleatoria en el modelo.

### 4.3. Resultados

#### 4.3.1. Evaluación del modelo: dinámica estacional de C y N

La incorporación de los eventos de senescencia en las simulaciones del cultivo de soja mejoró el ajuste en la dinámica temporal del C en la biomasa, el  $NO_3^-$  del suelo y la emisión de  $N_2O$  con respecto a los datos observados a campo. En primer lugar, esta incorporación redujo gradualmente el C en la biomasa viva aérea hacia el final del ciclo del cultivo de soja, replicando mejor la dinámica temporal de los valores de NDVI respecto a la simulación sin senescencia (Figura 4-2 a). Luego, a partir del primer evento de senescencia, la concentración de  $NO_3^-$  en el suelo comenzó a aumentar tal como se dio

en los valores observados a campo (Figura 4-2 b). En este caso, los valores simulados y observados pueden compararse directamente en valores absolutos ya que están expresado en la misma unidad. Así, se observa que la concentración del  $\text{NO}_3^-$  del suelo tuvo un buen ajuste con los datos observados durante todo el ciclo del cultivo y el rastrojo otoñal (postcosecha), aunque el ajuste fue menor en el periodo desde el rastrojo primaveral (presiembra) a la siembra del cultivo. Finalmente, el modelo logró replicar la dinámica estacional y los valores absolutos de emisiones de  $\text{N}_2\text{O}$ , aunque se observaron diferencias considerables en el valor al momento de la máxima emisión (luego de la siembra) (Figura 4-2 c). Es decir que el modelo simulo mayores emisiones en los periodos de primavera y otoño y menores emisiones en verano (en el periodo de máximo crecimiento del cultivo) e invierno, pero todavía se requieren datos de campo y mayor calibración para mejorar el ajuste. El impacto de la incorporación de la senescencia sobre esta variable fue menor que para el  $\text{NO}_3^-$ , ya que se observó un leve aumento de las emisiones hacia el fin del ciclo del cultivo pero que no alcanzó los valores observados.

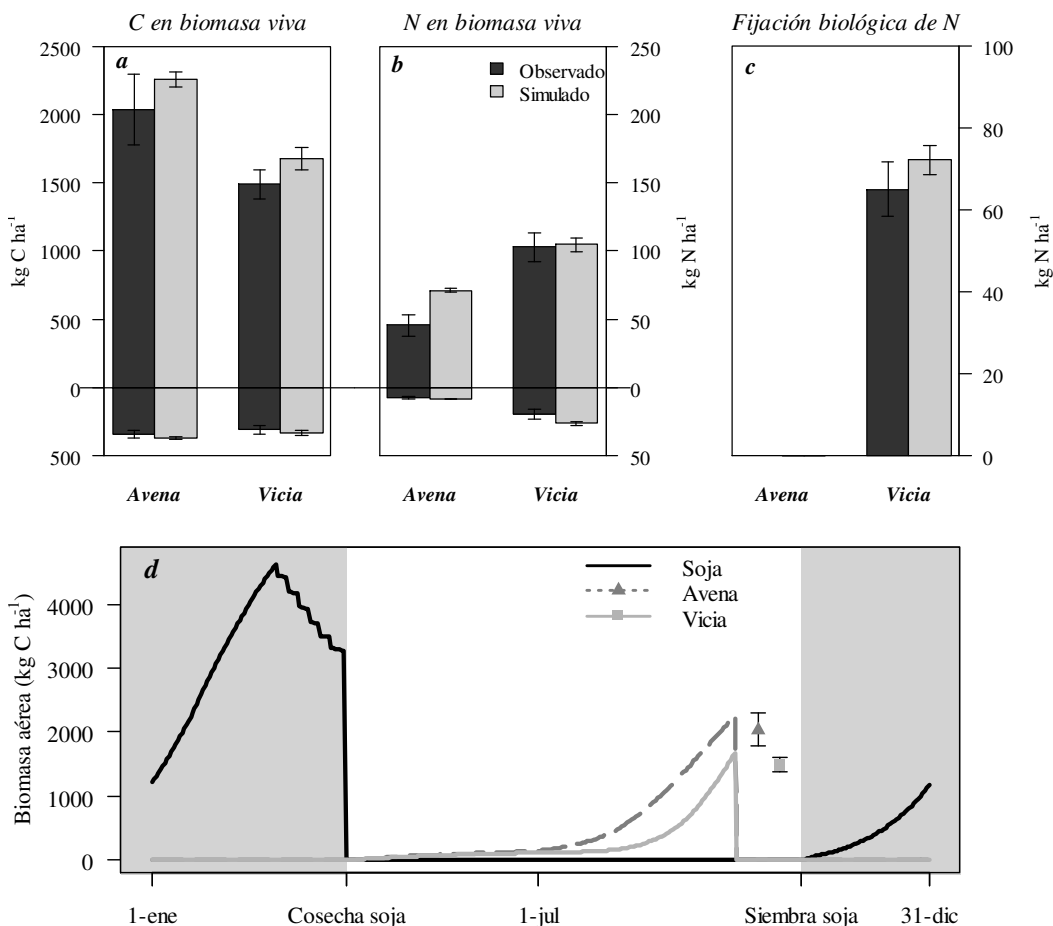


**Figura 4-2.** Evaluación de la dinámica temporal estacional del C en biomasa aérea (a), concentración de  $\text{NO}_3^-$  del suelo (b) y emisión de  $\text{N}_2\text{O}$  (c) en el cultivo de soja. Las líneas negra y gris muestran los datos diarios promediando los 20 años simulados antes y después de la incorporación de eventos de senescencia al modelo respectivamente. La línea amarilla muestra en a) el valor de NDVI de un lote de soja y en b) y c) los valores observados a campo en las parcelas de soja del experimento manipulativo del capítulo 2 de esta tesis (promedio de las ocho parcelas).



### 4.3.2. Evaluación del modelo: Cultivos de servicio

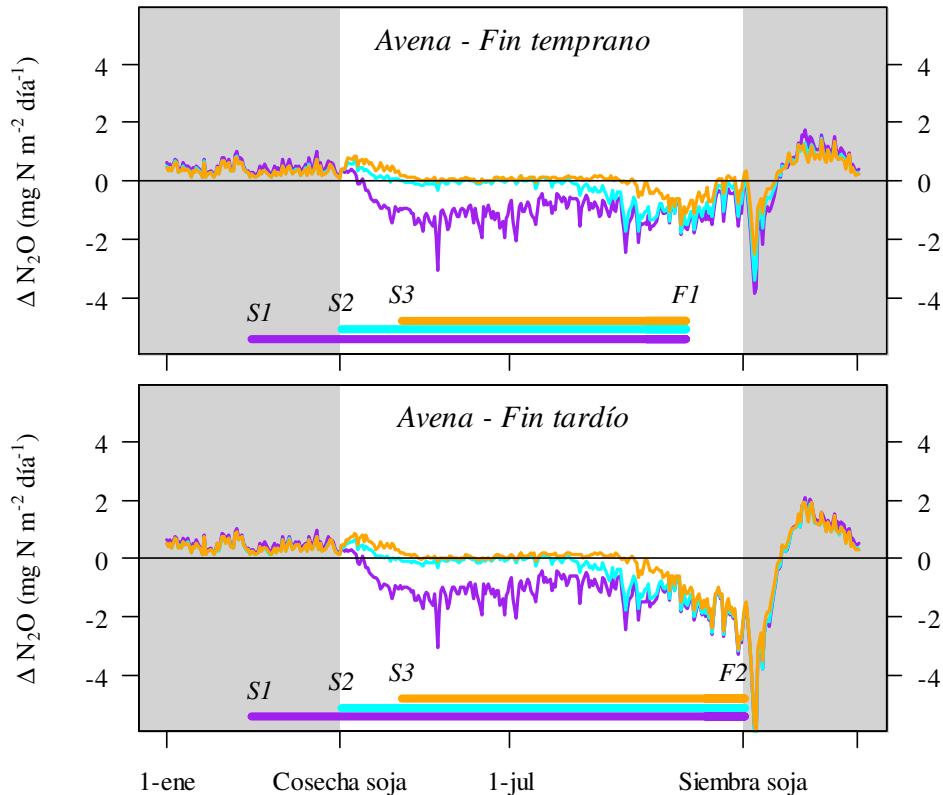
El esquema *sabana* del modelo *DayCent* permitió simular los cultivos de servicio correctamente. El contenido de C y N aéreo y subterráneo de los cultivos de avena y vicia, como así también la fijación biológica de N del cultivo de vicia no mostraron diferencias significativas con los datos observados por Pinto (2018) excepto por el contenido de N aéreo de avena (Figura 4-3).



**Figura 4-3.** Contenidos de C (a) y N (b) de la biomasa acumulada aérea (valores sobre la línea 0) y subterránea (valores por debajo de la línea 0) en los cultivos de avena y vicia, y fijación biológica de N en vicia (c). Valores observados por Pinto (2018) (barras negras) y simulados (barras grises). Los valores observados corresponden al tratamiento S2.F1, donde el cultivo de servicio es sembrado luego de la cosecha de soja y finalizado un mes antes de la siembra de soja siguiente. En el panel inferior (d) se muestra la dinámica estacional de la biomasa aérea simulada de los cultivos de soja, avena y vicia para los mismos tratamientos. Las cajas muestran el valor medio  $\pm 1$  error estándar observado por Pinto (2018).

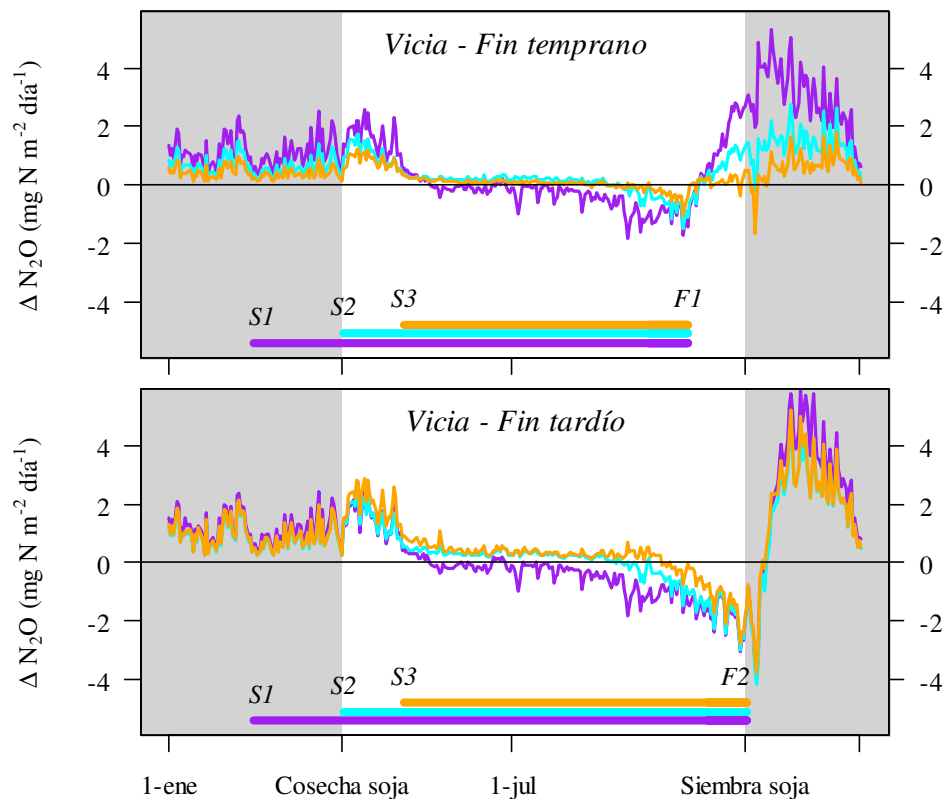
### 4.3.3. Análisis estacional

El cultivo de avena redujo las emisiones de  $N_2O$  en el otoño, respecto al tratamiento control, solamente cuando fue sembrada antes de la cosecha de soja (Figura 4-4, líneas violetas). En cambio, los cuatro tratamientos sembrados luego de la cosecha de soja (Figura 4-4, líneas naranjas y celestes) no afectaron significativamente las emisiones durante ese periodo. En el período primaveral, todos los tratamientos con cultivo de avena tendieron a reducir las emisiones de  $N_2O$  respecto al tratamiento control y el efecto fue mayor en los tratamientos finalizados tardíamente (tratamientos *F2*). Además, se observó un aumento en las emisiones de  $N_2O$  en los primeros estadios del cultivo de soja debido al uso de la avena.



**Figura 4-4.** Cambio en las emisiones de  $N_2O$  diaria para los distintos tratamientos analizados de avena respecto al tratamiento control. Valores positivos indican un aumento en las emisiones respecto al control y valores negativos una reducción. En el panel superior se muestran los tres tratamientos *F1* (finalizados 30 días antes de la siembra de soja posterior) y en el panel inferior los tres tratamientos *F2* (finalizados un día antes de la siembra de soja posterior). Las líneas inferiores muestran el período de crecimiento de los cultivos de servicio de los tres tratamientos (*S1*, *S2* y *S3*).

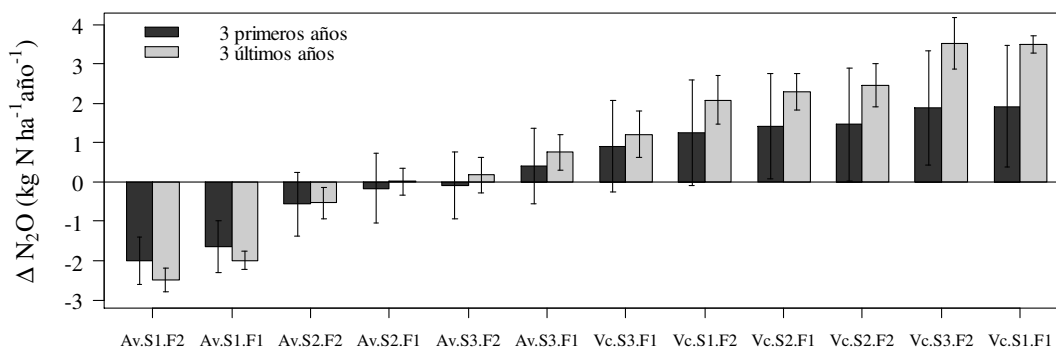
Utilizando vicia con fin temprano como cultivo de servicio se observó que las emisiones aumentan respecto al control en gran parte del año. Solamente hacia el fin del ciclo de la vicia hay una reducción en las emisiones de  $N_2O$  (Figura 4-5). En los primeros estadios de la soja, el cultivo de vicia aumentó de forma significativa las emisiones de  $N_2O$ . En los tratamientos de fin tardío el patrón fue similar, aunque la reducción de las emisiones hacia el final del ciclo de la vicia fue mayor.



**Figura 4-5.** Cambio en las emisiones de  $N_2O$  diaria para los distintos tratamientos analizados de vicia respecto al tratamiento control. Valores positivos indican un aumento en las emisiones respecto al control y valores negativos una reducción. En el panel superior se muestran los tres tratamientos *F1* (finalizados 30 días antes de la siembra de soja posterior) y en el panel inferior los tres tratamientos *F2* (finalizados un día antes de la siembra de soja posterior). Las líneas inferiores muestran el período de crecimiento de los cultivos de servicio de los tres tratamientos (*S1*, *S2* y *S3*).

#### 4.3.4. Análisis a largo plazo

La elección de la especie fue más importante que la fecha de inicio y fin del cultivo como variable de manejo en el efecto sobre las emisiones de  $N_2O$ . Las emisiones de los tratamientos con avena fueron siempre menores que con vicia (Figura 4-6). El efecto acumulado de los tres primeros años de realizar cultivos de servicio muestra que solamente el cultivo de avena, cuando es sembrado en precosecha, redujo las emisiones de  $N_2O$  respecto al tratamiento control. La reducción fue de 1,64 a 2,01 kg N- $N_2O$  ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>. Por el contrario, cuatro tratamientos con el cultivo de vicia aumentaron las emisiones de  $N_2O$  en los primeros años entre 1,41 y 1,92 kg N- $N_2O$  ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> respecto al tratamiento control. En el largo plazo, para los últimos tres años de una secuencia de 20 años de rotación, el patrón descrito entre tratamientos para los tres primeros años se mantuvo. En el cultivo de vicia hubo un efecto acumulativo en el aumento de las emisiones respecto al control a lo largo del tiempo (valor-p de la pendiente < 0,001), pero en el cultivo de avena no se vio ninguna tendencia temporal (valor-p = 0,144).



**Figura 4-6.** Cambio en la emisión de  $N_2O$  anual para los distintos tratamientos analizados respecto al tratamiento control. Las barras muestran los valores medios de los primeros tres años del período de estudio y de los últimos tres años del período de estudio  $\pm 1$  error estándar. Valores negativos indican reducción de las emisiones anuales respecto al control. Av = avena y Vc = vicia.

En promedio, el cultivo de avena redujo la emisión en  $0,64 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  y el cultivo de vicia las aumentó  $2,82 \text{ kg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Cuadro 4-1). A su vez, cuanto más temprano se sembró el cultivo de avena y más tarde se finalizó, mayor fue la capacidad de reducir las emisiones anuales. Por el contrario, cuanto más largo fue el periodo del cultivo de vicia, mayor fue el incremento de la emisión de  $N_2O$  respecto al control (Cuadro 4-1).

**Cuadro 4-1.** Efecto de la fecha de siembra, fecha de fin y especie del cultivo de servicio sobre las emisiones de  $N_2O$  del suelo. Los valores están expresados en  $\text{kg N-N}_2\text{O ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ . Valores negativos indican una reducción de la emisión respecto al tratamiento control y valores positivos un aumento. Se muestra el valor-p para cada fecha de siembra (S1, S2 y S3) o fin (F1 y F2) de cada especie por separado y para el promedio de ambas especies.

Especie	S1	S2	S3	Valor-p	F1	F2	Valor-p	Promedio	Valor-p
Avena	-1,76	-0,40	0,24	<0,001	-0,39	-0,90	<0,001	-0,64	<0,001
Vicia	2,56	2,01	1,97	<0,001	2,05	2,31	0,200	2,82	<0,001

#### 4.4. Discusión

Los resultados obtenidos en este estudio sugieren que los cultivos de servicio pueden reducir las emisiones de  $N_2O$  anuales únicamente si se utiliza avena y se la siembra antes de la cosecha de la soja. Pero pueden aumentar las emisiones si se usa vicia como cultivo de servicio. Este resultado coincide con los que proponen tres trabajos de revisión publicados recientemente (Abdalla et al., 2019; Basche et al., 2014; Muhammad et al., 2019). Dichos trabajos revisaron la bibliografía disponible sobre el efecto de los cultivos de servicio sobre las emisiones de  $N_2O$  y analizaron un total de 33 estudios publicados con datos obtenidos a campo. Los tres trabajos coinciden en que los cultivos de servicio de leguminosas aumentan las emisiones de  $N_2O$  y que las especies no-leguminosas reducen (Muhammad et al., 2019) o no afectan (Abdalla et al., 2019; Basche et al., 2014) las emisiones respecto a la situación sin cultivo de servicio. Si bien estos resultados son robustos ya que incluyen un número considerable de estudios, dos aspectos que deben ser considerados con mayor detalle son: el periodo de análisis y las fechas de siembra y fin de los cultivos.

El período de análisis se refiere al periodo del año en el que se realizaron los muestreos. Así, Basche et al. (2014) clasificaron los datos analizados en cuatro categorías según la periodo de muestreo de los datos: i) en el periodo del cultivo de renta, ii) en el periodo del cultivo de servicio, iii) en el periodo de descomposición del cultivo de servicio y iv) durante todo el año. Sus resultados muestran que al analizar solamente el periodo de descomposición del cultivo de servicio (entre dos y ocho semanas posteriores al fin del cultivo), las emisiones fueron mayores que las de la situación sin cultivo de servicio, lo que coincide con nuestros resultados (Figuras 4-4 y 4-5). Pero, además, esta condición representó la mitad de los datos analizados y solamente el 27% de los datos cubrieron todo el periodo anual. Por lo tanto, el incremento de las emisiones de  $N_2O$  cuando se incluye un cultivo de servicio que reporta este estudio estaría sobreestimado, y la capacidad de los cultivos de servicio para reducir las emisiones de  $N_2O$  (o no aumentarlas) sería mayor.

Respecto a las fechas de siembra y fin de los cultivos, la bibliografía disponible para analizar su impacto tal como se lo plantea en este estudio, es muy escasa. Los meta-análisis nombrados analizaron el efecto de los cultivos de servicio sobre las emisiones de  $N_2O$  del suelo y los relacionaron con la especie del cultivo de servicio, la duración del experimento, el sistema de labranza, las precipitación anual y la relación C:N de la biomasa de residuo entre otras variables (Abdalla et al., 2019; Basche et al., 2014; Muhammad et al., 2019). Sin embargo, ninguno de ellos analizó la fecha de siembra y fin del cultivo de servicio. De hecho, la siembra temprana de cultivos de servicio (antes de la cosecha del cultivo de renta), que fue la condición que más redujo las emisiones de  $N_2O$  cuando se usó cultivo de avena en nuestro estudio (Figura 4-6), no se analizó en ninguno de los 33 estudios que se incluyeron en los tres meta-análisis. Por su parte, la fecha de fin del cultivo de servicio fue analizada en un estudio que utilizó centeno durante el invierno en un cultivo de maíz (Ruis et al., 2018). A diferencia de lo que muestra mi resultado con cultivo de avena (Cuadro 4-1), los autores no encontraron diferencias significativas entre las dos fechas de fin del cultivo consideradas (0 y 30 días presiembra). Existe, por lo tanto, un vacío en el conocimiento del efecto de las fechas de siembra y fin de los cultivos de servicio sobre las emisiones de  $N_2O$  que sería necesario abordar con mayor detalle y generando datos de campo.

Actualmente en la región Pampeana los cultivos de servicio suelen sembrarse entre 1 y 30 días postcosecha (similar a los tratamientos *S2* y *S3* de nuestro estudio) y finalizarse entre 20 y 40 días presiembra del cultivo de renta (similar a los tratamientos *F1* de nuestro estudio) (Aapresid, 2019). Con el modelo de simulación exploramos fechas de siembra anteriores y de fin posteriores a estas pero que también se utilizan en los sistemas productivos de la región, aunque con menor frecuencia (tratamientos *S1* y *F2*). Los resultados obtenidos en este estudio sugieren que cuanto más largo sea el ciclo del cultivo de avena, mayor será su capacidad de reducir las emisiones de  $N_2O$  en una rotación con soja (Cuadro 4-1). Nuestros resultados también muestran que cuanto más largo es el ciclo del cultivo de vicia, mayores son las emisiones de  $N_2O$  del suelo. Este resultado está condicionado por la forma en que el modelo simula la fijación biológica de N. En el modelo *DayCent*, el cultivo fija N como una fracción constante de C fijado diariamente, por lo tanto la acumulación de N fijado continua hasta el fin del ciclo del cultivo (Parton et al., 1998). Sin embargo, el aporte de N fijado biológicamente en las especies leguminosas no aumenta linealmente con la producción de biomasa, sino que se produce un efecto de dilución (Pinto, 2018). Esto significa que a mayores niveles de producción de biomasa, la tasa de fijación es menor y la concentración de N fijado decrece en los tejidos (Gastal & Lemaire, 2002). Además, si se evalúa el efecto acumulativo en el largo

plazo del uso de cultivos de servicio de la vicia, en mi estudio la concentración de N mineral en el suelo fue aumentando con el tiempo. Mientras que en los datos observados a campo en un experimento de seis años de duración, muestran que el contenido de N mineral tiende a disminuir al momento del fin del cultivo de servicio (Restovich et al., 2012). En definitiva, el modelo puede estar sobreestimando la cantidad de N fijada biológicamente cuando el cultivo tiene mayor duración que el usado en la evaluación (Sección 4.3.2) y la concentración de N mineral del suelo y, por lo tanto, las emisiones de N<sub>2</sub>O de los suelos con cultivos de servicio.

Las principales razones para no extender la duración del cultivo de servicio con fechas de siembra más tempranas es la competencia con el cultivo de renta anterior por el agua y los nutrientes que podrían perjudicar el rendimiento o calidad del grano y la posibilidad de que mayor biomasa del cultivo de servicio puede dificultar la cosecha del cultivo de renta (Pinto et al., 2017; Rimski-Korsakov et al., 2015). Por su parte, extender la fecha de fin del cultivo de servicio puede perjudicar la implantación del cultivo de renta posterior por reducir la disponibilidad de agua y nutrientes en el periodo de implantación (Pinto et al., 2017). Por lo tanto, existe una compleja relación de compromiso entre los beneficios que genera la mayor duración de los cultivos de servicio de proveer servicios ecosistémicos y los perjuicios que puede generar en la productividad de los cultivos de renta. Un meta-análisis realizado con datos de la región Pampeana, demostró que el uso de cultivos de servicio, si bien redujo el agua disponible al momento de la siembra, no disminuyó el rendimiento de maíz (n = 89) o soja (n = 155) posterior (Rimski-Korsakov et al., 2015). Extender la fecha de fin del cultivo de servicio hasta la fecha de siembra del cultivo de renta posterior podría entonces potenciar la capacidad del cultivo de servicio de reducir las emisiones de N<sub>2</sub>O (si se usa avena) o las pérdidas por percolación (Restovich et al., 2012) pero con bajo riesgo de pérdida de rendimiento, aunque esto dependerá de la región considerada (Pinto et al., 2017).

En este trabajo hice dos adaptaciones originales al modelo de simulación *DayCent* para mejorar la dinámica estaciones del C en biomas y N, y para poder simular cultivos de servicio solapados temporalmente con los cultivos de renta. Esta adaptación hecha al modelo abre nuevas posibilidades de uso para cualquier usuario del modelo *DayCent*, sin necesidad de cambiar la estructura o el código del modelo. A partir de esta nueva posibilidad de uso, será necesario reunir o generar los datos que permitan evaluar la capacidad del modelo de simular la dinámica del C, N y agua en sistemas de dos cultivos creciendo en simultáneo. Por lo expresado en esta sección, resulta clave contar con datos a campo de la productividad de los cultivos de servicio en los primeros días de crecimiento y la concentración de N en sus tejidos, lo que permitirá conocer la cantidad de N absorbido por el cultivo de servicio y la reducción en el N mineral del suelo que esto generaría. A su vez, resulta importante generar datos de campo de la dinámica temporal del agua en el suelo. Conocer estas concentraciones y/o dinámicas es relevante ya que regulan directamente la emisión de N<sub>2</sub>O del suelo.

#### **4.5. Conclusión**

Las estrategias de manejo en el cultivo de soja que puedan reducir las emisiones de  $N_2O$  del suelo disponibles en la región Pampeana son limitadas. Entre ellas, la incorporación de cultivos de servicios en las rotaciones agrícolas, podrían mitigar la emisión de  $N_2O$  si logran sincronizar la descomposición de la biomasa de un cultivo (y la mineralización de su N) con la absorción del cultivo siguiente. Según nuestro estudio, basado en un modelo de simulación, la capacidad de los cultivos de servicio para reducir las emisiones de  $N_2O$  se da únicamente cuando se utiliza avena sembrada antes de la cosecha de soja. Por el contrario, las simulaciones sugieren que las emisiones pueden aumentar de forma significativa si se utiliza un cultivo de vicia. Sin embargo, es necesario seguir evaluando estas estrategias de manejo a partir de observaciones a campo que permitan mejorar nuestro conocimiento sobre la dinámica del C, N y agua en este tipo de cultivos y perfeccionar los modelos de simulación disponibles.





## **5. Capítulo 5 – Discusión general y conclusiones**



## 5.1. Introducción

En este capítulo discutiré los principales hallazgos de esta tesis y sus implicancias, pondré en contexto los resultados obtenidos y plantearé las proyecciones futuras. A lo largo de esta tesis estudié diferentes aspectos del proceso de emisión de  $N_2O$  del suelo de los principales cultivos en la región Pampeana de Argentina. En primer lugar, analicé las emisiones de este gas en sistemas productivos de la región y generé datos de emisiones en cultivos de maíz, soja y el doble cultivo trigo/soja a través de un experimento a campo (Capítulo 2). Comparé estos valores con los emitidos en un pastizal no manejado, usado como la condición de referencia. El estudio tuvo una escala de análisis estacional y fue desarrollado en dos sitios de la región Pampeana. En segundo lugar, calibré y evalué el modelo de simulación *DayCent* a partir de datos obtenidos a campo con el objetivo de cuantificar las emisiones de  $N_2O$  de los suelos de la región Pampeana y determinar su rango de variabilidad espacial, temporal y asociado al manejo (Capítulo 3). Con la incorporación de un tercer sitio en el estudio (en Pergamino) y el uso del modelo de simulación, trabajé a escala regional, comparando tres subregiones, y a escala temporal interanual. Finalmente, exploré la capacidad de los cultivos de servicio de mitigar las emisiones de  $N_2O$  utilizando una versión del modelo de simulación *DayCent* modificado para simular mejor distintas estrategias de manejo de los cultivos de servicios (Capítulo 4). Hice este análisis en un único sitio a dos escalas temporales diferentes: a escala estacional, al analizar los momentos del año en que los cultivos de servicio cambian la emisión de  $N_2O$  respecto al cultivo de soja con barbecho; y a escala interanual, al analizar el efecto de los cultivos de servicio a largo plazo. Los aportes más significativos de esta tesis al estado del conocimiento actual sobre las emisiones de  $N_2O$  son los siguientes:

1. La cuantificación realizada con el modelo de simulación *DayCent* indica que las emisiones de  $N_2O$  en los suelos de la región Pampeana fueron de 2,61, 3,68 y 4,19 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para los cultivos de maíz, soja y trigo/soja respectivamente (Capítulo 3).
2. Las emisiones de referencia simuladas en pastizales no manejados representaron entre el 27 y el 56% de las emisiones brutas provenientes de los cultivos (Capítulo 3).
3. Los cultivos analizados mostraron muy bajas emisiones durante el período de máxima productividad y las emisiones aumentaron hacia el principio y fin del ciclo de los cultivos y en los periodos de rastrojo primaveral y otoñal (Capítulo 2).
4. Durante el ciclo del cultivo de soja, tanto en la soja de primera como en la soja de 2<sup>da</sup>, se encontró una correlación negativa entre las emisiones de  $N_2O$  y el NDVI, un estimador de la productividad vegetal aérea. Por el contrario, en los pastizales no manejados, la correlación fue positiva. Este hallazgo representa una herramienta novedosa para mejorar los modelos predictivos de las emisiones de  $N_2O$  ya que nunca se había evaluado la relación del NDVI con las emisiones en cultivos agrícolas antes (Capítulo 2).
5. En esta tesis calibré y evalué por primera vez el modelo de simulación *DayCent* para las condiciones ambientales y culturales de la región Pampeana. Las emisiones de  $N_2O$  de las distintas coberturas del suelo fueron particularmente bien simuladas por el modelo ( $R^2=0,81$  y  $RMSE=0,5$  kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) (Capítulo 3).
6. La principal calibración que hice al modelo *DayCent* estuvo relacionada con las emisiones de  $N_2O$  de los pastizales no manejados. Los resultados que se muestran en el capítulo 3 sugieren que el modelo podría mejorarse mediante la incorporación de

algún parámetro que describa las diferencias en la actividad microbiana entre los ecosistemas naturales y los cultivos.

7. Los sitios representativos de las subregiones Pampa Ondulada, Interior y Mesopotámica emiten 2,17, 3,68 y 4,63 kg de N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> como emisiones brutas respectivamente. Estas emisiones fueron estimadas con el modelo de simulación *DayCent* considerando las condiciones meteorológicas, edáficas y de manejo de cada subregión y contemplando la proporción actual de cultivos de cada subregión (Capítulo 3).
8. Las emisiones de referencia fueron de 1,11, 1,33 y 1,17 kg de N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en las subregiones Pampa Ondulada, Interior y Mesopotámica respectivamente (Capítulo 3).
9. En esta tesis adapté el modelo de simulación *DayCent* de una forma novedosa que permitió simular el crecimiento simultáneo de dos cultivos. Esta adaptación fue necesaria para analizar los cultivos de servicio sembrados antes de la fecha de cosecha del cultivo de renta (Capítulo 4).
10. La variable que más impactó en la capacidad de los cultivos de servicio para reducir las emisiones de N<sub>2</sub>O fue la elección de la especie utilizada. Los cultivos de servicio redujeron las emisiones anuales de N<sub>2</sub>O respecto al cultivo de soja cuando el cultivo de servicio fue avena (gramínea) y se sembró antes de cosechar la soja (Capítulo 4). Sin embargo, las emisiones anuales de N<sub>2</sub>O fueron mayores que en el cultivo de soja sin cultivo de servicio cuando se utilizó vicia (leguminosa) (Capítulo 4).

Además de los resultados mencionados arriba que fueron obtenidos en los tres estudios que realicé, de la tesis en su conjunto surgieron tres temas relevantes relacionados con las emisiones de N<sub>2</sub>O del suelo que discutiré en las próximas secciones de este capítulo: i) las diferentes aproximaciones al análisis de los factores de control de las emisiones de N<sub>2</sub>O (Sección 5-2), ii) la diferenciación entre las emisiones brutas, de referencia y antropogénicas netas de N<sub>2</sub>O en sistemas agrícolas (Sección 5-3) y iii) la cuantificación de las emisiones de N<sub>2</sub>O en el contexto del inventario nacional de gases de efecto invernadero de Argentina (Sección 5-4).

## **5.2. Aproximaciones al análisis de los factores de control de las emisiones de N<sub>2</sub>O del suelo**

Existen diferentes aproximaciones al análisis de los factores de control de las emisiones de N<sub>2</sub>O del suelo presentes en la bibliografía. El desarrollo de nuevas aproximaciones surge de la aparición de nuevos marcos conceptuales o de la adaptación de marcos conceptuales generados en otras disciplinas y es estimulado por el desarrollo de herramientas estadísticas que permiten contrastar los modelos conceptuales con los datos. La elección de una aproximación u otra depende principalmente de los objetivos del estudio y la pregunta que lo guía. En esta tesis utilicé algunas de estas aproximaciones y, además, en el marco del experimento observacional descrito en el capítulo 3, surgió una nueva aproximación no descripta hasta el momento en la bibliografía. En esta sección clasificaré y describiré las distintas aproximaciones en función de sus objetivos, supuestos y herramientas estadísticas disponibles para analizarlas.

La aproximación más utilizada en el análisis de los factores de control de las emisiones de N<sub>2</sub>O es la que llamaré *modelos predictivos* (Figura 5-1 a). Esta aproximación se basa en analizar todas las variables observadas que controlan las

emisiones de  $N_2O$  con el objetivo de generar modelos estadísticos que expliquen la variabilidad de las emisiones. Esta aproximación no considera ningún orden jerárquico ni causal *a priori* en las variables. Las herramientas estadísticas que se usan en esta aproximación son las regresiones lineales (simples y múltiples), los modelos mixtos (Cuadro 2-3) o análisis multivariados entre otros. De este modo se generan, por ejemplo, modelos predictivos que analizan el efecto de la temperatura del suelo, el porcentaje de poros del suelo llenos de agua, el sistema de labranza, la textura del suelo y las precipitaciones anuales sobre las emisiones de  $N_2O$  en un mismo nivel de jerarquía (Figura 2-3, Cuadro 2-3).

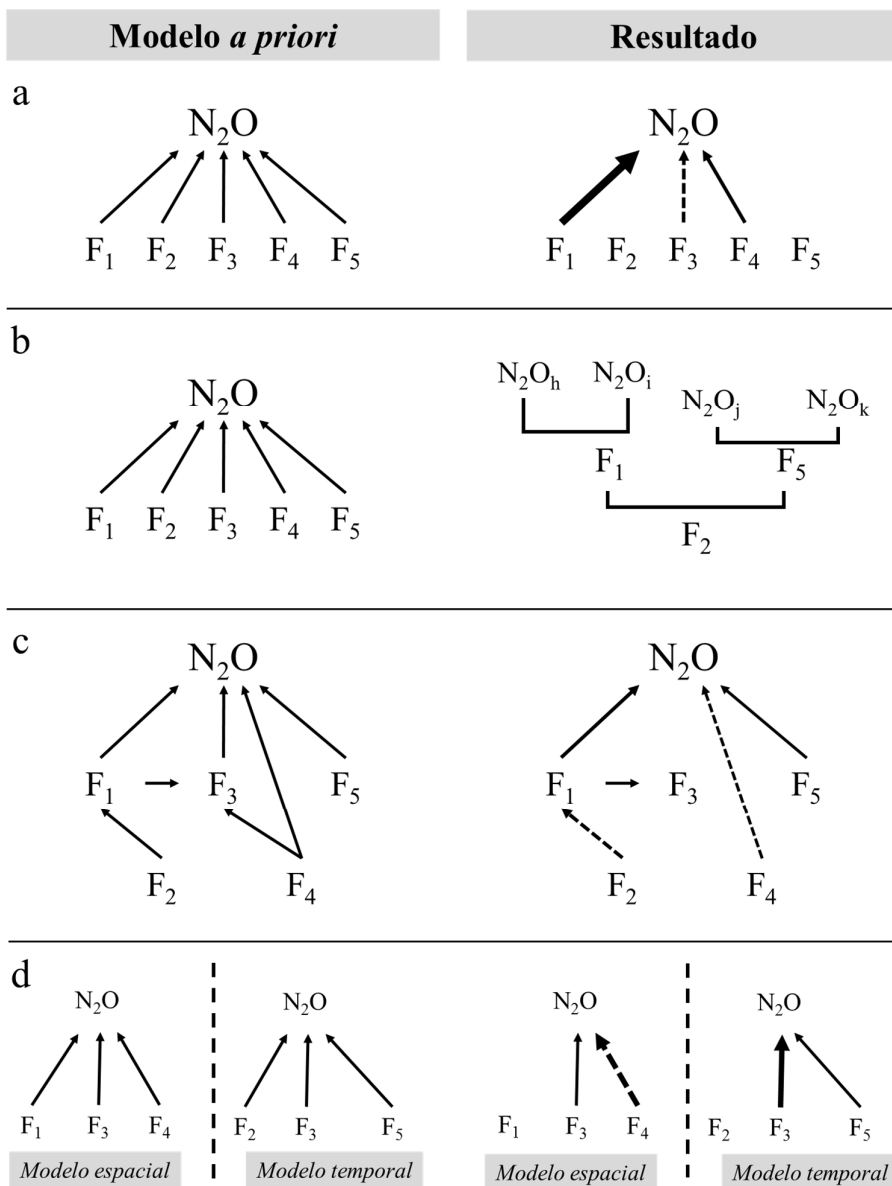
La segunda aproximación es la que llamaré *modelos predictivos jerárquicos* (Figura 5-1 b). En esta aproximación también se busca generar modelos predictivos de las emisiones de  $N_2O$  sin ninguna estructura *a priori*, pero, a diferencia de los anteriores, el modelo jerarquiza los factores y los ordena en árboles de decisión según su importancia en el efecto que tienen sobre las emisiones. Es decir, hay un primer factor que controla las emisiones y el efecto de los demás factores incluidos en el análisis están subordinados al de mayor jerarquía. La herramienta estadística propia de esta aproximación son los árboles de decisión (Morgan & Sonquist, 1963). Esta aproximación fue utilizada particularmente en estudios que analizaron a campo los factores de las emisiones de  $N_2O$  de suelos agrícolas en Argentina (Alvarez et al., 2012; Cosentino et al., 2013; Lewczuk et al., 2017). Smith (2017) destacó la utilidad de este tipo de análisis en su artículo de revisión de los factores de control de las emisiones de  $N_2O$  enfatizando los resultados de Cosentino et al., (2013).

Una aproximación más reciente es la que llamaré *modelos de redes causales* (Figura 5-1 c). Esta aproximación se basa en la idea propuesta por Robertson, (1989), según la cual los factores de control están interconectados en una red causal y se clasifican en directos e indirectos. Los factores directos (o proximales) son aquellos que regulan directamente los procesos de nitrificación y desnitrificación (temperatura del suelo, concentración de N mineral en el suelo, WFPS y C orgánico). Todos los demás factores que actúan sobre estos (temperatura del aire, precipitación, cobertura vegetal, tipo de suelo, manejo del suelo, etc.) son llamados indirectos o distales y se pueden ordenar en forma jerárquica considerando el nivel de efecto que ejercen sobre las emisiones de  $N_2O$  (Robertson, 1989). La herramienta estadística apropiada para esta aproximación son los modelos de ecuaciones estructurales (*SEM* por sus siglas en inglés) (Grace et al., 2010; Grace & Pugesek, 1998; Lefcheck, 2016). Para utilizar las *SEM* es necesario construir la red causal de los factores *a priori* basada en el conocimiento que se tiene del sistema. En este modelo conceptual, los factores se relacionan para explicar la variable de respuesta (en este caso las emisiones de  $N_2O$ ). Luego, al aplicar el modelo se analiza si los datos disponibles validan la estructura planteada y se analiza la significancia de cada conexión entre factores y entre los factores y la emisión de  $N_2O$ , contemplando su signo (relación positiva o negativa). Los ejemplos de este tipo de aproximación son Cantarel et al. (2012); Della Chiesa et al. (2019); Piñeiro-Guerra et al. (2019) y el que se muestra en la figura 2-4 de esta tesis.

La cuarta aproximación, que llamaré *modelos espaciales y temporales* se basa en la idea propuesta por Lauenroth & Sala, (1992) según la cual, la relación entre los procesos ecosistémicos y sus factores de control son diferentes si se los analiza en el espacio (comparando distintos sitios) o a través del tiempo (distintas mediciones en el tiempo en un mismo sitio, Figura 5-1 d). Esta aproximación se utilizó para analizar la relación entre la productividad primaria neta aérea y las precipitaciones (Sala et al., 2012). Si bien estos trabajos demostraron que los patrones de una variable ecosistémica y los factores de

control diferían en las dimensiones espacial y temporal, no se habían aplicado estos conceptos en el estudio de las emisiones de N<sub>2</sub>O. La idea de utilizar los *modelos espaciales y temporales* en el estudio de las emisiones de N<sub>2</sub>O fue publicada recientemente (Piñeiro-Guerra et al., 2019).

La clasificación de las aproximaciones disponibles para el análisis de los factores de control de N<sub>2</sub>O surgió de la lectura crítica de la bibliografía disponible y de la experiencia adquirida en el proceso del análisis de datos propios. Si bien la clasificación podría perfeccionarse o ampliar, ofrece un marco conceptual útil que busca ordenar las aproximaciones metodológicas disponibles, e invita a pensar la relación entre las variables ambientales que controlas la emisión de N<sub>2</sub>O en investigaciones futuras.



**Figura 5-1.** Representación esquemática de la clasificación de aproximaciones utilizadas para analizar los factores de control de las emisiones de  $N_2O$ : *modelos predictivos* (a), *modelos predictivos jerárquicos* (b), *modelos de redes causales* (c) y *modelos espaciales y temporales* (d). El panel de la izquierda muestra el modelo conceptual *a priori* de los factores de control de las emisiones de  $N_2O$ . El panel de la derecha muestra los posibles resultados de los modelos.  $F$  representa distintos factores de control de las emisiones de  $N_2O$ . En los esquemas de resultados, el espesor de la flecha indica tamaño de efecto y el tipo de línea (entera o punteada) representa efectos positivos o negativos respectivamente.

### 5.3. Emisiones brutas, de referencia y antropogénicas netas

En esta tesis abordé conceptual y metodológicamente la cuantificación de las emisiones de N<sub>2</sub>O de los cultivos agrícolas mediante la discriminación de las emisiones antropogénicas de las no antropogénicas. De esta forma, calculé las emisiones de origen antropogénico como:

*Emisiones antropogénicas netas = emisiones brutas – emisiones de referencia*

A partir de esta aproximación, propuse la nomenclatura en inglés de *gross, background* y *net anthropogenic N<sub>2</sub>O emissions* para las emisiones brutas (o totales), de referencia y antropogénicas netas respectivamente (Della Chiesa et al., 2019). Si bien este abordaje fue discutido en el capítulo 2, algunos aspectos serán tratados con mayor profundidad en esta sección.

El concepto de *background emissions* en el estudio de las emisiones de N<sub>2</sub>O en cultivos agrícolas ha sido utilizado de forma muy diversa en la bibliografía. Se consideró como emisiones de referencia a las emisiones provenientes de parches de vegetación natural no manejados (dos Santos et al., 2016; Mosier et al., 1997; Perdomo et al., 2008; Ruser et al., 2001), de ecosistemas naturales en algún estado sucesional (Chalco Vera et al., 2017; Kessavalou et al., 1998; G. Philip Robertson et al., 2000), de pasturas implantadas (Dobbie & Smith, 2003; Hernandez-Ramirez et al., 2009) o de suelos desnudo, sin vegetación (Yashiro et al., 2006; Zhang et al., 2012). También en algunos trabajos tomaron como referencia a los parches dentro del campo cultivado que no fueron fertilizados (Gu et al., 2009) y en un meta-análisis global, se definió como emisión de referencia de suelos agrícolas a las emisiones de cultivos sin aplicación de fertilizantes (Kim et al., 2013). De esta forma, las emisiones de referencia permiten evaluar la emisión derivada de la aplicación del fertilizante. Todos estos usos del concepto de *background emissions* aportan información valiosa al estudio de las emisiones de N<sub>2</sub>O ya que permiten discriminar distintas fuentes o procesos involucrados en la emisión de un sistema. Sin embargo, hay modificaciones debidas a la implantación de un cultivo que no tienen que ver exclusivamente con la fertilización, por lo que esta aproximación no evalúa en forma completa la porción de las emisiones adjudicada como antropogénica. Si el objetivo de un trabajo es adjudicar el aporte derivado de la actividad humana, las emisiones de referencia deberían medirse o estimarse en sistemas nativos o sucesionales que se encuentren lo más cerca posible de los sistemas agrícolas de modo de reducir al máximo las diferencias en las variables edáficas y meteorológicas. El sistema natural no manejado emite N<sub>2</sub>O y esa emisión estaría presente, aunque no se realice agricultura.

La metodología de cálculo de las emisiones de N<sub>2</sub>O de suelos agrícolas propuesta por el IPCC y utilizada en los inventarios nacionales de GEIs de la mayoría de los países, estima la emisión antropogénica de N<sub>2</sub>O como una fracción fija de la cantidad de N incorporado al suelo debido al manejo agrícola (IPCC, 2006). Esta es la metodología llamada de Nivel 1. El mismo IPCC, en un informe publicado en el año 2010, expresó la necesidad de discriminar las emisiones antropogénicas derivadas de suelos agrícolas de las no antropogénicas (IPCC, 2010). Los autores del informe reconocieron las limitantes de la metodología actual (IPCC, 2006), cuestionaron los supuestos sobre los que se basa dicha metodología y analizaron diferentes alternativas para realizar la estimación de las emisiones antropogénicas netas. Sin embargo, concluyeron que las alternativas evaluadas no son viables para aplicarse en las guías metodológicas de Nivel 1. Por el contrario, se requiere de un conocimiento del sistema y disponibilidad de datos de campo, propios de la metodología de Nivel 3, lo que implica disponer de datos observados a campo y uso de modelos de simulación. Además, en esta revisión se analizó la necesidad de discriminar



las emisiones antropogénicas de las no-antropogénicas, pero contemplando casi exclusivamente el GEI dióxido de carbono, sin darle relevancia a otros GEIs como el metano y el N<sub>2</sub>O.

Un ejemplo de estimación de las emisiones antropogénicas netas aplicado en el inventario nacional de GEIs es la cuantificación de la emisión de N<sub>2</sub>O de los principales cultivos de Estados Unidos (USEPA, 2006). En estos inventarios se cuantificaron las emisiones de N<sub>2</sub>O utilizando el modelo *DayCent* a nivel de condado en todo el país (Del Grosso et al., 2006). Las emisiones antropogénicas resultaron de la diferencia entre las emisiones totales de los cultivos y las emisiones simuladas de una cobertura vegetal nativa (Del Grosso et al., 2006). Resulta curioso el hecho de que esta metodología fue utilizada en los inventarios hasta el año 2005 (USEPA, 2006) pero luego, a partir del año 2006, dejó de considerarse la emisión de referencia (USEPA, 2007). Este cambio sugiere que en el inventario nacional de N<sub>2</sub>O se reportan las emisiones totales para los cultivos principales y no las antropogénicas (Steve J. Del Grosso, comunicación personal).

En el contexto del estudio del cambio climático existe un fuerte interés en determinar las causas que generan un cambio o un evento, lo que se denomina “atribución” (Hegerl et al., 2010; IPCC, 2013). En este sentido, resulta clave discriminar las emisiones de N<sub>2</sub>O del suelo antropogénicas de las no-antropogénicas para diferenciar el aporte de la actividad humana a la emisión natural de N<sub>2</sub>O y su posterior efecto en el calentamiento global y la destrucción del ozono estratosférico. El abordaje de las emisiones antropogénicas y no-antropogénicas que hice en esta tesis y los resultados que demuestran que las emisiones de referencia no son despreciables, brinda información útil para reforzar la necesidad de diferenciar las causas de las emisiones de N<sub>2</sub>O de los sistemas agrícolas y la falta de consenso que existe en la bibliografía.

#### **5.4. La cuantificación de las emisiones de N<sub>2</sub>O en el contexto del Inventario Nacional de GEIs**

La cuantificación de las emisiones de N<sub>2</sub>O de los suelos agrícolas que se reporta en el inventario nacional de GEIs se realiza aplicando la metodología del IPCC Nivel 1 (IPCC, 2006; SAyDSN, 2015). Según esta metodología las emisiones antropogénicas de los cultivos agrícolas, expresadas en kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, se calculan usando como único dato de entrada el rendimiento de cada cultivo y la cantidad de N aplicado como fertilizante\* (IPCC, 2006; SAyDSN, 2015). Así, a partir del rendimiento fresco del cultivo, se calcula la biomasa de residuos aéreos y subterráneos y, utilizando un valor de concentración de N en biomasa aérea y subterránea, se calcula la cantidad de N que ingresa al suelo como residuos de cosecha. Finalmente, se considera que una fracción fija del N de residuo y del fertilizante aplicado (en general el 1% del N agregado, llamado Factor de Emisión) es emitido como N-N<sub>2</sub>O. El IPCC recomienda siempre que sea posible, aplicar las metodologías de Nivel 2 o Nivel 3 en la confección de los inventarios (IPCC, 2006). La metodología de Nivel 3 implica cuantificar las emisiones de los suelos agrícolas a partir de mediciones a campo y el uso de modelos de simulación, como hice en esta tesis en los sitios de estudio. En esta sección me propuse evaluar la metodología de cálculo de las emisiones de N<sub>2</sub>O de los suelos agrícolas de Nivel 1 del IPCC

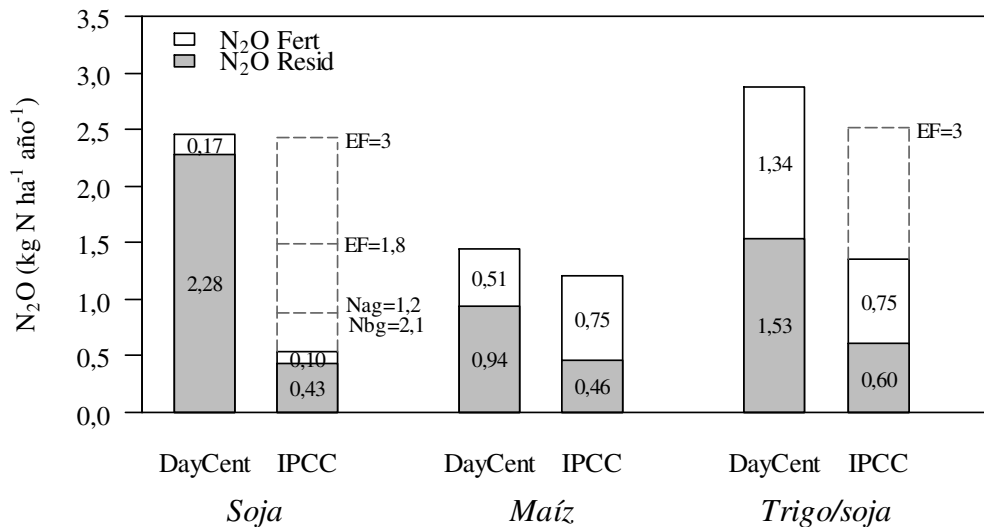
---

\* Esta descripción corresponde al sistema de manejo que se usa en los inventarios de Argentina para los principales cultivos (maíz, trigo y soja), donde se considera que no hay agregado de materia orgánica como fertilizante, no se realiza quema ni remoción de residuos de cosecha, no hay agregado de N por orina y estiércol de ganado y que los suelos no son suelos orgánicos (Histosoles).

comparándolas con las obtenidas en esta tesis mediante observaciones a campo y el modelo de simulación *DayCent*.

Para comparar las dos metodologías de cálculo, utilicé la base de datos generada en el ensayo simulado del capítulo 3. En ella cuento con los datos de emisión anual de  $N_2O$  y el rendimiento en grano calculados por el modelo *DayCent* de los tres cultivos (maíz, soja y trigo/soja), con cuatro niveles de fertilización cada uno, en 12 suelos pertenecientes a los tres sitios de estudio, por 20 años con diferentes condiciones meteorológicas. A su vez, de dichas simulaciones extraje los valores de contenido de N en la biomasa aérea de los residuos de cosecha de los cultivos. Con estos valores calculé el Factor de Emisión para cada año como la fracción de la emisión anual de  $N-N_2O$  respecto a la cantidad de N presente en el residuo de cosecha y obtuve un valor promedio de Factor de emisión para el cultivo. Calculé la emisión de anual de  $N_2O$  para cada situación siguiendo la metodología de Nivel 1 del IPCC usando los parámetros por *default* de las guías (IPCC, 2006). La metodología del IPCC calcula por separado la emisión de  $N_2O$  proveniente de la fertilización nitrogenada y la proveniente del N incorporado como residuo de cosecha. Por lo tanto, de la base de datos del ensayo simulado tomé la emisión de los cultivos sin fertilizar como la emisión derivada de residuos de cosecha y el incremento promedio de los cultivos fertilizados como emisión derivada de la fertilización. Finalmente calculé las emisiones derivadas de los residuos de cosecha de soja con diferentes valores de Factores de emisión: 1,8% que es el valor obtenido de la base de datos del ensayo simulado y 3% que es el valor máximo del rango propuesto en las guías.

Con los parámetros por *default*, la emisión antropogénica de los cultivos de soja y trigo/soja calculada con el método IPCC fue 88 y 53% menor que el valor obtenido con el modelo *DayCent* mientras que para el cultivo de maíz la diferencia fue menor, 16% (Figura 5-2). En el cultivo de soja la diferencia se dio en la emisión derivada de los residuos de cosecha (2,28 vs. 0,43 kg  $N-N_2O$  ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>).



**Figura 5-2.** Emisiones antropogénicas de  $N_2O$  de los cultivos de maíz, soja y trigo/soja estimadas con el modelo de simulación *DayCent* y con la metodología de Nivel 1 del IPCC. En cada caso se diferenció la emisión derivada de la aplicación de fertilizante y la derivada del residuo de cosecha. Las barras punteadas representan la suma de las emisiones derivadas de residuos de cosecha y de fertilización al aplicar distintos valores de concentración de N en el residuo aéreo ( $N_{ag}$ ) y subterráneo ( $N_{bg}$ ) y Factor de emisión (EF).

Para analizar las causas de estas diferencias, se pueden revisar los parámetros por default del método de Nivel 1 para calcular el aporte de N en residuos a partir del rendimiento o el valor de Factor de emisión. La concentración de N en la biomasa aérea y subterránea (*Nag* y *Nbg* según la nomenclatura de las guías del IPCC), por ejemplo, parece estar levemente subestimada en el cultivo de soja. El método sugiere que la concentración de N es de 0,8% de la biomasa seca total en los residuos aéreos y subterráneos. Este valor surge de una base de datos del Departamento de Agricultura de Estados Unidos (NRCS, 2006) según las guías del IPCC (IPCC, 2006). Mientras que un meta-análisis sugiere que la concentración de N en los residuos aéreos es de 1,21% (n=159; Salvagiotti et al., 2008). A su vez, otro estudio reporta que la concentración de N en las raíces de soja es 2,1% (Bacanawwo & Harper, 1996). Es decir que podrían actualizarse los valores 1,21% y 2,1% para los parámetros de concentración de N en biomasa aérea y subterránea respectivamente. Con esos valores, la emisión del cultivo de soja derivada de los residuos de cosecha casi se duplicó (0,43 vs 0,77 kg N-N<sub>2</sub>O ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, Figura 5-2); sin embargo, las tasas estimadas continuaron siendo significativamente menores que la estimada con el modelo *DayCent*.

Otro parámetro del modelo que se podría ajustar es el Factor de emisión. Al analizar la base de datos utilizadas por el IPCC para determinar el Factor de emisión de los residuos de cosecha se observa más incertidumbre y mayor impacto sobre el valor de emisión calculado. El Factor de emisión para residuos de cultivos propuesto por el IPCC (1%) fue calculado a partir de un meta-análisis de 46 datos totales reportados en 11 estudios (Novoa & Tejeda, 2006). Entre estos datos, sólo siete correspondían al cultivo de trigo y uno al cultivo de maíz. La soja, por su parte, no estuvo representada en la base de datos (Novoa & Tejeda, 2006). El Factor de emisión calculado considerando sólo las especies leguminosas, que poseen una concentración de N en biomasa más cercano al del cultivo de soja, fue de 1,2%. Además, los estudios analizados en el meta-análisis midieron la emisión de N<sub>2</sub>O del suelo por períodos de 19 a 199 días posteriores al agregado de los residuos, es decir que no contemplaba la emisión acumulada anual. Un meta-análisis posterior a la confección de las guías del IPCC informó el Factor de emisión calculado exclusivamente a partir de los residuos del cultivo de soja (Uchida & Akiyama, 2013). Basado en 29 datos de 8 estudios independientes, el meta-análisis reporta que el factor de emisión para los residuos de soja puede ser entre 0 y 13,4% con un valor medio de 1,3% (Uchida & Akiyama, 2013). Es decir, se podría utilizar este valor (1,3%) como una mejor estimación de las emisiones de cultivos de soja. Sin embargo, de forma similar al meta-análisis anterior, los estudios analizados no midieron las emisiones anuales de N<sub>2</sub>O, sino que lo hicieron durante los 7 a 80 días posteriores a la cosecha. Al aplicar un Factor de emisión de 3%, que es el valor máximo del rango propuesto por las guías del IPCC (0,3 - 3,0%), mis cálculos muestran que las emisiones obtenidas con el modelo *DayCent* y las estimadas con el método IPCC son muy similares (Figura 5-2).

Esta descripción detallada de los meta-análisis utilizados para calcular el Factor de emisión de los residuos de cosecha pone en evidencia que ese factor busca representar únicamente la emisión de N<sub>2</sub>O que produce la incorporación de los residuos luego de la cosecha sumado a la emisión derivada del fertilizante. De este modo, queda por fuera de la estimación el cambio en el flujo de N<sub>2</sub>O que producen los cultivos agrícolas por cambios en la dinámica estacional del N, C y agua respecto a un ecosistema no manejado. Es decir, en la construcción de la metodología del IPCC hay una subestimación intrínseca de la emisión de N<sub>2</sub>O anual. Dado que el cálculo de los Factores de emisión surge de un modelo empírico (Novoa & Tejeda, 2006), esta limitación intrínseca del método podría solucionarse fácilmente a partir de un meta-análisis similar a los ya realizados (Novoa &

Tejeda, 2006; Uchida & Akiyama, 2013), pero tomando únicamente estudios que reporten el aporte de N en los residuos de cultivos y la emisión acumulada anual de N<sub>2</sub>O.

Con la información, la tecnología y el conocimiento disponibles actualmente, se podría utilizar el modelo *DayCent* para hacer la estimación de las emisiones de los principales cultivos de toda el área agrícola del país. En este sentido, sería necesario reunir información de suelo, clima y manejo agrícola de todo el país. Luego sería necesario evaluar el modelo en nuevos sitios representativos de otras regiones agrícolas del país. Para ello se podría utilizar la información de dos redes de muestreo existentes en Argentina: la *Red nacional de medición y evaluación de las emisiones de óxido nitroso en ecosistemas* ([www.red-oxido-nitroso.agro.uba.ar](http://www.red-oxido-nitroso.agro.uba.ar)) y el proyecto *Monitoreo de gases de efecto invernadero desde suelos agrícolas, ganaderos y pastizales* ([sepa.inta.gob.ar/mica](http://sepa.inta.gob.ar/mica)). Ambos proyectos cuentan con investigadores con experiencia en el estudio de las emisiones de N<sub>2</sub>O de suelos agrícolas y con datos de campo de los principales cultivos de Argentina lo que facilita la aplicación del uso de modelos de simulación para mejorar la estimación de las emisiones nacionales.

## 5.5. Perspectivas futuras

Esta tesis aporta información muy valiosa a nivel nacional, al describir la variabilidad espacial y temporal de las emisiones de N<sub>2</sub>O en sistemas reales de producción, bajo condiciones ambientales y culturales propias de la región Pampeana. Los resultados de los capítulos 3 y 4, así como el análisis realizado en la sección 5.4, representan información muy útil para la Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación, que es la institución responsable de la confección del inventario nacional de gases de efecto invernadero y de proponer estrategias de mitigación de la emisión de gases en los diferentes sectores productivos. Además, esta información es de utilidad para el Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca de la Nación, responsable de proponer e incentivar estrategias productivas, ambientalmente sustentables.

Esta tesis ofrece un análisis detallado de las emisiones de N<sub>2</sub>O en una región que es una de las principales fuentes de este GEI a nivel global (USEPA, 2013) y donde los datos son muy escasos hasta el momento. A su vez, la aproximación utilizada para diferenciar las emisiones antropogénicas de las no-antropogénicas que utilicé en esta tesis, sumado al análisis crítico de la metodología del IPCC para cuantificar las emisiones de N<sub>2</sub>O en suelos agrícolas, es muy útil para reanalizar el balance global de gases de efecto invernadero en la atmósfera, el aporte de los suelos agrícolas de la región Pampeana a este balance global y la contribución antropogénica de la actividad agrícola al cambio climático.

A partir de los resultados de esta tesis es posible plantear nuevas preguntas que guíen investigaciones futuras.

1. En base al patrón estacional de las emisiones de N<sub>2</sub>O en el cultivo de soja descripto, sería interesante analizar con mayor detalle el proceso de absorción de N del cultivo y la senescencia y descomposición de las raíces en los estadios de madurez del cultivo para poder describir mejor la dinámica del N mineral del suelo durante el ciclo del cultivo.
2. La correlación negativa entre el NDVI y la emisión de N<sub>2</sub>O en el cultivo de soja descripta en el capítulo 2 parece producto de la dinámica temporal de ambas variables. Sería interesante analizar la capacidad de este estimador de la productividad primaria neta aérea, e indirectamente de la absorción de N, para

predecir la variabilidad espacial de las emisiones de  $N_2O$  y así desarrollar herramientas de predicción en base al NDVI obtenido de imágenes satelitales a nivel regional.

3. Dado el creciente interés en la región pampeana y en Uruguay por la utilización de cultivos de servicio en las rotaciones agrícolas con el objetivo de proveer diferentes servicios ecosistémicos, resulta necesario realizar observaciones a campo que fortalezcan los análisis realizados en la tesis.
4. A partir de la descripción realizada en este capítulo del cálculo del Factor de emisión del cultivo de soja, sería interesante preguntarse cómo se puede mejorar la estimación de los Factores de emisión.



## **6. Bibliografia**





- Aapresid. (2019). Red de cultivos de servicios Aapresid – Basf. Recuperado de <https://www.aapresid.org.ar/sistemachacras/redes-tematicas/red-de-cultivos-de-servicios-aapresid-basf/>
- Abdalla, M., Hastings, A., Cheng, K., Yue, Q., Chadwick, D., Espenberg, M., ... Smith, P. (2019). A critical review of the impacts of cover crops on nitrogen leaching, net greenhouse gas balance and crop productivity. *Global Change Biology*, *25*, 2530-2543.
- Adler, P. R., Spatari, S., D'Ottone, F., Vazquez, D., Peterson, L., Del Grosso, S. J., ... Parton, W. J. (2018). Legacy effects of individual crops affect N<sub>2</sub>O emissions accounting within crop rotations. *GCB Bioenergy*, *10*, 123-136.
- Alvarez, C., Costantini, A., Alvarez, C. R., Alves, B. J. R., Jantalia, C. P., Martellotto, E. E., & Urquiaga, S. (2012). Soil nitrous oxide emissions under different management practices in the semiarid region of the Argentinian Pampas. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, *94*, 209-220.
- Bacanamwo, M., & Harper, J. E. (1996). Regulation of nitrogenase activity in Bradyrhizobium japonicum/soybean symbiosis by plant N status as determined by shoot C:N ratio. *Physiologia Plantarum*, *98*, 529-538.
- Baldocchi, D. D. (2003). Assessing the eddy covariance technique for evaluating carbon dioxide exchange rates of ecosystems : past , present and future. *Global Change Biology*, *9*, 479-492.
- Barrios, E., Ayala, W., Macedo, I., & Terra, J. (2015). ¿Qué opciones de cultivos de cobertura se disponen para integrar a los esquemas agrícolas en la Región Este? *Actividades de difusión INIA Treinta y tres*, *748*, 13-16.
- Basche, A. D., Miguez, F. E., Kaspar, T. C., & Castellano, M. J. (2014). Do cover crops increase or decrease nitrous oxide emissions? A meta-analysis. *Journal of Soil and Water Conservation*, *69*, 471-482.
- Bateman, E. J., & Baggs, E. M. (2005). Contributions of nitrification and denitrification to N<sub>2</sub>O emissions from soils at different water-filled pore space. *Biology and Fertility of Soils*, *41*, 379-388.
- Bender, R. R., Haegele, J. W., & Below, F. E. (2015). Nutrient uptake, partitioning, and remobilization in modern soybean varieties. *Agronomy Journal*, *107*, 563-573.
- Bender, R. R., Haegele, J. W., Ruffo, M. L., & Below, F. E. (2013). Nutrient uptake, partitioning, and remobilization in modern, transgenic insect-protected maize hybrids. *Agronomy Journal*, *105*, 161-170.
- Breullin-Sessoms, F., Venterea, R. T., Sadowsky, M. J., Coulter, J. A., Clough, T. J., & Wang, P. (2017). Nitrification gene ratio and free ammonia explain nitrite and nitrous oxide production in urea-amended soils. *Soil Biology and Biochemistry*, *111*, 143-153.
- Butterbach-Bahl, K., Baggs, E. M., Dannenmann, M., Kiese, R., & Zechmeister-Boltenstern, S. (2013). Nitrous oxide emissions from soils: how well do we understand the processes and their controls? *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B.*, *368*, 20130122.
- Cai, Z., Gao, S., Hendratna, A., Duan, Y., Xu, M., & Hanson, B. D. (2016). Key factors, soil nitrogen processes, and nitrite accumulation affecting nitrous oxide emissions. *Soil Science Society of America Journal*, *80*, 1560.
- Cantarel, A. A. M., Bloor, J. M. G., Pommier, T., Guillaumaud, N., Moirou, C., Soussana, J. F., & Poly, F. (2012). Four years of experimental climate change modifies the microbial drivers of N<sub>2</sub>O fluxes in an upland grassland ecosystem. *Global Change Biology*, *18*, 2520-2531.
- Chai, T., & Draxler, R. R. (2014). Root mean square error (RMSE) or mean absolute error (MAE)? - Arguments against avoiding RMSE in the literature. *Geoscientific Model Development*, *7*, 1247-1250.
- Chalco Vera, J., Valeiro, A., Posse, G., & Acreche, M. M. (2017). To burn or not to burn: The question of straw burning and nitrogen fertilization effect on nitrous oxide emissions in sugarcane. *Science of The Total Environment*, *587-588*, 399-406.
- Chaneton, E. J., Lemcoff, J. H., & Lavado, R. S. (1996). Nitrogen and phosphorus cycling in grazed and ungrazed plots in a temperate subhumid grassland in Argentina. *Journal of Applied Ecology*, *33*, 291-302.
- Chen, D., Li, Y., Grace, P., & Mosier, A. R. (2008). N<sub>2</sub>O emissions from agricultural lands: a synthesis of simulation approaches. *Plant and Soil*, *309*, 169-189.

- Ciampitti, I. A., Ciarlo, E. A., & Conti, M. E. (2007). Nitrous oxide emissions from soil during soybean [(Glycine max (L.) Merrill)] crop phenological stages and stubbles decomposition period. *Biology and Fertility of Soils*, *44*, 581-588.
- Cosentino, V. R. N., Figueiro Aureggi, S. A., & Taboada, M. A. (2013). Hierarchy of factors driving N<sub>2</sub>O emissions in non-tilled soils under different crops. *European Journal of Soil Science*, *64*, 550-557.
- Crutzen, P. J. (1970). The influence of nitrogen oxides on the atmospheric ozone content. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, *96*, 320-325.
- Crutzen, P. J., Mosier, A. R., Smith, K. A., & Winiwarter, W. (2008). N<sub>2</sub>O release from agro-biofuel production negates global warming reduction by replacing fossil fuels. *Atmospheric Chemistry and Physics*, *8*, 389-395.
- Curtin, D., Beare, M. H., & Hernandez-Ramirez, G. (2012). Temperature and moisture effects on microbial biomass and soil organic matter mineralization. *Soil Science Society of America Journal*, *76*, 2055-2067.
- Davidson, E. A., Keller, M., Erickson, H. E., Verchot, L. V., & Veldkamp, E. (2000). Testing a conceptual model of soil emissions of nitrous and nitric oxides. *BioScience*, *50*, 667-680.
- De Antoni Migliorati, M., Parton, W. J., Del Grosso, S. J., Grace, P. R., Bell, M. J., Strazzabosco, A., ... Harch, G. (2015). Legumes or nitrification inhibitors to reduce N<sub>2</sub>O emissions from subtropical cereal cropping systems in Oxisols? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *213*, 228-240.
- De Klein, C. A. M., & Harvey, M. J. (2012). Nitrous oxide chamber methodology guidelines. *Global Reserch Alliance on Agricultural Greenhouse Gases*, 1-148. (December)
- Del Grosso, S.J., Parton, W. J., Mosier, A. R., Hartman, M. D., Brenner, J., Ojima, D. S., & Schimel, D. S. (2001). Simulated interaction of carbon dynamics and nitrogen trace gas fluxes using the DAYCENT model. En M. Schaffer, L. Ma, & S. Hansen (Eds.), *Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management* (pp. 303-332). Boca Raton, Florida: CRC Press.
- Del Grosso, S J, Parton, W. J., Mosier, A. R., Walsh, M. K., Ojima, D. S., & Thornton, P. E. (2006). DAYCENT national-scale simulations of nitrous oxide emissions from cropped soils in the United States. *Journal of environmental quality*, *35*, 1451-1460.
- Del Grosso, Stephen J., Halvorson, A. D., & Parton, W. J. (2008). Testing DAYCENT model simulations of corn yields and nitrous oxide emissions in irrigated tillage systems in Colorado. *Journal of environmental quality*, *37*, 1383-1389.
- Del Grosso, Stephen J., Mosier, A. R., Parton, W. J., & Ojima, D. S. (2005). DAYCENT model analysis of past and contemporary soil N<sub>2</sub>O and net greenhouse gas flux for major crops in the USA. *Soil and Tillage Research*, *83*, 9-24.
- Del Grosso, Stephen J., Ojima, D. S., Parton, W. J., Stehfest, E., Heistemann, M., DeAngelo, B., & Rose, S. (2009). Global scale DAYCENT model analysis of greenhouse gas emissions and mitigation strategies for cropped soils. *Global and Planetary Change*, *67*, 44-50.
- Del Grosso, Stephen J., Parton, W. J., Keough, C. A., & Reyes-Fox, M. (2011). Special features of the DayCent modeling package and additional procedures for parameterization, calibration, validation, and applications. En L. Ahuja & L. Ma (Eds.), *Methods of Introducing System Models into Agricultural Research* (p. 453). Madison, Wisconsin.
- Del Grosso, Stephen J., Wirth, T., Ogle, S. M., & Parton, W. J. (2008). Estimating agricultural nitrous oxide emissions. *EOS, Transactions American Geophysical Union*, *89*, 529-540.
- Della Chiesa, T., Piñeiro, G., & Yahdjian, L. (2019). Gross, background, and net anthropogenic soil N<sub>2</sub>O emissions from soybean, corn, and wheat croplands. *Journal of Environmental Quality*, *48*, 16-23.
- Denmead, O. T. (2008). Approaches to measuring fluxes of methane and nitrous oxide between landscapes and the atmosphere. *Plant and Soil*, *309*, 5-24.
- Dobbie, K. E., & Smith, K. A. (2003). Nitrous oxide emission factors for agricultural soils in Great Britain : the impact of soil water-filled pore space and other controlling variables. *Global Change Biology*, *9*, 204-218.

- dos Santos, I. L., de Oliveira, A. D., de Figueiredo, C. C., Malaquias, J. V., Santos Júnior, J. de D. G. dos, Ferreira, E. A. B., ... de Carvalho, A. M. (2016). Soil N<sub>2</sub>O emissions from long-term agroecosystems: Interactive effects of rainfall seasonality and crop rotation in the Brazilian Cerrado. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 233, 111-120.
- Drury, C. F., Yang, X. M., Reynolds, W. D., & McLaughlin, N. B. (2008). Nitrous oxide and carbon dioxide emissions from monoculture and rotational cropping of corn, soybean and winter wheat. *Canadian Journal of Soil Science*, 88, 163-174.
- Dusenbury, M. P., Engel, R. E., Miller, P. R., Lemke, R. L., & Wallander, R. (2008). Nitrous oxide emissions from a northern Great Plains soil as influenced by nitrogen management and cropping systems. *Journal of Environment Quality*, 37, 542.
- Dyer, L., Oelbermann, M., & Echarte, L. (2012). Soil carbon dioxide and nitrous oxide emissions during the growing season from temperate maize-soybean intercrops. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 175, 394-400.
- Fehr, W. R., & Caviness, C. E. (1977). Stages of soybean development. *Special report. Iowa State University, Ames, Iowa*.
- Firestone, M. K., & Davidson, E. A. (1989). Microbiological basis of NO and N<sub>2</sub>O production and consumption in soil. En M. O. Andreae & D. S. Schimel (Eds.), *Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere* (pp. 7-21). New York: John Wiley and Sons.
- Fitton, N., Datta, A., Cloy, J. M., Rees, R. M., Topp, C. F. E., Bell, M. J., ... Smith, P. (2017). Modelling spatial and inter-annual variations of nitrous oxide emissions from UK cropland and grasslands using DailyDayCent. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 250, 1-11.
- Foley, J. A., Defries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., ... Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309, 570-574.
- Fowler, D., Pilegaard, K., Sutton, M. ., Ambus, P., Raivonen, M., Duyzer, J., ... Erisman, J. W. (2009). Atmospheric composition change: Ecosystems–Atmosphere interactions. *Atmospheric Environment*, 43, 5193-5267.
- Freeman, K. W., Girma, K., Arnall, D. B., Mullen, R. W., Martin, K. L., Teal, R. K., & Raun, W. R. (2007). By-plant prediction of corn forage biomass and nitrogen uptake at various growth stages using remote sensing and plant height. *Agronomy Journal*, 99, 530-536.
- Galloway, J. N., Aber, J. D., Erisman, J. W., Seitzinger, S. P., Howarth, R. W., Cowling, E. B., & Cosby, B. J. (2003). The Nitrogen Cascade. *BioScience*, 53, 341-356.
- Gastal, F., & Lemaire, G. (2002). N uptake and distribution in crops: an agronomical and ecophysiological perspective. *Journal of Experimental Botany*, 53, 789-799.
- Gaudio, N., Escobar-Gutiérrez, A. J., Casadebaig, P., Evers, J. B., Gérard, F., Louarn, G., ... Justes, E. (2019). Current knowledge and future research opportunities for modeling annual crop mixtures. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 39.
- Gelfand, I., Shcherbak, I., Millar, N., Kravchenko, A. N., & Robertson, G. P. (2016). Long-term nitrous oxide fluxes in annual and perennial agricultural and unmanaged ecosystems in the upper Midwest USA. *Global Change Biology*, 1-14.
- Grace, J. B., Anderson, T. M., Olf, H., & Scheiner, S. M. (2010). On the specification of structural equation models for ecological systems. *Ecological Monographs*, 80, 67-87.
- Grace, J. B., & Pugesek, B. H. (1998). On the use of path analysis and related procedures for the investigation of ecological problems. *The American Naturalist*, 152.
- Groffman, P. M., Butterbach-Bahl, K., Fulweiler, R. W., Gold, A. J., Morse, J. L., Stander, E. K., ... Vidon, P. (2009). Challenges to incorporating spatially and temporally explicit phenomena (hotspots and hot moments) in denitrification models. *Biogeochemistry*, 93, 49-77.
- Groffman, P. M., & Turner, C. L. (1995). Plant productivity and nitrogen gas fluxes in a Tallgrass Prairie landscape. *Landscape Ecology*, 10, 255-266.
- Gu, J., Zheng, X., & Zhang, W. (2009). Background nitrous oxide emissions from croplands in China in the year 2000. *Plant and Soil*, 320, 307-320.

- Hall, A. J., Rebella, C. M., Ghersa, C. M., & Culot, J. P. (1992). Field-crop systems of the Pampas. En C. J. Pearson (Ed.), *Ecosystems of the world: Field Crop Ecosystems*. (pp. 413-450). Amsterdam: Elsevier.
- Hegerl, G. C., Hoegh-Guldberg, O., Casassa, G., Hoerling, M. P., Kovats, R. S., Parmesan, C., ... Stott, P. A. (2010). Good practice guidance paper on detection and attribution related to anthropogenic climate change. En T. F. Stocker, C. B. Field, D. Qin, V. Barros, G. K. Plattner, M. Tignor, ... K. L. Ebi (Eds.), *Meeting Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change Expert Meeting on Detection and Attribution of Anthropogenic Climate Change*. Bern, Switzerland: IPCC Working Group I Technical Support Unit, University of Bern.
- Hernandez-Ramirez, G., Brouder, S. M., Smith, D. R., & Van Scoyoc, G. E. (2009). Greenhouse gas fluxes in an eastern Corn Belt soil: weather, nitrogen source, and rotation. *Journal of environmental quality*, 38, 841-854.
- IPCC. (2006). *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme*. (Eggleston H.S., L. Buendia, K. Miwa, T. Ngara, & K. Tanabe, Eds.). Japan: IGES.
- IPCC. (2010). Revisiting the use of Managed Land as a proxy for estimating national anthropogenic emissions and removals. En H. S. Eggleston, N. Srivastava, K. Tanabe, & J. Baasansuren (Eds.), *Meeting Report, 5-7 May, 2009, INPE, Sao Jose dos Campos, Brazil*. IGES, Japan.
- IPCC. (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press. Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA.
- Iqbal, J., Mitchell, D. C., Barker, D. W., Miguez, F., Sawyer, J. E., Pantoja, J., & Castellano, M. J. (2015). Does nitrogen fertilizer application rate to corn affect nitrous oxide emissions from the rotated soybean crop? *Journal of Environmental Quality*, 44, 711-719.
- Jarvis, S. C., Stockdale, E. A., Shepherd, M. A., & Powlson, D. S. (1996). Nitrogen mineralization in temperate agricultural soils: measurement processes and measurement. *Advances in Agronomy*, 57, 187-235.
- Keeney, D. R., & Nelson, D. . (1982). Nitrogen-Inorganic forms. En A. L. Page (Ed.), *Methods of Soil Analysis Part2 Chemical and microbiological properties. Second edition* (pp. 643-693). Madison, Wisconsin: American Society of Agronomy, Soil Science Society of American Publisher.
- Kessavalou, A., Mosier, A. R., Doran, J. W., Drijber, R. A., Lyon, D. J., & Heinemeyer, O. (1998). Fluxes of carbon dioxide, nitrous oxide, and methane in grass sod and winter wheat-fallow tillage management. *Journal of Environment Quality*, 27, 1094-1104.
- Kim, D., Giltrap, D., & Hernandez-Ramirez, G. (2013). Background nitrous oxide emissions in agricultural and natural lands: a meta-analysis. *Plant and Soil*, 373, 17-30.
- Lam, S. K., Suter, H., Mosier, A. R., & Chen, D. (2016). Using nitrification inhibitors to mitigate agricultural N<sub>2</sub>O emission: a double-edged sword? *Global Change Biology*.
- Lauenroth, W. K., & Sala, O. E. (1992). Long-term forage production of North American shortgrass steppe. *Ecological Applications*, 2, 397-403.
- Lavado, R. S., & Taboada, M. A. (2009). The Argentinean Pampas: A key region with a negative nutrient balance and soil degradation needs better nutrient management and conservation programs to sustain its future viability as a world agresource. *Journal of Soil and Water Conservation*, 64, 150A-153A.
- Laville, P., Jambert, C., Cellier, P., & Delmas, R. (1999). Nitrous oxide fluxes from a fertilised maize crop using micrometeorological and chamber methods. *Agricultural and Forest Meteorology*, 96, 19-38.
- Lefcheck, J. S. (2016). PIECEWISESEM: Piecewise structural equation modelling in R for ecology, evolution, and systematics. *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 573-579.
- Lewczuk, N. A., Posse, G., Richter, K., & Achkar, A. (2017). CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O flux balance on soybean fields during growth and fallow periods in the Argentine Pampas—A study case. *Soil and Tillage Research*, 169, 65-70.
- Li, C., Zhuang, Y., Cao, M., Crill, P., Dai, Z., Frohling, S., ... Wang, X. (2001). Comparing a process-based agro-ecosystem model to the IPCC methodology for developing a national inventory of N<sub>2</sub>O emissions from arable lands in China. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 60, 159-175.

- Li, Y., White, R., Chen, D., Zhang, J., Li, B., Zhang, Y., ... Edis, R. (2007). A spatially referenced water and nitrogen management model (WNMM) for (irrigated) intensive cropping systems in the North China Plain. *Ecological Modelling*, 203, 395-423.
- MAGyP. (2018). Ministerios de Agricultura, Ganadería y Pesca. Estimaciones Agrícolas. Recuperado 20 de enero de 2019, de <http://datosestimaciones.magyp.gob.ar/>
- Maharjan, B., & Venterea, R. T. (2013). Nitrite intensity explains N management effects on N<sub>2</sub>O emissions in maize. *Soil Biology and Biochemistry*, 66, 229-238.
- Molodovskaya, M., Singurindy, O., Richards, B. K., Warland, J., Johnson, M. S., & Steenhuis, T. S. (2012). Temporal variability of nitrous oxide from fertilized croplands: Hot moment analysis. *Soil Science Society of America Journal*, 76, 1728-1740.
- Morgan, J. N., & Sonquist, J. A. (1963). Problems in the analysis of survey data, and a proposal. *Journal of the American Statistical Association*, 58, 415-434.
- Mosier, A. R., Doran, J. W., & Freney, J. R. (2002). Managing soil denitrification. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57, 505-513.
- Mosier, A.R. (1998). Soil processes and global change. *Biology and Fertility of Soils*, 27, 221-229.
- Mosier, A R, Parton, W. J., Valentine, D. W., Ojima, D. S., Schimel, D. S., & Heinemeyer, O. (1997). CH<sub>4</sub> and N<sub>2</sub>O fluxes in the Colorado shortgrass steppe 2 . Long-term impact of land use change. *Global Biogeochemical Cycles*, 11, 29-42.
- Mosier, Arvin R., Kroeze, C., Nevison, C., Oenema, O., Seitzinger, S., & van Cleemput, O. (1998). Closing the global N<sub>2</sub>O budget: nitrous oxide emissions through the agricultural nitrogen cycle. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 52, 225-248.
- Muhammad, I., Sainju, U. M., Zhao, F., Khan, A., Ghimire, R., Fu, X., & Wang, J. (2019). Regulation of soil CO<sub>2</sub> and N<sub>2</sub>O emissions by cover crops: A meta-analysis. *Soil and Tillage Research*, 192, 103-112.
- Nakagawa, S., & Schielzeth, H. (2013). A general and simple method for obtaining R<sup>2</sup> from generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution*, 4, 133-142.
- Necpalova, M., Lee, J., Skinner, C., Büchi, L., Wittwer, R., Gattinger, A., ... Six, J. (2018). Potentials to mitigate greenhouse gas emissions from Swiss agriculture. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 265, 84-102.
- Novoa, R. S. A., & Tejeda, H. R. (2006). Evaluation of the N<sub>2</sub>O emissions from N in plant residues as affected by environmental and management factors. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 75, 29-46.
- NRCS. (2006). Plant nutrient content database. Natural Resources Conservation Service. U. S. Dept. of Agriculture. Recuperado de <https://plants.usda.gov/npk/main>
- Nunes Carvalho, J. L., Silva Raucchi, G., Almeida Frazão, L., Cerri, C. E. P., Bernoux, M., & Cerri, C. C. (2014). Crop-pasture rotation: A strategy to reduce soil greenhouse gas emissions in the Brazilian Cerrado. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 183, 167-175.
- Oyarzabal, M., Clavijo, J., Oakley, L., Biganzoli, F., Tognetti, P., Barberis, I., ... León, R. J. C. (2018). Unidades de vegetación de la Argentina. *Ecología Austral*, 28, 040-063.
- Park, S., Croteau, P., Boering, K. a., Etheridge, D. M., Ferretti, D., Fraser, P. J., ... Trudinger, C. M. (2012). Trends and seasonal cycles in the isotopic composition of nitrous oxide since 1940. *Nature Geoscience*, 5, 261-265.
- Parkin, T. B. (2008). Effect of sampling frequency on estimates of cumulative nitrous oxide emissions. *Journal of environmental quality*, 37, 1390-1395.
- Parkin, T. B., & Kaspar, T. C. (2006). Nitrous oxide emissions from corn–soybean systems in the Midwest. *Journal of Environmental Quality*, 35, 1496-1506.
- Parkin, T. B., Kaspar, T. C., Jaynes, D. B., & Moorman, T. B. (2016). Rye cover crop effects on direct and indirect nitrous oxide emissions. *Soil Science Society of America Journal*, 80, 1551-1559.
- Parkin, T. B., & Venterea, R. T. (2010). Sampling protocols. Chapter 3. Chamber-based trace gas flux measurements. En R. F. Follett (Ed.), *Sampling Protocols* (pp. 3.1-3.39).

- Parton, W. J., Hartman, M., Ojima, D., & Schimel, D. (1998). DAYCENT and its land surface submodel: description and testing. *Global and Planetary Change*, *19*, 35-48.
- Parton, W. J., Holland, E. A., Del Grosso, S. J., Hartman, M. D., Martin, R. E., Mosier, A. R., ... Schimel, D. S. (2001). Generalized model for NO<sub>x</sub> and N<sub>2</sub>O emissions from soils. *Journal of Geophysical Research*, *106*, 403-419.
- Pennock, D. J., Van Kessel, C., Farrell, R. E., & Sutherland, R. A. (1992). Landscape-scale variations in denitrification. *Soil Science Society of America Journal*, *56*, 770-776.
- Perdomo, C., Irisarri, P., & Ernst, O. (2008). Nitrous oxide emissions from an Uruguayan argiudoll under different tillage and rotation treatments. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, *84*, 119-128.
- Piñeiro-Guerra, J. M., Della Chiesa, T., Acreche, M., Araujo, P. I., Chalco Vera, J., De Tellería, J., ... Aires, I. D. B. (2017). Patrones de emisión de N<sub>2</sub>O en cultivos de soja y su posible mitigación mediante cultivos trampa. En *V Congreso Internacional de Servicios Ecosistémicos en los Neotrópicos*. Oaxaca, Mexico.
- Piñeiro-Guerra, J. M., Della Chiesa, T., Yahdjian, L., & Piñeiro, G. (2019). Nitrous oxide emissions decrease with plant diversity but increase with grassland primary productivity. *Oecologia*, *190*, 497-507.
- Piñeiro, G., Perelman, S., Guerschman, J. P., & Paruelo, J. M. (2008). How to evaluate models: Observed vs. predicted or predicted vs. observed? *Ecological Modelling*, *216*, 316-322.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., & Team., R. C. (2016). nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-128.
- Pinto, P. (2018). Evaluación de la fijación biológica de nitrógeno y la producción de raíces en distintos cultivos de servicios y sus efectos sobre las reservas de C y N orgánico del suelo. Tesis doctoral. Universidad de Buenos Aires.
- Pinto, P., Fernández Long, M. E., & Piñeiro, G. (2017). Including cover crops during fallow periods for increasing ecosystem services: Is it possible in croplands of Southern South America? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, *248*, 48-57.
- Posse, G., Lewczuk, N., Di Bella, C., Richter, K., Oricchio, P., & Hilbert, J. (2018). Impact of land use during winter on the balance of greenhouse gases. *Soil Use and Management*, *34*, 525-532.
- R Core Team. (2013). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.r-project.org/>.
- Ravishankara, A. R., Daniel, J. S., & Portmann, R. W. (2009). Nitrous oxide (N<sub>2</sub>O): the dominant ozone-depleting substance emitted in the 21st century. *Science*, *326*, 123-125.
- Reay, D. S., Davidson, E. a., Smith, K. a., Smith, P., Melillo, J. M., Dentener, F., & Crutzen, P. J. (2012). Global agriculture and nitrous oxide emissions. *Nature Climate Change*, *2*, 410-416.
- Rees, R. M., Augustin, J., Alberti, G., Ball, B. C., Boeckx, P., Cantarel, A., ... Wuta, M. (2013). Nitrous oxide emissions from European agriculture - an analysis of variability and drivers of emissions from field experiments. *Biogeosciences*, *10*, 2671-2682.
- Restovich, S. B., Andriulo, A. E., & Portela, S. I. (2012). Introduction of cover crops in a maize-soybean rotation of the Humid Pampas: Effect on nitrogen and water dynamics. *Field Crops Research*, *128*, 62-70.
- ReTAA. (2017). Relevamiento de tecnología agrícola aplicada de la Bolsa de Cereales. Recuperado de <http://www.bolsadecereales.com/retaa-informes-anuales>
- Rimski-Korsakov, H., Alvarez, C. R., & Lavado, R. S. (2015). Cover crops in the agricultural systems of the Argentine Pampas. *Journal of Soil and Water Conservation*, *70*, 134-140.
- Ritchie, S. W., & Hanway, J. J. (1982). How a corn plant develops. *Special report*. Iowa State University, Ames, Iowa.
- Robertson, G. P. (1989). Nitrification and denitrification in humid tropical ecosystems: potential controls on nitrogen retention. En J. Proctor (Ed.), *Mineral nutrients in tropical forest and savanna ecosystems* (pp. 55-69). Massachusetts, USA: Blackwell Scientific; British Ecological Society, Special Publication, 9.

- Robertson, G. Philip. (1997). Nitrogen use efficiency in row-crop agriculture: crop nitrogen use and soil nitrogen loss. En L. E. Jackson (Ed.), *Ecology in Agriculture* (pp. 347-365).
- Robertson, G. Philip, Paul, E. A., & Harwood, R. R. (2000). Greenhouse gases in intensive agriculture: contributions of individual gases to the radiative forcing of the atmosphere. *Science*, 289, 1922-1925.
- Rochette, P., Angers, D. A., Gilles, B., Chantigny, M. H., Prévost, D., & Levésque, G. (2004). Emissions of N<sub>2</sub>O from alfalfa and soybean crops in eastern Canada. *Soil Science Society of America Journal*, 68, 493-506.
- Rochette, P., & Eriksen-Hamel, N. S. (2008). Chamber measurements of soil nitrous oxide flux: are absolute values reliable? *Soil Science Society of America Journal*, 72, 331.
- Ruis, S. J., Blanco-Canqui, H., Jasa, P. J., Ferguson, R. B., & Slater, G. (2018). Impacts of early- and late-terminated cover crops on gas fluxes. *Journal of Environment Quality*, 47, 1426-1435.
- Ruser, R., Flessa, H., Schilling, R., Beese, F., & Munch, J. C. (2001). Effect of crop-specific field management and N fertilization on N<sub>2</sub>O emissions from a fine-loamy soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 59, 177-191.
- Saha, D., Kemanian, A. R., Rau, B. M., Adler, P. R., & Montes, F. (2017). Designing efficient nitrous oxide sampling strategies in agroecosystems using simulation models. *Atmospheric Environment*, 155, 189-198.
- Sainz Rozas, H., Echeverría, H. E., & Barbieri, P. (2004). Desnitrificación en un suelo bajo siembra directa en función de la presencia de plantas de maíz y de la dosis de nitrógeno. *Ciencia del Suelo*, 22, 27-35.
- Sala, O. E., Gherardi, L. A., Reichmann, L., Jobbágy, E., & Peters, D. (2012). Legacies of precipitation fluctuations on primary production: theory and data synthesis. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 367, 3135-3144.
- Salvagiotti, F., Cassman, K. G., Specht, J. E., Walters, D. T., Weiss, A., & Dobermann, A. (2008). Nitrogen uptake, fixation and response to fertilizer N in soybeans: A review. *Field Crops Research*, 108, 1-13.
- Satorre, E. H., & Slafer, G. . (1999). Wheat production systems of the Pampas. En E. H. Satorre & G. . Slafer (Eds.), *Wheat. Ecology and physiology of yield determination* (pp. 333-348). New York: The Haworth Press.
- SAyDSN. (2015). *Tercera comunicacion nacional de la República Argentina ante la Convencion Marco de las Naciones Unidas sobre el Cambio Climatico. Secretaría de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación*. Recuperado de <http://ambiente.gob.ar/tercera-comunicacion-nacional/>
- Smil, V. (2001). *Enriching the earth: Fritz Haber, Carl Bosch, and the transformation of world food production*. MIT Press.
- Smith, K. A. (2017). Changing views of nitrous oxide emissions from agricultural soil: key controlling processes and assessment at different spatial scales. *European Journal of Soil Science*, 12, 1-19.
- Smith, K. A., Thomson, P. E., Clayton, H., Mctaggart, I. P., & Conen, F. (1998). Effects of temperature, water content and nitrogen fertilisation on emissions of nitrous oxide by soils. *Atmospheric Environment*, 32, 3301-3309.
- Smith, P., Bustamante, M., Ahammad, H., Clark, H., Dong, H., Elsiddig, E. A., ... Tubiello, F. N. (2014). Agriculture, Forestry and Other Land Use (AFOLU). En O. Edenhofer, R. Pichs-Madruga, Y. Sokona, E. Farahani, S. Kadner, K. Seyboth, ... J. . C. Minx (Eds.), *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* (pp. 811-922). Cambridge, United Kingdom and New York, USA: Cambridge University Press.
- Snyder, C. S., Davidson, E. a., Smith, P., & Venterea, R. T. (2014). Agriculture: Sustainable crop and animal production to help mitigate nitrous oxide emissions. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 9-10, 46-54.
- Solbrig, O. T., & Viglizzo, E. (1999). Sustainable farming in the Argentine Pampas: History, society, economy, and ecology. *Working paper No.99/00-1*. Cambridge, MA, US: The David Rockefeller Center for Latin American Studies (DRCLAS), Harvard University.

- Song, A., Liang, Y., Zeng, X., Yin, H., Xu, D., Wang, B., ... Fan, F. (2018). Substrate-driven microbial response: A novel mechanism contributes significantly to temperature sensitivity of N<sub>2</sub>O emissions in upland arable soil. *Soil Biology and Biochemistry*, *118*, 18-26.
- Soriano, A. (1992). Río de la Plata grasslands. *Ecosystems of the world*, *8*, 367-407.
- Sotomayor, D., & Rice, C. W. (1996). Denitrification in soil profiles beneath grassland and cultivated soils. *Soil Science Society of America Journal*, *60*, 1822-1828.
- Stehfest, E., & Bouwman, L. (2006). N<sub>2</sub>O and NO emission from agricultural fields and soils under natural vegetation: summarizing available measurement data and modeling of global annual emissions. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, *74*, 207-228.
- Steinbach, H. S., & Alvarez, R. (2006). Changes in soil organic carbon contents and nitrous oxide emissions after introduction of no-till in Pampean agroecosystems. *Journal of environmental quality*, *35*, 3-13.
- Syakila, A., & Kroeze, C. (2011). The global nitrous oxide budget revisited. *Greenhouse Gas Measurement and Management*, *1*, 17-26.
- Thomas, B. W., Hao, X., Larney, F. J., Goyer, C., Chantigny, M. H., & Charles, A. (2017). Non-legume cover crops can increase non-growing season nitrous oxide emissions. *Soil Science Society of America Journal*, *81*, 189-199.
- Tilman, D., Reich, P. B., Knops, J., Wedin, D., Mielke, T., & Lehman, C. (2001). Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science*, *294*, 843-845.
- Tucker, C. J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations for monitoring vegetation. *Remote Sensing of Environment*, *8*, 127-150.
- Turner, D. a., Chen, D., Galbally, I. E., Leuning, R., Edis, R. B., Li, Y., ... Phillips, F. (2008). Spatial variability of nitrous oxide emissions from an Australian irrigated dairy pasture. *Plant and Soil*, *309*, 77-88.
- Uchida, Y., & Akiyama, H. (2013). Mitigation of postharvest nitrous oxide emissions from soybean ecosystems: a review. *Soil Science and Plant Nutrition*, *59*, 477-487.
- USEPA. (2006). *Inventory of U.S. greenhouse gas emissions and sinks : 1990 – 2004*. Washington, DC: USEPA.
- USEPA. (2007). *Inventory of U.S. greenhouse gas emissions and sinks : 1990 – 2005*. Washington, DC: USEPA.
- USEPA. (2013). *Global Mitigation of Non-CO<sub>2</sub> Greenhouse Gases: 2010-2030*. United States Environmental Protection Agency. Washington DC, U.S.A.
- USEPA. (2018). *Inventory of U.S. greenhouse gas emissions and sinks : 1990 – 2016*. Washington, DC.
- van Groenigen, J. W., Velthof, G. L., Oenema, O., Van Groenigen, K. J., & Van Kessel, C. (2010). Towards an agronomic assessment of N<sub>2</sub>O emissions: a case study for arable crops. *European Journal of Soil Science*, *61*, 903-913.
- van Kessel, C., Venterea, R., Six, J., Adviento-Borbe, M. A., Linnquist, B., & van Groenigen, K. J. (2013). Climate, duration, and N placement determine N<sub>2</sub>O emissions in reduced tillage systems: a meta-analysis. *Global Change Biology*, *19*, 33-44.
- Venterea, R. T. (2010). Simplified method for quantifying theoretical underestimation of chamber-based trace gas fluxes. *Journal of environmental quality*, *39*, 126-135.
- Venterea, R. T., Halvorson, A. D., Kitchen, N., Liebig, M. A., Cavigelli, M. A., Del Grosso, S. J., ... Collins, H. (2012). Challenges and opportunities for mitigating nitrous oxide emissions from fertilized cropping systems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *10*, 562-570.
- Venterea, R. T., Maharjan, B., & Dolan, M. S. (2011). Fertilizer source and tillage effects on yield-scaled nitrous oxide emissions in a Corn cropping system. *Journal of Environment Quality*, *40*, 1521-1531.
- Venterea, R. T., & Stanenas, A. J. (2008). Profile analysis and modeling of reduced tillage effects on Soil nitrous oxide flux. *Journal of Environment Quality*, *37*, 1360.

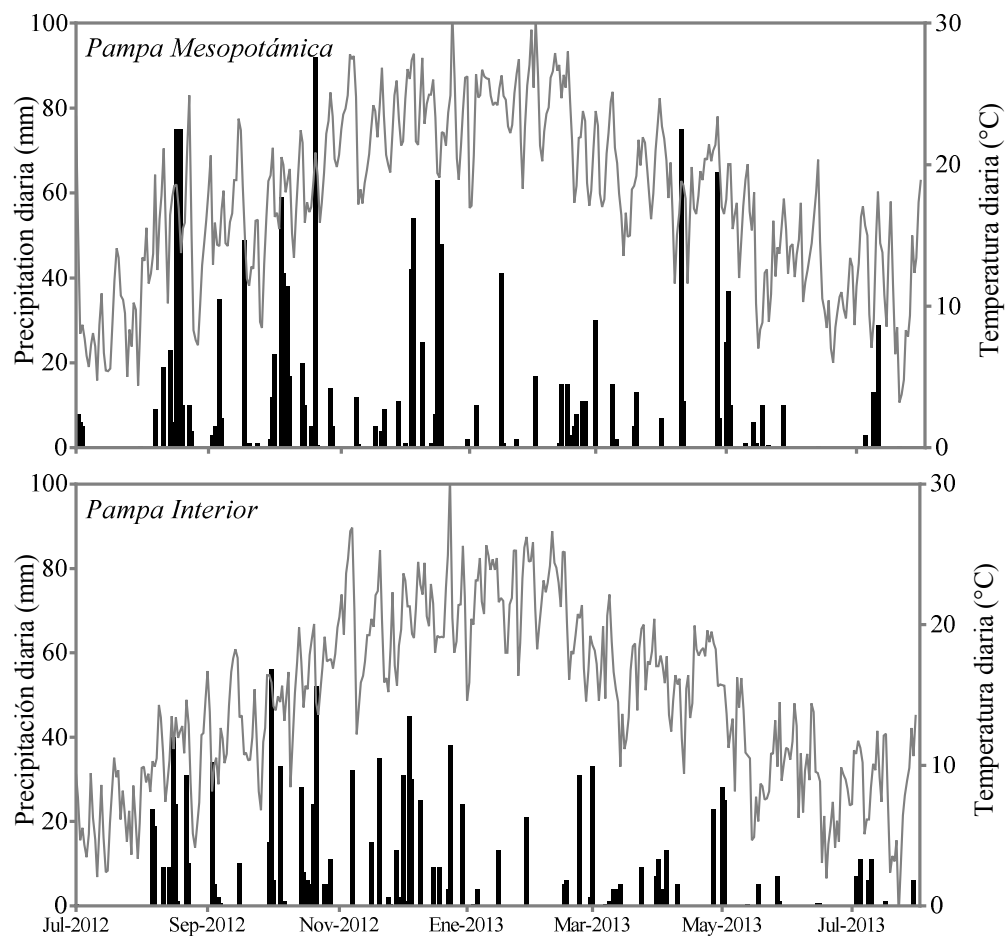


- Weiler, D. A., Tornquist, C. G., Parton, W., Pereira dos Santos, H., Santi, A., & Bayer, C. (2017). Crop biomass, soil carbon, and nitrous oxide as affected by management and climate: a DayCent application in Brazil. *Soil Science Society of America Journal*, 0, 0.
- WMO. (2018). WMO Greenhouse Gas bulletin. The state of greenhouse gases in the atmosphere based in global observation through 2017.
- Wolf, K., Veldkamp, E., Homeier, J., & Martinson, G. O. (2011). Nitrogen availability links forest productivity, soil nitrous oxide and nitric oxide fluxes of a tropical montane forest in southern Ecuador. *Global Biogeochemical Cycles*, 25, 1-12.
- Wolff, E., & Spahni, R. (2007). Methane and nitrous oxide in the ice core record. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 365, 1775-1792.
- Yahdjian, L., & Piñeiro, G. (2014). Balance de Carbono en pastizales pampeanos. En C. Pascale Medina, M. de las M. Zubillaga, & M. A. Taboada (Eds.), *Suelos, producción agropecuaria y cambio climático. Avances en la Argentina* (pp. 308-318). Buenos Aires, Argentina.: Ministerio de Agricultura, Ganadería y Pesca de la Nación.
- Yang, L., & Cai, Z. (2005). The effect of growing soybean (*Glycine max. L.*) on N<sub>2</sub>O emission from soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 37, 1205-1209.
- Yao, X., Yao, X., Jia, W., Tian, Y., Ni, J., Cao, W., & Zhu, Y. (2013). Comparison and intercalibration of vegetation indices from different sensors for monitoring above-ground plant nitrogen uptake in winter wheat. *Sensors*, 13, 3109-3130.
- Yashiro, Y., Mariko, S., & Koizumi, H. (2006). Emission of nitrous oxide through a snowpack in ten types of temperate ecosystems in Japan. *Ecological Research*, 21, 776-781.
- Zadoks, J. C., Chang, T. T., & Konzak, C. F. (1974). A decimal code for the growth stages of cereals. *Weed Research*, 14.
- Zhang, Y., Liu, J., Mu, Y., Xu, Z., Pei, S., Lun, X., & Zhang, Y. (2012). Nitrous oxide emissions from a maize field during two consecutive growing seasons in the North China Plain. *Journal of Environmental Sciences*, 24, 160-168.

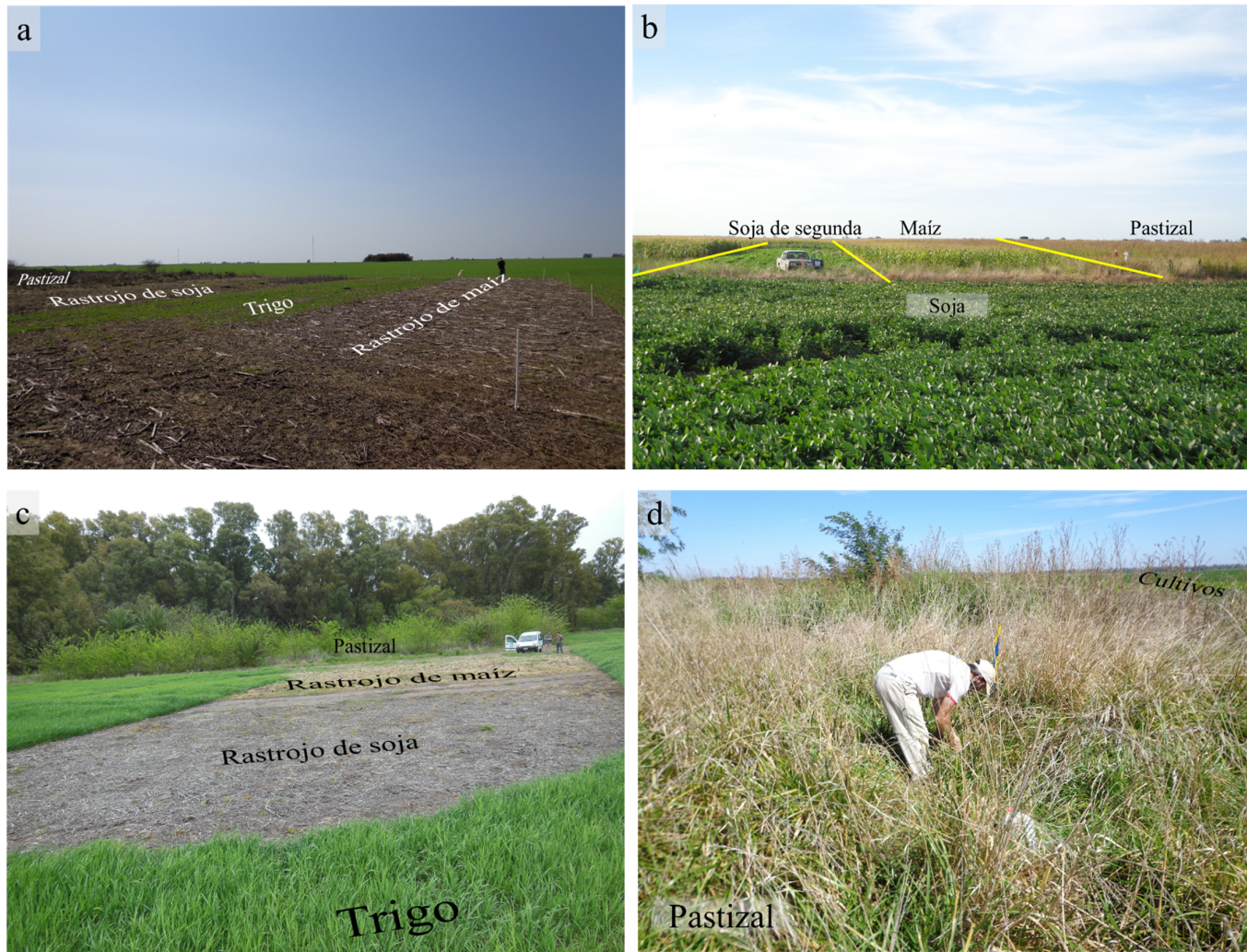


## **7. Apéndice**





**Figura Ap-1.** Precipitación diaria (barras negras) y temperatura del aire diaria (líneas grises) en los sitios de Gualeguaychú (Pampa Mesopotámica) y Carlos Casares (Pampa Interior) durante el período del experimento manipulativo.

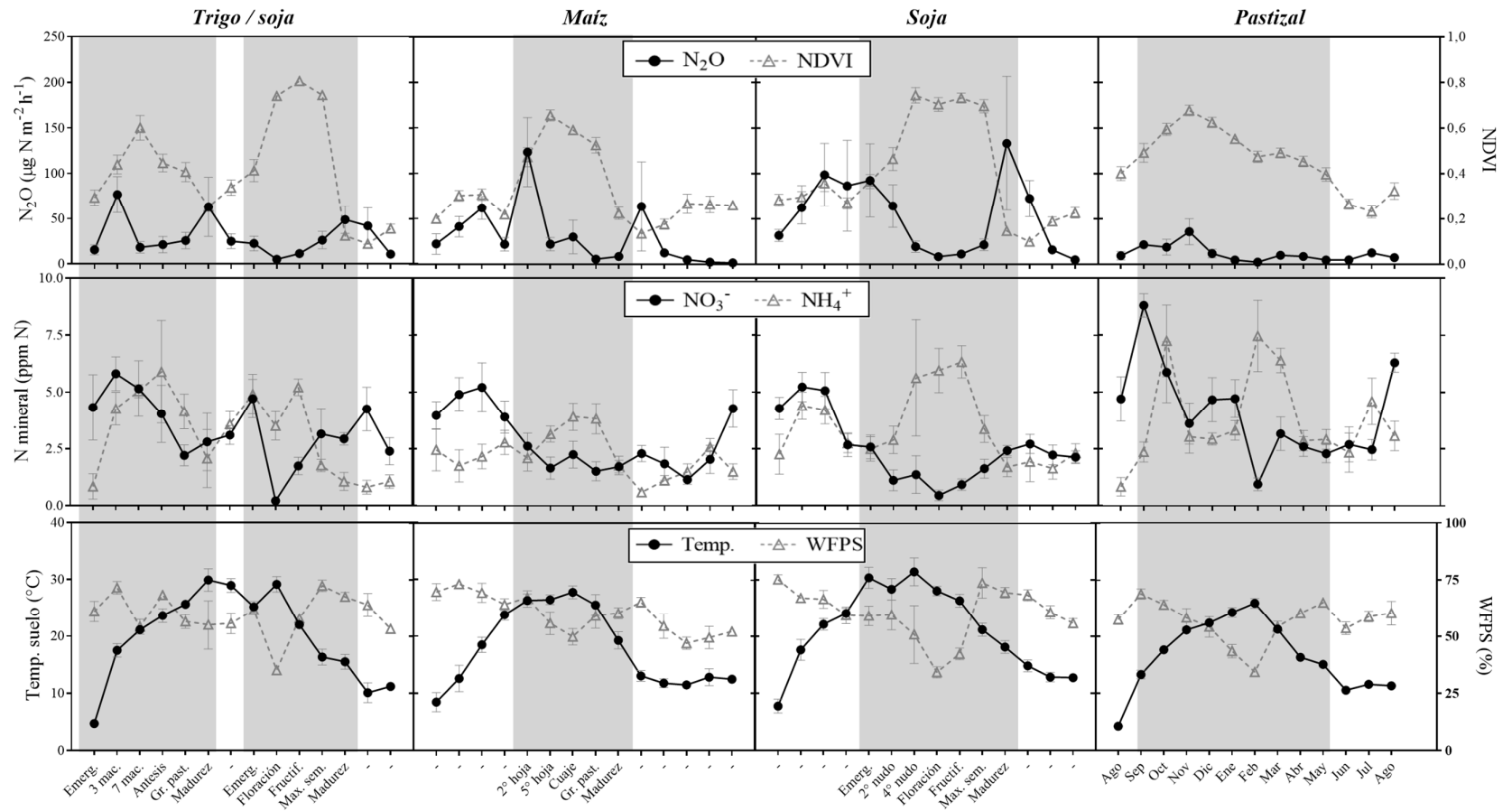


**Figura Ap-2.** Imágenes de bloques experimentales con las cuatro parcelas en los sitios de Gualeguaychú (a) y Carlos Casares (b y c). También se muestra una imagen de uno de los pastizales no manejados utilizado en el experimento del sitio de Carlos Casares (d).



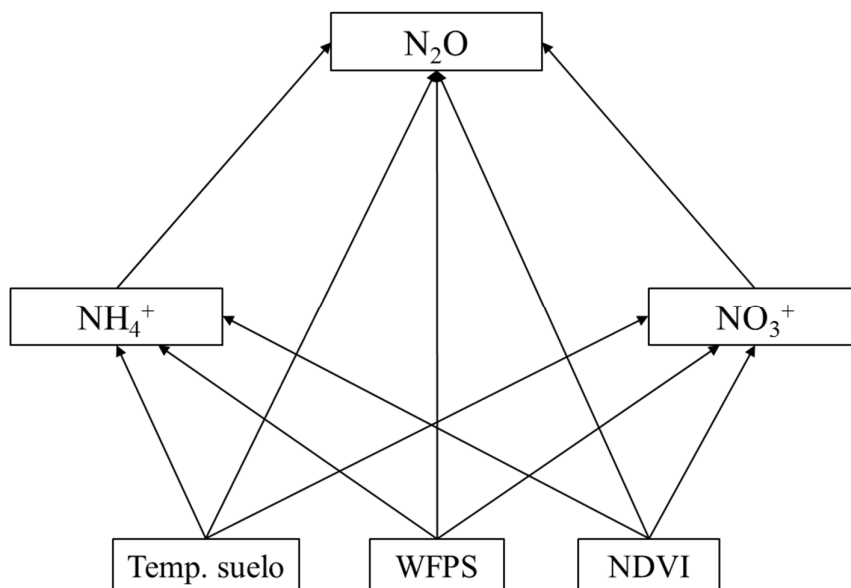


**Figura Ap-3.** Imágenes de la metodología de muestreo de emisión de  $N_2O$  del suelo en parcelas de soja (a y b), maíz (c) y pastizal (d).

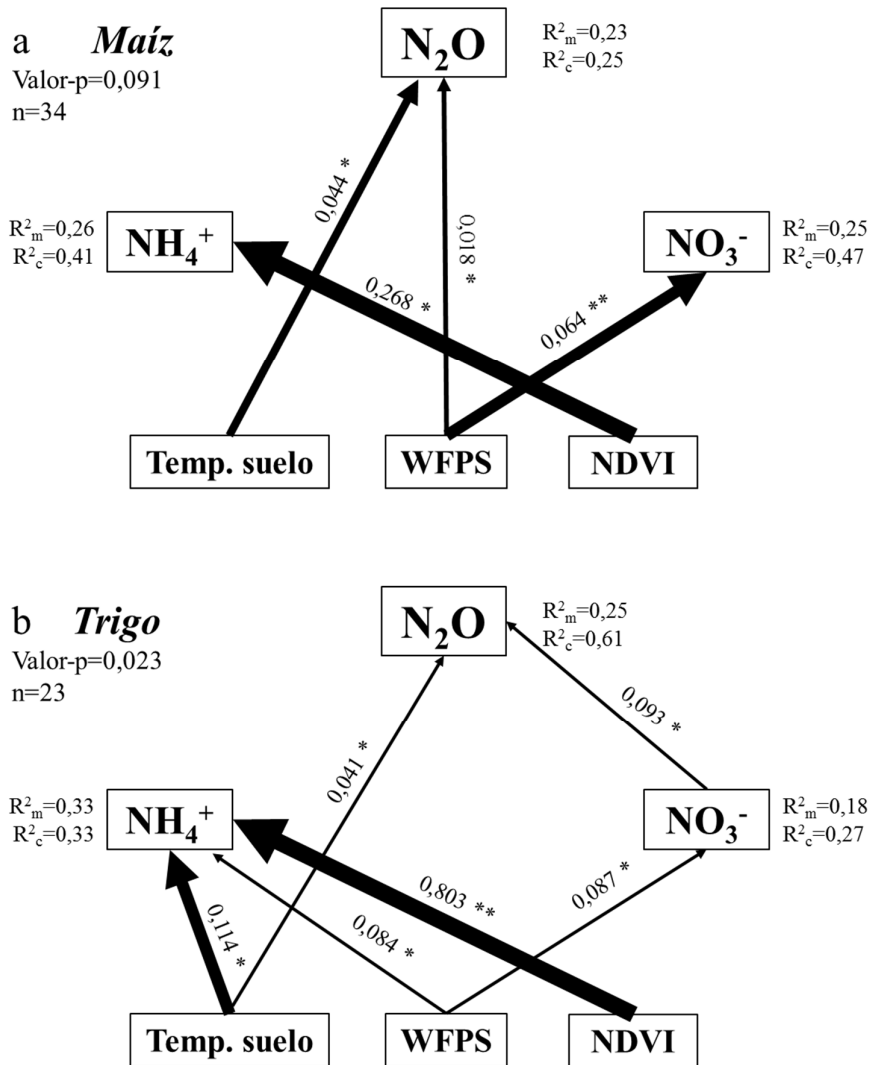


**Figura Ap-4.** Dinámica estacional de las emisiones de  $N_2O$  y el NDVI (paneles superiores), concentración de  $NH_4^+$  and  $NO_3^-$  del suelo (paneles medios) y temperatura del suelo y WFPS (paneles inferiores) en función del estadio fenológico de los distintos cultivos y de los meses para los pastizales no manejados. Cada punto representa el valor medio de los cuatro bloques de los dos sitios ( $n=8$ )  $\pm$  1 EE. Las áreas sombreadas muestran los periodos de crecimiento vegetal.

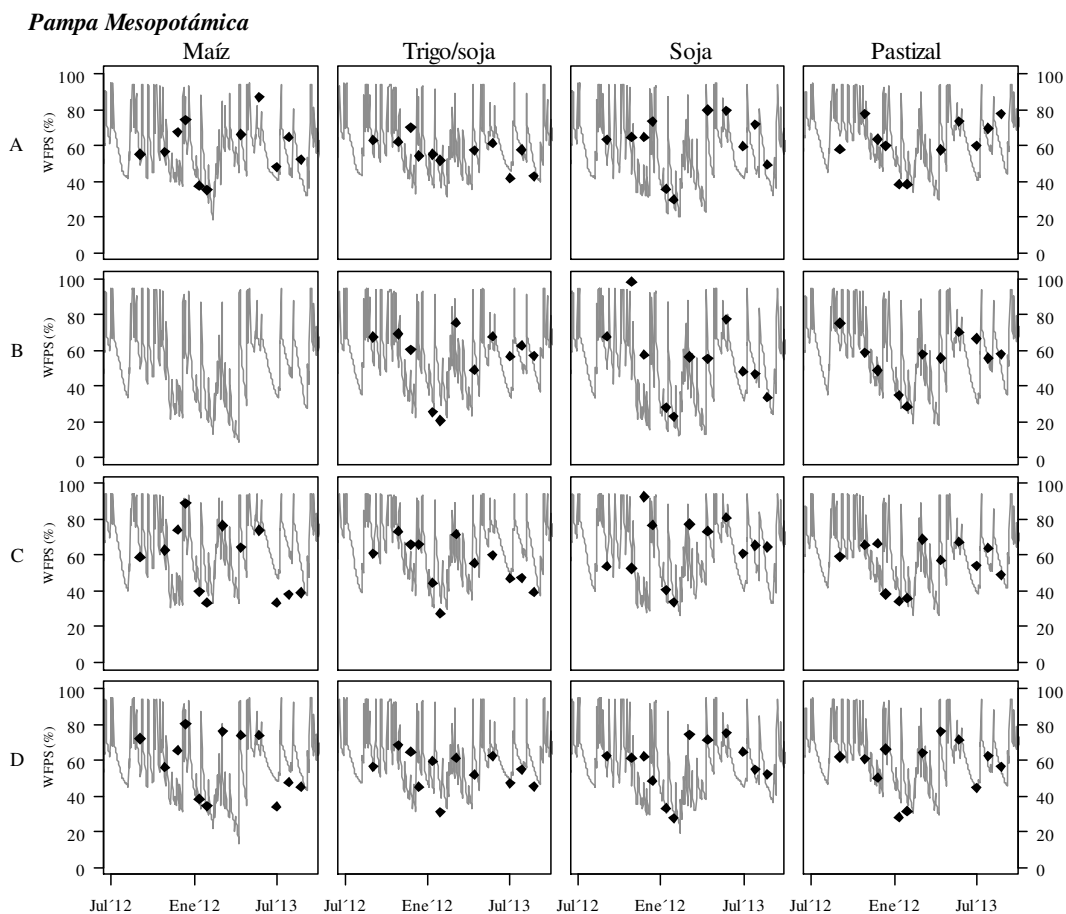




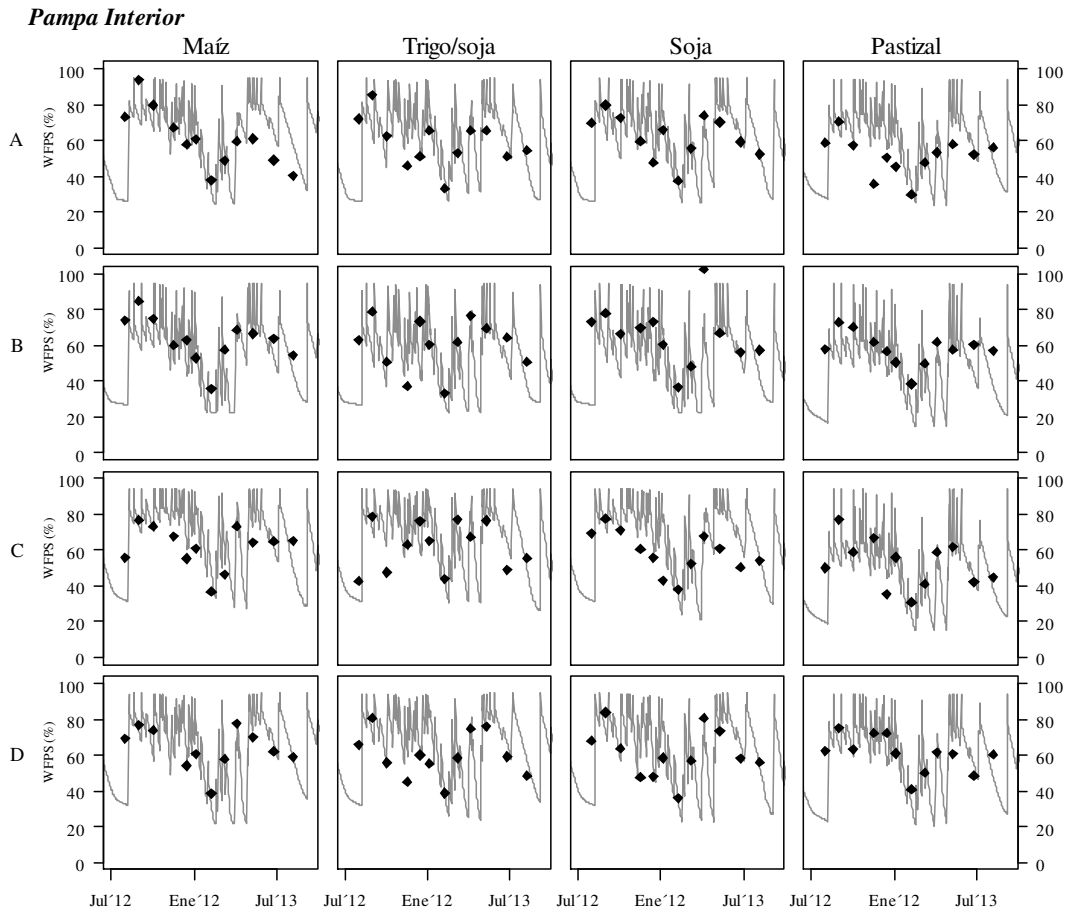
**Figura Ap-5.** Modelo conceptual *a priori* de las relaciones entre variables utilizado en el modelo de ecuaciones estructuradas (SEM) para analizar los factores de control de las emisiones de N<sub>2</sub>O del suelo en el cultivo de soja y el pastizal. Las cajas muestran las variables analizadas. Las flechas indican las relaciones consideradas entre las variables.



**Figura Ap-6.** Modelos de ecuaciones estructurales (SEM) que muestran efectos directos e indirectos (a través de la concentración de N mineral) de los factores de control sobre las emisiones de N<sub>2</sub>O para cultivos de maíz (a) y trigo (b) durante el ciclo de crecimiento. Las cajas representan variables y las flechas representan relaciones causales positivas (líneas sólidas) o negativas (líneas punteadas) entre variables. El grosor de la flecha muestra el efecto relativo de cada variable sobre la variable de respuesta. El nivel de significación se indica como: \*\*  $p < 0,01$ ; \*  $p < 0,05$ ; #  $p < 0,1$ . La proporción de la variabilidad explicada por los factores fijos ( $R^2_m$ ) y el modelo completo (fijos más aleatorios,  $R^2_c$ ) están indicados para cada variable de respuesta junto a cada variable. El modelo hipotético es consistente con los datos cuando el valor p para la prueba Chi-cuadrado es mayor que el umbral ( $\alpha = 0,05$ ).



**Figura Ap-7.** WFPS observado (puntos negros) y simulado con el modelo *DayCent* (línea gris) para las parcelas de los 4 tratamientos de experimento manipulativo (maíz, trigo/soja, soja y pastizal) en cada bloque del experimento (A, B, C y D) en el sitio de la Pampa Mesopotámica durante el periodo experimental.



**Figura Ap-8.** WFPS observado (puntos negros) y simulado con el modelo *DayCent* (línea gris) para las parcelas de los 4 tratamientos de experimento manipulativo (maíz, trigo/soja, soja y pastizal) en cada bloque del experimento (A, B, C y D) en el sitio de la Pampa Interior durante el periodo experimental.