



Facultad de Ciencias Agrarias

**EFFECTO DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE
PROPIEDADES Y MACROFAUNA DEL SUELO EN
SECUENCIAS CORTAS DE CULTIVOS AGRÍCOLAS**

Josefina Scaglione

**Tesis para optar al título de
Magister en Manejo y Conservación de Recursos Naturales**

DIRECTOR: Ing. Agr. (Dr.) **Sergio Montico**

Facultad de Ciencias Agrarias - UNR

CO-DIRECTOR: Ing. Agr. (MSc.) **Guillermo A. Montero**

Facultad de Ciencias Agrarias - UNR

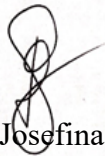
2023

**EFFECTO DE LOS CULTIVOS DE COBERTURA SOBRE PROPIEDADES Y
MACROFAUNA DEL SUELO EN SECUENCIAS CORTAS DE CULTIVOS
AGRÍCOLAS**

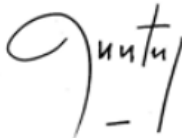
Josefina Scaglione

Ingeniera agrónoma – Universidad Nacional de Rosario

Esta Tesis es presentada como parte de los requisitos para optar al grado académico de Magister en Manejo y Conservación de Recursos Naturales de la Universidad Nacional de Rosario y no ha sido previamente presentada para la obtención de otro título en esta u otra Universidad. La misma contiene los resultados obtenidos en investigaciones llevadas a cabo en el Campo Experimental J. V. Villarino (Facultad de Ciencias Agrarias - UNR, Zavalla, Santa Fe), durante el período comprendido entre mayo de 2020 y mayo de 2021, bajo la dirección del Ing. Agr. (Dr.) Sergio Montico y la co-dirección del Ing. Agr. (MSc.) Guillermo A. Montero.



Ing. Agr. Josefina SCAGLIONE



Ing. Agr. (Dr.) Sergio MONTICO



Ing. Agr. (MSc.) Guillermo A. MONTERO

Defendida: 15 de diciembre de 2023

AGRADECIMIENTOS

A mi familia, por estar siempre presente y acompañarme en cada uno de mis proyectos.

A mi director, Sergio Montico, por ser quien me guía y motiva a diario para seguir en el camino de la docencia y la investigación.

A mi co-director, Guillermo Montero, por su acompañamiento en este trabajo, su paciencia y dedicación.

A mi compañera de cátedra, Beatriz Bonel, por estar a mi lado en este proceso.

A Patricia Torres e Ignacio Barberis, por su ayuda en los análisis estadísticos.

A los ayudantes alumnos y a mis compañeros de la cátedra de Manejo de Tierras, José Berardi, Joel Spinozzi y Guillermo Tión, por su valiosa colaboración en los trabajos de campo y laboratorio.

A la Fundación Ciencias Agrarias, por otorgarme la beca que me permitió realizar esta Maestría.

PUBLICACIONES

Scaglione, J., Montico, S. y Berardi, J. (2020). Evaluación edáfica de un sitio con predominio de monocultivo de soja en siembra directa. *Revista Agromensajes de la Facultad*, 57, 19-21.

Scaglione, J., Montico, S., Montero, G. A. y Berardi, J. A. (2020). Cambios en la calidad física y cultural del suelo asociados a la inclusión de cultivos de cobertura en una secuencia rotacional. *Revista Agromensajes de la Facultad*, 58, 28-30.

Scaglione, J., Montero, G. A. y Montico, S. (2020). Caracterización del ensamble de macrofauna hipogea en un lote agrícola con predominio de monocultivo de soja de la localidad de Zavalla, Santa Fe. *Revista Agromensajes de la Facultad*, 58, 33-36.

Scaglione, J., Montico, S. y Montero, G. A. (2021). Evolución del carbono orgánico del suelo y sus fracciones en situaciones con y sin inclusión de residuos de cultivo de cobertura de *Vicia villosa*. *Revista Agromensajes de la Facultad*, 59, 5-8.

Scaglione, J., Montero, G. A. y Montico, S. (2021). Análisis de la composición trófica de las comunidades de macrofauna edáfica asociadas a cultivos de cobertura invernales. *Revista Agromensajes de la Facultad*, 61, 11-13.

Scaglione, J., Montico, S. y Montero, G. (2022). Cambios en las comunidades de lombrices asociados a diferentes secuencias rotacionales. *Nuestro Suelo*, 7, 16-17.

Scaglione, J., Montico, S. y Montero, G. (2023). Efectos a corto plazo de los cultivos de cobertura sobre propiedades y macrofauna del suelo. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 10(2), e3645.

PRESENTACIONES A JORNADAS Y CONGRESOS

XIV Jornadas de Ciencia, Tecnología e Innovación de la UNR (Rosario, Santa Fe)

Scaglione, J., Montero, G. A. y Montico, S. (2020). Composición específica del ensamble de macrofauna hipogea en un lote agrícola de la localidad de Zavalla (SF). *Póster*.

Scaglione, J., Montico, S. y Montero, G. A. (2020) Caracterización de la condición superficial del suelo mediante un índice de calidad cultural en un lote agrícola con predominio de monocultivo de soja. *Póster*.

VI Jornadas de Ciencia y Tecnología (FCA, UNR) (Zavalla, Santa Fe)

Scaglione, J., Montero, G. A. y Montico, S. (2021). Caracterización del ensamble de macrofauna hipogea en un lote agrícola en barbecho y con cultivos de cobertura invernales. *Póster*.

Scaglione, J., Montico, S. y Montero, G. A. (2021). Simulación del carbono orgánico del suelo y sus fracciones en el cultivo de soja con y sin inclusión de residuos de cultivos de cobertura. *Presentación oral*.

XV Jornadas de Ciencia, Tecnología e Innovación de la UNR (Rosario, Santa Fe)

Scaglione, J., Montico, S. y Montero, G. A. (2021). Cambios a corto plazo de nitrógeno edáfico por inclusión de cultivos de cobertura en rotaciones agrícolas. *Póster*.

Scaglione, J., Montico, S. y Montero, G. A. (2021). Cambios de la calidad cultural superficial del suelo (CCSS) por la inclusión de cultivos de cobertura. *Póster*.

XI Congreso sobre Uso y Manejo del Suelo (Bahía Blanca, Buenos Aires)

Scaglione, J., Montico, S. y Montero, G. A. (2021). Resistencia y resiliencia asociadas a cultivos de cobertura en secuencias rotacionales cortas. *Póster*.

VII Congreso Nacional de Ecología y Biología de Suelos (CONEBIOS) (La Plata, Buenos Aires)

Scaglione, J., Montico, S. y Montero, G. A. (2022). Diferencias en la abundancia y riqueza de macrofauna edáfica asociadas a la calidad cultural superficial del suelo en secuencias rotacionales con y sin inclusión de cultivos de cobertura. *e-póster*.

Scaglione, J., Montero, G. A. y Montico, S. (2022). Análisis de las comunidades de macrofauna edáfica asociadas a diferentes secuencias rotacionales con y sin inclusión de cultivos de cobertura. *Presentación oral en Mesa Redonda titulada “¿Qué prácticas de manejo favorecen la diversidad y actividad de la fauna del suelo en agroecosistemas?”*.

VII Jornadas de Ciencia y Tecnología (FCA, UNR) y I Reunión Argentina-Chile de Ciencias Agrarias (Zavalla, Santa Fe)

Scaglione, J., Montico, S. y Montero, G. A. (2022). Efecto a corto plazo de los cultivos de servicios sobre la estabilidad estructural del suelo. *e-póster*.

XVI Jornadas de Ciencia, Tecnologías e Innovación de la UNR (Rosario, Santa Fe)

Scaglione, J., Montico, S. y Montero, G. A. (2022). Variaciones intra-anales del carbono orgánico del suelo en diferentes secuencias rotacionales. *Póster*.

XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo (C.A.B.A., Buenos Aires)

Scaglione, J., Montico, S. y Montero, G. A. (2022). Cambios a corto plazo en variables físicas y carbono del suelo en secuencias rotacionales con soja. *Póster*.

Scaglione, J., Montico, S. y Montero, G. A. (2022). Evaluación de la composición funcional de la macrofauna edáfica y su relación con la calidad del suelo. *Póster*.

ÍNDICE GENERAL

LISTADO DE ABREVIATURAS.....	14
RESUMEN	16
ABSTRACT	18
Capítulo I. INTRODUCCIÓN	19
ANTECEDENTES Y MARCO TEÓRICO	19
Modelos productivos dominantes en la región pampeana y procesos de degradación del suelo.....	19
Los cultivos de cobertura como prácticas de manejo sustentables: impactos en el suelo	22
Comunidades de macrofauna del suelo: importancia, funciones y vinculación con el ambiente edáfico.....	24
Evaluación de la salud del suelo: búsqueda y selección de indicadores	27
Capítulo II. EXPERIMENTO	33
LOCALIZACIÓN	33
CARACTERIZACIÓN EDÁFICA	34
CARACTERIZACIÓN CLIMÁTICA	36
DISEÑO EXPERIMENTAL Y TRATAMIENTOS.....	39
MANEJO Y DETERMINACIONES COMPLEMENTARIAS.....	40
MUESTREOS	42
Capítulo III. AMBIENTE EDÁFICO	43
INTRODUCCIÓN.....	43
OBJETIVOS GENERALES	44
PARTE A. Variables edáficas físicas, químicas y fisicoquímicas	45
HIPÓTESIS	45
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	45
MATERIALES Y MÉTODOS.....	45
Análisis estadístico	47
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	48
Carbono orgánico total (COT).....	48
Carbono orgánico particulado (COP).....	51
Nitrógeno total (Nt).....	53
Nitrógeno de nitratos (N-NO ₃)	55
Fósforo disponible (Pd)	57
Azufre de sulfatos (S-SO ₄)	59
pH	61

Resistencia mecánica a la penetración (RMP)	62
Humedad (Hum).....	65
Agregados estables al agua (AEA).....	67
CONCLUSIONES.....	70
PARTE B. Atributos sistémicos asociados a los ambientes edáficos	71
HIPÓTESIS	71
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	71
MATERIALES Y MÉTODOS.....	71
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	71
CONCLUSIONES.....	75
PARTE C. Calidad Cultural Superficial del Suelo (CCSS)	76
HIPÓTESIS	76
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	76
MATERIALES Y MÉTODOS.....	76
Análisis estadísticos.....	78
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	78
CONCLUSIONES.....	85
Capítulo IV. COMUNIDADES DE MACROFAUNA DEL SUELO	86
INTRODUCCIÓN.....	86
OBJETIVOS GENERALES	87
PARTE A. Parámetros comunitarios.....	88
HIPÓTESIS	88
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	88
MATERIALES Y MÉTODOS.....	88
Análisis estadístico	90
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	91
Abundancia y riqueza específica total	91
Abundancia y riqueza específica según grupos tróficos.....	96
Herbívoros (HER)	99
Predadores y parasitoides (PRE+PAR)	102
Detritívoros (DET)	106
Hormigas (HOR)	110
Diversidad α : Índice de Shannon-Weaver y Número Equivalente de Especies.....	113
Diversidad β : Índice de Whittaker.....	117
Equitatividad: Índice de Pielou	118

CONCLUSIONES.....	119
PARTE B. Composición específica	121
HIPÓTESIS	121
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	121
MATERIALES Y MÉTODOS.....	121
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	122
CONCLUSIONES.....	127
APÉNDICE. Listado de especies/morfoespecies presentes en el experimento	128
Capítulo V. INTEGRACIÓN DEL AMBIENTE EDÁFICO Y LAS COMUNIDADES DE MACROFAUNA	134
INTRODUCCIÓN.....	134
OBJETIVOS GENERALES	135
PARTE A. Interpretación del ambiente edáfico.....	136
HIPÓTESIS	136
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	136
MATERIALES Y MÉTODOS.....	136
Análisis estadístico	136
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	137
Vinculaciones entre variables edáficas.....	137
Interpretación del ambiente edáfico en cada momento de muestreo.....	141
CONCLUSIONES.....	144
PARTE B. Vinculación del ambiente edáfico y las comunidades de macrofauna.....	146
HIPÓTESIS	146
OBJETIVOS ESPECÍFICOS	146
MATERIALES Y MÉTODOS.....	146
Análisis estadístico	146
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	147
Muestreo inicial	147
Muestreo post CC y barbecho	152
Muestreo final.....	157
CONCLUSIONES.....	163
COMENTARIOS FINALES Y NUEVAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN	165
Conclusiones generales y aportes para la interpretación de la salud del suelo.....	165
Dificultades, potencialidades y líneas de trabajo futuras	166
BIBLIOGRAFÍA	169

ÍNDICE DE TABLAS Y FIGURAS

Tabla 1. Descripción de las series de suelo incluidas en el complejo Rd-12.	35
Tabla 2. Variables edáficas químicas y fisicoquímicas evaluadas y metodologías analíticas empleadas para su determinación.	45
Tabla 3. Valores promedio y error estándar de S-SO ₄ según tratamientos. <i>Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos (p<0,05)</i>	59
Tabla 4. Parámetros de cálculo de RL y RT para las distintas variables edáficas y tratamientos.	72
Tabla 5. Valores de RL asociados a cada tratamiento y variable edáfica.	73
Tabla 6. Valores de RT asociados a cada tratamiento y variable edáfica.	73
Tabla 7. Descripción de los atributos incluidos en el índice de CCSS y escalas de valoración.	77
Tabla 8. VCn y VCl de los atributos culturales según tratamientos en el Mi.	79
Tabla 9. VCn y VCl de los atributos culturales según tratamientos en el Mcc-b.	80
Tabla 10. VCn y VCl de los atributos culturales según tratamientos en el Mf.	80
Tabla 11. Valores promedio y error estándar de abundancia de PRE+PAR según momentos de muestreo. <i>Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo (p<0,05)</i>	103
Tabla 12. Valores promedio y error estándar de riqueza de PRE+PAR según momentos de muestreo. <i>Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo (p<0,05)</i>	104
Tabla 13. Valores promedio y error estándar de abundancia de DET según momentos de muestreo. <i>Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo (p<0,05)</i>	106
Tabla 14. Valores promedio y error estándar de riqueza de DET según momentos de muestreo. <i>Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo (p<0,05)</i>	107
Tabla 15. Valores promedio y error estándar de riqueza de HOR según momentos de muestreo. <i>Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo (p<0,05)</i>	112
Tabla 16. Valores promedio y error estándar del índice de Shannon-Weaver según momentos de muestreo. <i>Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo (p<0,05)</i>	114
Tabla 17. Valores promedio y error estándar del número equivalente de especies según momentos de muestreo. <i>Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo (p<0,05)</i>	116
Tabla 18. Análisis de EI de macrofauna en los tres momentos de muestreo estudiados.	125
Tabla 19. Análisis de EI de macrofauna según tratamientos en el Mf.	125
Tabla I. Clasificación taxonómica, grupos tróficos (GT) y abundancia (N) de las especies / morfoespecies presentes en el Mi.	128

Tabla II. Clasificación taxonómica, grupos tróficos (GT) y abundancia (N) de las especies / morfoespecies presentes en el Mcc-b.	130
Tabla III. Clasificación taxonómica, grupos tróficos (GT) y abundancia (N) de las especies / morfoespecies presentes en el Mf.	132
Tabla 20. Matriz de correlación entre variables edáficas.	137
Tabla 21. Valores de correlación entre las variables originales y las dos primeras CP.	141
Figura 1. Ubicación y delimitación espacial de la cuenca del Arroyo Ludueña en la provincia de Santa Fe (<i>Extraído de Montico y Di Leo, 2021</i>).	34
Figura 2. Detalle del Campo Experimental J. F. Villarino (Zavalla, Santa Fe), delimitación del Lote N° 5 (línea negra continua) y ubicación del experimento.	34
Figura 3. Precipitaciones mensuales registradas durante la campaña 2020-2021 y medias históricas mensuales en el sitio de estudio. <i>Los valores consignados en la figura corresponden a las anomalías mensuales de precipitaciones.</i>	36
Figura 4. Temperaturas medias mensuales registradas durante la campaña 2020-2021 y medias históricas mensuales en el sitio de estudio. <i>Los valores consignados en la figura corresponden a las anomalías mensuales de temperatura media.</i>	37
Figura 5. Temperaturas mínimas medias mensuales registradas durante la campaña 2020-2021 y mínimas medias históricas mensuales en el sitio de estudio. <i>Los valores consignados en la figura corresponden a las anomalías mensuales de temperatura mínima media.</i>	37
Figura 6. Temperaturas máximas medias mensuales registradas durante la campaña 2020-2021 y máximas medias históricas mensuales en el sitio de estudio. <i>Los valores consignados en la figura corresponden a las anomalías mensuales de temperatura máxima media.</i>	38
Figura 7. Diseño y dimensiones del experimento.	40
Figura 8. Regresión entre la RMP y la Hum del conjunto de datos del experimento, ecuación de ajuste lineal y coeficiente R ²	46
Figura 9. Valores promedio y error estándar de COT según tratamientos y momentos de muestreo. <i>Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento (p<0,05).</i>	48
Figura 10. Valores promedio y error estándar de COP según tratamientos y momentos de muestreo.	51
Figura 11. Valores promedio y error estándar de Nt según tratamientos y momentos de muestreo. <i>Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento (p<0,05).</i>	53
Figura 12. Valores promedio y error estándar de N-NO ₃ según tratamientos y momentos de muestreo. <i>Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento; letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en cada momento de muestreo (p<0,05).</i>	55
Figura 13. Valores promedio y error estándar de Pd según tratamientos y momentos de muestreo.	57

Figura 14. Valores promedio y error estándar de S-SO ₄ según tratamientos y momentos de muestreo.	59
Figura 15. Valores promedio y error estándar de pH según tratamientos y momentos de muestreo. <i>Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento; letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en cada momento de muestreo (p<0,05).</i>	61
Figura 16. Valores promedio y error estándar de RMP según tratamientos y momentos de muestreo. <i>Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento; letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en cada momento de muestreo (p<0,05).</i>	63
Figura 17. Valores promedio de RMP de los distintos tratamientos según profundidad en el Mi (A), Mcc-b (B) y Mf (C). <i>La línea de puntos negra indica el valor umbral de RMP (2000 KPa).</i>	64
Figura 18. Valores promedio y error estándar de Hum según tratamientos y momentos de muestreo. <i>Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento; letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en cada momento de muestreo (p<0,05).</i>	66
Figura 19. Valores promedio y error estándar del porcentaje de AEA según tratamientos y momentos de muestreo. <i>Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento (p<0,05).</i>	68
Figura 20. Valores promedio y desvío estándar del índice de CCSS según tratamientos y momentos de muestreo. <i>Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento; letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en cada momento de muestreo (p<0,05).</i>	79
Figura 21. Detalle de estructura laminar superficial presente al comienzo del experimento. ...	81
Figura 22. Crecimiento horizontal de raíces de soja asociado a la presencia de estructuras superficiales y subsuperficiales desfavorables.	82
Figura 23. Desarrollo radical del CC de vicia (A) y de triticale (B) a los dos meses de la siembra.	83
Figura 24. Cobertura generada por los CC de vicia (A) y triticale (B) luego de la supresión de su crecimiento.....	84
Figura 25. Abundancia total según clases.	91
Figura 26. Riqueza específica total según clases.....	92
Figura 27. Valores promedio y error estándar de abundancia total según tratamientos y momentos de muestreo. <i>Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento; letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en cada momento de muestreo (p<0,05).</i>	93
Figura 28. Valores promedio y error estándar de riqueza específica total según tratamientos y momentos de muestreo. <i>Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento; letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en cada momento de muestreo (p<0,05).</i>	94
Figura 29. Abundancia relativa de organismos según grupos tróficos en el Mi. <i>Los valores incluidos en el gráfico refieren a la abundancia total por grupo (n° de organismos).</i>	97

Figura 30. Abundancia relativa de organismos según grupos tróficos en el Mcc-b. <i>Los valores incluidos en el gráfico refieren a la abundancia total por grupo (n° de organismos).</i>	97
Figura 31. Abundancia relativa de organismos según grupos tróficos en el Mf. <i>Los valores incluidos en el gráfico refieren a la abundancia total por grupo (n° de organismos).</i>	98
Figura 32. Riqueza relativa de organismos según grupos tróficos en el Mi. <i>Los valores incluidos en el gráfico refieren a la riqueza total por grupo (n° de especies/morfoespecies).</i>	98
Figura 33. Riqueza relativa de organismos según grupos tróficos en el Mcc-b. <i>Los valores incluidos en el gráfico refieren a la riqueza total por grupo (n° de especies/morfoespecies).</i>	99
Figura 34. Riqueza relativa de organismos según grupos tróficos en el Mf. <i>Los valores incluidos en el gráfico refieren a la riqueza total por grupo (n° de especies/morfoespecies).</i>	99
Figura 35. Valores promedio y error estándar de abundancia de HER según tratamientos y momentos de muestreo. <i>Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento; letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en cada momento de muestreo (p<0,05).</i>	100
Figura 36. Valores promedio y error estándar de riqueza de HER según tratamientos y momentos de muestreo. <i>Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento; letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en cada momento de muestreo (p<0,05).</i>	101
Figura 37. Valores promedio y error estándar de abundancia de PRE+PAR según tratamientos y momentos de muestreo.	103
Figura 38. Valores promedio y error estándar de riqueza de PRE+PAR según tratamientos y momentos de muestreo.	104
Figura 39. Valores promedio y error estándar de abundancia de DET según tratamientos y momentos de muestreo.	106
Figura 40. Valores promedio y error estándar de riqueza de DET según tratamientos y momentos de muestreo.	107
Figura 41. Valores promedio y error estándar de abundancia de DET pertenecientes a la clase Oligochaeta según tratamientos y momentos de muestreo. <i>Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento; letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en cada momento de muestreo (p<0,05).</i>	108
Figura 42. Valores promedio y error estándar de abundancia de HOR según tratamientos y momentos de muestreo. <i>Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento; letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en cada momento de muestreo (p<0,05).</i>	111
Figura 43. Valores promedio y error estándar de riqueza de HOR según tratamientos y momentos de muestreo.	112
Figura 44. Valores promedio y error estándar del índice de Shannon-Weaver según tratamientos y momentos de muestreo.	114
Figura 45. Valores promedio y error estándar del número equivalente de especies según tratamientos y momentos de muestreo.	116

Figura 46. Valores promedio y error estándar del índice de Whittaker según tratamientos y momentos de muestreo.	117
Figura 47. Valores promedio y error estándar del índice de Pielou según tratamientos y momentos de muestreo.	118
Figura 48. Ejemplares de <i>D. abderus</i> al estado larval (A), <i>A. opacus</i> (B), <i>H. opaciceps</i> (C) y Dictynidae sp. (D). <i>Fotografías: (A) J. Scaglione; (B, C, D) G. Montero.</i>	126
Figura 49. <i>Biplot</i> resultante del ACP con datos de variables edáficas correspondientes a los tratamientos y momentos de muestreo evaluados. <i>Las flechas representan las variables edáficas y los puntos corresponden a las muestras. El número que acompaña la denominación de cada tratamiento indica el momento de muestreo (1 (rojo): Mi; 2 (verde): Mcc-b; 3 (celeste): Mf).</i>	143
Figura 50. <i>Biplot</i> resultante del ACC con datos de variables edáficas y abundancia de especies/morfoespecies correspondientes al Mi. <i>Las flechas representan las variables edáficas de mayor importancia detectadas en el análisis, los puntos rojos corresponden a las especies y los rombos azules son las muestras.</i>	149
Figura 51. <i>Biplot</i> resultante del ACC con datos de variables edáficas y abundancia de especies/morfoespecies correspondientes al Mcc-b. <i>Las flechas representan las variables edáficas de mayor importancia detectadas en el análisis, los puntos rojos corresponden a las especies y los rombos azules son las muestras.</i>	154
Figura 52. <i>Biplot</i> resultante del ACC con datos de variables edáficas y abundancia de especies/morfoespecies correspondientes al Mf. <i>Las flechas representan las variables edáficas de mayor importancia detectadas en el análisis, los puntos rojos corresponden a las especies y los rombos azules son las muestras.</i>	159

LISTADO DE ABREVIATURAS

Ab	Actividad biológica
ACC	Análisis de Correspondencia Canónica
ACP	Análisis de Componentes Principales
AEA	Agregados estables al agua
AIC	Criterio de Akaike
Apo-opa	<i>Apocellus opacus</i>
Apo-tra	<i>Aporrectodea trapezoides</i>
Bar	Barbecho
BIC	Criterio Bayesiano de Información
Cal-pha	<i>Caliothrips phaseoli</i>
CC	Cultivos de cobertura
CCSS	Calidad Cultural Superficial del Suelo
Ce	Calidad de la estructura superficial
COP	Carbono orgánico particulado
COT	Carbono orgánico total
CP	Componentes Principales
DET	Detritívoros
Dic-sp	Dictynidae sp. 7588
Dil-abd	<i>Diloboderus abderus</i>
Dr	Desarrollo radical
Ehs	Espesor superficial
Ela-sp	Elateridae sp. 5047
Enc-sp	Enchytraeidae sp. 7605
Ens	Encostramiento superficial
HER	Herbívoros
HOR	Hormigas
Hum	Humedad
Hyp-opa	<i>Hypoconera opaciceps</i>
Ip	Infiltración potencial
Lyc-sp	Lycosidae sp. 7683

Meg-sp	Megascelis sp. 1839
Mi	Muestreo inicial
Mcc-b	Muestreo post cc y barbecho
Mf	Muestreo final
N-NO ₃	Nitrógeno de nitratos
Nt	Nitrógeno total
Oct-tyr	<i>Octolasion tyrtaeum</i>
PAR	Parasitoides
Pd	Fósforo disponible
Pe	Porosidad estructural
Phe-ber	<i>Pheidole bergi</i>
PRE	Predadores
Pse-mer	<i>Pseudonannolene meridionalis</i>
Pse-sp	<i>Pseudonannolene</i> sp. 0422
RL	Resiliencia
RMP	Resistencia mecánica a la penetración
RT	Resistencia
Ru	Rugosidad
S-SO ₄	Azufre de sulfatos
SD	Siembra directa
Sol-min	<i>Solenopsis minutissima</i>
Sol-was	<i>Solenopsis wasmanii</i>
Ulo-imp	<i>Uloma impressicolis</i>

RESUMEN

La degradación de los suelos debido a la simplificación de las secuencias rotacionales en esquemas de producción agrícola ha ocasionado alteraciones en el funcionamiento edáfico y en su capacidad para proveer servicios ecosistémicos. En este contexto, los cultivos de cobertura (CC) se constituyen como estrategias de manejo adecuadas para la intensificación sustentable de las rotaciones debido a los múltiples beneficios que generan sobre distintos componentes de los agroecosistemas. Los objetivos generales de este trabajo fueron: (1) determinar los efectos a corto plazo (un año) derivados de los CC y la configuración de las secuencias de cultivos sobre el ambiente edáfico y (2) sobre parámetros de las comunidades de macrofauna del suelo, como así también (3) explorar las vinculaciones existentes entre ambos conjuntos de datos. Se trabajó en un experimento instalado en la localidad de Zavalla (Santa Fe, Argentina) durante la campaña 2020/2021. Los tratamientos evaluados fueron secuencias de cultivos que presentaron barbecho químico o CC de vicia o triticale como antecesores de maíz y soja, respectivamente, y una situación testigo correspondiente a la secuencia trigo/soja. Los muestreos se realizaron en el espesor de suelo de 0-20 cm y en tres momentos: previo a la siembra de los CC y del trigo (Mi), luego de la supresión del crecimiento de los CC y previo a la siembra de los cultivos de cosecha estivales (Mcc-b), y después de la cosecha de los cultivos estivales (Mf). Entre las variables químicas y fisicoquímicas, el carbono orgánico total mostró una tendencia de incremento a lo largo del período de tiempo estudiado y no evidenció diferencias significativas entre secuencias con y sin inclusión de CC. De manera similar, las respuestas detectadas en cuanto al nitrógeno total y al pH tampoco revelaron tendencias consistentes en el corto plazo. Contrariamente, el carbono orgánico particulado registró similitud entre tratamientos de barbecho, por un lado, y con CC, por el otro, en tanto que el contenido de nitrógeno de nitratos mostró un cambio significativo luego del ciclo de los CC. En relación a las variables físicas, el CC de vicia generó respuestas diferenciales en resistencia mecánica a la penetración y porcentaje de agregados estables al agua con respecto al barbecho y al triticale. En referencia a los parámetros de las comunidades de macrofauna, el CC de vicia generó valores más elevados de abundancia, riqueza específica y diversidad α que el barbecho y el CC de triticale. Con respecto a los grupos tróficos, en el Mcc-b ambos CC arrojaron respuestas similares en relación a la abundancia y riqueza de herbívoros, en tanto que la vicia registró mayores valores de dichos parámetros que el triticale en cuanto a predadores y parasitoides. Asimismo, se observó un incremento en la abundancia y riqueza de detritívoros en el Mf en todas las secuencias de

cultivos. Por otro lado, existieron variaciones significativas en la composición específica entre los ensambles de los Mi y Mcc-b con respecto al del Mf y que estuvieron en relación al cultivo estival de cosecha incluido en la secuencia (maíz o soja). En otro punto, se observó una diferenciación del ambiente edáfico inducido por los CC y las secuencias de cultivos implementadas. Al respecto, en el Mi se evidenció un mayor nivel de degradación edáfico en comparación con los restantes momentos de muestreo, en tanto que en el Mcc-b existió una diferenciación del ambiente edáfico entre tratamientos con y sin inclusión de CC, como así también entre ambas especies de CC. En términos generales, la vinculación entre las características del ambiente edáfico y la macrofauna reflejó que las especies detritívoras y herbívoras se asociaron con condiciones edáficas que favorecerían el crecimiento vegetal debido a un mayor aporte de recursos alimenticios para dichos organismos. Además, la complejidad creada por la vegetación en tales condiciones promovería la presencia de predadores. No obstante, en ciertos casos se evidenciaron respuestas particulares según la especie considerada. En síntesis, los resultados de este trabajo revelaron diferente sensibilidad de cambio entre variables edáficas (físicas, químicas, físico química) y de las comunidades de macrofauna del suelo para explicar las variaciones generadas por los CC y la configuración de las secuencias de cultivos, proveyendo información de utilidad para interpretar la condición de salud del suelo en un contexto productivo y agroecológico particular.

PALABRAS CLAVE

Cultivos de cobertura, secuencias de cultivos, macrofauna, ambiente edáfico, indicadores, salud del suelo

ABSTRACT

Cover crops effect on soil properties and macrofauna in short sequences of agricultural crops

The objectives of this study were: (1) determine short-term effects of cover crops (CC) and crop sequences on edaphic environment and (2) on soil macrofauna communities' parameters, and (3) explore the interactions between both data sets. The experiment was installed in Zavalla (Santa Fe) and treatments included crop sequences with fallow or vetch and triticale before maize and soybean, respectively. Samplings were done in three moments in the top 20 cm of soil. Particulate organic carbon showed similar trends between treatments with fallow and CC, and vetch generated differential responses in mechanical penetration resistance and percentage of water stable aggregates with respect to fallow and triticale. Also, vetch caused higher values of total abundance, richness and α diversity than fallow and triticale. There was a differentiation of the edaphic environment between treatments with and without CC, as well as between both CC species. The link between edaphic environment and macrofauna reflected that many organisms' presence was associated with favorable conditions for plant growing. Results of this work showed different change sensibility of the considered variables to explain the effects of CC and crop sequences in the short-term, thus providing useful information to interpret soil health condition in a particular context.

KEY WORDS

Cover crops, crop sequences, macrofauna, edaphic environment, indicators, soil health.

Capítulo I

INTRODUCCIÓN

ANTECEDENTES Y MARCO TEÓRICO

Modelos productivos dominantes en la región pampeana y procesos de degradación del suelo

A partir de la década de 1960 del siglo pasado, en la región pampeana argentina comenzó un proceso de “agriculturización” mediante el cual se produjo un fuerte y continuo incremento del área destinada a la actividad agrícola en detrimento de la ganadería y la producción agrícola-ganadera (Manuel-Navarrete *et al.*, 2009; Montico, 2013; Bedano y Domínguez, 2016; Montico *et al.*, 2019). Este fenómeno se vio dramáticamente intensificado a partir del año 1996 con la introducción del cultivo de soja genéticamente modificado con tolerancia al glifosato (Bedano y Domínguez, 2016). De este modo, el control de malezas en dicho cultivo se vio facilitado (Trigo y Cap, 2004; Qaim y Traxler, 2005) y, en consecuencia, se observó un notable incremento de la superficie dedicada a cultivos anuales, en particular de soja, que también fue acompañado de cambios favorables en el precio de esta oleaginosa (Wilson *et al.*, 2020). Como resultado, la agricultura pampeana evolucionó gradualmente hacia sistemas más simplificados dominados por el cultivo de soja, evidenciándose una disminución de la superficie destinada a otros cultivos (Aizen *et al.*, 2009), tales como gramíneas de invierno, y el desplazamiento de las pasturas hacia sitios marginales (Wilson *et al.*, 2020). Tales variaciones también fueron acompañadas de un cambio en los sistemas de labranza usualmente empleados, adquiriendo mayor relevancia la siembra directa (SD) (Ferrerías *et al.*, 2007).

Desde su concepción, la SD se encuadra dentro de planteos de agricultura conservacionista ya que genera una mínima remoción del suelo y promueve la presencia de los residuos de cultivos en superficie, lo cual contribuye a incrementar los reservorios de carbono en el suelo (Paustian *et al.*, 2000; Six *et al.*, 2004b), generar protección contra procesos erosivos, estimular la actividad microbiana y mejorar la retención hídrica, entre otros aspectos (Mondal y Chakraborty, 2022). Sin embargo, la aplicación de la SD en esquemas rotacionales poco diversificados con predominio del cultivo de soja generó múltiples procesos de degradación de los suelos (Novelli *et al.*, 2017). Entre ellos, se destaca la pérdida de carbono orgánico ocurrida por desbalances entre los ingresos y las salidas de carbono al suelo (Pittelkow *et al.*, 2015). Esto es así ya que, en comparación con las gramíneas, la soja aporta menor cantidad de residuos y de baja relación C:N (Wright y Hons, 2004), lo cual ocasiona una rápida degradación de los mismos. De ese modo, se incrementa la susceptibilidad a procesos erosivos

durante los períodos de barbecho y se genera un aumento en la tasa de pérdida del carbono orgánico del suelo en sitios con elevada frecuencia de dicho cultivo (Novelli *et al.*, 2011). En un estudio reciente, Wyngaard *et al.* (2022) estimaron, en base a datos locales, los cambios en el *stock* de carbono orgánico del suelo (0-20 cm) asociados al proceso de agriculturización en la región pampeana. Al respecto, los autores indicaron que, en el conjunto de datos evaluados, la disminución del contenido de carbono orgánico en suelos sometidos a agricultura durante al menos los últimos 50 años en relación a situaciones prístinas consideradas como referencia varió entre 0 y 82 Mg ha⁻¹, lo cual representó una reducción de entre 25 y 36% del *stock* de carbono. Asimismo, determinaron que tal disminución estuvo explicada, entre otros factores, por la superficie destinada al cultivo de soja, la cual depende ampliamente del potencial productivo del área.

Entre otros procesos degradativos, también se ha registrado un deterioro en la calidad física de los suelos debido a fenómenos de compactación superficial y subsuperficial asociados estrechamente a esquemas de monocultivo de soja en SD (Behrends Kraemer *et al.*, 2017). Las causas principales de tales procesos se vinculan con que el cultivo de soja es cosechado en períodos de elevada humedad edáfica donde el suelo se encuentra escasamente cubierto con residuos, sumado a que su sistema radical muestra una limitada contribución a la mejora de la condición edáfica. Además de estas cuestiones, también deben tomarse en consideración los largos períodos de barbecho otoño-invernal y el tránsito de maquinarias no controlado, en particular durante la cosecha (Gerster, 2008; Álvarez *et al.*, 2014). Por otra parte, especialmente en suelos con elevado contenido de limo en el horizonte superficial, se han reportado cambios en las formas estructurales, destacándose la ocurrencia de estructura de tipo laminar en superficie, la cual impacta directamente sobre el ingreso de agua al suelo e incrementa las pérdidas por escurrimiento (Sasal *et al.*, 2017). En síntesis, la compactación de los suelos se constituye como una limitante que afecta numerosas variables relacionadas con su funcionalidad y, con ello, con la productividad de los sistemas ya que influye negativamente sobre la transferencia de agua y gases y perjudica distintos procesos vinculados con la fertilidad, el enraizamiento, la condición físico-mecánica y la actividad biológica (Bonel *et al.*, 2018).

En otro punto, los procesos de degradación edáficos se vieron signados, no sólo por la disminución en los niveles de materia orgánica del suelo, lo cual impacta directamente sobre propiedades físicas y químicas (Beltrán *et al.*, 2018), sino también por el empleo de cultivares de alto rendimiento en esquemas inadecuados de reposición de nutrientes (Lavado y Taboada,

2009) que condujeron a desbalances nutricionales en los suelos de gran parte de la región pampeana y han puesto en riesgo la sustentabilidad de los sistemas productivos (Casas y Cruzate, 2021).

Estudios previos han alertado sobre diversos procesos de degradación biológica de los suelos en respuesta a los esquemas de manejo descritos anteriormente, destacando, entre otros aspectos, que la fauna edáfica se ha visto fuertemente afectada en cuanto a su diversidad y densidad (Domínguez *et al.*, 2009; Domínguez y Bedano, 2016a). Además, se han evidenciado cambios desfavorables en diferentes parámetros de las comunidades microbianas del suelo y su actividad en situaciones de monocultivo de soja bajo SD en comparación con secuencias con mayor nivel de diversificación (Vargas Gil *et al.*, 2011; Benintende *et al.*, 2017; Fernández-Gnecco *et al.*, 2021). Por ejemplo, Serri *et al.* (2022) indicaron, en base a determinaciones realizadas en un ensayo de larga duración sobre un suelo Argiudol típico de la localidad de Oliveros (Santa Fe), una menor actividad enzimática en la situación de monocultivo de soja, en tanto que los valores más elevados correspondieron a secuencias con mayor nivel de intensificación y presencia de gramíneas.

En función de lo planteado hasta el momento, se destaca que la degradación del suelo debido a la adopción de ciertas prácticas de manejo agrícola implica una disminución de su calidad (Lal, 2009) generando, por lo tanto, una reducción en las funciones desempeñadas y en los servicios ecosistémicos provistos por los suelos (Sarandón, 2014; Lal, 2015; Pereira *et al.*, 2018). En este plano, la relevancia de estos últimos no está regida únicamente por una valoración utilitaria en lo que refiere a la producción de bienes, sino que también se basa en la provisión de beneficios tangibles e intangibles que optimizan la calidad ambiental y de vida de las sociedades (Montico *et al.*, 2021).

Finalmente, a pesar de las consecuencias ecológicas y ambientales ocurridas en las últimas décadas en la región pampeana (Viglizzo *et al.*, 2011; Serri *et al.*, 2018; Sequeira *et al.*, 2021), estimaciones recientes referidas a la aplicación de prácticas de manejo conservacionistas en la Argentina (ReTAA, 2022) mostraron que en la campaña 2020/2021 la superficie bajo SD fue inferior a la observada en la campaña anterior, pero se mantuvo en un porcentaje elevado (89%). Paralelamente, el área con cultivos de cobertura (CC) alcanzó el 20% de la superficie nacional, en tanto que las gramíneas (principalmente maíz y trigo) representaron el 45% del área sembrada, incrementando, de esa forma, su representación en los esquemas rotacionales.

Asimismo, tales estimaciones también indicaron que el porcentaje de reposición de nutrientes (nitrógeno, fósforo y azufre) para dicha campaña fue del 64%.

Los cultivos de cobertura como prácticas de manejo sustentables: impactos en el suelo

Los esquemas productivos descritos en el apartado anterior, dominados por el monocultivo de soja bajo SD, se caracterizan por presentar largos períodos de barbecho otoño-invernal entre la cosecha y la siembra del cultivo de soja siguiente en la rotación (Restovich *et al.*, 2005). Tales períodos, donde el aporte de carbono es escaso, conducen a la degradación del suelo y a la alteración de numerosas propiedades (Huggins *et al.*, 2007; Novelli *et al.*, 2011; Duval *et al.*, 2016; Darder, 2018). En este contexto, la intensificación de las secuencias de cultivos genera una mayor eficiencia de uso de los recursos ambientales, particularmente agua y radiación solar, debido a la presencia de cobertura viva durante un período de tiempo superior, lográndose un aporte frecuente y continuo de residuos vegetales, tanto aéreos como radicales (Caviglia *et al.*, 2011; Novelli, 2013). De este modo, una de las estrategias empleadas para tal fin es la inclusión de CC intercalados en el tiempo con respecto a los cultivos destinados a la producción de granos (Bodner *et al.*, 2010). Los mismos no son cosechados, sino que están concebidos para que, una vez suprimido su crecimiento (en forma química o mecánica), sus residuos permanezcan en el sitio en que fueron implantados. A su vez, dicho planteo se sustenta en la importancia de la no remoción del suelo en la implantación del cultivo subsiguiente en la rotación (Shackelford *et al.*, 2019).

Los CC, o bien denominados cultivos de servicios por el enfoque del término en la multifuncionalidad de los mismos y los servicios que brindan (Piñeiro *et al.*, 2014; Pinto *et al.*, 2017), son considerados como componentes críticos en la intensificación ecológica de los sistemas de cultivos (Bommarco *et al.*, 2013; Kleijn *et al.*, 2019) debido a los numerosos beneficios que proveen en relación a diferentes componentes de los agroecosistemas (Álvarez *et al.*, 2017; Sharma *et al.*, 2018; Daryanto *et al.*, 2019). Al respecto, los CC proporcionan un amplio rango de servicios ecosistémicos vinculados con la conservación del suelo y el agua, la mejora en la retención y el suministro de nutrientes y los beneficios sobre el rendimiento de los cultivos (Garba *et al.*, 2022). En contraste con situaciones bajo barbecho otoño-invernal, debido a la producción de biomasa y la cobertura generada a partir de ello, los CC intervienen en el ciclado de nutrientes, la supresión del crecimiento de malezas, la reducción de las pérdidas de agua del suelo por escurrimiento superficial y evaporación y la regulación de los cambios de temperatura del medio edáfico (Bodner *et al.*, 2007; Yu *et al.*, 2016; Wittwer *et al.*, 2017;

Couëdel *et al.*, 2018). Asimismo, tanto la biomasa generada por los CC durante su ciclo, como la de los residuos presentes luego de la supresión de su crecimiento, proporcionan un hábitat favorable para numerosos organismos del suelo (Koudahe *et al.*, 2022).

Han sido reconocidas diversas especies vegetales con potencialidad para ser empleadas como CC. No obstante, la selección de la/s misma/s dependerá de los objetivos específicos que se persigan en el sistema de producción (Koudahe *et al.*, 2022). En la región pampeana, los CC usualmente utilizados son gramíneas y leguminosas de ciclo otoño-invernal implantados como cultivo único o en mezclas (policultivos). Además, en ciertos casos se han destacado los beneficios derivados de la implantación de especies pertenecientes a la familia Brassicaceae, tales como la colza (*Brassica napus*) y el nabo forrajero (*Raphanus sativus*) (Frasier y Restovich, 2022), ya que debido a su robusta raíz principal resultan adecuadas para penetrar capas compactadas superficiales y subsuperficiales (Sasal y Andriulo, 2005; Chen y Weil, 2010).

Las especies de gramíneas empleadas como CC, en comparación con las leguminosas, aportan mayor cantidad de biomasa y sus residuos son más persistentes, conduciendo, de ese modo, al mantenimiento de la cobertura superficial por un lapso de tiempo superior. Por el contrario, en lo que refiere al cambio en la fertilidad del suelo en el corto plazo, las leguminosas presentan la capacidad de fijar nitrógeno atmosférico y, dado que sus residuos poseen una relación C:N más baja que los de las gramíneas, se degradan a una mayor velocidad y realizan una liberación más rápida de los nutrientes retenidos en los tejidos (Dabney *et al.*, 2010). Asimismo, las raíces de los CC juegan un papel determinante en la modificación de ciertas propiedades físicas del suelo, tales como la estabilidad estructural (Steele *et al.*, 2012; Cazorla *et al.*, 2017a; Castiglioni y Behrends Kraemer, 2019; Hudek *et al.*, 2022) y la macroporosidad (Hudek *et al.*, 2022; Blanco-Canqui y Ruis, 2020) influyendo, de esa forma, sobre múltiples propiedades edáficas. Al respecto, Blanco-Canqui y Ruis (2020) plantearon, en base a una revisión de estudios realizados en numerosos tipos de suelos, que el aporte de carbono a través de los residuos aéreos y radicales de los CC impactaría favorablemente sobre la agregación, principalmente en los primeros 10 cm del suelo, debido a la estratificación del carbono orgánico bajo SD (Blanco-Canqui y Ruis, 2020). Dicha mejora redundaría en un aumento de la proporción de macroporos (Carof *et al.*, 2007), lo cual también estaría vinculado con las contribuciones directas efectuadas por los sistemas radicales de las especies seleccionadas como CC (McCurty y Reganold, 2005; Hudek *et al.*, 2022). Además, en referencia a este último

aspecto, se ha indicado que las diferencias en la rizodeposición de especies de CC de gramíneas y leguminosas generarían distintos aportes a las fracciones de la materia orgánica del suelo (Berenstecher *et al.*, 2023).

Si bien la integración de los CC en secuencias de cultivos anuales se constituye como una oportunidad para incrementar los servicios provistos por los ecosistemas agrícolas (Schipanski *et al.*, 2014), resulta importante destacar que los efectos derivados de los mismos dependen ampliamente de la región agroclimática considerada, el tipo de suelo, el momento de siembra y supresión del crecimiento y el método de llevar a cabo este último (Ghimire *et al.*, 2018). Además, el impacto de los CC podría evidenciarse en distintos períodos de tiempo dependiendo, no sólo de los aspectos mencionados anteriormente, sino también de las propiedades o atributos edáficos considerados. En este sentido, numerosas investigaciones han demostrado cambios en propiedades físicas, químicas y fisicoquímicas del suelo en el corto plazo (Mukherjee y Lal, 2015; Castiglioni *et al.*, 2016; Romaniuk *et al.*, 2018; Castiglioni y Behrends Kraemer, 2019; Ren *et al.*, 2019) y en el mediano/largo plazo (Duval *et al.*, 2016; González *et al.*, 2017; Nouri *et al.*, 2019; Bonvecchi *et al.*, 2020), en tanto que las evaluaciones sobre las comunidades biológicas han resultado escasas en comparación con las anteriores (Blanco-Canqui, 2022). En relación a ello, ciertos estudios han indicado cambios favorables sobre parámetros de las comunidades microbianas del suelo en respuesta a la inclusión de CC (Kim *et al.*, 2020), como así también en las de artrópodos epigeos e hipogeos (Fernández *et al.*, 2008; Sommagio *et al.*, 2018; Bowers *et al.*, 2020; Lima *et al.*, 2021; Blanco-Canqui, 2022).

Comunidades de macrofauna del suelo: importancia, funciones y vinculación con el ambiente edáfico

El suelo representa un hábitat complejo que alberga una gran diversidad de organismos que se estructuran y desarrollan en su matriz física (Curtis *et al.*, 2002; Decaëns, 2010; Orgiazzi *et al.*, 2016). Entre ellos, la macrofauna está compuesta por invertebrados con una longitud corporal mayor o igual a 10 mm y un ancho de 2 mm, razón por lo cual pueden ser detectados a simple vista (Fragoso *et al.*, 2001; Cabrera *et al.*, 2017). Este grupo está integrado por un amplio rango de organismos con diversas estrategias ecológicas y múltiples influencias en los procesos edáficos (Lavelle *et al.*, 2022), lo cual ha motivado el desarrollo de clasificaciones funcionales (Briones, 2014) que resultan útiles para explicar la presencia y respuesta de los mismos frente a disturbios de distinto tipo.

En primer lugar, existe una caracterización funcional puntual que distingue a algunos de los integrantes de la macrofauna como ingenieros ecosistémicos y entre los que se encuentran las lombrices y hormigas. Estos intervienen en la transformación de la materia orgánica y modifican las propiedades físicas del suelo ya que con su actividad generan canales y poros que favorecen la aireación, el drenaje, la estabilidad de agregados y la capacidad de retención de agua (Cabrera Dávila *et al.*, 2022). Además, producen estructuras biogénicas (*e.g. pellets* fecales de lombrices y nidos de hormigas) mediante las cuales controlan la disponibilidad de recursos para otros organismos (Jones *et al.*, 1994; Lavelle *et al.*, 1997). Dentro de este grupo tienen especial relevancia las lombrices, sobre las cuales existe una vasta evidencia bibliográfica respecto a los múltiples efectos que generan sobre diferentes procesos del suelo. Entre ellos, se destacan la degradación de la materia orgánica a través de asociaciones con comunidades microbianas presentes en su tracto digestivo o en los *pellets* fecales producidos (Medina-Sauza *et al.*, 2019; Domínguez *et al.*, 2021), la mejora en la fertilidad edáfica (Ahmed y Al-Mutairi, 2022) y los cambios en la condición física del suelo mediante la generación de macroporos y la contribución al desarrollo de agregados estables (Bedano *et al.*, 2019; Lavelle *et al.*, 2020). Asimismo, las lombrices han sido categorizadas en grupos ecológicos (epigeas, anécicas y endógeas) según su morfología, distribución vertical en el suelo y hábitos alimenticios (Bouché, 1977; Bottinelli *et al.*, 2020), lo cual las vincula con diferentes reservorios de materia orgánica y refleja sus aportes a diversos procesos, tales como la dinámica del carbono (Briones *et al.*, 2005; Ferlian *et al.*, 2014; Bottinelli y Capowiez, 2021). No obstante, esta clasificación también ha sido aplicada a otros invertebrados edáficos y a la macrofauna en general (Hopkin y Read, 1992; Lavelle, 1997; Lewis, 2006; Ellers *et al.*, 2018).

La macrofauna epigea vive y se alimenta en la superficie o en los primeros centímetros del suelo y participa activamente en la fragmentación de los residuos promoviendo su degradación. Por su parte, los organismos anécicos se alimentan de los residuos superficiales, pero se movilizan a mayor profundidad y generan modificaciones en la estructura del suelo al establecer galerías que facilitan el flujo de agua y aire. Asimismo, dado que translocan los materiales orgánicos superficiales hacia estratos más profundos, influyen sobre la dinámica de la materia orgánica y el ciclado de nutrientes. Por último, la macrofauna endógea se desarrolla en la matriz del suelo alimentándose de materia orgánica o raíces y generando modificaciones de diferente magnitud en la condición estructural (Lavelle, 1997).

El ambiente físico y químico del suelo define las condiciones en que se desenvuelven los organismos (Dominati *et al.*, 2010; van Leeuwen *et al.*, 2019), los cuales interactúan en complejas redes tróficas que determinan el funcionamiento edáfico y la provisión de diversos servicios ecosistémicos (FAO, 2020). Al respecto, y en superposición con las clasificaciones expuestas anteriormente, entre la macrofauna se reconocen organismos detritívoros, herbívoros, predadores y omnívoros que contribuyen a distintos flujos de energía en las redes tróficas del suelo (Zerbino *et al.*, 2008; Swift *et al.*, 2012).

Las plantas tienen el mayor impacto en la configuración del hábitat edáfico (Geisen *et al.*, 2019) ya que influyen sobre la condición física y química del suelo debido al aporte de residuos y al crecimiento de las raíces (Berg y Smalla, 2009). Además, la vegetación interviene directamente sobre la presencia de organismos herbívoros, como así también de patógenos y simbioses (Sylvain y Wall, 2011). Por lo tanto, en ecosistemas agrícolas el manejo de la vegetación (cultivable o no) y los residuos que ésta aporta resultan, en conjunto con otros factores, el principal regulador del hábitat edáfico y de los invertebrados que se desarrollan en él (Laossi *et al.*, 2008; Iermanó *et al.*, 2015; Sánchez de Prager *et al.*, 2020).

Son numerosas las investigaciones que han demostrado el impacto de diversas prácticas de manejo sobre la macrofauna del suelo y los procesos que ésta desempeña. Por ejemplo, se ha indicado una mayor abundancia de distintos grupos de macrofauna hipogea en pastizales naturales que en sistemas agrícolas (Diaz Porres *et al.*, 2014; Domínguez y Bedano, 2016a; Simon *et al.*, 2022). Asimismo, se han reportado efectos positivos sobre parámetros de las comunidades de macrofauna en esquemas bajo SD en comparación con distintos tipos de labranza (reducida y convencional) (Manetti *et al.*, 2013; Melman *et al.*, 2019; Deleon *et al.*, 2020; Zulu *et al.*, 2022). No obstante, en relación con este último punto, los resultados respecto al impacto de la SD sobre las comunidades de macrofauna del suelo son variables (Domínguez *et al.*, 2009, 2010) ya que, si bien se ha propuesto que la ausencia de perturbaciones mecánicas resulta favorable para el desarrollo de los organismos edáficos (Chan, 2001; Manetti *et al.*, 2010), los procesos de degradación del suelo en esquemas rotacionales bajo SD con escaso nivel de diversificación de cultivos han generado impactos negativos sobre las comunidades de macroinvertebrados debido a cambios en propiedades físicas, químicas y fisicoquímicas del suelo (Domínguez *et al.*, 2009; Bedano *et al.*, 2016). Por otro lado, otras investigaciones indicaron que los invertebrados edáficos, en particular aquellos que están en contacto con la superficie del suelo, estarían directamente expuestos a los efectos de diferentes pesticidas

empleados durante el ciclo productivo agrícola (Pelosi *et al.*, 2013). Asimismo, además del impacto directo que generan ciertos productos sobre los organismos herbívoros (plagas de los cultivos), también se han reportado efectos negativos sobre detritívoros, tales como las lombrices, debido a la exposición al agente de control (Domínguez *et al.*, 2016a) y a los cambios en la disponibilidad de materiales orgánicos (Domínguez *et al.*, 2014; Pelosi *et al.*, 2015; Escudero *et al.*, 2021). En adición, Pelosi *et al.* (2021) indicaron la existencia de distintos pesticidas en concentraciones variables (en algunos casos, superiores a las detectadas en el suelo) en lombrices de la especie *Allolobophora chlorotica*.

La intensificación de las secuencias rotacionales con CC resulta una práctica de manejo favorable para incrementar la heterogeneidad temporal en las mismas. Bajo tales situaciones, sería factible alcanzar cambios positivos en las comunidades de macrofauna del suelo a causa del aporte continuo y en mayor cantidad de materiales orgánicos (Lavelle *et al.*, 2001). Por otro lado, tales cambios también estarían vinculados con que los CC proveen recursos que sustentan ciertas comunidades de organismos herbívoros, los cuales son presas para los predadores (Duyck *et al.*, 2011). Asimismo, tanto en la vegetación viva como en los residuos resultantes luego de la supresión de su crecimiento, estos últimos también se verían beneficiados por los sitios de refugio creados (Bowers *et al.*, 2020). Adicionalmente, se ha planteado que las mejoras en diversas propiedades edáficas inducidas por los CC, por ejemplo, en el contenido de materia orgánica y la estabilidad estructural, introducen cambios en el hábitat edáfico que favorecen las redes tróficas que allí se desarrollan (Kelly *et al.*, 2021).

Evaluación de la salud del suelo: búsqueda y selección de indicadores

La calidad del suelo ha sido definida como la capacidad del mismo de “*funcionar dentro de los límites del ecosistema y de uso de la tierra, con el objetivo de sustentar la productividad, mantener la calidad ambiental y promover la salud de plantas y animales*” (Doran y Parkin, 1994). Por el contrario, el concepto de salud del suelo involucra ciertos aspectos dinámicos del medio edáfico y realiza el foco en la capacidad continua del suelo de sustentar el crecimiento vegetal y mantener sus funciones (Doran y Safley, 1997; Pankhurst *et al.*, 1997). Si bien se han planteado una serie de controversias con respecto a la diferenciación y uso de ambos conceptos (Romig *et al.*, 1996; Moebius-Clune *et al.*, 2016), resulta claro el énfasis que se efectúa en ambas definiciones respecto al cumplimiento de las funciones del suelo, las cuales se respaldan en diversos procesos edáficos que sustentan el desarrollo de los servicios ecosistémicos (Greiner *et al.*, 2017; Bünemann *et al.*, 2018; Drobnik *et al.*, 2018). Entre las funciones del

suelo vinculadas a la producción de los cultivos y al mantenimiento de la calidad ambiental se destacan la capacidad de retener y reciclar nutrientes, soportar el crecimiento vegetal, secuestrar carbono, permitir la infiltración y facilitar el almacenamiento de agua y sustentar la producción de alimentos, fibras y combustibles, entre otras (Usharani *et al.*, 2019). Por otro lado, y de manera emparentada con las definiciones plasmadas previamente, Pilatti y de Orellana (2012) abordaron el concepto de suelo ideal, el cual refiere a aquel que “*además de sostener físicamente a los cultivos, les permite crecer, desarrollarse y cumplir normalmente todas las funciones vitales indispensables para llevar al máximo los niveles de producción a través del tiempo*”. Por lo tanto, esta idea implica desarrollar, simultáneamente, agroecosistemas productivos y sostenibles en los cuales los atributos de calidad del suelo se mantengan dentro de límites adecuados (Pilatti y de Orellana, 2012).

Teniendo en cuenta que los cambios en la salud del suelo radican en variaciones de las funciones edáficas, las cuales dependen de los procesos que ocurren en el mismo, resulta de suma importancia valorar tales cambios con el objetivo de realizar interpretaciones concluyentes. Para ello, se requiere la identificación de un conjunto de atributos del suelo que reflejen la capacidad del mismo de funcionar y puedan ser empleados como indicadores (Bünemann *et al.*, 2018). En este sentido, los esfuerzos por evaluar los impactos de las prácticas de manejo sobre el suelo generalmente están enfocados en la calidad dinámica, es decir, en variables (indicadores) sensibles al deterioro o a la recuperación del suelo (Wilson y Sasal, 2017) en períodos de tiempo relativamente cortos. De este modo, dichos indicadores permiten expresar la condición actual o estado del recurso suelo y analizar tendencias, aportando un carácter dinámico y holístico al evaluar las interrelaciones entre ellos (Ewin y Singer, 2012; Wilson y Sasal, 2017).

Los atributos de suelo reconocidos como indicadores son múltiples y abarcan propiedades físicas, químicas y biológicas (Lupi y Mórtoła, 2017) aunque, en términos generales, los indicadores físicos y químicos han sido más frecuentemente empleados que los biológicos (Mórtoła *et al.*, 2017). Esto es así ya que, en el caso de los físicos, en general se trata de mediciones de campo y de bajo costo, en tanto que los indicadores químicos, tales como los nutrientes disponibles, presentan una relación directa con el rendimiento de los cultivos (Mórtoła *et al.*, 2017). Por el contrario, los indicadores biológicos requieren, en ciertos casos, metodologías de determinación más complejas que podrían dificultar su implementación (Mórtoła *et al.*, 2017), o bien los resultados obtenidos podrían ser de difícil interpretación

(Fierer *et al.*, 2021). Sin embargo, no debe perderse de vista que el suelo se plantea como un sistema complejo en el que, indefectiblemente, será necesario realizar evaluaciones conjuntas de las diferentes dimensiones para elaborar una interpretación global de su estado de salud (Rinot *et al.*, 2019). Esto se ve reflejado en la propuesta de que un manejo que favorezca la salud del suelo subyace en la mejora de sus funciones a través del mantenimiento de un hábitat adecuado para el desarrollo de los múltiples organismos que configuran las redes tróficas y participan en los diversos procesos edáficos (Doran y Zeiss, 2000; Usharani *et al.*, 2019; Tahat *et al.*, 2020).

En lo que refiere a la búsqueda y selección de indicadores de salud de suelo debe tenerse en cuenta, como premisa fundamental, que no existe un conjunto de variables que pueda ser aplicado a todas las situaciones de manejo posibles, sino que, por el contrario, será sitio-específico y estará en relación a los objetivos de cada evaluación (Ferrerías *et al.*, 2015; Fernández *et al.*, 2016; Wilson, 2017; Fierer *et al.*, 2021; Rubio *et al.*, 2022). Sin embargo, ciertos indicadores han resultado extensamente empleados como consecuencia de la utilidad de la información que brindan y la capacidad de explicar cambios en numerosos procesos edáficos. Tal es el caso de la materia orgánica del suelo (MOS), la cual se constituye como un indicador clave de la calidad edáfica, tanto en sus funciones agronómicas como ambientales (Galantini y Suñer, 2008; Andriulo e Irizar, 2017). En el primer caso, la MOS guarda una vinculación estrecha con la actividad biológica generando, en consecuencia, impactos sobre propiedades físicas y químicas del suelo, tales como la estabilidad estructural, la infiltración y capacidad de retención hídrica, la resistencia a la erosión y los cambios en la dinámica y disponibilidad de nutrientes, entre otros aspectos (Johnston *et al.*, 2009; Andriulo e Irizar, 2017; Jensen *et al.*, 2019). En relación a cuestiones de relevancia ambiental, dado que la MOS está constituida en una elevada proporción por carbono, entonces el suelo se consolida como un reservorio importante de este elemento (Lal, 2018), resultando esto un aspecto crítico frente al cambio climático y la elaboración de estrategias de mitigación (Lozano-García *et al.*, 2017; Muñoz-Rojas *et al.*, 2017). En este contexto, investigaciones recientes han destacado la influencia del carbono orgánico del suelo (COS) sobre múltiples propiedades edáficas (Wiesmeier *et al.*, 2019; Page *et al.*, 2020), lo cual define su relevancia para ser empleado como indicador del estado de salud. Además, se ha reportado la sensibilidad del COS y/o de sus fracciones para diferenciar tipos de uso del suelo en distintos ambientes (Guimaraes *et al.*, 2013; Poeplau y Don, 2015; Beltrán *et al.*, 2018).

La estructura del suelo ha sido considerada como un aspecto de importancia debido a los múltiples procesos en los que interviene y las funciones que regula, entre las que se destacan la producción de biomasa, el almacenaje de agua, la retención y ciclado de nutrientes, el secuestro de carbono, el hábitat para los organismos edáficos y el soporte físico (Rabot *et al.*, 2018). En este sentido, se ha demostrado el interés de que la evaluación de la estructura edáfica vaya acompañada de la caracterización del espacio poroso, ya que numerosos procesos que ocurren en el suelo están definidos por la forma y distribución del tamaño de poros, como así también por la conectividad y tortuosidad de la red porosa, entre otros aspectos (Young *et al.*, 2001; Pagliai y Vignozzi, 2002; Sasal, 2012). De este modo, tales propiedades impactan directamente sobre el almacenaje y movimiento de agua, solutos y gases y el desarrollo radical (Pagliai y Vignozzi, 2002; Vogel *et al.*, 2022). Asimismo, en referencia a lo mencionado anteriormente, el término estructura está siendo crecientemente reemplazado por el de “arquitectura del suelo” (Behrends Kraemer, 2015; Baveye *et al.*, 2018). La misma está delimitada por la configuración del espacio poroso, el cual está definido por múltiples procesos, entre los que se destacan el crecimiento de las raíces y la actividad de la fauna edáfica (Vogel *et al.*, 2022). Además, se resalta la importancia de dicha arquitectura en la provisión de una enorme diversidad de hábitats para una gran variedad de organismos edáficos (Falconer *et al.*, 2012; Pot *et al.*, 2021; Vogel *et al.*, 2022). En adición a este último aspecto, se ha propuesto una interacción entre la macrofauna del suelo y la condición estructural en la cual ambas se modifican mutuamente (Duhour *et al.*, 2009). Al respecto, Duhour *et al.* (2009) demostraron que las lombrices se constituyen como uno de los principales factores involucrados en la mejora de la porosidad del suelo e indicaron una vinculación entre la dimensión fractal del espacio poroso, empleado como una medida de la complejidad del mismo, y la diversidad y riqueza de especies de lombrices. De este modo, detectaron que un ambiente edáfico más complejo podría favorecer el desarrollo de una comunidad de lombrices más diversa debido a la existencia de diferentes nichos definidos por el tamaño y la continuidad de los poros.

Dado que la biota edáfica contribuye, a través de sus actividades, al cumplimiento de diversas funciones (Zwetsloot *et al.*, 2022), resulta factible su empleo como indicador de salud del suelo. Al respecto, existe un amplio respaldo bibliográfico referido al empleo de diversos grupos faunísticos como bioindicadores, entre los que se destacan los artrópodos edáficos (Menta y Remelli, 2020). Entre ellos, la macrofauna juega un rol crucial en la evaluación de la salud del suelo ya que, debido a su sensibilidad frente a distintos tipos de cambios (Velasquez

y Lavelle, 2019), arroja respuestas más rápidas frente a disturbios antrópicos o ambientales en relación a otros indicadores (Videla y Picone, 2017). Además, la fauna edáfica es relevante en la evaluación de la salud del suelo ya que la inclusión de una perspectiva biológica en el manejo del mismo permitiría alcanzar la sustentabilidad a largo plazo en los sistemas de producción (Lehmann *et al.*, 2020). A modo de ejemplo, en un estudio reciente, Domínguez *et al.* (2023) estudiaron la sensibilidad de distintos taxones de la meso y macrofauna edáfica para diferenciar manejos agrícolas convencionales y alternativos en diferentes sitios de la región pampeana. Los primeros estuvieron caracterizados mayoritariamente por el empleo de fertilizantes de síntesis química, herbicidas e insecticidas, cultivos genéticamente modificados (soja y maíz) y, en general, SD, mientras que, por el contrario, los alternativos correspondieron a planteos agrícolas orgánicos y agroecológicos. En este punto, los autores destacaron que los manejos alternativos generarían hábitats más favorables para el desarrollo de los grupos faunísticos evaluados, los cuales están directamente involucrados en el funcionamiento ecosistémico. De este modo, los cambios en las comunidades de artrópodos edáficos reflejarían la adaptación de tales organismos a las variaciones inducidas por diversas prácticas de manejo o tipos de uso del suelo (Menta *et al.*, 2018, 2020).

Por último, el diseño de las secuencias rotacionales en conjunto con otras prácticas inherentes al manejo de los agroecosistemas agrícolas (*e.g.* labranzas, fertilización, entre otras), impacta de manera decisiva sobre las respuestas halladas en las comunidades de macroartrópodos del suelo. En este sentido, el incremento de la diversidad de cultivos incluidos en la rotación, en conjunto con la reducción de la intensidad de las labranzas, tiene gran influencia sobre la biota del suelo en general (Domínguez *et al.*, 2018), ya que tales situaciones se vinculan con cambios favorables en la calidad del hábitat edáfico debido a la mejora en diversas propiedades físicas y químicas (Caviglia y Andrade, 2010). En particular, las rotaciones de cultivos, debido al aporte de materiales orgánicos de distinta calidad y en diferente cantidad a lo largo del tiempo, generan un fuerte efecto a nivel superficial y, con ello, sobre las comunidades que habitan dicho estrato o se favorecen directamente de los materiales vegetales suministrados (Bedano *et al.*, 2016). Tal respuesta resulta especialmente evidente en el corto plazo, aunque, en ciertos casos, los cambios asociados a las secuencias rotacionales en relación a determinados organismos podrían evidenciarse en lapsos de tiempo más prolongados, ya que sus respuestas se vinculan más estrechamente con variaciones a nivel de la matriz del suelo (Bedano *et al.*, 2016). Al respecto, Torppa y Taylor (2022) indicaron, en un ensayo de larga

duración, que la densidad de lombrices endógeas fue sustancialmente superior en rotaciones diversificadas con inclusión de leguminosas en comparación con aquellas más simplificadas y que sólo estuvieron compuestas por gramíneas. En este sentido, se ha demostrado que la inclusión de leguminosas en las secuencias rotacionales incrementa la densidad de lombrices (Hubbard *et al.*, 1999; Schmidt *et al.*, 2003; Rodríguez *et al.*, 2020) ya que las mismas aportan residuos fácilmente aprovechables y con alto contenido de nitrógeno (Torppa y Taylor, 2022).

Capítulo II EXPERIMENTO

LOCALIZACIÓN

El sitio de estudio se ubicó en la localidad de Zavalla (Santa Fe, Argentina) dentro de la cuenca del Arroyo Ludueña, la cual se localiza entre los paralelos $32^{\circ} 45'$ y $33^{\circ} 08'$ S y los meridianos $61^{\circ} 04'$ y $60^{\circ} 39'$ O (Figura 1). El experimento a partir del cual se obtuvieron los datos para el desarrollo de este trabajo se instaló en el Lote N° 5 del Campo Experimental J. V. Villarino ($33^{\circ} 01'$ S; $60^{\circ} 53'$ O), dependiente de la Facultad de Ciencias Agrarias de la Universidad Nacional de Rosario (Figura 2).

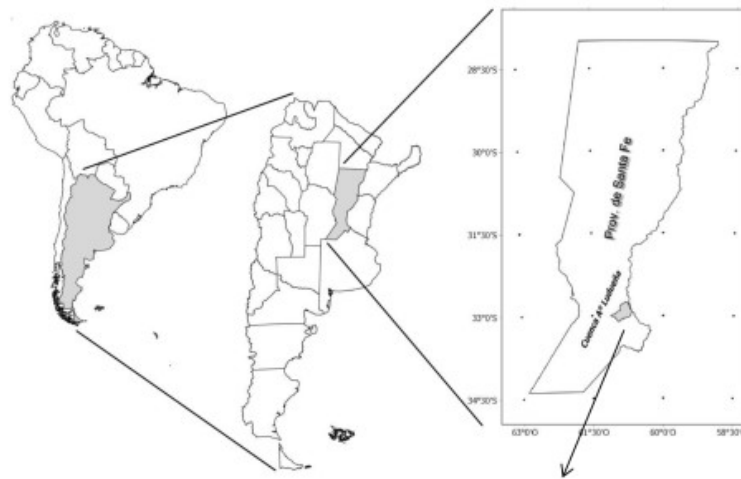


Figura 1. Ubicación y delimitación espacial de la cuenca del Arroyo Ludueña en la provincia de Santa Fe (*Extraído de Montico y Di Leo, 2021*).

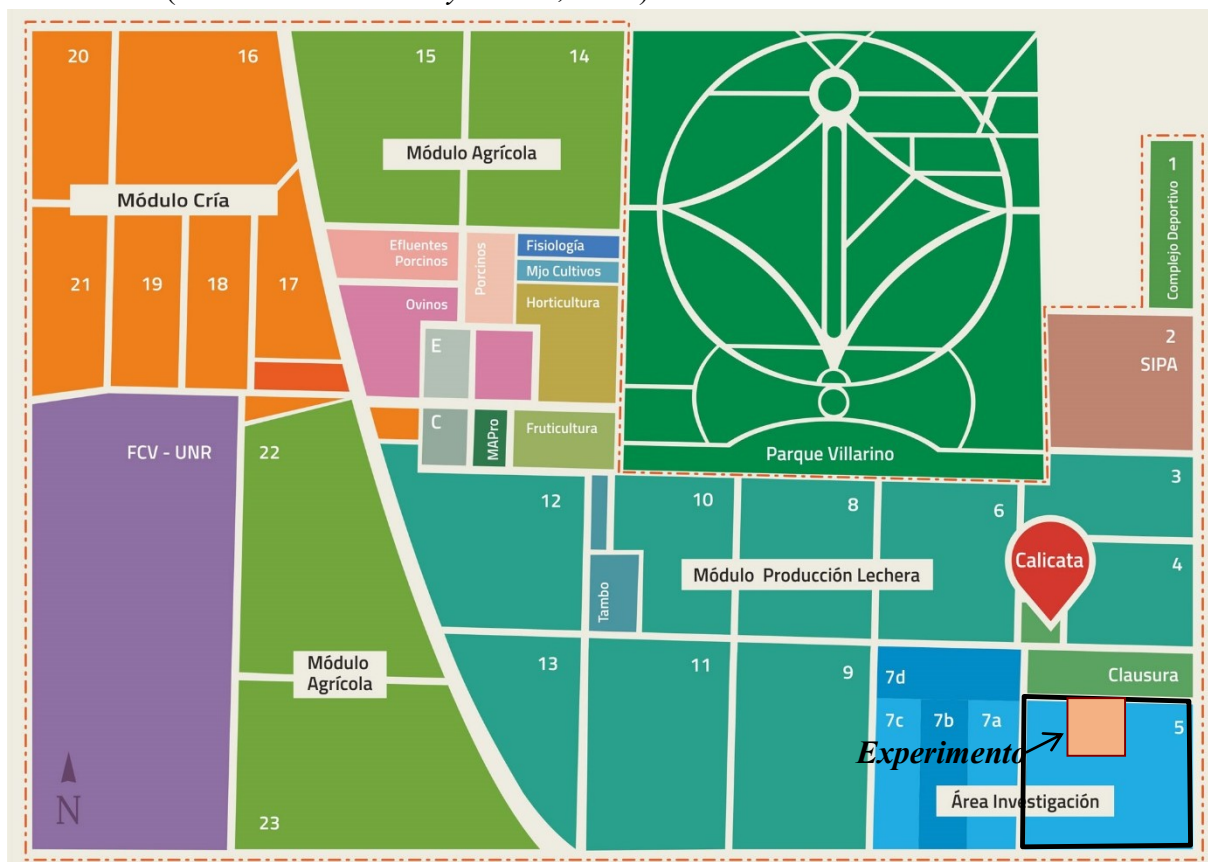


Figura 2. Detalle del Campo Experimental J. F. Villarino (Zavalla, Santa Fe), delimitación del Lote N° 5 (línea negra continua) y ubicación del experimento.

CARACTERIZACIÓN EDÁFICA

El experimento se localizó en un sector plano alto sin riesgo de erosión hídrica. El suelo correspondió a un complejo integrado por las series Roldán (70%), Monte Flores (20%) y Gelly (10%) (Tabla 1). El grupo de aptitud (GAT) de la unidad cartográfica en cuestión (Rd-12) fue 2/3w(p), siendo ésta una tierra con aptitud agrícola para uso intensivo a moderadamente intensivo. Tal valoración se encuentra en relación con la magnitud de las limitantes presentes que, en este caso, se vincularon con condiciones de drenaje deficiente (w) y restricciones a la penetración de las raíces por la presencia del horizonte argílico (p). Por su parte, el Índice de Aptitud (IAT) tiene un valor de 72, el cual surge del producto ponderado de los valores de IAT de las series componentes de la unidad cartográfica y su representación espacial (INTA, 2023).

Tabla 1. Descripción de las series de suelo incluidas en el complejo Rd-12.

Serie	Clasificación taxonómica ¹	Características principales ²	GAT IAT ³
Roldán	Argiudol vértico	<ul style="list-style-type: none"> - Suelo muy profundo, desarrollado a partir de sedimentos loésicos, franco limoso, con buena capacidad de almacenamiento de agua, moderadamente bien drenado y de lenta permeabilidad. - <u>Espesor del horizonte superficial</u> (en sitios no erosionados) (A): 28 cm. - <u>Composición textural superficial promedio</u>: 25% arcilla, 73% limo, 2% arena. 	1 82
Monte Flores	Argialbol típico	<ul style="list-style-type: none"> - Suelo muy profundo, afectado por sobresaturación hídrica durante buena parte del año y con acentuados rasgos de hidromorfismo en la mayor parte del perfil. - <u>Espesor del horizonte superficial</u> (A1): 31 cm. - <u>Composición textural superficial promedio</u>: 21% arcilla, 75% limo, 4% arena. 	6ws 20
Gelly	Natrалbol típico	<ul style="list-style-type: none"> - Suelo medianamente provisto de materia orgánica, levemente ácido en superficie y alcalino en profundidad, con drenaje imperfecto por permeabilidad insuficiente y la presencia de la napa freática de nivel fluctuante. - <u>Espesor superficial</u> (A+E): 24 cm. - <u>Composición textural superficial promedio</u>: 17% arcilla, 76% limo, 7% arena. 	5ws 31

¹ La clasificación taxonómica corresponde a la definida en base a los lineamientos del Soil Taxonomy (Soil Survey Staff, 1999).

² Características extraídas de la descripción de las series (INTA, 1983).

³ Valor definido sin considerar el factor climático.

CARACTERIZACIÓN CLIMÁTICA

El clima de la localidad de Zavalla es subhúmedo mesotermal con una temperatura media anual de 17° C y precipitaciones anuales promedio de 1100 mm concentradas mayormente en el período primavera-estivo-otoñal (Cáceres, 1980). La evolución mensual de las precipitaciones (PP), temperatura media (Tmed), mínima (Tmín) y máxima (Tmáx) registradas en el experimento durante el período de tiempo evaluado (campaña 2020-2021) se presenta en las Figuras 3 a 6. También se indican las medias históricas mensuales calculadas para el período 1973-2020 según los registros de la estación agrometeorológica del Campo Experimental J. F. Villarino y los valores de anomalía mensual.

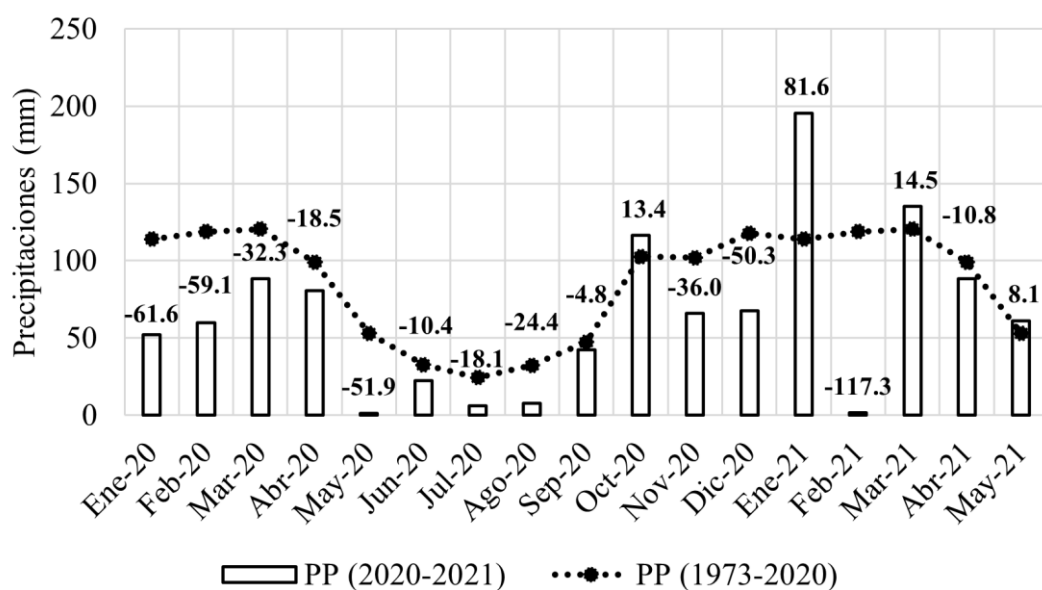


Figura 3. Precipitaciones mensuales registradas durante la campaña 2020-2021 y medias históricas mensuales en el sitio de estudio. *Los valores consignados en la figura corresponden a las anomalías mensuales de precipitaciones.*

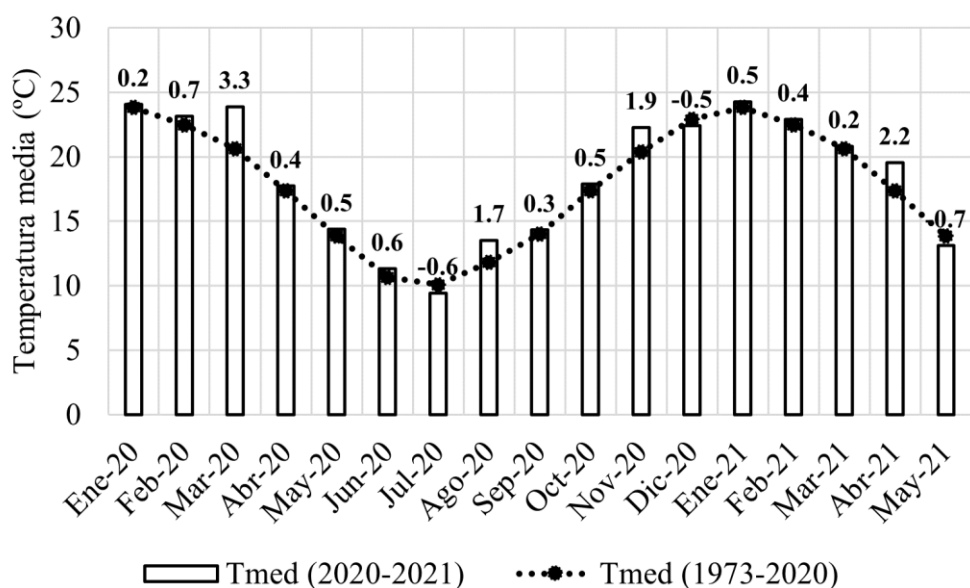


Figura 4. Temperaturas medias mensuales registradas durante la campaña 2020-2021 y medias históricas mensuales en el sitio de estudio. *Los valores consignados en la figura corresponden a las anomalías mensuales de temperatura media.*

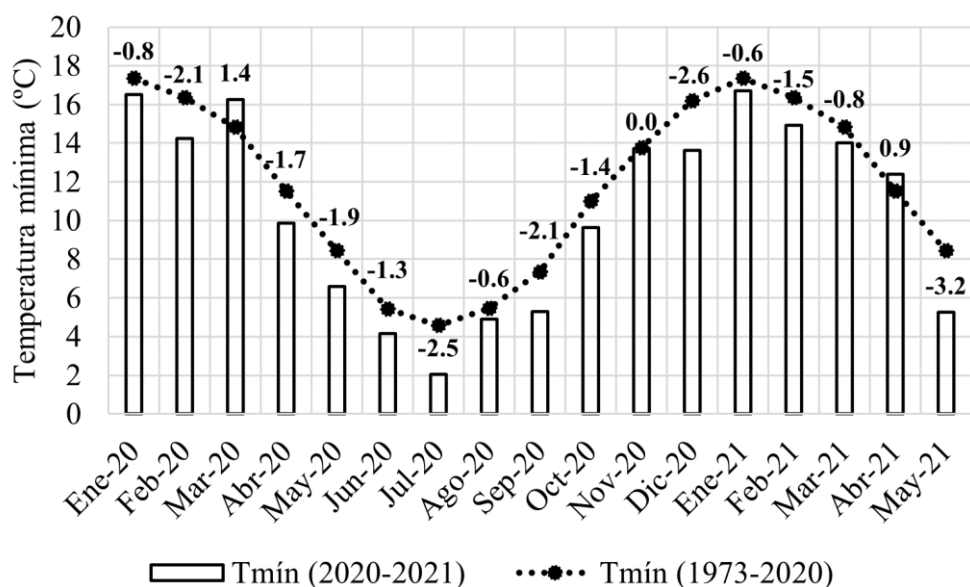


Figura 5. Temperaturas mínimas medias mensuales registradas durante la campaña 2020-2021 y mínimas medias históricas mensuales en el sitio de estudio. *Los valores consignados en la figura corresponden a las anomalías mensuales de temperatura mínima media.*

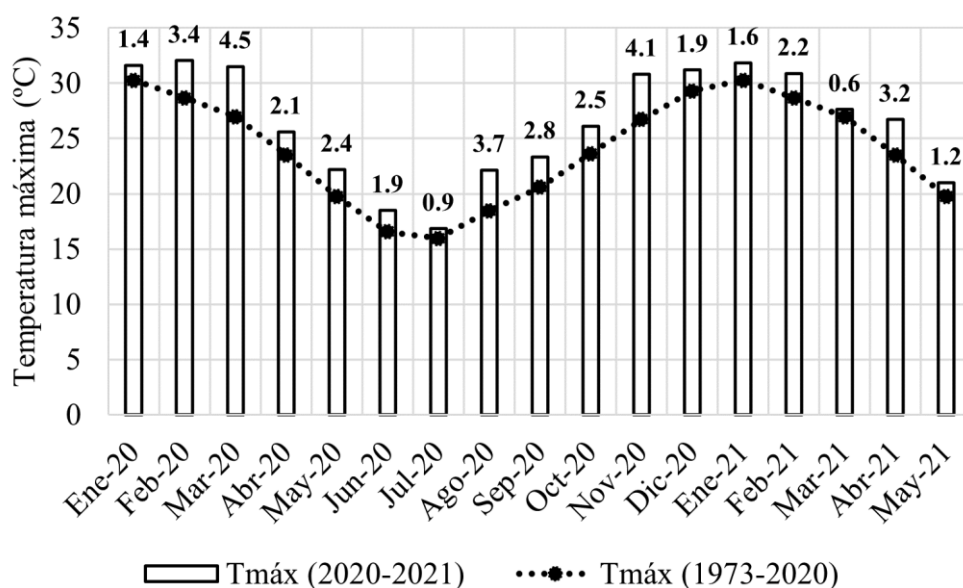


Figura 6. Temperaturas máximas medias mensuales registradas durante la campaña 2020-2021 y máximas medias históricas mensuales en el sitio de estudio. *Los valores consignados en la figura corresponden a las anomalías mensuales de temperatura máxima media.*

El monto anual promedio de PP registrado durante el desarrollo del experimento (mayo 2020 – mayo 2021) fue de 811 mm. En lo que refiere al ciclo de los CC (mayo – octubre 2020), el monto de PP alcanzado fue de 196 mm y se observó que todos los meses, excepto octubre, mostraron valores de PP inferiores a la media histórica, destacándose la mayor anomalía negativa en mayo. Asimismo, los meses previos a la siembra de los CC también registraron la misma tendencia anterior. Durante el ciclo de los cultivos estivales (noviembre 2020 – abril 2021) el monto de PP registrado fue de 554 mm y sólo enero y marzo de 2021 mostraron anomalías positivas. Por su parte, entre los restantes meses del ciclo, en febrero de 2021 se detectó la mayor anomalía negativa (Figura 3).

La Tmed registrada a lo largo del experimento fue 16,9 °C, en tanto que la Tmín fue 2,04 °C y la Tmáx 31,85 °C. Estas últimas correspondieron a los meses de julio de 2020 y enero de 2021, respectivamente. Durante todos los meses del ciclo de los CC, excepto en julio, la Tmed mensual mostró valores superiores a la media histórica, detectándose la mayor variación en el mes de agosto de 2020 (Figura 4). Asimismo, en dicho período las Tmín mensuales fueron inferiores a la media histórica en todos los meses, destacándose la mayor anomalía negativa en julio de 2020 (Figura 5). Por el contrario, las Tmáx mensuales se ubicaron por encima de las medias históricas mensuales (Figura 6). En referencia a las condiciones registradas durante el ciclo de los cultivos estivales, las Tmed mensuales resultaron superiores a los valores históricos,

excepto en diciembre de 2020, y las mayores anomalías se evidenciaron en noviembre de 2020 y abril de 2021. Por su lado, las $T_{mín}$ mensuales fueron inferiores a la media histórica en todos los meses, con excepción de noviembre y abril, observándose el mayor valor de anomalía negativa en diciembre de 2020. Contrariamente, las $T_{máx}$ mensuales fueron superiores a las medias históricas durante todo el ciclo de los cultivos estivales.

DISEÑO EXPERIMENTAL Y TRATAMIENTOS

El experimento tuvo un diseño en bloques completos aleatorizados con tres repeticiones y las unidades experimentales fueron parcelas de 20 m x 20 m (Figura 7). Los tratamientos bajo estudio presentaron antecesor Trigo (*Triticum aestivum* L.) / Soja (*Glycine max* (L.) Merr) y correspondieron a las siguientes secuencias de cultivos:

Trigo/Soja – Maíz (*Zea mays* L.) (**Bar-M**)

Trigo/Soja – CC (Vicia – *Vicia villosa* R.) – Maíz (**CCv-M**)

Trigo/Soja – Soja (**Bar-S**)

Trigo/Soja – CC (Triticale – *x Triticosecale* W.) – Soja (**CCt-S**)

Trigo/Soja – Trigo/Soja (**T-S**)

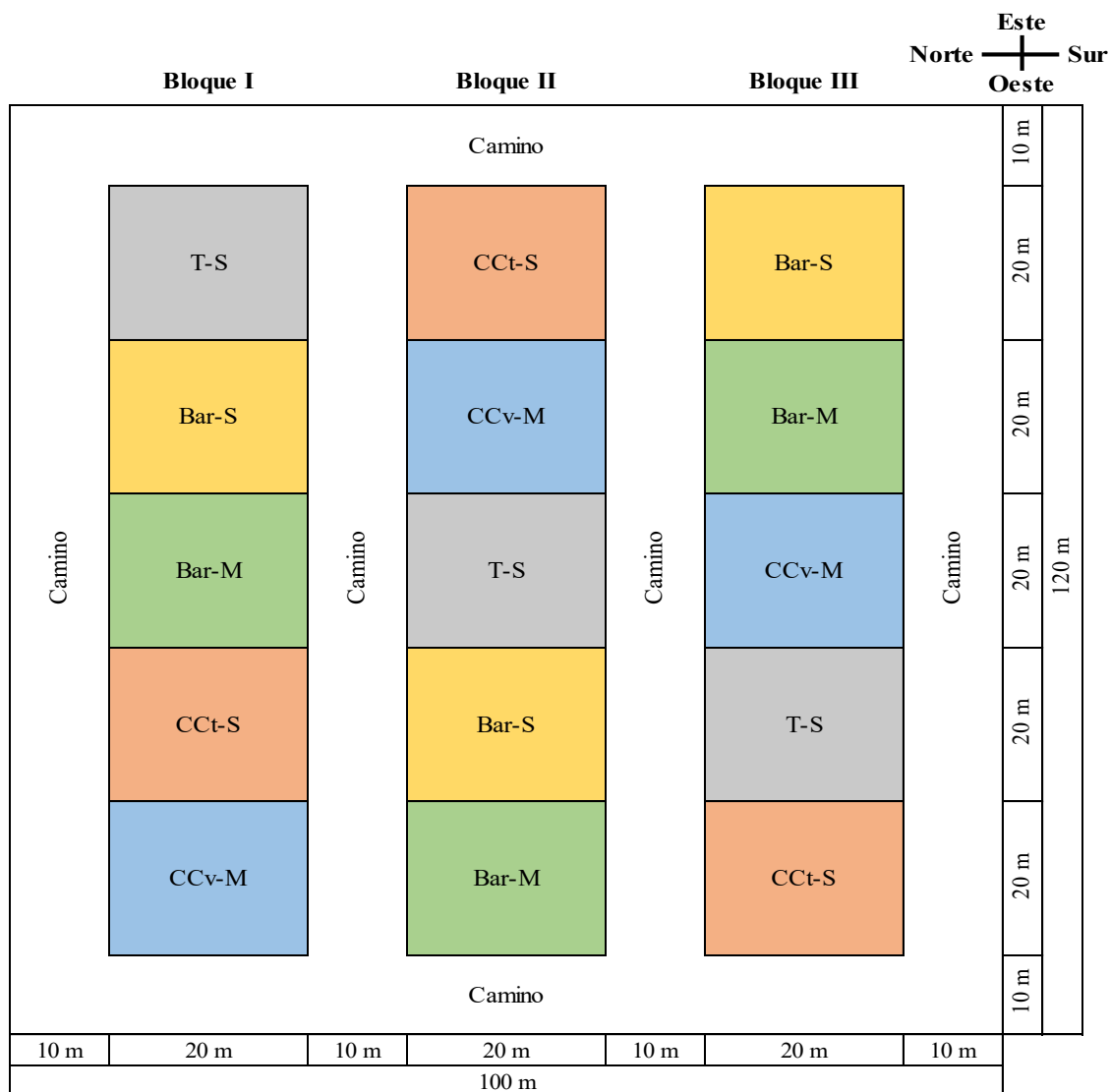


Figura 7. Diseño y dimensiones del experimento.

MANEJO Y DETERMINACIONES COMPLEMENTARIAS

Durante los diez años previos a la instalación del experimento (mayo de 2020), el lote se condujo en SD. Desde los años 2010 a 2017 se realizó monocultivo de soja, mientras que desde el 2017 al 2020 la secuencia implementada fue trigo/soja.

Los CC se sembraron el 08/05/20 (vicia) y el 11/05/20 (triticale), mientras que la fecha de siembra del trigo (variedad DM Ceibo) fue el 22/06/20. En todos los casos se empleó sembradora de siembra directa con distancia entre surcos de 19 cm. La densidad de siembra fue de 28 kg ha⁻¹ en vicia, 90 kg ha⁻¹ en triticale y 150 kg ha⁻¹ en trigo. Al momento de la siembra se aplicó un fertilizante con 7% de nitrógeno, 40% de fósforo, 9% de azufre y 10% de magnesio en una dosis de 75 kg ha⁻¹.

Previo a la finalización del ciclo de los CC se determinó la cobertura y la producción de materia seca lograda por ambas especies. Para ello, se empleó un marco de 20 cm de largo por 50 cm de ancho ($0,1 \text{ m}^2$) en el que se estimó visualmente la cobertura (%) del suelo con residuos y material vegetal vivo. Para el cálculo de la producción de materia seca (kg ha^{-1}), se recogió el material vegetal comprendido en la superficie anterior, el cual fue colocado en bolsas de papel y llevado a estufa a $105 \text{ }^\circ\text{C}$ hasta alcanzar peso constante. En cada parcela se efectuaron cinco determinaciones de ambas variables ($n=30$).

El ciclo de los CC se interrumpió de manera química el 04/11/20 empleando glifosato con una dosis de 2 L ha^{-1} , mientras que el trigo fue cosechado el 10/12/20. La siembra de maíz y soja en los tratamientos Bar-M, CCv-M, Bar-S y CCt-S se efectuó el 06/11/20, en tanto que la de soja de la secuencia T-S se realizó el 11/12/20. En todos los casos se utilizó una sembradora de siembra directa con distancia entre surcos de 52 cm. El maíz correspondió a un híbrido 22.6 PWU (Brevant) cuya densidad de siembra fue de 4 semillas por metro lineal, mientras que en soja se empleó un cultivar DM 4615 STS (Don Mario) con una densidad de siembra de 22 semillas por metro lineal en Bar-S y CCt-S y 25 semillas por metro lineal en T-S. En todos los tratamientos se realizó una fertilización a la siembra empleando fosfato monoamónico (11-52-0) en una dosis de 80 kg ha^{-1} . En el caso del tratamiento CCt-S, debido a un desperfecto en la sembradora, se efectuó la resiembra de soja el 27/11/20.

El control de malezas a lo largo del experimento se efectuó de manera química, realizando las pulverizaciones según densidad y estado de las malezas presentes. Las mismas se llevaron a cabo durante el ciclo de los CC para controlar malezas de ciclo otoño-invernal, al momento de la supresión del crecimiento de los CC y previo a la siembra de los cultivos de cosecha estivales, y durante el ciclo de estos últimos. En el primer caso, se emplearon productos con los siguientes principios activos y dosis: glifosato (2 L ha^{-1}), cletodim ($0,5 \text{ L ha}^{-1}$) y picloram ($0,1 \text{ L ha}^{-1}$). En el segundo caso, se aplicó glifosato (2 L ha^{-1}), pyroxasulfone ($0,2 \text{ kg ha}^{-1}$), 2,4-D ($0,6 \text{ L ha}^{-1}$), saflufenacil ($0,04 \text{ kg ha}^{-1}$) y fluroxipir ($0,5 \text{ L ha}^{-1}$). Previo a la siembra de soja en las parcelas correspondientes al tratamiento T-S, se aplicó glifosato (2 L ha^{-1}), saflufenacil ($0,04 \text{ kg ha}^{-1}$), s-metolaclor (1 L ha^{-1}) y sulfentrazone ($0,5 \text{ L ha}^{-1}$), en tanto que durante el ciclo de los cultivos estivales se efectuaron aplicaciones de fomesafen (1 L ha^{-1}), benazolín (1 L ha^{-1}) y glifosato (2 L ha^{-1}). En ninguna oportunidad a lo largo del período evaluado fue necesario aplicar insecticidas ni fungicidas.

La cosecha de soja de los tratamientos Bar-S y CCt-S se realizó el 21/04/21, mientras

que la del maíz de Bar-M y CCv-M y de la soja de T-S se llevó a cabo el 29/04/21. Para la estimación del rendimiento, en cada parcela se extrajeron muestras de plantas enteras de soja y espigas de maíz correspondientes a 1 y 2 m lineales, respectivamente, en dos surcos contiguos (n=12). Las muestras fueron trilladas con máquina estática, para luego determinar el porcentaje de humedad con un humidímetro de campo y el peso de cada muestra con una balanza digital. Los rendimientos promedio obtenidos en cada tratamiento fueron: $8339,78 \pm 371,68 \text{ kg ha}^{-1}$ (Bar-M), $8849,25 \pm 2202,93 \text{ kg ha}^{-1}$ (CCv-M), $2116,92 \pm 229,89 \text{ kg ha}^{-1}$ (Bar-S), $1319,23 \pm 589,80 \text{ kg ha}^{-1}$ (CCt-S) y $2392,53 \pm 497,45 \text{ kg ha}^{-1}$ (T-S).

MUESTREOS

Los muestreos se realizaron en tres momentos durante la campaña 2020/2021: **muestreo inicial** (Mi): luego de la cosecha de soja de segunda en todos los tratamientos (07/05/20); **muestreo post CC y barbecho** (Mcc-b): previo a la supresión del crecimiento de los CC y la siembra de los cultivos estivales (02/11/20) en todos los tratamientos, excepto en T-S; **muestreo final** (Mf): luego de la cosecha de los cultivos estivales en todos los tratamientos (11/05/21).

Capítulo III AMBIENTE EDÁFICO

INTRODUCCIÓN

La multifuncionalidad de los suelos ha sido reconocida como un aspecto clave en la toma de decisiones de manejo (Wiesmeier *et al.*, 2019), promoviendo el desarrollo de una visión sistémica sobre la base ambiental, social y económica (Baveye *et al.*, 2016). Sin embargo, numerosos procesos de degradación de los suelos se han acrecentado como consecuencia de prácticas de manejo adoptadas desde un punto de vista analítico, ignorando, de ese modo, la multiplicidad de componentes presentes en el suelo y las interacciones entre ellos, lo cual define su funcionamiento (Smith *et al.*, 2022). De este modo, la degradación del suelo redundante en una reducción de su calidad (Lal, 2009) que, frente a la ausencia de prácticas de manejo apropiadas para su reversión o mitigación, determina la aparición gradual de limitantes de distinto tipo que acentúan la disminución de la calidad y resiliencia del suelo ante los disturbios (Lal, 2015).

La evaluación de los cambios ocurridos a nivel edáfico en respuesta a distintas prácticas de manejo o presiones externas requiere la selección de diferentes variables indicadoras de la calidad del suelo que permitan, entre otros aspectos, interpretar condiciones y establecer tendencias, como así también proveer información temprana que permita anticipar escenarios futuros (Becker, 2017). No obstante, la complejidad de las relaciones existentes en el suelo, como así también de los servicios ecosistémicos provistos (Bünemann *et al.*, 2018), requiere una interpretación holística a través de la integración de variables de distinta naturaleza. Por ejemplo, se ha determinado que la caracterización de la estructura del suelo, más recientemente definida como “arquitectura”, resulta de crucial importancia para la comprensión y el manejo de las funciones edáficas debido a su influencia sobre los procesos físicos, químicos y biológicos que ocurren en el suelo (Vogel *et al.*, 2022). En este sentido, la calidad física es un factor clave de la salud y productividad edáfica ya que controla directamente el crecimiento radical e interviene sobre los flujos de agua y su almacenamiento en el perfil, lo cual influye sobre la captura de nutrientes y el crecimiento vegetal (Salazar *et al.*, 2022).

En la región pampeana, la simplificación de los sistemas agrícolas a través de la implementación del monocultivo de soja bajo SD condujo al desarrollo de diferentes procesos de degradación de los suelos (Wilson *et al.*, 2020) que ocasionaron diversas implicancias sobre los servicios ecosistémicos provistos por los mismos (Caride *et al.*, 2012; Wingeyer *et al.*, 2015). En este contexto, la adopción de prácticas de manejo conservacionistas, entre las que se

destacan los CC, han sido evaluadas como alternativas para mitigar procesos de degradación edáfica de diferente índole (Tuomisto *et al.*, 2012). Los efectos de los CC sobre el suelo son diversos y, en lo que respecta a las propiedades edáficas, se ha demostrado que la actividad de sus raíces provee numerosos beneficios, entre los que se destacan el incremento del contenido de carbono orgánico, la mejora en la disponibilidad de nutrientes a través de la intervención en su ciclado y las contribuciones favorables que realizan sobre la agregación del suelo (Saleem *et al.*, 2020). En consecuencia, debido a la participación de los CC en numerosos procesos edáficos, éstos han sido propuestos como componentes relevantes para el desarrollo de modelos agrícolas sustentables (Koudahe *et al.*, 2022). En este sentido, la mejora en la salud del suelo derivada de su implementación (Daryanto *et al.*, 2018) resulta de particular importancia para la provisión de numerosos servicios ecosistémicos de los cuales depende la producción agrícola (Schipanski *et al.*, 2014; Brennan, 2017; Daryanto *et al.*, 2019).

OBJETIVOS GENERALES

1. Evaluar los cambios en las propiedades edáficas en respuesta a la inclusión de CC y al mantenimiento del barbecho invernal en las secuencias de cultivos.
2. Determinar los efectos anuales sobre propiedades edáficas derivados de la configuración de las secuencias de cultivos.
3. Caracterizar las variables edáficas estudiadas según su sensibilidad de cambio en el corto plazo.
4. Analizar las variaciones en atributos sistémicos edáficos asociados a la inclusión o no de CC en las secuencias de cultivos.

PARTE A

Variables edáficas físicas, químicas y fisicoquímicas

HIPÓTESIS

1. La inclusión de CC en secuencias de cultivos de corta duración, como así también la configuración de las mismas, generarán variaciones en las propiedades físicas, químicas y fisicoquímicas evaluadas.
2. Existirán diferencias en la sensibilidad de cambio de cada una de las propiedades edáficas en el período de tiempo analizado.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Relevar variables físicas, químicas y fisicoquímicas del suelo en los tratamientos y momentos de muestreo definidos.
2. Analizar el impacto de las especies de CC y de los cultivos de cosecha, como así también de las secuencias de cultivos en su conjunto, sobre distintas propiedades edáficas.

MATERIALES Y MÉTODOS

En cada parcela del experimento se definió una subparcela de 36 m² (6 m de lado) en cuyo interior se extrajeron las muestras para análisis de las variables edáficas (n total=42), las cuales se detallan en la Tabla 2. En cada oportunidad se tomó con barreno una muestra compuesta por parcela (12 a 15 submuestras) en el espesor de suelo de 0-20 cm.

Tabla 2. Variables edáficas químicas y fisicoquímicas evaluadas y metodologías analíticas empleadas para su determinación.

Variables	Unidad	Metodología analítica
Carbono orgánico total (COT)	%	Método de calcinación (Chatterjee <i>et al.</i> , 2009).
Carbono orgánico particulado (COP)	%	Separación física (Cambardella y Elliot, 1992) y método Walkey Black para estimación del contenido de carbono (Walkey y Black, 1934).
Nitrógeno total (Nt)	%	Método Kjeldahl (Bremner, 1996).
Nitrógeno de nitratos (N-NO₃)	ppm	Método colorimétrico cuantitativo (Bremner y Mulvaney, 1996).
Fósforo disponible (Pd)	ppm	Método Bray Kurtz I (Bray y Kurtz, 1945).
Azufre de sulfatos (S-SO₄)	ppm	Método turbidimétrico (Lisle <i>et al.</i> , 1994).
pH	-	Método potenciométrico (relación suelo: agua 1: 2,5) (Jackson, 1976).

Como variable físico-mecánica se midió resistencia mecánica a la penetración (RMP) (KPa) empleando un penetrómetro digital Fieldscout SC 900. En cada momento de muestreo se tomaron cinco muestras por parcela (n total=210) con lecturas cada 2,5 cm (intervalo de medición definido en el instrumento). Dado que la RMP varía ampliamente según el contenido hídrico edáfico (Hum) (Jorajuria Collazo, 2004), se efectuó la corrección de los valores de RMP según la ecuación propuesta por Krüger *et al.* (2018) (Ecuación 1).

$$RMP_{cor} = RMP_{obs} - [(Hum_{ref} - Hum_{obs}) * P] \quad \text{Ecuación 1}$$

Donde: RMP_{cor}: RMP corregida; RMP_{obs}: RMP registrada por el instrumento; Hum_{ref}: valor de corrección de humedad (18%); Hum_{obs}: humedad observada; P: pendiente de la recta de regresión.

Las determinaciones de Hum se efectuaron en cada parcela y momento de muestreo en dos espesores de suelo: 0-10 cm y 10-20 cm (n total=204). Para ello, se extrajeron muestras con barreno y se determinó el contenido de humedad mediante el método gravimétrico (Gardner, 1986). El contenido de Hum (%) se expresó como la relación entre la cantidad de agua en la muestra y el peso de la misma luego del secado en estufa a 105 °C hasta obtener peso constante. Por su parte, el valor de P correspondió a la pendiente de la recta de regresión entre los datos de RMP y Hum de todos los tratamientos y momentos de muestreo (Figura 8).

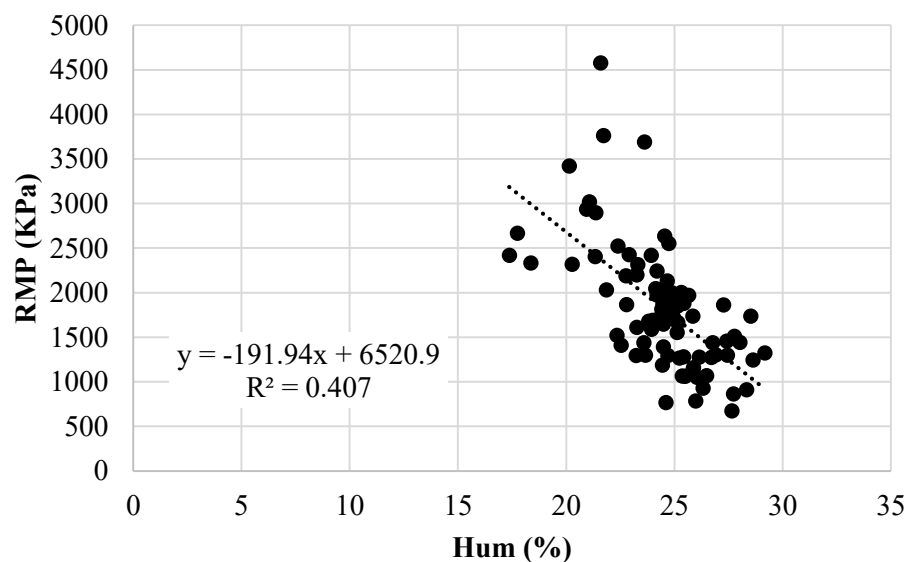


Figura 8. Regresión entre la RMP y la Hum del conjunto de datos del experimento, ecuación de ajuste lineal y coeficiente R².

Para el análisis de estabilidad estructural se extrajo una muestra por parcela en cada momento de muestreo (n total=42). Las mismas se obtuvieron con pala, evitando la compactación de la porción de suelo extraída y descartando los bordes de modo de conservar

la porción central. Luego de su extracción, las muestras fueron disgregadas manualmente, respetando los planos de ruptura naturales de los agregados, y luego pasadas por tamices de tamaño de malla de 2 mm y 0,25 mm. Se conservó la fracción de agregados comprendida entre ambas medidas, la cual se dejó orear para efectuar la determinación del porcentaje de agregados estables en el pretratamiento al agua (AEA), según la metodología descrita por Hénin *et al.* (1958). El método consiste en realizar el pretratamiento correspondiente partiendo de 5 g de muestra para obtener la fracción de agregados que permanece en el tamiz de 0,25 mm luego de sumergirla en agua en el aparato de Feódoroff (Feódoroff, 1960). El porcentaje de AEA se obtuvo a partir de la relación entre el peso de la fracción remanente y el peso inicial de la muestra (5 g).

Análisis estadístico

En el caso de la RMP, se calculó el valor promedio por parcela a partir de las lecturas realizadas en cada oportunidad. En cuanto a la Hum, se definió un único valor por parcela a partir del promedio de los dos espesores de suelo considerados.

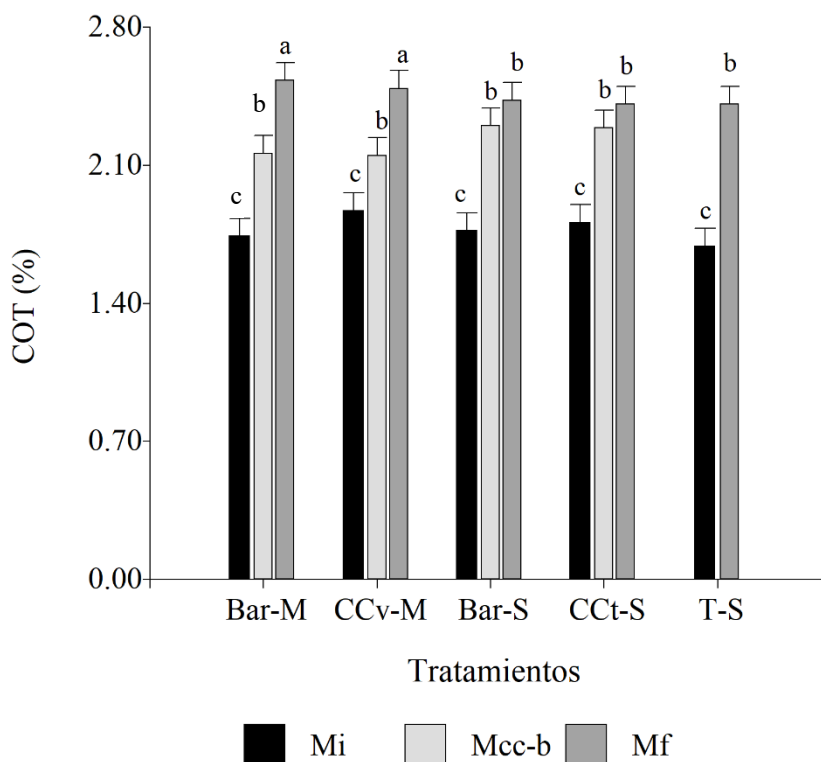
Las diferencias entre tratamientos y momentos de muestreo se evaluaron mediante Modelos Lineales Generales y Mixtos. Para ello, se consideraron como efectos fijos al bloque, tratamiento, momento de muestreo y la interacción entre los dos últimos, mientras que la parcela fue el efecto aleatorio. Se modelizó la heteroscedasticidad de variancias entre tratamientos o momentos de muestreo empleando la función *varIdent*, al igual que la correlación temporal mediante las opciones simetría compuesta, sin estructura y autorregresivo de orden 1. El modelo con mejor ajuste en cada variable fue el que presentó los valores más bajos de los criterios de Akaike (AIC) y Bayesiano de Información (BIC) y, en caso de existir diferencias significativas entre tratamientos y/o momentos de muestreo, las mismas se evaluaron con la prueba LSD-Fisher ($\alpha=0,05$). Los cálculos se realizaron a través de la interfaz de R incluida en el *software* InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2020). En todas las variables, los valores promedio y error estándar presentados corresponden a los estimados por los respectivos modelos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Carbono orgánico total (COT)

En esta variable existió interacción significativa entre tratamientos y momentos de muestreo ($F=11,36$; $p<0,0001$) y los resultados obtenidos se muestran en la Figura 9. En ningún momento de muestreo se registraron diferencias significativas entre tratamientos ($p>0,05$).

Figura 9. Valores promedio y error estándar de COT según tratamientos y momentos de



muestreo. Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento ($p<0,05$).

En todos los tratamientos se registró un incremento significativo en el Mcc-b con respecto al Mi, mientras que, en el Mf, la concentración de COT fue significativamente superior al observado en el Mcc-b sólo en los tratamientos Bar-M y CCv-M. Estos resultados sugieren cambios a corto plazo en el COT que, entre los Mi y Mcc-b, no ocurrieron por la inclusión o no de CC. Al respecto, en el Mcc-b los pares Bar-M – CCv-M y Bar-S – CCt-S mostraron contenidos de COT similares que difirieron en 0,01% entre cada tratamiento del par. De este modo, los CC no introdujeron cambios significativos en la variable estudiada, con lo cual podría suponerse que el aporte de los mismos al reservorio de COT se vería reflejado en períodos de tiempo posteriores, o bien, luego de la repetición de las secuencias durante varias campañas. Estos resultados concuerdan con el estudio realizado por Romaniuk *et al.* (2018) en suelos

Argiudoles típicos del norte de la provincia de Buenos Aires, donde se evaluaron cambios a corto plazo en distintas propiedades edáficas en respuesta a la inclusión de CC. En ese caso, tampoco se detectaron diferencias significativas anuales en el COT entre los CC de vicia (*Vicia sativa*) y trigo (*Triticum aestivum*) luego de su ciclo. Al respecto, se ha demostrado que la contribución de los CC al incremento en el contenido de COT depende, en gran medida, del aporte de residuos por parte de los mismos, el cual puede fluctuar considerablemente de un año a otro como consecuencia del cambio en las condiciones climáticas (Kuo y Jellum, 2000). Por el contrario, Restovich *et al.* (2011) observaron que, en el corto plazo, la inclusión de CC en las secuencias rotacionales incrementó el contenido de COT y, con ello, generó un aumento transitorio en la macroporosidad y la estabilidad estructural en los períodos de mayor aporte de carbono en la rotación. Asimismo, Thapa *et al.* (2022) determinaron cambios en el COT luego del ciclo de diferentes CC en relación al tamaño de los agregados y concluyeron que el mayor incremento se observó en el CC de avena (*Avena sativa*) con respecto a CC de leguminosas, y en las fracciones de macro (250 – 2 μm) y microagregados (53 – 250 μm). Esta respuesta se vinculó con el aporte de carbono proveniente de la biomasa del CC de avena y con la calidad de la misma (alta relación C:N) (Ghimire *et al.*, 2019).

La ausencia de diferencias significativas entre tratamientos con y sin inclusión de CC en el Mcc-b pudo relacionarse con la dificultad para detectar, en el espesor de suelo estudiado, cambios en el COT asociados a una posible estratificación del mismo. En relación con ello, Restovich *et al.* (2011) evaluaron el cambio en el contenido de COT en el corto plazo, en distintos estratos de suelo y para un conjunto de CC de gramíneas y leguminosas en un ensayo instalado sobre un suelo Argiudol típico (Pergamino, Buenos Aires). Al respecto, detectaron que las diferencias observadas entre CC en cuanto al cambio en el COT se evidenciaron, mayoritariamente, en el espesor de suelo de 0-5 cm y luego de la cosecha de los cultivos estivales sucesores (soja y maíz). Por el contrario, en el espesor de suelo de 10 a 20 cm no se registraron diferencias significativas entre tratamientos ni momentos de evaluación. Inmediatamente luego del ciclo de los CC, y previo a la siembra de los cultivos de cosecha, dado que el sistema implementado es la SD, la mayor parte de los residuos aportados por los CC se encuentra en la superficie del suelo y, por ende, en dicho momento generan poca contribución al *stock* de COT a nivel superficial (Restovich *et al.*, 2011). No obstante, diversos estudios han demostrado un incremento en el contenido de COT en dicho espesor debido a un efecto acumulativo como consecuencia de la inclusión de CC en las secuencias rotacionales

(Balesdent *et al.*, 2000; de Oliveira Ferreira *et al.*, 2013; Varela *et al.*, 2014; Duval *et al.*, 2016; Rillo, 2022).

Si bien en este trabajo no se evaluó específicamente la contribución de la biomasa radical de los CC, es relevante considerar que ésta representa un aporte importante de residuos que impacta directamente sobre el contenido de carbono del suelo (Maeght *et al.*, 2013, Frasier *et al.*, 2015). En este sentido, dado el contacto directo con la matriz del suelo y los microorganismos edáficos, las raíces contribuirían en mayor proporción a la formación de materia orgánica del suelo que la biomasa aérea y afectarían de manera más directa la abundancia de microorganismos (Denef y Six, 2006; Kong y Six, 2010; Kätterer *et al.*, 2011; Schmidt *et al.*, 2011; Cotrufo *et al.*, 2013; Frasier *et al.*, 2016b). Por otro lado, la calidad de los residuos radicales, al igual que la de los aéreos, también influye sobre los tenores de carbono presentes en el suelo. Al respecto, los CC de leguminosas aportan residuos de raíces de menor relación C:N con respecto a los de las gramíneas (Georgieva *et al.*, 2005), resultando en una degradación más rápida de los primeros. Sin embargo, el contenido total de carbono proporcionado por los distintos tipos de residuos también estaría en relación con la cantidad de biomasa producida.

En el Mf sólo existieron diferencias significativas con respecto al Mcc-b entre los tratamientos que incluyeron maíz como cultivo de cosecha y los que incorporaron soja. Tales variaciones indicarían que los contenidos superiores de COT en las secuencias con maíz podrían estar asociados al aporte de residuos derivados de la senescencia de partes aéreas y radicales de las plantas durante su ciclo de crecimiento, los cuales son de mejor calidad que los de soja (Wright y Hons, 2004). No obstante, en el período de tiempo estudiado, posiblemente esta respuesta sea de carácter temporario y no defina una tendencia consistente en el COT.

Finalmente, la secuencia T-S también mostró un incremento en el COT en el Mf con respecto al Mi, pero que no se diferenció significativamente del tenor registrado en Bar-S y CCt-S. Probablemente, esta tendencia también esté vinculada al período de tiempo evaluado, siendo necesario efectuar análisis en períodos de tiempo más prolongados que sean adecuados para reflejar los cambios en el reservorio de carbono del suelo asociados a dicha secuencia. En relación a ello, Novelli *et al.* (2017), luego de dos años de implementación de la secuencia T-S en un Argiudol ácuico en Paraná (Entre Ríos), observaron un incremento en el *stock* de COT (0-30 cm) con respecto al monocultivo de soja que, en el espesor de 0 a 5 cm, mostró una

correlación positiva con la intensidad de cultivo (cantidad de semanas con cultivo vivo en relación a la longitud total de la secuencia de cultivos).

Carbono orgánico particulado (COP)

En cuanto al COP, no existió interacción ($F=1,24$; $p=0,309$) ni diferencias significativas entre tratamientos ($F=1,26$; $p=0,307$) ni momentos de muestreo ($F=2,66$; $p=0,09$). Los resultados obtenidos se indican en la Figura 10.

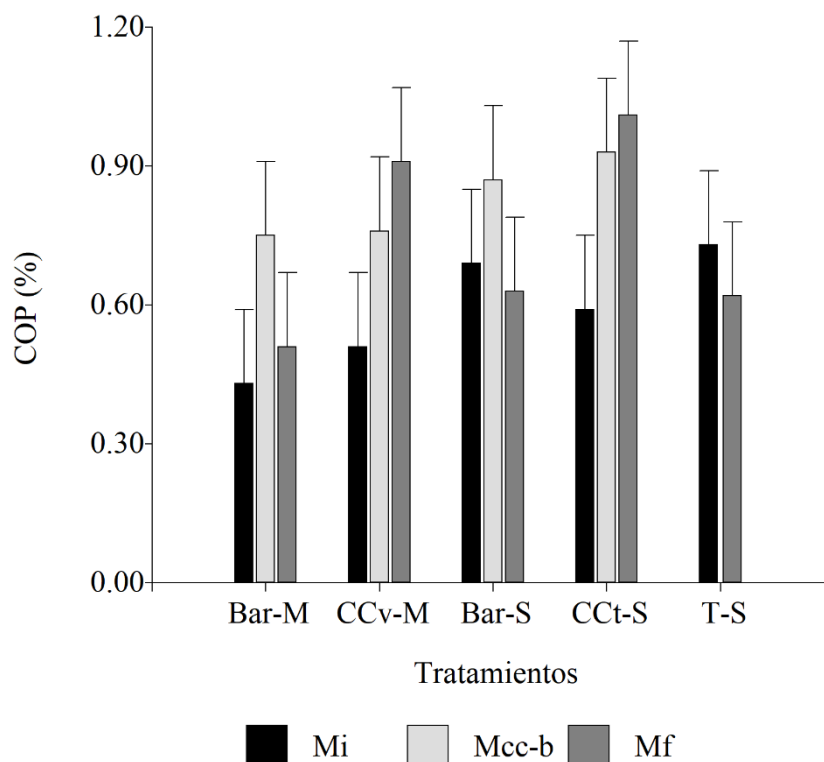


Figura 10. Valores promedio y error estándar de COP según tratamientos y momentos de muestreo.

Se observó una similitud en las tendencias registradas entre los tratamientos de barbecho y los que incluyeron CC. En este sentido, tanto Bar-M como Bar-S mostraron el máximo valor de COP en el Mcc-b, mientras que en CCv-M y CCt-S se detectó una tendencia creciente entre el Mi y el Mf. Por el contrario, la secuencia T-S presentó una tendencia decreciente en el período de tiempo evaluado. En los primeros (Bar-M y Bar-S), la degradación de los residuos del cultivo de soja de segunda antecesor podría explicar el incremento en el contenido de COP en el Mcc-b con respecto al Mi. No obstante, en el Mf, dado que el mismo se realizó pocos días después de la cosecha de los cultivos estivales, no se evidenció un cambio en esta fracción debido al aporte de los residuos de tales cultivos. Por su parte, en los tratamientos que incluyeron CC, el

mayor valor de COP registrado en el Mf reflejaría las variaciones asociadas a la degradación de sus residuos. En primera instancia, estos resultados indicarían que el ciclado de esta fracción ocurre relativamente rápido en el suelo ya que incluye materiales orgánicos que se encuentran fácilmente disponibles para ser degradados por parte de los microorganismos (Schmidt *et al.*, 2011). Por otro lado, los cambios observados a lo largo del tiempo se respaldan en la definición de que el contenido de COP es el resultado del equilibrio entre los aportes de residuos superficiales y subsuperficiales y la velocidad de descomposición de los mismos, la cual depende de la calidad del material, su ubicación en el perfil y las condiciones de temperatura y humedad presentes, entre otros factores (Galantini y Rossell, 2005; Puget y Lal, 2005).

Los resultados anteriores concuerdan con las tendencias observadas por Romaniuk *et al.* (2018), quienes detectaron que, en el período de un año y en el espesor de suelo de 0 a 5 cm, las secuencias que incluyeron CC de vicia y trigo como antecesores de maíz y soja, respectivamente, presentaron mayor contenido de COP al momento de la cosecha de los cultivos estivales en relación a los tratamientos bajo barbecho invernal. Por su parte, Salvagioti *et al.* (2013) notaron que, al cabo de tres años, la inclusión de CC de trigo en una secuencia de monocultivo de soja incrementó un 21% la fracción más gruesa de la materia orgánica (106-2000 μ) en los primeros 3,5 cm del suelo en comparación con la situación de monocultivo de soja. En estos casos, el incremento de carbono correspondiente a la fracción lábil responde a la presencia de residuos en superficie, la cual provoca un intenso reciclaje de este elemento en los primeros centímetros del suelo (Wander, 2004). Por otra parte, en el Mf el contenido de COP del tratamiento CCt-S fue superior al registrado en CCv-M, lo cual podría asociarse con la cantidad de residuos aéreos aportada por cada CC (vicia: $3977,07 \pm 1238,17 \text{ kg ha}^{-1}$; triticale: $4871,87 \pm 1582,58 \text{ kg ha}^{-1}$). Asimismo, de Sá Pereira (2013) informó que la tasa de descomposición de los residuos de los CC también está influenciada por la relación C:N de los mismos. En este sentido, dado que el crecimiento de los CC es suprimido alrededor de floración, la relación C:N de los residuos es variable en función de la especie considerada, pero tiende a ser baja (inferior a 30:1) en la mayoría de los casos (de Sá Pereira *et al.*, 2017), lo cual redundaría en una degradación relativamente rápida de los mismos. Además, posiblemente las variaciones encontradas entre tratamientos también se vinculen con cambios diferenciales en las fracciones del COP (gruesa: 105-2000 μm ; fina: 53-105 μm ; asociada a las arcillas: <53 μm) inducidos por los CC (Beltrán *et al.*, 2016; Duval *et al.*, 2016; Romaniuk *et al.*, 2018; Bacigaluppo *et al.*, 2020).

Nitrógeno total (Nt)

En la Figura 11 se presentan los resultados obtenidos y el análisis estadístico de la variable Nt. En este caso, existió interacción significativa entre factores ($F=2,9$; $p=0,01$), pero sólo se registraron diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento ($p<0,05$).

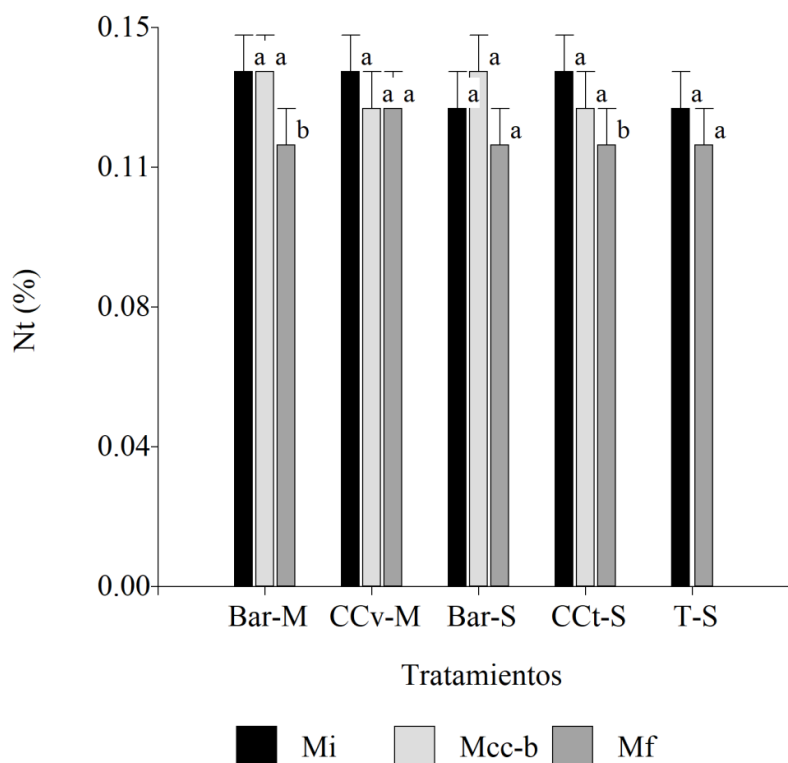


Figura 11. Valores promedio y error estándar de Nt según tratamientos y momentos de muestreo. Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento ($p<0,05$).

Si bien las respuestas halladas entre momentos de muestreo fueron variables según las secuencias analizadas, en todos los casos (excepto en CCv-M) el contenido de Nt detectado en el Mf fue inferior al de los Mi y Mcc-b. No obstante, sólo existieron diferencias significativas entre momentos de muestreo en Bar-M y CCt-S.

El Nt constituye una estimación de las formas de nitrógeno orgánico y mineral presentes en el suelo. Entre ellas, alrededor del 95% está representado por nitrógeno orgánico (Ye *et al.*, 2018) el cual, a través del proceso de mineralización, contribuye al aporte de nitrógeno mineral a la solución del suelo (Mooshammer *et al.*, 2014). En consecuencia, se ha determinado que el contenido de Nt está positivamente correlacionado con el *stock* de COT (Dang *et al.*, 2022). Sin embargo, los resultados hallados en este estudio no reflejaron una relación consistente entre

ambas variables, teniendo en cuenta que, a diferencia de lo detectado en Nt, en todos los tratamientos se registró una tendencia de incremento del COT en el período de tiempo evaluado. Esta respuesta podría vincularse con que los cambios en el contenido de Nt responderían a las condiciones edáficas presentes, las cuales afectarían, en mayor o menor medida, la actividad de los microorganismos encargados de la mineralización. En este sentido, es oportuno mencionar que las raíces secretan enzimas extracelulares y estimulan la actividad de los microorganismos edáficos (Xiong *et al.*, 2021), entre los que se encuentran los responsables del ciclo del nitrógeno. Por su parte, diversos autores han indicado cambios en la actividad enzimática en respuesta a distintos factores edáficos, tales como el pH, la textura, el contenido hídrico y de nutrientes, y la cantidad y calidad de la materia orgánica, entre otros (Ko, *et al.*, 2017; Piotrowska-Dlugosz *et al.*, 2022).

En otro punto, dado que el incremento del reservorio de nitrógeno orgánico del suelo depende del contenido de materia orgánica, posiblemente las respuestas halladas en los distintos tratamientos en cuanto al Nt también sean de carácter temporario y no definan una tendencia consistente en el período de tiempo evaluado. Al respecto, teniendo en cuenta que los cambios en el contenido de materia orgánica raramente ocurren en períodos de tiempo inferiores a tres o cuatro años (Christensen, 2001), probablemente las variaciones asociadas al Nt también respondan a dicha escala temporal. No obstante, es importante destacar que, en períodos de tiempo como el analizado en este trabajo, sería factible hallar cambios de diferente magnitud en el nitrógeno mineral, ya que dicha fracción es la que se encuentra disponible en la solución del suelo para ser capturada por las raíces (Mooshammer *et al.*, 2014). En este sentido, y en relación a los aportes realizados por los CC, se ha demostrado que una mayor biomasa de raíces impactaría positivamente sobre la disponibilidad de nitrógeno mineral en el perfil (Oderiz *et al.*, 2017) como consecuencia de la degradación de las mismas. Sin embargo, es importante destacar que el aporte de nitrógeno por parte de los CC dependerá de la producción total de materia seca, como así también de la concentración del nutriente en la misma (Fernández *et al.*, 2012; Frasier *et al.*, 2016a). De este modo, los CC contribuirían a incrementar el contenido de nitrógeno orgánico debido a su capacidad de capturar N-NO₃ que, de lo contrario, se perdería por lixiviación durante los períodos de barbecho (Martínez *et al.*, 2013).

Nitrógeno de nitratos (N-NO₃)

En esta variable se registró interacción significativa entre tratamientos y momentos de muestreo ($F=6,43$; $p<0,0001$) y los resultados obtenidos se muestran en la Figura 12.

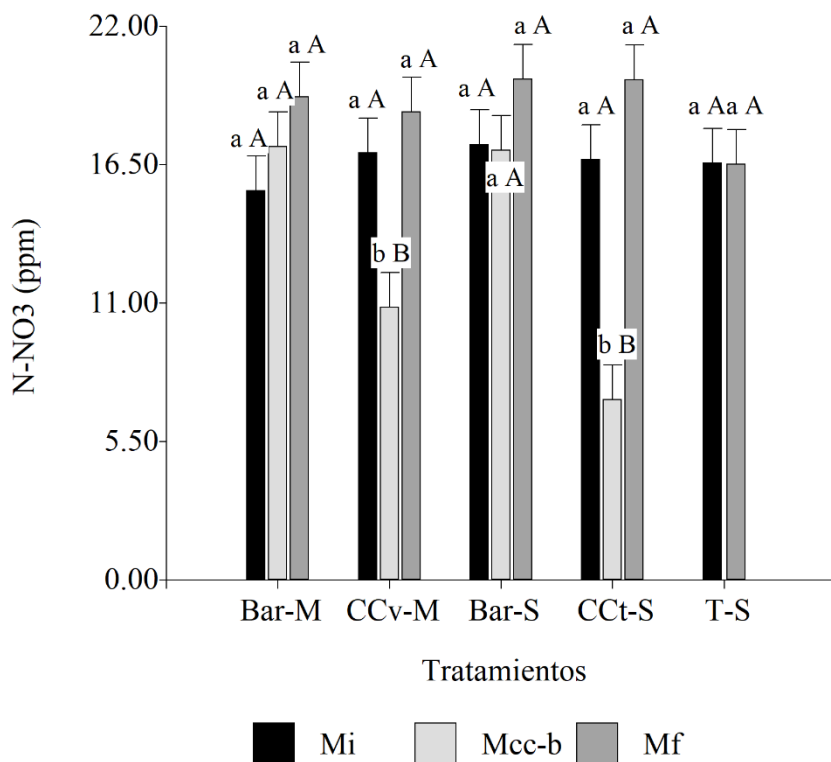


Figura 12. Valores promedio y error estándar de N-NO₃ según tratamientos y momentos de muestreo. Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento; letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en cada momento de muestreo ($p<0,05$).

En el Mcc-b existieron diferencias significativas entre los tratamientos que incluyeron CC y los de barbecho. Asimismo, el contenido de N-NO₃ asociado a las secuencias CCv-M y CCt-S fue significativamente inferior en dicho momento de muestreo en comparación con el registrado en los Mi y Mf, lo cual reflejaría el consumo de nitrógeno en la forma de nitratos (NO₃) por parte de los CC durante su ciclo de crecimiento (Kaspar y Singer, 2011; Salmerón, 2011). Se ha demostrado que la intensificación de las secuencias de cultivos agrícolas mediante la inclusión de CC otoño-invernales reduce el contenido de N-NO₃ en el suelo entre un 50 y un 90% con respecto a esquemas que mantienen el período de barbecho entre los cultivos de cosecha estivales (Restovich *et al.*, 2012; Portela *et al.*, 2016). De este modo, se genera un reciclaje del nutriente mediante la retención del mismo en los tejidos de los CC y la posterior liberación a través de la degradación de los residuos (Beltrán *et al.*, 2022). No obstante, también

es importante destacar que la dinámica de esta forma del nitrógeno en el suelo está altamente influenciada por los cambios en el contenido hídrico del perfil (Dhima *et al.*, 2007), predisponiendo, en períodos de excesos hídricos, a incrementar las pérdidas del nutriente por lixiviación cuando éste no es capturado por las raíces de las plantas. En contraposición, podría suponerse que, luego de la supresión del crecimiento de los CC, la cobertura superficial generada contribuiría a reducir las pérdidas de agua por evaporación y a mantener niveles adecuados de N-NO₃ en la solución del suelo.

El incremento en el tenor de N-NO₃ observado en todos los tratamientos (excepto en T-S) entre el Mcc-b y el Mf podría explicarse, en términos generales, a partir del balance entre el contenido disponible en el suelo, los aportes por mineralización primaria y secundaria, el consumo de los cultivos durante su ciclo y la extracción en los granos. En cuanto a los aportes, el incremento en la disponibilidad de N-NO₃ estaría ligado al aumento en el contenido de materia orgánica, en particular de las fracciones lábiles (Galantini *et al.*, 2004; Domínguez *et al.*, 2016b). Dicha respuesta es coincidente con lo detectado en este estudio, donde las secuencias que incluyeron CC mostraron valores superiores de COP en el Mf con respecto a las de barbecho, aspecto que podría estar en relación con el incremento significativo registrado en N-NO₃ entre el Mcc-b y el Mf en CCv-M y CCt-S. Por su parte, es interesante destacar que, dado el diseño de las secuencias de cultivos (CC de leguminosa como antecesor de un cultivo de cosecha de gramínea y viceversa), la ausencia de diferencias significativas entre tratamientos en el Mf posiblemente también responda a que el nitrógeno aportado por fijación biológica por parte de la vicia (Lüscher *et al.*, 2014) sería utilizado por el cultivo de maíz sucesor a medida que ocurre la degradación de los residuos de este CC, en tanto que el triticale podría actuar favorablemente absorbiendo los excesos de nitrógeno del suelo (Finney *et al.*, 2016). No obstante, se han reportado niveles diferenciales de extracción de nitrógeno en los cultivos de cosecha analizados (Cruzate y Casas, 2012), pero considerando que, en el caso de la soja, la mayor parte de los requerimientos es cubierta a través de la fijación biológica.

Fósforo disponible (Pd)

En la Figura 13 se presentan los resultados obtenidos en cuanto a Pd. En este caso, no existió interacción ($F=1,37$; $p=0,241$) ni diferencias significativas entre tratamientos ($F=1,59$; $p=0,199$) ni momentos de muestreo ($F=0,58$; $p=0,565$).

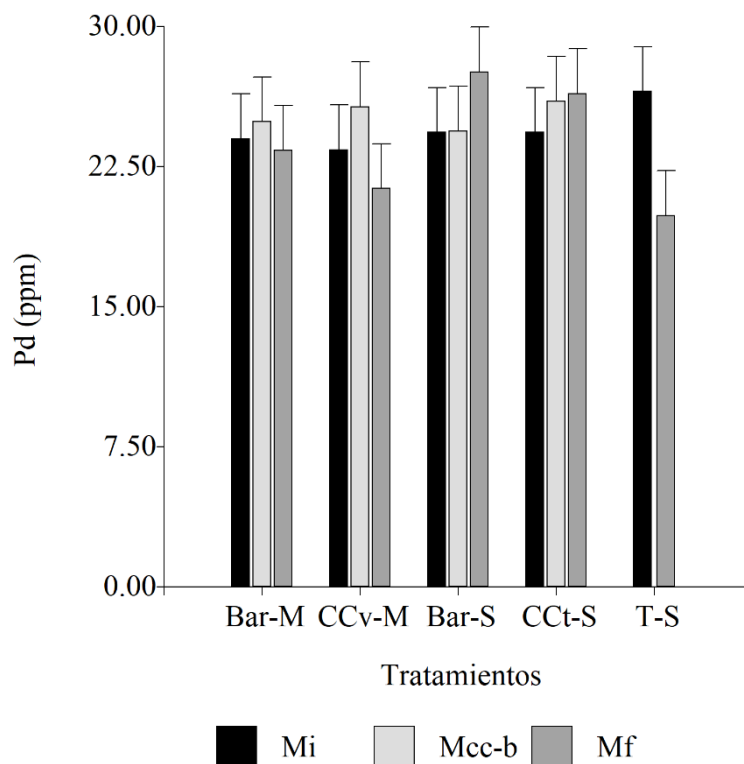


Figura 13. Valores promedio y error estándar de Pd según tratamientos y momentos de muestreo.

En todos los tratamientos y momentos de muestreo los niveles de Pd registrados fueron superiores a los definidos como críticos para la producción de soja (12 a 13 ppm) (Echeverría *et al.*, 2002), maíz (15 a 16 ppm) (García *et al.*, 1997) y trigo (15 a 18 ppm) (Zamuner *et al.*, 2006) en la región pampeana.

Se detectó una respuesta más o menos semejante entre las secuencias que incluyeron maíz como cultivo de cosecha estival versus las de soja. En el primer caso, tanto Bar-M como CCv-M mostraron el mayor contenido de Pd en el Mcc-b, mientras que el menor se observó en el Mf. Contrariamente, Bar-S y CCt-S presentaron una tendencia de incremento a lo largo del período de tiempo analizado. En el Mcc-b se registraron contenidos similares de Pd entre los tratamientos con CC y las situaciones de barbecho, lo cual sugiere que el consumo del nutriente por parte de los CC durante su ciclo de crecimiento fue reducido. Por otro lado, a pesar del posible aporte de fósforo realizado por los mismos, en el Mf sólo se observó un contenido de

Pd ligeramente superior al del Mcc-b en CCt-S. Al respecto, se ha propuesto que los residuos de gramíneas, los cuales presentan menor concentración de fósforo que los de leguminosas, no realizarían una contribución significativa a la disponibilidad del nutriente en el corto plazo (Damon *et al.*, 2014). Sin embargo, Capurro *et al.* (2012) detectaron, en dos ambientes de la provincia de Santa Fe (Armstrong y Correa), diferencias significativas en la concentración de fósforo de la materia seca aérea del CC de vicia y de la mezcla de avena y vicia en ambos sitios. Por lo tanto, la respuesta observada en el Mf podría surgir del balance entre el contenido de fósforo presente en el suelo, el adicionado por fertilización al momento de la siembra de los CC y los cultivos estivales (Capítulo II), el aportado por la degradación de los CC (en CCv-M y CCt-S) y el extraído por los cultivos de cosecha.

Teniendo en cuenta la variedad de formas minerales y orgánicas en que el fósforo está presente en el suelo y con distinto grado de disponibilidad (Hallama *et al.*, 2022), las comunidades microbianas, en conjunto con los sistemas radicales, adquieren especial relevancia en la dinámica del fósforo edáfico (Bünemann *et al.*, 2011; Richardson *et al.*, 2011) debido a la contribución que realizan en la solubilización de fósforo orgánico e inorgánico y en la mineralización de formas más o menos recalcitrantes de la fracción orgánica (George *et al.*, 2018; Hallama *et al.*, 2019). Por otro lado, los aportes provenientes de los CC también estarían asociados con la habilidad de los mismos de acceder a formas poco disponibles de fósforo mediante la exploración de un gran volumen de suelo en función de su arquitectura y morfología radical (Hallama *et al.*, 2019). De este modo, el fósforo retenido en los tejidos de los CC pasaría a estar disponible para los cultivos sucesores a medida que ocurre la degradación de los materiales orgánicos superficiales y subsuperficiales, lo cual estaría en vinculación estrecha con la relación C:P de los distintos tipos de residuos (Romaniuk *et al.*, 2018).

Por otra parte, resulta interesante destacar que, al tratarse de un nutriente poco móvil, la dotación inicial registrada en cada uno de los tratamientos es un aspecto importante para explicar los cambios ocurridos. En este sentido, el contenido de Pd en el Mi en la secuencia T-S fue superior a la de los restantes tratamientos, mientras que el tenor correspondiente al Mf fue inferior. Esto revelaría un mayor consumo del nutriente asociado a la doble secuencia de cultivos (Cruzate y Casas, 2012).

Azufre de sulfatos (S-SO₄)

Los resultados derivados del análisis de la variable S-SO₄ se muestran en la Figura 14. En este caso, sólo existieron diferencias significativas entre tratamientos (F=2,76; p=0,044) (Tabla 3).

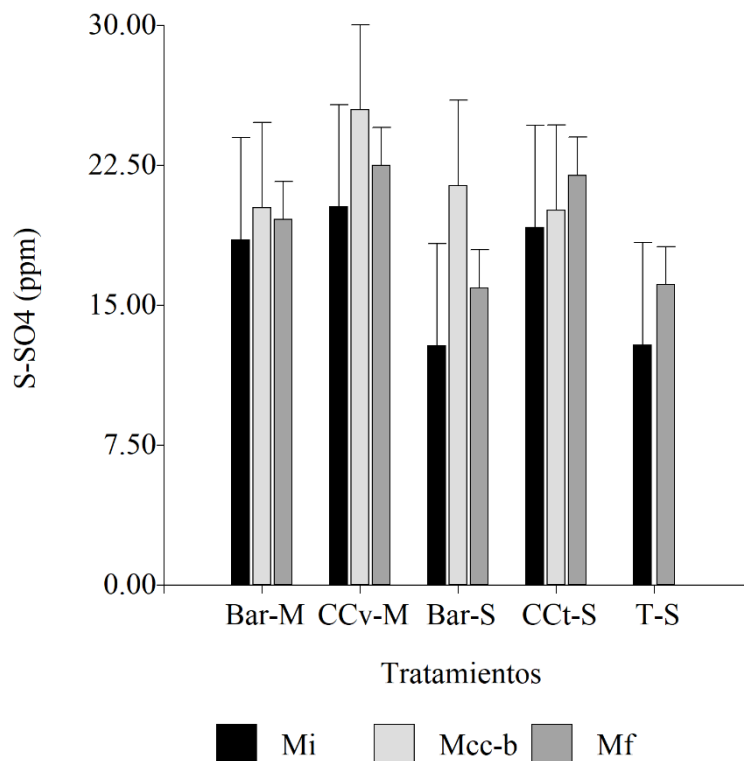


Figura 14. Valores promedio y error estándar de S-SO₄ según tratamientos y momentos de muestreo.

Tabla 3. Valores promedio y error estándar de S-SO₄ según tratamientos. *Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos (p<0,05).*

Tratamientos	S-SO ₄ (ppm)
Bar-M	19,36 ± 1,80 AB
CCv-M	22,48 ± 1,80 A
Bar-S	16,20 ± 1,80 B
CCt-S	21,12 ± 1,80 A
T-S	15,75 ± 2,05 B

En primera instancia, es interesante destacar que en el Mi, si bien no existieron diferencias significativas entre tratamientos, las variaciones registradas en el contenido de S-SO₄ podrían influir sobre las respuestas observadas en los restantes momentos de muestreo. Por otro lado, se detectaron tendencias similares entre las secuencias Bar-M, CCv-M y Bar-S con

respecto a CCt-S y T-S. En el primer grupo, el mayor contenido de S-SO₄ se encontró en el Mcc-b, mientras que las secuencias del segundo grupo mostraron una tendencia creciente a lo largo del período de tiempo evaluado.

La disponibilidad de S-SO₄ en el suelo, al igual que la de otros nutrientes, resulta de una interacción compleja de factores (Haruna y Nkongolo, 2020). Coincidentemente con el nitrógeno, el reservorio principal de azufre en el suelo es la materia orgánica, con lo cual la disponibilidad del mismo en la solución del suelo estaría, en primer lugar, influenciada por las condiciones ambientales y edáficas que favorezcan el proceso de mineralización (Giuffré y Marbán, 2014). Por otro lado, y en referencia a la contribución de los CC, éstos extraen el nutriente desde la solución del suelo durante su ciclo de crecimiento para luego ser retenido en los tejidos y liberado conforme ocurre la degradación de los residuos. Al respecto, Carciochi *et al.* (2021) evaluaron la composición química de los tejidos de distintos CC sembrados en diferentes sitios del sudeste de la provincia de Buenos Aires y determinaron una mayor concentración de azufre y una relación C:S superior en la biomasa aérea de vicia que en la de avena. En este caso, el conocimiento de la relación C:S de los residuos aportados posibilita estimar el balance de mineralización/inmovilización (Eriksen, 2009) y, en consecuencia, conocer la disponibilidad del nutriente para el cultivo sucesor en la secuencia.

En relación a los resultados obtenidos, se destacó que el CC de vicia determinó un mayor contenido de S-SO₄ luego de su ciclo que el triticale, en tanto que en el Mf las secuencias que incluyeron CC presentaron valores superiores a las respectivas con barbecho. Asimismo, esta tendencia también se detectó en relación a los valores promedio de los tratamientos (Tabla 3). Estos resultados se vincularon con la información obtenida por Crespo *et al.* (2021) quienes, en un ensayo de larga duración (10 años) instalado sobre un suelo Argiudol típico de la localidad de Marcos Juárez (Córdoba), hallaron diferencias significativas en el *stock* de azufre orgánico en el espesor de suelo superficial (0-5 cm) al comparar el monocultivo de soja con una secuencia que incluyó CC de triticale como antecesor de soja, generando ésta última un incremento del 18% con respecto a la primera. Sin embargo, y tal como ha sido señalado para otros nutrientes, los valores de S-SO₄ obtenidos en el Mf resultarían, en términos generales, del balance entre la disponibilidad en el suelo, los aportes por los CC y fertilizantes, y el consumo y la extracción por parte de los cultivos de cosecha. En relación con este último aspecto, y en concordancia con los resultados hallados en este trabajo, Ciampitti y García (2007) reportaron una extracción de azufre superior en la secuencia T-S que en maíz y soja sembrados como único cultivo anual.

pH

Los valores de pH registrados en los respectivos tratamientos y momentos de muestreo se presentan en la Figura 15. En este caso, existió interacción significativa entre los factores evaluados ($F=12,29$; $p<0,0001$).

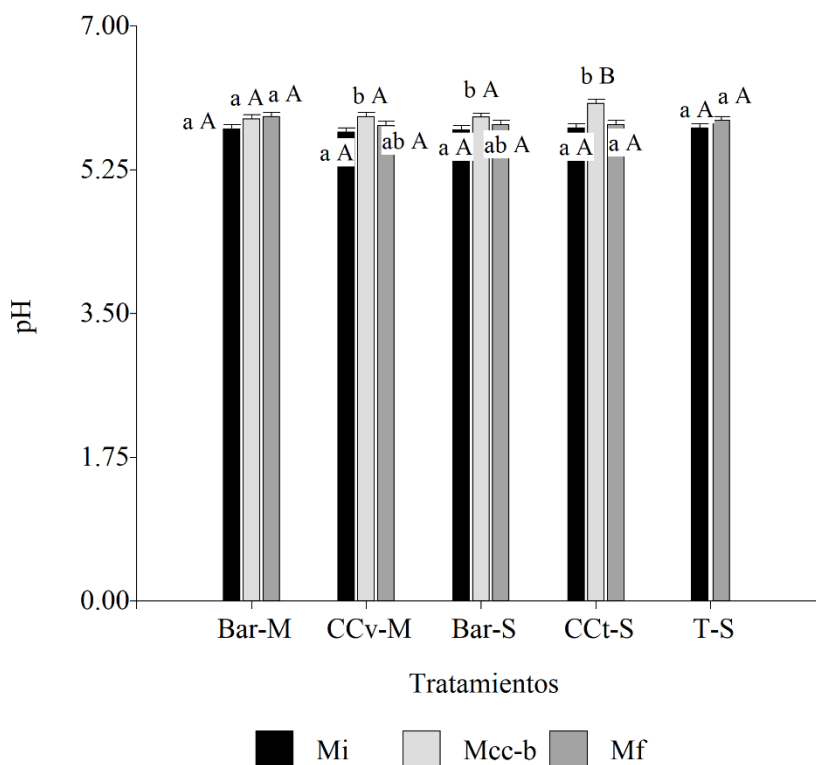


Figura 15. Valores promedio y error estándar de pH según tratamientos y momentos de muestreo. Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento; letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en cada momento de muestreo ($p<0,05$).

Los valores de pH detectados en el experimento (excepto en CCT-S en Mcc-b) se encontraron levemente por debajo del rango considerado como óptimo (6 a 7,5) para los principales cultivos de la región (Sainz Rozas *et al.*, 2011). En este sentido, los resultados hallados en el Mi pudieron vincularse con la historia de uso del lote, en la cual la predominancia del cultivo de soja en la rotación pudo haber significado elevados niveles de exportación de bases (Cruzate y Casas, 2009). Asimismo, Correndo *et al.* (2012) y Sainz Rozas *et al.* (2019) plantearon que la existencia del horizonte B textural, tal como ocurre en el suelo en que se instaló este experimento, puede resultar un factor de acidificación ya que, debido a la limitación que dicho horizonte impone en ciertas ocasiones para la exploración de las raíces, la extracción de bases se limita a la porción superficial del suelo.

El aumento en los valores de pH detectado en el Mcc-b con respecto al Mi podría asociarse a una reducción en la actividad biológica durante la etapa otoño-invernal como consecuencia de la disminución de la temperatura del suelo y el déficit hídrico registrado durante gran parte del período (Figuras 3 y 4). En este sentido, se ha demostrado que los cambios estacionales en la temperatura y humedad del suelo impactan sobre la biomasa y actividad microbiana (Geissler y Horwath, 2009; Bogati y Walczak, 2022). Por su parte, en el Mcc-b sólo CCt-S mostró diferencias significativas con respecto a los demás tratamientos que podrían vincularse al aporte diferencial de materiales orgánicos (en cantidad y calidad) entre las distintas secuencias. En este sentido, las comunidades edáficas (*e.g.* bacterias y hongos) sufrirían modificaciones según la secuencia de cultivos implementada (Venter *et al.*, 2016) debido a la variedad de residuos aéreos y radicales aportados y que se encuentran disponibles para su degradación (Chamberlain *et al.*, 2020). No obstante, si bien esto podría generar modificaciones en las poblaciones microbianas (Nair y Ngouajio, 2012) que redunden en cambios en el pH, sería necesario contar con evaluaciones correspondientes a un plazo de tiempo mayor que permitan establecer una tendencia consistente en esta propiedad en respuesta a la inclusión de CC en las secuencias de cultivos. En el mediano/largo plazo se ha planteado que los CC, al vincularse positivamente con el aumento en el contenido de materia orgánica del suelo, podrían generar una influencia favorable sobre la capacidad de intercambio catiónico y la estabilización del pH (Campbell *et al.*, 1996). Al respecto, Sharma *et al.* (2018) trabajaron sobre ensayos de larga duración y observaron que, en el término de un año, los tratamientos que incluyeron CC mostraron valores de pH en el espesor de suelo de 0-5 cm entre 0,1 y 0,3 unidades por encima de las situaciones sin cobertura, aunque las diferencias no fueron significativas.

Resistencia mecánica a la penetración (RMP)

Los valores de RMP registrados en los respectivos tratamientos y momentos de muestreo se presentan en la Figura 16. En este caso, existió interacción significativa entre los factores evaluados ($F=2,53$; $p=0,021$). En la Figura 17 se muestran las variaciones de la RMP en función de la profundidad en cada momento de muestreo.

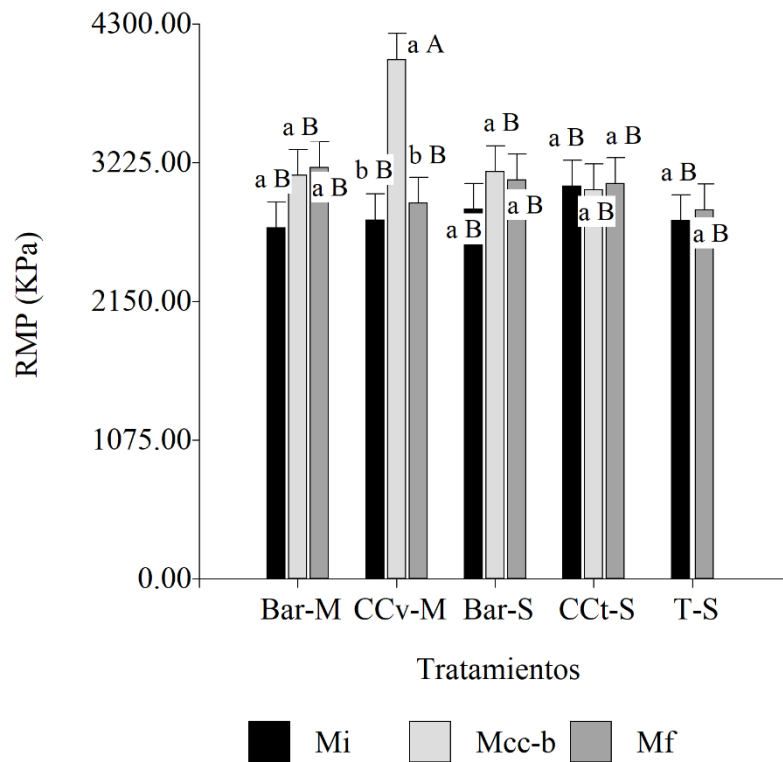


Figura 16. Valores promedio y error estándar de RMP según tratamientos y momentos de muestreo. Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento; letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en cada momento de muestreo ($p < 0,05$).

En todos los tratamientos y momentos de muestreo, dado que los valores promedio de RMP fueron superiores al valor considerado como umbral (2000 KPa), podría suponerse la existencia de restricciones al crecimiento de las raíces (Bengough *et al.*, 2011).

El perfil de RMP en el Mi (Figura 17A) mostró respuestas similares entre tratamientos, lo cual informaría sobre una cierta homogeneidad en las condiciones edáficas iniciales del experimento, destacando que en todas las secuencias se evidenciaron restricciones para el crecimiento radical a partir de los 2,5 cm de profundidad. De manera similar, Castiglioni y Reddel Bianco (2021), en un suelo Argiudol vértico de la localidad de San Pedro (Buenos Aires), detectaron que, en un lote con 20 años de implementación de SD y un valor de humedad cercano a capacidad de campo, existieron valores de RMP superiores al umbral a partir de los 5 cm de profundidad.

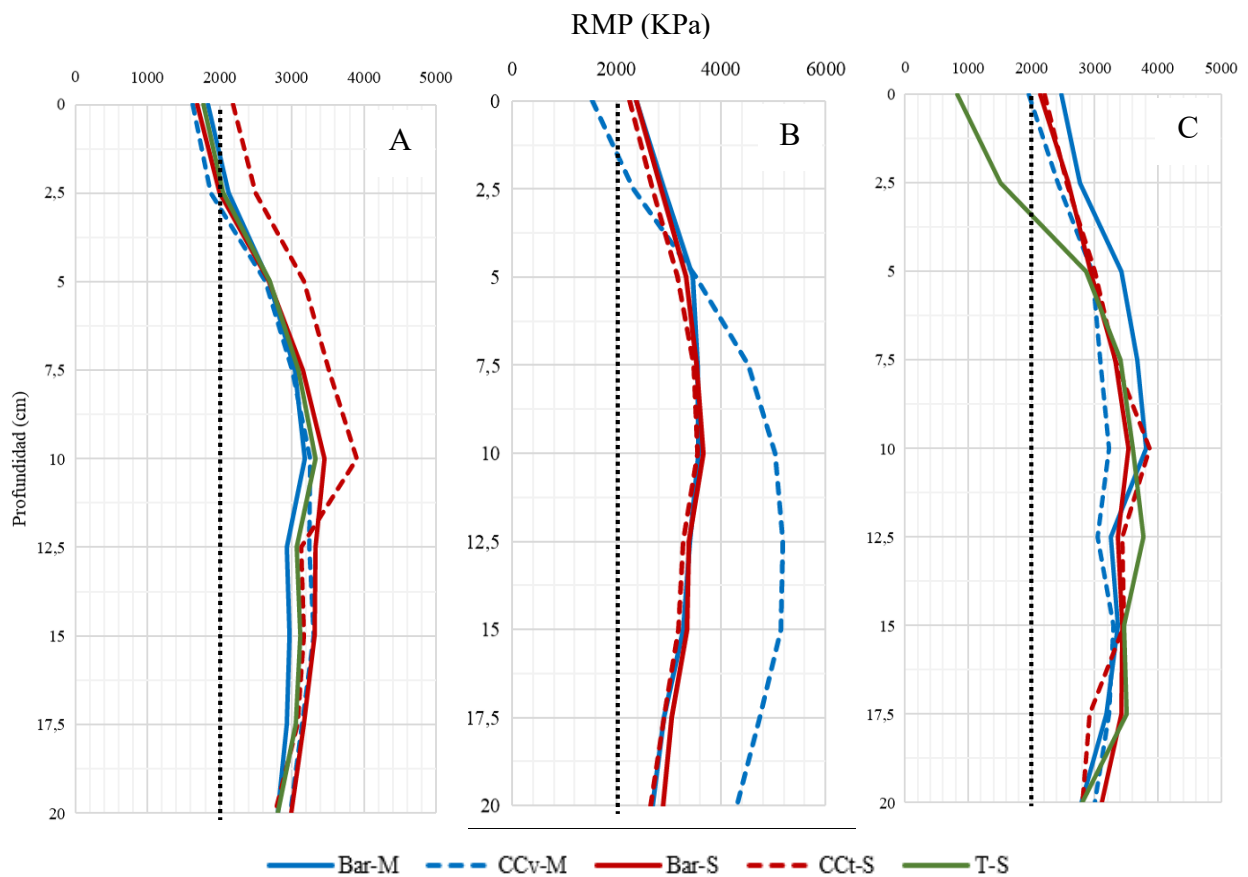


Figura 17. Valores promedio de RMP de los distintos tratamientos según profundidad en el Mi (A), Mcc-b (B) y Mf (C). La línea de puntos negra indica el valor umbral de RMP (2000 KPa).

En el Mcc-b se observó un perfil de RMP semejante entre los tratamientos Bar-M, Bar-S y CCt-S, mientras que CCv-M presentó valores inferiores a los demás tratamientos en el espesor de suelo de 0 a 5 cm y superiores entre los 5 y 20 cm (Figura 17B). Esta respuesta pudo vincularse con un mayor desarrollo radical alcanzado por el CC de vicia (Tabla 9; Figura 23A) y, por ende, un menor contenido hídrico del estrato de suelo evaluado debido a un mayor consumo de agua. En este sentido, Bodner *et al.* (2014) propusieron diferentes estrategias de crecimiento de las raíces en función de su diámetro. Las raíces finas explorarían los poros y espacios existentes en la matriz edáfica, disminuyendo el contenido hídrico del suelo e incrementando la unión entre los agregados. Por el contrario, las raíces más gruesas generarían nuevos canales entre los agregados y, con ello, densificarían el suelo circundante a las mismas (Dexter, 1987). Sin embargo, se ha reportado que la abundancia de raíces se vincula negativamente con la RMP (Scianca *et al.*, 2013) ya que la descomposición de las mismas deja canales o poros en el suelo que reducen la RMP y pueden ser explorados con facilidad por las raíces de los cultivos siguientes en la rotación (Cresswell y Kirkegaard, 1995; Chen y Weil,

2011). Esta respuesta es coincidente con lo registrado en el Mf, donde la secuencia CCv-M presentó valores de RMP inferiores a Bar-M en la mayor parte del espesor de suelo evaluado (Figura 17C), aunque las diferencias en los valores promedio no fueron significativas (Figura 16). Por el contrario, el triticale mostró un patrón de RMP en profundidad similar al del barbecho, lo cual reflejó una escasa contribución de este CC para generar cambios en la condición físico-mecánica del suelo en el corto plazo. De este modo, se destaca que el efecto de los CC sobre la RMP, al igual que en otras propiedades físicas, depende de múltiples factores, entre los que se cuentan la especie de CC seleccionada (vinculado estrechamente a las características del sistema radical), el tipo de suelo, la rotación implementada y el plazo de análisis, entre otros (Blanco-Canqui y Ruis, 2020).

Por su parte, en la secuencia T-S no se detectaron diferencias significativas entre el Mi y el Mf, como así tampoco con los restantes tratamientos en el Mf. No obstante, el perfil de RMP correspondiente a este último momento de muestreo presentó valores inferiores en dicha secuencia en relación a los restantes tratamientos en los primeros 5 cm del perfil. Estos resultados sugieren efectos diferenciales derivados de las gramíneas invernales consideradas en este estudio (triticale y trigo) y que podrían asociarse, entre otras cuestiones, a variaciones en el manejo (CC versus cultivo de cosecha) y en los aportes de materiales orgánicos durante su ciclo. Además, los cambios generados por cada una de las gramíneas en la RMP podrían, entre otros aspectos, estar definidos por las características (*e.g.* el número y la longitud de los pelos radicales) y el grado de desarrollo de los sistemas radicales (densidad), los cuales se vinculan con la captura de agua por parte de los mismos y los cambios en el contenido hídrico edáfico (Carminati *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2020).

Humedad (Hum)

En la Figura 18 se presenta el análisis del contenido de Hum correspondiente al espesor de suelo de 0-20 cm. En esta variable se registró interacción significativa entre tratamientos y momentos de muestreo ($F=12,31$; $p<0,0001$).

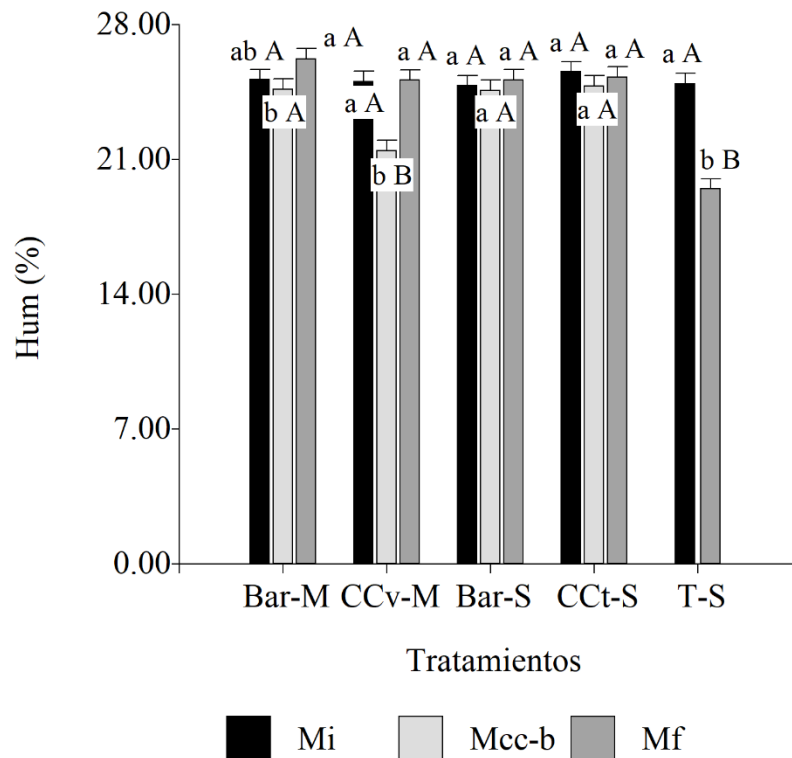


Figura 18. Valores promedio y error estándar de Hum según tratamientos y momentos de muestreo. Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento; letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en cada momento de muestreo ($p < 0,05$).

En coincidencia con las descripciones realizadas en cuanto a la RMP, el mayor desarrollo radical asociado al CC de vicia (Tabla 9) determinó, en el Mcc-b, un contenido de Hum significativamente inferior en relación al Mi y al CC de triticale, como así también con respecto al correspondiente tratamiento en barbecho. Si bien la estimación del contenido de Hum representa una métrica particular del momento en que se efectuó el muestreo, las tendencias observadas son coincidentes con estudios previos en los que se indicó una disminución en el contenido de Hum al finalizar el ciclo de los CC (Mubvumba *et al.*, 2021; Garba *et al.*, 2022) que, dependiendo del momento de supresión del mismo y la recarga hídrica posterior del perfil, podría impactar negativamente sobre el contenido de agua disponible para el cultivo sucesor en la secuencia (Fernández y Quiroga, 2009; Kette Eberle *et al.*, 2022). Sin embargo, independientemente del consumo hídrico de los CC, se ha demostrado que los mismos contribuyen favorablemente a incrementar el almacenaje de agua en el suelo (Capurro y Montico, 2022) debido a la reducción de la evaporación por la presencia de residuos superficiales que moderan los cambios de temperatura del suelo y reducen los flujos de agua

hacia la atmósfera (Blanco-Canqui *et al.*, 2011; Mubvumba *et al.*, 2021). Por el contrario, el CC de triticale no generó un cambio significativo en el contenido de Hum luego de su ciclo de crecimiento, lo cual pudo asociarse con un menor desarrollo radical en el espesor de suelo evaluado (Tabla 9). Asimismo, tampoco se evidenció una variación significativa en la Hum luego del período de barbecho en las secuencias Bar-M y Bar-S, aspecto que podría vincularse con la cobertura superficial provista por los residuos del cultivo de soja de segunda antecesor en ambos tratamientos. Por su parte, en la secuencia T-S se detectó una disminución significativa en el contenido de Hum en el Mf, lo cual podría vincularse, al menos parcialmente, con el consumo hídrico derivado de ambos cultivos. En este caso, a diferencia de lo que descripto para los CC, dado que el trigo fue empleado como cultivo de cosecha, la recarga del perfil luego de la misma podría verse limitada (Filippi, 2012).

Agregados estables al agua (AEA)

En la Figura 19 se presentan los resultados correspondientes a cada tratamiento y momento de muestreo. En este caso, se registró interacción significativa entre factores ($F=9,85$; $p<0,0001$), pero en ningún momento de muestreo se detectaron diferencias significativas entre tratamientos ($p>0,05$).

Si bien no se detectaron diferencias significativas, en el Mcc-b los tratamientos que incluyeron CC presentaron valores superiores de porcentaje de AEA en comparación con los respectivos en barbecho, lo cual sugiere un efecto positivo sobre la estabilidad estructural asociado al ciclo de los CC. Asimismo, en el Mf las secuencias Bar-S y CCt-S presentaron el mismo valor promedio de porcentaje de AEA, mientras que el de la secuencia CCv-M fue superior al de Bar-M. Estos resultados coinciden parcialmente con lo descripto por Castiglioni *et al.* (2016) en un suelo Argiudol abruptico del partido de San Antonio de Areco (Buenos Aires), quienes detectaron que, en el período de un año y en los primeros 5 cm del suelo, la estabilidad de agregados a la cosecha del maíz fue favorecida por el CC de vicia en comparación con el barbecho, y a la cosecha de soja ocurrió la misma respuesta anterior al contrastar las parcelas con CC de trigo y las de barbecho. Por su parte, Restovich *et al.* (2011) hallaron un incremento significativo en la estabilidad estructural asociado al CC de avena en relación a la situación de barbecho en el momento de secado del CC, pero que no se mantuvo en la cosecha del cultivo de maíz siguiente en la rotación.

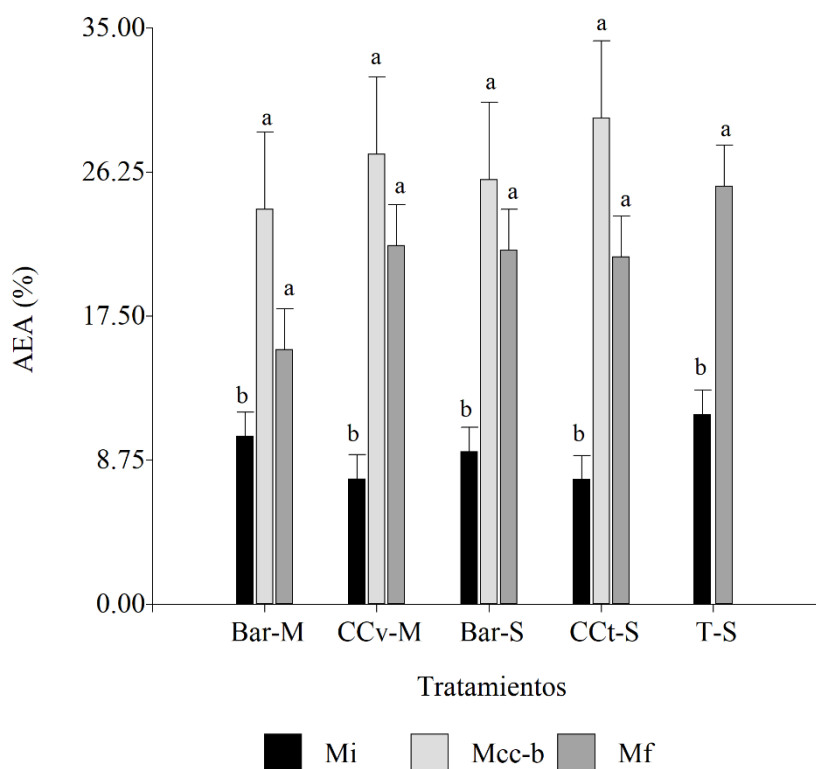


Figura 19. Valores promedio y error estándar del porcentaje de AEA según tratamientos y momentos de muestreo. Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento ($p < 0,05$).

En referencia a las contribuciones de los CC, las variaciones halladas en el Mcc-b con respecto a los tratamientos bajo barbecho podrían asociarse con el efecto positivo de los sistemas radicales de los CC sobre la agregación del suelo. En primer lugar, se ha determinado que, durante el período de crecimiento de los mismos, sus sistemas radicales, junto con asociaciones de hongos y bacterias, intervienen en la formación y ciclado de agregados del suelo (Goss y Kay, 2005) ya que el aporte de residuos orgánicos por parte de las raíces representa una fuente de energía para los microorganismos edáficos, los cuales secretan sustancias orgánicas que actúan como cementantes de las partículas (Blankinship *et al.*, 2016). En este sentido, se ha destacado que los exudados radicales son agentes más importantes de estabilización de macroagregados que el carbono derivado de los residuos vegetales superficiales (Blanco-Canqui y Lal, 2004). Por otro lado, también es apreciable la estabilización de los agregados generada por el efecto físico de entramado de las raíces de los CC (Blankinship *et al.*, 2016).

Si bien no existieron diferencias significativas entre ambos CC en el Mcc-b, se ha reportado que un factor importante al analizar los cambios en el porcentaje de AEA es la calidad

de los residuos aportados. En este sentido, Miller y Radcliffe (1992) y Curtin *et al.* (1994) indicaron que, debido a la baja relación C:N presente en los residuos de leguminosas, es posible estabilizar los agregados más rápidamente a causa de la mayor tasa de descomposición de tales materiales orgánicos. Por el contrario, aquellos residuos de degradación más lenta (debido a una relación C:N más elevada) generarían un efecto gradual, pero de mayor persistencia, sobre la agregación del suelo (Blanco-Canqui y Lal, 2004). Estos antecedentes podrían explicar que, en el Mf, la secuencia CCv-M mostró un mayor valor de AEA que Bar-M, lo cual se vincularía con un efecto favorable derivado de la degradación de los residuos del CC de vicia que no se evidenció en CCT-S, donde el porcentaje de AEA fue similar al registrado en Bar-S. Por otro lado, para detectar diferencias en esta variable entre las especies de CC consideradas, posiblemente sea necesario realizar una evaluación correspondiente a un período de tiempo más prolongado donde se evidencie un cierto efecto de acumulación asociado a los CC. Esto podría relacionarse con que la inclusión de CC contribuiría a incrementar progresivamente el contenido de COT (Rimski-Korsakov *et al.*, 2015) y, en el corto plazo, generaría cambios de mayor o menor magnitud en el COP (Romaniuk *et al.*, 2018), estando ambas variables relacionadas con las variaciones en la estabilidad estructural (Cazorla *et al.*, 2017a; Jensen *et al.*, 2019). Sin embargo, Castiglioni y Behrends Kraemer (2019) reportaron, en el espesor de suelo de 0 a 5 cm, cambios en la estabilidad estructural asociados a los CC de vicia, avena, trigo y la mezcla de avena y vicia luego del ciclo de los mismos y de la cosecha del maíz sucesor en la rotación que, además de los efectos particulares generados por cada una de las especies, también estuvieron vinculados con las metodologías analíticas empleadas (Le Bissonnais y De Leenheer y De Boodt).

Finalmente, en la escala de tiempo analizada, un factor importante a destacar son las variaciones intra-anales en la estabilidad estructural (Perfect *et al.* 1990), las cuales estarían en asociación con los cambios en el contenido hídrico edáfico, la presencia y actividad de las raíces y las fluctuaciones en la biomasa microbiana (Amézketa, 1999; Bronick y Lal, 2005; Castiglioni y Behrends Kraemer, 2019).

CONCLUSIONES

La inclusión de CC en las secuencias de cultivos generó cambios de diferente magnitud en las propiedades edáficas en el período de tiempo evaluado, corroborándose el cumplimiento de las hipótesis planteadas. Dentro de las variables químicas y fisicoquímicas, se detectaron respuestas consistentes en COP y N-NO₃ que permitieron contrastar los tratamientos con y sin inclusión de CC. Por otro lado, en relación a los cambios inducidos por la configuración de las secuencias, el COT mostró variaciones anuales que podrían vincularse con la calidad y cantidad de materiales orgánicos aportados, mientras que Nt, N-NO₃, Pd y S-SO₄ registraron modificaciones que, en gran medida, estuvieron mayormente asociadas con el aporte de nutrientes a la solución del suelo y el consumo de los mismos por parte de los cultivos estivales. Por su parte, la RMP y el porcentaje de AEA resultaron variables sensibles en el corto plazo para detectar ciertos efectos generados por los CC y la configuración de las secuencias de cultivos. En el primer caso, el CC de triticales mostró una respuesta similar al barbecho, en tanto que se detectaron cambios de mayor relevancia asociados al CC de vicia. En cuanto al porcentaje de AEA, ambos CC generaron, luego de su ciclo de crecimiento, un incremento en relación al barbecho.

PARTE B

Atributos sistémicos asociados a los ambientes edáficos

HIPÓTESIS

1. La inclusión de CC o el mantenimiento del barbecho en las secuencias de cultivos generará cambios en la resiliencia (RL) y resistencia (RT) de las propiedades edáficas estudiadas.
2. La RT variará según la sensibilidad de cambio de las propiedades edáficas en el corto plazo.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Evaluar la RL y RT de las secuencias de cultivos propuestas en función de las propiedades edáficas analizadas.
2. Estudiar el impacto de las especies de CC y del barbecho como disturbios sistémicos.
3. Interpretar las respuestas obtenidas en relación a las características de cada variable edáfica.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las estimaciones de RL y RT se efectuaron según la metodología propuesta por Herrick y Wander (1998) y Seybold *et al.* (1999). Para ello, se definieron a los CC y al período de barbecho como “disturbios” en los tratamientos Bar-M, CCv-M, Bar-S y CCt-S y se determinaron los parámetros incluidos en las respectivas fórmulas de cálculo (Ecuaciones 2 y 3).

$$RT = C / A \quad \text{Ecuación 2}$$

$$RL = (B-C) / (A-C) \quad \text{Ecuación 3}$$

Donde: A: valor de la variable en la condición de pre-disturbio (Mi); B: valor de la variable en un nivel de equilibrio (Mf); C: valor de la variable inmediatamente luego del disturbio (Mcc-b).

Los parámetros A, B y C correspondieron a los valores promedio de cada variable edáfica estudiada en los correspondientes momentos de muestreo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

A continuación, se presentan los parámetros de cálculo de RL y RT para cada una de las variables edáficas relevadas (Tabla 4) y las valoraciones de los atributos sistémicos (Tablas 5 y 6).

Tabla 4. Parámetros de cálculo de RL y RT para las distintas variables edáficas y tratamientos.

Variables	B				A				C			
	Bar-M	CCv-M	Bar-S	CCt-S	Bar-M	CCv-M	Bar-S	CCt-S	Bar-M	CCv-M	Bar-S	CCt-S
COT (%)	2,53	2,49	2,43	2,41	1,74	1,87	1,77	1,81	2,16	2,15	2,30	2,29
COP (%)	0,51	0,91	0,63	1,01	0,43	0,51	0,69	0,59	0,75	0,76	0,87	0,93
Nt (%)	0,12	0,13	0,12	0,12	0,14	0,14	0,13	0,14	0,14	0,13	0,14	0,13
N-NO₃ (ppm)	19,20	18,60	19,90	19,87	15,47	16,97	17,30	16,70	17,23	10,83	17,07	7,17
Pd (ppm)	23,37	21,33	27,57	26,40	24,00	23,40	24,33	24,33	24,90	25,70	24,40	26,00
S-SO₄ (ppm)	19,60	22,50	15,93	21,97	18,50	20,27	12,83	19,17	20,23	25,47	21,43	20,10
pH	5,90	5,79	5,80	5,80	5,75	5,71	5,74	5,76	5,87	5,90	5,89	6,06
RMP (KPa)	3187,11	2912,08	3092,86	3064,63	2721,29	2783,03	2863,66	3043,95	3127,79	4025,13	3156,78	3017,30
Hum (%)	26,23	25,12	25,13	25,28	25,15	25,05	24,83	25,55	24,65	21,45	24,60	24,82
AEA (%)	15,47	21,80	21,50	21,10	10,20	7,60	9,27	7,57	24,00	27,33	25,80	29,53

Tabla 5. Valores de RL asociados a cada tratamiento y variable edáfica.

Variables	Bar-M	CCv-M	Bar-S	CCt-S
COT	-0,90	-1,21	-0,25	-0,24
COP	0,74	-0,61	1,36	-0,23
Nt	7,30	-1,54	2,73	-2,07
N-NO₃	-1,11	1,27	12,14	1,33
Pd	1,70	1,90	-47,50	-0,24
S-SO₄	0,37	0,57	0,64	-2,00
pH	-0,24	0,60	0,57	0,86
RMP	-0,15	0,90	0,22	1,78
Hum	3,15	1,02	2,29	0,64
AEA	0,62	0,28	0,26	0,38

Tabla 6. Valores de RT asociados a cada tratamiento y variable edáfica.

Variables	Bar-M	CCv-M	Bar-S	CCt-S
COT	1,24	1,15	1,30	1,26
COP	1,75	1,49	1,26	1,59
Nt	1,02	0,97	1,04	0,96
N-NO₃	1,11	0,64	0,99	0,43
Pd	1,04	1,10	1,00	1,07
S-SO₄	1,09	1,26	1,67	1,05
pH	1,02	1,03	1,03	1,05
RMP	1,15	1,45	1,10	0,99
Hum	0,98	0,86	0,99	0,97
AEA	2,35	3,60	2,78	3,90

La RL del suelo ha sido definida como la capacidad del mismo de recuperar su integridad funcional y estructural luego de un disturbio (Herrick y Wander, 1998), estando vinculada dicha integridad con la capacidad del suelo de desempeñar adecuadamente sus funciones (Karlen *et al.*, 1997). Las valoraciones numéricas de la RL de las variables edáficas en los respectivos tratamientos mostraron que, cuanto menor sea el valor obtenido, mayor será el cambio frente al disturbio. Por ende, la interpretación de estos resultados diferirá en función del disturbio y la variable considerada (Montico *et al.*, 2016). Al comparar las secuencias CCv-M y CCt-S, se observó que la primera presentó menor RL que la segunda en COT, COP, N-NO₃, pH, porcentaje de AEA y RMP, mientras que en el resto de las variables la respuesta fue inversa. En este sentido, y en relación con las descripciones efectuadas en la Parte A, la vicia introdujo cambios favorables en COP y porcentaje de AEA, mientras que en N-NO₃ las variaciones entre momentos de muestreo se asociaron al consumo del nutriente por parte del

CC. Por el contrario, en las variables en que la secuencia CCt-S mostró valores superiores de RL que CCv-M, se detectó un menor nivel de cambio asociado al CC de triticale en relación con la vicia. De este modo, y en lo que respecta a los nutrientes disponibles (Pd y S-SO₄), la respuesta obtenida podría explicarse por consumos diferenciales entre ambos CC. Sin embargo, es importante destacar que el nivel de equilibrio considerado en estos casos (B) es cuantificado al final de las secuencias de cultivos, lo cual indica que el grado de cambio con respecto a la condición inicial también estaría influenciado, en mayor o menor magnitud, por los cultivos de cosecha presentes. Esto se hizo especialmente visible en las secuencias Bar-M y Bar-S, donde las condiciones del período de barbecho fueron similares, pero Bar-M mostró mayor RL que Bar-S en Nt, Pd, Hum y porcentaje de AEA, mientras que ocurrió lo opuesto en las demás variables.

La RT se define como la capacidad del suelo de continuar funcionando a pesar del disturbio ocurrido (Herrick y Wander, 1998). En el caso particular de las variables edáficas estudiadas, este atributo es una medida del grado de cambio con respecto a la condición inicial como consecuencia de la inclusión de CC o el mantenimiento del barbecho. Por lo tanto, valores de RT más cercanos a uno muestran un escaso nivel de cambio entre la condición pre y post-disturbio, mientras que valores superiores a la unidad indican un mayor valor de C que de A y viceversa. De este modo, se observó que el CC de triticale generó un incremento de mayor magnitud que vicia en COT, COP, Hum y porcentaje de AEA, mientras que en vicia los mayores cambios se asociaron con N-NO₃, S-SO₄ y RMP. Por su parte, Nt, Pd y pH mostraron valores de RT similares entre ambos CC. En otro sentido, vicia presentó mayor RT que la condición de barbecho en Pd, S-SO₄, pH, RMP y porcentaje de AEA, en tanto que triticale mostró valores superiores del atributo en comparación con el barbecho en COP, Pd, pH y porcentaje de AEA. Asimismo, la mayor magnitud de cambio se observó en el porcentaje de AEA, lo cual denotaría una mayor sensibilidad de la variable para reflejar modificaciones a corto plazo.

Si bien en este estudio se cuantificó la RL y RT asociadas a las variables edáficas, es importante destacar que la interpretación de los cambios ocurridos en cada una de ellas responde a una multiplicidad de factores (Montico *et al.*, 2016). Por ejemplo, y en relación con las variaciones observadas, distintos estudios han evaluado la RT y RL de las comunidades microbianas del suelo como estrategias para determinar las modificaciones en las mismas frente a disturbios de distinto tipo (antrópicos o cambios ambientales) y comprender los mecanismos

involucrados y factores determinantes de tales variaciones (Griffiths y Philippot, 2013; Yi y Jackson, 2021). En este sentido, dada la estrecha vinculación entre los cambios en ciertas variables edáficas y la actividad microbiana, resulta interesante comprender tales respuestas como parte del análisis de la RL y RT asociadas a los disturbios propuestos. Asimismo, y tal como será detallado en capítulos posteriores de este trabajo de tesis, las comunidades bióticas del suelo, a través de los procesos que desempeñan, modifican las propiedades edáficas en diferente magnitud y, con ello, contribuyen a mantener la integridad funcional del suelo y su RL (Ludwig *et al.*, 2018).

La relevancia de los resultados obtenidos radica, fundamentalmente, en la cuantificación de los atributos sistémicos en el corto plazo, lo cual arroja información rápida para la toma de decisiones referidas a la adopción de estrategias que permitan recuperar gradualmente la calidad de suelos degradados (Lal, 2015). No obstante, es importante mencionar que, dada la multiplicidad de factores que definen cambios a nivel edáfico y la diferente sensibilidad de los indicadores para detectar tales variaciones (Blanco-Canqui *et al.*, 2015; Wilson, 2017), también resultaría adecuado complementar la información de corto plazo, tal como la derivada de este estudio, con estimaciones realizadas en períodos de tiempo más prolongados, teniendo en cuenta que a largo plazo es deseable que la calidad del suelo se mantenga dentro de ciertos límites que garanticen la capacidad productiva del recurso (Wilson y Sasal, 2017).

CONCLUSIONES

Los CC evaluados, al presentar diferentes características y generar efectos diversos sobre el ambiente edáfico, introdujeron variaciones en la RL de las propiedades de suelo analizadas, verificándose el cumplimiento de lo indicado en la primera hipótesis en relación a este atributo sistémico. Si bien los resultados fueron distintos en función de la variable considerada, en general, se observó que las secuencias de cultivos que incluyeron CC presentaron menor RL que las correspondientes con barbecho en la mayoría de las variables químicas, mientras que ocurrió lo contrario en relación a las variables físicas.

En cuanto a la RT, la condición de barbecho generó mayores cambios que los CC en variables químicas, mientras que éstos últimos determinaron impactos de mayor relevancia en variables físicas. Por su parte, se destacó que la mayor magnitud de cambio estuvo asociada con el porcentaje de AEA, lo cual indicaría una mayor sensibilidad de esta variable para reflejar modificaciones en el ambiente edáfico a corto plazo. De este modo, ambas aseveraciones sustentan el cumplimiento de las dos hipótesis planteadas.

PARTE C

Calidad Cultural Superficial del Suelo (CCSS)

HIPÓTESIS

1. La inclusión de CC en las secuencias de cultivos generará cambios favorables en los atributos culturales y determinará valores más elevados de CCSS en relación al barbecho.
2. El índice de CCSS resultará sensible para valorar cambios anuales e intra-anuales en las secuencias de cultivos planteadas.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Evaluar los cambios en diferentes atributos culturales en respuesta a la inclusión o no de CC y la configuración de las secuencias de cultivos propuestas.
2. Determinar la CCSS asociada a los distintos tratamientos y momentos de muestreo.

MATERIALES Y MÉTODOS

El índice de CCSS representa una métrica cualitativa-cuantitativa de valoración de la calidad del perfil cultural, factible de ser aplicado en sitios bajo manejo agrícola (Montico y Di Leo, 2015). El diagnóstico del perfil cultural resulta una herramienta auxiliar a las mediciones de indicadores de calidad de suelo, teniendo en cuenta su importancia en la caracterización y jerarquización de limitantes a la productividad de origen edáfico (Montico y Di Leo, 2012).

La estimación de la CCSS se efectuó según la metodología descrita por Montico y Di Leo (2015). En cada uno de los pozos realizados para la extracción de muestras de macrofauna (Capítulo IV) (cuatro pozos por parcela), luego de haberlos dejado orear durante al menos dos horas, se realizó una apreciación a campo de los siguientes atributos: rugosidad (Ru), encostramiento superficial (EnS), espesor superficial (EhS), actividad biológica (Ab), calidad de la estructura superficial (Ce), infiltración potencial (Ip), porosidad estructural (Pe) y desarrollo radical (Dr). Los mismos fueron valorados de acuerdo a escalas cualitativas-cuantitativas específicas para cada atributo (Tabla 7).

Tabla 7. Descripción de los atributos incluidos en el índice de CCSS y escalas de valoración.

Atributos	Descripción	Valoración cualitativa (VCI)	Valoración cuantitativa (VCn)
Rugosidad (Ru)	Modificación de la linealidad superficial por presencia de cobertura de rastrojos, broza, malezas o terrones.	Muy baja	1
		Baja	2
		Media	3
		Alta	4
Encostramiento superficial (EnS)	Espesor de la costra superficial de origen natural, mecánica o por pisoteo animal (habitualmente de tipo laminar).	> 3 cm	1
		De 2 a 3 cm	2
		De 1 a 2 cm	3
		Ausencia	4
Espesor superficial (EhS)	Profundidad que posee el/los horizontes superficiales hasta aquel no afectado por erosión hídrica.	< 5 cm	1
		De 5 a 15 cm	2
		De 15 a 25 cm	3
		> 25 cm	4
Actividad biológica (Ab)	Presencia de canalículos, deyecciones y agregados de partículas por macro y mesofauna.	Baja	1
		Media	2
		Alta	3
Calidad de la estructura superficial (Ces)	Identificación de unidades estructurales anidadas en niveles crecientes de complejidad: agregados y terrones.	Mala	1
		Regular	2
		Buena	3
		Muy buena	4
Infiltración potencial (Ip)	Condición que promueve el ingreso de agua al perfil debido a la presencia de rugosidad, cobertura, porosidad superficial y ausencia de impedancias mecánicas de relevancia.	Muy baja	1
		Baja	2
		Media	3
		Alta	4
		Muy alta	5
Porosidad estructural (Pe)	Presencia de fisuras de diferente desarrollo que facilitan el ingreso del agua y las raíces en el perfil.	Sin grietas	1
		Grietas discontinuas	2
		Grietas continuas	3
Desarrollo radical (Dr)	Abundancia (cantidad por volumen de suelo) y exploración (recorrido de la masa del suelo) de las raíces de cultivos y/o malezas.	Muy baja	1
		Baja	2
		Media	3
		Buena	4
		Muy buena	5

El cálculo de la CCSS se realizó según la Ecuación 4 y los valores obtenidos fueron asignados dentro de las categorías de CCSS (Montico y Di Leo, 2015): 1,00-1,80 (mala); 1,81-2,60 (regular); 2,61-3,40 (buena); 3,41-4,20 (muy buena).

Ecuación 4

$$CCSS = 0,05 * Ru + 0,1 * EnS + 0,2 * EhS + 0,05 * Ab + 0,2 * Ce + 0,1 * Ip + 0,1 * Pe + 0,2 * Dr$$

Donde: Ru, EnS, EhS, Ab, Ce, Ip, Pe, Dr: VCn de los atributos.

Análisis estadísticos

Dado que en cada parcela se efectuaron cuatro determinaciones de CCSS en cada oportunidad, se calculó la moda de las VCn de los atributos en cada tratamiento y momento de muestreo. Luego, las diferencias entre tratamientos y momentos de muestreo en CCSS se evaluaron mediante Modelos Lineales Generales Mixtos. Se plantearon una serie de modelos en los cuales se consideraron como efectos fijos al bloque, tratamiento, momento de muestreo y la interacción entre los dos últimos, mientras que la parcela fue el efecto aleatorio. Se modelizó la heteroscedasticidad de variancias entre tratamientos o momentos de muestreo empleando la función *varIdent*, al igual que la correlación temporal mediante las opciones simetría compuesta, sin estructura o autoregresivo de orden 1. El modelo con mejor ajuste fue el que presentó los valores más bajos de los criterios AIC y BIC y, en caso de existir diferencias significativas entre tratamientos y/o momentos de muestreo, las mismas se evaluaron a través de la prueba LSD-Fisher ($\alpha=0,05$). Los cálculos se realizaron mediante la interfaz de R incluida en el *software* InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2020). Los valores promedio y error estándar presentados corresponden a los estimados por el correspondiente modelo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Con respecto al índice de CCSS, se registró interacción significativa entre tratamientos y momentos de muestreo ($F=16,85$; $p<0,0001$) y los resultados obtenidos se indican en la Figura 20. En las Tablas 8 a 10⁴ se presenta la moda de cada atributo con su correspondiente VCI, según tratamientos y momentos de muestreo⁵.

⁴ Referencias de Pe: s/g: sin grietas; g/d: grietas discontinuas; g/c: grietas continuas.

⁵ En todos los casos, los colores fueron asignados de manera ilustrativa en función de la valoración obtenida en cada atributo (rojo: valoración más desfavorable; verde: valoración más favorable).

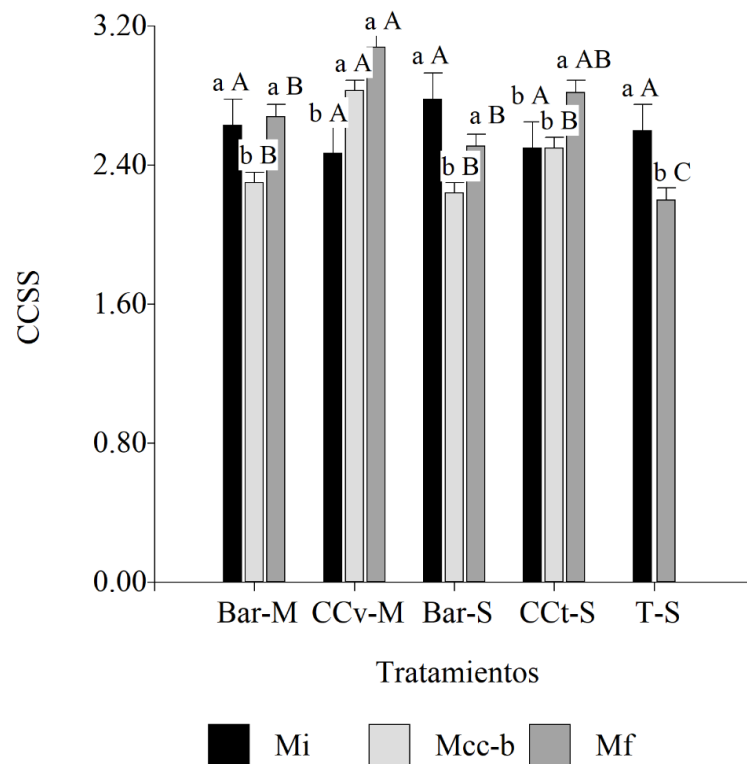


Figura 20. Valores promedio y desvío estándar del índice de CCSS según tratamientos y momentos de muestreo. Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento; letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en cada momento de muestreo ($p < 0,05$).

Tabla 8. VCn y VCl de los atributos culturales según tratamientos en el Mi.

Atributos	Bar-M		CCv-M		Bar-S		CCT-S		T-S	
	VCn	VCl	VCn	VCl	VCn	VCl	VCn	VCl	VCn	VCl
Ru	3	media	2	baja	2	baja	2	baja	-	-
EnS	2	de 2 a 3 cm	-	-	2	de 2 a 3 cm	2	de 2 a 3 cm	2	de 2 a 3 cm
EhS	4	> 25 cm	4	> 25 cm	4	> 25 cm	4	> 25 cm	4	> 25 cm
Ab	2	media	1	baja	2	media	2	media	2	media
Ce	2	regular	2	regular	2	regular	2	regular	2	regular
Ip	2	baja	2	baja	3	media	2	baja	2	baja
Pe	1	s/g	2	g/d	2	g/d	2	g/d	2	g/d
Dr	3	medio	3	medio	4	bueno	3	medio	3	medio

Tabla 9. VCn y VCI de los atributos culturales según tratamientos en el Mcc-b.

Atributos	Bar-M		CCv-M		Bar-S		CCt-S	
	VCn	VCI	VCn	VCI	VCn	VCI	VCn	VCI
Ru	2	baja	3	media	2	baja	2	baja
EnS	2	de 2 a 3 cm	3	de 1 a 2 cm	2	de 2 a 3 cm	3	de 1 a 2 cm
EhS	4	> 25 cm	4	> 25 cm	4	> 25 cm	4	> 25 cm
Ab	2	media	2	media	2	media	2	media
Ce	2	regular	3	buena	2	regular	2	regular
Ip	2	baja	2	baja	2	baja	2	baja
Pe*	2	g/d	2	g/d	2	g/d	2	g/d
Dr	2	bajo	3	medio	2	bajo	2	bajo

Tabla 10. VCn y VCI de los atributos culturales según tratamientos en el Mf.

Atributos	Bar-M		CCv-M		Bar-S		CCt-S		T-S	
	VCn	VCI	VCn	VCI	VCn	VCI	VCn	VCI	VCn	VCI
Ru	3	media	3	media	2	baja	3	media	2	baja
EnS	2	de 2 a 3 cm	3	de 1 a 2 cm	2	de 2 a 3 cm	3	de 1 a 2 cm	2	de 2 a 3 cm
EhS	4	> 25 cm	4	> 25 cm	4	> 25 cm	4	> 25 cm	4	> 25 cm
Ab	2	media	3	alta	2	media	2	media	2	media
Ce	2	regular	3	buena	2	regular	3	buena	2	regular
Ip	3	media	3	media	3	media	3	media	2	baja
Pe	3	g/c	3	g/c	2	g/d	3	g/c	2	g/d
Dr	3	medio	4	bueno	2	bajo	3	medio	2	bajo

En el Mi no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos en CCSS, lo cual reflejó cierta homogeneidad en la calidad cultural edáfica inicial. En dicho momento de muestreo se registraron valoraciones más o menos desfavorables en la mayoría de los atributos para el conjunto de los tratamientos (Tabla 8), aspecto que se vinculó con la escasa diversificación de las secuencias de cultivos implementadas previo al inicio del experimento (Capítulo II). En este punto, es interesante interpretar las valoraciones obtenidas en Ce y EnS

en dicho momento de muestreo, destacándose la presencia de un estrato superficial con estructura laminar (Figura 21), cuya ocurrencia en los suelos zonales ha sido reportada por distintos autores en respuesta al efecto del tránsito de las maquinarias, en especial durante la cosecha, y a la escasa contribución del sistema radical de la soja en la mejora de la condición edáfica superficial en esquemas de monocultivo (Morrás *et al.*, 2004; Bonel *et al.*, 2005; Álvarez *et al.*, 2014). Asimismo, períodos prolongados de implementación de SD, tal como ocurrió en el lote en que se instaló este experimento, también influyen en el desarrollo de este tipo de estructura (Sasal *et al.*, 2017). En relación con estas cuestiones, en dicho momento de muestreo el Dr fue “medio” en todos los tratamientos, excepto en Bar-S, y se observaron deformaciones en las raíces del cultivo de soja de segunda antecesor, evidenciándose un crecimiento paralelo a la superficie del suelo (Figura 22). Estos resultados son coincidentes con el análisis detallado por Gerster *et al.* (2018), quienes detectaron, en un suelo Argiudol típico bajo monocultivo de soja en la localidad de Oliveros (Santa Fe), la presencia de estructura laminar en superficie, deformaciones en el crecimiento de las raíces y escasa exploración de las mismas como consecuencia de la existencia de un estrato subsuperficial de estructura masiva.



Figura 21. Detalle de estructura laminar superficial presente al comienzo del experimento.



Figura 22. Crecimiento horizontal de raíces de soja asociado a la presencia de estructuras superficiales y subsuperficiales desfavorables.

En el Mcc-b se observó un incremento significativo en la CCSS asociado al CC de vicia con respecto al correspondiente en barbecho, destacándose las mejoras introducidas por dicho CC en Ru, EnS, Ce y Dr. Por el contrario, el CC de triticale no se diferenció significativamente de la condición de barbecho en dicho momento de muestreo y sólo generó un cambio favorable en EnS. En lo que refiere al CC de vicia, se establecieron vinculaciones estrechas entre los atributos mencionados, siendo que un mayor Dr podría contribuir a mejorar la Ce y a reducir el EnS ya que las raíces de los CC son relevantes en la generación de poros y galerías en el suelo (Fiorini *et al.*, 2018) y en la modificación de la estructura (Koudahe *et al.*, 2022). En este caso, se observó que la vicia presentó un Dr más profuso cerca de la superficie en comparación con el triticale (Figura 23). El desarrollo radical alcanzado por los CC se encuentra influenciado por numerosos factores, entre los que se destacan el tipo de suelo y su calidad estructural, la cual responde a ciertos efectos derivados de las prácticas de manejo adoptadas (Oderiz *et al.*, 2017; Fiorini *et al.*, 2018). Contrariamente a lo observado en este trabajo, Burr-Hersey *et al.* (2017) reportaron que las raíces de la vicia común (*Vicia sativa*) lograron una menor exploración de capas compactadas del suelo en comparación con las de avena (*Avena strigosa*). Por otro lado,

la cobertura generada por los CC a lo largo de su ciclo (Figura 24) también podría tener influencia sobre la condición cultural del perfil debido al efecto protector de la misma, contribuyendo, de ese modo, a mitigar procesos de compactación por tránsito y formación de costras superficiales. En este sentido, previo a la supresión del crecimiento de los CC, la vicia presentó una cobertura promedio de $99,33 \pm 1,76 \%$, mientras que la de triticale fue de $38,67 \pm 8,96 \%$.

En síntesis, los cambios en el Dr y en aspectos estructurales del suelo asociados a los CC, en particular de la vicia, sustentan la idea de que las condiciones físicas del suelo son importantes factores reguladores del crecimiento radical pero que, simultáneamente, son modificadas por este último (Ontl *et al.*, 2013).



Figura 23. Desarrollo radical del CC de vicia (A) y de triticale (B) a los dos meses de la siembra.

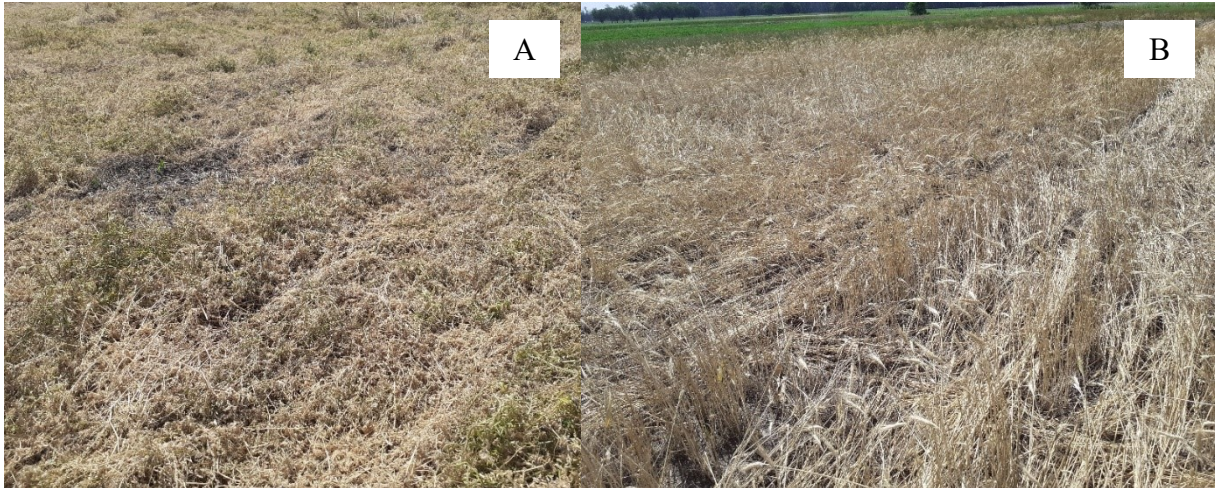


Figura 24. Cobertura generada por los CC de vicia (A) y triticale (B) luego de la supresión de su crecimiento.

En el Mf la secuencia CCv-M presentó el mayor valor de CCSS y se diferenció significativamente de Bar-M, registrándose valoraciones favorables en EnS, Ab, Ce y Dr (Tabla 10). Por su parte, si bien las diferencias halladas no fueron significativas, el tratamiento CCt-S también presentó mayor CCSS que Bar-S, destacándose por una mejor condición de los atributos Ru, EnS, Ce, Pe y Dr. Asimismo, en este momento de muestreo las secuencias CCv-M y CCt-S no presentaron diferencias significativas entre ellas, como así tampoco Bar-M y Bar-S. La mejora en la Pe asociada a los CC (existencia de grietas continuas) pudo explicarse a partir del comportamiento de sus raíces, las cuales, a través de la extracción de agua en respuesta a la transpiración de las plantas, contribuyen a incrementar la macroporosidad ya que se generan grietas y fisuras en el perfil debido al secado de las porciones de suelo más cercanas a las raíces (Dexter, 1991; Rasse *et al.*, 2000; Bodner *et al.*, 2013a, b). Por otro lado, Bar-M mostró valoraciones más favorables que Bar-S en Ru, Pe y Dr, mientras que la secuencia T-S presentó el menor valor de CCSS en el Mf y las valoraciones de los atributos culturales fueron similares a las obtenidas en Bar-S (excepto en Ip). Esto sugiere una escasa contribución del trigo a la mejora de la condición cultural edáfica debido a un menor aporte de materiales orgánicos (superficiales y subsuperficiales), sumado a posibles efectos de compactación por tránsito de maquinarias asociados a las labores de cosecha de ambos cultivos de la secuencia.

CONCLUSIONES

Entre las secuencias de cultivos que incluyeron CC, sólo la que tuvo vicia mostró una CCSS significativamente superior luego de su ciclo en comparación con el barbecho, en tanto que el triticale registró una valoración similar a la del correspondiente tratamiento en barbecho. En el primer caso, se destacaron valoraciones más favorables en la mayoría de los atributos culturales asociadas al CC de vicia en contraste con el barbecho. Por el contrario, la secuencia que incluyó CC de triticale presentó, en el Mf, valoraciones más favorables en Ru, EnS, Ce, Pe y Dr en relación con el barbecho, lo cual redundó en un incremento en la CCSS en dicho momento de muestreo.

En conclusión, se verificó parcialmente el cumplimiento de la primera hipótesis ya que el CC de vicia introdujo cambios de mayor relevancia en los atributos culturales y en la CCSS luego de su ciclo de crecimiento en comparación con el triticale. Asimismo, la sensibilidad detectada en las valoraciones, tanto de los atributos como del índice de CCSS entre secuencias de cultivos y momentos de muestreo, permitió corroborar el cumplimiento de la segunda hipótesis planteada.

Capítulo IV

COMUNIDADES DE MACROFAUNA DEL SUELO

INTRODUCCIÓN

Los artrópodos edáficos representan un componente fundamental de las comunidades biológicas del suelo debido al rol que desempeñan en el mantenimiento de la salud edáfica y, en consecuencia, en la provisión de servicios ecosistémicos (Menta y Remelli, 2020). Entre otros procesos, estos organismos están involucrados en la degradación y translocación de la materia orgánica del suelo, el ciclado de nutrientes, la regulación de la actividad microbiana y la bioturbación (Menta y Remelli, 2020). Adicionalmente, y en relación a su importancia, la macrofauna realiza sustanciales contribuciones a la biomasa animal presente en el suelo en la mayoría de los ecosistemas (Thakur *et al.*, 2020), a la vez que se encuentra entre los grupos taxonómicos con mayor diversidad en el ambiente edáfico (Gongalsky, 2021).

El funcionamiento del suelo puede inferirse a través de la participación de los distintos grupos de organismos y las interacciones entre ellos, lo cual define la configuración de redes tróficas con variado grado de complejidad (Hines *et al.*, 2015; Barnes *et al.*, 2018). Por lo tanto, la representación de los diferentes grupos tróficos determinará los flujos de energía en el ecosistema edáfico y los cambios que ocurran en la salud del mismo (Zerbino *et al.*, 2008; Swift *et al.*, 2012; Barnes *et al.*, 2014). No obstante, es importante destacar que las prácticas de manejo influyen sobre las comunidades edáficas debido a las variaciones que producen en la calidad del hábitat y la disponibilidad de recursos alimenticios en diferentes niveles tróficos (Breure, 2004). Al respecto, son numerosas las investigaciones que han demostrado, en distintos agroecosistemas, alteraciones de diversa índole sobre parámetros de las comunidades de macrofauna del suelo y la representación de los grupos tróficos en respuesta al sistema de labranza implementado, al diseño de las secuencias rotacionales y al manejo de la cobertura, entre otras prácticas (Bedano y Domínguez, 2016; Domínguez *et al.*, 2018; Jiang *et al.*, 2018; Jowett *et al.*, 2021). En relación con este último aspecto, los CC se presentan como alternativas de intensificación ecológica factibles de ser incorporadas en esquemas productivos agrícolas (Wittwer *et al.*, 2017) y que, potencialmente, generarían diversos impactos favorables sobre las comunidades faunísticas del suelo. En este sentido, la cobertura superficial provista por los CC modera los cambios de temperatura y humedad del suelo en relación a las situaciones bajo barbecho (Blanco-Canqui *et al.*, 2011). Además, ocasionan variaciones en el ambiente físico del suelo (Hudek *et al.*, 2022) y aportan recursos alimenticios a través de su biomasa aérea y

radical, lo cual favorece el desarrollo de diferentes grupos de la macrofauna del suelo (Fernández *et al.*, 2008; Bedano *et al.*, 2019; Blanco-Canqui, 2022). De este modo, el hecho de que las comunidades de macroinvertebrados respondan a los cambios ocurridos a nivel edáfico (Velasquez y Lavelle, 2019), define el potencial de las mismas para ser empleadas, a través de la cuantificación de distintos parámetros, como indicadores de salud del suelo (Cabrera, 2012; Cabrera Dávila *et al.*, 2022).

OBJETIVOS GENERALES

1. Evaluar los cambios en los parámetros de las comunidades de macrofauna del suelo por la inclusión de CC o el mantenimiento del barbecho invernal en las secuencias de cultivos.
2. Identificar las variaciones en los parámetros comunitarios asociadas a la configuración de las secuencias de cultivos.
3. Analizar la respuesta de los grupos tróficos de macrofauna en relación a las características de las secuencias de cultivos implementadas.
4. Estudiar los cambios en la composición específica de los ensamblajes correspondientes a los distintos momentos de muestreo y tratamientos.

PARTE A

Parámetros comunitarios

HIPÓTESIS

1. La inclusión de CC en las secuencias de cultivos, como así también la configuración de las mismas, generará cambios en los parámetros de las comunidades de macrofauna del suelo.
2. Existirán diferencias en las respuestas obtenidas en los parámetros comunitarios en función de la especie de CC analizada.
3. Los cambios en la abundancia y riqueza de grupos tróficos brindarán información sensible en el corto plazo.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Cuantificar la abundancia, riqueza, diversidad (α y β), equitatividad y número equivalente de especies de las comunidades de macrofauna del suelo en los distintos tratamientos y momentos de muestreo.
2. Evaluar los cambios en la abundancia y riqueza de organismos de la macrofauna según su clasificación en grupos tróficos.

MATERIALES Y MÉTODOS

En cada parcela de estudio se definió una subparcela de 36 m² (cuadrado de 6 m de lado) de cuyos vértices se extrajeron las muestras de macrofauna. Las mismas consistieron en monolitos de suelo de 20 cm de lado por 20 cm de profundidad que fueron extraídos con pala y colocados en bolsas plásticas para su posterior procesamiento en laboratorio. En cada muestra se separaron manualmente los organismos presentes (*hand-sorting*), los cuales fueron colocados en solución conservante de alcohol 70% V/V o formaldehído 5% V/V, en el caso de las lombrices (Anderson e Ingram, 1993). Los organismos colectados fueron determinados hasta el mayor nivel de resolución posible (especie) mediante la observación con lupa estereoscópica y el empleo de diversas claves taxonómicas (Stehr, 1991; Borror *et al.*, 1992; Morrone y Coscarón, 1998; Claps *et al.*, 2008; Vittar, 2008; Roig-Juñent *et al.*, 2020a, 2020b). En los casos en que no se logró la determinación de especies por falta de información taxonómica, se definieron morfoespecies que se identificaron por el género correspondiente y un código numérico (De la Fuente *et al.*, 2003). *Enlace a video explicativo de la metodología de muestreo.*

Entre las variables relevadas se definió la abundancia (N) (número de individuos)

mediante conteo manual y la riqueza específica (S) (número de especies/morfoespecies) a través de la determinación de los individuos colectados (Moreno, 2001). Asimismo, se evaluó la estructura de las comunidades de macrofauna asignando cada especie/morfoespecie a un grupo trófico según la información disponible en la bibliografía. Para ello, se definieron los siguientes grupos y se cuantificó la abundancia y riqueza en cada uno: herbívoros (HER), predadores (PRE), parasitoides (PAR), detritívoros (DET) y hormigas (HOR) (Hawkins y Mac Mahon, 1989; Montero, 2008; Swift *et al.*, 2012). Las HOR (Hymenoptera: Formicidae) se consideraron como un grupo trófico independiente debido a que la mayoría de las especies explotan diversas fuentes de recursos (Stuntz *et al.*, 2002). A su vez, cada especie o morfoespecie de HOR fue asignada a un grupo funcional según los criterios propuestos para las hormigas de la Mesopotamia (Vittar, 2008), de Santa Fe (Vittar y Cuezco, 2008) y del Chaco Occidental (Bestelmeyer y Wiens, 1996; Montero *et al.*, 2011). Por otro lado, dentro del grupo de los DET, dada su importancia y presencia en el experimento, se realizó el análisis individual de la abundancia de organismos pertenecientes a la Clase Oligochaeta (Órdenes Crassicitellata y Enchytraeida).

Para el cálculo de la diversidad α se empleó el índice de Shannon-Weaver (H') (Pielou, 1966) (Ecuación 5), el cual expresa una medida del grado de incertidumbre en predecir a qué especie pertenecerá un individuo escogido al azar dentro de una muestra o colección (Peet, 1974; Magurran, 1988; Baev y Penev, 1995; Jost y González-Oreja, 2012). Dicho índice asume que los individuos son seleccionados al azar y que todas las especies están representadas en la muestra. Sus valores varían entre cero, cuando está presente una sola especie, y el logaritmo de S cuando todas las especies están representadas con el mismo número de individuos (equiprobables) (Magurran, 1988).

$$H' = - \sum p_i \ln p_i \quad \text{Ecuación 5}$$

Donde: p_i : frecuencia relativa de individuos de la especie i en la muestra.

Dado que H' no responde de modo lineal a la noción de diversidad biológica de un sistema (no representa una medida de diversidad *per se*), también se calculó el número equivalente de especies (D) (Lou y González-Oreja, 2012) (Ecuación 6). Este parámetro expresa el número equivalente de elementos de una comunidad (especies) que presentan la misma abundancia y cuyo valor está más ligado con la diversidad biológica que el obtenido mediante el índice de Shannon-Weaver (Jost, 2006, 2007).

$$D = \exp(H') = e^{H'} \quad \text{Ecuación 6}$$

La equitatividad se calculó mediante el índice de Pielou (J') (Ecuación 7), el cual mide la proporción de la diversidad observada en relación con la máxima esperada. Adquiere valores entre cero y uno, correspondiendo este último a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes (Magurran, 1988).

$$J' = H' / H'_{\max} \quad \text{Ecuación 7}$$

$$\text{Donde: } H'_{\max} = \ln(S)$$

La diversidad β se estimó mediante el índice de Whittaker (β) (Whittaker, 1972) (Ecuación 8), el cual representa un índice de reemplazo de especies y se calcula como la relación entre la diversidad γ (riqueza de especies de un conjunto de comunidades) y α (riqueza de especies de una comunidad particular).

$$\beta = S / (\alpha - 1) \quad \text{Ecuación 8}$$

Donde: S: número de especies registradas en el conjunto de muestras (diversidad γ); α : número promedio de especies en las muestras (diversidad α promedio).

Análisis estadístico

Para evaluar los efectos de los CC y las secuencias de cultivos implementadas en los distintos momentos de muestreo sobre la abundancia y riqueza específica (total y según grupos tróficos) se emplearon Modelos Lineales Generalizados Mixtos. Para ello, se consideraron al bloque, momento de muestreo, tratamiento y la interacción entre los dos últimos como efectos fijos, en tanto que la parcela fue el efecto aleatorio. Asimismo, los modelos formulados variaron según la familia de distribución considerada (poisson o binomial negativa). Las diferencias entre tratamientos y momentos de muestreo en cuanto a los restantes parámetros comunitarios se estudiaron mediante Modelos Lineales Generales Mixtos, en los cuales se consideraron los mismos efectos fijos y aleatorio anteriores. En estos se modelizó la heteroscedasticidad de variancias en relación a los tratamientos o momentos de muestreo empleando la función *varIdent*, como así también la existencia de correlación temporal mediante las funciones simetría compuesta, sin estructura y autorregresiva de orden 1. En todos los casos, los modelos con mejor ajuste fueron los que presentaron los valores más bajos de los criterios AIC y BIC y, en cuanto a la abundancia y riqueza específica, también se consideró que el cociente entre la *deviancia* y los grados de libertad residuales fuese cercano a uno. En caso de existir diferencias significativas entre factores, las mismas se evaluaron mediante la prueba LSD Fisher ($\alpha=0,05$). Los cálculos se realizaron a través de la interfaz de R incluida en el *software* InfoStat (Di Rienzo

et al., 2020). En todas las variables, los resultados presentados corresponden a los valores promedio y error estándar estimados por los respectivos modelos.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Abundancia y riqueza específica total

En el conjunto de tratamientos y momentos de muestreo se detectaron 2929 individuos que se agruparon en 9 clases, 22 órdenes y 62 familias. De las 106 especies presentes, el 53% se determinó a nivel específico, el 9% a nivel genérico y el 37% restante como morfoespecies diferentes de las anteriores (Apéndice). La mayor abundancia se observó en las clases Insecta y Oligochaeta (Figura 25), mientras que la mayor riqueza correspondió a la clase Insecta, seguida por la clase Arachnida (Figura 26).

En el Mi se contabilizaron 1162 individuos y 54 especies/morfoespecies, mientras que en el Mcc-b la abundancia fue de 749 individuos y la riqueza total de 71 especies/morfoespecies. En el Mf se registraron 1018 individuos y 59 especies/morfoespecies distintas.

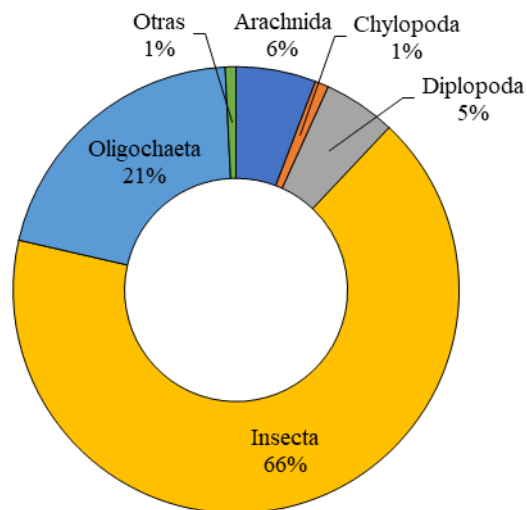


Figura 25. Abundancia total según clases.

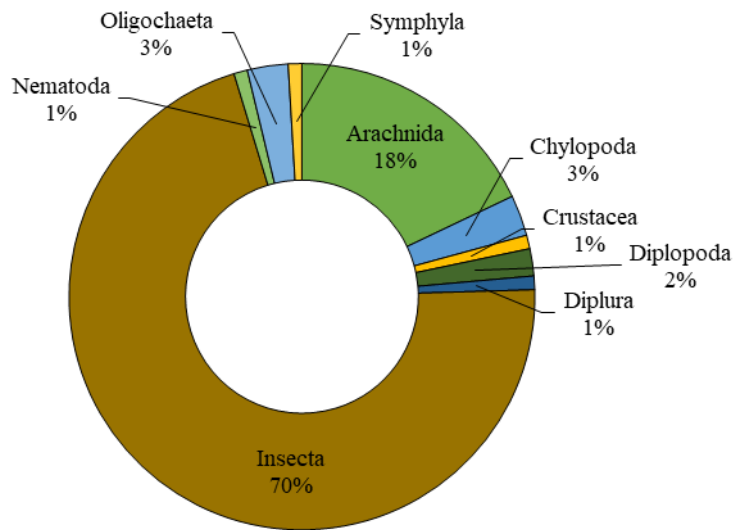


Figura 26. Riqueza específica total según clases.

En las Figuras 27 y 28 se muestran los resultados obtenidos en relación a la abundancia y riqueza específica total, respectivamente. En ambos parámetros se registró interacción significativa entre tratamientos y momentos de muestreo (abundancia: $X^2=24,85$, $p=0,001$; riqueza: $X^2=16,69$, $p=0,02$).

En relación a la abundancia total, en el Mi se registró un valor significativamente superior en el tratamiento CCv-M con respecto a los restantes, lo cual podría asociarse con un incremento en la abundancia de hormigas (HOR) (Figura 41). Por su parte, las secuencias Bar-M y CCv-M mostraron una tendencia decreciente en la abundancia total en el periodo de tiempo evaluado, aunque en el primer caso no se detectaron diferencias significativas entre momentos de muestreo. Por el contrario, la abundancia registrada en el Mf en Bar-S fue significativamente superior a la de los restantes momentos de muestreo, al igual que la observada en T-S al comparar los Mi y Mf. Por su parte, en la secuencia CCt-S la menor abundancia se registró en el Mcc-b, aunque las variaciones entre momentos de muestreo no fueron significativas. Asimismo, la abundancia asociada al CC de vicia en el Mcc-b resultó superior a la encontrada en Bar-M y CCt-S, mientras que la de este último fue similar a la de Bar-S.

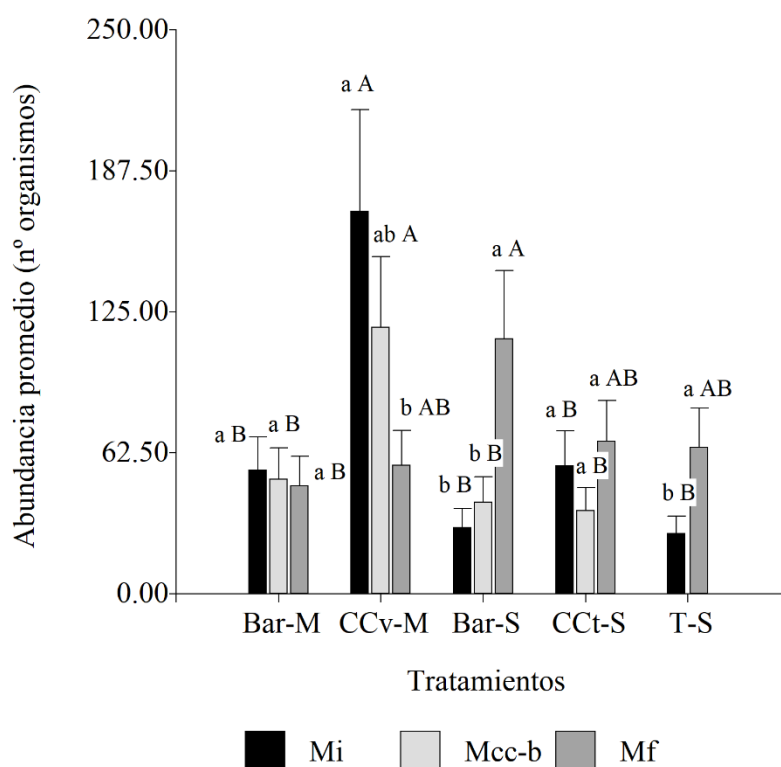


Figura 27. Valores promedio y error estándar de abundancia total según tratamientos y momentos de muestreo. *Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento; letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en cada momento de muestreo ($p < 0,05$).*

En cuanto a la riqueza específica total, en el Mcc-b se observó un incremento significativo asociado a la inclusión de CC de vicia con respecto al Mi. Por el contrario, el CC de triticale generó una disminución en la riqueza total en relación al Mi, aunque las diferencias entre ambos momentos de muestreo no fueron significativas. Por su parte, la vicia introdujo, en el Mcc-b, una riqueza significativamente superior a la detectada en el barbecho y el CC de triticale. Contrariamente, en el Mf los valores más elevados de riqueza se registraron en las secuencias Bar-S y T-S.

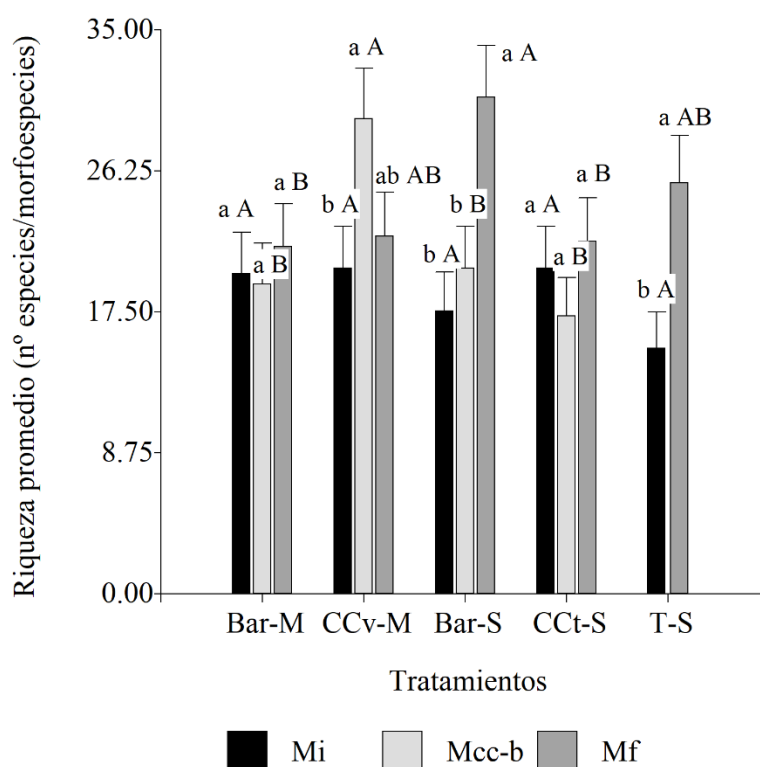


Figura 28. Valores promedio y error estándar de riqueza específica total según tratamientos y momentos de muestreo. *Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento; letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en cada momento de muestreo ($p < 0,05$).*

En relación al efecto de los CC sobre los parámetros comunitarios mencionados, los resultados obtenidos evidenciaron cambios favorables en el corto plazo, especialmente vinculados al CC de vicia. Investigaciones previas han demostrado que, según la calidad y cantidad de residuos producida (Hopper *et al.*, 2000) y debido a la secreción de varios tipos de exudados radicales (Lavelle *et al.*, 1995), las plantas modifican la abundancia y diversidad de recursos orgánicos y microhábitats del suelo (Scheu y Schaefer, 1998; Gastine *et al.*, 2003). De este modo, se generaría un incremento en la densidad de los grupos de la macrofauna que se alimentan de los recursos vegetales suministrados, o bien, que se benefician de los microhábitats creados (Laossi *et al.*, 2008). En un sentido similar, Zhang *et al.* (2022) plantearon que las mezclas de especies vegetales inducirían a una mayor abundancia y diversidad de fauna edáfica que los monocultivos debido a los cambios espaciales y temporales que se suceden en escenarios con mayor diversidad vegetal. En este caso, la inclusión de variedad de especies en las secuencias de cultivos asociada a los CC generaría un incremento en la productividad aérea (Duval *et al.*, 2015) y radical (Maeght *et al.*, 2013) que, en conjunto,

significarían un mayor aporte de residuos. Al respecto, diversos estudios han reportado cambios favorables en la abundancia y riqueza de organismos de la macrofauna edáfica en respuesta a la inclusión de CC, destacando los efectos positivos de las especies de leguminosas sobre ambos parámetros comunitarios (Blanchart *et al.*, 2006; Fernández *et al.*, 2008), lo cual es coincidente con lo observado en este trabajo. En este sentido, el contraste registrado en el Mcc-b en la abundancia y riqueza específica entre el CC de vicia y la respectiva condición de barbecho posiblemente refleje ciertos aspectos de degradación edáfica en este último caso que podrían afectar a las comunidades de macrofauna edáfica (Domínguez *et al.*, 2009, 2010).

Por otro lado, y contemplando efectos de mediano/largo plazo, Kelly *et al.* (2021) demostraron que, en áreas bajo riego en California (Estados Unidos), la inclusión de policultivos de triticale, centeno (*Secale cereale*), vicia común (*Vicia sativa*), nabo (*Raphanus sativus*) y trébol (*Trifolium incarnatum*) en diferentes secuencias rotacionales y bajo SD, incrementó la abundancia y riqueza de macrofauna hipogea. Asimismo, estos autores indicaron relaciones positivas entre la abundancia de organismos y distintas variables edáficas (*e.g.* carbono orgánico del suelo y estabilidad de agregados) que sugieren que las comunidades de macrofauna podrían amplificar los efectos favorables de los CC y la SD en pos de mejorar el funcionamiento edáfico. Por el contrario, Menta *et al.* (2020) propusieron que la abundancia de invertebrados del suelo usualmente sería más afectada por el cultivo de cosecha o la configuración de las secuencias que por el manejo de los residuos o la inclusión de CC. Esto estaría en relación con que los efectos de los CC sobre la abundancia y riqueza podrían resultar variables en función del período de tiempo considerado y el grado de adaptación de los organismos a las condiciones particulares del suelo, lo cual define su sensibilidad frente a los cambios en el ambiente edáfico (Fiorini *et al.*, 2022). Con respecto a estas cuestiones, los resultados obtenidos en este trabajo reflejaron que, en el período de tiempo analizado, las secuencias de cultivos que incluyeron soja mostraron mayor abundancia total que las de maíz (Mf), en tanto que en relación a la riqueza existió una tendencia similar, con excepción de la secuencia CCt-S en la cual los valores fueron similares a los de Bar-M y CCv-M.

Abundancia y riqueza específica según grupos tróficos

La cuantificación de la participación de los distintos grupos tróficos en el ambiente edáfico resulta de especial relevancia ya que, a través de sus interacciones, desempeñan un rol vital en el funcionamiento del suelo (Erktan *et al.*, 2020). En este sentido, se ha planteado la importancia de una adecuada representación de los diferentes grupos para la conformación de redes tróficas más o menos complejas (Brose y Scheu, 2014). Por otra parte, y tal como ha sido descrito en el Capítulo III, las prácticas de manejo implementadas generarían cambios en el ambiente edáfico que podrían afectar a los organismos de la macrofauna debido a la modificación de sus hábitats y a las variaciones en la disponibilidad de recursos alimenticios (Rousseau *et al.*, 2013; Peigné *et al.*, 2018; Cabrera Dávila *et al.*, 2022).

En las Figuras 29 a 34 se muestran los valores relativos de abundancia y riqueza de especies/morfoespecies pertenecientes a los distintos grupos tróficos en cada tratamiento y momento de muestreo. Con respecto a la abundancia relativa, en el Mcc-b (Figura 30) se observó que la vicia generó un predominio de HOR y el triticale de HER, mientras que en ambos CC la riqueza relativa de HER fue superior a la observada en las situaciones de barbecho (Figura 33). En todas las secuencias, en el Mf se detectó un incremento en la abundancia y riqueza relativa de DET y una disminución en la abundancia relativa de PRE y HOR en relación a los Mi y Mcc-b (Figuras 31 y 34). Por último, la abundancia y riqueza relativa de PAR fue escasa o incluso nula en los tratamientos y momentos de muestreo estudiados.

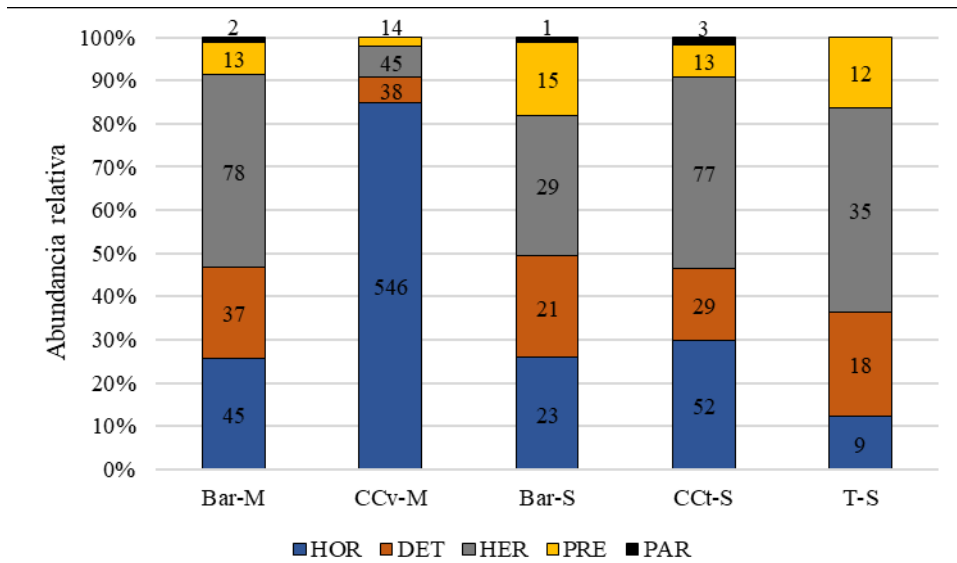


Figura 29. Abundancia relativa de organismos según grupos tróficos en el Mi. *Los valores incluidos en el gráfico refieren a la abundancia total por grupo (n° de organismos).*

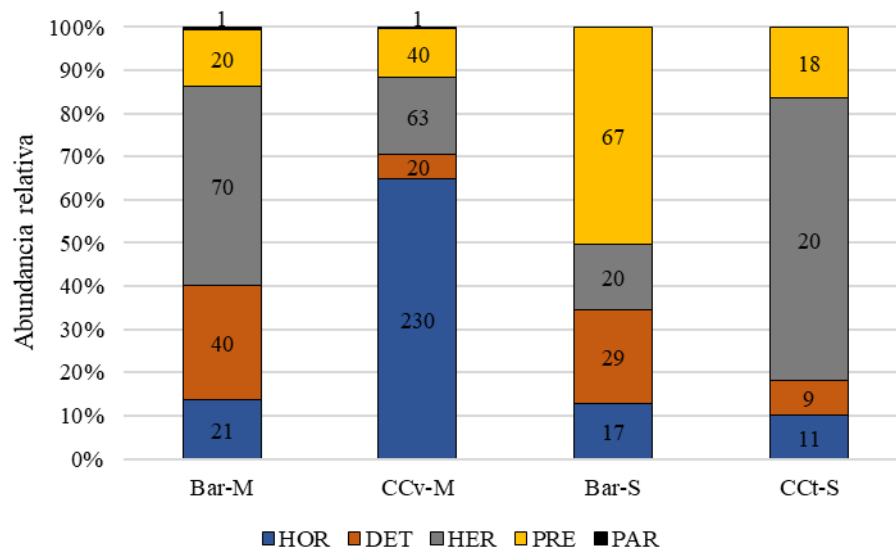


Figura 30. Abundancia relativa de organismos según grupos tróficos en el Mcc-b. *Los valores incluidos en el gráfico refieren a la abundancia total por grupo (n° de organismos).*

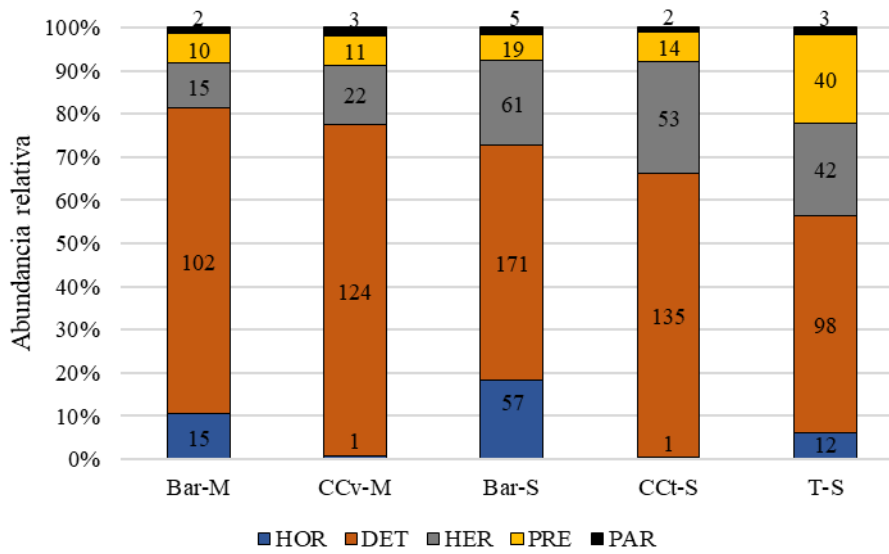


Figura 31. Abundancia relativa de organismos según grupos tróficos en el Mf. *Los valores incluidos en el gráfico refieren a la abundancia total por grupo (n° de organismos).*

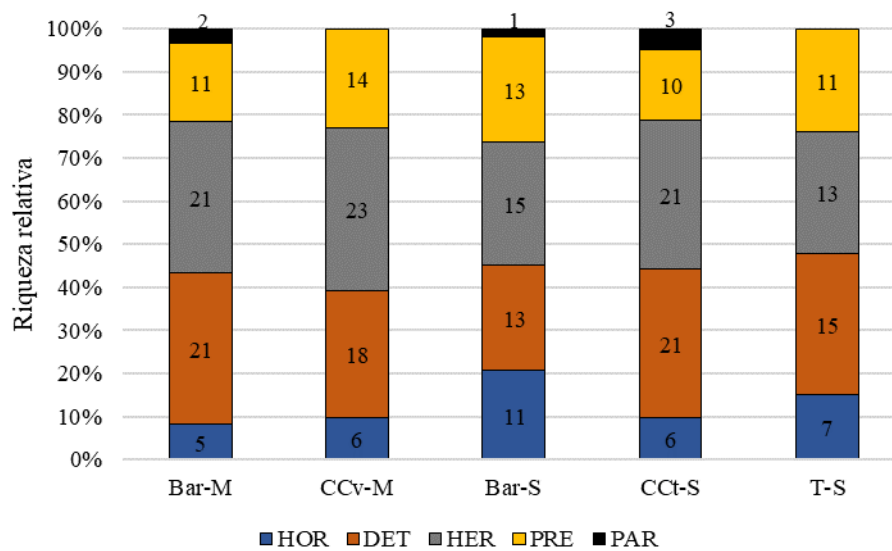


Figura 32. Riqueza relativa de organismos según grupos tróficos en el Mi. *Los valores incluidos en el gráfico refieren a la riqueza total por grupo (n° de especies/morfoespecies).*

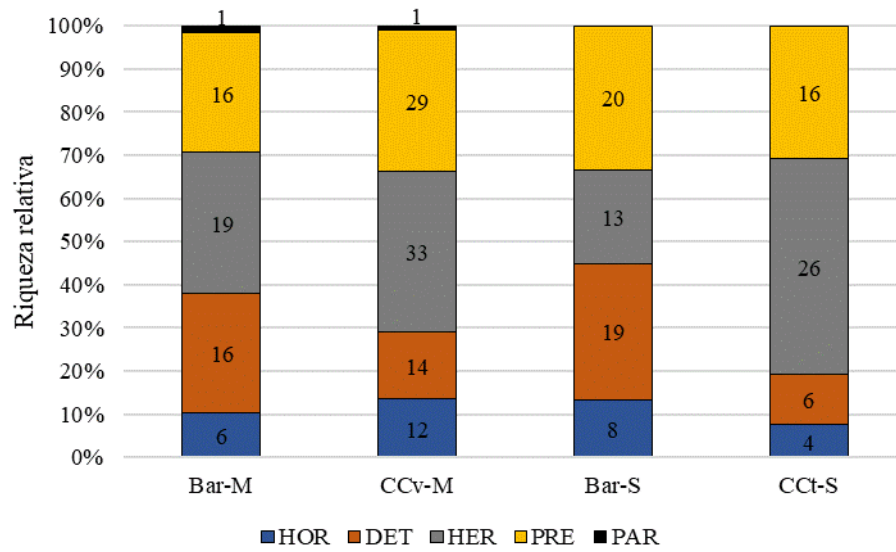


Figura 33. Riqueza relativa de organismos según grupos tróficos en el Mcc-b. *Los valores incluidos en el gráfico refieren a la riqueza total por grupo (nº de especies/morfoespecies).*

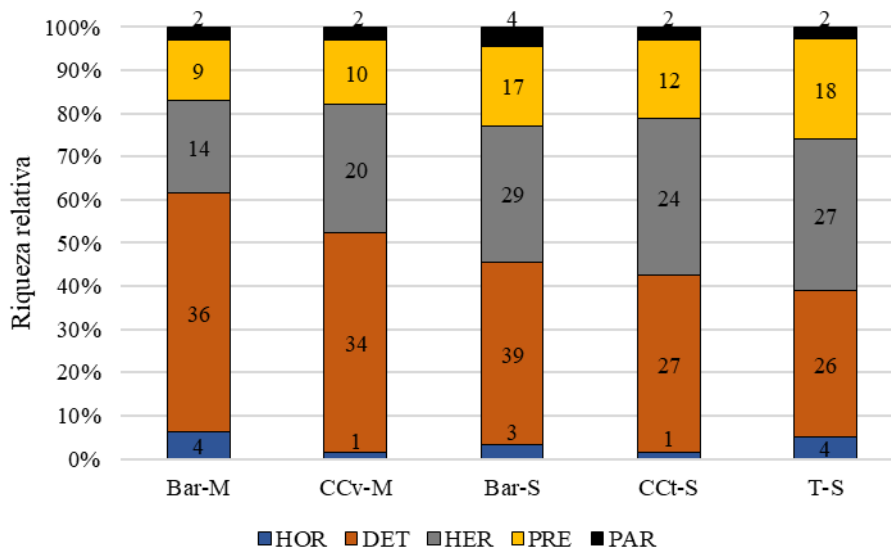


Figura 34. Riqueza relativa de organismos según grupos tróficos en el Mf. *Los valores incluidos en el gráfico refieren a la riqueza total por grupo (nº de especies/morfoespecies).*

Herbívoros (HER)

En relación a los HER, existió interacción significativa entre tratamientos y momentos de muestreo tanto en la abundancia ($X^2=53,96$; $p<0,0001$) (Figura 35), como en la riqueza ($X^2=15,46$; $p=0,031$) (Figura 36).

La mayor abundancia de HER en los tres momentos de muestreo estuvo representada por *Megascelis* sp. 1839 (Coleptera: Chrysomellidae), fundamentalmente al estado larval. En segundo lugar, en los Mi y Mf, las larvas de *Diloboderus abderus* (Coleptera: Scarabaeidae),

Elateridae sp. 5047 (Coleoptera: Elateridae) y *Astylus atromaculatus* (Coleoptera: Melyridae) resultaron especialmente abundantes (Apéndice).

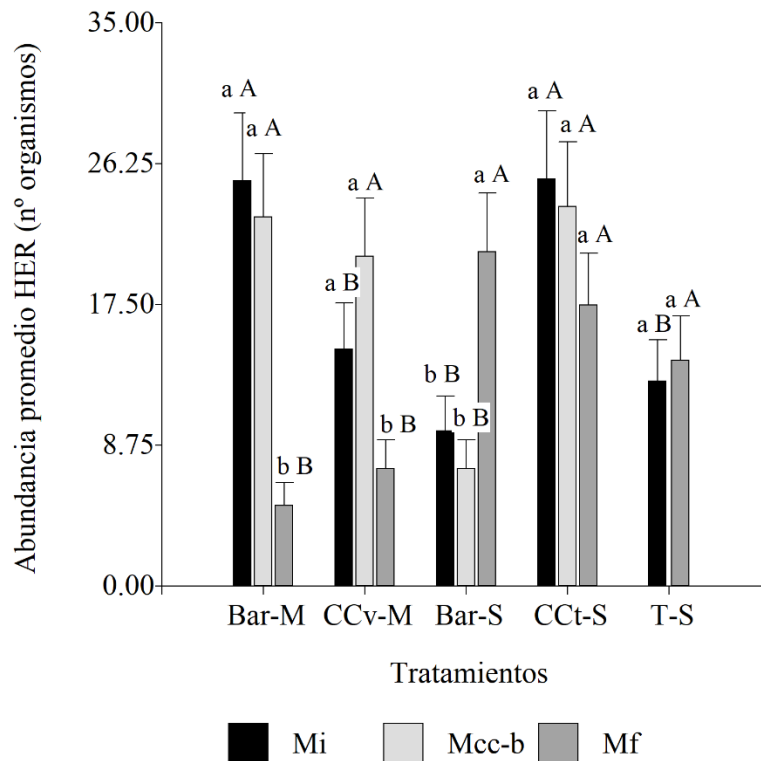


Figura 35. Valores promedio y error estándar de abundancia de HER según tratamientos y momentos de muestreo. Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento; letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en cada momento de muestreo ($p < 0,05$).

En el Mcc-b no existieron variaciones significativas en la abundancia de HER entre el CC de vicia y la correspondiente situación en barbecho, mientras que el valor registrado en el CC de triticale fue significativamente superior al del barbecho. Por su parte, la abundancia de este grupo en el Mf fue significativamente inferior en las secuencias que incluyeron maíz como cultivo estival en relación a las de soja. Asimismo, al evaluar las variaciones entre momentos de muestreo, se observó que las tendencias registradas en la abundancia y riqueza fueron similares, a excepción de CCt-S, cuya mayor riqueza se detectó en el Mcc-b.

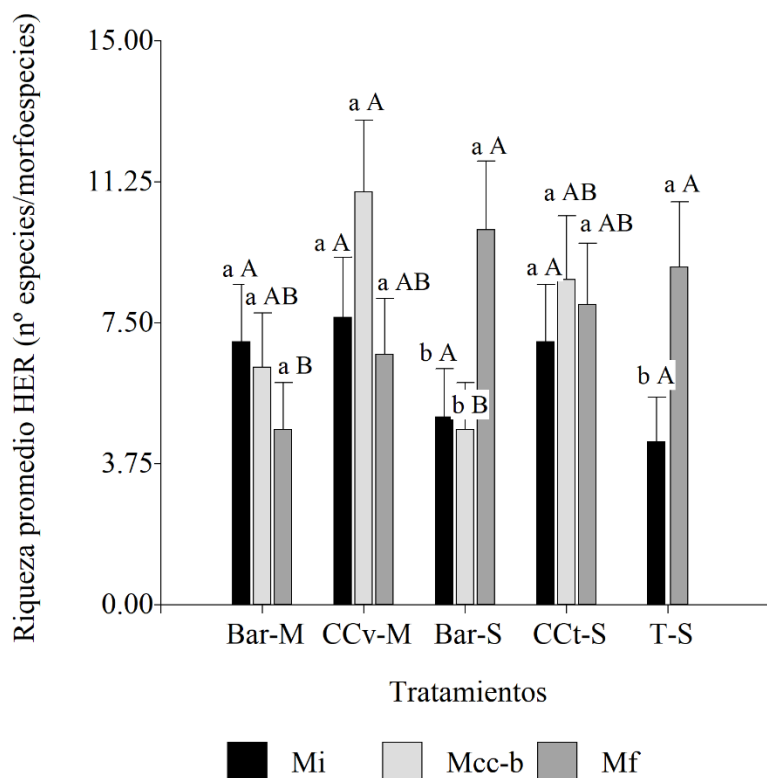


Figura 36. Valores promedio y error estándar de riqueza de HER según tratamientos y momentos de muestreo. *Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento; letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en cada momento de muestreo ($p < 0,05$).*

La inclusión de diversidad de especies en las secuencias rotacionales favorecería la presencia de organismos HER que se alimentan de distintos tipos de materiales vegetales vivos (aéreos y radicales). Al respecto, se ha reportado que los cambios en la abundancia de estos organismos estarían asociados, no sólo con la cantidad de materiales vegetales disponibles, sino también con la calidad de los mismos, existiendo preferencia hacia los de relación C:N más baja (Masters, 2004). En relación con ello, los resultados obtenidos mostraron que sólo el CC de triticale generó un incremento significativo en la abundancia de HER en el Mcc-b con respecto al Mi, en tanto que, en lo que refiere a la riqueza, los dos CC estudiados introdujeron aumentos luego de su ciclo de crecimiento, aunque las diferencias respecto a las correspondientes situaciones en barbecho no fueron significativas. Tales respuestas podrían vincularse con que, a pesar de las características diferenciales entre ambas especies de CC, dado que el crecimiento de los mismos fue suprimido antes de finalizar su ciclo, posiblemente en ambos casos los materiales vegetales disponibles hayan sido de relativamente buena calidad para su aprovechamiento por parte de los HER. Por otra parte, la mayor abundancia y riqueza

de organismos de este grupo trófico en el CC de triticale en relación a la situación bajo barbecho en el Mcc-b reflejaría las variaciones en la disponibilidad de recursos alimenticios entre ambos tratamientos. Asimismo, una consideración similar podría indicarse en relación al incremento en la riqueza de HER asociada al CC de vicia con respecto al barbecho en el Mcc-b. Por otro lado, y contrariamente a lo registrado en este trabajo, Dassou y Tixier (2016) indicaron, en base a una revisión de investigaciones previas, que la abundancia de insectos HER tendería a disminuir a medida que se incrementa la diversidad vegetal a nivel de lote (poniendo especial énfasis en la inclusión de CC) debido a la mayor presencia de enemigos naturales.

En otro sentido, las respuestas obtenidas en el Mf, en el cual las secuencias que incluyeron soja como cultivo estival mostraron mayor abundancia y riqueza que las que incorporaron maíz, podrían vincularse con la calidad de los materiales vegetales aportados. En este caso, muchos de los organismos presentes en dicho momento de muestreo se encontraron al estado larval (*e.g.* Coleoptera: Chrysomellidae, Curculionidae, Elateridae, Scarabaeidae), siendo su principal fuente de alimento las semillas y raíces, en particular de malezas, que pudieran estar presentes al momento del muestreo. Tales resultados son semejantes a lo detallado por Lietti *et al.* (2008), quienes detectaron, en el estado reproductivo de cultivos sembrados bajo SD en la localidad de Zavalla (Santa Fe), mayor densidad de individuos fitófagos y detritívoros hipogeos en soja que en maíz.

En relación a las respuestas obtenidas, es importante notar que, además del impacto que generaron los CC o las secuencias de cultivos sobre la abundancia y riqueza de HER, éstas también podrían estar vinculadas con la presencia de organismos predadores, teniendo en cuenta la interacción trófica que se establece entre ambos grupos (Duyck *et al.*, 2011; Murrell, 2017).

Predadores y parasitoides (PRE+PAR)⁶

En relación a estos grupos, existieron diferencias significativas entre momentos de muestreo en abundancia ($X^2=20,14$; $p<0,0001$) (Figura 37; Tabla 11) y riqueza específica ($X^2=8,38$; $p=0,015$) (Figura 38; Tabla 12). Los PAR representaron el 7,5% de la abundancia de PRE y sólo se detectaron dos especies en todo el experimento: *Pygodasis* sp. 8191 (Hymenoptera: Scoliidae) y *Mermithidae* sp. 7600 (Mermithida: Mermithidae).

⁶ Dada la baja representación de PAR en el experimento, el análisis de este grupo se efectuó conjuntamente con los PRE (PRE+PAR).

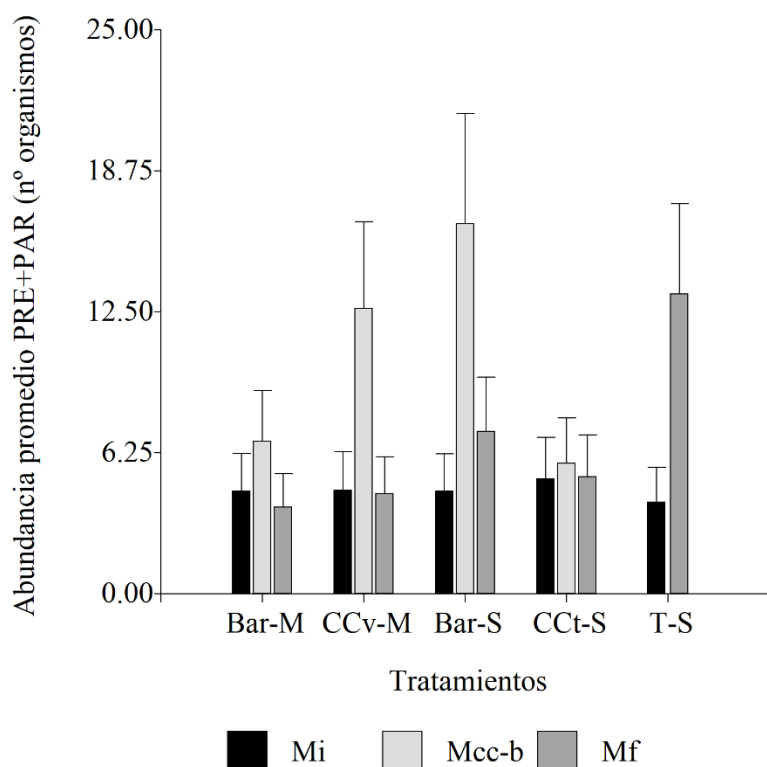


Figura 37. Valores promedio y error estándar de abundancia de PRE+PAR según tratamientos y momentos de muestreo.

Tabla 11. Valores promedio y error estándar de abundancia de PRE+PAR según momentos de muestreo. *Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo ($p < 0,05$).*

Momentos de muestreo	Abundancia PRE+PAR (n° esp./morfoesp.)
Mi	4,56 ± 0,75 B
Mcc-b	8,67 ± 1,64 A
Mf	6,10 ± 0,96 AB

Entre los PRE, la mayor abundancia se observó en los organismos pertenecientes a la clase Arachnida, en particular las especies Dictynidae sp. 7588 (Araneae: Dictynidae) en el Mf y Lycosidae sp. 7638 (Araneae: Lycosidae) en el Mcc-b. En segundo lugar, dentro de la clase Insecta, *Apocellus opacus* (Coleptera: Staphylinidae) resultó especialmente abundante en el Mi (Apéndice).

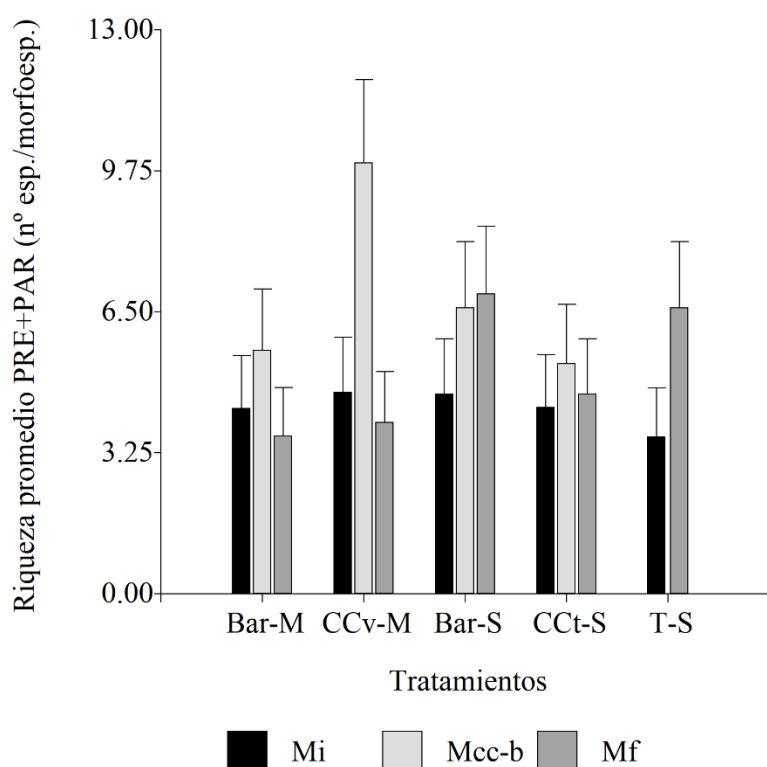


Figura 38. Valores promedio y error estándar de riqueza de PRE+PAR según tratamientos y momentos de muestreo.

Tabla 12. Valores promedio y error estándar de riqueza de PRE+PAR según momentos de muestreo. *Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo ($p < 0,05$).*

Momentos de muestreo	Riqueza PRE+PAR (n° esp./morfoesp.)
Mi	4,27 ± 0,55 B
Mcc-b	6,22 ± 0,95 A
Mf	4,97 ± 0,60 B

En el Mcc-b se detectó, en todos los tratamientos (excepto en CCt-S), un incremento en la abundancia de PRE+PAR con respecto al Mi. Asimismo, en el Mcc-b el CC de vicia registró mayor abundancia de tales organismos que el CC de triticale y el correspondiente tratamiento en barbecho. Por el contrario, el triticale mostró una abundancia significativamente inferior a la del respectivo tratamiento en barbecho en dicho momento de muestreo. Por su parte, la riqueza específica registrada en el Mcc-b resultó significativamente superior a la de los Mi y Mf. Al respecto, se ha propuesto que los PRE se verían beneficiados por la presencia de sitios de refugio creados en los residuos superficiales y por la disponibilidad de presas allí presentes (Samu *et al.*, 1999; Bedano *et al.*, 2016; Jiang *et al.*, 2018). De ese modo, el incremento en la

abundancia y riqueza de organismos de este grupo en el CC de vicia podría relacionarse con el porcentaje superior de cobertura alcanzado al momento de la supresión de su crecimiento ($99,33 \pm 1,76\%$) en comparación con el observado en triticale ($38,67 \pm 8,96\%$), lo cual resulta relevante de analizar ya que, por las razones mencionadas anteriormente, los PRE son más activos cerca de la superficie del suelo o en los estratos de residuos (Wardle, 1995). Asimismo, Lawton y Strong (1981) indicaron que la complejidad del hábitat estaría definida por la cantidad de biomasa presente, la diversidad de residuos vegetales y su arquitectura, estando este último aspecto vinculado con la heterogeneidad y complejidad estructural generada por las plantas o el material vegetal. Por lo tanto, los CC favorecerían la presencia de distintos grupos de organismos, entre ellos los PRE, ya que se constituyen como estrategias que permiten incrementar la complejidad del hábitat en sistemas agrícolas (Rosario-Lebron *et al.*, 2018).

Con respecto a la presencia de PRE en el suelo, investigaciones recientes revelaron que la condición física y el estado hídrico edáfico influyen sobre la capacidad de dichos organismos, en particular los de tamaño más pequeño, para acceder a las presas ya que tales aspectos pueden restringir su movimiento en la matriz del suelo o generar interferencias en el reconocimiento de las presas mediante compuestos volátiles que se transmiten a través de los poros (Erktan *et al.*, 2020). Por otra parte, mediante el consumo de otros organismos de la red trófica, los PRE pueden impactar sobre la productividad primaria neta y la descomposición de los materiales vegetales (Masters, 2004) ya que la herbivoría realizada por ciertos invertebrados define la cantidad y calidad de recursos que ingresan al suelo, lo cual afecta directamente a los organismos detritívoros (Wardle y Bardgett, 2004) y a la degradación efectuada por los microorganismos (Hättenschwiler *et al.*, 2005).

En otro sentido, se observó que la abundancia promedio de PRE+PAR en el Mf fue inferior a la del Mcc-b en todos los tratamientos, en tanto que en la riqueza dicha tendencia se evidenció en todas las secuencias, a excepción de Bar-S. Tales resultados pudieron vincularse con lo propuesto por Gatiboni *et al.* (2011) quienes evaluaron los cambios en las comunidades de artrópodos asociados a la degradación de los residuos de CC luego de la supresión de su crecimiento. Al respecto, concluyeron que, en los momentos iniciales, la presencia de PRE se vería favorecida debido a una mayor cobertura del suelo, mientras que en momentos donde ésta fue menor, la disponibilidad de presas estaría explicada por organismos de menor tamaño corporal que son relevantes en la degradación de los residuos (Smith y Bradford, 2003).

Detritívoros (DET)

En relación a este grupo trófico, se detectaron diferencias significativas entre momentos de muestreo en abundancia ($X^2=125,30$; $p<0,0001$) (Figura 39; Tabla 13) y riqueza específica ($X^2=42,37$; $p<0,0001$) (Figura 40, Tabla 14).

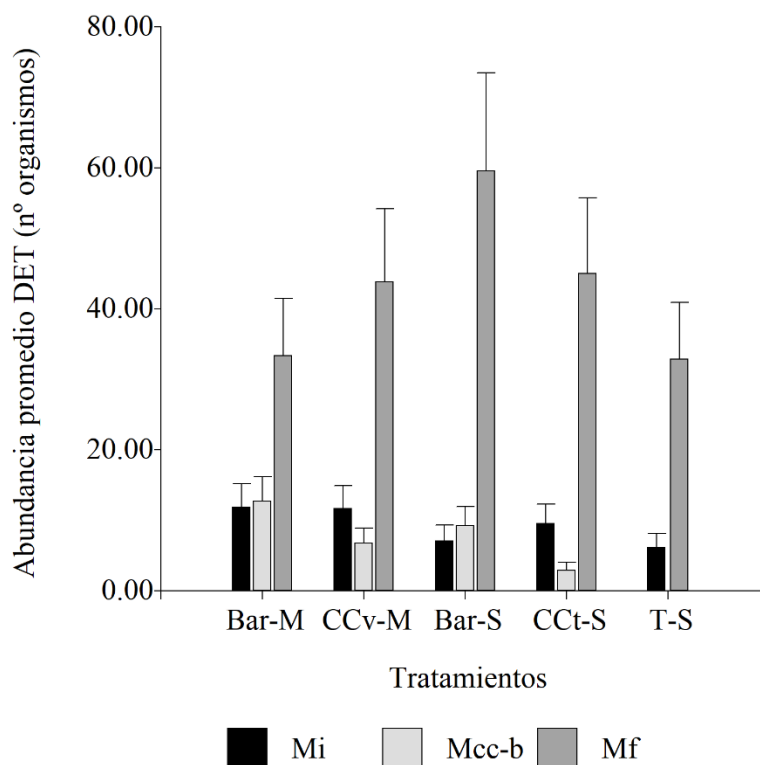


Figura 39. Valores promedio y error estándar de abundancia de DET según tratamientos y momentos de muestreo.

Tabla 13. Valores promedio y error estándar de abundancia de DET según momentos de muestreo. *Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo ($p<0,05$).*

Momentos de muestreo	Abundancia DET (n° organismos)
Mi	8,96 ± 1,19 B
Mcc-b	6,84 ± 1,25 B
Mf	41,89 ± 4,48 A

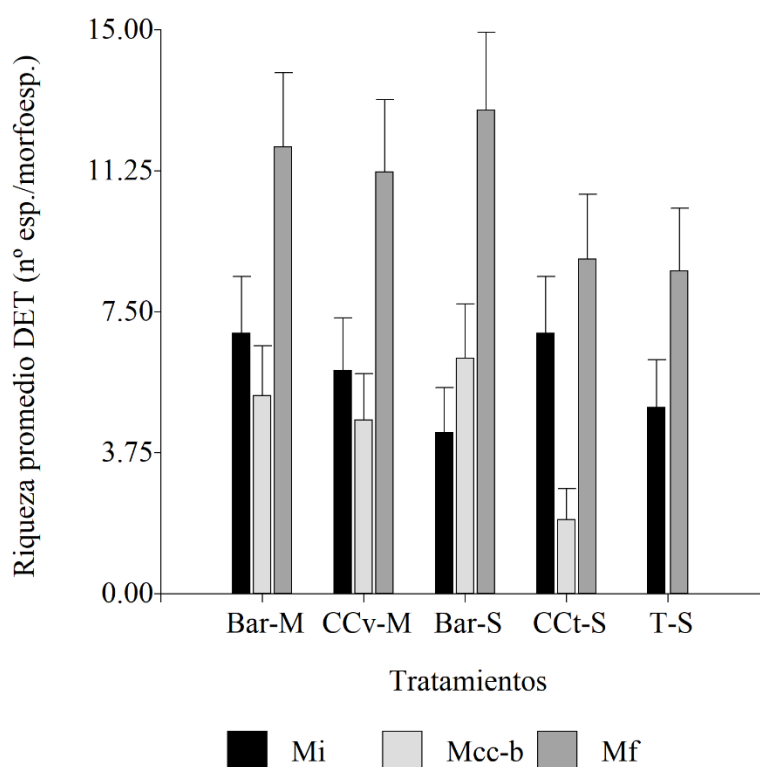


Figura 40. Valores promedio y error estándar de riqueza de DET según tratamientos y momentos de muestreo.

Tabla 14. Valores promedio y error estándar de riqueza de DET según momentos de muestreo. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo ($p < 0,05$).

Momentos de muestreo	Riqueza DET (n° esp./morfoesp.)
Mi	5,71 ± 0,62 B
Mcc-b	4,09 ± 0,66 B
Mf	10,55 ± 0,84 A

En cuanto a la abundancia de organismos pertenecientes a la clase Oligochaeta, se evidenció interacción significativa entre tratamientos y momentos de muestreo ($X^2=19,44$; $p=0,007$) (Figura 41). En este caso, se observó que, en los Mi y Mf, la proporción de organismos pertenecientes al orden Crassiclitellata (lombrices) fue superior a la registrada en el orden Enchytraeida (enquitreidos), mientras que en el Mcc-b ocurrió lo opuesto. Entre las lombrices, se destacó una abundancia superior de *Octolasion tyrtaeum* (Acanthodrilidae), en particular en el Mf (Apéndice). Por su parte, tanto en el Mi como en el Mf, también resultaron abundantes los organismos de la especie *Pseudonannolene meridionalis* (Julida: Pseudonannolenidae), aunque en menor proporción que los anteriores.

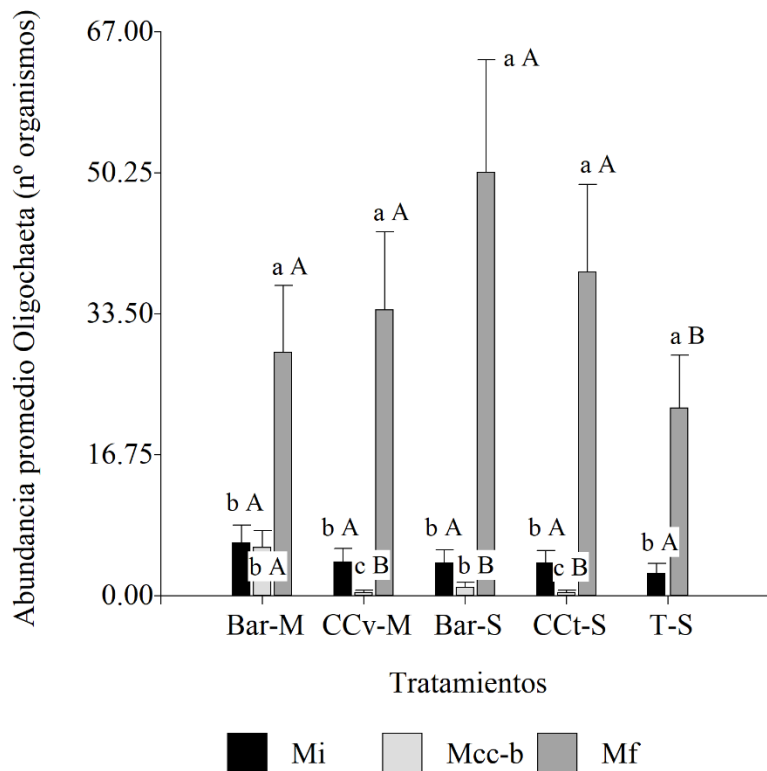


Figura 41. Valores promedio y error estándar de abundancia de DET pertenecientes a la clase Oligochaeta según tratamientos y momentos de muestreo. *Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento; letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en cada momento de muestreo ($p < 0,05$).*

Si bien no existieron diferencias significativas, en el Mcc-b se observó que la abundancia y riqueza de DET en las secuencias que incluyeron CC fue inferior a la registrada en las situaciones de barbecho. Coincidentemente, ambos parámetros comunitarios presentaron valores inferiores en el Mcc-b con respecto a los Mi y Mf (Tablas 13 y 14). Estas respuestas podrían asociarse con que la presencia de los CC determinó, luego de su ciclo de crecimiento, un menor contenido hídrico en el espesor de suelo analizado en relación al barbecho debido al consumo de agua por parte de las plantas (Figura 18). De este modo, podría verse reducida la abundancia de organismos pertenecientes a este grupo trófico, tal como se detectó en relación a las lombrices, donde los CC generaron una abundancia inferior con respecto a los restantes tratamientos en el Mcc-b (Figura 41). Esto podría vincularse con información previa en la que se ha indicado que el contenido hídrico edáfico es uno de los factores clave que define la presencia de lombrices en el suelo (Cuendet, 1984; Momo *et al.*, 1993; Euteneur *et al.*, 2020). Por otra parte, dado que los Mi y Mf se realizaron en otoño y el Mcc-b se llevó a cabo en primavera, también podrían haberse registrado cambios estacionales en la abundancia de las

comunidades de lombrices, los cuales han sido reportados previamente por otros autores (Masín *et al.*, 2015; De Falco, 2017).

Por otra parte, si bien no existieron diferencias significativas, en el Mcc-b se detectó una abundancia y riqueza de DET superiores en vicia en comparación con triticale, lo cual podría vincularse con la calidad de los residuos aportados por cada uno de los CC. Sin embargo, dicha tendencia no resultó evidente entre las lombrices y enquitreidos, donde la abundancia promedio en dicho momento de muestreo fue similar y reducida en ambos tratamientos de CC. Al respecto, Curry y Smith (2007) plantearon que las lombrices, en función de la especie considerada, exhiben distinta preferencia hacia ciertos tipos de materiales orgánicos. Diversos estudios han indicado que los CC de leguminosas inducirían una mayor abundancia de lombrices en comparación con las gramíneas (Blanco-Canqui, 2022), habiéndose detectado una correlación negativa con la relación C:N y el contenido de lignina de los residuos de CC (Rodríguez *et al.*, 2020). Tales resultados coinciden parcialmente con lo observado en el Mf, donde la secuencia CCv-M presentó mayor abundancia de lombrices que Bar-M, pero menor a la registrada en CCt-S, aunque las diferencias entre los tres tratamientos no fueron significativas. Esto, a su vez, podría vincularse con la cantidad y calidad de los materiales orgánicos aportados a lo largo de cada una de las secuencias de cultivos, siendo que los CC significarían una fuente de recursos alimenticios de mejor calidad para las lombrices que los residuos de cosecha (Rodríguez *et al.*, 2020). Además, los residuos vegetales provenientes de los CC, en especial los de vicia, sufrirían una degradación más rápida y, en consecuencia, promoverían una mayor actividad biológica en relación a los casos en que los CC están ausentes (Blanco-Canqui, 2022).

En otro punto, fue destacable que las especies de lombrices halladas en el experimento (*O. tyrtaeum* y *Aporrectodea trapezoides*) son endógeas (Bouché, 1977), lo cual significa que permanecen en la matriz del suelo alimentándose de materia orgánica y raíces muertas que ingieren con grandes cantidades de suelo (Lee, 1985). De este modo, el aporte de materiales orgánicos subsuperficiales por parte de los CC podría resultar un aspecto favorable para el desarrollo de estos organismos (Roarty *et al.*, 2017). Sin embargo, también es destacable que existen diferencias en la capacidad de las distintas especies de lombrices para adaptarse a nuevas condiciones o ambientes, lo cual define sus posibilidades de colonización (Masín, 2016) en distintos plazos de tiempo.

Los enquitreidos se vinculan directamente con la degradación de la materia orgánica a

través de la contribución que realizan en los procesos de humificación y reciclaje de nutrientes (van Vliet *et al.*, 1993). Además, generan cambios estructurales en el suelo (Didden 1990; van Vliet *et al.*, 1995) debido a la construcción de galerías, la producción de *pellets* fecales y la ingestión y mezclado de partículas minerales y orgánicas del suelo (Pelosi y Römbke, 2016). Por lo tanto, al igual que las lombrices y hormigas han sido categorizados como ingenieros ecosistémicos (Brussaard *et al.*, 2012) ya que, mediante las modificaciones que generan en el ambiente físico del suelo, influyen directa o indirectamente sobre la disponibilidad de recursos para otros organismos (Jones *et al.*, 1994). Si bien la información derivada del impacto de las prácticas de manejo sobre la abundancia de enquitreidos es menor en comparación con otros grupos faunísticos (Pelosi y Römbke, 2016), se ha planteado que su presencia es predominante en los primeros cinco a diez centímetros del suelo (Kraft *et al.*, 2022) y en sitios con menor grado de disturbio (Pelosi y Römbke, 2018).

Hormigas (HOR)

En referencia a la abundancia de HOR, se observó interacción significativa entre tratamientos y momentos de muestreo ($X^2=27,59$; $p=0,0003$) (Figura 42), mientras que la riqueza sólo mostró diferencias significativas entre momentos de muestreo ($X^2=14,24$; $p=0,001$) (Figura 43; Tabla 15).

En el Mi se destacó una mayor abundancia de *Solenopsis wasmannii* seguida por *Hypoponera opaciceps*, en tanto que en el Mcc-b *Pheidole bergi* fue la especie más abundante. Por el contrario, en el Mf la mayor abundancia correspondió a *Solenopsis minutissima*. Vittar (2008) categorizó las especies de HOR encontradas en la Mesopotamia argentina (Santa Fe, Entre Ríos y Corrientes) en grupos funcionales definidos según su forma de vida, morfología, conducta reproductiva y capacidad de colonización. Entre las especies mencionadas anteriormente, *S. wasmanni* y *S. minutissima* se incluyeron dentro del grupo “especialistas de climas tropicales” (ECT), las cuales evidencian mayor tolerancia al estrés ambiental y están presentes cuando las especies pertenecientes al grupo funcional “Dolichoderinae dominantes” (DD) son poco abundantes. Éstas últimas ejercen una fuerte influencia competitiva sobre otras especies de HOR y predominan en ambientes con bajo nivel de perturbación. Por su parte, *H. opaciceps* fue catalogada como una “especie críptica” (C), lo cual indica que presentan cuerpo pequeño, anidan y predan predominantemente entre los residuos y en el suelo y poseen relativamente baja interacción epigea. Finalmente, *P. bergi* correspondió al grupo “Myrmicinae generalistas” (MG), las cuales son subordinadas a DD, forman colonias más pequeñas que éstas

y cuentan con un territorio de forrajeo mucho más reducido. Asimismo, presentan mayor resistencia al disturbio y al estrés ambiental.

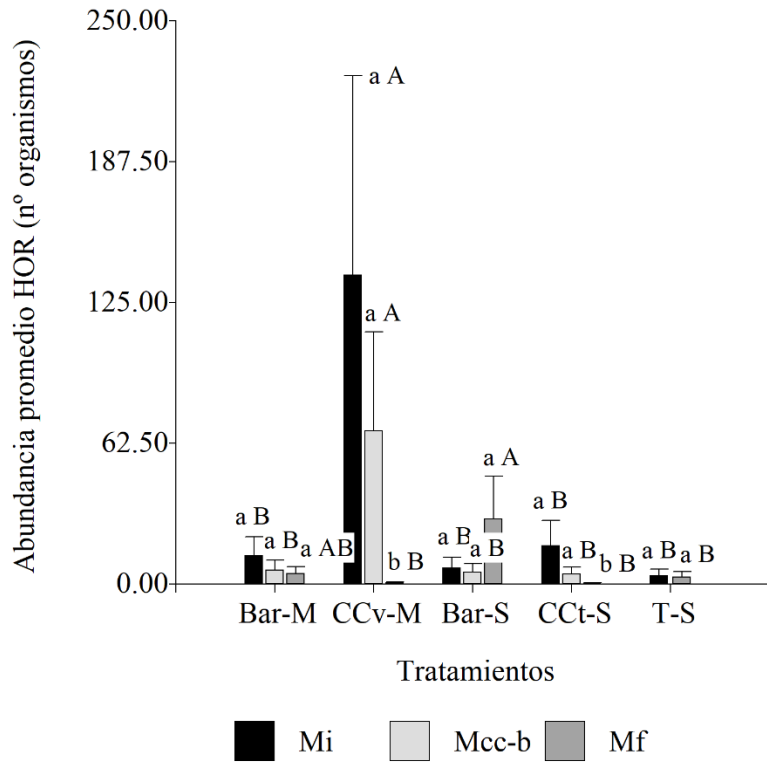


Figura 42. Valores promedio y error estándar de abundancia de HOR según tratamientos y momentos de muestreo. Letras minúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo en cada tratamiento; letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre tratamientos en cada momento de muestreo ($p < 0,05$).

Las HOR, al igual que las lombrices y enquitreidos, revisten particular importancia como ingenieros ecosistémicos ya que generan modificaciones en el ambiente físico del suelo y, con ello, controlan la actividad de otros organismos mediante procesos físicos y bioquímicos (Lavelle *et al.*, 2016). Los resultados obtenidos en este trabajo mostraron cambios significativos en la abundancia de HOR entre momentos de muestreo en los tratamientos que incluyeron CC, aunque los mismos fueron de mayor magnitud en vicia que en triticale, evidenciándose, en ambos casos, una tendencia de disminución entre el Mi y el Mf. No obstante, en los restantes tratamientos se observó una baja abundancia promedio de HOR en los distintos momentos de muestreo y no existieron tendencias claras en las respuestas de este grupo. Esto podría vincularse con la naturaleza gregaria propia de estos organismos (Bedano y Domínguez, 2017), lo cual define grandes diferencias en la abundancia entre puntos de muestreo (De Falco, 2017). Asimismo, evidencias previas son coincidentes con los resultados obtenidos en este trabajo,

destacando la ausencia de efectos consistentes en la abundancia de este grupo faunístico en relación a los CC (Silva *et al.*, 2007; Merlim *et al.*, 2005; Aquino *et al.*, 2008; De Falco, 2017).

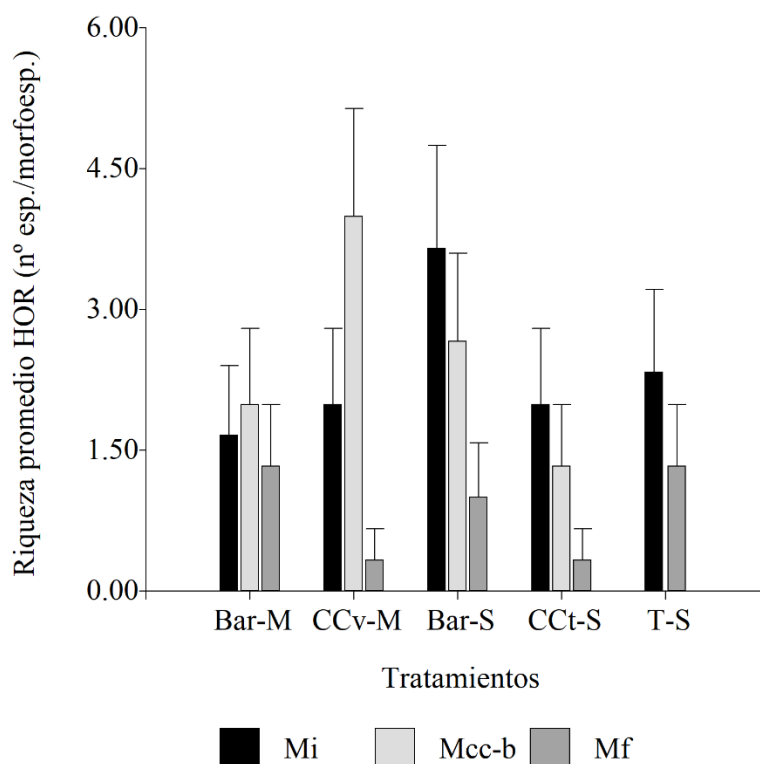


Figura 43. Valores promedio y error estándar de riqueza de HOR según tratamientos y momentos de muestreo.

Tabla 15. Valores promedio y error estándar de riqueza de HOR según momentos de muestreo. Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo ($p < 0,05$).

Momentos de muestreo	Riqueza HOR (nº esp./morfoesp.)
Mi	2,24 ± 0,39 A
Mcc-b	2,39 ± 0,58 A
Mf	0,72 ± 0,24 B

Cabrera Dávila *et al.* (2017) y Cabrera Dávila (2019) evaluaron diferentes relaciones funcionales entre grupos tróficos y reportaron que el predominio de HOR por sobre las lombrices reflejaría condiciones de degradación del hábitat. En este sentido, dicha tendencia se registró en todos los tratamientos en el Mi y en la secuencia CCv-M en el Mcc-b. En el primer caso, tal respuesta estaría en estrecha asociación con la historia productiva del lote y las condiciones edáficas registradas como consecuencia de la escasa diversificación de cultivos implementada previo a la instalación del experimento (Capítulo II). En el segundo caso, el CC de vicia se asoció con una mayor abundancia y riqueza de HOR y, en relación a este último

parámetro, adoptó el valor más elevado en el Mcc-b. Dicho incremento podría vincularse, por un lado, con variaciones en la distribución espacial de tales organismos y, por el otro, con cambios en las condiciones de hábitat generados por el CC de vicia que impactarían favorablemente sobre ciertas especies (Capítulo V). Al respecto, es relevante destacar que las HOR, debido a su alta diversidad, abundancia y hábitos generalistas, ocupan una gran variedad de nichos y disponen de un amplio rango de recursos alimenticios, lo cual, a su vez, les permite competir y sobrevivir con mayor éxito en relación a otros organismos de suelo (Chanátasig-Vaca *et al.*, 2011).

Diversidad α : Índice de Shannon-Weaver y Número Equivalente de Especies

El índice de Shannon-Weaver (H') combina información de riqueza y abundancia, y se define que su valor máximo se alcanzará cuando todas las especies de una comunidad estén representadas con el mismo número de individuos (Moreno, 2001). A diferencia de la riqueza, que sólo indica el número de especies/morfoespecies presentes, este índice es una medida de la complejidad biológica de una comunidad (Jost y González-Oreja, 2012). En la Figura 44 se presentan los resultados obtenidos en cada tratamiento y momento de muestreo. En este caso, sólo existieron diferencias significativas entre momentos de muestreo ($F=91,42$; $p<0,0001$) (Tabla 16).

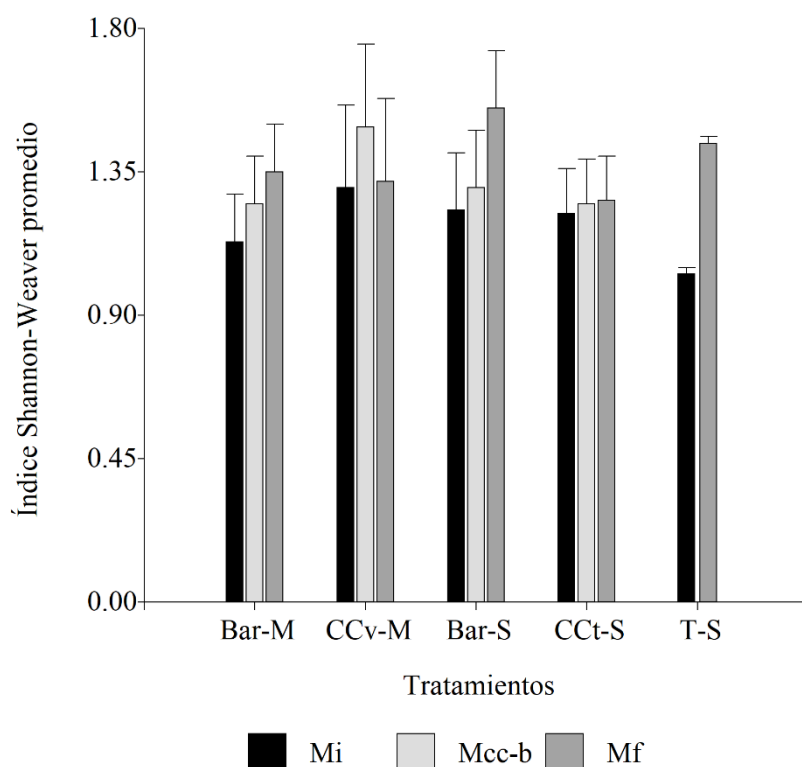


Figura 44. Valores promedio y error estándar del índice de Shannon-Weaver según tratamientos y momentos de muestreo.

Tabla 16. Valores promedio y error estándar del índice de Shannon-Weaver según momentos de muestreo. *Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo ($p < 0,05$).*

Momentos de muestreo	Índice Shannon-Weaver
Mi	1,10 ± 0,05 B
Mcc-b	1,29 ± 0,08 AB
Mf	1,48 ± 0,05 A

Los resultados obtenidos indicaron que, si bien no existieron diferencias significativas entre tratamientos, la inclusión del CC de triticale no generó una tendencia de cambio notable en H' a lo largo del período de tiempo evaluado ni con respecto a la condición de barbecho en el Mcc-b. Por el contrario, en dicho momento de muestreo el CC de vicia determinó un mayor valor del índice con respecto al triticale y al respectivo tratamiento en barbecho. Asimismo, se registró una tendencia creciente a lo largo del período de tiempo evaluado, destacándose un valor significativamente superior en el Mf (Tabla 16).

La existencia de valores más elevados del índice de Shannon-Weaver refleja mayor uniformidad en la abundancia de las especies que componen el ensamble (Vasconcelos *et al.*,

2020) y, con ello, mayor integridad estructural de la comunidad y la presencia de especies raras (Lo Sardo y Lima, 2019). En relación con ello, Bedano *et al.* (2016) plantearon que la implementación de buenas prácticas agrícolas (BPA) bajo SD, entre las que se incluyeron la intensificación de las secuencias rotacionales mediante CC, generó cambios en las comunidades de macrofauna del suelo a través del incremento en la abundancia y las modificaciones en la composición faunística en relación a las situaciones en que no se aplicaron BPA y que estuvieron dominadas por monocultivo de soja. De este modo, se interpreta que la estructura y composición de las comunidades de macrofauna edáfica se vinculan con el grado de complejidad creado por la vegetación (Amazonas *et al.*, 2018; Vasconcelos *et al.*, 2020).

En otro sentido, es importante resaltar que, dado que el Mcc-b se efectuó en primavera y los Mi y Mf se realizaron en otoño, las diferencias en cuanto a riqueza y diversidad también podrían asociarse, además de las condiciones de temperatura y humedad del suelo y la disponibilidad de recursos, con variaciones en los ensambles de especies/morfoespecies presentes en cada estación del año (Capítulo IV. Parte B). Al respecto, tales cambios se evidenciaron principalmente en la secuencia CCv-M, la cual presentó mayor diversidad y riqueza específica total en el Mcc-b que en los Mi y Mf.

El número equivalente de especies (D) se plantea en base a la conversión de H' a una escala lineal de riqueza, de modo que resulta factible efectuar comparaciones entre éste y otros índices de diversidad que, de no realizar la transformación propuesta, los resultados obtenidos por diferentes índices de diversidad α no serían comparables entre sí (Jost y González-Oreja, 2012). De esta forma, los resultados de D (Figura 45) se vinculan más directamente con la noción de diversidad biológica que los propuestos por H' (Jost 2006, 2007). De manera similar a lo descrito en relación a H' , en este caso sólo se registraron diferencias significativas entre momentos de muestreo ($F=20,57$; $p<0,0001$) (Tabla 17).

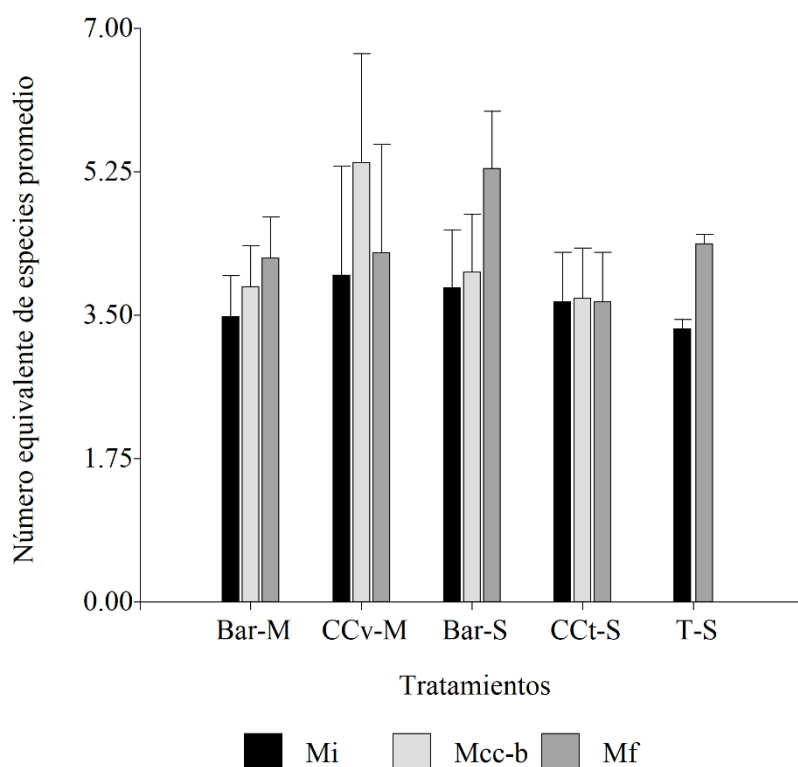


Figura 45. Valores promedio y error estándar del número equivalente de especies según tratamientos y momentos de muestreo.

Tabla 17. Valores promedio y error estándar del número equivalente de especies según momentos de muestreo. *Letras mayúsculas distintas indican diferencias significativas entre momentos de muestreo ($p < 0,05$).*

Momentos de muestreo	Número equivalente de especies
Mi	3,57 ± 0,22 B
Mcc-b	4,04 ± 0,33 AB
Mf	4,56 ± 0,22 A

En coincidencia con las interpretaciones efectuadas con respecto a H' , el CC de vicia, al presentar mayor D en el Mcc-b que el triticale y el barbecho, induciría mayor diversidad al determinar la conformación de comunidades con mayor número de especies que, al ser igualmente abundantes, contribuirían a lograr un mejor funcionamiento del suelo en relación con aquellos casos en que en las comunidades existe dominancia de pocas especies. No obstante, en el Mf las secuencias que incluyeron CC registraron un D similar y, por el contrario, los mayores valores correspondieron a los tratamientos Bar-S y T-S.

Diversidad β : Índice de Whittaker

En relación al índice de Whittaker (β) (Figura 46), no se detectó interacción ($F=0,57$; $p=0,855$) ni diferencias significativas entre tratamientos ($F=0,17$; $p=0,952$) ni momentos de muestreo ($F=2,70$; $p=0,082$).

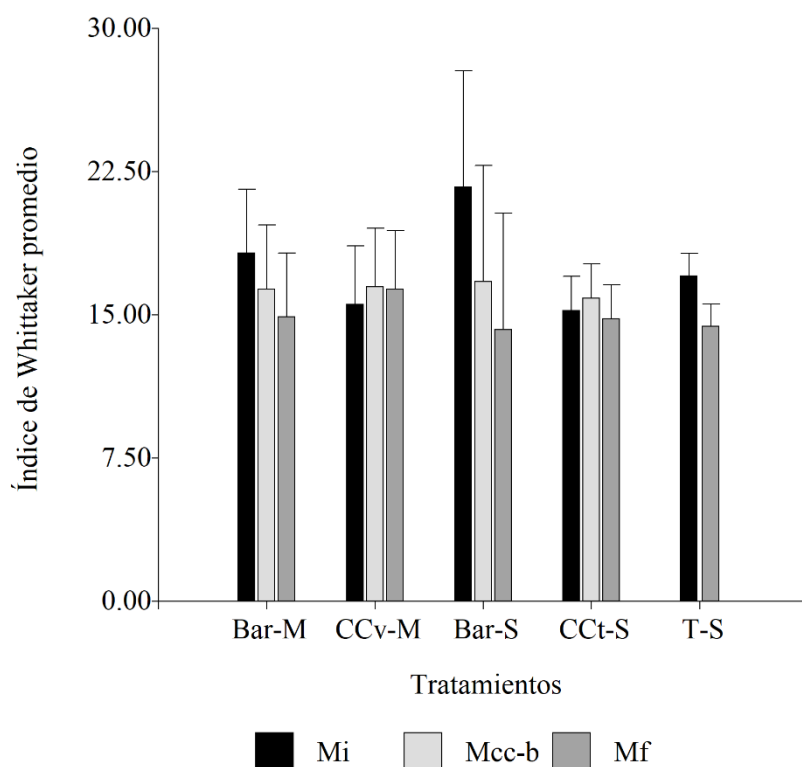


Figura 46. Valores promedio y error estándar del índice de Whittaker según tratamientos y momentos de muestreo.

La diversidad β se define como la magnitud de cambio en la composición de las especies a lo largo de un gradiente ambiental o entre diferentes comunidades en un paisaje (Whittaker, 1977). Esto implica la necesidad de estudiar dicho parámetro mediante medidas de disimilitud que, en el caso del índice de Whittaker, representa una métrica de recambio dentro de los componentes de la diversidad β (Vellend, 2001; Calderón-Patrón y Moreno, 2019). En el caso particular de este estudio, las secuencias Bar-M, Bar-S y T-S mostraron una tendencia decreciente entre momentos de muestreo, mientras que aquellas que incluyeron CC presentaron el máximo valor en el Mcc-b. Sin embargo, en dicho momento de muestreo los resultados obtenidos fueron similares entre tratamientos con y sin inclusión de CC, en tanto que, en el Mf, la secuencia CCv-M exhibió un valor de β ligeramente superior al de los restantes tratamientos. En relación a los CC, los resultados obtenidos están en consonancia con la idea de que la heterogeneidad en las propiedades edáficas inducida por la vegetación impactaría directamente

sobre la distribución de los organismos (Berg y Bengtsson, 2007; Berg, 2012; Zhukov *et al.*, 2018). Asimismo, el cambio evidenciado entre momentos de muestreo en los tratamientos Bar-M y Bar-S daría cuenta que, en secuencias con menor diversificación de cultivos, la diversidad β tendería a disminuir a lo largo del año debido a la existencia del período de barbecho. No obstante, esta tendencia también se detectó en el tratamiento T-S, lo cual reflejaría, en las condiciones particulares en que se llevó a cabo este experimento, cierta similitud de dicha secuencia con respecto a las que incluyeron barbecho en lo que refiere al impacto sobre las comunidades de macrofauna. En otro sentido, los cambios de menor magnitud entre momentos de muestreo en los tratamientos que incluyeron CC indicarían efectos poco notables en lo que refiere a la diferenciación de las comunidades a lo largo del tiempo.

Equitatividad: Índice de Pielou

Con respecto al índice de Pielou (J), no se registró interacción ($F=0,57$; $p=0,859$) ni diferencias significativas entre tratamientos ($F=0,06$; $p=0,993$) ni momentos de muestreo ($F=1,00$; $p=0,377$) y los resultados obtenidos se presentan en la Figura 47.

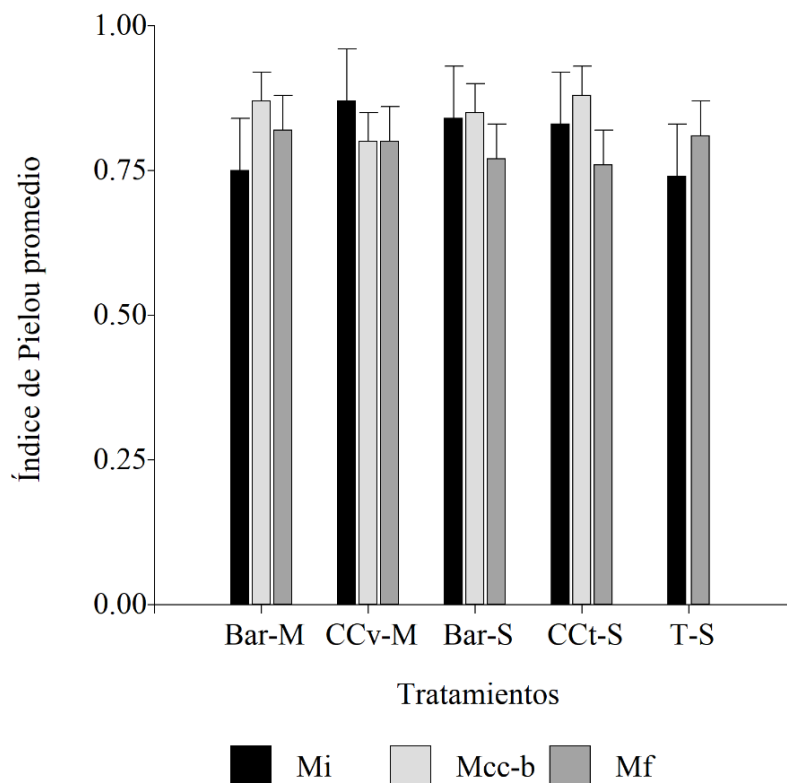


Figura 47. Valores promedio y error estándar del índice de Pielou según tratamientos y momentos de muestreo.

La equitatividad representa una medida de la homogeneidad de distribución de los individuos entre los correspondientes taxa (especies/morfoespecies) (Nicosia *et al.*, 2020). En este estudio, tanto en el Mcc-b como en el Mf se registraron valores similares de equitatividad entre tratamientos, encontrándose entre 0,76 y 0,88. Tales resultados indicarían la ausencia de dominancia de una o más especies y, por el contrario, supondrían una abundancia más o menos homogénea de las mismas.

En el Mcc-b, la secuencia Bar-M mostró mayor equitatividad que CCv-M, mientras que los valores promedio detectados en Bar-S y CCt-S en dicho momento de muestreo fueron similares. Asimismo, también se registraron valoraciones semejantes entre tratamientos en el Mf. Estos resultados, si bien deben interpretarse en conjunto con los parámetros comunitarios descritos anteriormente, indicarían una escasa contribución de los CC a generar modificaciones en la distribución de abundancia de las especies/morfoespecies, lo cual posiblemente esté asociado al período de tiempo evaluado. Estudios previos han indicado que la implementación de secuencias rotacionales con diversidad de cultivos, en contraste con las situaciones de monocultivo, generaría cambios variables a nivel edáfico y, principalmente, lograrían el aporte de materiales orgánicos de distinta calidad y en cantidades variables que favorecerían la participación de especies con diferente comportamiento y hábitos alimenticios (Verhulst *et al.*, 2010; Sithole *et al.*, 2018). Sin embargo, y en consonancia con los resultados hallados en este trabajo, Fiorini *et al.* (2022) indicaron que los cambios en las comunidades de macrofauna estarían en función de las especies y el tiempo de estudio considerado.

CONCLUSIONES

Tanto la abundancia como la riqueza total mostraron cambios asociados a los CC y las secuencias de cultivos estudiadas. En particular, el CC de vicia generó, luego de su ciclo de crecimiento, un mayor valor de los parámetros mencionados en relación al CC de triticale y a la condición de barbecho. No obstante, las secuencias que incluyeron CC mostraron valores similares de abundancia y riqueza en el Mf. Asimismo, en referencia a los restantes parámetros comunitarios, se observó un incremento en la diversidad α asociado al CC de vicia con respecto al triticale y a la condición de barbecho. Sin embargo, en el Mf existieron valores similares de dicho parámetro entre ambas secuencias con CC. Por otra parte, no se registraron cambios significativos en la diversidad β ni en la equitatividad entre tratamientos con y sin CC, como así tampoco entre ambas especies de CC. Tales resultados definieron un cumplimiento parcial de la primera hipótesis planteada, teniendo en cuenta que no todos los parámetros de las

comunidades de macrofauna mostraron la misma sensibilidad de cambio en el período de tiempo considerado. No obstante, se verificó el cumplimiento de la segunda hipótesis, destacando mayores cambios asociados al CC de vicia que al de triticale.

La abundancia y riqueza de la mayoría de los grupos tróficos evaluados resultaron parámetros sensibles para detectar variaciones generadas por los CC y la configuración de las secuencias de cultivos en el corto plazo, lo cual permitió afirmar el cumplimiento de la tercera hipótesis propuesta. En este sentido, en el Mf se destacó un incremento en la abundancia y riqueza de organismos DET y una disminución de ambos parámetros en cuanto a las HOR en todos los tratamientos. Por el contrario, en el Mcc-b ambos CC mostraron valores similares de abundancia y riqueza en relación a los HER, en tanto que la vicia generó mayores valores de dichos parámetros comunitarios que el triticale en PRE+PAR.

PARTE B

Composición específica

HIPÓTESIS

1. La inclusión de CC en las secuencias de cultivos, como así también la configuración de las mismas, generará cambios en la composición específica de las comunidades de macrofauna.
2. La composición de los ensambles de especies de la macrofauna estará en relación con el momento de muestreo considerado.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Evaluar las diferencias en la composición específica de las comunidades de macrofauna del suelo entre tratamientos y momentos de muestreo.
2. Detectar las especies indicadoras (EI) de los ensambles correspondientes a cada tratamiento y momento de muestreo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Las diferencias en composición específica entre tratamientos y momentos de muestreo se evaluaron mediante la prueba de Permutaciones de Respuestas Múltiples (MRPP) (Biondini *et al.*, 1985). En caso de existir diferencias significativas entre momentos de muestreo ($p < 0,05$), en primera instancia, y luego entre tratamientos dentro de los correspondientes momentos, se ejecutó un Análisis de Especies Indicadoras (EI) (Dufrêne y Legendre, 1997) con el objetivo de detectar las especies que diferenciaron los respectivos ensambles. Esta metodología se basa en el grado de especificidad (exclusividad a un hábitat particular) y fidelidad (frecuencia de ocurrencia dentro del mismo hábitat) de una determinada especie, los cuales definen su Valor Indicador (VI) (Ecuación 9) (Dufrêne y Legendre, 1997; Martín-Regalado, 2019). El VI varía entre 0 (no indicador) y 100 (indicador perfecto), el cual se alcanzaría cuando todos los individuos de una cierta EI estuvieran presentes con alta frecuencia y abundancia relativas en todas las muestras de un determinado momento de muestreo o tratamiento.

Ecuación 9

$$VI = \text{Especificidad} * \text{Fidelidad} * 100$$

$$VI = (N_{ind_{ij}} / N_{ind_i}) * (N_{mues_{ij}} / N_{mues_j})$$

Donde: $N_{ind_{ij}}$: número promedio de individuos de la especie i en el tipo de hábitat j ; N_{ind_i} : sumatoria del promedio de individuos de la especie i en todos los tipos de hábitat; $N_{mues_{ij}}$: número de muestras en el hábitat j donde está presente la especie i ; N_{mues_j} : número total de muestras en el hábitat j .

Para la selección de las EI se consideraron aquellas cuyo p-valor, obtenido mediante un test de aleatorización de Monte Carlo, fue inferior a 0,05 y el VI igual o superior a 15%. Con respecto a este último criterio, se ha definido que un VI mayor al 25% supone que la especie en cuestión está presente en al menos el 50% de los casos y su abundancia relativa también alcanza al menos el 50% (Dufrière y Legendre, 1997). No obstante, en este estudio en particular, el VI considerado como criterio de selección fue inferior ya que, debido a la presión de muestreo utilizada, los VI obtenidos no superaron el 50%. Los cálculos se efectuaron con el *software* PC-ORD v.6 (Mc Cune y Mefford, 2011).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Considerando al momento de muestreo como criterio de agrupamiento, se observaron diferencias significativas en la composición específica entre los ensambles de los Mi y Mcc-b con respecto al Mf ($T=-24,99$; $p<0,001$). Las EI detectadas en cada momento de muestreo se detallan en la Tabla 18.

La ausencia de diferencias significativas entre el Mi y el Mcc-b ($p>0,05$) indicaría que, a pesar de que los muestreos se realizaron en diferentes estaciones del año (otoño y primavera, respectivamente), la composición específica de las comunidades de macrofauna hipogea resultó poco afectada por la estacionalidad y los cambios en las condiciones edáficas asociados a ello (Montero, 2008). En este sentido, si bien se han reportado cambios estacionales en la composición de las comunidades de macrofauna edáfica en distintos ecosistemas (Zhao *et al.*, 2014), se ha demostrado que la macrofauna resulta menos sensible a tales cambios que la mesofauna (Wu y Wang, 2019) debido a que los organismos pertenecientes a este último grupo presentan menor tamaño corporal y ciclos de vida más cortos, lo cual les permite responder más rápidamente a las variaciones estacionales (Glime, 2017). Por el contrario, distintos estudios locales han indicado cambios evidentes en la estacionalidad de las comunidades de artrópodos epigeos (Montero, 2008; Canepa *et al.*, 2013; Fernández, 2014; Heredia Pinos, 2017; Heredia Pinos *et al.*, 2023) debido a la interacción entre el tipo de cobertura vegetal y el microclima a nivel del canopeo (Antunes *et al.*, 2008).

En otro sentido, las diferencias significativas halladas entre los Mi y Mcc-b con respecto al Mf también reflejarían ciertos cambios en la composición específica asociados a las secuencias de cultivos implementadas, los cuales podrían vincularse con efectos derivados de la configuración de los esquemas de cultivos y que estarían en relación con la cobertura generada, el aporte de distintos tipos de materiales orgánicos y los cambios en propiedades

edáficas (Capítulo III). Asimismo, las respuestas detectadas también podrían asociarse con el tiempo requerido para evidenciar cambios en la composición específica de las comunidades de macrofauna del suelo, lo cual guardaría relación con las características del sitio, los disturbios ocurridos en el suelo en respuesta a las prácticas de manejo adoptadas y los organismos considerados en función de sus características y comportamiento particulares (Briones y Schmidt, 2017; Melman *et al.*, 2019).

Por otro lado, no se detectaron diferencias significativas entre tratamientos en el Mi ($T=-0,788$; $p=0,196$) ni en el Mcc-b ($T=-1,614$; $p=0,073$), en tanto que en el Mf el ensamble de especies de las secuencias Bar-M y CCv-M fue semejante y se diferenció significativamente de los restantes tratamientos ($T=-3,000$; $p=0,011$). En la Tabla 19 se presentan las EI correspondientes a los distintos tratamientos en el Mf.

Los resultados anteriores indicaron que la inclusión de CC no generó cambios significativos en la composición específica de las comunidades de macrofauna en el Mcc-b y, por el contrario, existió una variación en el Mf que pudo asociarse con el cultivo estival incluido en las secuencias (maíz versus soja). En el primer caso, debido a que sólo se evaluó el efecto de los CC en una campaña agrícola, posiblemente los efectos de los mismos sobre el parámetro en cuestión podrían evidenciarse en estudios a mediano/largo plazo que involucren la repetición de las respectivas secuencias a lo largo del tiempo, ya que los cambios en los ensambles comunitarios requerirían la adaptación de nuevas especies a las condiciones particulares del sitio (Callaham *et al.*, 2006; Müller *et al.*, 2022). Asimismo, estos resultados son coincidentes con la propuesta que los efectos de los CC sobre el suelo son acumulativos (Duval *et al.*, 2016). Por su parte, si bien los resultados obtenidos en el Mf también reflejarían el efecto de la configuración de las secuencias de cultivos implementadas, las diferencias registradas en función del cultivo estival podrían asociarse con las modificaciones a nivel edáfico generadas por cada uno de ellos a lo largo de su ciclo y responderían, entre otros aspectos, al efecto de sus sistemas radicales, el consumo hídrico, la cobertura, la calidad y cantidad de residuos aportados y las variaciones a corto plazo de ciertas propiedades edáficas.

Diversos estudios han abordado los cambios en los ensambles de organismos de la macrofauna en respuesta a la aplicación de diferentes prácticas de manejo. Entre ellos, Domínguez *et al.* (2018) identificaron, en sitios contrastantes de la región pampeana, que la implementación de la siembra directa en esquemas rotacionales con elevado grado de intensificación y que incluyeron vicia y trigo como CC, generó una mejora en las condiciones

edáficas para el desarrollo de las comunidades de artrópodos, observándose una composición faunística similar a la de los sitios de referencia (pastizales naturales). Asimismo, Bedano *et al.* (2016) demostraron que la implementación de un conjunto de prácticas de manejo (incremento en la intensidad de las rotaciones e inclusión de CC, adecuada reposición de nutrientes y reducción en el uso de herbicidas, insecticidas y fungicidas) en distintos ambientes de la región pampeana ocasionó una diferenciación en la composición faunística de invertebrados de la macrofauna del suelo que se vinculó fundamentalmente con la cantidad y variedad de residuos aportados en tales situaciones.

En relación a las EI (Figura 48), su detección resulta relevante para definir cuáles son las especies que introdujeron variaciones en la composición específica entre momentos de muestreo y tratamientos. Al respecto, es necesario que la interpretación de las mismas se haga en el contexto de las características ambientales y/o edáficas que definen su presencia en un determinado sitio o momento (Ruíz *et al.*, 2011) (Capítulo V). De este modo, se resalta el valor de las especies/morfoespecies como bioindicadores (Rousseau *et al.*, 2013) ya que se propone que los sitios con características semejantes estarían caracterizados por ensambles similares de macroinvertebrados del suelo (Ruf *et al.*, 2003). Esto se vincula con que, teniendo en cuenta la diversidad de organismos de la macrofauna, su contacto directo con la matriz del suelo y la vinculación con factores superficiales, tales como la densidad, diversidad y estructura de la vegetación, los mismos responderían a los cambios en el ambiente edáfico de diferente manera y con variada intensidad (Ruíz *et al.*, 2011).

Tabla 18. Análisis de EI de macrofauna en los tres momentos de muestreo estudiados.

Especies/ Morfoespecies	AR (%)			FR (%)			VI (%)			P
	Mi	Mcc-b	Mf	Mi	Mcc-b	Mf	Mi	Mcc-b	Mf	
<i>Caliothrips phaseoli</i>	0	100	0	0	15	0	0	15	0	0,0002
Enchytraeidae sp. 7605	8	23	69	9	13	37	1	3	25	0,0004
<i>Diloboderus abderus</i>	39	7	54	27	6	38	10	0	21	0,005
<i>Apocellus opacus</i>	55	39	6	34	23	3	19	9	0	0,007
<i>Hypoponera opaciceps</i>	62	31	7	38	35	5	23	11	0	0,009

Referencias: AR: abundancia relativa; FR: frecuencia relativa. Los VI resaltados en negrita son los que cumplen con el criterio de selección de las EI en cada momento de muestreo.

Tabla 19. Análisis de EI de macrofauna según tratamientos en el Mf.

Especies/ Morfoespecies	AR (%)					FR (%)					VI (%)					P
	Bar-M	CCv-M	Bar-S	CCt-S	T-S	Bar-M	CCv-M	Bar-S	CCt-S	T-S	Bar-M	CCv-M	Bar-S	CCt-S	T-S	
Enchytraeidae sp. 7605	58	24	14	3	2	75	33	50	17	8	43	8	7	1	0	0,001
Tenebrionidae sp. 7821	0	100	0	0	0	0	33	0	0	0	0	33	0	0	0	0,006
Dictynidae sp. 7588	3	5	7	12	73	8	17	25	25	67	0	1	2	3	48	0,006

Referencias: AR: abundancia relativa; FR: frecuencia relativa. Los VI resaltados en negrita son los que cumplen el criterio de selección de las EI en cada tratamiento.

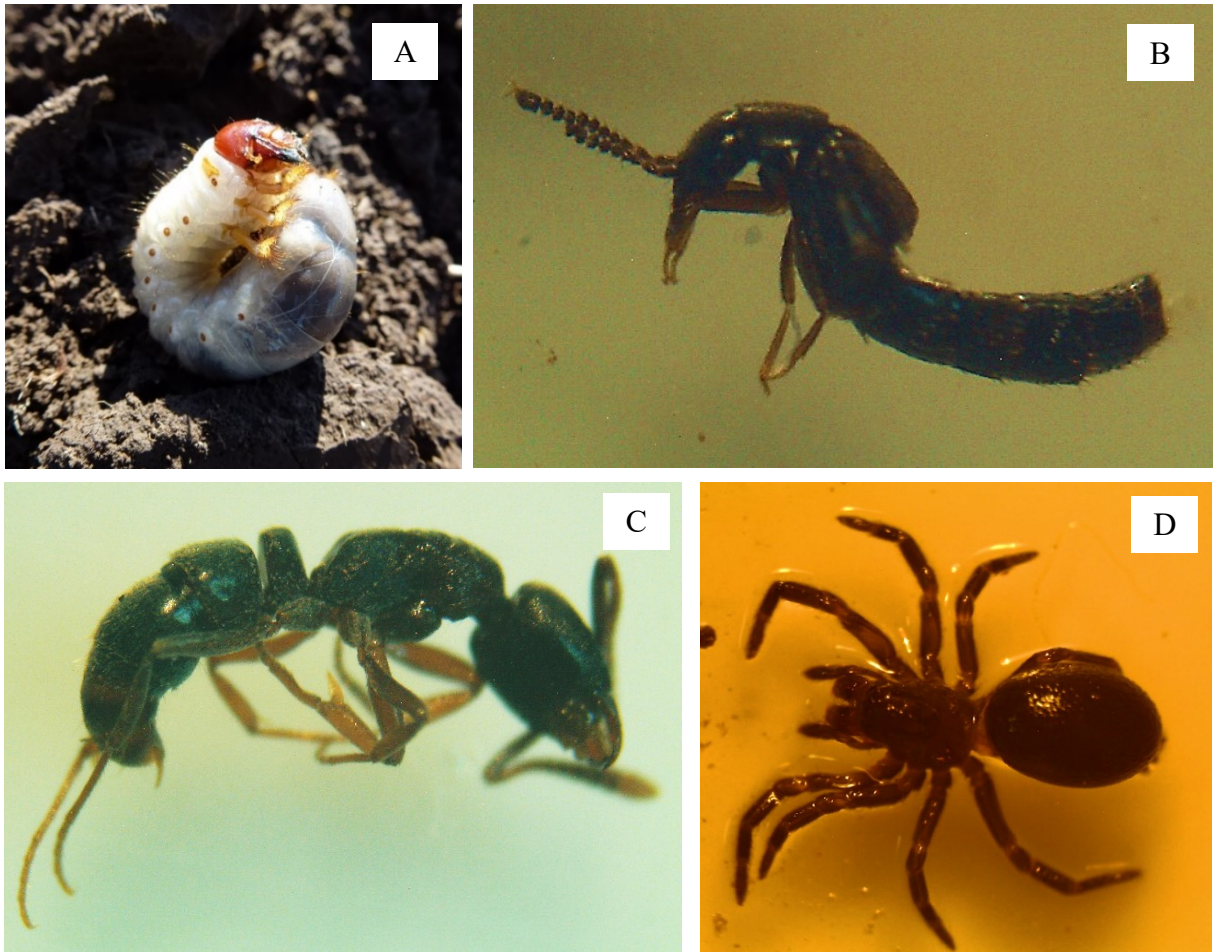


Figura 48. Ejemplares de *D. abderus* al estado larval (A), *A. opacus* (B), *H. opaciceps* (C) y Dictynidae sp. (D). Fotografías: (A) J. Scaglione; (B, C, D) G. Montero.

En otro sentido, es relevante indicar que el VI de las especies que definieron variaciones en la composición específica entre secuencias de cultivos en el Mf (Tabla 19) fueron superiores que los resultantes al contrastar los distintos momentos de muestreo (Tabla 18). Tales resultados representarían un aspecto interesante al considerar la presencia de las diferentes especies como indicadores de los cambios edáficos introducidos por las secuencias analizadas. No obstante, al igual que en relación a otras variables, el valor de dichas especies como indicadoras sería aplicable sólo en el contexto de este estudio ya que los parámetros que lo definen podrían variar en función del contexto agroecológico considerado.

Por otro lado, y tal como fue señalado anteriormente, dado que los muestreos se realizaron en distintas estaciones del año, la presencia de ciertas especies y su valor como indicadoras también podría estar en relación con dicha cuestión (Montero, 2008). En particular, esto pudo evidenciarse con *D. abderus* que presentó un VI de cero en el Mcc-b y con *C. phaseoli* que no mostró valor como EI en los Mi y Mf. En el primer caso, la baja abundancia y frecuencia

relativa de *D. abderus* estaría en relación con que, en la primavera (a partir de mediados/fines de octubre), las larvas ingresan en estado de pre-pupa y pupa y podrían encontrarse a una profundidad en el suelo mayor a la considerada en este trabajo (Zubiaga y Vanzolini, 2019). En el segundo caso, si bien *C. phaseoli* presenta numerosas generaciones por año (Molinari y Gamundi, 2008), al estado en que fue encontrada en el experimento (ninfa), sería posible hallarla alimentándose de tejidos vegetales vivos en lugares protegidos de la radiación y con mayor humedad (Gamundi y Perotti, 2009; Flores, 2021) que, en este caso, podrían asociarse con la presencia de CC.

CONCLUSIONES

La configuración de las secuencias de cultivos generó diferencias en la composición específica de los ensambles de macrofauna que resultaron evidentes en función del cultivo estival incluido en las secuencias (maíz versus soja). Por el contrario, los CC no introdujeron cambios en dicho parámetro en relación a las secuencias que presentaron barbecho, lo cual permitió afirmar el cumplimiento parcial de la primera hipótesis planteada.

La identificación de las EI asociadas a cada momento de muestreo y tratamiento permitió explicar las diferencias en la composición específica en cada caso. A su vez, las especies detectadas en cada momento de muestreo estuvieron en relación con los ciclos biológicos de las mismas y su dinámica anual, verificándose el cumplimiento de la segunda hipótesis propuesta.

APÉNDICE

Listado de especies/morfoespecies presentes en el experimento

Tabla I. Clasificación taxonómica, grupos tróficos (GT) y abundancia (N) de las especies / morfoespecies presentes en el Mi.

Clase	Orden	Familia	Especie / Morfoespecie	GT	N	
Arachnida	Araneae	Anyphaenidae	<i>Sanogasta tenuis</i> Ramírez, 2003	PRE	1	
		Dictynidae	Dictynidae sp. 7588	PRE	12	
		Oxiopidae	Oxiopidae sp. 7591	PRE	1	
		Salticidae	<i>Arachnomura adfectuosa</i> Galiano, 1977 cf.	PRE	1	
		Unknown 8	Araneae sp. 7590	PRE	4	
		Unknown 9	Araneae sp. 7589	PRE	3	
Chylopoda	Geophilomorpha	Geophilidae	<i>Apogeophilus</i> cf. sp. 0064	PRE	1	
	Lithobiomorpha	Henicopidae	<i>Lamyctes</i> sp. 0089	PRE	2	
	Scolopendromorpha	Scolopendridae	<i>Rhysida celeris</i> Humbert & Saussure, 1870	PRE	1	
Diplopoda	Julida	Pseudonannolenidae	<i>Pseudonannolene meridionalis</i> Silvestri, 1902	DET	51	
			<i>Pseudonannolene</i> sp. 0422	DET	4	
Diplura	Dicellurata	Japygidae	Japygidae sp. 6387	PRE	2	
	Blattaria	Blattellidae	<i>Ischnoptera bilunata</i> Saussure, 1869	DET	11	
Insecta	Coleoptera	Cantharidae	<i>Chauliognathus flavipes</i> Fabricius, 1781	PRE	1	
			<i>Argutoridius bonariensis</i> Dejean, 1831	PRE	3	
		Carabidae	Carabidae sp. 6389	PRE	1	
			<i>Micratopus</i> sp. 5142	PRE	2	
			<i>Paranortes cordicollis</i> Dejean, 1828	PRE	1	
			<i>Selenophorus alternans</i> Dejean, 1829	PRE	1	
		Chrysomellidae	<i>Megascelis</i> sp. 1839	HER	213	
		Curculionidae	Curculionidae sp. 7586	HER	8	
		Melyridae	Elateridae	<i>Conoderus scalaris</i> Germar, 1824	HER	1
			Elateridae sp. 5047	HER	8	
	Lampyridae		<i>Photuris</i> sp. 0076	PRE	1	
	Melyridae		<i>Astylus atromaculatus</i> Blanchard, 1843	HER	7	
			<i>Astylus vittaticollis</i> Blanchard, 1843	HER	4	
	Scarabaeidae		<i>Diloboderus abderus</i> Sturm, 1826	HER	18	
			Scarabaeidae sp. 7612	HER	1	
	Staphylinidae		<i>Apocellus opacus</i> Bernhauer, 1908	PRE	25	
	Tenebrionidae	<i>Tribolium confusum</i> Duval, 1868	DET	1		
	Unknown 1	Coleoptera sp. 5144	DET	2		
	Collembola	Entomobryidae	Entomobryidae sp. 7208	DET	2	
		Onychiuridae	Onychiuridae sp. 0402	DET	2	
Diptera	Ceratopogonidae	Ceratopogonidae sp. 0148	DET	1		
	Ephydriidae	Ephydriidae sp. 3964	DET	1		
	Tipulidae	Tipulidae sp. 0463	DET	4		
Hemiptera	Cydnidae	<i>Tominotus inconspicuus</i> Froeschner, 1960	HER	2		
	Pentatomidae	<i>Piezodorus guildinii</i> Westwood, 1837	HER	1		

				<i>Continuación Tabla 1</i>	
		Reduviidae	Phymatinae sp. 7593	PRE	5
			<i>Hypoconera opaciceps</i> Mayr, 1887 (C)	HOR	103
			<i>Mycocephurus goeldii</i> Forel, 1893 (C)	HOR	2
			<i>Pogonomyrmex lobatus</i> Santschi, 1921 (ECT)	HOR	1
	Hymenoptera	Formicidae*	<i>Solenopsis minutissima</i> Emery, 1906 cf. (ECT)	HOR	9
			<i>Solenopsis wasmannii</i> Emery, 1894 cf. (ECT)	HOR	560
			<i>Wasmannia sulcaticeps</i> Emery, 1894 (ECT)	HOR	2
		Scoliidae	<i>Pygodasis</i> sp. 8191	PAR	1
	Isoptera	Termitidae	Termitidae sp. 7613	DET	2
	Lepidoptera	Noctuidae	<i>Spodoptera frugiperda</i> J.F. Smith, 1797	HER	1
	Orthoptera	Gryllotalpidae	<i>Scapteriscus borelli</i> Giglio-Tos, 1894	HER	2
Nematoda	Mermithida	Mermithidae	Mermithidae sp. 7600	PAR	5
		Acanthodrilidae	<i>Octolasion tyrtaeum</i> Savigny, 1826	DET	44
Oligochaeta	Crassiclitellata	Lumbricidae	<i>Aporrectodea trapezoides</i> Dugés, 1828	DET	13
	Enchytraeida	Enchytraeidae	Enchytraeidae sp. 7605	DET	6
Symphyla	-	Scutigereidae	<i>Scutigereella</i> cf. <i>immaculata</i> Newport, 1845	HER	1

*Las letras entre paréntesis indican el grupo funcional de HOR al que pertenece cada especie.

Tabla II. Clasificación taxonómica, grupos tróficos (GT) y abundancia (N) de las especies / morfoespecies presentes en el Mcc-b.

Clase	Orden	Familia	Especie / Morfoespecie	GT	N		
Arachnida	Acari	Phytoseiidae	Phytoseiidae sp. 5222	PRE	1		
		Anyphaenidae	<i>Sanogasta tenuis</i> Ramírez, 2003	PRE	2		
		Dictynidae	Dictynidae sp. 7588	PRE	13		
		Lycosidae	Lycosidae sp. 7638	PRE	45		
	Araneae			<i>Paratrochosina amica</i> Mello-Leitão, 1941	PRE	6	
		Oxiopidae	Oxiopidae sp. 7591	PRE	4		
		Salticidae	<i>Arachnomura adfectuosa</i> Galiano, 1977 cf.	PRE	2		
		Thomisidae	<i>Misumenops</i> sp. 0057	PRE	1		
		Unknown 4	Araneae sp. JS01	PRE	1		
		Unknown 5	Araneae sp. 7649	PRE	4		
		Unknown 6	Araneae sp. 7648	PRE	1		
		Unknown 7	Araneae sp. 7646	PRE	1		
		Unknown 9	Araneae sp. 7589	PRE	2		
Chylopoda	Geophilomorpha	Geophilidae	Apogeophilus cf. sp. 0064	PRE	1		
	Lithobiomorpha	Henicopidae	Lamyctes sp. 0089	PRE	11		
	Scolopendromorpha	Scolopendridae	<i>Rhysida celeris</i> Humbert & Saussure, 1870	PRE	5		
Diplopoda	Julida	Pseudonannolenidae	<i>Pseudonannolene meridionalis</i> Silvestri, 1902	DET	16		
			Pseudonannolene sp. 0422	DET	14		
Diplura	Dicellurata	Japygidae	Japygidae sp. 6387	PRE	1		
		Blattaria	Blattellidae	<i>Ischnoptera bilunata</i> Saussure, 1869	DET	3	
	Cantharidae		Cantharidae sp. 0533	HER	2		
				<i>Argutoridius bonariensis</i> Dejean, 1831	PRE	7	
			Carabidae sp. 6389	PRE	2		
	Carabidae		Micratopus sp. 5142	PRE	5		
			<i>Notiobia cupripennis</i> Germar, 1824	PRE	1		
			<i>Paranortes cordicollis</i> Dejean, 1828	PRE	1		
			Scaritini sp. JS03	PRE	2		
			Chrysomellidae	Megascelis sp. 1839	HER	150	
	Insecta		Coleoptera	Curculionidae	Curculionidae sp. 0137	HER	1
					Curculionidae sp. 5079	HER	1
					Curculionidae sp. 7586	HER	7
					Curculionidae sp. 7645	HER	3
					<i>Listroderes costirostris</i> Schöenherr, 1826	HER	1
					<i>Listronotus bonariensis</i> Kuschel, 1955	HER	2
		<i>Conoderus bellus</i> Say, 1824			HER	11	
Elateridae		<i>Conoderus scalaris</i> Germar, 1824			HER	3	
		Elateridae sp. 5047			HER	4	
Haliplidae		Haliplus sp. JS02			HER	2	
Melyridae		<i>Astylus atromaculatus</i> Blanchard, 1843			HER	5	

Continuación Tabla II

		Aphodini sp. 0636	HER	1	
Scarabaeidae		<i>Cyclocephala putrida</i> Burmeister, 1847	HER	1	
		<i>Diloboderus abderus</i> Sturm, 1826	HER	3	
		Scarabaeidae sp. 7612	HER	4	
Staphylinidae		<i>Aleochara signaticollis</i> Fairmaire & Germain, 1861	PRE	7	
		<i>Apocellus opacus</i> Bernhauer, 1908	PRE	15	
Tenebrionidae		Tenebrionidae sp. JS04	DET	1	
		<i>Uloma impressicollis</i> Boileau, 1905	DET	15	
Unknown 1		Coleoptera sp. 5144	DET	4	
Collembola	Onychiuridae	Onychiuridae sp. 0402	DET	1	
		Onychiuridae sp. JS05	DET	18	
Diptera	Bibionidae	<i>Dilophus pectoralis</i> Wiedemann, 1828	HER	2	
	Tipulidae	Tipulidae sp. 0463	DET	2	
Hemiptera	Aradidae	Aradidae sp. 7641	DET	1	
	Cicadellidae	<i>Ciminius platensis</i> Berg, 1884	HER	1	
	Lygaeidae	<i>Geocoris pallipes</i> Stål, 1859	PRE	1	
	Pentatomidae		<i>Dichelops furcatus</i> Fabricius, 1775	HER	1
			<i>Edessa mediatubunda</i> Fabricius, 1794	HER	1
			<i>Nezara viridula</i> Linnaeus, 1758	HER	4
	Reduviidae	Phymatinae sp. 7593	PRE	2	
	Unknown 10	Pentatomorpha sp. 7643	PRE	1	
Hymenoptera	Formicidae*	<i>Hypoponera opaciceps</i> Mayr, 1887 (C)	HOR	44	
		<i>Brachymyrmex oculatus</i> Santschi, 1919 (ECT)	HOR	3	
		<i>Solenopsis minutissima</i> Emery, 1906 cf. (ECT)	HOR	8	
		<i>Solenopsis saevissima</i> Smith, 1885 (ECT)	HOR	6	
		<i>Solenopsis wasmannii</i> Emery, 1894 cf. (ECT)	HOR	11	
		<i>Pheidole bergi</i> Mayr, 1887 (MG)	HOR	195	
		<i>Pheidole spininodis</i> Mayr, 1887 (MG)	HOR	12	
Thysanoptera	Thripidae	<i>Caliothrips phaseoli</i> Hood, 1912	HER	15	
Nematoda	Mermithida	Mermithidae	Mermithidae sp. 7600	PAR	2
Oligochaeta	Crassiclitellata	Lumbricidae	<i>Aporrectodea trapezoides</i> Dugés, 1828	DET	7
	Enchytraeida	Enchytraeidae	Enchytraeidae sp. 7605	DET	16

*Las letras entre paréntesis indican el grupo funcional de HOR al que pertenece cada especie.

Tabla III. Clasificación taxonómica, grupos tróficos (GT) y abundancia (N) de las especies / morfoespecies presentes en el Mf.

Clase	Orden	Familia	Especies/morfoespecies	GT	N
Arachnida	Araneae	Anyphaenidae	<i>Sanogasta tenuis</i> Ramírez, 2003	PRE	1
		Dictynidae	Dictynidae sp. 7588	PRE	40
		Lycosidae	<i>Alopecosa moesta</i> Holmberg, 1876	PRE	3
			<i>Lycosa thorelli</i> Keyserling, 1877	PRE	4
			Lycosidae sp. 7818	PRE	1
			<i>Paratrochosina amica</i> Mello-Leitão, 1941	PRE	2
		Salticidae	<i>Arachnomura adfectuosa</i> Galiano, 1977 cf.	PRE	1
		Theridiidae	Theridiidae sp. 7830	PRE	1
		Unknown 3	Araneae sp. 7817	PRE	11
		Unknown 9	Araneae sp. 7589	PRE	1
Chylopoda	Geophilomorpha	Geophilidae	Apogophilus cf. sp. 0064	PRE	7
	Lithobiomorpha	Henicopidae	Lamyctes sp. 0089	PRE	1
Crustacea	Isopoda	Armadillidae	<i>Armadillidium vulgare</i> Latreille, 1804	DET	1
Diplopoda	Julida	Pseudonannolenidae	<i>Pseudonannolene meridionalis</i> Silvestri, 1902	DET	53
			Pseudonannolene sp. 0422	DET	16
Insecta	Blattaria	Blaberidae	<i>Calolampra irrorata</i> Fabricius, 1775	DET	2
			Epilampra sp. 7792	DET	2
		Blattellidae	<i>Ischnoptera bilunata</i> Saussure, 1869	DET	6
		Cantharidae	Cantharidae sp. 0533	HER	3
			<i>Chauliognathus flavipes</i> Fabricius, 1781	PRE	1
		Carabidae	<i>Argutoridius bonariensis</i> Dejean, 1831	PRE	1
			Micratopus sp. 5142	PRE	1
		Chrysomellidae	<i>Paranortes cordicollis</i> Dejean, 1828	PRE	1
			Megascelis sp. 1839	HER	102
		Curculionidae	Curculionidae sp. 7645	HER	4
	Elateridae	<i>Conoderus bellus</i> Say, 1824	HER	3	
		Elateridae sp. 5047	HER	15	
	Coleoptera	Melyridae	<i>Astylus atromaculatus</i> Blanchard, 1843	HER	13
			<i>Astylus vittaticollis</i> Blanchard, 1843	HER	3
		Lagriidae	<i>Lagria villosa</i> Fabricius, 1781	DET	9
		Lampyridae	Photuris sp. 0076	PRE	3
		Scarabaeidae	<i>Cyclocephala putrida</i> Burmeister, 1847	HER	5
			<i>Diloboderus abderus</i> Sturm, 1826	HER	27
			<i>Heterogeniates bonariensis</i> Ohaus, 1909	HER	6
		Staphylinidae	<i>Aleochara signaticollis</i> Fairmaire & Germain, 1861	PRE	5
<i>Apocellus opacus</i> Bernhauer, 1908			PRE	3	
Tenebrionidae		Tenebrionidae sp. 7821	DET	6	
	Tenebrionidae sp. JS04	DET	1		
	<i>Uloma impressicollis</i> Boileau, 1905	DET	3		
Diptera	Tipulidae	Tipulidae sp. 0463	DET	9	
	Unknown 2	Diptera sp. 7819	DET	3	

Continuación Tabla III

Hemiptera	Cydnidae	<i>Tominotus inconspicuus</i> Froeschner, 1960	HER	8	
	Pentatomidae	<i>Nezara viridula</i> Linnaeus, 1758	HER	1	
	Reduviidae	<i>Brontostoma discus</i> Burmeister, 1835	PRE	1	
Phymatinae sp. 7593		PRE	4		
Hymenoptera	Formicidae*	<i>Hypoconera opaciceps</i> Mayr, 1887 (C)	HOR	12	
		<i>Mycocephurus goeldii</i> Forel, 1893 (C)	HOR	1	
		<i>Myrmelachista nodigera</i> Mayr, 1887 (C)	HOR	6	
		<i>Solenopsis minutissima</i> Emery, 1906 cf. (ECT)	HOR	53	
		<i>Solenopsis saevissima</i> Smith, 1885 (ECT)	HOR	1	
		<i>Pheidole bergi</i> Mayr, 1887 (MG)	HOR	13	
	Scoliidae	<i>Pygodasis</i> sp. 8191	PAR	7	
Lepidoptera	Noctuidae	<i>Spodoptera frugiperda</i> J.F. Smith, 1797	HER	2	
Mantodea	Coptopterygidae	<i>Brunneria subaptera</i> Saussure, 1869	PRE	1	
Orthoptera	Gryllotalpidae	<i>Scapteriscus borelli</i> Giglio-Tos, 1894	HER	1	
Nematoda	Mermithida	Mermithidae	Mermithidae sp. 7600	PAR	8
Oligochaeta	Crassiclitellata	Acanthodrilidae	<i>Octolasion tyrtaeum</i> Savigny, 1826	DET	439
		Lumbricidae	<i>Aporrectodea trapezoides</i> Dugés, 1828	DET	21
	Enchytraeida	Enchytraeidae	Enchytraeidae sp. 7605	DET	59

*Las letras entre paréntesis indican el grupo funcional de HOR al que pertenece cada especie.

Capítulo V

INTEGRACIÓN DEL AMBIENTE EDÁFICO Y LAS COMUNIDADES DE MACROFAUNA

INTRODUCCIÓN

El suelo ha sido identificado como un sistema complejo y con capacidad de auto organización (Young y Crawford, 2004; Lavelle *et al.*, 2006). Esto implica, por un lado, la existencia de múltiples componentes que establecen interacciones de distinto tipo y definen el nivel de complejidad del sistema. Por otra parte, tales interacciones entre los componentes que están presentes en el suelo determinan la respuesta del mismo frente a los cambios o disturbios ocurridos (Vogel *et al.*, 2018). Por lo tanto, surge la necesidad de interpretar al sistema suelo de manera holística en función de un conjunto de variables, con mayor o menor nivel de vinculación entre ellas y distinta sensibilidad frente a una determinada fuerza de cambio (Vogel *et al.*, 2018).

Los suelos proveen una gran variedad de hábitats que están definidos por la combinación de la fase sólida mineral y una red de poros más o menos interconectados con presencia de aire o agua y materia orgánica en distinto grado de descomposición (Lavelle, 2012). La calidad del hábitat edáfico puede ser afectada por múltiples factores, entre los que se incluyen la cantidad y calidad de recursos alimenticios, de sitios de anidamiento o refugio y la abundancia de competidores o predadores (Halliday *et al.*, 2019). Asimismo, se ha planteado que la diversidad de hábitats presentes en el suelo queda definida por la vegetación y las condiciones edáficas, siendo estas últimas, a su vez, modificadas directamente por la vegetación (Stasiov *et al.*, 2021). En este sentido, y en términos generales, las comunidades de macrofauna presentes en el suelo responden en plazos de tiempo variables a los cambios en las condiciones del medio edáfico (Seeber *et al.*, 2022), los cuales ocurren, no sólo en respuesta a la adopción de prácticas de manejo específicas, sino también debido a cambios estacionales (Wu y Wang, 2019) que definen variaciones intra e inter-anales en las comunidades de macroinvertebrados (Schrama *et al.*, 2017).

En el contexto de las prácticas de manejo adoptadas en agroecosistemas agrícolas, los CC, en conjunto con la siembra directa, han sido evaluados positivamente como alternativas para mejorar el funcionamiento del suelo en tales esquemas productivos, evidenciándose diversas implicancias sobre las comunidades biológicas del suelo (Kelly *et al.*, 2021). Esto es así ya que, por un lado, los CC, en contraste con el barbecho, proveen materiales orgánicos de

variada calidad y cantidad que se constituyen como recursos alimenticios para los organismos edáficos (Lavelle *et al.*, 2001). Además, la cobertura superficial generada por los CC, como así también las modificaciones en la condición física y química del suelo, influyen sobre la presencia y actividad de los organismos de la macrofauna (Crotty y Stoate, 2019) y contribuyen a configurar un hábitat favorable (White *et al.*, 2016). De este modo, tales consideraciones son consistentes con la idea de que el manejo adecuado y la promoción del hábitat favorecen el desarrollo de distintos organismos que proveen servicios ecosistémicos de relevancia a escala local (Landis, 2017).

Finalmente, desde el punto de vista de la salud del suelo, los CC modifican múltiples propiedades y procesos edáficos que, en parte, afectan los servicios ecosistémicos provistos por los suelos y la multifuncionalidad de los agroecosistemas (Blanco-Canqui *et al.*, 2015). Asimismo, en la búsqueda y selección de herramientas para el monitoreo de los cambios ocurridos en el medio edáfico, los artrópodos de suelo cobran especial relevancia como bioindicadores ya que permiten elaborar diagnósticos holísticos de la condición de salud del suelo (Menta y Remelli, 2020), teniendo en consideración su adaptación al medio edáfico y la sensibilidad frente a los cambios (Parisi *et al.*, 2005; Menta *et al.*, 2018). Al respecto, las múltiples interrelaciones que tienen lugar entre atributos físicos, químicos y biológicos en el suelo controlan los procesos que ocurren en el mismo y su variación en tiempo y espacio (Lavelle *et al.*, 2006; Morais Pereira *et al.*, 2013). Por lo tanto, el conocimiento de tales vinculaciones constituye una herramienta útil para definir las prácticas de manejo más adecuadas, contribuyendo, de esa manera, a alcanzar una mayor sustentabilidad de los sistemas de producción (Baretta *et al.*, 2014).

OBJETIVOS GENERALES

1. Interpretar las características del ambiente edáfico en cada tratamiento y momento de muestreo en función de las propiedades de suelo evaluadas.
2. Identificar y explicar las vinculaciones más relevantes entre las propiedades edáficas estudiadas.
3. Explorar las interrelaciones entre las comunidades de macrofauna edáfica y las características del ambiente edáfico.

PARTE A

Interpretación del ambiente edáfico

HIPÓTESIS

1. Las vinculaciones existentes entre las variables de suelo resultarán apropiadas para interpretar la condición del ambiente edáfico en cada tratamiento y momento de muestreo.
2. Existirá una diferenciación del ambiente edáfico entre los tratamientos con y sin inclusión de CC en los respectivos momentos de muestreo.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Reconocer las relaciones entre variables físicas, químicas, fisicoquímicas y de calidad cultural del suelo.
2. Interpretar el ambiente edáfico en los distintos momentos de muestreo y tratamientos a partir del conjunto de variables estudiadas.
3. Explicar las respuestas obtenidas en función de los efectos derivados de la inclusión o no de CC y la configuración de las secuencias de cultivos implementadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Análisis estadístico

Se ejecutó un Análisis de Componentes Principales (ACP) (Hotelling, 1933) a partir de los datos de las variables de suelo evaluadas (COT, COP, Nt, N-NO₃, Pd, S-SO₄, pH, RMP, Hum, AEA y CCSS) en los distintos tratamientos y momentos de muestreo. Dado que las mismas presentaron diferentes magnitudes y unidades de medida, se calculó la matriz de correlación para el conjunto de datos. Se consideró como criterio de agrupamiento de los datos al momento de muestreo ya que, de ese modo, fue factible explicar el efecto de los distintos tratamientos sobre el ambiente edáfico en cada oportunidad. Los resultados obtenidos se representaron mediante un gráfico *biplot* y los cálculos se llevaron a cabo con el *software* PC-ORD v6 (Mc Cune y Mefford, 2011).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Vinculaciones entre variables edáficas

En la Tabla 20 se presentan los valores de correlación entre las variables edáficas obtenidos a partir del ACP.

Tabla 20. Matriz de correlación entre variables edáficas.

	COT	COP	Nt	N-NO ₃	Pd	S-SO ₄	pH	AEA	RMP	Hum	CCSS
COT	1	0,21	-0,46	0,08	-0,02	0,20	0,43	0,56	0,15	-0,15	0,00
COP	0,21	1	0,05	0,01	0,25	-0,09	0,23	0,27	-0,01	0,07	0,16
Nt	-0,46	0,05	1	-0,03	0,13	0,26	0,01	-0,16	0,14	0,23	-0,11
N-NO ₃	0,08	0,01	-0,03	1	0,09	-0,02	-0,5	-0,29	-0,09	0,33	0,09
Pd	-0,02	0,25	0,13	0,09	1	-0,24	0,14	-0,06	0,02	0,29	-0,09
S-SO ₄	0,20	-0,09	0,26	-0,02	-0,24	1	0,18	0,24	0,36	-0,09	0,16
pH	0,43	0,23	0,01	-0,50	0,14	0,18	1	0,44	0,18	-0,16	-0,18
AEA	0,56	0,27	-0,16	-0,29	-0,06	0,24	0,44	1	0,42	-0,36	-0,08
RMP	0,15	-0,01	0,14	-0,09	0,02	0,36	0,18	0,42	1	-0,12	0,13
Hum	-0,15	0,07	0,23	0,33	0,29	-0,09	-0,16	-0,36	-0,12	1	0,25
CCSS	0,00	0,16	-0,11	0,09	-0,09	0,16	-0,18	-0,08	0,13	0,25	1

En primer lugar, se destacó que el COT mostró correlación positiva elevada con el COP, el pH y el porcentaje de AEA. Tales relaciones han sido exhaustivamente exploradas en la bibliografía, donde se ha mencionado que en el COT se pueden reconocer fracciones con distinto grado de labilidad (Landriscini *et al.*, 2020), entre las que se destaca el COP por ser fácilmente mineralizable y presentar un tiempo de renovación relativamente rápido (Krull *et al.*, 2003a; Galantini y Suñer, 2008). Por estas razones, si bien el COP representa una porción relativamente pequeña del COT (Landriscini *et al.*, 2020), las variaciones en dicha fracción resultan útiles para determinar cambios en el ambiente edáfico, en especial en el corto plazo. Por otro lado, se ha reportado la relevancia de la capacidad *buffer* de la materia orgánica (Murphy, 2015), destacando que se trata de un aspecto que contribuye a mejorar la salud del suelo ya que provee cierta estabilidad al medio edáfico al amortiguar los cambios de pH (Krull *et al.*, 2004). Asimismo, la materia orgánica está directamente involucrada en el mantenimiento de la estabilidad estructural (Jensen *et al.*, 2019), a la vez que una adecuada agregación del suelo regula la capacidad del mismo de almacenar carbono debido a la protección física de la materia orgánica que realizan los agregados contra el ataque microbiano (Rabot *et al.*, 2018).

En este aspecto, se ha propuesto que los microagregados estables, en contraste con los macroagregados, juegan un rol decisivo en la estabilidad a largo plazo de la materia orgánica (Six *et al.*, 2002, 2004a; Krull *et al.*, 2003b).

Se detectó una correlación positiva entre el porcentaje de AEA y el contenido de COP, aunque fue de menor magnitud que la hallada entre la primera variable y el COT. Tal resultado se vinculó con que el COP incrementa la hidrofobicidad de los agregados y su cohesión interna, resultando mayor la resistencia frente al estallido (Chenu *et al.*, 2000). Por otro lado, la formación de agregados estables está asociada, entre otros aspectos, con la presencia de sustancias derivadas de la actividad microbiana, tales como los polisacáridos, los cuales actúan como agentes cementantes en períodos de tiempo relativamente cortos (Haynes, 2005; Martins *et al.*, 2009; Carrizo *et al.*, 2015). Por lo tanto, la correlación positiva elevada entre el porcentaje de AEA y el pH revelaría, dentro de ciertos límites, la importancia de la existencia de condiciones edáficas adecuadas que promuevan el crecimiento y la actividad microbiana (Young *et al.*, 2008; Nunan *et al.*, 2017) favoreciendo, de ese modo, la formación de agregados estables. Al respecto, se ha demostrado que la formación y estabilización de macroagregados están correlacionadas con la actividad microbiana, la cual se encuentra en relación directa con la disponibilidad de fuentes carbonadas utilizables por los microorganismos (De Gryze *et al.*, 2006; Ferreira *et al.*, 2020).

En otro punto, la correlación positiva elevada entre el porcentaje de AEA y la RMP es contrastante con la idea de que la estabilidad estructural influye sobre la arquitectura del espacio poroso, la cual queda definida por la conectividad, forma y volumen de poros presentes (Helliwell *et al.*, 2014). De ese modo, y a diferencia de lo observado en este trabajo, sería esperable que, frente a incrementos en el porcentaje de AEA, la RMP se viera reducida, teniendo en cuenta que ésta última indica las limitaciones para el crecimiento de las raíces en un estrato determinado del suelo (Cazorla *et al.*, 2017b). Por su parte, la mejora en el espacio poroso asociada a una mayor estabilidad estructural redundaría en un mayor almacenamiento de agua (Sekaran *et al.*, 2021). Al respecto, si bien existió una correlación negativa entre el porcentaje de AEA y el contenido de Hum, es importante destacar que éste último resulta sumamente variable y dependerá de las condiciones ambientales y de manejo al momento de realizar la determinación. En otro sentido, podría suponerse que una mejor condición estructural del suelo, en conjunto con otros factores, sustentaría un mayor crecimiento vegetal, lo cual originaría un menor contenido de Hum asociado a una mayor extracción de agua por parte de

las raíces. No obstante, las determinaciones de Hum realizadas en este estudio representan una métrica específica de un momento dado y deberían evaluarse en un contexto temporal.

En otro punto, se registró una correlación negativa entre el contenido de Hum y la RMP, lo cual es coincidente con diferentes aportes presentes en la bibliografía (Vaz *et al.*, 2011; Cazorla *et al.*, 2017b; Krüger *et al.*, 2018). Al respecto, se han establecido relaciones de causalidad entre estas variables y el desarrollo radical, teniendo en cuenta que la RMP regula la elongación de las raíces y la accesibilidad de las mismas al agua (Bengough *et al.*, 2011). De esta manera, un incremento en la RMP generaría un desarrollo radical poco profundo, ocasionando, en consecuencia, mayor captura de agua de los estratos edáficos superficiales. Esto produciría una mayor desecación de dicha porción del perfil y, con ello, un aumento en la RMP (Montico y Bonel, 2005; Colombi *et al.*, 2018).

Se observó una correlación positiva entre el contenido de N-NO₃ y el de Hum, lo cual es factible de interpretar considerando que el contenido hídrico del suelo afecta la disponibilidad de nitratos ya que se trata de aniones solubles y, por lo tanto, con elevada movilidad en el suelo (Ochsner *et al.*, 2017). Además, la presencia de los mismos en la solución del suelo responde al proceso de mineralización de la materia orgánica, sobre el cual se ha indicado que, entre otros factores, se encuentra directamente vinculado al tenor de Hum (Curtin *et al.*, 2012). De este modo, cobran relevancia los procesos de reciclaje del nitrógeno orgánico que definen el aporte del nutriente a la fracción mineral que, entre otras formas, está representado por el N-NO₃ (Álvarez *et al.*, 2021). No obstante, los resultados hallados en este trabajo reflejaron valores reducidos de correlación entre el contenido de N-NO₃ y el de COT y COP, lo cual indicaría una escasa contribución de la fracción orgánica del suelo al aporte de N-NO₃ a partir de la mineralización en el período de tiempo evaluado. De igual forma, también existió una correlación reducida entre el contenido de N-NO₃ y el Nt. Ambas respuestas podrían asociarse, por un lado, con condiciones poco propicias para el desarrollo del proceso de mineralización en los momentos de muestreo analizados que, en consecuencia, hayan determinado un escaso aporte de nitrógeno mineral por esta vía. En este sentido, se ha definido que la mineralización del nitrógeno podría verse afectada, entre otros aspectos, por la capacidad de retención de Hum del suelo, el pH, el contenido de materia orgánica y la concentración de nutrientes que, en conjunto, influyen sobre la actividad de los microorganismos responsables del proceso (Monsalve *et al.*, 2017). No obstante, éste último aspecto debería evaluarse a través de metodologías específicas. Por otro lado, también podría ocurrir que, para detectar respuestas

consistentes entre las variables mencionadas, sea necesario contar con estimaciones referidas a períodos de tiempo más prolongados, teniendo en cuenta que la dinámica de tales variables quedaría mejor explicada en una línea de tiempo mayor y empleando un criterio de balance.

En otro sentido, se destacó una correlación negativa elevada entre COT y Nt que indicaría que, frente a procesos de mineralización de la materia orgánica de elevada magnitud, el contenido de Nt podría verse reducido considerando que la mayor proporción del mismo está representada por el nitrógeno orgánico (Schulten y Schnitzer, 1997). En consecuencia, frente a una respuesta de este tipo, la disponibilidad de N-NO₃ también se vería afectada (Li *et al.*, 2018). Al respecto, Quiroga *et al.* (2006) indicaron una relación directa entre el índice de materia orgánica (IMO) ($\%MOS/(\%limo+\%arcilla) * 100$) y el contenido de N-NO₃ (0-40 cm), lo cual refleja que, si existe una disminución en el contenido de MOS en relación a las fracciones texturales consideradas (IMO menor a 5), habrá menor disponibilidad del nutriente. A su vez, para cualquier condición textural, valores elevados de IMO indicarían condiciones adecuadas para el crecimiento vegetal (Quiroga *et al.*, 2006).

Con respecto a los nutrientes disponibles, además de lo descrito anteriormente en relación al N-NO₃, se evidenció una correlación positiva entre COP y Pd y entre COT y S-SO₄. En ambos casos, tales vinculaciones podrían responder al aporte, en mayor o menor magnitud, de tales nutrientes a partir de fracciones orgánicas. En el primer caso, podría mencionarse que la contribución de fósforo a la solución del suelo a partir de la mineralización en su forma orgánica estuvo asociada principalmente con la fracción lábil de la materia orgánica (COP) (Cerón Rincón y Aristizábal Gutiérrez, 2012), más que con el COT, con el cual la correlación fue reducida. Por el contrario, la correlación elevada entre el COT y el S-SO₄ respondería a que el 95% del contenido total de azufre en el suelo está representado por la fracción orgánica (Mateos *et al.*, 2020). Asimismo, además de la existencia de condiciones edáficas particulares que promuevan o no el proceso de mineralización, también se ha reportado que la liberación de los nutrientes desde materiales orgánicos depende fundamentalmente de las características de los residuos aportados (Lupwayi *et al.*, 2007; Romaniuk *et al.*, 2018).

Finalmente, la CCSS presentó baja correlación con la mayoría de las variables edáficas, a excepción del contenido de Hum, con el cual la correlación fue positiva (0,25). Por un lado, la dificultad para reconocer las vinculaciones con las variables de suelo posiblemente esté asociada a que el índice de CCSS integra valoraciones de distintos atributos y, tal como fue explicado oportunamente, los mismos reflejaron diversos cambios asociados a los tratamientos

y momentos de muestreo. Sin embargo, la asociación positiva con el contenido de Hum podría responder a que, cuando éste último es elevado, ciertas limitantes se verían enmascaradas y, por ende, la calidad cultural se incrementaría. En este sentido, a modo de ejemplo, podría mencionarse que el desarrollo radical se vería favorecido debido a una mayor facilidad de exploración del espesor de suelo considerado, como así también el impacto de las impedancias mecánicas que pudieran estar presentes podría atenuarse frente a tenores de Hum elevados.

Interpretación del ambiente edáfico en cada momento de muestreo⁷

Los resultados derivados del ACP se muestran en la Figura 49. En la Tabla 21 se indican los valores de correlación entre las variables originales y las dos primeras componentes principales (CP), las cuales acumularon el 38,6% de la variancia total.

Tabla 21. Valores de correlación entre las variables originales y las dos primeras CP.

Variables	CP1	CP2
COT	-0,41	0,24
COP	-0,14	0,56
Nt	0,14	-0,02
N-NO₃	0,29	0,19
Pd	0,08	0,57
S-SO₄	-0,23	-0,23
pH	-0,44	0,19
AEA	-0,52	0,08
RMP	-0,29	-0,06
Hum	0,32	0,40
CCSS	0,06	0,12

En función de los resultados presentados, se propuso que las muestras con valores elevados de la CP1 fueron aquellas que registraron mayor nivel de degradación debido a menores contenidos de COT, valores de pH más bajos y una condición estructural desfavorable dada por un menor porcentaje de AEA. Por su parte, aquellas muestras con valores elevados de la CP2 presentaron una condición fisicoquímica más favorable como consecuencia de tenores elevados de COP, Pd y Hum, y valores bajos de RMP. Entre el conjunto de variables evaluadas, CCSS y Nt presentaron relativamente poco peso en ambas CP para explicar el conjunto de datos.

⁷ La interpretación de los resultados presentados en esta sección es complementaria a la descripción del ambiente edáfico efectuada en el Capítulo III.

Se observó una diferenciación más o menos clara de los resultados en relación a los momentos analizados. Por un lado, las muestras correspondientes al Mi se asociaron con valores bajos de COT, pH y porcentaje de AEA, y elevados de Hum y N-NO₃. Tal como fue explicado en capítulos anteriores de este trabajo, dado que la historia productiva del lote en que se instaló el experimento estuvo dominada por una escasa diversificación de cultivos bajo siembra directa, pudieron evidenciarse procesos de degradación de diferente índole. En este caso, resulta fundamental indicar que, frente a una disminución en el contenido de COT, posiblemente se vean afectadas las demás variables mencionadas teniendo en cuenta la influencia del carbono orgánico sobre múltiples propiedades del suelo (Wiesmeier *et al.*, 2019). Asimismo, dado que el Mi se llevó a cabo luego de la cosecha del cultivo de soja de segunda, y teniendo en cuenta las precipitaciones ocurridas previo al muestreo (Figura 3), el contenido de Hum fue superior en dichas muestras (en comparación con las de los Mcc-b y Mf) y, con ello, el tenor de N-NO₃.

Por otra parte, a pesar de las condiciones descritas en el Mi, la degradación física del suelo no se evidenció en cuanto a la RMP, la cual mostró valores inferiores a los registrados en los Mcc-b y Mf. Sin embargo, y tal como fue explicado en el Capítulo III, esta respuesta podría vincularse con el momento en que se realizó cada uno de los muestreos y el contenido hídrico del perfil, el cual influye negativamente sobre la RMP.

Las muestras correspondientes al Mcc-b se asociaron con tenores elevados de COT, pH, porcentaje de AEA y, en algunos casos, de RMP, mientras que, por el contrario, registraron valores bajos de Hum y N-NO₃. Asimismo, en este momento de muestreo se observó que los tratamientos bajo barbecho presentaron valores más elevados de la CP1 que los que incluyeron CC y, con respecto a estos, las muestras que correspondieron al CC de triticales presentaron valores más elevados de la CP2 que las de vicia. Estos resultados reflejarían, por un lado, un mayor nivel de degradación edáfica vinculado a la condición de barbecho y, por el otro, una condición físicoquímica relativamente más favorable asociada al CC de triticales que al de vicia en relación a las variables mencionadas. No obstante, es importante destacar que estas aproximaciones refieren a respuestas detectadas en el corto plazo y, probablemente, sea necesario complementar esta información con otra derivada de estudios de mediano/largo plazo.

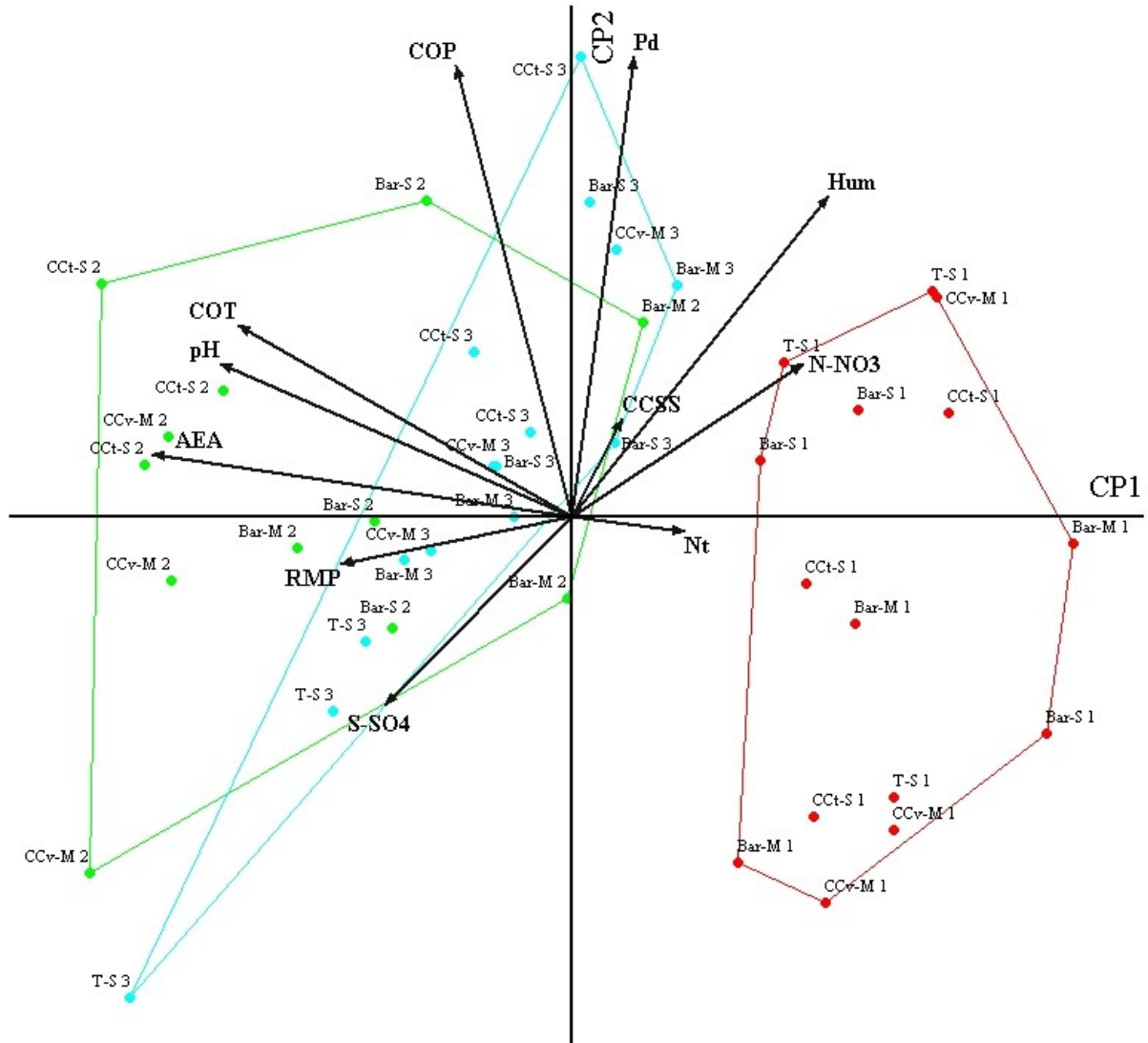


Figura 49. *Biplot* resultante del ACP con datos de variables edáficas correspondientes a los tratamientos y momentos de muestreo evaluados. Las flechas representan las variables edáficas y los puntos corresponden a las muestras. El número que acompaña la denominación de cada tratamiento indica el momento de muestreo (1 (rojo): Mi; 2 (verde): Mcc-b; 3 (celeste): Mf).

En coincidencia con las descripciones efectuadas en el Capítulo III, el incremento intra-anual en el contenido de COT no mostró una tendencia consistente entre tratamientos en el Mcc-b. Coincidentemente, en el Mcc-b tampoco se observó una diferenciación clara entre ambas especies de CC en cuanto al contenido de COP y al porcentaje de AEA, mientras que sí fue destacable que las muestras de barbecho se asociaron con valores inferiores de ambas variables en comparación con las de los tratamientos con CC. De la misma manera, estas últimas registraron mayor RMP que las correspondientes muestras en barbecho.

Las muestras correspondientes al Mf se ubicaron en un rango más amplio en relación a la CP2 que los restantes momentos de muestreo. En este caso, se destacó que los puntos

relativos a la secuencia T-S presentaron valores bajos de la CP2 y se asociaron con tenores elevados de S-SO₄ y reducidos de Pd. Contrariamente, los tratamientos que incluyeron CC mostraron valores más bajos de la CP1 que los de barbecho, aunque no existió un ordenamiento claro entre ellos en función del cultivo estival considerado. No obstante, todas las secuencias, excepto T-S, mostraron correlación positiva con COP, Pd y Hum.

A modo de síntesis, resulta conveniente vincular estos resultados con algunas consideraciones referidas a la calidad del suelo. La misma ha sido definida como la capacidad del suelo de desempeñar sus funciones, las cuales se vinculan con el flujo y el almacenamiento de agua, el transporte y la retención de solutos, la estabilidad física y el soporte, el ciclado de nutrientes y el mantenimiento del hábitat (Andrews *et al.*, 2004). En referencia a este último aspecto, la caracterización del ambiente edáfico como hábitat para las comunidades biológicas resulta de relevancia teniendo en cuenta que la biota del suelo desempeña una serie de procesos que son fundamentales en el mantenimiento de la calidad del mismo (Creamer *et al.*, 2022). En este contexto, y tal como ha sido descrito previamente, las prácticas de manejo adoptadas impactan positiva o negativamente sobre distintas variables edáficas (Bai *et al.*, 2018) y, con ello, influyen decisivamente sobre diferentes aspectos del ambiente edáfico y su calidad. Al respecto, se ha destacado la relevancia de los CC en estas cuestiones, teniendo en cuenta que, a través de las múltiples funciones que desempeñan, contribuyen a mejorar la calidad edáfica mediante la mejora de propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo (Adetunji *et al.*, 2020). No obstante, los cambios observados en relación a los CC dependerán de múltiples factores, entre los que se destacan las condiciones edafoclimáticas del sitio en que son implantados (Jian *et al.*, 2020), el tipo de CC (Hudek *et al.*, 2022; Koudahe *et al.*, 2022) y el manejo efectuado de los mismos (Adetunji *et al.*, 2020).

CONCLUSIONES

La interpretación del ambiente edáfico a partir del análisis de las vinculaciones existentes entre las propiedades estudiadas pudo relacionarse con la diferente sensibilidad de cambio de las variables edáficas en el corto plazo. En relación a este aspecto, la imposibilidad de establecer asociaciones consistentes entre ciertas variables, por ejemplo, con COT y Nt en algunos casos, indicó la necesidad de contar con evaluaciones en un período de tiempo más extenso que el considerado en este trabajo. De este modo, se evidenció un cumplimiento parcial de la primera hipótesis planteada.

Las variables edáficas físicas, químicas y fisicoquímicas evaluadas permitieron establecer una diferenciación del ambiente edáfico en relación a los tratamientos y momentos de muestreo estudiados, lo cual permitió corroborar el cumplimiento de la segunda hipótesis planteada. En particular, se observó una separación clara entre el Mi y los Mcc-b y Mf. El primero se asoció con un mayor nivel de degradación edáfica, mientras que en los otros dos momentos se evidenciaron ciertas mejoras en la condición de algunas de las variables analizadas, en especial de COT, pH y porcentaje de AEA. Por su parte, en el Mcc-b existió una diferenciación entre los tratamientos bajo barbecho y los que incluyeron CC y, entre estos últimos, entre ambas especies de CC. Por el contrario, en el Mf se evidenció una diferenciación de la secuencia T-S con respecto a las restantes, las cuales mostraron respuestas más o menos similares entre tratamientos con y sin inclusión de CC y con distintos cultivos de cosecha.

PARTE B

Vinculación del ambiente edáfico y las comunidades de macrofauna

HIPÓTESIS

1. Las especies/morfoespecies de macrofauna de mayor abundancia en cada momento de muestreo responderán a los cambios en el ambiente edáfico generados por la inclusión de CC y la configuración de las secuencias de cultivos.
2. Las variables edáficas evaluadas tendrán diferente importancia para explicar la presencia de las distintas especies/morfoespecies en cada momento de muestreo.

OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Relacionar las condiciones del ambiente edáfico con la presencia de las especies/morfoespecies de macrofauna que registraron mayor abundancia en cada momento de muestreo.
2. Analizar las respuestas obtenidas en función de las características morfológicas y ecológicas de las especies/morfoespecies evaluadas.
3. Vincular los resultados obtenidos con los cambios generados por la inclusión o no de CC, como así también por la configuración de las secuencias de cultivos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Análisis estadístico

En cada momento de muestreo se seleccionaron aquellas especies/morfoespecies cuya abundancia fue superior o igual a 15 individuos. Dicho criterio fue definido considerando la riqueza de especies/morfoespecies y su abundancia en cada momento de muestreo. De este modo, fue posible efectuar un recorte de la información disponible para realizar una interpretación más clara de los resultados. No obstante, si bien no fueron incluidas en este análisis, no se descarta la importancia y contribución de las especies de menor abundancia en los procesos edáficos (Dopheide *et al.*, 2020).

Con la información de abundancia de las especies/morfoespecies definidas anteriormente y los datos de las variables edáficas en cada momento de muestreo, se ejecutaron Análisis de Correspondencia Canónica (ACC) (ter Braak, 1986) realizando, en primer lugar, la estandarización de los datos mediante centrado y normalización. Los resultados obtenidos se

representaron mediante gráficos *biplot* y los cálculos se llevaron a cabo con el software PC-ORD v6 (Mc Cune y Mefford, 2011).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En las Figuras 50, 51 y 52 se presentan los gráficos *biplot* obtenidos a partir del ACC pertinente para cada momento de muestreo. En el Mi, los dos primeros ejes canónicos acumularon el 81,5% de la variancia total, mientras que en el Mcc-b la variancia acumulada por dichos ejes fue del 59,1%. Por su parte, en el Mf los ejes uno y dos acumularon el 62,9% de la variancia total. En todos los casos, los ejes canónicos mostraron valores de correlación de Pearson superiores a 0,9.

Muestreo inicial

En el Mi se detectaron tres grupos de especies definidos en cuanto a su vinculación con las variables edáficas. Por un lado, la hormiga *Solenopsis wasmannii* (Formicidae) se asoció con valores elevados de COT y reducidos de las restantes variables, mientras que *Hypoponera opaciceps*, también perteneciente a la familia Formicidae, mostró preferencia hacia muestras con contenidos elevados de Nt, Hum y Pd, pero reducidos de COT. Domínguez y Bedano (2016a) estudiaron las comunidades de macrofauna hipogea presentes en suelos Haplustoles típicos del sur de la provincia de Córdoba bajo diferentes manejos agrícolas y pastizales naturales, como así también el cambio en ciertas variables edáficas asociadas a tales manejos. Al respecto, detectaron que las HOR presentaron mayor abundancia promedio en sitios con elevada cobertura, materia orgánica, RMP y pH. Si bien estos resultados son parcialmente coincidentes con las respuestas halladas en algunas de las variables analizadas en relación a especies de este grupo, Jacquemin *et al.* (2012) demostraron que la calidad física y química del suelo no permite explicar de manera consistente la diversidad y distribución de las HOR sino que, por el contrario, éstas dependen de las especies consideradas, las cuales seleccionan microhábitats con condiciones particulares en función de sus preferencias y estrategias de vida (Johnson, 2000). En este sentido, se ha reportado cierta tolerancia al estrés por parte de *S. wasmannii* (Vittar, 2008) que, en relación a los resultados obtenidos en este trabajo, podría vincularse con la asociación negativa de dicha especie con la mayoría de las variables edáficas detectadas en el análisis. De este modo, podría suponerse que la misma sería capaz de adaptarse a sitios con cierto grado de degradación edáfica. Por el contrario, los individuos de la especie *H. opaciceps* se desarrollan predominantemente entre los residuos y la superficie del suelo

(Vittar, 2008), con lo cual resultarían especialmente sensibles frente a los cambios en la cobertura y las condiciones edáficas asociadas a ella. Esta respuesta es coincidente con los resultados hallados en este estudio, donde se observó una correlación positiva entre dicha especie y el contenido de Hum del suelo, aspecto fuertemente vinculado con la cobertura superficial.

Por otra parte, la mayoría de las especies/morfoespecies seleccionadas en el Mi se asociaron con tenores elevados de todas las variables edáficas, excepto con COT. Entre ellas, el diplópodo *Pseudonannolene meridionalis* (Pseudonannolenidae) y la lombriz *Octolasion tyrtaeum* (Acanthodrilidae) mostraron asociación positiva con COP, porcentaje de AEA y Hum, lo cual resulta factible de interpretar en función de los hábitos alimenticios de tales especies y su presencia en el suelo. Por un lado, teniendo en cuenta que ambas especies son detritívoras, la correlación positiva detectada con el COP podría vincularse con el aporte de materiales orgánicos al suelo que, a su vez, son fuente de recursos alimenticios para estos organismos. Asimismo, el COP interviene activamente en la formación de agregados estables (Cazorla *et al.*, 2017a) y, con ello, en la infiltración y retención de agua en el suelo (Rabot *et al.*, 2018), aspectos que favorecen, no sólo el crecimiento vegetal, sino que también generan condiciones propicias para la presencia de numerosos organismos detritívoros (Jiang *et al.*, 2018; Thakur *et al.*, 2018). En relación con estos aspectos, tomando en consideración el impacto ecológico de los organismos de la macrofauna y sus hábitos alimentarios (Lavelle, 1997; Swift *et al.*, 2012), *P. meridionalis* es una especie predominantemente epigea, lo cual significa que vive y se alimenta en la superficie del suelo o en sus primeros centímetros y, en consecuencia, resulta muy sensible a los cambios edafoclimáticos. En este sentido, y en coincidencia con los resultados hallados en este análisis, Menta y Remelli (2020) plantearon que los organismos de la clase Diplopoda (milpiés) son afectados frente a reducciones en el contenido de Hum del suelo ya que están sujetos a una rápida desecación de su cuerpo, razón por lo cual, en períodos secos o fríos, se mueven hacia estratos más profundos del suelo. Por el contrario, Joly *et al.* (2021) reportaron que la actividad detritívora de estos organismos resultó insensible frente a cambios inducidos en el contenido de Hum del estrato superficial del suelo reflejando, de ese modo, cierta resistencia a la desecación por parte de los mismos derivada de sus características morfológicas o de comportamiento.

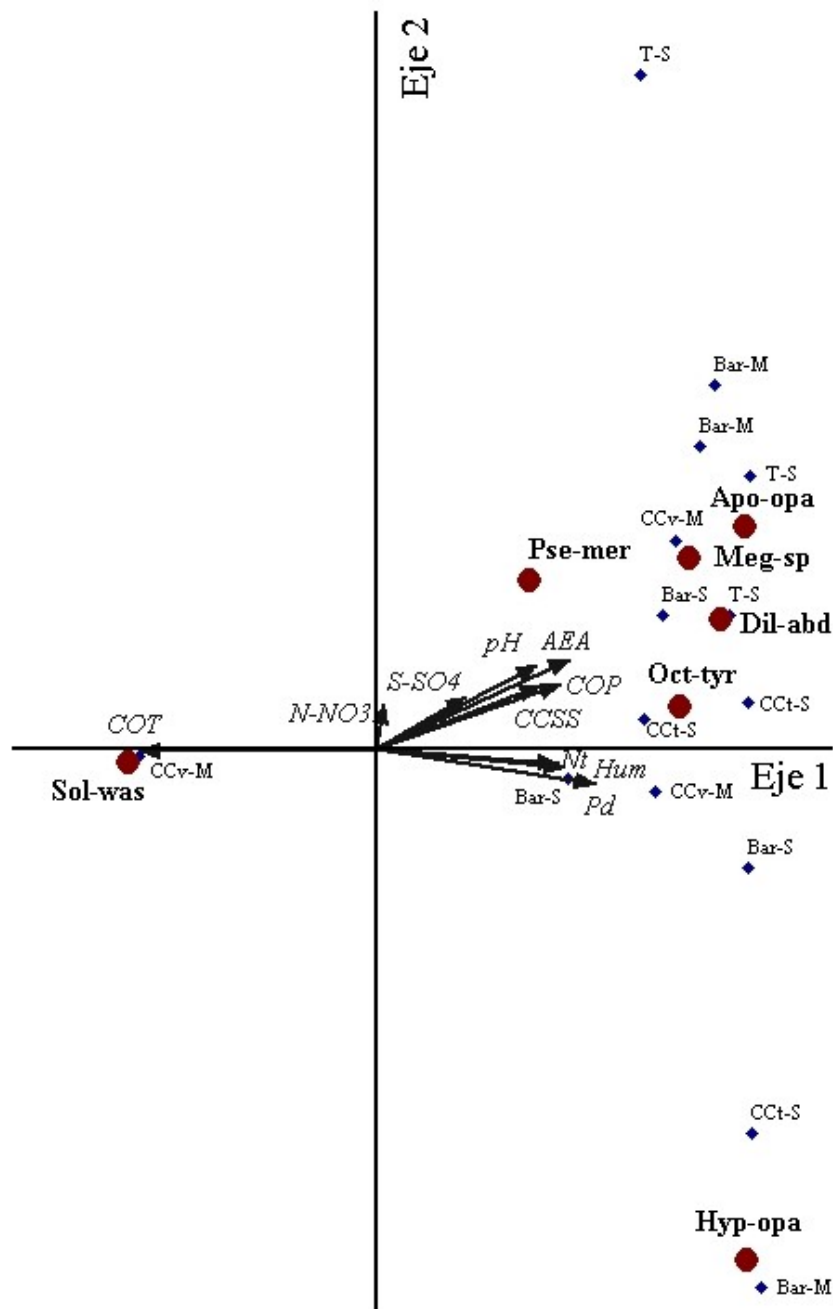


Figura 50. *Biplot* resultante del ACC con datos de variables edáficas y abundancia de especies/morfoespecies correspondientes al Mi. Las flechas representan las variables edáficas, los puntos rojos corresponden a las especies y los rombos azules son las muestras.

Referencias de especies: Sol-was: *Solenopsis wasmannii*; Pse-mer: *Pseudonannolene meridionalis*; Apo-opa: *Apocellus opacus*; Meg-sp: *Megascelis* sp. 1839; Dil-abd: *Diloboderus abderus*; Oct-tyr: *Octolasion tyrtaeum*; Hyp-opa: *Hypoponera opaciceps*.

Continuando con el análisis anterior, *O. tyrtaeum* es una especie de lombriz de tipo endógena (Masín, 2016), es decir, que vive en la matriz del suelo alimentándose de materia orgánica y modificando la estructura a través de su actividad mecánica y deyecciones,

contribuyendo, de ese modo, a la formación de macroagregados (Lavelle, 1997; Cabrera Dávila *et al.*, 2022). Falco *et al.* (2007) indicaron que esta especie estaría presente en suelos con elevado contenido de materia orgánica, nitrógeno y fósforo, lo cual es coincidente con los resultados hallados en este trabajo en lo que respecta al COP, Nt y Pd. Complementariamente, se ha demostrado que el crecimiento de lombrices endógeas se ve limitado por la disponibilidad de carbono en el suelo, en particular de fracciones lábiles (Tiunov y Scheu, 2004). Por su parte, es importante destacar que las lombrices suelen responder favorablemente a la ausencia de perturbaciones en el suelo y al aporte de residuos orgánicos, generando así una mayor producción de agregados biogénicos (Escudero *et al.*, 2021). Estos últimos, en comparación con los agregados físicos del suelo circundante, muestran mayor contenido de carbono orgánico y en su interacción con la fracción mineral promueven una mayor estabilidad estructural (Bedano *et al.*, 2019).

En otro punto, *Diloboderus abderus* (Scarabaeidae) y *Megascelis* sp. 1839 (Chrysomellidae) son especies con hábitos herbívoros que, en este momento de muestreo, fueron encontradas al estado larval. En ambos casos, su fuente de alimentación presumiblemente fueron raíces, en especial de las malezas presentes luego de la cosecha del cultivo de soja de segunda. Con respecto a *D. abderus*, podría suponerse que, tal como lo muestran las correlaciones con el porcentaje de AEA y la CCSS, una mejor condición estructural y cultural del suelo favorecerían su presencia, teniendo en cuenta que, para que ocurra el nacimiento de las larvas, las hembras adultas depositan los huevos en pequeñas cámaras subterráneas (Fava, 2019). Por ello, posiblemente su ocurrencia en el suelo podría verse afectada en condiciones edáficas desfavorables desde el punto de vista físico. Sin embargo, las larvas de *D. abderus* son particularmente relevantes en la formación de galerías en el suelo en las que habitan y que pueden alcanzar los 30 cm de profundidad (Fava, 2019). De este modo, estos organismos participan activamente en el reciclaje de nutrientes y contribuyen a incrementar la aireación e infiltración de agua al perfil (Gassen, 1996; Marcellino *et al.*, 2016). Se ha demostrado que las galerías construidas por *D. abderus* permiten, en suelos bien drenados, la remoción de hasta 7,19 m³ suelo ha⁻¹, logrando una ganancia de 32% de superficie nueva de aireación, mientras que, en suelos con peor drenaje, la ganancia alcanza 2,61 m³ ha⁻¹, con un 12% de superficie nueva (Pire, 1996). Asimismo, las cámaras realizadas por *D. abderus* presentan tenores de nutrientes varias veces superiores a los de la capa más fértil del suelo (Gassen y Kochhann, 1993; Gassen *et al.*, 1993).

Con respecto a *Megascelis*, la información disponible en la bibliografía está orientada, mayoritariamente, al estudio de los efectos de éste y otros géneros de la familia Chrysomellidae como plagas de distintos cultivos de importancia agrícola, y en particular al estado adulto (Perotti y Gamundi, 2009; Calles-Torrez *et al.*, 2018; Reddy *et al.*, 2018). Sin embargo, los resultados obtenidos en este trabajo demostraron que las larvas de *Megascelis* podrían encontrar ambientes más favorables para su desarrollo en sitios con condiciones físicas y/o culturales adecuadas, lo cual pudo observarse a partir de las asociaciones positivas con las variables porcentaje de AEA, COP, CCSS y Hum. Complementariamente, en sitios con elevada fertilidad (en este caso representado por contenidos elevados de Nt y Pd) también se vería promovida su presencia ya que tales condiciones favorecerían el crecimiento vegetal y, en consecuencia, se generarían recursos alimenticios aprovechables para tales organismos. En referencia a estos últimos aspectos, se ha propuesto que los individuos de la familia Chrysomellidae son fitófagos selectivos (Jolivet, 1992), lo cual implica que su presencia podría verse afectada en aquellos casos en que las especies vegetales de las que se alimentan estén ausentes. Además, y en coincidencia con los resultados obtenidos en este trabajo, se han reportado ciertos efectos de la condición físico-hídrica del suelo sobre la supervivencia de ciertas especies dentro de la familia Chrysomellidae, destacando la importancia de que las larvas fitófagas puedan desplazarse adecuadamente a través del suelo para localizar recursos alimenticios (raíces) (MacDonald y Ellis, 1990).

Por último, *Apocellus opacus* (Staphylinidae) también resultó abundante en muestras con valores elevados de porcentaje de AEA, COP y CCSS. Probablemente, la presencia de estos organismos criptozoicos esté en relación con sus características morfológicas, siendo que su cuerpo pequeño y flexible les permite lograr una mayor movilidad en espacios pequeños y grietas del suelo (Lipkow y Betz, 2005). De esta forma, y tal como lo indican las asociaciones con las variables edáficas mencionadas, dichos organismos serían especialmente sensibles a los cambios en la condición física del suelo (Erktan *et al.*, 2020). Asimismo, dado que son predadores, su presencia también estaría vinculada con la disponibilidad de presas, pudiendo así modificar sus preferencias en función de la abundancia de presas presentes (Cardinale *et al.*, 2003; Snyder *et al.*, 2006). No obstante, y en relación con las características morfológicas señaladas anteriormente, la respuesta de los predadores en las redes tróficas depende ampliamente de la relación entre el tamaño de su cuerpo y el de la presa (Brose, 2010; Vucic Pestic *et al.*, 2010; Kalinkat *et al.*, 2011). En este punto, se ha planteado que los organismos

predadores de tamaño pequeño resultan eficaces en el consumo de huevos, en tanto que aquellos de mayor tamaño muestran preferencia hacia las larvas (Halimov, 2020).

Muestreo post CC y barbecho

En relación a las especies de HOR presentes en este momento de muestreo, *H. opaciceps* mostró una respuesta similar a la observada en el Mi y estuvo presente en muestras bajo barbecho y con CC de triticale. Por el contrario, *Pheidole bergi* fue abundante en las muestras que incluyeron CC de vicia, las cuales registraron valores elevados de RMP y CCSS y reducidos de COT, COP y Hum. De este modo, podría suponerse que dicha especie resultaría menos afectada frente a incrementos en la dureza del suelo (mayores valores de RMP y menor contenido de Hum) pero que, a su vez, se vería beneficiada por cambios en el índice de CCSS. En relación a esta última variable, si bien aporta información en el ACC, podría resultar dificultoso establecer interpretaciones consistentes al respecto ya que está definida por distintos atributos culturales y, por el contrario, sería conveniente analizar separadamente el efecto de cada uno de ellos.

Se ha reportado que *P. bergi*, al igual que *S. wasmanii*, muestra cierta resistencia frente a los cambios en la vegetación presente (Vittar, 2008), razón por lo cual ambas especies pueden ser encontradas en un amplio rango de condiciones ambientales (Freire *et al.*, 2012; Estrada *et al.*, 2019). Estas afirmaciones podrían interpretarse en el marco de los resultados hallados en este estudio, siendo que, tanto en el Mi como en el Mcc-b, ambas especies de hormigas estuvieron presentes bajo diferentes condiciones de hábitat definidas por el momento en que se llevaron a cabo los muestreos y el efecto de la inclusión o no de CC. En este sentido, y al igual que ha sido señalado para otros organismos epigeos, los CC podrían afectarlos por distintas vías: por un lado, creando barreras físicas que obstaculizan su movimiento en la superficie y, por el otro, incrementando la disponibilidad de nichos para su desarrollo (Buchholz *et al.*, 2017; de Pedro *et al.*, 2020). Asimismo, los resultados obtenidos son coincidentes con la idea de que el reconocimiento de las especies de hormigas resulta un indicador de importancia en el monitoreo ambiental (Schmidt *et al.*, 2013) ya que permite interpretar los efectos derivados de distintas prácticas de manejo (Carvalho *et al.*, 2021).

Entre los organismos detritívoros, *P. meridionalis*, Enchytraeidae sp. 7605 (Enchytraeidae) y *Uloma impressicolis* (Tenebrionidae) se asociaron positivamente, entre otras variables, con COP, Hum y porcentaje de AEA, en tanto que Onychiuridae sp. JS05 (Collembola) estuvo vinculada de manera positiva con el tenor de COT, COP y pH y

negativamente con el porcentaje de AEA. En primera instancia, es interesante destacar que *P. meridionalis* también fue abundante en el Mi, habiéndose obtenido asociaciones similares con las variables edáficas en ambos momentos de muestreo. En el Mcc-b, esta especie registró mayor abundancia en muestras correspondientes a los tratamientos que incluyeron barbecho y CC de triticale.

Con respecto a Enchytraeidae sp. 7605, se ha demostrado que los individuos de esta morfoespecie (enquitreidos) están presentes en un amplio rango de condiciones ambientales y edáficas (Pelosi y Capowiez, 2022). Sin embargo, y en coincidencia con lo detectado en este trabajo, se ha reportado que su presencia en el suelo se ve favorecida en condiciones de Hum adecuada y que, a su vez, la vegetación existente y/o los residuos superficiales también se vinculan con su ocurrencia en el suelo ya que evitan cambios bruscos de temperatura y humedad y aportan recursos alimenticios (López *et al.*, 2005). Asimismo, estos resultados concuerdan con investigaciones previas en las que se indicó que la presencia de enquitreidos en el suelo depende, además del contenido de Hum, del tenor de materia orgánica y el pH (Graefe y Schmelz, 1999; Brussaard *et al.*, 2012). Por otro lado, estos organismos mostraron asociación positiva con el porcentaje de AEA, lo cual podría explicarse, no sólo por el efecto favorable de una adecuada condición estructural sobre los mismos, sino también por la influencia que ejercen los enquitreidos sobre la estructura del suelo a través del mezclado de partículas orgánicas y minerales y la producción de *pellets* fecales, aspectos que promueven la formación de agregados estables (Pelosi *et al.*, 2018), en especial en los estratos más superficiales del suelo (Brussaard *et al.*, 2012).

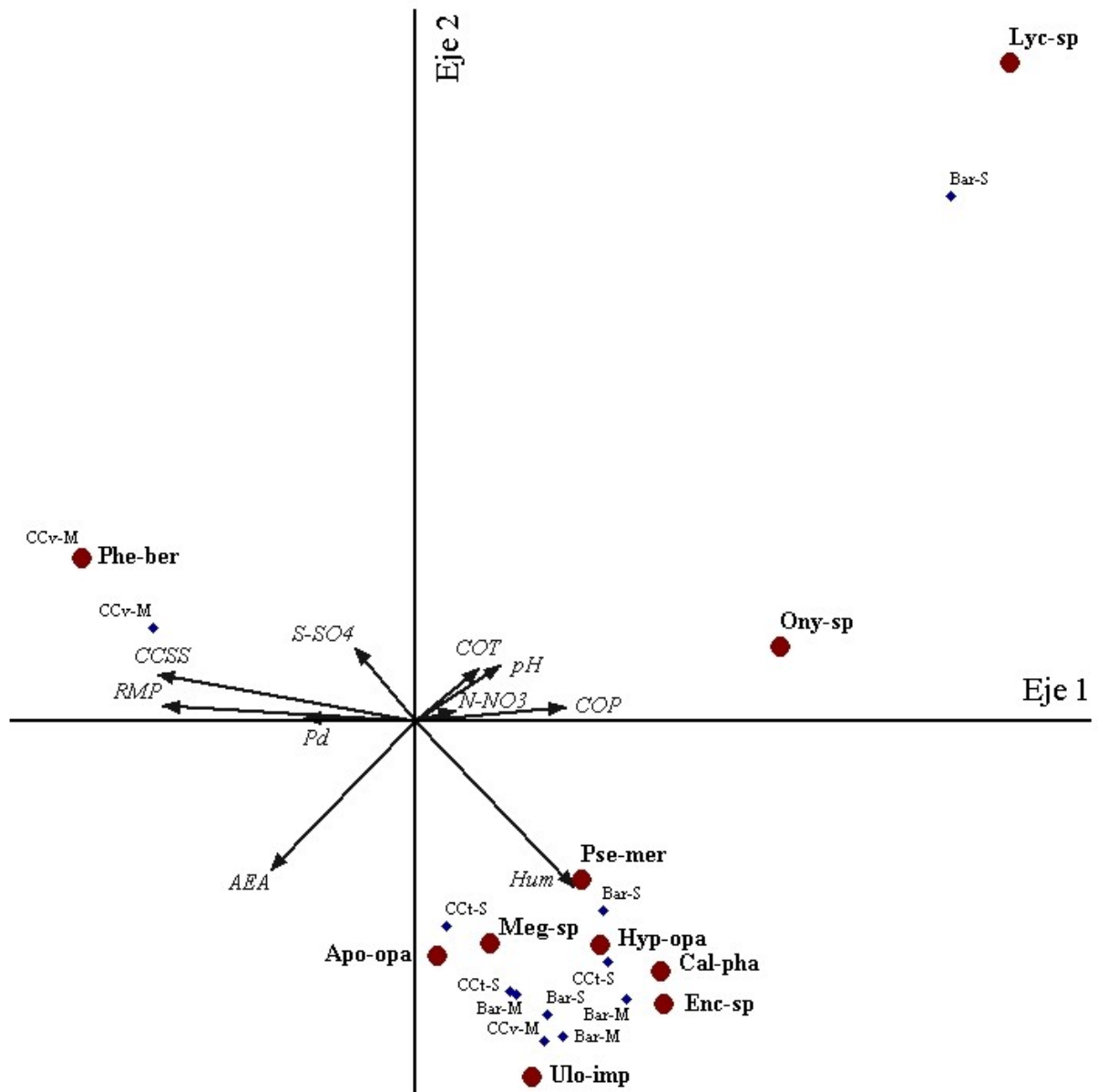


Figura 51. Biplot resultante del ACC con datos de variables edáficas y abundancia de especies/morfoespecies correspondientes al Mcc-b. Las flechas representan las variables edáficas, los puntos rojos corresponden a las especies y los rombos azules son las muestras. Referencias de especies: Phe-ber: *Pheidole bergi*; Lyc-sp: *Lycosidae sp. 7638*; Ony-sp: *Onychiuridae sp. JS05*; Pse-mer: *Pseudonannolene meridionalis*; Hyp-opa: *Hypoponera opaciceps*; Cal-pha: *Caliothrips phaseoli*; Enc-sp: *Enchytraeidae sp. 7605*; Ulo-imp: *Uloma impressicolis*; Meg-sp: *Megascelis sp. 1839*; Apo-opa: *Apocellus opacus*.

Por otro lado, *U. impressicolis* presentó asociaciones con las variables edáficas similares a las descritas en el párrafo anterior. En este caso, dado que también se trata de una especie con hábitos detritívoros, tales asociaciones podrían vincularse con que en aquellas muestras en que se registraron contenidos elevados de Hum, COT, COP y porcentaje de AEA, entre otras variables, presentarían condiciones edáficas favorables para el desarrollo vegetal, lo cual

redundaría en aportes de materiales orgánicos aprovechables por estos organismos como recursos alimenticios. Al respecto, *U. impressicolis* se asoció mayoritariamente con muestras correspondientes a los tratamientos CCt-S, Bar-M y Bar-S, lo cual sugiere que los organismos de esta especie serían eficaces en el consumo de distintos tipos de materiales orgánicos, ya sean residuos de soja presentes durante el período de barbecho, o bien aquellos aportados por el CC de triticale durante su ciclo de crecimiento. Por otro lado, también se ha propuesto que los organismos de la familia Tenebrionidae pueden adaptarse adecuadamente a condiciones de déficit hídrico debido a ciertas características morfológicas, fisiológicas y conductuales que les permiten reducir la pérdida de agua de su cuerpo y evitar temperaturas extremas (Montero *et al.* 2011; Bubenas *et al.*, 2013; Cifuentes-Ruiz y Zaragoza-Caballero, 2014). Posiblemente, tales cualidades hayan favorecido su presencia en este momento de muestreo en comparación con los muestreos efectuados en otoño (Mi y Mf).

Con respecto a Onychiuridae sp. JS05 (Collembola), la misma mostró asociación positiva con las variables COT, COP y pH y negativa con AEA. Si bien se trata de organismos que según su tamaño corporal están clasificados dentro de la mesofauna, estos colémbolos se encuentran en la superficie del suelo donde desempeñan un papel fundamental en el reciclaje de materiales orgánicos a través del fraccionamiento y triturado de restos vegetales (Borrer *et al.*, 1992; Bellinger *et al.*, 2003). Su presencia depende de la conjugación de los factores materia orgánica y humedad, resultando susceptibles a las perturbaciones del medio (Chocobar, 2010). No obstante, si bien resultó abundante en las muestras extraídas, debe tenerse en consideración que, dado su tamaño y que se trata de organismos epigeos, para su estudio posiblemente sea más adecuado emplear otras técnicas de muestreo (*e.g.* trampas *pitfall*, embudo Berlese-Tullgren). En este sentido, y en contraste con la abundancia hallada en este trabajo, en primavera las densidades de colémbolos de la familia Onychiuridae encontradas en trampas *pitfall* pueden alcanzar hasta 280 individuos trampa⁻¹ hora⁻¹ (Montero, 2008).

Entre los organismos herbívoros se destacó la presencia de estados inmaduros de *Caliothrips phaseoli* (Thripidae) los cuales, entre otras variables, mostraron asociación positiva con el contenido de Hum y el porcentaje de AEA, y correlación negativa con la RMP, la CCSS y los nutrientes disponibles (S-SO₄ y Pd). Al igual que se ha señalado anteriormente, tales respuestas podrían asociarse con condiciones favorables para el crecimiento vegetal, lo cual favorecería la presencia de trips ya que, tanto los adultos como los estadios inmaduros, se alimentan de las células epidérmicas de las hojas (Reay-Jones *et al.*, 2019). Por otro lado, el

tamaño de las plantas influye directamente sobre su densidad debido a una mayor producción de compuestos volátiles en plantas de mayor tamaño que generan atracción hacia estos organismos (Beyaert y Hilker, 2014). Además, en tales situaciones existiría una mayor cantidad de sitios de oviposición (Courtney, 1982) conduciendo, de ese modo, a una mayor densidad de estados inmaduros (Reay-Jones *et al.*, 2019). Por lo tanto, teniendo en cuenta estas consideraciones, podría suponerse que la inclusión de CC en las secuencias rotacionales favorecería la presencia de estos organismos en relación a las situaciones bajo barbecho. Asimismo, también se ha propuesto que los CC, en función del tipo y la biomasa producida, actuarían favorablemente sobre la densidad y diversidad de ciertos organismos predadores ocasionando, de ese modo, una disminución en la densidad de trips (Bowers *et al.*, 2020). No obstante, *C. phaseoli* mostró mayor abundancia en muestras correspondientes al CC de triticale y al barbecho, entre las cuales no existió una diferenciación clara.

Entre las especies predatoras analizadas en este momento de muestreo, Lycosidae sp. 7638 (Lycosidae) y *Apocellus opacus* (Staphylinidae) mostraron distinta vinculación con las variables edáficas, siendo que la primera se asoció con valores elevados de COT, COP y pH y reducidos de porcentaje de AEA y Hum, mientras que se evidenció la tendencia contraria con respecto a la segunda especie. En referencia a las arañas en general, el hecho de que éstas resultaran más abundantes en el Mcc-b que en los Mi y Mf (Apéndice) podría vincularse con que las mismas son afectadas por cambios en el hábitat (Moorhead y Philpott, 2013; Rubio *et al.*, 2019) ya que dependen ampliamente de la estructura y composición de la vegetación, la disponibilidad de presas y las condiciones microclimáticas, en especial, la temperatura de la superficie del suelo (Pétillon *et al.*, 2008; Horváth *et al.*, 2015). Tales aspectos podrían asociarse, por un lado, con los cambios en el hábitat asociados a la implementación de las distintas secuencias de cultivos. Por otro lado, dado que los muestreos se realizaron en diferentes estaciones del año, las variaciones en la temperatura ambiente influirían sobre la habilidad de las arañas para capturar a sus presas, como así también en la capacidad de estas últimas de escapar (Kruse *et al.*, 2008). No obstante, los organismos de la familia Lycosidae han sido asociados a sitios con alta intensidad de disturbio (en relación a la remoción de la vegetación y la transformación del hábitat) (Argañaraz *et al.*, 2020) ya que capturan a sus presas de manera activa, es decir, movilizándose en la superficie del suelo (Weeks y Holtzer, 2000). En este sentido, si bien no existió un ordenamiento claro de las muestras, se detectó que Lycosidae sp. 7638 resultó especialmente abundante en una muestra correspondiente a la

secuencia Bar-S, lo cual supondría una mejor adaptación de estos organismos a la condición de barbecho que al ambiente generado por los CC. A su vez, esto estaría en relación con la ausencia de vegetación viva y la configuración de un hábitat más simplificado en el primer caso en comparación con el segundo.

Por su parte, *A. opacus* mostró una asociación similar con las variables edáficas con respecto a lo detectado en el Mi. Sin embargo, en el Mcc-b se observó que esta especie se vinculó mayoritariamente con muestras correspondientes al CC de triticale, lo cual indica que, al tratarse de organismos predadores, estos podrían haberse favorecido por el hábitat generado por dicho CC en contraste con el CC de vicia o las situaciones de barbecho. Esta respuesta está en concordancia con la idea de que los CC, adecuadamente seleccionados y manejados, favorecen la presencia de éstos y otros organismos al proveer un hábitat para el apareamiento, oviposición y refugio, entre otros aspectos (Hossain *et al.*, 2002; Pappas *et al.*, 2017). No obstante, también se ha reportado que la supresión del crecimiento de los CC podría modificar el hábitat en que se desarrollan los organismos generando, de ese modo, respuestas variables al comparar situaciones bajo barbecho y con CC (Chen *et al.*, 2021).

Muestreo final

En este momento de muestreo, la especie de hormiga que resultó más abundante fue *Solenopsis minutissima*. A diferencia de lo detallado para *S. wasmannii*, la cual fue abundante en el Mi, *S. minutissima* mostró preferencia por muestras con elevada RMP, Nt y Pd y bajo tenor de COT. De este modo, podría argumentarse que esta especie resultaría tolerante a condiciones físico-mecánicas desfavorables del suelo, pero adecuadas en cuanto a la fertilidad del nitrógeno y el fósforo. En este caso, dicha especie podría verse favorecida frente a una mayor producción de biomasa vegetal en sitios con elevado contenido de nitrógeno y fósforo, ya sea en forma actual o potencial. Estos resultados sustentan la idea de que un incremento en la complejidad de la vegetación contribuye a incrementar la densidad de hormigas en general (Oliveira *et al.*, 2011; Schmidt *et al.*, 2013). Asimismo, la vegetación se cuenta como uno de los factores determinantes de la composición de los ensambles de hormigas (Schmidt *et al.*, 2013). No obstante, a pesar de las diferencias encontradas entre ambas especies, se ha propuesto que la presencia de las hormigas del género *Solenopsis* está estrechamente asociada con los cambios antrópicos (Lutinski *et al.*, 2014, 2017) y que las mismas generan, a su vez, una reducción en la riqueza de otras especies de hormigas en tales ambientes por efectos de competencia (Dejean *et al.*, 2015; Carvalho *et al.*, 2021).

Se detectó un grupo de especies que registraron asociación positiva con valores elevados de todas las variables edáficas evaluadas, excepto con el contenido de S-SO₄ y el porcentaje de AEA. Entre ellas se destacaron *D. abderus*, que también fue registrada en el Mi, y Elateridae sp. 5047 (Elateridae), ambas al estado larval. A diferencia de lo observado en el Mi, *D. abderus* mostró correlación negativa con el porcentaje de AEA y positiva con el tenor de COT, aunque esta última variable aportó poca información para explicar el conjunto de datos. Por el contrario, dicha especie mostró correlación positiva con la CCSS y se asoció con muestras correspondientes a la secuencia CCv-M. En este sentido, podría notarse que, en este momento de muestreo, la presencia de *D. abderus* estuvo explicada positivamente por los cambios en los atributos culturales asociados a dicho tratamiento (Capítulo III). Por su parte, la existencia de un tenor elevado de Hum en el suelo también resultaría favorable para el desarrollo y actividad de las larvas (Lafrance, 1968; Shearin *et al.*, 2014; Traugott *et al.*, 2015; Müller *et al.*, 2022), lo cual es coincidente con lo detectado para las dos especies mencionadas previamente, ya que, posiblemente, se vería favorecido el movimiento vertical de las mismas en el suelo (Nikoukar y Rashed, 2022).

En otro punto, *D. abderus* y Elateridae sp. 5047 son especies herbívoras y se asociaron positivamente con el contenido de N-NO₃, lo cual podría responder a que, frente a una mayor disponibilidad de nitrógeno en la solución del suelo, habría mayor producción de biomasa vegetal que podrá ser directamente aprovechada como recurso alimenticio por estos organismos, en particular las raíces. No obstante, con respecto a los Elateridae se ha indicado que la duración del período larval está influenciada por la disponibilidad de recursos y las condiciones ambientales, pudiendo incluso sobrevivir durante largos períodos de tiempo en ausencia de vegetación viva y alimentándose de materia orgánica con distinto grado de descomposición (Furlan, 1998; Traugott *et al.*, 2008). Asimismo, el hecho de que Elateridae sp. 5047 se haya asociado con muestras de la secuencia CCv-M respondería a que, dado que estos organismos son polívoros, el incremento de cultivos en la rotación favorecería su presencia al aportar recursos alimenticios de distinto tipo (Nikoukar y Rashed, 2022).

Por su parte, *Megascelis* sp. 1839 también estuvo presente en este momento de muestreo y se asoció con muestras pertenecientes a las secuencias CCt-S y T-S, las cuales registraron condiciones físicas favorables dadas por un elevado porcentaje de AEA y bajos valores de RMP. Estos resultados concuerdan con la respuesta hallada en el Mi, indicando que un ambiente

edáfico con tales características permitiría un desarrollo adecuado de estos organismos en el estadio larval.

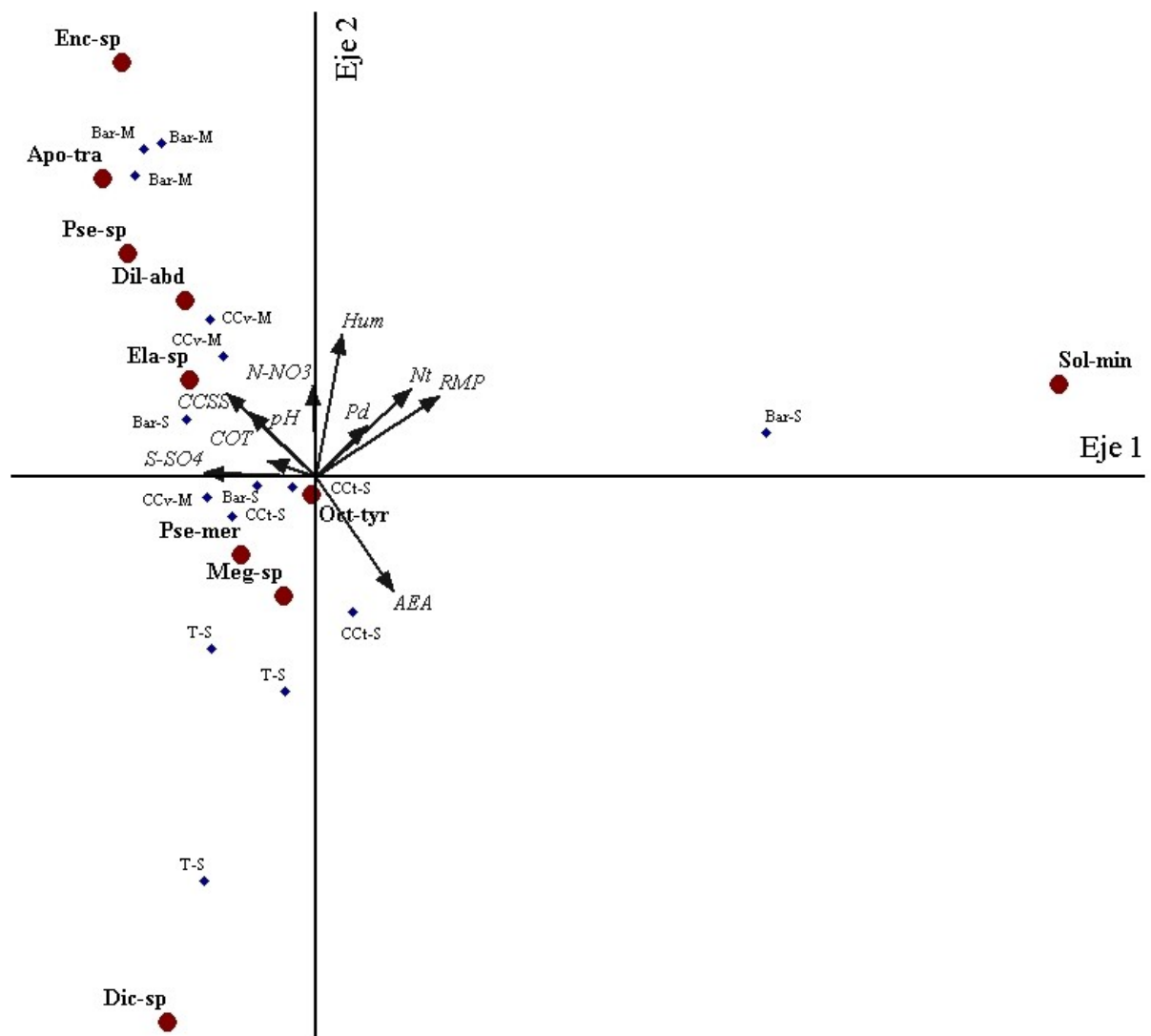


Figura 52. Biplot resultante del ACC con datos de variables edáficas y abundancia de especies/morfoespecies correspondientes al Mf. Las flechas representan las variables edáficas, los puntos rojos corresponden a las especies y los rombos azules son las muestras.

Referencias de especies: Dic-sp: Dictynidae sp. 7588; Meg-sp: Megascelis sp. 1839; Pse-mer: *Pseudonannolene meridionalis*; Oct-tyr: *Octolasion tyrtaeum*; Ela-sp: Elateridae sp. 5047; Dil-abd: *Diloboderus abderus*; Pse-sp: *Pseudonannolene* sp. 0422; Apo-tra: *Aporrectodea trapezoides*; Enc-sp: *Enchytraeidae* sp. 5047; Sol-min: *Solenopsis minutissima*.

Se detectaron dos especies de lombrices (*A. trapezoides* y *O. tyrtaeum*), las cuales mostraron respuestas diferenciales frente al conjunto de variables edáficas estudiadas, siendo que *A. trapezoides* (Lumbricidae) se asoció con valores más elevados de CCSS, pH, N-NO₃, COT y Hum que *O. tyrtaeum*, pero menores en cuanto al porcentaje de AEA. Estos resultados son coincidentes con las observaciones realizadas por Momo *et al.* (2003), quienes evaluaron

la ocurrencia de distintas especies de lombrices en función del cambio en la estabilidad estructural en Argiudoles típicos de la provincia de Buenos Aires sometidos a distintos tipos de uso. Al respecto, determinaron que *A. trapezoides* aumentó su representación porcentual en sitios con valores bajos de estabilidad estructural (estructura deficiente), con lo cual fue definida como una especie característica de suelos deteriorados. Sin embargo, los resultados obtenidos en este trabajo son consistentes para explicar la ocurrencia de dicha especie en función de otras variables edáficas y que también contribuyen a definir la calidad del ambiente en que estas se desarrollan. De este modo, coincidentemente con las asociaciones mencionadas anteriormente, Sankar y Patnaik (2018) detectaron, en distintos ambientes y considerando especies de lombrices pertenecientes a diferentes géneros, correlaciones significativas positivas entre la densidad de tales organismos y el contenido de COT, Nt y Pd, como así también con la capacidad de retención hídrica del suelo. Por otro lado, Rodríguez *et al.* (2020) indicaron que la diversificación e intensificación de las rotaciones de cultivos en distintos ambientes de la región pampeana generaron un incremento en la abundancia y biomasa de lombrices, entre las que se destacaron especies de los géneros *Aporrectodea* y *Octolasion*, mostrando ambos parámetros comunitarios una correlación positiva con el COP. Asimismo, los autores anteriores destacaron que la inclusión de leguminosas en las rotaciones favorecería la presencia de lombrices, al menos en el corto/mediano plazo, ya que las mismas aportan residuos que pueden ser fácilmente aprovechables por estos organismos (Schmidt *et al.*, 2001, 2003; Abail y Whalen, 2018). No obstante, *A. trapezoides* resultó particularmente abundante en muestras correspondientes a la secuencia Bar-M, mientras que *O. tyrtaeum* se asoció preferentemente con muestras de CCt-S.

En otro sentido, resulta interesante analizar las correlaciones obtenidas entre las especies de lombrices detectadas en este momento de muestreo con N-NO₃ y pH. Con respecto a la primera variable, podría suponerse que un mayor contenido de N-NO₃ en el suelo, en conjunto con otras variables edáficas, generaría una mayor producción de biomasa vegetal, lo cual favorecería la ocurrencia de lombrices debido a las ventajas derivadas de la cobertura y el aporte de recursos alimenticios que, en este caso, al tratarse de especies endógeas, estaría directamente vinculado con los cambios en el contenido de materia orgánica del suelo. Por otro lado, diversas investigaciones han reportado que este tipo de lombrices promueven la mineralización del nitrógeno en el suelo ya que, debido a asociaciones con ciertos organismos de la microbiota del suelo, se genera un incremento en la actividad enzimática (Medina-Sauza *et al.*, 2019). Además,

dado que las lombrices estimulan ciertos taxones microbianos debido al aumento en la mineralización de los residuos orgánicos (Bernard *et al.*, 2012), tales cambios podrían redundar en variaciones en el pH como consecuencia de modificaciones en la actividad de los microorganismos. En este trabajo, a su vez, se observó que *A. trapezoides* registró mayor abundancia en muestras con valores de pH más elevados que *O. tyrtaeum*.

Tal como se mencionó anteriormente, *A. trapezoides* registró mayor abundancia en muestras correspondientes a la secuencia Bar-M, mientras que *O. tyrtaeum* se encontró cercana a muestras del tratamiento CCt-S. En este sentido, si bien la cobertura generada por los cultivos de maíz y soja es variable, en general, se ha propuesto que las lombrices muestran preferencia hacia sitios con adecuada cobertura superficial (Birkás *et al.*, 2006, 2008) ya que la misma atempera los efectos de la temperatura y determina una mejor calidad y mayor cantidad de alimento disponible (Falco y Momo, 2010). Asimismo, también se ha registrado preferencia por parte de las lombrices hacia estos sitios ya que la cobertura favorece la conservación de la Hum del suelo (Birkas *et al.*, 2010). En este sentido, los resultados derivados del ACC en el Mf podrían indicar distinta tolerancia por parte de las dos especies de lombrices frente a los cambios en el contenido de Hum edáfico, siendo que *O. tyrtaeum*, en contraste con *A. trapezoides*, mostró mayor abundancia en sitios con menor tenor de Hum.

La morfoespecie *Enchytraeidae* sp. 5047 también fue abundante en muestras correspondientes a la secuencia Bar-M y, en coincidencia con lo observado en el Mcc-b, estuvo asociada a condiciones de elevada Hum edáfica, lo cual es consistente con resultados provenientes de investigaciones previas sobre enquitreidos (Domínguez y Bedano, 2016b; Pelosi y Römbke, 2016). En este punto, se ha reportado que los enquitreidos muestran mayor habilidad que las lombrices para sobrevivir en ambientes disturbados (Cochran *et al.*, 1994; Wardle, 1995; Nowak, 2004), por ejemplo, en suelos compactados (Domínguez y Bedano, 2016b), lo cual es coincidente con lo detectado en este momento de muestreo, donde *Enchytraeidae* sp. 5047 mostró asociación con valores más elevados de RMP que las especies de lombrices descriptas anteriormente.

Entre los organismos con hábitos detritívoros, también se detectaron dos especies pertenecientes al género *Pseudonannolene* (Pseudonannolenidae) (*P. meridionales* y *Pseudonannolene* sp. 0422) que difirieron, entre otras variables, en las asociaciones con el porcentaje de AEA, el contenido de Hum, N-NO₃, Nt y los valores de RMP. En este punto, *P. meridionales* estuvo asociada a muestras con mayor porcentaje de AEA y valores menores de

las restantes variables que *P. sp. 0422*. Sin embargo, a pesar de las diferencias detectadas entre ambas especies, se ha demostrado que los organismos pertenecientes al orden Diplopoda (milpiés), en general, resultan sensibles a las fluctuaciones de temperatura y humedad (Skubala y Marzec, 2013), los cuales se cuentan dentro de los factores abióticos de mayor relevancia que influyen sobre la estructura de sus comunidades (Gava, 2004; Topp *et al.*, 2006). Por otro lado, se ha propuesto que la presencia de estos organismos está influenciada por las características de los residuos vegetales disponibles y las condiciones edáficas (Stasiov *et al.*, 2021). En relación al primer aspecto, se observó que *P. meridionales* se asoció preferentemente con muestras que incluyeron soja como cultivo de cosecha, mientras que *P. sp. 0422* mostró mayor abundancia en aquellas que presentaron maíz como cultivo estival. Tales respuestas son parcialmente coincidentes con información previa en la que se indicó la existencia de una correlación positiva entre la abundancia de milpiés y la calidad de los materiales orgánicos aprovechables por los mismos (Dunxiao *et al.*, 1999). Por otra parte, con respecto a las condiciones edáficas que determinarían la presencia de estos organismos, es importante considerar que los mismos participan en la fragmentación y transformación de materiales orgánicos muertos que, a su vez, mezclan con la fracción mineral del suelo y transportan hacia estratos más profundos (Stasiov *et al.*, 2021). De esta forma, y tal como lo muestran las correlaciones halladas con el porcentaje de AEA, la RMP y el contenido de Hum, sería esperable que los milpiés se vieran favorecidos por adecuadas condiciones físico-mecánicas del suelo que faciliten su movimiento en el mismo. Al respecto, *P. meridionales* se asoció con valores altos de porcentaje de AEA, pero bajos de RMP y Hum, mientras que ocurrió lo opuesto en relación a *P. sp. 0422*. No obstante, a pesar de tales variaciones, también podría suponerse que los canalículos generados por las raíces, tanto de los CC como de los cultivos de cosecha, favorecerían el movimiento de estos organismos en los estratos superficiales del suelo.

Finalmente, Dictynidae sp. 7588 (Araneae) fue particularmente abundante en muestras correspondientes a la secuencia T-S, las cuales se asociaron con valores bajos de N-NO₃, Hum, Pd, Nt y RMP, pero elevados en cuanto al porcentaje de AEA. En primer lugar, cabe destacar que, a diferencia de Lycosidae sp. 7638, que fue detectada y analizada en el Mi, las especies de arañas del género Dictynidae construyen telas sábana como estrategia para capturar a sus presas (Sharma *et al.*, 2021). De este modo, los residuos “en pie” que pudieran estar presentes luego de la cosecha de los cultivos (en este caso, los de soja de la secuencia T-S), permitirían la construcción de tales redes. Por otro lado, la presencia de arañas también estaría en relación

con las condiciones microclimáticas específicas creadas por la vegetación y los residuos superficiales, las cuales determinarán cambios en el ensamble de especies presentes (Buddle *et al.*, 2000). Asimismo, la complejidad estructural creada por tales factores favorecería la diversidad de presas presentes incrementando, de ese modo, la riqueza de arañas (Fuller *et al.*, 2014). Sin embargo, en relación con estos aspectos, los resultados obtenidos indicaron que, en el corto plazo, la inclusión de CC en las secuencias de cultivos no induciría cambios relevantes en cuanto a la presencia de arañas, teniendo en consideración que las especies detectadas, tanto en el Mcc-b como en el Mf, se asociaron con muestras correspondientes a la situación de barbecho o a la secuencia T-S, respectivamente. Probablemente, una variación en dicha respuesta podría obtenerse luego de la repetición de las secuencias evaluadas durante un período de tiempo más prolongado. Por otro lado, debe tenerse en cuenta que, al tratarse de organismos epigeos y con elevada movilidad, en particular las especies de la familia Lycosidae, posiblemente la metodología empleada en este estudio no sea la más adecuada para capturar y estudiar estos organismos y, por el contrario, sería necesario adoptar otras (*e.g.* trampas *pitfall*) (Uetz y Unzicker, 1976; Lietti *et al.*, 2008). Asimismo, para efectuar una correcta interpretación de su presencia en relación al ambiente edáfico, también sería apropiado contar con información de otras variables referidas al estrato superficial, tales como porcentaje de cobertura y temperatura, entre otras.

CONCLUSIONES

En términos generales, las respuestas obtenidas para las distintas especies/morfoespecies se vincularon, en forma directa, con los cambios generados en el ambiente edáfico en respuesta a las características de las secuencias de cultivos que, a su vez, estuvieron en asociación con las modificaciones en el crecimiento vegetal. Tales variaciones en las condiciones del ambiente edáfico estuvieron vinculadas, no sólo con los efectos asociados a la vegetación viva, sino también con aquellos derivados de los residuos aportados, tal como ocurrió con los CC. En este punto, en el Mcc-b se detectaron ciertas tendencias asociadas a los tratamientos que incluyeron CC que permitieron contrastarlos con aquellos bajo barbecho, mientras que en el Mf existió una diferenciación menos clara en relación a las distintas secuencias de cultivos. Por lo tanto, se verificó el cumplimiento de la primera hipótesis planteada.

Las variables determinantes del ambiente edáfico en cada momento de muestreo permitieron explicar la respuesta de las especies de mayor abundancia en cada oportunidad,

observándose una importancia diferencial entre las mismas. Al respecto, se reconoció la relevancia del contenido de Hum, COT, COP y el porcentaje de AEA para interpretar la ocurrencia de las especies/morfoespecies presentes en los tres momentos de muestreo. De este modo, se corroboró el cumplimiento de la segunda hipótesis propuesta.

COMENTARIOS FINALES Y NUEVAS LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN

Conclusiones generales y aportes para la interpretación de la salud del suelo

El presente trabajo de tesis aporta conocimientos novedosos en distintos aspectos vinculados a la inclusión de CC en las secuencias de cultivos, el diseño de las mismas y la selección de indicadores de salud del suelo. En este sentido, se observó que, en el corto plazo, los CC tuvieron mayor influencia sobre propiedades físicas del suelo y algunos parámetros de las comunidades de macrofauna hipogea que sobre variables químicas y fisicoquímicas. En el primer caso, las variaciones inducidas por los CC estuvieron fuertemente vinculadas a la presencia de vegetación viva durante el período otoño-invernal, destacándose la importancia, no sólo de las estructuras aéreas, sino también de los sistemas radicales. Asimismo, la cobertura remanente de residuos luego de la supresión del crecimiento de los CC también se identificó como un factor de relevancia en la interpretación de los resultados. En este sentido, se detectó un incremento en el porcentaje de AEA luego del ciclo de crecimiento de los CC, en tanto que la vicia generó, en dicha oportunidad, una disminución de la RMP en los primeros cinco centímetros del suelo y, a diferencia del tratamiento que incluyó CC de triticale, también se evidenciaron valores inferiores de esta variable al final de la secuencia CCv-M en comparación con Bar-M.

En lo que refiere a propiedades químicas y fisicoquímicas, el impacto de los CC estuvo mayormente vinculado con cambios en el COP y en el contenido de nutrientes disponibles, especialmente N-NO₃. En el primer caso, se observó un incremento asociado a los CC, lo cual mostró relación directa con el aporte de residuos y la sensibilidad de la variable al tratarse de una fracción lábil del carbono. En el segundo caso, la disminución detectada luego del ciclo de los CC se asoció estrechamente con el consumo del nutriente efectuado por los mismos. Por el contrario, en otras variables de este tipo (*e.g.* COT y pH), por tratarse de propiedades con escasa sensibilidad de cambio en el corto plazo, para establecer tendencias consistentes sería necesario contar con estimaciones correspondientes a períodos de tiempo más prolongados que el considerado en este estudio.

Por otra parte, algunos parámetros de las comunidades de macrofauna del suelo mostraron cambios relevantes asociados a la inclusión de CC o a la configuración de las secuencias de cultivos. En este sentido, se destacaron especialmente la abundancia y riqueza total y según grupos tróficos. Entre estos últimos se distinguieron las respuestas de los

organismos herbívoros y detritívoros, los cuales resultaron directamente afectados por la presencia de CC debido al aporte de recursos alimenticios, como materiales orgánicos vivos o a través de los residuos remanentes, y a las modificaciones en el ambiente edáfico. En este punto, también se destacó la relevancia de los CC en la constitución de hábitats favorables para el desarrollo de comunidades de organismos predadores, los cuales se verían beneficiados frente al incremento en la complejidad del hábitat durante el período otoño-invernal.

En otro orden, la integración entre las variables edáficas relevadas, como así también entre éstas y las especies de mayor abundancia en cada momento de muestreo, permitió ilustrar las múltiples interacciones que configuran el ambiente edáfico y las condiciones que favorecen la presencia de los organismos de la macrofauna. Esto último se vinculó con los hábitos alimenticios de las especies/morfoespecies consideradas, como así también con las características morfológicas y fisiológicas particulares que definen su presencia en el suelo.

A modo de corolario, resulta interesante destacar que los resultados obtenidos en este trabajo de tesis podrían generar aportes para la interpretación de la condición de salud del suelo en un contexto particular. Al respecto, se resalta el análisis efectuado sobre diferentes indicadores y las interacciones existentes entre ellos, lo cual contribuye, al menos parcialmente, a estudiar la complejidad que define las evaluaciones de salud del suelo. En primera instancia, se establece la relevancia de incorporar determinaciones de carácter biológico en los distintos esquemas de evaluación ya que, de ese modo, sería factible interpretar los procesos edáficos en los cuales intervienen los organismos considerados y que definen el cumplimiento de diversas funciones del suelo. Al respecto, los resultados hallados en este estudio respaldan el empleo de la macrofauna edáfica como bioindicador y como herramienta para la toma de decisiones de manejo, teniendo en cuenta la mayor sensibilidad observada frente a cambios en el corto plazo. Además, la vinculación con las variables que configuran el ambiente edáfico refleja las condiciones que definen la presencia de distintos macroartrópodos y que, a su vez, estará bajo la influencia modificadora de distintos factores, tanto ambientales como de manejo.

Dificultades, potencialidades y líneas de trabajo futuras

De acuerdo a lo detallado anteriormente, se plantea la relevancia de las comunidades de macrofauna del suelo, o bien de taxones específicos, en su empleo como bioindicadores. No obstante, y tal como fue llevado a cabo en este trabajo, a pesar del mayor grado de detalle alcanzado al profundizar la determinación taxonómica hasta el nivel específico, esto representa un esfuerzo que requiere experiencia en la temática y que, posiblemente, no pueda ser aplicado

en todos los ámbitos en que se desee comunicar la información obtenida, como así tampoco en todas las escalas de trabajo. Por lo tanto, en ciertos casos, surge la necesidad de brindar información sobre la macrofauna del suelo que sea relativamente sencilla de obtener e interpretar y que podría vincularse con la identificación de grupos funcionales. Para ello, en la mayoría de los casos sería suficiente efectuar las determinaciones de los organismos hasta el nivel de orden y/o familia. De este modo, en general la labor resulta menos compleja que la determinación a nivel de especie y la información obtenida también presenta utilidad para su análisis en el contexto de la evaluación de la salud del suelo. En este sentido, los resultados obtenidos en este trabajo de tesis en lo que respecta al estudio de grupos tróficos, sustentan esta propuesta.

Por otro lado, resulta necesario profundizar en evaluaciones de la salud del suelo en diferentes contextos productivos que, en la medida de lo posible, integren variables biológicas. Tal como fue explicado anteriormente, esto se respalda en la sensibilidad de los organismos de reflejar cambios en el ambiente edáfico en distintos períodos de tiempo. En relación a este último aspecto, también se plantea la necesidad de contar con estimaciones de corto, mediano y largo plazo ya que, de ese modo, será posible capturar distintos efectos que, lógicamente, estarán en relación con la/s práctica/s de manejo que se desee/n evaluar y los objetivos propuestos. Además, se resalta la utilidad de los estudios de corto plazo en la detección de efectos tempranos.

En otro punto, también es interesante destacar la escala espacial considerada en el análisis ya que la misma podría impactar directamente sobre los resultados y tendencias obtenidas. Esto es así porque, en función de la misma, los factores intervinientes o variables a evaluar tendrían diferente importancia relativa. Al respecto, y en el ámbito de la región pampeana, sería interesante contar con estudios de la macrofauna del suelo que aborden la escala de paisaje, por ejemplo, en una cuenca hidrográfica. De esta manera, podrían, en primer lugar, establecerse cuáles son los factores que determinan variaciones entre unidades de paisaje y, en segundo lugar, estudiar el cambio en las comunidades macrofaunísticas en respuesta a gradientes topográficos, edáficos y de uso del suelo, entre otros, explicando los resultados en función de las diferencias entre unidades agroecológicas.

En otro sentido, para alcanzar una mejor comprensión del carácter dinámico e integrador de los componentes del medio edáfico y las comunidades de macrofauna que se desarrollan en

él, sería necesario profundizar en el desarrollo de índices que integren estos indicadores y permitan establecer valoraciones que sean un soporte en la toma de decisiones agronómicas.

Finalmente, si bien los CC han sido estudiados exhaustivamente, resulta necesario ahondar en análisis que integren sus efectos (en múltiples dimensiones), el impacto sobre las funciones del suelo y los servicios ecosistémicos derivados de ello.

BIBLIOGRAFÍA

- Abail, Z. y Whalen, J. K. (2018). Corn residue inputs influence earthworm population dynamics in a no-till corn-soybean rotation. *Applied Soil Ecology*, 127, 120–128.
- Adetunji, A. T., Ncube, B., Mulidzi, R. y Lewu, F. B. (2020). Management impact and benefit of cover crops on soil quality: a review. *Soil and Tillage Research*, 204, 104717.
- Ahmed, N. y Al-Mutairi, K. A. (2022). Earthworms effect on microbial population and soil fertility as well as their interaction with agricultural practices. *Sustainability*, 14, 7803.
- Aizen, M. A., Garibaldi, L. A. y Dondo, M. (2009). Expansión de la soja y diversidad de la agricultura argentina. *Ecología Austral*, 19, 45-54.
- Álvarez, C. R., Taboada, M. A., Perelman, S. y Morrás, H. J. M. (2014). Topsoil structure in no-tilled Soils in the Rolling Pampa, Argentina. *Soil Research*, 52, 533-542.
- Álvarez, R., Steinbach, H. S. y De Paepe, J. L. (2017). Cover crops effects on soils and subsequent crops in the pampas: a meta-analysis. *Soil and Tillage Research*, 170, 53-65.
- Álvarez, R., Steinbach, H. S. y De Paepe, J. L. (2021). Asociación entre el nitrógeno del suelo y el rendimiento de los cultivos. En R. Álvarez (Ed.), *Fertilidad de suelos y fertilización en la Región Pampeana* (pp. 97-152). Editorial de la Facultad de Agronomía de la Universidad Nacional de Buenos Aires.
- Amézketa, E. (1999). Soil aggregate stability. A review. *Journal of Sustainable Agriculture*, 14, 85-150.
- Anderson, J. M. e Ingram, J. S. I. (1993). *Tropical soil biology and fertility. A handbook of methods*. (2a ed.). CAB International.
- Andrews, S. S., Karlen, D. L. y Cambardella, C. A. (2004). The soil management assessment framework: a quantitative soil quality evaluation method. *Soil Science Society of America Journal*, 68, 1945-1962.
- Andriulo, A. E. e Irizar, A. B. (2017). La materia orgánica como indicador base de calidad del suelo. En M. G. Wilson (Ed.), *Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina* (pp. 65-71). Ediciones INTA.
- Antunes, S. C., Pereira, R., Sousa, J. P., Santos, M. C. y Gonçalves, F. (2008). Spatial and temporal distribution of litter arthropods in different vegetation covers of Porto Santo Island (Madeira Archipelago, Portugal). *European Journal of Soil Biology*, 44, 45-56.
- Aquino, A. M., Ferreira da Silva, R., Martins Mercantec, F., Fernandez Correia, M. E., Guimarães, M. y Lavelle, P. (2008). Invertebrate soil macrofauna under different ground cover plants in the no-till system in the Cerrado. *European Journal of Soil Biology*, 44 (2), 191–197.
- Argañaraz, C. I., Rubio, G. D., Rubio, M. y Castellarini, F. (2020). Ground-dwelling spiders in agroecosystems of the Dry Chaco: a rapid assessment of community shifts in response to land use changes. *Biodiversity*, 21(3), 125-135.

- Bacigaluppo, S., Enrico, J. M., Estancich, E., García, A., Kehoe, E., Lago, M. E., Papa, J. C., Rótoló, G., Sanmarti, N. y Salvagiotti, F. (2020). La intensificación sustentable de la producción, los servicios ecosistémicos y los cultivos de cobertura. *Para mejorar la producción*, 59, 179-191.
- Baev, P. V. y Penev, L. D. (1995). *BIODIV: program for calculating biological diversity parameters, similarity, niche overlap, and cluster analysis* (Versión 5.1). Moscú: Pensoft.
- Bai, Z., Caspari, T., Ruiperez Gonzalez, M., Batjes, N. H., Mäder, P., Bünemann, E. K., de Goede, R., Brussaard, L., Xu, M., Santos Ferreira, C. S., Reintam, E., Fan, H., Mihelic, R., Glavan, M. y Tóth, Z. (2018). Effects of agricultural management practices on soil quality: a review of long-term experiments for Europe and China. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 265, 1-7.
- Balesdent, J., Chenu, C. y Balabane, M. (2000). Relationship of soil organic matter dynamics to physical protection and tillage. *Soil and Tillage Research*, 53, 215–230.
- Baretta, D., Bartz, M. L. C., Fachini, I., Anselmi, R., Zoréa, T. y Riviera Duarte Maluche Baretta, C. (2014). Soil fauna and its relation with environmental variables in soil management systems. *Revista Ciência Agronômica*, 45(5), 871-879.
- Barnes, A. D., Jochum, M., Mumme, S., Haneda, N. F., Farajallah, A., Widarto, T. H. y Brose, U. (2014). Consequences of tropical land use for multitrophic biodiversity and ecosystem functioning. *Nature Communications*, 5, 5351.
- Barnes, A. D., Jochum, M., Lefcheck, J. S., Eisenhauer, N., Scherber, C., O'Connor, M. I., de Ruiter, P. y Brose, U. (2018). Energy flux: the link between multitrophic biodiversity and ecosystem functioning. *Trends in Ecology and Evolution*, 33, 186–197.
- Baveye, P. C., Baveye, J. y Gowdy, J. (2016). Soil “ecosystem” services and natural capital: critical appraisal of research on uncertain ground. *Frontiers in Environmental Science*, 4, 41.
- Baveye, P. C., Otten, W., Kravchenko, A., Balseiro-Romero, M., Beckers, E., Chalhoub, M., et al. (2018). Emergent properties of microbial activity in heterogeneous soil microenvironments: Different research approaches are slowly converging, yet major challenges remain. *Frontiers in Microbiology*, 9, 1929.
- Becker, A. R. (2017). ¿Qué son los indicadores? En M. G. Wilson (Ed.), *Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina* (pp. 19-22). Ediciones INTA.
- Bedano, J. C. y Domínguez, A. (2016). Large-scale agricultural management and soil meso and macrofauna conservation in the Argentina Pampas. *Sustainability*, 8, 653.
- Bedano, J. C., Domínguez, A., Arolfo, R. y Wall, L. C. (2016). Effect of good agricultural practices under no-till on litter and soil invertebrates in areas with and without soil types. *Soil and Tillage Research*, 158, 100-109.
- Bedano, J. C. y Domínguez, A. (2017). Biología del suelo: meso y macrofauna. En D. J. Santos, M. G. Wilson y M. M. Ostinelli (Eds.), *Metodología de muestreo de suelo y ensayos a campo. Protocolos básicos comunes* (pp. 122-138). Ediciones INTA.

- Bedano, J. C., Vaquero, F., Domínguez, A., Rodríguez, M. P., Wall, L. y Lavelle, P. (2019). Earthworms contribute to ecosystem process in no-till systems with high crop rotation intensity in Argentina. *Acta Oecologica*, 98, 14–24.
- Behrends Kraemer, F. (2015). *Influencia de la granulometría y la mineralogía en el comportamiento hidro-físico y estructural en suelos con distinta intensidad de uso y secuencias de cultivos bajo siembra directa*. [Tesis de Doctorado, Universidad Nacional de Buenos Aires].
- Behrends Kraemer, F., Soria, M. A., Castiglioni, M. G., Duval, M., Galantini, J. y Morrás, H. (2017). Morpho-structural evaluation of various soils subjected to different use intensity under no tillage. *Soil and Tillage Research*, 169, 124–137.
- Bellinger, P. F., Christiansen, K. A. y Janssens, F. (2003). Checklist of the Collembola: Families. *Checklist of the Collembola of the world*. (07/01/2023) <https://www.collembola.org/taxa/collembo.htm>
- Beltrán, M. J., Brutti, L., Romaniuk, R., Bacigaluppo, S., Salvagiotti, F., Sainz-Rozas, H. y Galantini, J. A. (2016). Calidad de la materia orgánica y disponibilidad de macro y micronutrientes por la inclusión de trigo como cultivo de cobertura. *Ciencia del Suelo*, 34(1), 67–79.
- Beltrán, M. J., Sainz-Rozas, H., Galantini, J. A., Romaniuk, R. I. y Barbieri, P. (2018). Cover crops in the Southeastern region of Buenos Aires, Argentina: effects on organic matter physical fractions and nutrient availability. *Environmental Earth Sciences*, 77, 428.
- Beltrán, M. J., Galantini, J. A., Tognetti, P. M. y Barraco, M. R. (2022). Interacción entre cultivos comerciales y de cobertura. Producción, dinámica del agua y nitratos del suelo. *Ciencia del Suelo*, 40(1), 24–37.
- Bengough, A. G., McKenzie, B. M., Hallett, P. D. y Valentine, T. A. (2011). Root elongation, water stress, and mechanical impedance: a review of limiting stresses and beneficial root tip traits. *Journal of Experimental Botany*, 62, 59–68.
- Benintende, S. M., Benintende, M. C., Sterren, M. J., Saluzzio, M. F. y Barbagelata, P. A. (2017). Indicadores biológicos: selección, determinación de niveles de referencia y utilización en la construcción de índices. *Ciencia del Suelo*, 35(1), 35–46.
- Berenstecher, P., Conti, G., Faigón, A. y Piñeiro, G. (2023). Tracing service crops' net carbon and nitrogen rizodeposition into soil organic matter fractions using dual isotopic brush-labeling. *Soil Biology and Biochemistry*, 184, 109096.
- Berg, M. P. (2012). Patterns of biodiversity at fine and small spatial scales. En D. H. Wall, R. D. Bardgett, V. Behan-Pelletier, J. E. Herrick, T. H. Jones, K. Ritz, J. Six, D. R. Strong y W. H. van der Putten (Eds.), *Soil ecology and ecosystem services* (pp. 136–152). Oxford University Press.
- Berg, M. P. y Bengtsson, J. (2007). Spatial and temporal variation in food web composition. *Oikos*, 116, 1789–1804.
- Berg, G. y Smalla, K. (2009). Plant species and soil type cooperatively shape the structure and function of microbial communities in the rhizosphere. *FEMS Microbiology Ecology*, 68, 1–13.

- Bernard, L., Chapuis-Lardy, L., Razafimbelo, T., Razafindrakoto, M., Pablo, A. L., Legname, E., Poulain, J., Bröls, T., O'Donohue, M., Brauman, A., Chotte, J. L. y Blanchart, E. (2012). Endogeic earthworms shape bacterial functional communities and affect organic matter mineralization in a tropical soil. *The ISME Journal*, 6, 213–222.
- Bestelmeyer, B. y Wiens, J. (1996). The effects of land use on the structure of ground-foraging ant communities in the Argentine Chaco. *Ecological Applications*, 6, 1225-1240.
- Beyaert, I. y Hilker, M. (2014). Plant odour plumes as mediators of plant-insect interactions. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 89, 68–81.
- Biondini, M. E., Bonham, C. D. y Redente, E. F. (1985). Secondary successional patterns in a sagebrush (*Artemisa tridentata*) community as they relate to soil disturbance and soil biological activity. *Vegetatio*, 60, 25-36.
- Birkas, M., Dexter, A., Kalmár, T. y Bottlik, L. (2006). Soil quality-soil condition-production stability. *Cereal Research Communications*, 34(1), 135–138.
- Birkas, M., Jolánkai, M. y Schmidt, R. (2008). Environmentally-sound adaptable tillage-solutions from Hungary. *Ist Scientific Agronomic Days, Nitra, Slovakia*.
- Birkas, M., Bottlik, L., Stingli, A., Gyuricza, C. y Jolánkai, M. (2010). Effect of soil physical state on the earthworms in Hungary. *Applied and Environmental Soil Science*, 2010, 830853.
- Blanchart, E., Villenave, C., Viallatoux, A., Barthés, B., Girardin, C., Azontonde, A. y Feller, C. (2006). Long-term effect of a legume crops (*Mucuna pruriens* var. *utilis*) on the communities of soil macrofauna and nematofauna under maize cultivation, in southern Benin. *European Journal of Soil Biology*, 42, 436-144.
- Blanco-Canqui, H. y Lal, R. (2004). Mechanisms of carbon sequestration in soil aggregates. *Critical Reviews in Plant Science*, 23, 481-5040
- Blanco-Canqui, H., Mikha, M. M., Presley, D. R. y Claassen, M. M. (2011). Addition of cover crops enhances no-till potential for improving soil physical properties. *Soil Science Society of America Journal*, 75, 1471–1482.
- Blanco-Canqui, H., Shaver, T. M., Lindquist, J. L., Shapiro, C. A., Elmore, R. W., Francis, C. A. y Hergert, G. W. (2015). Cover crops and ecosystem services: insights from studies in temperate soils. *Agronomy Journal*, 107, 2449-2474.
- Blanco-Canqui, H. y Ruis, S. J. (2020). Cover crops impacts on soil physical properties: a review. *Soil Science Society of America Journal*, 84, 1527-1576.
- Blanco-Canqui, H. (2022). Cover crops and soil ecosystem engineers. *Agronomy Journal*, 2022, 1-22.
- Blankinship, J. C., Fonte, S. J., Six, J. y Schimel, J. P. (2016). Plant versus microbial control on soil aggregate stability in a seasonally dry ecosystem. *Geoderma*, 272, 39-50.
- Bodner, G., Loiskandl, W. y Kaul, H. P. (2007). Cover crop evapotranspiration under semiarid conditions using FAO dual crop coefficient method with water stress compensation. *Agricultural Water Management*, 93, 85–98.
- Bodner, G., Himmelbauer, M., Loiskandl, W. y Kaul, H. P. (2010). Improved evaluation of cover crops species by growth and root factors. *Agronomy for Sustainable Development*, 30, 455-464.

- Bodner, G., Scholl, P., Loiskandl, W. y Kaul, H. P. (2013a). Environmental and management influences on temporal variability of near saturated soil hydraulic properties. *Geoderma*, 204–205, 120–129.
- Bodner, G., Scholl, P. y Kaul, H. P. (2013b). Field quantification of wetting–drying cycles to predict temporal changes of soil pore size distribution. *Soil and Tillage Research*, 133, 1–9.
- Bodner, G., Leitner, D. y Kaul, H. P. (2014). Coarse and fine root plants affect pore size distributions differently. *Plant and Soil*, 380, 133–151.
- Bogati, K. y Walczak, M. (2022). The impact of drought stress on soil microbial community. enzyme activities and plants. *Agronomy*, 12, 189.
- Bommarco, R., Kleijn, D. y Potts, S. G. (2013). Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *Trends in Ecology and Evolution*, 28, 230–238.
- Bonel, B. A., Morrás, H. J. M. y Bisaro, V. (2005). Microstructure and organic matter modifications in an Argiudoll under different conditions of cultivation and conservation. *Ciencia del Suelo*, 23, 1–12.
- Bonel, B. A., Di Leo, N. C. y Montico, S. (2018). Evaluación de la compactación de suelos en sistemas de producción agropecuarios del sur de Santa Fe. En P. Imbellone y C. Álvarez (Eds.), *Compactaciones naturales y antrópicas en suelos argentinos* (pp. 344–374). Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo.
- Bonvecchi, V. B., Petrasek, M. R., Irigoien, J. y Bulos, L. (2020). ¿Es posible mejorar la agregación del suelo con cultivos de cobertura en el mediano plazo? *XXVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Corrientes, Corrientes*.
- Borror, D. J., Triplehorn, C. A. y Johnson, N. F. (1992). *An introduction to the study of insects*. Sunders College Publishing.
- Bottinelli, N., Hedde, M., Jouquet, P. y Capowiez, Y. (2020). An explicit definition of earthworm ecological categories – Marcel Bouché’s triangle revisited. *Geoderma*, 372, 114361.
- Bottinelli, N. y Capowiez, Y. (2021). Earthworm ecological categories are not functional groups. *Biology and Fertility of Soils*, 57, 329–331.
- Bouché, M. B. (1977). Strategies Lombriciennes. *Ecological Bulletins*, 25, 122–132.
- Bowers, C., Toews, M., Liu, Y. y Schmidt, J. M. (2020). Cover crops improve early season natural enemy recruitment and pest management in cotton production. *Biological Control*, 141, 104149.
- Bray, R. H. y Kurtz, L. T. (1945). Determination of total organic and available forms of phosphorus in soils. *Soils Science*, 59, 39–45.
- Bremner, J. M. (1996). Total Nitrogen. En D. L. Sparks *et al.* (Eds.), *Methods of soil analysis: Part 3. Chemical methods* (pp. 1072–1085). Soil Science Society of America.
- Bremner, J. M. y Mulvaney, C. S. (1996). Nitrogen total and inorganic forms. En D. L. Sparks *et al.* (Eds.), *Methods of soil analysis. Part 3: Chemical Methods* (pp. 869–919). Soil Science Society of America.
- Brenna, E. B. (2017). Can we grow organic or conventional vegetables sustainably without cover crops? *Hortechology*, 27, 151–161.

- Breure, A. (2004). Soil biodiversity: measurements, indicators, threats and soil functions. *I International Conference on Soil and Compost Eco-Biology, León, España*.
- Briones, M. J. I., Garnett, M. H. y Pearce, T. G. (2005). Earthworm ecological groupings based on 14C analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 37, 2145–2149.
- Briones, M. J. I. (2014). Soil fauna and soil functions: a jigsaw puzzle. *Frontiers in Environmental Science*, 2, 1-22.
- Briones, M. J. I. y Schmidt, O. (2017). Conventional tillage decreases the abundance and biomass of earthworms and alters their community structure in a global meta-analysis. *Global Change Biology*, 23, 4396-4419.
- Bronick, C. I. y Lal, R. (2005). Soil structure and management: a review. *Geoderma*, 124, 3-22.
- Brose, U. (2010). Body mass constraints on foraging behavior determine population and food web dynamics. *Functional Ecology*, 24(1), 28–34.
- Brose, U. y Scheu, S. (2014). Into darkness: unravelling the structure of soil food webs. *Oikos*, 123, 1153-1156.
- Brussaard, L., Aanen, D. K., Briones, M. J. I., Decaens, T., De Deyn, G. B., Fayle, T. M., James, S. W. y Nobre, T. (2012). Biogeography and phylogenetic community structure of soil invertebrate ecosystem engineers: global to local patterns, implications for ecosystem functioning and services and global environmental change impacts. En D. H. Wall *et al.* (Eds.), *Soil Ecology and Ecosystem Services* (pp. 271-274). Oxford University Press.
- Bubenas, O., Zarzoso, F., Fuster, A. y Diodato, L. (2013). Coleópteros recicladores: Tenebrionidae y Scarabaeidae en ambientes forestales de la provincia de Santiago del Estero, con diferentes características edáficas y florísticas. *IX Jornadas de Ciencia y Tecnología de Facultades de Ingeniería del NOA, Santiago del Estero, Santiago del Estero*.
- Buchholz, J., Querner, P., Paredes, D., Bauer, T., Strauss, P., Guernion, M., Scimia, J., Cluzeau, D., Burel, F., Kratschmer, S., Winter, S., Potthoff, M. y Zaller, J. G. (2017). Soil biota in vineyards is more influenced by plants and soil quality than by tillage intensity or the surrounding landscape. *Scientific Reports*, 7, 17445.
- Buddle, C. M., Spence, J. R. y Langor, D. W. (2000). Succession of boreal forest spider assemblages following wildfire and harvesting. *Ecography*, 23, 424-436.
- Bünemann, E., Oberson, A. y Frossard, E. (2011). *Phosphorus in action: Biological processes in soil phosphorus cycling*. Springer.
- Bünemann, E. K., Bongiorno, G., Bai, Z., Creamer, R. E., De Deyn, G., Goede, R., Fleskens, L., Geissen, V., Kuyper, T. W., Mäder, P., Pulleman, M., Sukkel, W., Groenigen, W. y Brussaard, L. (2018). Soil quality – A critical review. *Soil Biology and Biochemistry*, 120, 105-125.
- Burr-Hersey, J. E., Mooney, S. J., Bengough, A. G., Mairhofer, S. y Ritz, K. (2017). Developmental morphology of cover crop species exhibits contrasting behavior to changes in soil bulk density, revealed by X-ray computed tomography. *PLoS ONE*, 12, e0181872.

- Cabrera, G. (2012). La macrofauna edáfica como indicador biológico del estado de conservación/perturbación del suelo. Resultados obtenidos en Cuba. *Pastos y Forrajes*, 35(4), 349-364.
- Cabrera Dávila, G. (2019). *Evaluación de la macrofauna edáfica como bioindicador del impacto del uso y calidad del suelo en el occidente de Cuba*. [Tesis de Doctorado, Universidad de Alicante].
- Cabrera Dávila, G., Socarrás, A. A., Hernández, G., Ponce de León, D., Menéndez, Y. I. y Sánchez, J. A. (2017). Evaluación de la macrofauna como indicador del estado de salud en siete sistemas de uso de la tierra, en Cuba. *Pastos y Forrajes*, 40, 118-126.
- Cabrera Dávila, G. C., Sánchez Rendón, J. A. y Ponce de León Lima, D. (2022). Macrofauna edáfica: composición, variación y utilización como bioindicador según el impacto del uso y calidad del suelo. *Acta Botánica Cubana*, 221, 1-21.
- Cáceres, L. M. (1980). *Caracterización climática de la provincia de Santa Fe*. Ministerio de Agricultura y Ganadería.
- Calderón-Patrn, J. M. y Moreno, C. E. (2019). Diversidad beta basada en índices de disimilitud: su partición en componentes de recambio y diferencias en riqueza. En C.E. Moreno (Ed.), *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio* (pp. 203-222). Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Libermex.
- Callahan, M. A., Richter, D. D., Coleman, D. C. y Hofmockel, M. (2006). Long-term land-use effects on soil invertebrate communities in Southern Piedmont soils, USA. *European Journal of Soil Biology*, 42, 150-156.
- Calles-Torrez, V., Knodel, J. J., Boetel, M. A., Doetkott, C. D., Podliska, K. K., Ransom, J. K., Beaujay, P., French, B. W. y Fuller, B. W. (2018). Transgenic Bt corn, soil insecticide and insecticidal seed treatment effects on corn rootworm (Coleoptera: Chrysomelidae) beetle emergence, larval feeding injury and corn yield in North Dakota. *Journal of Economic Entomology*, 111(1), 348-360.
- Cambardella, C. y Elliot, E. (1992). Particulate soil organic matter changes across a grassland cultivation sequence. *Soil Science Society of America Journal*, 56, 777-783.
- Campbell, C., McConkey, B., Zentner, R., Selles, F. y Curtin, D. (1996). Tillage and crop rotation effects on soil organic C and N in a coarse-textured Typic Haploboroll in southwestern Saskatchewan. *Soil and Tillage Research*, 37(1), 3-14.
- Canepa, M. E., Lietti, M., Reyes, V., Pigozzi, L., Vignaroli, L., Restovich, L., Asselborn, J. P., Calcabrini, M. y Montero, G. (2013). Variación estacional de la relación entre la macrofauna del suelo y características ambientales en barbechos de soja con diferente manejo de la vegetación. *III Congreso Nacional de Ecología y Biología de Suelos, Río Cuarto, Córdoba*.
- Capurro, J., Dickie, M. J., Ninfi, D., Zazzarini, A., Tosi, E. y González, M. C. (2012). Vicia y avena como cultivos de cobertura en maíz. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica*, 6, 20-22.

- Capurro, J. E. y Montico, S. (2022). Efectos de cultivos de cobertura sobre el agua del suelo, el aporte de carbono al sistema y el rendimiento de soja en diferentes ambientes. *Revista FAVE – Ciencias Agrarias*, 21(1), 49-65.
- Carciochi, W. D., Crespo, C., Eliceche, M. y Barbieri, P. A. (2021). Nitrogen and sulfur recycling and diagnostic in cover crop-maize systems. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 21, 801-812.
- Cardinale, B. J., Harvey, C. T., Gross, K. e Ives, A. R. (2003). Biodiversity and biocontrol: emergent impacts of a multi-enemy assemblage on pest suppression and crop yield in an agroecosystem. *Ecology Letters*, 6(9), 857–865.
- Caride, C., Piñeiro, G. y Paruelo, J. M. (2012). How does agricultural management modify ecosystem services in the Argentine Pampas? The effects on soil C dynamics. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 154, 23-33.
- Carminati A., Passioura, J. B., Zarebanadkouki, M., Ahmed, M. A., Ryan, P. R., Watt, M. y Delhaize, E. (2017). Root hairs enable high transpiration rates in drying soils. *New Phytologist*, 216, 771–778.
- Carof, M., de Tourdonnet, S., Coquet, Y., Hallaire, V. y Roger- Estrade, J. (2007). Hydraulic conductivity and porosity under conventional and no-tillage and the effect of three species of cover crop in northern France. *Soil Use and Management*, 23, 230–237.
- Carrizo, M. E., Alesso, C. A., Cosentino, D. e Imhoff, S. (2015). Aggregation agents and structural stability in soils with different texture and organic carbon contents. *Scientia Agricola*, 72(1), 75-82.
- Carvalho, J. S., Henriquez, J. M. O., del Pino, B. S., Lutinski, J. A., De Lima, A. C. R. y García, F. R. M. (2021). What is the influence of agroecological and conventional crops under ant assemblages? *Annals of the Brazilian Academy of Sciences*, 93(4), e20201821.
- Casas, R. R. y Cruzate, G. A. (2021). ¿Agricultura con reposición de nutrientes o minería de suelos? *Revista de Investigaciones Científicas de la Universidad de Morón*, 4(8), 35-49.
- Castiglioni, M., Navarro-Padilla, R., Eiza, M., Romaniuk, R., Beltrán, M. y Mouselgne, F. (2016). Respuesta en el corto plazo de algunas propiedades físicas a la introducción de cultivos de cobertura. *Ciencia del Suelo*, 34(2), 263-278.
- Castiglioni, M. y Behrends Kraemer, F. (2019). Short-term effect of cover crops on aggregate stability assessed by two techniques. *Ciencia del Suelo*, 37(2), 298-314.
- Castiglioni, M. y Reddel Bianco, T. (2021). Variación temporal y espacial de la resistencia a la penetración en un lote bajo siembra directa. *Ciencia del Suelo*, 39(1), 12-19.
- Caviglia, O. P. y Andrade, F. H. (2010). Sustainable intensification of agriculture in the Argentinean Pampas: capture and use efficiency of environmental resources. *American Journal of Plant Science and Biotechnology*, 3, 1–8.
- Caviglia, O. P., Sadras, V. O. y Andrade, F. H. (2011). Yield and quality of wheat and soybean in sole- and double-cropping. *Agronomy Journal*, 103, 1081- 1089.
- Cazorla, C. R., Cisneros, J. M., Moreno, I. S. y Galarza, C. M. (2017a). Mejora en el carbono del suelo y estabilidad de agregados por fertilización y cultivos de cobertura. *Ciencia del Suelo*, 35(2), 301-313.

- Cazorla, C., De Battista, J. J., Ferrari, M., Gudelj, O., Quiroga, A., Sasal, M. C., Taboada, M. y Wilson, M. (2017b). Protocolo básico común: estructura del suelo. En D. J. Santos, M. G. Wilson y M. M. Ostinelli (Eds.), *Metodología de muestreo de suelo y ensayos a campo. Protocolos básicos comunes* (pp. 21-52). Ediciones INTA.
- Cerón Rincón, L. E. y Aristizábal Gutiérrez, F. (2012). Dinámica del ciclo del nitrógeno y fósforo en suelos. *Revista Colombiana de Biotecnología*, 14, 285-295.
- Chamberlain, L. A., Bolton, M. L., Cox, M. S., Suen, G., Conley, S. P. y Ané, J. M. (2020). Crop rotation, but not cover crops, influenced soil bacterial community composition in a corn-soybean system in southern Wisconsin. *Applied Soil Ecology*, 154, 103603.
- Chan, K. Y. (2001). An overview of some tillage impacts on earthworm population abundance and diversity – implications for functioning in soils. *Soil and Tillage Research*, 57, 179-191.
- Chanatásig-Vaca, C. I., Huerta, E., Rojas, P., Ponce-Mendoza, A., Mendoza, J., Morón, A., van der Wal, H. y Dzib-Castillo, B. B. (2011). Efecto del uso de suelo en las hormigas (Formicidae: Hymenoptera) de Tikinmul, Campeche, México. *Acta Zoológica Mexicana*, 27, 41-61.
- Chatterjee, A., Lal, R., Wielopolski, L., Martin, M. Z. y Ebinger, M. H. (2009). Evaluation of different soil carbon determination methods. *Critical Reviews in Plant Science*, 28, 164-178.
- Chen, G. y Weil, R. R. (2010). Penetration of cover crop roots through compacted soils. *Plant and Soil*, 331, 31-43.
- Chen, G. y Weil, R. R. (2011). Root growth and yield of maize as affected by soil compaction and cover crops. *Soil and Tillage Research*, 117, 17-27.
- Chen, L. L., Pozsgai, G., Li, X. Y., Li, L., Reddy, G. V. P. y You, M. S. (2021). Effects of cover crops on beetle assemblages in tea plantations. *Crop Protection*, 149, 105783.
- Chenu, C., Le Bissonnais, Y. y Arrouays, D. (2000). Organic matter influence on clay wettability and soil aggregate stability. *Soil Science Society of American Journal*, 64, 1479-1486.
- Chocobar, E. A. (2010). *Edafofauna como indicador de calidad en un suelo Cumulic Phaozem sometido a diferentes sistemas de manejos en un experimento de larga duración*. [Tesis de Maestría, Colegio de Postgraduados, Montecillo, México].
- Christensen, B. T. (2001). Physical fractionation of soil and structural and functional complexity in organic matter turnover. *European Journal of Soil Science*, 52(3), 345-353.
- Ciampitti, I. A. y García, F. O. (2007). Requerimientos nutricionales. Absorción y extracción de macronutrientes y nutrientes secundarios. I. Cereales, oleaginosas e industriales. *Archivo Agronómico IPNI*, 11, 13-16.
- Cifuentes-Ruiz, P. y Zaragoza-Caballero, S. (2014). Biodiversidad de Tenebrionidae (Insecta: Coleoptera) en México. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85, 325-331.
- Claps, L. E., Debandi, G. y Roig-Juñent, S. (2008). *Biodiversidad de artrópodos argentinos* (1a ed., Vol. 2). Sociedad Entomológica Argentina.

- Cochran V. L., Sparrow, S. D. y Sparrow, E. B. (1994). Residue effects on soil micro- and macroorganisms. En P. W. Unger (Ed.), *Managing agricultural residues* (pp.163-184). Lewis Publishers.
- Colombi, T., Chagas Torres, L., Walter, A. y Keller, T. (2018). Feedbacks between soil penetration resistance, root architecture and water uptake limit water accessibility and crop growth – A vicious circle. *Science of the Total Environment*, 626, 1026-1035.
- Correndo, A., Rubio, G., Ciampitti, I. A. y García, F. O. (2012). Dinámica del potasio en Molisoles de la región pampeana norte. *XIX Congreso Latinoamericano de la Ciencia del Suelo y XXIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina*.
- Cotrufo, M. F., Wallenstein, M. D., Boot, C. M., Deneff, K. y Paul, E. (2013). The Microbial Efficiency-Matrix Stabilization (MEMS) framework integrates plant litter decomposition with soil organic matter stabilization: Do labile plant inputs form stable soil organic matter? *Global Change Biology*, 19(4), 988-995.
- Couëdel, A., Alletto, L., Tribouillois, H. y Justes, E. (2018). Cover crop crucifer-legume mixtures provide effective nitrate catch crop and nitrogen green manure ecosystem services. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 254, 50–59.
- Courtney, S. P. (1982). Coevolution of pierid butterflies and their cruciferous foodplants IV. Crucifer apparency and *Anthocharis cardamines* (L.) oviposition. *Oecologia*, 52, 258–265.
- Creamer, R. E., Barel, J. M., Bongiorno, G. y Zwetsloot, M. J. (2022). The life of soils: integrating the who and how of multifunctionality. *Soil Biology and Biochemistry*, 166, 108561.
- Crespo, C., Wyngaard, N., Sainz Rozas, H., Barbagelata, P., Barraco, M., Gudelj, V. y Barbieri, P. (2021). Improving soil organic nitrogen and sulfur pools by cover cropping and crop fertilization in soybean-based cropping systems. *Soil and Tillage Research*, 213, 105138.
- Cresswell, H.P. y Kirkegaard, J. A. (1995). Subsoil amelioration by plant roots. The process and the evidence. *Australian Journal of Soil Research*, 33, 221– 239.
- Crotty, F. V. y Stoate, C. (2019). The legacy of cover crops on the soil habitat and ecosystem services in a heavy clay, minimum tillage rotation. *Food and Energy Security*, 8, e00169.
- Cruzate, G. A. y Casas, R. (2009). Extracción de nutrientes en la agricultura argentina. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur*, 44, 21-26.
- Cruzate, G. A. y Casas, R. (2012). Extracción y balance de nutrientes en los suelos agrícolas de la Argentina. *Informaciones Agronómicas de Hispanoamérica*, 6, 7-14.
- Cuendet, G. (1984). Les peuplements lombriciens des pelouses alpines du Mont La Schera (Pare National Suisse). *Revue suisse Zoologie*, 91, 217-228.
- Curry, J. P. y Schmidt, O. (2007). The feeding ecology of earthworms – A review. *Pedobiologia*, 50, 463-477.

- Curtin, D., Campbell, C. A., Zentner, R. P. y Lafond, G. P. (1994). Long-term management and clay dispersibility in two Haploborolls in Saskatchewan. *Soil Science Society of America Journal*, 58, 962-967.
- Curtin, D., Beare, M. H. y Hernández-Ramírez, G. (2012). Temperature and moisture effects on microbial biomass and soil organic matter mineralization. *Soil Biology and Biochemistry*, 76, 2055-2067.
- Curtis, T. P., Sloan, W. T. y Scannell, J. W. (2002). Estimating prokaryotic diversity and its limits. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 99, 10494.
- Dabney, S. M., Delgado, J. A., Meisinger, J. J., Schomberg, H. H., Liebig, M. A. y Kaspar, T. (2010). Using cover crops and cropping systems for nitrogen management. En J. A. Delgado y R. F. Follett (Eds.), *Advances in nitrogen management for water quality* (pp. 231-282). Soil Water Conservation Society.
- Damon, P. M., Bowden, B., Rose, T. y Rengel, Z. (2014). Crop residue contributions to phosphorus pools in agricultural soils: A review. *Soil Biology and Biochemistry*, 74, 127-137.
- Dang, P., Li, C., Huang, T., Lu, C., Li, Y., Qin, X. y Siddique, K. H. M. (2022). Effects of different continuous fertilizer managements on soil total nitrogen stocks in China: A meta-analysis. *Pedosphere*, 32(1), 39-48.
- Darder, M. L. (2018). *Escurrimiento superficial de la cuenca alta del arroyo Pergamino. Impacto del uso de la tierra y la posición en el paisaje sobre la calidad del agua y los sedimentos*. [Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Buenos Aires].
- Daryanto, S., Fu, B., Wang, L., Jacinthe, P. A. y Zhao, W. (2018). Quantitative synthesis on the ecosystem services of cover crops. *Earth-Science Reviews*, 185, 357-373.
- Daryanto, S., Jacinthe, P. A., Fu, B., Zhao, W. y Wang, L. (2019). Valuing the ecosystem services of cover crops: barriers and pathways forward. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 270-271, 76-78.
- Dassou, A. G. y Tixier, P. (2016). Response of pest control by generalist predators to local-scale plant diversity: a meta-analysis. *Ecology and Evolution*, 6, 1143-1153.
- De Falco, P. D. (2017). *Evaluación del efecto de los cultivos de cobertura sobre la fauna edáfica, la biomasa y la actividad microbiana y los servicios ecosistémicos que sustentan la productividad del monocultivo de soja*. [Tesis Doctoral, Universidad Nacional de Luján].
- De Gryze, S., Six, J. y Merckx, R. (2006). Quantifying water-stable soil aggregate turnover and its implication for soil organic matter dynamics in a model study. *European Journal of Soil Science*, 57, 693-707.
- De La Fuente, E. B., Suárez, S. A. y Ghersa, C. M. (2003). Weed and insect communities in wheat crops with different management practices. *Agronomy Journal*, 95, 1542-1549.
- de Oliveira Ferreira, A., Amado, T. J., Nicoloso, R., de Moraes Sá, J. C., Fiorin, J. E., Santos Hansel, D. A. y Menefee, D. (2013). Soil carbon stratification affected by long-term tillage and cropping systems in southern Brazil. *Soil and Tillage Research*, 133, 65-74.

- de Pedro, L., Perera-Fernández, L. G., López-Gallego, E., Pérez-Marcos, M. y Sánchez, J. A. (2020). The effect of cover crops on the biodiversity and abundance of ground-dwelling arthropods in a Mediterranean pear orchard. *Agronomy*, *10*, 580.
- de Sá Pereira, E. (2013). *Los cultivos de cobertura y la productividad del maíz en siembra directa: dinámica del nitrógeno, agua y fracciones orgánicas del suelo*. [Tesis de Doctorado en Agronomía, Universidad Nacional del Sur].
- de Sá Pereira, E., Galantini, J. A. y Quiroga, A. (2017). Calidad de cultivos de cobertura en sistemas de siembra directa del sudoeste bonaerense. *Ciencia del Suelo*, *35*(2), 337-350.
- Decaëns, T. (2010). Macroecological patterns in soil communities. *Global Ecology and Biogeography*, *19*, 287–302.
- Dejean, A., Céréghino, R., Leponde, M., Rossi, V., Roux, O., Compin, A., Delabie, J. H. C. y Corbara, B. (2015). The fire ant *Solenopsis saevissima* and habitat disturbance alter ant Communities. *Biological Conservation*, *187*, 145-153.
- Deleon, E., Bauder, T. A., Wardle, E. y Fonte, S. J. (2020). Conservation tillage supports soil macrofauna communities, infiltration and farm profits in an irrigated maize-based cropping system of Colorado. *Soil Science Society of America Journal*, *84*, 1943-1956.
- Dexter, A. R. (1987). Compression of soil around roots. *Plant and Soil*, *97*, 401-406.
- Dexter, A. R. (1991). Amelioration of soil by natural processes. *Soil and Tillage Research*, *20*, 87–100.
- Dhima, K. V., Lithourgidis, A. S., Vasilakoglou, I. B. y Dordas, C. A. (2007). Competition indices of common vetch and cereal intercrops in two seeding ratios. *Field Crops Research*, *100*, 249–256.
- Di Rienzo J. A., Casanoves F., Balzarini M. G., González L., Tablada M. y Robledo C. W. (2020). *InfoStat* (Versión 2020). Córdoba: Centro de Transferencia InfoStat.
- Díaz Porres, M., Rionda, M. H., Duhour, A. E. y Momo, F. R. (2014). Artrópodos del suelo: Relaciones entre la composición faunística y la intensificación agropecuaria. *Ecología Austral*, *24*, 327-334.
- Didden, W. A. M. (1990). Involvement of Enchytraeidae (Oligochaeta) in soil structure evolution in agricultural fields. *Biology and Fertility of Soils*, *9*, 152-158.
- Dominati, E., Patterson, M. y Mackay, A. (2010). A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecological Economics*, *69*, 1858-1868.
- Domínguez, A., Bedano, J. C. y Becker, A. R. (2009). Cambios en la comunidad de lombrices de tierra (Annelida: Lumbricina) como consecuencia del uso de la técnica de siembra directa en el centro–sur de Córdoba, Argentina. *Ciencia del Suelo*, *27*(1), 11-19.
- Domínguez, A., Bedano, J. C. y Becker, A. R. (2010). Negative effects of no-till on soil macrofauna and litter decomposition in Argentina as compared with natural grasslands. *Soil and Tillage Research*, *110*, 51-59.
- Domínguez, A., Bedano, J. C., Becker, A. R. y Arolfo, R. V. (2014). Organic farming fosters agroecosystem functioning in Argentinean temperate soils: evidence from litter decomposition and soil fauna. *Applied Soil Ecology*, *83*, 170-176.

- Domínguez, A. y Bedano, J. C. (2016a). The adoption of no-till instead of reduced tillage does not improve some soil quality parameters in Argentinean Pampas. *Applied Soil Ecology*, 98, 166-176.
- Domínguez, A. y Bedano, J. C. (2016b). Earthworm and enchytraeid co-occurrence pattern in organic and conventional farming: consequences for ecosystem engineering. *Soil Science*, 181(3/4), 148-156.
- Domínguez, A., Brown, G. G., Sautter, K. D., Ribas de Oliveira, C. M., de Vasconcelos, E. C., Niva, C. C., Bertz, M. L. C. y Bedano, J. C. (2016a). Toxicity of AMPA to the earthworms *Eisenia Andrei Bouché*, 1972 in tropical artificial soil. *Scientific Reports*, 6, 19731.
- Domínguez, G. F., García, G. V., Studdert, G. A., Agostini, M. A., Tourn, S. N. y Domingo, M. M. (2016b). Is anaerobic mineralizable nitrogen suitable as soil health indicator? *Spanish Journal of Soil Science*, 6, 82-97.
- Domínguez, A., Jiménez, J. J., Ortíz, C. E. y Bedano, J. C. (2018). Soil macrofauna diversity as a key element for building sustainable agriculture in Argentine Pampas. *Acta Oecológica*, 92, 102-116.
- Domínguez, A., Gabbarini, L. A., Rodríguez, M. P., Escudero, H. J., Wall, L. G. y Bedano, J. C. (2021). Crop residues used as food drive enzyme activation and enzymatic stoichiometry in casts of the earthworms *Aporrectodea caliginosa* (Savigny, 1826). *Applied Soil Ecology*, 166, 104000.
- Domínguez, A., Escudero, H. J., Rodríguez, M. P., Ortíz, C. E., Arolfo, R. V. y Bedano, J. C. (2023). Agroecology and organic farming foster soil health by promoting soil fauna. *Environment, Development and Sustainability*, 2023.
- Dopheide, A., Makiola, A., Orwin, K. H., Holdaway, R. J., Wood, J. R. y Dickie, I. A. (2020). Rarity is a more reliable indicator of land-use impacts on soil invertebrate communities than other diversity metrics. *eLife*, 9, e52787.
- Doran, J. W. y Parkin, T. B. (1994). Defining and assessing soil quality. En J. W. Doran *et al.* (Eds.), *Defining soil quality for a sustainable environment* (pp. 3-21). Soil Science Society of America, American Society of Agronomy.
- Doran, J. W. y Safley, M. (1997). Defining and assessing soil health and sustainable productivity. En C. E. Pankhurst, B. Doube y V. V. S. R. Gupta (Eds.), *Biological indicators of soil health* (pp. 1-28). CAB International.
- Doran, J. W. y Zeiss, M. R. (2000). Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, 15, 3-11.
- Drobnik, T., Greiner, L., Keller, A. y Grêt-Regamey, A. (2018). Soil quality indicators – From soil functions to ecosystem services. *Ecological Indicators*, 94, 151-169.
- Dufrêne, M. y Legendre, P. (1997). Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs*, 67, 345-366.
- Duhour, A., Costa, C., Momo, F., Falco, L. y Malacalza, L. (2009). Response of earthworm communities to soil disturbance: Fractal dimension of soil and species' rank-abundance curves. *Applied Soil Ecology*, 43, 83-88.

- Dunxiao, H., Chunru, H., Yaling, X., Banwang, H., Liyuan, H. y Paoletti, M. G. (1999). Relationship between soil arthropods and soil properties in a suburb of Qianjiang City, Hubei, China. *Critical Reviews on Plant Science*, 18, 467–473.
- Duval, M. E., Capurro, J. E., Galantini, J. A. y Andriani, J. M. (2015). Utilización de cultivos de cobertura en monocultivo de soja: efectos sobre el balance hídrico y orgánico. *Ciencia del Suelo*, 33(2), 247-261.
- Duval, M. E., Galantini, J. A., Capurro, J. E. y Martínez, J. M. (2016). Winter cover crops in soybean monoculture: effects on soil organic carbon and its fractions. *Soil and Tillage Research*, 161, 95-105.
- Duyck, P. F., Lavigne, A., Vinatier, F., Achard, R., Okolle, J. N. y Tixier, P. (2011). Addition of a new resource in agroecosystems: Do cover crops alter the trophic positions of generalist predators? *Basic and Applied Ecology*, 12, 47-55.
- Echeverría, H. E., Ferraris, G., Gutiérrez Boem, F. H. y Salvaggiotti, F. (2002). Fertilización en soja y trigo-soja: respuesta a la fertilización en la región Pampeana. Resultados de la red de ensayos del proyecto Fertilizar. Campañas 2000/2001 y 2001/2002. Fertilizar – INTA. 21 pp.
- Ellers, J., Berg, M. P., Dias, A. T. C., Fontana, S., Ooms, A. y Moretti, M. (2018). Diversity in form and function: vertical distribution of soil fauna mediates multidimensional trait variation. *Journal of Animal Ecology*, 87, 933–944.
- Eriksen, J. (2009). Soil sulfur cycling in temperate agricultural systems. *Advances in Agronomy*, 102, 55–89.
- Erktan, A., Or, D. y Scheu, S. (2020). The physical structure of soil: determinant and consequence of trophic interactions. *Soil Biology and Biochemistry*, 148, 107876.
- Escudero, H. J., Domínguez, A. y Bedano, J. C. (2021). La Agroecología promueve la abundancia y biomasa de lombrices y fomenta su contribución en procesos ecosistémicos. *VIII Congreso Latinoamericano de Agroecología, Montevideo, Uruguay*.
- Estrada, M. A., Almeida, A. A., Vargas, A. B. y Almeida, F. S. (2019). Diversidade, riqueza e abundância da mirmecofauna em áreas sob cultivo orgânico e convencional. *Acta Biológica Catarinense*, 6, 87-103.
- Euteneur, P., Wagentristl, H., Steinkellner, S., Fucks, M., Zaller, J. G., Piepho, H. P. y Butt, K. R. (2020). Contrasting effects of cover crops on earthworms: Results from field monitoring and laboratory experiments on growth, reproduction and food choice. *European Journal of Soil Biology*, 100, 103225.
- Ewing, S. A. y Singer, M. J. (2012). Soil quality. En P. M. Huang, Y. Li y M. E. Sumner (Eds.), *Handbook of soil science: resources, management and environment impacts* (pp. 1-26). Taylor & Francis Group.
- Falco, L. B., Momo, F. R. y Mischis, C. C. (2007). Ecología y biogeografía de las lombrices de tierra en la Argentina. En G. G. Brown y C. Fragoso (Eds.), *Minhocas: biodiversidade e ecología na América Latina* (pp. 247-253). Embrapa Soja.
- Falco, L. B. y Momo, F. (2010). Selección de hábitat: efecto de la cobertura y tipo de suelo en lombrices de tierra. *Acta Zoológica Mexicana*, 2, 179-187.

- Falconer, R. E., Houston, A. N., Otten, W. y Baveye, P. C. (2012). Emergent behaviour of soil fungal dynamics. Influence of soil architecture and water distribution. *Soil Science*, 177(2), 111-119.
- Fava, F. D. (2019). Recomendaciones de manejo de *Diloboderus abderus* (Coleoptera: Melolonthidae) en trigo. *Protección Vegetal*, 1, 1-8.
- Feódoroff, A. (1960). Nouvelles normes pour l'appareil à tamiser. *Annales Agronomiques*, 11, 651-655.
- Ferlian, O., Cesarz, S., Marhan, S. y Scheu, S. (2014). Carbon food resources of earthworms of different ecological groups as indicated by ¹³C compound-specific stable isotope analysis. *Soil Biology and Biochemistry*, 77, 22-30.
- Fernández, C. A. (2014). *Ensamblajes de insectos herbívoros y visitantes florales presentes en Brassicaceae cultivadas y espontáneas en agroecosistemas*. [Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Rosario].
- Fernández, D. E., Cichón, L. I., Sánchez, E. E., Garrido, S. A. y Gittins, C. (2008). Effect of different cover crops on the presence of arthropods in an organic apple (*Malus domestica* Borkh) orchard. *Journal of Sustainable Agriculture*, 32, 197-211.
- Fernández, R. y Quiroga, A. (2009). Cultivos de cobertura. Costo hídrico de su inclusión en sistemas mixtos. *Jornadas Nacionales de Sistemas Productivos Sustentables: Fósforo, Nitrógeno y Cultivos de Cobertura, Bahía Blanca, Buenos Aires*.
- Fernández, R., Quiroga, A. y Noellemeyer, E. (2012). Cultivos de cobertura, ¿una alternativa viable para la región semiárida pampeana? *Ciencia del Suelo*, 30(2), 37-150.
- Fernández, R., Quiroga, A., Álvarez, C., Lobartini, C. y Noellemeyer, E. (2016). Valores umbrales de algunos indicadores de calidad de suelos en Molisoles de la región semiárida pampeana. *Ciencia del Suelo*, 34(2), 279-292.
- Fernández-Gnecco, G., Snalla, K., Maccario, L., Sorensen, S. J., Barbieri, P., Consolo, V. F., Covacevich, F. y Babin, D. (2021). Microbial community analysis of soils under different soybean cropping regimes in Argentinean Southeastern Humid Pampas. *FEMS Microbiology Ecology*, 97(3), 1-14.
- Ferreira, C. D. R., da Silva Neto, E. C., Pereira, M. G., Guedes, J. D. N., Rosset, J. S. y Cunha dos Anjos, L. H. (2020). Dynamics of soil aggregation and organic carbon fractions over 23 years of no-till management. *Soil and Tillage Research*, 198, 104533.
- Ferreras, L., Magra, G., Besson, P., Kovalevski, E. y García, F. (2007). Indicadores de calidad física en suelos de la región pampeana norte de Argentina bajo siembra directa. *Ciencia del Suelo*, 25(2), 159-172.
- Ferreras, L. A., Toresani, S. M. I., Faggioli, V. S. y Galarza, C. M. (2015). Sensibilidad de indicadores biológicos edáficos en un Argiudol de la región pampeana argentina. *Spanish Journal of Soil Science*, 5(3), 227-242.
- Fierer, N., Wood, S. A. y Bueno de Mesquita, C. P. (2021). How microbes can, and cannot, be used to assess soil health. *Soil Biology and Biochemistry*, 153, 108111.
- Filippi, R. A. (2012). *El agua en diferentes estrategias productivas de soja (Glycine max (L.) Merr.): disponibilidad inicial, consumo y eficiencia de uso*. [Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Buenos Aires].

- Finney, D. M., White, C. M. y Kaye, J. P. (2016). Biomass production and carbon/nitrogen ratio influence ecosystem services from cover crop mixtures. *Agronomy Journal*, 108(1), 39-52.
- Fiorini, A., Boselli, R., Amaducci, S. y Tabaglio, V. (2018). Effects of no-till on root architecture and root-soil interactions in a three-year crop rotation. *European Journal of Agronomy*, 99, 156-166.
- Fiorini, A., Remelli, S., Boselli, R., Mantovi, P., Ardeni, F., Trevisan, M. Menta, C. y Tabaglio, V. (2022). Driving crop yield, soil organic C pools and soil biodiversity with selected winter cover crops under no-till. *Soil and Tillage Research*, 217, 105283.
- Flores, F. (2021). Manejo de trips “*Caliothrips phaseoli*” en el cultivo de soja. *IDIA*, 1(1), 40-43.
- Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO) (2020). *State of knowledge of soil biodiversity. Status, challenges and potentialities*. FAO.
- Fragoso, C., Reyes-Castillo, P. y Rojas, P. (2001). La importancia de la biota edáfica en México. *Acta Zoológica Mexicana*, 1, 1-10.
- Frasier, I., Riestra, D., Noellemeyer, E. y Quiroga, A. (2015). Aporte de C y N de raíces de cultivos de cobertura. En E. de Sá Pereira, G. Minoldo y J. A. Galantini (Eds.), *El impacto de los sistemas actuales de cultivo sobre las propiedades químicas del suelo y sus efectos sobre los balances de carbono* (pp. 83-87). Ediciones INTA.
- Frasier, I., Quiroga, A. y Noellemeyer, E. (2016a). Effect of different cover crops on C and N cycling in sorghum NT systems. *Science of the Total Environment*, 562(2), 628-639.
- Frasier, I., Noellemeyer, E., Figuerola, E., Erijman, L., Permingeat, H. y Quiroga, A. (2016b). High quality residues from cover crops favor changes in microbial community and enhance C and N sequestration. *Global Ecology and Conservancy*, 6, 242-256.
- Frasier, I. y Restovich, S. B. (2022). Contribución de las raíces de cultivos de cobertura a las reservas de carbono del suelo. *XXVIII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, CABA, Buenos Aires*.
- Freire, C. B., Oliveira, G. V., Martins, F. R. S., Souza, L. E. C., Ramos-Lacau, L. S. y Correa, M. M. (2012). Riqueza de formigas em áreas preservadas e em regeneração de caatinga arbustiva no sudoeste da Bahia, Brasil. *Revista Brasileira Biociências*, 10, 131-134.
- Fuller, L., Oxbrough, A., Gittings, T., Irwin, S., Kelly, T. C. y O'Halloran, J. (2014). The response of ground-dwelling spiders (Araneae) and hoverflies (Diptera: Syrphidae) to afforestation assessed using within-site tracking. *Forestry*, 87, 301-312.
- Furlan, L. (1998). The biology of *Agriotes ustulatus* Schaller (Col., Elateridae). II. Larval development, pupation, whole cycle description and practical implications. *Journal of Applied Entomology*, 122, 71-78.
- Galantini, J. A., Senesi, N., Brunetti, G. y Rosell, R. (2004). Influence of texture on organic matter distribution and quality and nitrogen and sulphur status in semiarid Pampean grassland soils of Argentina. *Geoderma*, 123, 143-152.
- Galantini, J. A. y Rossell, R. A. (2005). Long-term fertilization effects on soil organic matter quality and dynamics under different production systems in semiarid Pampean soils. *Soil and Tillage Research*, 87, 72-79.

- Galantini, J. A. y Suñer, L. (2008). Las fracciones orgánicas del suelo: análisis en los suelos de la Argentina. *Agriscientia*, 25(1), 41-55.
- Gamundi, J. C. y Perotti, E. (2009). Evaluación de daño de *Frankliniella schultzei* (Trybom) y *Caliothrips phaseoli* (Hood) en diferentes estados fenológicos del cultivo de soja. *Para mejorar la producción*, 42, 107-111.
- Garba, I. I., Bell, L. W. y Williams, A. (2022). Cover crop legacy impacts on soil water and nitrogen dynamics and on subsequent crop yields in drylands: a meta-analysis. *Agronomy for Sustainable Development*, 42, 34.
- García, F. O., Fabrizzi, K. P., Ruffo, M., Scarabicchi, P. (1997). Fertilización nitrogenada y fosfatada de maíz en el sudeste de Buenos Aires. *VI Congreso Nacional de Maíz, Pergamino, Buenos Aires*.
- Gardner, W. H. (1986). Water content. En A. Klute (Ed.), *Methods of soil analysis: Part 1. Physical and mineralogical methods* (pp. 493-544). Soil Science Society of America.
- Gassen, D. N. (1996). Estratégias de manejo de pragas sobre plantio direto. *IV Congreso Nacional de Siembra Directa, Villa Giardino, Córdoba*.
- Gassen, D. N. y Kochhann, R. A. (1993). *Diloboderus abderus*: beneficios de uma praga subterrânea no sistema plantio direto. *Encontro Latino Americano sobre plantio direto na pequena propriedade, Ponta Grossa, Brasil*.
- Gassen, D. N., Kochhann, R. A. y Schneider, S. (1993). Benefícios da presença de *Diloboderus abderus* em lavouras sob sistema plantio direto. *Reuniao sul-brasileira de insetos de solo, Passo Fundo, Brasil*.
- Gastine, A., Scherer-Lorenzen, M. y Leadley, P. W. (2003). No consistent effects of plants diversity on root biomass, soil biota and soil abiotic conditions in temperate grassland communities. *Applied Soil and Ecology*, 24, 101–111.
- Gatiboni, L. C., Meirelles Coimbra, J. L., Denardin, R. B. N. y do Prado Wildner, L. (2011). Microbial biomass and soil fauna during the decomposition of cover crops in no-tillage system. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo*, 35, 1151-1157.
- Gava, R. (2004). Vertical distribution of Diplopoda populations from deciduous forests. *Archives of Biological Sciences*, 56, 59–64.
- Geisen, S., Briones, M. J. I., Gan, H., Behan-Pelletier, V. M., Friman, V. P., de Groot, G. A., Hannula, S. E., Lindo, Z., Philippot, L., Tiunov, A. V. y Wall, D. H. (2019). A methodological framework to embrace soil biodiversity. *Soil Biology and Biochemistry*, 136, 107536.
- Geissler, D. y Horwath, W. R. (2009). Short-term dynamics of soil carbon, microbial biomass and soil enzyme activities as compared to longer-term effects of tillage in irrigated row crops. *Biology and Fertility of Soils*, 46, 65-72.
- George T. S., Giles, C. D., Menezes-Blackburn, D. *et al.* (2018). Organic phosphorus in the terrestrial environment: a perspective on the state of the art and future priorities. *Plant and Soil*, 427, 191– 208.
- Georgieva, S., Christensen, S., Petersen, H., Gjelstrup, H. y Thorup Kristensen, K. (2005). Early decomposer assemblages of soil organisms in litterbags with vetch and rye roots. *Soil Biology and Biochemistry*, 37, 1145-1155.

- Gerster, G. (2008). *Compactación por tránsito de maquinarias en un Argiudol típico*. [Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Rosario].
- Gerster, G., Bacigaluppo, S., Tossolini, R. y Sapino, V. (2018). Efectos y manejo de la compactación en suelos del centro-sur de Santa Fe. En P. Imbellone y C. Álvarez (Eds.), *Compactaciones naturales y antrópicas en suelos argentinos* (pp. 326-343). Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo.
- Ghimire, R., Ghimire, B., Mesbah, A. O., Idowu, O. J., O'Neill, M. K., Angadi S. V. y Shukla, M. K. (2018). Current status, opportunities and challenges of cover cropping for sustainable dryland farming in the Southern Great Plains. *Journal of Crop Improvement*, 32, 579–598.
- Ghimire, R., Ghimire, B., Mesbah, A. O., Sainju, U. M. y Idouere, O. J. (2019). Soil health response of cover crops in winter wheat-fallow system. *Agronomy Journal*, 111(4), 2108-2115.
- Giuffré, L. y Marbán, L. (2014). Ciclos biogeoquímicos de elementos. Azufre. En M. E. Conti y L. Giuffré (Eds.), *Edafología, bases y aplicaciones ambientales argentinas* (pp. 421-431). Editorial de la Facultad de Agronomía de la Universidad de Buenos Aires.
- Glime, J. M. (2017). Adaptive strategies: Life cycles. En J. M. Glime (Ed.), *Bryophyte Ecology* (pp. 4-6-1 – 4-6-18). Michigan Technological University.
- Gongalsky, K. B. (2021). Soil macrofauna: study problems and perspectives. *Soil Biology and Biochemistry*, 159, 108281.
- González, H. M., Restovich, S. B. y Portela, S. I. (2017). Utilización de cultivos de cobertura invernales como alternativa para mejorar la estabilidad estructural del suelo. *Ciencia del Suelo*, 35(1), 1-10.
- Graefe, U. y Schmelz, R. M. (1999). Indicator values, strategy types and life forms of terrestrial Enchytraeidae and other microannelids. *Newsletter on Enchytraeidae*, 6, 59–67.
- Greiner, L., Keller, A., Grêt-Regamey, A. y Papritz, A. (2017). Soil function assessment: review of methods for quantifying the contributions of soils to ecosystem services. *Land Use Policy*, 69, 224–237.
- Griffiths, B. S. y Philippot, L. (2013). Insights into the resistance and resilience of the soil microbial community. *FEMS Microbiology Reviews*, 37, 112-129.
- Guimaraes, D. V., Silva Gonzaga, M. I., da Silva, T. O., da Silva, T. L., da Silva Dias, N. y Silva Matias, M. I. (2013). Soil organic matter pools and carbon fractions in soils under different land uses. *Soil and Tillage Research*, 126, 177-182.
- Halimov, F. (2020). Seasonal dynamics of dominant species of soil predators (Coleoptera: Carabidae, Staphylinidae) in agrolandscapes and their potential gluttony. *The Journal of "Grigore Antipa" National Museum of National History*, 63(2), 175-187.
- Hallama, M., Pekrun, C., Lambers, H. y Kandeler, E. (2019). Hidden miners-the roles of cover crops and soil microorganisms in phosphorus cycling through agroecosystems. *Plant and Soil*, 434, 7-45.
- Hallama, M., Pekrun, C., Mayer-Gruner, P., Uksa, M., Abdullaeva, Y., Pilz, S., Schloter, M., Lambers, H. y Kandeler, E. (2022). The role of microbes in the increase of organic phosphorus availability in the rhizosphere of cover crops. *Plant and Soil*, 476, 353-373.

- Halliday, W. D., Bourque, C. y Blouin-Demers, G. (2019). Food quality influences density-dependent fitness, but not always density-dependent habitat selection, in red flour beetles (Coleoptera: Tenebrionidae). *The Canadian Entomologist*, 151, 728-737.
- Haruna, S. I. y Nkongolo, N. V. (2020). Influence of cover crops, tillage and crop rotation management on soil nutrients. *Agriculture*, 10, 225.
- Hättenschwiler, S., Tiunov, A. V. y Scheu, S. (2005). Biodiversity and litter decomposition in terrestrial ecosystems. *Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics*, 36, 191-218.
- Hawkins, C. P. y Mac Mahon, J. A. (1989). Guilds: the multiple meanings of a concept. *Annual Review of Entomology*, 34, 423-451.
- Haynes, R. J. (2005). Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. *Advances in Agronomy*, 85, 221-268.
- Helliwell, J. R., Miller, A. J., Whalley, W. R., Mooney, S. J. y Sturrock, C. J. (2014). Quantifying the impact of microbes on soil structural development and behavior un wet soils. *Soil Biology and Biochemistry*, 74, 138-147.
- Hénin, S., Monnier, G. y Combeau, A. (1958). Méthode pour l'étude de la stabilité structurale des sols. *Annales Agronomiques*, 9, 73-92.
- Heredia Pinos, M. R. (2017). *Predación post-dispersiva de semillas de malezas en un agroecosistema pampeano*. [Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Rosario].
- Heredia Pinos, M. R., Montero, G. A., Rajasekhar, E., Faccini, D. E., Acosta Farias, J. M., Maddela, M. D., Priyanka, J. y Prasad, G. (2023). Post-dispersal predation of weed seeds in a pampas agroecosystem, Argentina. *South African Journal of Botany*, 156, 1-12.
- Herrick, J. E. y Wander, M. M. (1998). Relationships between soil organic carbon and soil quality in cropped and rangeland soils: the importance of distribution, composition and soil biological activity. En R. Lal, J. M. Kimble, R. F. Follet y B. A. Stewart (Eds.), *Soil processes and the carbon cycle* (pp. 405-425). CRC Press.
- Hines, J., van der Putten, W. H., De Deyn, G. B., Wagg, C., Voigt, W., Mulder, C., Weisser, W. W., Engel, J., Melian, C., Scheu, S., Birkhofer, K., Ebeling, A., Scherber, C. y Eisenhauer, N. (2015). Towards an integration of biodiversity–ecosystem functioning and food web theory to evaluate relationships between multiple ecosystem services. En M. Begon y A. H. (Eds.), *Fitter advances in ecological research* (pp. 161–199). Elsevier.
- Hooper, D. U., Bignell, D. E., Brown, V. K., Brussaard, L., Dangerfield, J. M., Wall, D. H., Wardle, D. A., Coleman, D. C., Giller, K. E., Lavelle, P., Van der Putten, W. H., De Ruiter, P. C., Rusek, J., Silver, W. L., Tiedje, J. M. y Wolters, V. (2000). Interactions between aboveground and belowground biodiversity in terrestrial ecosystems: patterns, mechanisms and feedbacks. *Bioscience*, 50, 1049-1061.
- Hopkin, S. P. y Read, H. J. (1992). *The biology of millipedes*. Oxford University Press.
- Horváth, R., Magura, T., Szinetár, C., Eichardt, J., Kovács, E. y Tóthmérész, B. (2015). In stable, unmanaged grasslands local factors are more important than landscape-level factors in shaping spider assemblages. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 208, 106–113.

- Hossain, Z., Gurr, G. M., Wratten, S. D. y Raman, A. (2002). Habitat manipulation in lucerne *Medicago sativa*: Arthropod population dynamics in harvested and “refuge” crop strips. *Journal of Applied Ecology*, 39(3), 445-454.
- Hotelling, H. (1933). Analysis of a complex of statistical variables into principal components. *Journal of Educational Psychology*, 24(6), 417-441.
- Hubbard, V. C., Jordan, D. y Stecker, J. A. (1999). Earthworm response to rotation and tillage in a Missouri claypan soil. *Biology and Fertility of Soils*, 29, 343-347.
- Hudek, C., Putinica, C., Otten, W. y De Baets, S. (2022). Functional root trait-based classification of cover crops to improve soil physical properties. *European Journal of Soil Science*, 73, e13147.
- Huggins, D. R., Allmaras, R. R., Clapp, C. E., Lamb, J. A. y Randall, G. W. (2007). Corn-soybean sequence and tillage effects on soil carbon dynamics and storage. *Soil Science Society of America Journal*, 71, 145-154.
- Iermanó, M. J., Sarandón, S. J., Tamagno, L. N. y Maggio, A. D. (2015). Evaluación de la agrobiodiversidad funcional como indicador del “potencial de regulación biótica” en agroecosistemas del sudeste bonaerense. *Revista de la Facultad de Agronomía de La Plata*, 114(1), 1-14.
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). (1983). *Carta de suelos de la República Argentina: Hoja 3360-20 y 21*. INTA.
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). (13 de enero de 2023). *Visor GeoINTA*. <http://visor.geointa.inta.gob.ar/>
- Jackson, M. L. (1976). Determinación de los cationes metálicos canjeables de los suelos. En M. L. Jackson (Ed.), *Análisis químico de suelos* (pp. 123-189). Omega.
- Jacquemin, J., Drouet, T., Delsinne, T., Roisin, Y. y Leponce, M. (2012). Soil properties only weakly affect subterranean ant distribution at small spatial scales. *Applied Soil Ecology*, 62, 163-169.
- Jensen, J. L., Schjonning, P., Watts, C. W., Christensen, B. T., Peltre, C. y Munkholm, L. J. (2019). Relating soil C and organic matter fractions to soil structural stability. *Geoderma*, 337, 834-843.
- Jian, J., Du, X., Reiter, M. S. y Stewart, R. D. (2020). A meta-analysis of global cropland soil carbon changes due to cover cropping. *Soil Biology and Biochemistry*, 143, 107735.
- Jiang, Y., Ma, N., Chen, Z. y Xie, H. (2018). Soil macrofauna assemblage composition and functional groups in no-tillage with corn stover mulch agroecosystems in a mollisol area of northeastern China. *Applied Soil Ecology*, 128, 61-70.
- Johnson, R. A. (2000). Habitat segregation based on soil texture and body size in the seed-harvester ants *Pogonomyrmex rugosus* and *P. barbatus*. *Ecological Entomology*, 25, 403-412.
- Johnston, A. E., Poulton, P. R. y Coleman, K. (2009). Chapter 1 soil organic matter: its importance in sustainable agriculture and carbon dioxide fluxes. *Advances in Agronomy*, 101, 1-57.
- Jolivet, P. (1992). *Insects and plants. Parallel evolution and adaptations*. Sandhill Crane Press.

- Joly, F. X., McAvoy, E. y Subke, J. A. (2021). Synergistic interactions between detritivores disappear under reduced rainfall. *Ecology*, 102(4), e03299.
- Jones, C. G., Lawton, J. H. y Shachak, M. (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos*, 69, 373-386.
- Jorajuria Collazo, D. (2004). La resistencia mecánica a la penetración como parámetro mecánico del suelo. En R. R. Filgueira y F. G. Micucci (Eds.), *Metodologías físicas para la investigación del suelo: penetrometría e infiltrometría* (pp. 43-53). Editorial de la Universidad Nacional de La Plata.
- Jost, L. (2006). Entropy and diversity. *Oikos*, 113, 363-375.
- Jost, L. (2007). Partitioning diversity into independent alpha and beta components. *Ecology*, 88, 2427-2439.
- Jowett, K., Milne, A. E., Garret, D., Potts, S. G., Senapathi, D. y Storkey, J. (2021). Above- and below-ground assessment of carabid community responses to crop type and tillage. *Agricultural and Forest Entomology*, 23, 1-12.
- Kalinkat, G., Rall, B. C., Vucic-Pestic, O. y Brose, U. (2011). The allometry of prey preferences. *PLoS ONE*, 6(10), e25937.
- Karlen, D. L., Mausbach, M. J., Doran, J. W., Cline, R. G., Harris, R. F. y Schuman, G. E. (1997). Quality: A concept, definition, and framework for evaluation. *Soil Science Society of America Journal*, 61, 4-10.
- Kaspar, T. C. y Singer, J. W. (2011). The use of cover crops to manage soil. En J. L. Hatfield y T. J. Sauer (Eds.), *Soil management: building a stable base for agriculture*. American Society of Agronomy, Soil Science Society of America.
- Kätterer, T., Bolinder, M. A., Andrén, O., Krehmann, H. y Menichetti, L. (2011). Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 141(1-2), 184-192.
- Kelly, C., Fonte, S. J., Shrestha, A., Daane, K. M. y Mitchell, J. P. (2021). Winter cover crops and no-till promote soil macrofauna communities in irrigated, Mediterranean cropland in California, USA. *Applied Soil Ecology*, 166, 104068.
- Kette Eberle, L. D., Maceda, N. E., Kloster, N., Pérez, M., Fernández, R. y Quiroga, A. (2022). Efecto de los cultivos de cobertura en tres momentos de secado sobre el uso consuntivo del agua, la dinámica de nitrógeno y el rendimiento del cultivo de maíz tardío. *Semiárida*, 32(1), 41-52.
- Kim, N., Zabaloy, M. C., Guan, K. y Villamil, M. B. (2020). Do cover crops Benefit soil microbiome? A meta-analysis of current research. *Soil Biology and Biochemistry*, 142, 107701.
- Kleijn, D., Bommarco, R., Fijen, T. P. M., Garibaldi, L. A., Potts, S. G. y van der Putten, W. H. (2019). Ecological intensification: bridging the gap between science and practice. *Trends in Ecology and Evolution*, 34, 154-166.
- Ko, D., Yoo, G., Yun, S. T., Jun, S. C. y Chung, H. (2017). Bacterial and fungal community composition across the soil depth profiles in a fallow field. *Journal of Ecology and Environment*, 41, 34.

- Kong, A. Y. y Six, J. (2010). Tracing root vs. residue carbon into soils from conventional and alternative cropping systems. *Soil Science Society of America Journal*, 74(4), 1201-1210.
- Koudahe, K., Allen, S. C. y Djaman, K. (2022). Critical review of the impact of cover crops on soil properties. *International soil and water conservation research*, 10, 343-354.
- Kraft, E., Alexandre, D., lunes Oliveira Filho, L. C., Riviera Duart Maluche-Baretta, C., Baretta, D. y Klauberg-Filho, O. (2022). First record of Enchytraeidae in a no-tillage system in Southern Brazil. *Pedobiología*, 95, 150846.
- Krüger, H., Frolla, F. y Zilio, J. (2018). Un indicador de compactación relacionado con el agua del suelo. En A. Quiroga, R. Fernández y C. Álvarez (Eds.), *Análisis y evaluación de propiedades físico hídrica de los suelos* (pp. 45-50). Ediciones INTA.
- Krull, E. S., Baldock, J. A. y Skjemstad, J. O. (2003a). Importance of the analysis for modelling carbon turnover. *Functional Plant Biology*, 30, 207-222.
- Krull, E. S., Baldock, J. A. y Skjemstad, J. O. (2003b). Importance of mechanisms and processes of the stabilization of soil organic matter for modelling carbon turnover. *Functional Plant Biology*, 30, 207-222.
- Krull, E. S., Skjemstad, J. O. y Baldock, J. A. (2004). *Functions of soil organic matter and the effect on soil properties*. CSIRO Land & Water, Australia.
- Kruse, P. D., Toft, S. y Sunderland, K. D. (2008). Temperature and prey capture: opposite relationships in two predator taxa. *Ecological Entomology*, 33, 305-312.
- Kuo, S. y Jellum, E. J. (2000). Long-term winter cover cropping effects on corn (*Zea mays* L.) production and soil nitrogen availability. *Biology and Fertility of Soils*, 31, 470-477.
- Lafrance, J. (1968). The seasonal movement of wireworms (Coleoptera: Elateridae) in relation to soil moisture and temperature in the organic soils of southwestern Quebec. *The Canadian Entomologist*, 100, 801-807.
- Lal, R. (2009). Soil degradation as a reason for inadequate human nutrition. *Food Security*, 1, 45-57.
- Lal, R. (2015). Restoring soil quality to mitigate soil degradation. *Sustainability*, 7, 5875-5895.
- Lal, R. (2018). Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. *Global Change Biology*, 24, 3285-3301.
- Landis, D. A. (2017). Designing agricultural landscapes for biodiversity-based ecosystem services. *Basic and Applied Ecology*, 18, 1-12.
- Landriscini, M. R., Galantini, J. A., Forján, H. y García, R. J. (2020). Fracciones de carbono y nitrógeno del suelo y productividad del trigo en el sudeste bonaerense, Argentina. *Ciencias Agronómicas*, 35(20), 1-20.
- Laossi, K. R., Barot, S., Carvalho, D., Dejardins, T., Lavelle, P., Martins, M., Rendeiro, A. C., Rousseau, G., Sarrazin, M., Velasquez, E. y Grimaldi, M. (2008) Effects of plant diversity on plant biomass production and soil macrofauna in Amazonian pastures. *Pedobiologia*, 51, 397-407.

- Lavado, R. S. y 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 agro resource. *Journal of Soil and Water Conservation*, 65, 150–153.
- Lavelle, P., Lattaud, C., Trigo, D. y Barois, I. (1995). Mutualism and biodiversity in soils. *Plant Soil*, 170, 23-33.
- Lavelle P. (1997). Faunal activities and soil processes: Adaptive strategies that determine ecosystem function. *Advances in Ecology Research*, 27, 93-132.
- Lavelle, P. y Spain, A. V. (2003). *Soil ecology*. Kluwer Academic Publishers.
- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P. y Rossi, J. P. (2006). Soil invertebrates and ecosystem services. *European Journal of Soil Biology*, 42, S3-S15.
- Lavelle, P. (2012). Soil as a habitat. En D. H. Wall (Ed.), *Soil ecology and ecosystem services* (pp. 7-21). Oxford University Press.
- Lavelle, P., Spain, A., Blouin, M., Brown, G., Decaëns, T., Grimaldi, M., Jiménez, J. J., McKey, D., Mathieu, J., Velasquez, E. y Zangerlé, A. (2016). Ecosystem engineers in a self-organized soil: a review of concepts and future research questions. *Soil Science*, 181(3/4), 91-109.
- Lavelle, P., Spain, A., Fonte, S., Bedano, J. C., Blanchart, E., Galindo, V., Grimaldi, M., Jiménez, J. J., Velasquez, E. y Zangerlé, A. (2020). Soil aggregation, ecosystem engineers and the C cycle. *Acta Oecologica*, 105, 103561.
- Lavelle, P., Mathieu, J., Spain, A., Brown, G., Fragoso, C., Lapied, E., De Aquino, A., Barois, I., Barros, M. E., Bedano, J. C., Blanchart, E., Caufield, M., Chagueza, Y., Dai, J., Decaëns, T., Domínguez, A., Domínguez, Y., Feijoo, A. *et al.* (2022). Soil macroinvertebrate communities: A world-wide assessment. *Global Ecology and Biogeography*, 31, 1261-1276.
- Lawton, J. H. y Strong, D. R. (1981). Community patterns and competition in folivorous insects. *The American Naturalist*, 118, 317–338.
- Lee, K. E. (1985). *Earthworms: their ecology and relationships with soils and land use*. Academic Press.
- Lehmann, J., Bossio, D. A., Kögel-Knabner, I., y Rillig, M. C. (2020). The concept and future prospects of soil health. *Nature Reviews Earth & Environment*, 1(10), 544–553.
- Lewis, J. G. E. (2006). *The biology of centipedes*. Cambridge University Press.
- Li, Z., Tian, D., Wang, B., Wang, J., Wang, S., Chen, H. Y. Y., Xu, X., Wang, C., He, N. y Niu, S. (2018). Microbes drive global soil nitrogen mineralization and availability. *Global Change Biology*, 25, 1078-1088.
- Lietti, M., Gamundi, J. C., Montero, G., Molinari, A. y Bulacio, V. (2008). Efecto de dos sistemas de labranza sobre la abundancia de artrópodos que habitan en el suelo. *Ecología Austral*, 18, 71-87.
- Lima, S. S., Biassi, D., dos Santos Ferreira, C., Silva Matos, P., Vasconcelos Rocha, L., Pereira, M. G. y Zonta, E. (2021). Epigeal fauna and soil attributes in a cover-cropped organic vegetable system. *Ciência Rural*, 51(8), e20200842.

- Lipkow, E. y Betz, O. (2005). Staphylinidae and fungi. *Faunistisch-ökologische Mitteilungen*, 8, 383-411.
- Lisle, L., Lefroy, R., Anderson, G. y Blair, G. (1994). Methods for the measurement of sulphur in plants and soil. *Sulphur in Agriculture*, 18, 45-54.
- Lo Sardo, P. M. y Lima, J. S. (2019). Edaphic macrofauna as a recovery indicator of abandoned areas of *Corymbia citriodora* in the southeastern Brazil. *Floresta e Ambiente*, 26(4), e20190031.
- López, A. N., Vincini, A. M., Clemente, N. L., Manetti, P. L., Carmona, D. M. y Álvarez Castillo, H. A. (2005). Densidad estacional y distribución vertical de los Enchytraeidae (Annelida: Oligochaeta) en diferentes sistemas de producción. *Ciencia del Suelo*, 23(2), 115-121.
- Jost, L. y González-Oreja, J. A. (2012). Midiendo la diversidad biológica: más allá del índice de Shannon. *Acta zoológica lilloana*, 56(1/2), 3-14.
- Lozano-García, B., Muñoz-Rojas, M. y Parras-Alcántara, L. (2017). Climate and land use changes effects on soil organic carbon stocks in a Mediterranean semi-natural area. *Science of Total Environment*, 579, 1249–1259.
- Ludwig, M., Wilmes, P. y Schrader, S. (2018). Measuring soil sustainability via soil resilience. *Science of the Total Environment*, 626, 1484-1493.
- Lupi, A. M. y Mórtoła, N. A. (2017). Los indicadores de calidad de suelo según referentes calificados. En M. G. Wilson (Ed.), *Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina* (pp. 29-34). Ediciones INTA.
- Lupwayi, N. Z., Clayton, G. W., O'Donovan, J. T., Harker, K. N., Turkington, T. K. y Soon, Y. K. (2007). Phosphorus release during decomposition of crop residues under conventional and zero tillage. *Soil and Tillage Research*, 95, 231-239.
- Lüscher, A., Mueller-Harvey, I., Soussana, J. F., Rees, R. M. y Peyraud, J. L. (2014). Potential of legume-based grassland-livestock systems in Europe: A review. *Grass and Forage Science*, 69(2), 206–228.
- Lutinski, J. A., Lutinski, C. J., Lopes, B. C. y Morais, A. B. B. (2014). Estrutura da comunidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em quatro ambientes com diferentes níveis de perturbação antrópica. *Ecologia Austral*, 24, 229-237.
- Lutinski, J. A., Lutinski, C. J., Guarda, C., Busato, M. A. y García, F. R. M. (2017). Richness and structure of ant assemblies (Hymenoptera: Formicidae) in Atlantic Forest in southern Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 89, 2719-2729.
- MacDonald, P. J. y Ellis, C. R. (1990). Survival time of unfed, first-instar western corn rootworm (Coleoptera: Chrysomelidae) and the effects of soil type, moisture and compaction on their mobility in soil. *Entomological Society of America*, 19(3), 666-671.
- Maeght, J. L., Rewald, B. y Pierret, A. (2013). How to study deep roots and why it matters. *Frontiers in Plant Science*, 4, 1-14.
- Magurran, A. E. (1988). *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press.
- Manetti, P. L., López, A. N., Clemente, N. L. y Faberi, A. J. (2010). Tillage systems does not affect soil macrofauna in southeastern Buenos Aires province, Argentina. *Spanish Journal of Agricultural Research*, 8(2), 377-384.

- Manetti, P. L., Faberi, A. J., Clemente, N. L. y López, A. N. (2013). Macrofauna activity density in contrasting tillage systems in Buenos Aires province, Argentina. *Soil Tillage, Conservation & Management*, 105(6), 1780-1786.
- Manuel-Navarrete, D., Gallopin, G. C., Blanco, M., Díaz-Zorita, M., Ferraro, D., Herzer, H., Láttera, P., Murmis, M., Podesta, G., Rabinovich, J., Satorre, E. H., Torres, F. y Viglizzo, E. F. (2009). Multi-causal and integrated assessment of sustainability: The case of agriculturization in the Argentine Pampas. *Environment, Development and Sustainability*, 11, 621–638.
- Marcellino, M. A., Chila Covachina, J., Sgarbi, C., Bertone, K., Yapur, A. y Ricci, M. (2016). Diversidad de escarabeidos en cinco localidades del noroeste de la provincia de Buenos Aires. *Núcleos*, 3, 11-17.
- Martín-Regalado, C. N. (2019). Detección de especies indicadoras de condiciones de hábitats. En C. E. Moreno (Ed.), *La biodiversidad en un mundo cambiante: Fundamentos teóricos y metodológicos para su estudio* (pp. 223-235). Universidad Autónoma del Estado de Hidalgo/Libermex.
- Martínez, J. P., Barbieri, P. A., Sainz Rozas, H. R. y Echeverría, H. E. (2013). Inclusion of cover crops in cropping sequences with soybean predominance in the southeast of the Humid Argentine Pampa. *Open Agriculture Journal*, 7, 3–10.
- Martins, M., Corá, J. E., Jorge, R. F. y Marcelo, A. V. (2009). Crop type influences soil aggregation and organic matter under no-tillage. *Soil and Tillage Research*, 104, 22-29.
- Masín, C. E. (2016). *Efectos de largo plazo del uso del suelo sobre la comunidad de lombrices de tierra (Annelida, Oligochaeta) en la provincia de Santa Fe*. [Tesis de Maestría, Universidad Nacional del Litoral].
- Masín, C. E., Rodríguez, A. R., Maitre, M. I., Cerana, J., Hernández, J. P., Anglada, M., Elizalde, J. H. y Lallana, M. (2015). Riqueza de lombrices de tierra en un Argiudol bajo cultivo de soja (Colonia Ensayo, Entre Ríos). *Revista Científica Agropecuaria UNER*, 19(1-2), 39-50.
- Masters, G. J. (2004). Belowground herbivores and ecosystem processes. En W. W. Weisser y E. Siemann (Eds.), *Insects and ecosystem function* (pp. 93-109). Springer.
- Mateos, J., Carciocchi, W., Divito, G., Mateos Inchauspe, F. y Sainz Rozas, H. (2020). Azufre en trigo: ¿fertilizamos? *Visión Rural*, 27(132), 16-18.
- Mc Cune, B. y Mefford, M. J. (2011). *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data* (Versión 6.0). Glenden Beach, Oregon: MjM Software.
- Medina-Sauza, R. M., Álvarez-Jiménez, M., Dalhal, A., Reverchon, F., Blouin, M., Guerrero-Analco, J. A., Cerdán, C. R., Guevara, R., Villain, L. y Barois, I. (2019). Earthworms building up soil microbiota, a review. *Frontiers in Environmental Science*, 7, 81.
- Melman, D. A., Kelly, C., Schneekloth, J., Calderón, F. y Fonte, S. J. (2019). Tillage and residue management drive rapid changes in soil macrofauna communities and soil properties in a semiarid cropping system of Eastern Colorado. *Applied Soil Ecology*, 143, 98-106.
- Menta, C., Conti, F. D., Pinto, S. y Bodini, A. (2018). Soil Biological Quality index (QBS-ar): 15 years of application at global scale. *Ecological Indicators*, 85, 773-780.

- Menta, C., Conti, F. D., Lozano Fondón, C., Staffilani, F. y Remelli, S. (2020). Soil arthropod responses in agroecosystem implications of different management and cropping systems. *Agronomy*, 10, 982.
- Menta, C. y Remelli, S. (2020). Soil health and arthropods: from complex system to worthwhile investigation. *Insects*, 11, 54.
- Merlim, A., Guerra, J., Junqueira, R. y Aquino, A. (2005). Soil macrofauna in cover crops of figs grown under organic management. *Scientia Agricola*, 62(1), 57-61.
- Miller, W. P. y Radcliffe, D. E. (1992). Soil crusting in the southeastern United States. En M. E. Summer y B. A. Stewart (Eds.), *Soil crusting: chemical and physical processes*. CRC Press.
- Moebius-Clune, B. N., Moebius-Clune, D. J., Gugino, B. K., Idowu, O. J., Schindelbeck, R. R., Ristow, A. J., Van Es, H. M., Thies, J. E., Shayler, H. A., McBride, M. B., Wolfe, D. W. y Abawi, G. S. (2016). *Comprehensive assessment of soil health. The Cornell framework manual*. Cornell University.
- Molinari, A. M. y Gamundi J. C. (2008). *Presencia de trips en cultivos de soja. Informe para Extensión*, 60. INTA EEA Oliveros.
- Momo, F. R., Giovanetti, C. M. y Malacalza, L. (1993). Relación entre la abundancia de distintas especies de lombrices de tierra (Annelida, Oligocheata) y algunos parámetros físico-químicos en un suelo típico de la estepa pampeana. *Ecología Austral*, 3, 7-14.
- Momo, F. R., Falco, L. B. y Craig, E. B. (2003). Las lombrices de tierra como indicadores del deterioro del suelo. *Revista de Ciencia y Tecnología*, 8, 55-63.
- Mondal, S. y Chakraborty, D. (2022). Global meta-analysis suggests that no-tillage favourably changes soil structure and porosity. *Geoderma*, 405, 115443.
- Monsalve, O. I., Gutiérrez, J. S. y Cardona, W. A. (2017). Factores que intervienen en el proceso de mineralización de nitrógeno cuando son aplicadas enmiendas orgánicas al suelo. Una revisión. *Revista Colombiana de Ciencias Hortícolas*, 11(1), 200-209.
- Montero, G. A. (2008). *Comunidades de artrópodos en vegetación de áreas no cultivadas del sudeste de Santa Fe*. [Tesis de Maestría, Universidad Nacional de Rosario].
- Montero, G. A., Carnevale, N. J. y Magra, G. (2011). Ensamblajes estacionales de artrópodos epigeos en un bosque de quebracho (*Schinopsis balansae*) en el Chaco Húmedo. *Revista Colombiana de Entomología*, 37(2), 294-304.
- Montico, S. y Bonel, B. A. (2005). Influencia de la compactación por tránsito sobre la arquitectura de las raíces. En D. Jorajuría Collazo (Ed.), *Reología del suelo agrícola bajo tráfico: modificación físico-mecánica del suelo vinculados a la compactación debida al tráfico agrario* (pp. 1-12). Editorial de la Universidad Nacional de La Plata.
- Montico, S. y Di Leo, N. (2012). Clasificación de ambientes erosionados para la aplicación de tecnologías de agricultura de precisión. *VI Jornadas de Ciencia y Tecnología de la UNR, Rosario, Santa Fe*.
- Montico, S. (2013). Vulnerabilidad de unidades de paisaje en una cuenca de Santa Fe, Argentina. *Cuadernos del CURIHAM*, 19, 15-24.
- Montico, S. y Di Leo, N. (2015). Evaluación de perfiles culturales en ambientes degradados por erosión hídrica. *Ciencia, Docencia y Tecnología*, 26(51), 395-403.

- Montico, S., Bonel, B. y Di Leo, N. (2016). Resistencia y resiliencia edáfica en sistemas integrados. *X Jornadas de Ciencia y Tecnología de la UNR, Rosario, Santa Fe*.
- Montico, S., Di Leo, N., Bonel, B. y Denoia, J. (2019). Cambios del uso de la tierra en la cuenca del arroyo Ludueña, Santa Fe: impacto en la sostenibilidad y en los servicios ecosistémicos. *Cuadernos del CURIHAM*, 25, 31-39.
- Montico, S. y Di Leo, N. (2021). Riesgo de contaminación del acuífero freático con plaguicidas en la cuenca del arroyo Ludueña, Argentina. *Ecosistemas y Recursos Agropecuarios*, 8(2), e2688.
- Montico, S., Di Leo, N., Bonel, B. y Berardi, J. (2021). Servicios ecosistémicos provistos por los suelos en una cuenca de Santa Fe, Argentina. *Cuadernos del CURIHAM*, 27, 1-8.
- Moorhead, L. C. y Philpott, S. M. (2013). Richness and composition of spiders in urban green spaces in Toledo, Ohio. *The Journal of Arachnology*, 41, 356–363.
- Mooshammer, M., Wanek, W., Hämmerle, I., Fuchslueger, L., Hofhansl, F., Knoltsch, A., Schneckner, J., Takriti, M., Watzka, M., Wild, B., Keiblinger, K. M., Zechmeister-Boltenstern, S. y Richter, A. (2014). Adjustment of microbial nitrogen use efficiency to carbon: Nitrogen imbalances regulates soil nitrogen cycling. *Nature Communications*, 5, 3694.
- Morais Pereira, J., Baretta, D., Bini, D., Vasconcellos, R. L. F. y Nogueira Cardoso, E. J. B. (2013). Relationships between microbial activity and soil physical and chemical properties in native and reforested *Araucaria angustifolia* forests in the state of São Paulo, Brazil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 37(3), 572-586.
- Moreno, C. E. (2001). *Métodos para medir biodiversidad*. Manuales y Tesis SEA.
- Morrás, H., Bonel, B. y Michelena, R. (2004). Características microestructurales del horizonte superficial de algunos suelos pampeanos bajo siembra directa. *XIX Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo, Paraná, Entre Ríos*.
- Morrone, J. J. y Coscarón, S. (1998). *Biodiversidad de artrópodos argentinos* (Vol. 1). Ediciones Sur.
- Mórtola, N. A., Lupi, A. M., Romaniuk, R., Albarracín, G. y Civeira, G. (2017). Indicadores de calidad de suelos en Argentina. Recopilación de una década de investigaciones. En M. G. Wilson (Ed.), *Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina* (pp. 35-60). Ediciones INTA.
- Mubvumba, P., DeLaine, P. B. y Hons, F. M. (2021). Soil water dynamics under a warm season cover crop mixture in continuous wheat. *Soil and Tillage Research*, 206, 104823.
- Müller, P., Neuhoff, D., Nabel, M., Schiffers, K. y Döring, T. F. (2022). Tillage effects on ground beetles in temperate climates: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, 42, 65.
- Muñoz-Rojas, M., Abd-Elmabod, S. K., Zavala, L. M., De la Rosa, D. y Jordán, A. (2017). Climate change impacts on soil organic carbon stocks of Mediterranean agricultural areas: a case study in Northern Egypt. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 238, 142–152.
- Murphy, B. W. (2015). Impact of soil organic matter on soil properties – A review with emphasis on Australian soils. *Soil Research*, 53, 605-635.

- Murrell, E. G. (2017). Can agricultural practices that mitigate or improve crop resilience to climate change also manage crop pests? *Current Opinion in Insect Science*, 23, 81-88.
- Nair, A. y Ngouajio, M. (2012). Soil microbial biomass, functional microbial diversity and nematode community structure as affected by cover crops and compost in an organic vegetable production system. *Applied Soil Ecology*, 58, 45-55.
- Nelson, D. W. y Sommers, L. E. (1982). Total carbon, organic carbon and organic matter. En A. L. Page, R. H. Miller y D. R. Keeney (Eds.), *Methods of soil analysis: chemical and microbiological properties* (pp. 539-579). American Society of Agronomy and Soil Science.
- Nicosia, S., Falco, L. B., Castro Huerta, R., Sandler, R. V. y Coviella, C. E. (2020). Estructura de la comunidad de la mesofauna edáfica en dos suelos con distinta intensidad de uso. *Ciencia del Suelo*, 38(1), 72-80.
- Nikoukar, A. y Rashed, A. (2022). Integrated pest management of wireworms (Coleoptera: Elateridae) and the rhizosphere in agroecosystems. *Insects*, 13, 769.
- Nouri, A., Lee, J., Yin, X., Tyler, D. D. y Saxton, A. M. (2019). Thirty-four years of no-tillage and cover crops improve soil quality and increase cotton yield in Alfisols, Southeastern USA. *Geoderma*, 337(1), 998-1008.
- Novelli, L. E. (2013). Intensificación de las secuencias de cultivos en un Molisol y un Vertisol: cambios en la estabilidad estructural y en el almacenaje de C en agregados. [Tesis de Doctorado, Universidad Nacional de Buenos Aires].
- Novelli, L. E., Caviglia, O. P. y Melchiori, R. J. M. (2011). Impact of soybean cropping frequency on soil carbon storage in Mollisols and Vertisols. *Geoderma*, 167-168, 254-260.
- Novelli, L. E., Caviglia, O. P. y Piñeiro, G. (2017). Increased cropping intensity improves crop residue inputs to the soil and aggregate-associated soil organic carbon stocks. *Soil and Tillage Research*, 165, 128-136.
- Nowak, E. (2004). Enchytraeids (Oligochaeta) in the agricultural landscape. *Polish Journal of Ecology*, 52, 115-122.
- Nunan, N., Leloup, J., Ruamps, L. S., Pouteau, V. y Chenu, C. (2017). Effects of habitat constraints on soil microbial community function. *Scientific Reports*, 7, 4280.
- Ochsner, T. E., Schumacher, T. W., Venterea, R. T., Feyereisen, G. W. y Baker, J. M. (2017). Soil water dynamics and nitrate leaching under corn-soybean rotation, continuous corn and kura clover. *Vadose Zone Journal*, 17(1), 1-11.
- Oderiz, J. A., Uhaldegaray, M. G., Frasier, I., Quiroga, A. R., Amiotti, N. y Zalba, P. (2017). Raíces de cultivos de cobertura. Cantidad, distribución e influencia sobre el N mineral. *Ciencia del Suelo*, 35(2), 249-258.
- Oliveira, M. A., Della Lucia, T. M. C., Morato, E. F., Amaro, M. A. y Marinho, C. G. S. (2011). Vegetation structure and richness: effects on ant fauna of the Amazon-Acre, Brazil (Hymenoptera: Formicidae). *Sociobiology*, 57, 471-486.
- Ontl, T. A., Hofmockel, K. S., Cambardella, C. A., Schulte, L. A. y Kolka, R. K. (2013). Topographic and soil influences on root productivity of three bioenergy cropping systems. *New Phytology*, 199, 727-737.

- Orgiazzi, A., Bardgett, R. D., Barrios, E., Behan- Pelletier, V., Briones, M. J. I., Chotte, J. L., De Deyn, G. B., Eggleton, P., Fierer, N., Fraser, T., Hedlund, K., Jeffrey, S., Johnson, N. C., Jones, A., Kandeler, E., Kaneko, N., Lavelle, P., Lemanceau, P., Miko, L., ... Wall, D. H. (2016). *Global soil biodiversity atlas*. European Commission, Publications Office of the European Union.
- Page, K. L., Dang, Y. P. y Dalal, R. C. (2020). The ability of conservation agriculture to conserve soil organic carbon and the subsequent impact on soil physical, chemical, and biological properties and yield. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, 4, 1-17.
- Pagliai, M. y Vignozzi, N. (2002). The soil pore system as an indicator of soil quality. *Advances in GeoEcology*, 35, 69–80.
- Pankhurst, C. E., Doube, B. M. y Gupta, V. V. S. R. (1997). Biological indicators of soil health: synthesis. En C. E. Pankhurst, B. M. Doube y V. V. S. R. Gupta (Eds.), *Biological indicators of soil health* (pp. 419-435). CAB International.
- Pappas, M. L., Broekgaarden, C., Broufas, G. D., Kant, M. R., Messelink, G. J., Steppuhn, A., Wäckers, F. y van Dam, N. M. (2017). Indices plant defences in biological control of arthropod pests: a double-edged sword. *Pest Management Science*, 73, 1780-1788.
- Parisi, V., Menta, C., Gardi, C., Jacomini, C. y Mozzanica, E. (2005). Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 105, 323–333.
- Paustian, K., Six, J., Elliott, E. T. y Hunt, H. W. (2000). Management options for reducing CO2 emissions from agricultural soils. *Biogeochemistry*, 48, 147–163.
- Peet, R. K. (1974). The measurement of species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5, 285-307.
- Peigné, J., Vian, J. F., Payet, V. y Saby, N. P. A. (2018). Soil fertility after 10 years of conservation tillage in organic farming. *Soil and Tillage Research*, 175, 194–204.
- Pelosi, C., Joimel, S. y Makowski, D. (2013). Searching for a more sensitive earthworm species to be used in pesticide homologation tests – a meta-analysis. *Chemosphere*, 90, 895–900.
- Pelosi, C., Bertrand, M., Thénard, J. y Mougin, C. (2015). Earthworms in a 15-year agricultural trial. *Applied Soil Ecology*, 88, 1–8.
- Pelosi, C. y Römbke, J. (2016). Are Enchytraeidae (Oligochaeta, Annelida) good indicators of agricultural management practices? *Soil Biology and Biochemistry*, 100, 255-263.
- Pelosi, C. y Römbke, J. (2018). Enchytraeids as bioindicators of land use and management. *Applied Soil Ecology*, 123, 775-779.
- Pelosi, C., Bertrand, C., Daniele, G., Coeurdassier, M., Benoit, P., Néliou, S., Lafay, F., Bretagnolli, V., Gaba, S., Vulliet, E. y Fritsch, C. (2021). Residues of currently used pesticides in soils and earthworms: A silent threat? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 305, 107167.
- Pelosi, C. y Capowiez, Y. (2022). Les enchytréides mieux les connaître pour les utiliser. *Étude et Gestion des Sols*, 29, 59-67.

- Pereira, P., Bogunovic, I., Muñoz-Rojas, M. y Brevik, E. C. (2018). Soil ecosystem services, sustainability, valuation and management. *Current Opinion in Environmental Science and Health*, 5, 7-13.
- Perfect, E., Kay, B. D., van Loon, W. K. P., Sheard, R. W. y Pojasok, T. (1990). Factors influencing soil structural stability within a growing season. *Soil Science Society of America Journal*, 54, 173-179.
- Perotti, E. y Gamundi, J. C. (2009). La importancia de saber proteger oportunamente las hojas del cultivo de soja. *Para mejorar la producción*, 42, 113-117.
- Pétillon, J., Georges, A., Canard, A., Lefeuvre, J. C., Bakker, J. P. y Ysnel, F. (2008). Influence of abiotic factors on spider and ground beetle communities in different salt-marsh systems. *Basic and Applied Ecology*, 9, 743-751.
- Pielou, E. C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13, 131-144.
- Pilatti, M. A. y de Orellana, J. (2012). Suelos ideales para agricultura sostenible. *Revista FAVE-Ciencias Agrarias*, 11(1), 65-88.
- Pinto, P., Fernández Long, M. E. y Piñeiro, G. (2017). Including cover crops during fallow periods for increasing ecosystem services: Is it possible in cropland of Southern America? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 248, 48-57.
- Piñeiro, G., Pinto, P., Arana, S., Sawchik, J., Díaz, J. I., Gutiérrez, F. y Zarza, R. (2014). Cultivos de servicio: integrando la ecología con la producción agrícola. *XXVI Reunión Argentina De Ecología, Comodoro Rivadavia, Chubut*.
- Piotrowska-Długosz, A., Długosz, J., Gryta, A. y Frac, M. (2022). Responses of N-cycling enzyme activities and functional diversity of soil microorganisms to soil depth, pedogenic processes and cultivated plants. *Agronomy*, 12, 264.
- Pire, E. F. (1996). Nota preliminar acerca del efecto de las larvas de *Diloboderus abderus* en los suelos de la región pampeana. *XVI Reunión Anual de la Sociedad de Biología de Rosario, Rosario, Santa Fe*.
- Pittelkow, C. M., Liang, X., Linquist, B. A., Van Groenigen, K. J., Lee, J., Lundy, M. E., Van Gestel, N., Six, J., Venterea, R. T. y Van Kessel, C. (2015). Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. *Nature*, 517, 365-368.
- Poeplau, C. y Don, A. (2015). Carbon sequestration in agricultural Soils via cultivation of cover crops – A meta-analysis. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 200, 33-41.
- Portela, S. B., Restovich, S. B., González, H. y Torti, M. J. (2016). Reducción del drenaje profundo y la lixiviación del nitrógeno en rotaciones agrícolas con cultivos de cobertura. *Ecología Austral*, 26, 212-220.
- Pot, V., Portell, X., Otten, W., Garnier, P., Monga, O. y Baveye, P. C. (2021). Accounting for soil architecture and microbial dynamics in microscale models: Current practices in soil science and the path ahead. *European Journal of Soil Science*, 73, e13142.
- Puget, P. y Lal, R. (2005). Soil organic carbon and nitrogen in a Mollisol in central Ohio as affected by tillage and land use. *Soil and Tillage Research*, 80, 201-213.
- Qaim, M. y Traxler, G. (2005). Roundup ready soybeans in Argentina: Farm level and aggregate welfare effects. *Agricultural Economics*, 32, 73-86.

- Quiroga, A., Funaro, D., Noellemeyer, E. y Peinemann, N. (2006). Barley yield response to soil organic matter and texture in the Pampas of Argentina. *Soil and Tillage Research*, 90, 63-68.
- Rabot, E., Wiesmeier, M., Schlüter, S. y Vogel, H. J. (2018). Soil structure as an indicator of soil functions: A review. *Geoderma*, 314, 122-137.
- Rasse, D. P., Smucker, A. J. M. y Santos, D. (2000). Alfalfa root and shoot mulching effects on soil hydraulic properties and aggregation. *Soil Science Society of America Journal*, 64, 725-731.
- Reay-Jones, F. P. F., Greene, J. K. y Bauer, P. J. (2019). Spatial distributions of thrips (Thysanoptera: Thripidae) in cotton. *Journal of Insect Science*, 19(6), 1-12.
- Reddy, G. V., Sharma, A. y Gadi, R. I. (2018). Biology, ecology and management of the pea weevil (Coleoptera: Chrysomelidae). *Annals of the Entomological Society of America*, 111(4), 161-171.
- Relevamiento de Tecnología Agrícola Aplicada (ReTAA) (2022). *Prácticas ambientales en la producción agrícola argentina. Informe mensual N° 53*. Bolsa de Cereales de Buenos Aires.
- Restovich, S. B., Sasal, M. C., Irizar, A. B., Rimatori, F., Darder, M. L. y Andriulo, A. E. (2005). Rotación con maíz vs monocultivo de soja: efecto sobre los stocks de carbono y nitrógeno edáficos. *VIII Congreso Nacional de Maíz, Rosario, Santa Fe*.
- Restovich, S. B., Andriulo, A. E. y Améndola, C. (2011). Introducción de cultivos de cobertura en la rotación soja-maíz: efecto sobre algunas propiedades del suelo. *Ciencia del Suelo*, 29(1), 61-73.
- Restovich, S. B., Andriulo, A. E. y 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(0), 62-70.
- Richardson A. E., Lynch J. P., Ryan P. R. *et al.* (2011) Plant and microbial strategies to improve the phosphorus efficiency of agriculture. *Plant and Soil*, 349, 121-156.
- Rillo, S. N. (2022). *Impacto de los cultivos de cobertura sobre propiedades edáficas en secuencias soja-soja en Hapludoles del oeste de la región pampeana*. [Tesis de Maestría, Universidad Nacional de La Pampa].
- Rimski-Korsakov, H., Álvarez, C. R. y Lavado, R. S. (2015). Cover crops in agricultural systems of the Argentine Pampas. *Journal of Soil and Water Conservation*, 70(6), 134-140.
- Rinot, O., Levy, G. J., Steinberger, Y., Svoray, T. y Eshel, G. (2019). Soil health assessment: A critical review of current methodologies and a proposed new approach. *Science of the Total Environment*, 648, 1484-1491.
- Roarty, S., Hackett, R. A. y Schmidt, O. (2017). Earthworm populations in twelve cover crop and weed management combinations. *Applied Soil Ecology*, 114, 142-151.
- Rodríguez, M. P., Domínguez, A., Moreira Ferroni, M., Wall, L. G. y Bedano, J. C. (2020). The diversification and intensification of crop rotations under no-till promote earthworm abundance and biomass. *Agronomy*, 10, 919.

- Roig-Juñent, S., Claps, L. E. y Morrone, J. J. (2020a). *Biodiversidad de artrópodos argentinos* (1a ed., Vol. 3). Sociedad Entomológica Argentina.
- Roig-Juñent, S., Claps, L. E. y Morrone, J. J. (2020b). *Biodiversidad de artrópodos argentinos* (1a ed., Vol. 4). Sociedad Entomológica Argentina.
- Romaniuk, R., Navarro, R., Beltrán, M., Eiza, M., Castiglioni, M. y Mousegne, F. (2018). Efecto a corto plazo de la inclusión de vicia y trigo como cultivos de cobertura sobre le C, N y P en distintas fracciones de la materia orgánica, y la disponibilidad de macro y micronutrientes. *RIA*, 44(2), 48-60.
- Romig, D. E., Garlynd, M. J. y Harris, R. F. (1996). Farmer-based assessment of soil quality: a soil health scorecard. En J. W. Doran y A. J. Jones (Eds.), *Methods for assessing soil quality* (pp. 39-60). Soil Science Society of America.
- Rosario-Lebron, A., Leslie, A. W., Chen, G. y Hooks, C. R. R. (2018). The effect of barley cover crop residue and herbicide management on the foliar arthropod community in no-till systems. *Agronomy*, 8, 87.
- Rousseau, L., Fonte, S. J., Téllez, O., Van der Hoek, R. y Lavelle, P. (2013). Soil macrofauna as indicators of soil quality and land use impacts in smallholder agroecosystems of western Nicaragua. *Ecological Indicators*, 27, 71–82.
- Rubio, G. D., Stolar, C. E., Ohashi, D. V. y Baigorria, J. E. (2019). Jumping spiders (Araneae: Salticidae) in agroecosystems: A case study to know how friendly some crops can be for native fauna. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 54, 133–148.
- Rubio, V., Sawchik, J. y van Es, H. (2022). Soil health benefits from sequence intensification, fertilization, and no-tillage in annual cropping systems. *Soil Security*, 9, 100074.
- Ruf, A., Beck, L., Dreher, P., Hund-Rinke, K., Römbke, J. y Spelda, J. (2003). A biological classification concept for the assessment of soil quality: “biological soil classification scheme” (BBSK). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 98, 263-271.
- Ruíz, N., Mathieu, J., Célini, L., Rollard, C., Hommay, G., Iorio, E. y Lavelle, P. (2011). IBQS: A synthetic index of soil quality based on soil macro-invertebrate communities. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 2032-2045.
- Sainz Rozas, H. R., Echeverría, H. E. y Angelini, H. P. (2011). Niveles de carbono orgánico y pH en suelos agrícolas de las regiones pampeana y extrapampeana. *Ciencia del Suelo*, 29(1), 29-37.
- Sainz Rozas, H., Eyherabide, M., Larrea, G., Martínez Cuesta, N., Angelini, H., Reussi Calvo, N. y Wyngaard, N. (2019). Relevamiento y determinación de propiedades químicas en suelos de aptitud agrícola de la región pampeana. *Simposio de Fertilidad 2019, Rosario, Santa Fe*.
- Salazar, M. P., Lozano, L. A., Villareal, R., Irizar, A. B., Barraco, M., Polich, N. G. y Soracco, C. G. (2022). Capacity and intensity indicators to evaluate the effect of different crop sequences and cover crops on soil physical quality of two different textured soils from Pampas Region. *Soil and Tillage Research*, 217, 105268.
- Saleem, M., Pervaiz, Z. H., Contreras, J., Lindenberger, J. H., Hupp, B. M., Chen, D., Zhang, Q., Wang, C., Iqbal, J. y Twigg, P. (2020). Cover crop diversity improves multiple soil properties via altering root architectural traits. *Rhizosphere*, 16, 100248.

- Salmerón, M., Isla, R. y Cavero, J. (2011). Effect of winter cover crop species and planting methods on maize yield and N availability under irrigated Mediterranean conditions. *Field Crops Research*, 123, 89-99.
- Salvagiotti, F., Vernizzi, A., Bodrero, M. y Bacigaluppo, S. (2013). Cambios en el corto plazo en distintas fracciones de la materia orgánica en respuesta a la inclusión de cultivos de cobertura en secuencias basadas en soja. En C. Álvarez, A. Quiroga, D. Santos y M. Bodrero (Eds.), *Contribuciones de los cultivos de cobertura a la sostenibilidad de los sistemas de producción* (pp. 88-91). Ediciones INTA.
- Samu, F., Sunderland, K. D. y Csaba, S. (1999). Scale- dependent dispersal and distribution patterns of spiders in agricultural systems: a review. *The Journal of Arachnology*, 27, 325-332.
- Sánchez de Prager, M., Perea Morera, E., Prager Mosquera, M., Sánchez, D. I. A., Ortíz Ríos, J. C., Miller Gallego, J., Sanclemente Reyes, O. y Beitia, E. M. (2020). Biodiversidad del suelo. Su importancia para el manejo sustentable de los agroecosistemas. En S. J. Sarandón (Ed.), *Biodiversidad, agroecología y agricultura sustentable* (pp. 37-51). Editorial de la Universidad Nacional de La Plata.
- Sankar, A. S. y Patnaik, A. (2018). Impact of soil physico-chemical properties on distribution of earthworm populations across different land use patterns in southern India. *The Journal of Basic and Applied Zoology*, 79, 50.
- Sarandón, S. (2014). El agroecosistema: Un ecosistema modificado. En S. Sarandón y C. Flores (Eds.), *Agroecología. Bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables* (pp. 100-130). Editorial de la Universidad Nacional de La Plata.
- Sasal, M. C. (2012). *Factores condicionantes de la evolución estructural de suelos limosos bajo siembra directa. Efecto sobre el balance de agua*. [Tesis de Doctorado, Universidad Nacional de Buenos Aires].
- Sasal, M. C. y Andriulo, A. (2005). Cambios en la porosidad edáfica bajo siembra directa por la introducción de *Raphanus sativus* L. (nabo forrajero). *RIA*, 34(3), 131-150.
- Sasal M. C., Boizard, H., Andriulo, A. E., Wilson, M. G. y Léonard, J. (2017). Platy structure development under no-tillage in the northern humid Pampas of Argentina and its impact on runoff. *Soil and Tillage Research*, 173, 33-41.
- Scheu, S. y Schaefer, M. (1998). Bottom-up control of the soil macrofauna community in a beech wood on lime-sone: manipulation of food resources. *Ecology*, 79, 1573-1585.
- Schipanski, M. E., Barbercheck, M., Douglas, M. R., Finney, D. M., Haider, K., Kaye, J. P., Kemanian, A. R., Mortensen, D. A., Ryan, M. R., Tooker, J. y White, C. (2014). A framework for evaluating ecosystem services provided by cover crops in agroecosystems. *Agricultural Systems*, 125, 12-22.
- Schmidt, F. A., Ribas, C. R. y Schoederer, J. H. (2013). How predictable is the response of ant assemblages to natural forest recovery? Implications for their use as bioindicators. *Ecological Indicators*, 24, 158-166.
- Schmidt, O., Curry, J. P., Hackett, R. A., Purvis, G. y Clements, R. O. (2001). Earthworm communities in conventional wheat monocropping and low-input wheat-clover intercropping systems. *Annals of Applied Biology*, 138, 377-388.

- Schmidt, O., Clements, R. O. y Donaldson, G. (2003). Why do cereal–legume intercrops support large earthworm populations? *Applied Soil Ecology*, 22, 181–190.
- Schmidt, M. W., Torn, M. S., Abiven, S., Dittmar, T., Guggenberger, G., Janssens, I. A., Kleber, M., Kögel-Knabner, I., Lehmann, J., Manning, D. A., Nannipieri, P., Rasse, D. P., Weiner, S. y Trumbore, S. E. (2011). Persistence of soil organic matter as an ecosystem property. *Nature*, 478(7367), 49-56.
- Schulten, H. R. y Schnitzer, M. (1997). The chemistry of soil organic nitrogen: A review. *Biology and Fertility of Soils*, 26, 1–15.
- Scianca, C., Varela, M. F., Barraco, M., Álvarez, C. y Quiroga, A. (2013). Cultivos de cobertura en un Hapludol Thapto Árgico de la pampa arenosa: análisis de cinco campañas. En C. Álvarez, A. Quiroga, D. Santos y M. Bodrero (Eds.), *Contribuciones de los cultivos de cobertura a la sustentabilidad de los sistemas de producción* (pp. 93-105). Ediciones INTA.
- Seeber, J., Steinwandter, M., Tasser, E., Guariento, E., Peham, T., Rüdissler, J., Schlick-Steiner, B. C., Steiner, F. M., Tappeiner, U. y Meyer, E. (2022). Distributions of soil macrofauna across different habitats in the Eastern European Alps. *Scientific Data*, 9, 632.
- Sekaran, U., Sagar, K. L. y Kumar, S. (2021). Soil aggregates, aggregate-associated carbon and nitrogen, and water retention as influenced by short and long-term no-till systems. *Soil and Tillage Research*, 208, 104885.
- Sequeira, N. D., Vazquez, P., Sacido, M. y Daga, D. (2021). Zonificación agroecológica del partido de Benito Juárez (Argentina): agriculturización y consecuencias ambientales en una porción de la región pampeana argentina. *Investigaciones Geográficas*, 76, 285-307.
- Serri, D. L., Boccolini, M., Oberto, R., Chavarría, D., Bustos, N., Vettorello, C., Apezteguía, H., Miranda, J., Álvarez, C., Galarza, C., Chiófalo, S., Manrique, M., Sueldo, R., Fernández Belmonte, M. C., Mattalia, L., Cholaky, C. y Vargas Gil, S. (2018). Efecto de la agriculturización sobre la calidad biológica del suelo. *Ciencia del Suelo*, 36(2), 92-104.
- Serri, D. L., Pérez-Brandan, C., Meriles, J. M., Salvagiotti, F., Bacigaluppo, S., Malmantile, A. y Vargas Gil, S. (2022). Development of a soil quality index for sequences with different levels of land occupation using soil chemical, physical and microbiological properties. *Applied Soil Ecology*, 180, 104621.
- Seybold, C. A., Herrick, J. E. y Brejda, J. J. (1999). Soil resilience: A fundamental component of soil quality. *Soil Science*, 164, 224–234.
- Shackelford, G. E., Kelsey, R. y Dicks, L. V. (2019). Effects of cover crops on multiple ecosystem services: ten meta-analyses of data from arable farmland in California and the Mediterranean. *Land Use Policy*, 88, 104204.
- Sharma, A., Singh, G. y Singh, R. (2021). Faunal diversity of spider families Dictynidae, Dysderidae, Eresidae and Filistatidae (Araneomorphae: Araneae: Arachnida) in India. *International Journal of Zoology and Applied Biosciences*, 6(1), 1-9.

- Sharma, V., Irmak, S. y Padhi, J. (2018). Effects of cover crops on soil quality: Part I. Soil chemical properties-organic carbon, total nitrogen, pH, electrical conductivity, organic matter content, nitrate-nitrogen and phosphorus. *Journal of soil and water conservation*, 73(6), 637-651.
- Sharma, P., Singh, A., Singh Kahlon, C., Singh Brar, A., Grover, K. K., Dia, M. y Steiner, R. L. (2018). The role of cover crops towards sustainable soil health and agriculture. A review paper. *American Journal of Plant Sciences*, 9, 1935-1951.
- Shearin, A. F., Reberg-Horton, S. C. y Gallandt, E. R. (2014). Direct effects of tillage on the activity density of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) weed seed predators. *Environmental Entomology*, 36, 1140–1146.
- Silva, R. F., Tomazi, M., Pezarico, C. R., Aquino, A. M. y Mercante, F. M. (2007). Macrofauna invertebrada edáfica em cultivo de mandioca sob sistemas de cobertura do solo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 42(6), 865-871.
- Simon, B., Pullai, K. B., Selmeczi, D., Sebók, A., Tóthné Bogdányi, F., Weldmichael, T. G., Zalai, M., Nsima, J. P. y Tóth, F. (2022). Green corridors may sustain habitats for earthworms in a partially converted grassland. *Agronomy*, 12, 793.
- Sithole, N. J., Magwasa, L. S., Mafongoya, P. L. y Thibaud, G. R. (2018). Long-term impact of no-till conservation agriculture on abundance and order diversity of soil macrofauna in continuous maize monocropping system. *Soil and Plant Science*, 68(3), 220-229.
- Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A. y Paustian, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241, 155–176.
- Six, J., Bossuyt, H., Degryze, S. y Deneff, K. (2004a). A history of research on the link between (micro)aggregates, soil biota, and soil organic matter dynamics. *Soil and Tillage Research*, 79, 7–31.
- Six, J., Ogle, S. M., Breidt, F. J., Conant, R. T., Mosier, A. R. y Paustian, K. (2004b). The potential to mitigate global warming with no-tillage management is only realized when practiced in the long term. *Global Change Biology*, 10, 155–160.
- Skubala, P. y Marzec, A. (2013). Importance of different types on beech wood for soil microarthropods. *Polish Journal of Ecology*, 61, 545-560.
- Smith, V. C. y Bradford, M. A. (2003). Litter quality impacts on grassland litter decomposition are differently dependent on soil fauna across time. *Applied Soil Ecology*, 24, 197-203.
- Smith, C., Jayathunga, S., Gregorini, P., Pereira, F. C. y McWilliam, W. (2022). Using soil sustainability and resilience concepts to support future land management practice: A case study of Mt Grand Station, Hawea, New Zealand. *Sustainability*, 14, 1808.
- Snyder, W. E., Snyder, G. B., Finke, D. L. y Straub, C. S. (2006). Predator biodiversity strengthens herbivore suppression. *Ecology Letters*, 9(7), 789–796.
- Soil Survey Staff (1999). *Soil taxonomy: a basic system of soil classification for making and interpreting soil surveys* (2a ed.). Natural Resources Conservation Service.
- Sommagio, D., Peretti, E. y Burgio, G. (2018). The effect of cover plants management on soil invertebrate fauna in vineyard in Northern Italy. *BioControl*, 63, 795-806.

- Stasiov, S., Vician, V., Bencat, T., Pätöprstý, V., Lukácik, I. y Svitok, M. (2021). Influence of soil properties on millipede (Diplopoda) communities in forest stands of various tree species. *Acta Oecologica*, *113*, 103793.
- Steele, M. K., Coale, F. J. y Hill, R. L. (2012). Winter annual cover crops impacts on no-till soil physical properties and organic matters. *Soil and Water Management and Conservation*, *76*, 2164-2173.
- Stehr, F. W. (1991). *Immature insects* (1a ed., Vol. 2). Kendall-Hunt Publishing Company.
- Stuntz, S., Ziegler, C., Simon, U. y Zotz, G. (2002). Diversity and structure of the arthropod fauna within three canopy epiphyte species in central Panama. *Journal of Tropical Ecology*, *18*, 161-176.
- Sylvain, Z. A. y Wall, D. H. (2011). Linking soil biodiversity and vegetation: implications for a changing planet. *American Journal of Botany*, *98*(3), 517-527.
- Swift, M. J., Bignell, D., Moreira, F. y Huising, E. J. (2012). El inventario de la diversidad biológica del suelo: conceptos y guía general. En F. Moreira, E. J. Huising y D. E. Bignell (Eds.), *Manual de biología de suelos tropicales. Muestreo y caracterización de la biodiversidad bajo suelo* (pp. 29-52). Instituto Nacional de Ecología de México.
- Tahat, M. M., Alananbeh, K. M., Othman, Y. A. y Leskovar, D. I. (2020). Soil health and sustainable agriculture. *Sustainability*, *12*, 4859.
- Ter Braak, C. J. F. (1986). Canonical Correspondence Analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, *67*, 1167-1179.
- Thakur, M. P., Reich, P. B., Hobbie, S. E., Stefanski, A., Rich, R., Rice, K. E., Eddy, W. C. y Eisenhauer, N. (2018). Reduced feeding activity of soil detritivores under warmer and drier conditions. *Nature Climate Change*, *8*, 75-78.
- Thakur, M. P., Phillips, H. R., Brose, U., De Vries, F. T., Lavelle, P., Loreau, M., et al. (2020). Towards an integrative understanding of soil biodiversity. *Biological Reviews*, *95*, 350–364.
- Thapa, V. R., Ghimire, R., Van Leewen, D., Acosta-Martínez, V. y Shukla, M. (2022). Response of soil organic matter to cover cropping in water-limited environments. *Geoderma*, *406*, 115497.
- Tiunov, A. V. y Scheu, S. (2004). Carbon availability controls the growth of detritivores (Lumbricidae) and their effect on nitrogen mineralization. *Ecosystem Ecology*, *138*, 83-90.
- Topp, W., Kappes, H., Kulfan, J. y Zach, P. (2006). Distribution pattern of woodlice (Isopoda) and millipedes (Diplopoda) in four primeval forests of the Western Carpathians (Central Slovakia). *Soil Biology and Biochemistry*, *38*, 43–50.
- Torppa, K. A. y Taylor, A. R. (2022). Alternative combinations of tillage practices and crop rotations can foster earthworm density and bioturbation. *Applied Soil Ecology*, *175*, 104460.
- Traugott, M., Schallhart, N., Kaufmann, R. y Juen, A. (2008). The feeding ecology of elaterid larvae in central European arable land: new perspectives based on naturally occurring stable isotopes. *Soil Biology and Biochemistry*, *40*, 342–349.

- Traugott, M., Benefer, C. M., Blackshaw, R. P., van Herk, W. G. y Vernon, R. S. (2015). Biology, ecology, and control of elaterid beetles in agricultural land. *Annual Review of Entomology*, 60, 313–334.
- Trigo, E. J. y Cap, E. J. (2004). The impact of the introduction of transgenic crops in Argentinean agriculture. *AgBioForum*, 6, 87–94.
- Tuomisto, H. L., Hodge, I., Riordan, P. y Macdonald, D. W. (2012). Does organic farming reduce environmental impacts? – A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management*, 112, 309–320.
- Uetz, G. W. y Unzicker, J. D. (1976). Pitfall trapping in ecological studies of wandering spiders. *Journal of Arachnology*, 3, 101-111.
- Usharani, K. V., Roopashree, K. M. y Dhananjay, N. (2019). Role of soil physical, chemical and biological properties for soil health improvement and sustainable agriculture. *Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry*, 8(5), 1256-1267.
- van Leeuwen, J. P., Creamer, R. E., Cluzeau, D., Debeljak, M., Gatti, F., Henriksen, C. B., Kuzmanovski, V., Menta, C., Pérès, G., Picaud, C., Saby, N. P. A., Trajanov, A., Trinsoutrot-Gattin, I., Visioli, G. y Rutgers, M. (2019). Modeling of soil functions for assessing soil quality: soil biodiversity and habitat provisioning. *Frontiers in Environmental Science*, 7, 113.
- Van Vliet, P. C. J., West, L. T., Hendrix, P. F. y Coleman, D. C. (1993). The influence of Enchytraeidae (Oligochaeta) on the soil porosity of small microcosms. *Geoderma*, 56, 287-299.
- Van Vliet, P. C. J., Beare, M. H. y Coleman, D. C. (1995). Population dynamics and functional roles of Enchytraeidae (Oligochaeta) in hardwood forest and agricultural ecosystems. *Plant and Soil*, 170, 199-207.
- Varela, M. F., Scianca, C. M., Taboada, M. A. y Rubio, G. (2014). Cover crop effects on soybean residue decomposition and P release in no-tillage systems of Argentina. *Soil and Tillage Research*, 143, 59–66.
- Vargas Gil, S., Meriles, J., Conforto, C., Basanta, M., Radl, V., Hagn, A., Schloter, M. y March, G. J. (2011). Response of soil microbial communities to different management practices in surface soils of a soybean agroecosystem in Argentina. *European Journal of Soil Biology*, 7, 55-60.
- Vasconcelos, W. L. F., Macedo Rodrigues, D., Carvalho Silva, R. O. y Alfaia, S. S. (2020). Diversity and abundance of soil macrofauna in three land use systems in eastern Amazonia. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 44, e:01900136.
- Vaz, C. M. P., Manieri, J. M., de María, I. C. y Tuller, M. (2011). Modeling and correction of soil penetration resistance for varying soil water content. *Geoderma*, 166(1), 92-101.
- Velasquez, E. y Lavelle, P. (2019). Soil macrofauna as an indicator for evaluating soil-based ecosystem services in agricultural landscapes. *Acta Oecologica*, 100, 103446.
- Vellend, M. (2001). Do commonly used indices of β -diversity measure species turnover? *Journal of Vegetation Science*, 12, 545-552.
- Venter, Z. S., Jacobs, K. y Hawkins, H. J. (2016). The impact of crop rotation on soil microbial diversity: a meta-analysis. *Pedobiologia*, 59(4), 215-223.

- Verhulst, N., Govaerts, B., Verachtert, E., Castellanos-Navarrete, A., Mezzalama, M., Wall, P., Decker, J. y Sayre, K. D. (2010). Conservation agriculture, improving soil quality for sustainable production systems? En R. Lal y B. A. Stewart (Eds.), *Advances in soil science: food security and soil quality* (pp. 137-208). CRC Press.
- Videla, C. y Picone, L. (2017). Indicadores biológicos de calidad de suelo. En M. G. Wilson (Ed.), *Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina* (pp. 83-87). Ediciones INTA.
- Viglizzo, E. F., Frank, F. C., Carreño, L. V., Jobbágy, E. G., Pereyra, H., Clatt, J., Pincén, D. y Ricard, M. F. (2011). Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global Change Biology*, 17, 959-973.
- Vittar, F. (2008). Hormigas (Hymenoptera: Formicidae) de la Mesopotamia Argentina. *Miscelánea INSUGEO*, 17(2), 447-466.
- Vittar F. y Cuezco, F. (2008). Hormigas (Hymenoptera: Formicidae) de la provincia de Santa Fe, Argentina. *Revista de la Sociedad Entomológica Argentina*, 67(1-2), 175-178.
- Vogel, H. J., Bartke, S., Daedlow, K., Helming, K., Kögel-Knaber, I., Lang, B., Rabot, E., Russell, D., Stobel, B., Weller, U., Wiesmeier, M. y Wollschläger, U. (2018). A systemic approach for modeling soil functions. *Soil*, 4, 83-92.
- Vogel, H. J., Balseiro-Romero, M., Kravchenko, A., Otten, W., Pot, V., Schlüter, S., Weller, U. y Baveye, P. (2022). A holistic perspective on soil architecture is needed as a key to soil functions. *European Journal of Soil Science*, 73, e13152.
- Vucic Pestic, O., Rall, B. C., Kalinkat, G. y Brose, U. (2010). Allometric functional response model: body masses constrain interaction strengths. *Journal of Animal Ecology*, 79(1), 249-256.
- Walkey, A. y Black, I. A. (1934). An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. *Soil Science*, 37, 29-37.
- Wander, M. (2004). Soil organic matter fractions and their relevance to soil function. En K. Magdoff y R. R. Weil (Eds.), *Soil organic matter in sustainable agriculture* (pp. 67-102). CRC Press.
- Wardle, D. A. (1995). Impacts of disturbance on detritus food webs in agro-ecosystems of contrasting tillage and weed management practices. *Advances in Ecological Research*, 26, 105-185.
- Wardle, D. A. y Bardgett, R. D. (2004). Indirect effects of invertebrate herbivory on the decomposer subsystem. *Ecological Studies*, 173, 53-69.
- Weeks, R. D. y Holtzer, T. O. (2000). Habitat and season in structuring ground-dwelling spider (Araneae) communities in a short grass steppe ecosystem. *Environmental Entomology*, 29(6), 1164-1172.
- White, C. A., Holmes, H. F., Morris, N. L. y Stobart, R. M. (2016). *A review of the benefits, optimal crop management practices and knowledge gaps associated with different cover crops species*. Research Review, 90. AHDB.
- Whittaker, R. H. (1972). Evolution and measurement of species diversity. *Taxon*, 21(2/3): 231-251.

- Whittaker, R. H. (1977). Evolution of species diversity in land communities. En M. K. Hecht, W. C. Steere y B. Wallace (Eds.), *Evolutionary biology* (pp. 1-67). Plenum.
- Wiesmeier, M., Urbanski, L., Hobbey, E., Lang, B., von Lützow, M., Marin-Spiotta, E., van Wesemael, B., Rabot, E., Ließ, M., García-Franco, N., Wollschläger, U., Vogel, H. J. y Kögel-Knabner, I. (2019). Soil organic carbon storage as a key function of soils – A review of drivers and indicators at various scales. *Geoderma*, 333, 149-162.
- Wilson, M. G. (2017). *Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina*. Ediciones INTA.
- Wilson, M. G. y Sasal, M. C. (2017). Aplicación de indicadores de calidad de suelo para el monitoreo agroambiental. En M. G. Wilson (Ed.), *Manual de indicadores de calidad del suelo para las ecorregiones de Argentina* (pp. 23-28). Ediciones INTA.
- Wilson, M. G., Maggi, A. E., Castiglioni, M. G., Gabioud, E. A. y Sasal, M. C. (2020). Conservation of ecosystem services in Argiudolls of Argentina. *Agriculture*, 10, 649.
- Wingeyer, A. B., Amado, T. J., Pérez-Bidegain, M., Studdert, G. A., Varela, C. H. P., García, F. O y Karlen, D. L. (2015). Soil quality impacts of current South American agricultural practices. *Sustainability*, 7(2), 2213-2242.
- Wittwer, R. A., Dorn, B., Jossi, W. y van der Heijden, M. G. A. (2017). Cover crops support ecological intensification of arable cropping systems. *Scientific Reports*, 7, 41911.
- Wright, A. L. y Hons, F. H. (2004). Soil aggregation and carbon and nitrogen storage under soybean cropping sequences. *Soil Science Society of America Journal*, 68, 507–513.
- Wu, P. y Wang, C. (2019). Differences in spatiotemporal dynamics between soil macrofauna and mesofauna communities in forest ecosystems: The significance for soil fauna diversity monitoring. *Geoderma*, 337, 266-272.
- Wyngaard, N., Crespo, C., Angelini, H., Eyherabide, M., Larrea, G., Reussi Calvo, N., Carciochi, W. y Sainz Rozas, H. (2022). The effect of agriculture on topsoil carbon stocks is controlled by land use, climate, and soil properties in the Argentinean Pampas. *Catena*, 212, 106126.
- Xiong, Q., Hu, J., Wei, H., Zhang, H. y Zhu, J. (2021). Relationship between plant roots, rhizosphere microorganisms, and nitrogen and its special focus on rice. *Agriculture*, 11, 234.
- Ye, C., Zhang, Y., Yan, X. M., Tong, Z. Y., Zhang, G. C., Gao, X. D., Li, S. B., Zhang, Y. N. y Li, L. (2018). Effects of straw returning method and quantity on organic nitrogen activity in brown earth. *Chinese Journal of Soil Science*, 49, 1383–1389.
- Yi, C. y Jackson, N. (2021). A review of measuring ecosystem resilience to disturbance. *Environmental Research Letters*, 16, 053008.
- Young, I. M., Crawford, J. W. y Rappoldt, C. (2001). New methods and models for characterizing structural heterogeneity of soil. *Soil and Tillage Research*, 61, 33–45.
- Young, I. M. y Crawford, J. W. (2004). Interactions and self organization in the soil-microbe complex. *Science*, 304, 1634-1637.
- Young, I. M., Crawford, J. W., Nunan, N., Otten, W. y Spiers, A. (2008). Microbial distribution in soils: physics and scaling. *Advances in Agronomy*, 100, 81–121.

- Yu, Y., Loiskandl, W., Kaul, H. P., Himmelbauer, M., Wei, W., Chen, L. y Bodner, G. (2016). Estimation of runoff mitigation by morphologically different cover crop root systems. *Journal of Hydrology*, 538, 667–676.
- Zamuner, E. C., Picone, L. I. y Echeverría, H. E. (2006). Comparison of phosphorus fertilization diagnostic methods for wheat under no-tillage. *Soil and Tillage Research*, 89, 70-77.
- Zerbino, M. S., Altier, N., Morón, A. y Rodríguez, C. (2008). Evaluación de la macrofauna del suelo en sistemas de producción en siembra directa y con pastoreo. *Agrociencia*, 12(1): 44-55.
- Zhang, X. X., Whalley, P. A., Ashton, R. W., Evans, J., Hawkesford, M. J., Griffiths, S., Huang, Z. D., Zhou, H., Mooney, S. J. y Whalley, W. R. (2020). A comparison between water uptake and root length density in winter wheat: effects of root density and rhizosphere properties. *Plant and Soil*, 451, 345-356.
- Zhao, H. L., Li, J., Liu, R. T., Zhou, R. L., Qu, H. y Pan, C. C. (2014). Effects of desertification on temporal and spatial distribution of soil macro-arthropods in Horgin sandy grassland, Inner Mongolia. *Geoderma*, 223, 62-67.
- Zhukov, O., Kunah, O., Dubinina, Y y Novikova, V. (2018). The role of edaphic and vegetation factors in structuring beta diversity of the soil macrofauna community of the Dnipro River Arena Terrace. *Ekológia (Bratislava)*, 37(4), 301-327.
- Zubiaga, L. y Vanzolini, J. I. (2019). *Manejo integrado del gusano blanco o bicho torito en los cultivos y pasturas de ciclo invernal. Boletín Técnico 23, EEA Hilario Ascasubi. Ediciones INTA.*
- Zulu, S. G., Motsa, N. H., Sithole, N. J., Magwaza, L. S. y Ncama, K. (2022). Soil macrofauna abundance and taxonomic richness under long term no-till conservation agriculture in a semi-arid environment of South Africa. *Agronomy*, 12, 722.
- Zwetsloot, M. J., Bongiorno, G., Barel, J. M., di Lonardo, D. P. y Creamer, R. E. (2022). A flexible selection tool for the inclusion of soil biology methods in the assessment of soil multifunctionality. *Soil Biology and Biochemistry*, 166, 108514.