

NÚMERO
ESPECIAL

CANGÜE

Revista de la Estación Experimental
"Dr. Mario A. Cassinoni"
Facultad de Agronomía | Paysandú
Universidad de la República

Setiembre 2026 | Número 48
ISSN 0797 - 8480



EEMAC
Estación Experimental
"Dr. Mario A. Cassinoni"



FACULTAD DE
AGRONOMÍA



UNIVERSIDAD
DE LA REPÚBLICA
URUGUAY



VII Simposio Nacional de Agricultura

Agricultura en evolución, integrando
conocimiento para un futuro sostenible



CANQUÉ

DIGITAL

SETIEMBRE AÑO 2026 - NÚMERO 48



Serie Divulgación
y Extensión Sub-
serie de Divulgación
Técnica

Revista de la Estación Experimental
«Dr. Mario A. Cassinoni»



Ruta 3 - Km. 363
Casilla de Correos 57072
Paysandú - Uruguay
(598) 47227950

REDACTOR RESPONSABLE:
Juana Villalba

COLABORADORES:
Silvana Abbate
Santiago Álvarez
Walter Carciochi
Oswaldo Ernst
Federico García
Isabel García Carriquiry
Luis Giménez
Iván González-Bergonzoni
Andrés Locatelli
Ignacio Macedo
Cintia Palladino
Gonzalo Rizzo

COORDINACIÓN
Cecilia López González
Horacio Silva.

CORRECCIÓN DE ESTILO:
Cecilia López González

FOTOS PORTADA:
Cecilia López González

DISEÑO:
Pablo Bernasconi

DIAGRAMACIÓN:
Alejandro Luaces

Las notas publicadas en la revista son de
responsabilidad exclusiva de los autores.
La revista *Cangüé* se publica desde el año 1993.
Su numeración es correlativa.
Desde el N° 31 (2011) se transforma
en una publicación digital. ISSN 2301 - 0886

Desde el Cangüé

La concreción de la 7ª. edición del Simposio Nacional de Agricultura representó una gran satisfacción para el Grupo de Trabajo Interdisciplinario en Agricultura de la EEMAC. El reencuentro presencial permitió recuperar un espacio valioso para compartir conocimientos, contrastar perspectivas y reflexionar colectivamente sobre el presente y el futuro de la agricultura uruguaya.

Desde su primera edición, el Simposio ha procurado contribuir al análisis crítico de la producción agrícola nacional, interpretando sus transformaciones, identificando incertidumbres y aportando conocimientos para la construcción de sistemas productivos sostenibles. Para ello, el diálogo con productores, técnicos, investigadores, estudiantes y organizaciones resulta fundamental. Como docentes e investigadores de la Universidad de la República necesitamos articular nuestros resultados con las experiencias y demandas del sector productivo, revisando permanentemente la pertinencia de nuestras líneas de trabajo.

Los temas abordados adquieren especial relevancia en un contexto marcado por el cambio y la variabilidad climática, la presión sobre los recursos naturales, la creciente complejidad de los sistemas productivos y las demandas sociales respecto a sus impactos ambientales. Frente a este escenario, entendemos que la intensificación ecológica constituye un camino viable y perdurable basado en el aprovechamiento de los procesos naturales y los servicios ecosistémicos. Esto no supone prescindir de las nuevas tecnologías sino integrarlas responsablemente, respaldadas por conocimiento científico y adaptadas a las condiciones productivas nacionales.

Los trabajos reunidos en este número de la revista *Cangüé* recogen los principales aportes presentados en el Simposio. Incluyen estudios sobre la diversificación de las rotaciones, los cultivos de servicio y las especies perennes; los desafíos de las aplicaciones con drones; los efectos ambientales de los productos fitosanitarios; la gestión integrada de plagas; el manejo de enfermedades y la inocuidad de los granos. También se analizan la estabilidad y resiliencia de los sistemas, las brechas de rendimiento y la gestión del agua, procurando conciliar productividad, equidad en el acceso y preservación ambiental.

El evento también fue una oportunidad para reconocer las trayectorias de quienes contribuyeron a construir y consolidar el Simposio. Por ello, expresamos nuestro reconocimiento y agradecimiento a Adela Ribero, Grisel Fernández, Oswaldo Ernst, Tato Hoffman y Fernando García por su compromiso con las ediciones anteriores.

Esta publicación amplía el alcance del VII Simposio y da continuidad a los intercambios iniciados durante el encuentro. Esperamos que sus contribuciones resulten útiles para la investigación, la enseñanza, el asesoramiento técnico y la toma de decisiones, y que promuevan nuevas preguntas y articulaciones. El desafío es avanzar colectivamente hacia un uso responsable del suelo, el agua y la biodiversidad, asegurando la producción a largo plazo sin comprometer el ambiente ni la capacidad productiva de las generaciones futuras.

¡Hasta la nueva edición de nuestro Simposio Nacional de Agricultura!

GTI Agricultura

Notas técnicas

Diversificación de la secuencia de cultivos con foco en cultivos de servicio	4
<i>Santiago Alvarez Durán; Luciana Rey</i>	

Efecto de los cultivos de servicio en el rendimiento de los cultivos de verano e invierno	8
<i>Walter Daniel Carciochi; Francisco Cafaro La Menza, Cecilia Crespo, Agustina Tordó, María Pía Rodríguez, Nahuel Reussi Calvo, Leonardo Novelli, Pablo Andrés Barbieri, Fernando Salvagiotti</i>	

Cultivos perennes: beneficios, especies promisorias, resultados en Uruguay y su nicho	13
<i>Andrés Locatelli y Valentín Picasso</i>	

La dimensión económica de la agricultura y el ambiente	18
<i>Federico García Suárez y Camilo Álvarez García</i>	

Impacto del uso de fitosanitarios en sistemas agrícolas	22
<i>Isabel García Carriquiry y Grisel Fernández</i>	

Gestión de plagas ante escenarios dinámicos	27
<i>Silvana Abbate</i>	

Manejo de enfermedades en cultivos de invierno	32
<i>Cintia Palladino, Isabel García, Carlos Alberto Pérez, Silvia Pereyra, Lucía Pareja</i>	

Cuantificando la trayectoria de sistemas de cultivos en base a indicadores de sostenibilidad*	36
<i>Juan Ahunchain; Sebastián Mazzilli; Oswaldo Ernst</i>	

Sostenibilidad de sistemas arroceros en Uruguay: una mirada integrada	39
<i>Ignacio Macedo, Alvaro Roel, José A. Terra y Jesus Castillo</i>	

Visualizando problemas y escenarios para los sistemas agrícolas del Uruguay	44
<i>Sebastián R. Mazzilli, Oswaldo Ernst</i>	

¿Qué está pasando con las brechas de rendimiento en Uruguay?	48
<i>Gonzalo Rizzo, Gian Franco Rodríguez, Sofía Pejo, Juan Manuel Sanchis, Milton Pintos</i>	

Argumentos que justifican el incremento del riego en Uruguay	52
<i>Luis Giménez</i>	

Desafíos ambientales de la intensificación agropecuaria sobre los ecosistemas acuáticos y posibles estrategias de mitigación	56
<i>Mariana Meerhoff, Iván González-Bergonzoni</i>	

Misceláneas

Reconocimiento a la trayectoria de referentes en el área agronómica	59
<i>Cecilia López González</i>	



Diversificación de la secuencia de cultivos con foco en cultivos de servicio

Foto: Martín Nolla

Santiago Alvarez Durán¹; Luciana Rey²

1- Departamento de Producción Vegetal, Facultad de Agronomía. Universidad de la República.

2- Departamento de Protección Vegetal, Facultad de Agronomía. Universidad de la República.

1– Trayectoria reciente de los sistemas de cultivos en Uruguay

Durante las últimas décadas, se produjo un marcado cambio en el uso del suelo en la región pampeana, impulsado principalmente por la creciente demanda global de alimentos. En Uruguay, el área agrícola ha reflejado las tendencias regionales, implicando una sustitución progresiva del sistema tradicional de rotación cultivos–pasturas por sistemas bajo agricultura continua (Franzluebbers et al., 2014). Esto implicó la transición hacia sistemas simplificados con un menor grado de diversificación (Baeza y Paruelo, 2020).

2– Un caso del impacto de la pérdida de diversidad

Recientemente, un análisis de datos de campo en chacras comerciales (n= 65) del litoral oeste agrícola de Uruguay, permitió identificar a la baja diversidad de la secuencia de cultivos como una de las principales carac-

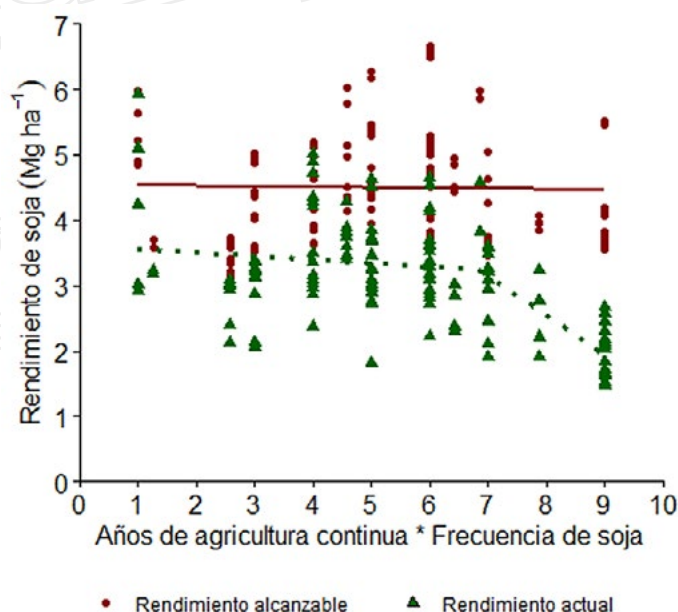


Figura 1. Gráfico de dispersión con rendimiento actual (Ya; Mg/ha; triángulos verdes) y alcanzable (Yatt; Mg/ha; círculos rojos) de soja en función de los años bajo agricultura continua por frecuencia de soja en la fase de verano. Línea roja: $p > 0.05$; Línea punteada verde: $R^2 = 0.33$; $p \leq 0.05$. Adaptado de Álvarez y Ernst, (2025).

terísticas asociadas a los sistemas agrícolas que obtienen bajos rendimientos actuales de soja (Álvarez y Ernst, 2025). Estas mermas en el rendimiento real fueron capturadas principalmente por el indicador años de agricultura continua por la frecuencia de soja en verano (Figura 1).

Estos resultados, son congruentes con los reportados por Ernst et al (2018) sobre el efecto de las pasturas en el rendimiento de trigo, y aditivos al efecto de rotar soja con maíz, que fue observado nuevamente por Álvarez y Ernst (2025) y ya había sido reportado por Mazzilli y Ernst (2019), utilizando bases de datos productores de FUCREA. Implica una ventana de oportunidad respecto a la mejora en la eficiencia de producción cuando se planifica la diversidad del sistema de cultivos.

3– La oportunidad de los cultivos de servicios para aumentar la diversidad

A partir del 2013, con el objetivo de mitigar problemas asociados a la erosión de suelos, se implementó el Plan de Uso y Manejo Responsable de Suelos. El mismo promovió la adopción de buenas prácticas agrícolas, entre ellas la incorporación de cultivos de servicio (CS) invernales, también conocidos como cultivos de cobertura (Figura 2). Si bien los CS se consolidaron como una herramienta central para proteger el suelo de la erosión en invierno, se

constituyeron en una oportunidad sin precedentes para aumentar la diversidad de los sistemas de cultivo y aportar múltiples beneficios como el manejo de malezas, la promoción de insectos benéficos, la optimización del uso de agua y nutrientes, y la contribución al secuestro de carbono.

4– Proyecto de Cultivos de Servicio

Durante los últimos tres años se desarrolló el FPTA 357 “Cultivos de Servicio: promoción y validación de su manejo en sistemas agrícolas del litoral y centro-sur del Uruguay”, el cual tuvo por objetivo transferir la tecnología de los CS a los productores agrícolas y generar información de manejo sobre su efecto en la secuencia de cultivos. Los resultados globales del proyecto estarán compilados próximamente en una Serie FPTA que se encuentra en edición

5– Aporte de los cultivos de servicio

Esta disertación se centrará sobre el efecto residual de la inclusión de CS invernales en el invierno siguiente. Los resultados provienen de dos experimentos realizados en EEMAC, que comenzaron con la siembra de los CS en 2022 y 2023. El diseño del experimento fue un DBCA con siete tratamientos con tres repeticiones. Los tratamientos fueron: i) barbecho de invierno, ii) CS de *Avena byzantina*,

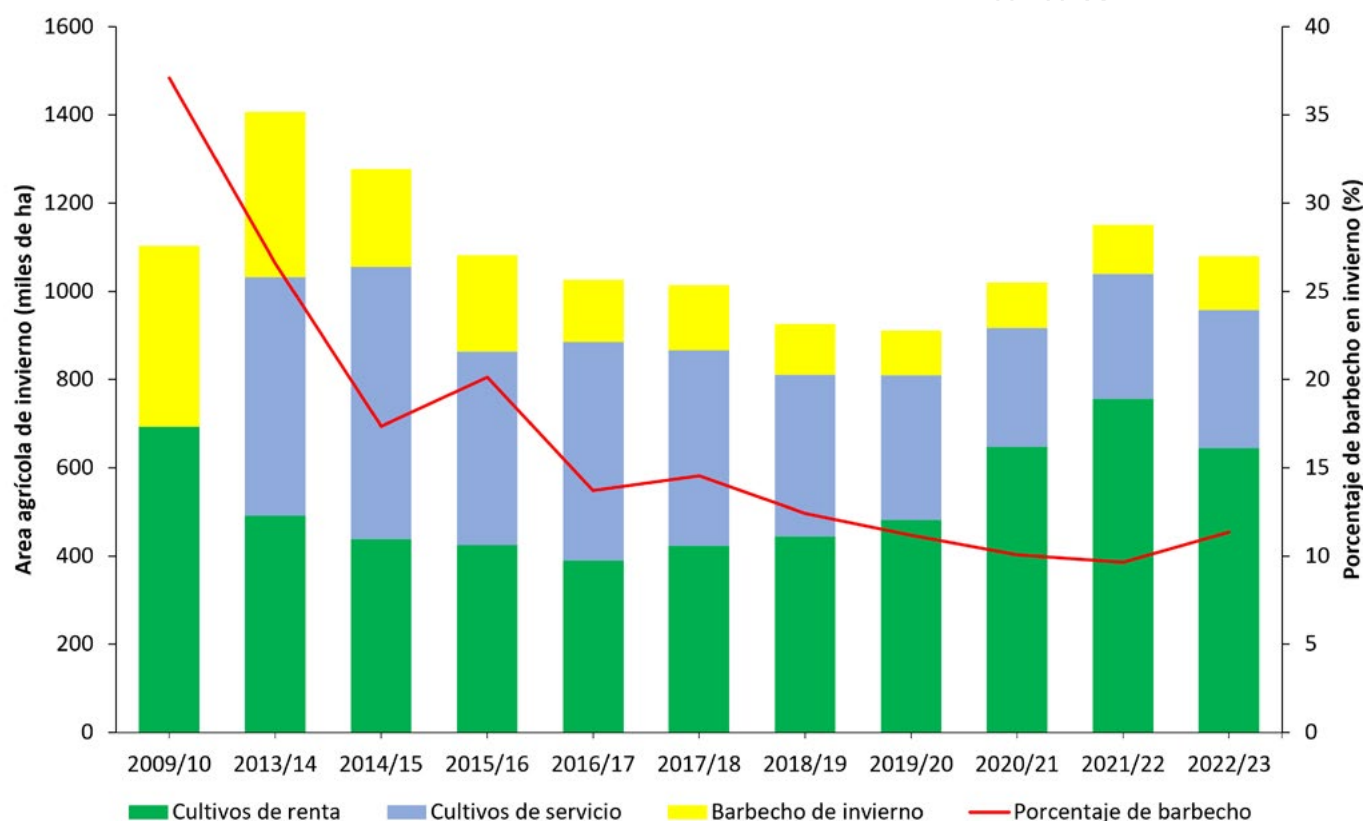


Figura 2. Evolución del área sembrada de invierno desde la implementación de los Planes de Uso y Manejo Responsable de Suelos. Fuente: elaborado en base a datos de DIEA-MGAP.

iii) CS de *Avena strigosa*, iv) CS de *Vicia villosa*, v) CS de *Trifolium resupinatum*, vi) CS de *Vicia villosa* y *Avena byzantina*, vii) CS de *Vicia villosa* y *Avena strigosa*. Para evaluar el enmalezamiento residual se tomaron todos los tratamientos, mientras que para el estudio del efecto sobre la dinámica de N y el rendimiento de los cultivos de invierno se utilizaron los tratamientos i, iii, iv y vi por considerarse los más representativos. Luego de suprimidos los CS, se realizó un cultivo de maíz y al siguiente invierno se sembraron cultivos de renta de cebada (2023) y trigo (2024), manteniéndose sin fertilización nitrogenada.

6– Resultados globales de los CS

La producción de biomasa de los CS fue alta (5,4 Mg/ha), superando monitoreos realizados en chacras comerciales. Las diferencias en N total absorbido (37–327 kg/ha) y en la relación C/N (10–49) reflejaron una amplia variabilidad en la dinámica del N: algunos CS promovieron inmovilización (C/N > 33) y otros mineralización (C/N < 24) neta. La elevada biomasa aérea explicó los altos niveles de cobertura del suelo (77% a supresión) y el bajo enmalezamiento invernal (6%) de manera general (Tabla 1).

Tabla 1. Estadística descriptiva de los seis CS evaluados para algunas variables evaluadas durante el período de crecimiento de los CS (2022 y 2023) en EEMAC.

Variable	Unidad	Media	Mediana	Máx	Mín
Biomasa aérea	Mg/ha	5.4	5.6	9.7	1.3
Nitrógeno total absorbido	Kg/ha	106	80	327	37
Relación C/N del residuo	#	25	23	49	10
Cobertura de los CS a 60 días de siembra	%	48	56	94	1
Cobertura de los CS a supresión	%	77	76	98	37
Cobertura de malezas a supresión	%	6	1	43	0
Malezas en estado reproductivo a supresión	#	12	2	65	1

7– Efecto residual de los CS

Para evaluar el efecto residual de invierno de los CS, se sembró al siguiente invierno de cada experimento de CS, cebada y trigo. Los CS modificaron el ambiente de producción, con efectos residuales durante el invierno siguiente (Tabla 2). Se registraron diferencias significativas en el enmalezamiento previo a siembra y a cosecha, concentración de N-NO₃-a siembra, N en planta a previo a encañado, altura de hoja bandera y rendimiento relativo.

8– Efecto en el enmalezamiento

Los CS con gramíneas redujeron el enmalezamiento al año siguiente respecto al barbecho (p < 0.05), debido a (i) menor reinfestación del banco de semillas y (ii) mayor cantidad y persistencia de rastrojo.

En barbecho, previo a la siembra de los cultivos cereales, las parcelas donde se había sembrado avena negra presentaron consistentemente el menor enmalezamiento. Las parcelas donde se habían sembrado las mezclas, vicia y avena común, presentaron enmalezamientos intermedios, aunque su efecto residual se mostró dependiente del año evaluado. El tratamiento con trébol persa mostró el peor

Tabla 2. Efectos principales cultivo de servicio, sitio y su interacción sobre variables evaluadas durante el cultivo de renta del invierno siguiente (2023 y 2024) en EEMAC. Códigos de significancia: **** 0.001 *** 0.01 ** 0.05 + 0.1 'NS' No significativo.

	CS	Año	CS * año
Malezas en reproductivo a supresión del CS	**	***	***
Cobertura de malezas a siembra de CR ¹ de invierno	***	***	NS
Cobertura de rastrojo a siembra de CR ¹ de invierno	**	NS	NS
Cobertura de malezas a implantación de CR de invierno	NS	+	NS
Cobertura de malezas a cosechade CR de invierno	***	***	NS
N-NO ₃ -a siembra del CR de invierno	*	**	*
N-NO ₃ -a Z.22 del CR de invierno	NS	NS	NS
N en planta previo a encañado del CR de invierno	*	**	+
Altura de hoja bandera del CR de invierno sin N	**	**	*
Rendimiento relativo ² del CR de invierno sin N	*	NS	*

¹Cultivo de renta; ²Rendimiento relativo = Rendimiento de cultivo de renta post CS en sitio n/Máximo rendimiento de cultivo de renta en sitio n.Fuente: proyecto FPTA 357

desempeño. Previo a la siembra del cultivo de renta de invierno, la menor cobertura de suelo ofrecida por el rastrojo de las leguminosas facilitó la emergencia de nuevas malezas. Aunque las diferencias entre antecesores se atenuaron durante el crecimiento del cultivo de renta ($p \geq 0.05$), al final del ciclo avena negra y vicia mantuvieron la menor infestación ($p < 0.001$), destacando la consistencia en el control de malezas de avena negra a lo largo del tiempo.

9– Efecto residual sobre nitrógeno

Los residuos de CS de avena por su alta C/N continuaron inmovilizando N en el suelo al invierno siguiente, reduciendo los valores de $N-NO_3^-$ a siembra, la absorción de N a inicio del encañado y la altura de hoja bandera. En cambio, el CS de *Vicia villosa*, que logró una alta producción de biomasa con un alto contenido de N y baja relación C/N, permitió una mayor disponibilidad de este en suelo y una mayor absorción por los cultivos de renta gramínea a inicio del encañado.

10– Efecto en el rendimiento de los cultivos

Debido a las mejoras observadas en la nutrición de N, los cultivos de renta gramínea sin fertilización nitrogenada vieron incrementado su rendimiento en un 30% cuando el antecesor de invierno fue el CS de *Vicia villosa* en comparación a Avena común ($p < 0.05$). El aumento en el rendimiento de los cultivos de invierno gramínea permite asumir que el costo de incorporar un CS de *Vicia villosa*

en la secuencia de cultivos puede ser disuelto en al menos dos zafras, en la medida que se ajuste la fertilización nitrogenada. Estos resultados se obtuvieron con CS de *Vicia villosa* que en promedio alcanzaron en torno a 4 Mg/ha biomasa seca aérea.

11– Conclusiones

Estos resultados permiten orientar el diseño de rotaciones diversificadas en zonas agrícolas del Uruguay, destacando la importancia de seleccionar especies de CS según el servicio ecosistémico prioritario. Los CS gramíneos se destacaron por su alta cobertura y persistencia de rastrojo, reduciendo la reinfestación de malezas. Mientras que los CS leguminosos aportaron N y mejoraron el rendimiento de cereales de invierno, aunque requieren un manejo adecuado para maximizar su biomasa. Los efectos de mediano plazo reportados representan una oportunidad para avanzar hacia sistemas más productivos, diversos y sostenibles.

Bibliografía

- Alvarez, S.; & Ernst, O. (2025). *Explaining how diversified crop rotation systems reduce soybean yield gap: The case of Uruguay*. *Field Crops Research*, 325, 109823. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2025.109823>
- Baeza, S.; Paruelo, J. M. (2020). *Land use/land cover change (2000–2014) in the Rio de la Plata grasslands: an analysis based on MODIS NDVI time series*. *Remote sensing*, 12, 381, pp 1-22. doi: <https://doi.org/10.3390/rs12030381>
- Franzluebbers, A. J.; Sawchik, J.; Taboada, M. A. (2014). *Agronomic and environmental impacts of pasture-crop rotations in temperate North and South America*. *Agric Ecosyst Environ*, 190, pp 18–26. doi: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.09.017>



Efecto de los cultivos de servicio en el rendimiento de los cultivos de verano e invierno

Walter Daniel Carciochi^{1,2}, Francisco Cafaro La Menza^{1,2}, Cecilia Crespo^{1,2}, Agustina Tordó^{1,2}, María Pía Rodríguez², Nahuel Reussi Calvo^{1,2}, Leonardo Novelli^{3,5,6}, Pablo Andrés Barbieri¹, Fernando Salvagiotti^{3,4}

1- Instituto de Innovación para la Producción Agropecuaria y el Desarrollo Sostenible (IPADS Balcarce INTA-CONICET), Ruta 226 Km 73.5 (7620) Balcarce, Argentina. waltercarciochi@hotmail.com

2- Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Mar del Plata

3- CONICET

4- Grupo Manejo de Cultivos, Suelos y Agua - INTA, EEA Oliveros, Ruta 11 km 353 (2206), Santa Fe, Argentina

5- INTA, EEA Paraná, Ruta 11 Km 12,5 (3100), Entre Ríos, Argentina

6- Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Entre Ríos, Entre Ríos, Argentina.

1- Introducción

Los sistemas agropecuarios argentinos enfrentan limitaciones en la productividad debido a la falta de rotaciones planificadas, sin alternancia con pasturas y con niveles

de fertilización por debajo de los requerimientos de los cultivos. Esta situación ha ocasionado la reducción del aporte de residuos vegetales y una mayor extracción de nutrientes del suelo (Wingeyer et al., 2015). En este contexto, la intensificación de cultivos, que implica una mayor variedad y cantidad de cultivos por unidad de tiempo y área, es un enfoque que ha demostrado un manejo agrícola sustentable (Caviglia et al., 2010). Algunas prácticas que pueden promover la intensificación sustentable de la agricultura son la fertilización de los cultivos, la diversificación e intensificación de las rotaciones, y el uso de cultivos de servicio (CS). La inclusión de CS en los sistemas de producción permite disminuir la tasa de caída de los niveles de carbono orgánico en el suelo, lo cual, junto con la presencia de raíces vivas por más tiempo mejora la calidad edáfica, revirtiendo parcialmente el deterioro de algunas de las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. El efecto de los CS proporcionando protección al suelo entre períodos de crecimiento de los cultivos de cosecha, contribuye a la conservación de los suelos a través de la reducción de la erosión hídrica y eólica. Más aún, la cobertura generada sobre la superficie del suelo ayuda a disminuir la emergencia de malezas, contribuyendo

a reducir el uso de agroquímicos para su control y evitando la aparición de malezas resistentes a herbicidas. Los CS también modifican el ciclado de nutrientes en los sistemas agrícolas. En algunas regiones, los excesos hídricos durante el invierno pueden provocar pérdidas significativas de nutrientes por lavado (nitrato y sulfato) y escorrentía o erosión (principalmente fósforo). Los CS ayudan a mitigar estas pérdidas al actuar como barrera física contra el escurrimiento, absorber agua y capturar nutrientes, lo que les ha valido el nombre de “cultivos trampa”. Al finalizar su ciclo, los nutrientes acumulados en la biomasa se liberan de acuerdo a la calidad final del residuo (relación C:nutriente) y pueden beneficiar o no, al cultivo siguiente. Además, los CS pueden incrementar las reservas orgánicas de nutrientes como el N, P, y S, promoviendo el aporte de los mismos a los cultivos mediante su mineralización (Crespo et al., 2021). El presente resumen hará foco en el rol de los CS sobre el ciclado de los nutrientes en los agroecosistemas y su impacto sobre el rendimiento de los cultivos posteriores para las condiciones productivas de la región Pampeana Argentina.

2– Características de los CS y su impacto en la productividad de los cultivos

En la región Pampeana Argentina, la secuencia típica es soja de primera - trigo o cebada/soja de segunda – maíz, y en ella los CS pueden implantarse para ocupar los barbechos invernales. En este escenario, la ventana de crecimiento de los CS es acotada (abril-mayo a noviembre) a no ser que no se siembre un cultivo de segunda luego del cereal de invierno. Bajo estas condiciones, una recopilación de trabajos (Cafaro La Menza y Carciochi, 2023) indicó que, en promedio, la producción de materia seca (MS) aérea fue mayor en consociaciones gramínea+vicia (6205 kg/ha) que en gramíneas (6085 kg/ha) y vicia (4090 kg/ha) (Cuadro 1). En dicha revisión se observó que la productividad aérea estuvo explicada principalmente por el largo del ciclo de crecimiento de los CS, y que, puntualmente para vicia, de-

moras en su fecha de siembra impactaron negativamente en su productividad. Esto indica la importancia del manejo de los CS (elección de fecha de siembra y terminación) para incrementar la producción de biomasa y mejorar los servicios ecosistemas que se pretende lograr mediante su inclusión en los sistemas de producción agrícolas.

En relación con el ciclado de nutrientes mediante el uso de CS, el más estudiado ha sido el N, dado su significativo impacto tanto sobre la productividad de los cultivos como sobre el ambiente. En la mencionada revisión realizada para la región Pampeana se observó que, en promedio, la vicia acumuló mayor cantidad de N (118 kg N/ha) que las mezclas (94 kg N/ha) y las gramíneas (70 kg N/ha) (Cuadro 1). Una vez terminados o suprimidos los CS, sus residuos se descomponen liberando los nutrientes retenidos en sus tejidos. La tasa de liberación de nutrientes está regulada por factores ambientales que definen la actividad de los microorganismos descomponedores, principalmente la temperatura y humedad, pero también por características del residuo, como la relación carbono:nitrógeno (C:N). Al respecto, se ha indicado que los CS de gramíneas presentaron en promedio relaciones C:N (44:1) superiores a 25:1, nivel por encima del cual se sugiere inmovilización de N (Cafaro La Menza y Carciochi, 2023). Por su parte, la vicia presentó en promedio una relación C:N de 15:1, mientras que las consociaciones mostraron un valor intermedio (27:1) (Cuadro 1). La menor relación C:N de la vicia permite una descomposición más rápida de sus residuos y una mayor liberación de nutrientes, mientras que las gramíneas tienden a inmovilizar N, afectando la disponibilidad para el cultivo siguiente. En relación con esto, un estudio en secuencias CS/maíz analizó la sincronización de N entre la liberación del nutriente desde los CS y la absorción del maíz posterior con distintos momentos de terminación de los CS (Carciochi et al., 2025). En dicho estudio se observó una liberación de N durante el ciclo del maíz del 90% con vicia, 75% con mezclas y 50% con gramíneas. Estos efectos tienen implicancias prácticas. Por ejemplo, el maíz suele presentar mayor respuesta a la fertilización

Cuadro 1. Estadísticas descriptivas de características de especies de cultivos de servicio.

Variable	Estadístico	Gramíneas	Consociaciones	Vicia villosa
MS aérea (kg/ha)	Min	470	500	400
	Media	6085	6205	4090
	Max	17598	14880	11600
N acumulado (kg/ha)	Min	10	10	10
	Media	70	94	118
	Max	235	193	255
Relación C:N	Min	16	12	9
	Media	44	27	15
	Max	152	57	34

nitrogenada luego de CS gramíneas, pero no luego de vicia (Carciochi et al., 2021a). Por otra parte, mezclas de gramíneas y leguminosas, con alta proporción de la primera y terminadas tardíamente, redujeron el rendimiento de maíz cuando no se fertilizó con N (Carciochi et al., 2021b). Así, el análisis de la sincronización de N indicó que esta fue mayor con vicia que con las consociaciones avena+via o la avena (81%, 70%, and 23%, respectivamente), y mayor con terminaciones tardías (1 semana antes de la siembra del maíz) que con tempranas (4 semanas antes de la siembra del maíz) (65% vs. 51%). Más aún, se observó que la sincronización de N estuvo negativamente asociada a la respuesta a N en el maíz y positivamente a las eficiencias de uso y de recuperación del nutriente.

En secuencias CS/girasol, se reportó que el girasol posterior a vicia rindió más (3.7 t/ha) que luego de avena o un barbecho (2.2 t/ha) cuando no se aplicó N, y similar al barbecho fertilizado (D'Onofrio et al., 2024). Tordó et al. (2024) confirmaron que, en años húmedos, la vicia incrementó el rendimiento del girasol en 315 kg/ha (8%) respecto al barbecho. Para el caso de vicia antecesor a soja, Rodríguez et al. (2024) indicaron que el CS afectó la dinámica de fijación biológica de N de la soja sin afectar su rendimiento (3 t/ha). Por último, recientemente se ha evaluado el uso de vicia como CS, previo a la siembra de cereales de invierno. Al respecto, Crespo et al. (2022) reportaron que sembrando vicia el 30 de enero con terminación del 11 de mayo, se logró una acumulación de MS de 4200 kg/ha y una acumulación de N de 137 kg/ha, lo

cual aumentó 25% el rendimiento de la cebada posterior.

Dado el efecto de los CS sobre la dinámica de N, es necesario contar con métodos para definir el manejo del nutriente. Particularmente, en secuencias vicia/maíz, Cafaro La Menza et al. (2025a) reportaron a partir de una revisión que, si bien la vicia realiza un aporte de N al cultivo siguiente, aún con dicho antecesor existe respuesta a la fertilización nitrogenada (promedio de 1800 kg/ha), pero de menor magnitud respecto a un barbecho (promedio de 1200 kg/ha). Sin embargo, el aporte de N de la vicia (o indirectamente la biomasa producida), no es el único factor que explica la respuesta (o ausencia de respuesta) a la fertilización nitrogenada en el maíz posterior. Esto es debido a que en el doble cultivo también existe una competencia por el recurso agua, la cual está ligada a la fecha de terminación del CS y las precipitaciones de la región. El análisis realizado para la región pampeana por Cafaro La Menza et al. (2025a) indicó que la respuesta a la fertilización con N en cultivos de maíz cuyo antecesor fue vicia estuvo asociada a: (i) el grado de limitación con N del ambiente (ambientes con alta respuesta a N luego de un barbecho, también responderán a N aunque hayan tenido vicia), (ii) la acumulación de N en vicia (menor acumulación de N implicó una mayor respuesta a la fertilización), (iii) la disponibilidad de agua (mayor respuesta a N con balances hídricos más favorables) y (iv) el contenido de materia orgánica del suelo (mayor respuesta a N con menores valores de materia orgánica por menor aporte de N nativo) (Figura 1). En síntesis, la respuesta o no a la fertilización con N

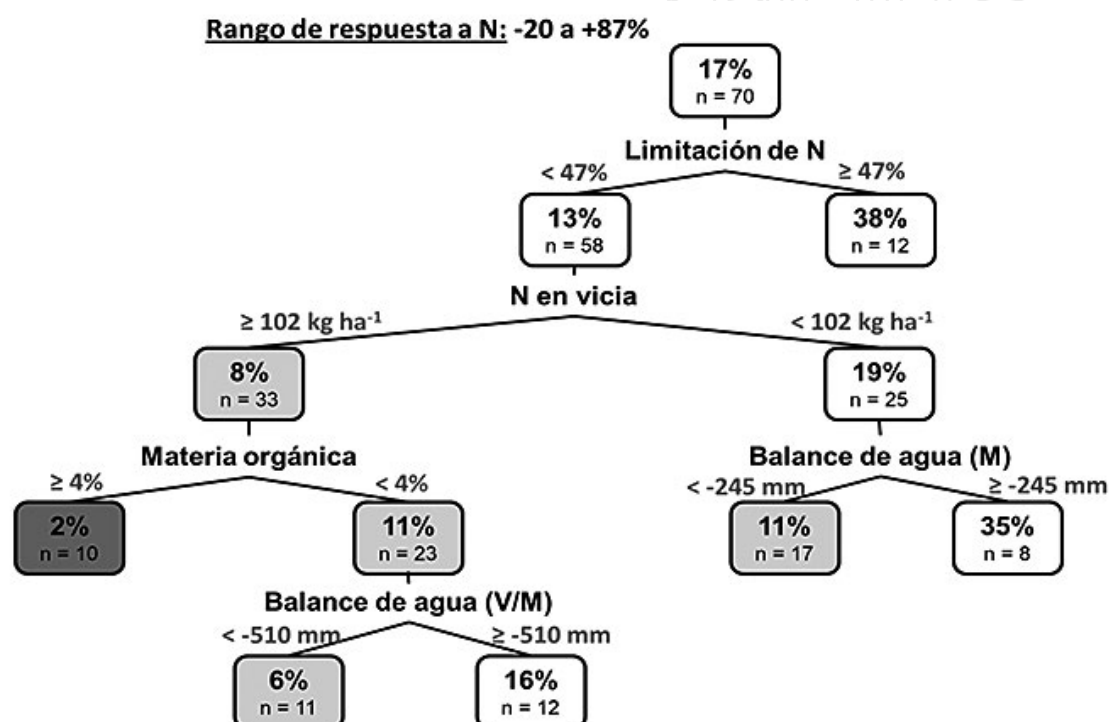


Figura 1. Árbol de regresión de la respuesta a la fertilización nitrogenada en maíz luego de vicia. La respuesta es expresada en % sobre el maíz no fertilizado. La limitación de N fue calculada como la respuesta a N de un maíz luego de barbecho, y los balances de agua (precipitación – evapotranspiración de referencia) fueron calculados para el ciclo del maíz (M) y la secuencia vicia/maíz (V/M). Adaptado de Cafaro La Menza et al. (2025a).

en maíz aún con antecesor vicia se explicó por el balance entre la demanda y oferta de N.

3– Impacto de los CS en el mediano-largo plazo

Las secuencias de cultivo que consistentemente incluyen CS han mostrado efectos más allá del cultivo de cosecha posterior. En un estudio de larga duración en Oliveros (Santa Fe) se observó que luego de 16 años, aquellas secuencias que ocuparon el suelo con cereales y CS incrementaron la producción de soja en aproximadamente 400 kg/ha respecto del monocultivo continuo de soja (Salvagiotti et al., 2024). Este efecto residual de la inclusión de CS es consecuencia de los múltiples beneficios sobre la fertilidad física, química y biológica del suelo, donde la dinámica de nutrientes es modificada. Con respecto a la dinámica del N, Rodríguez et al. (2024) en la zona del sudeste de Bs As mostraron que en secuencias vicia/soja/trigo, el contenido de N-nitrato a la siembra del trigo incrementó (20 a 40 kgN/ha) con la acumulación de materia seca de la vicia, y en uno de tres ensayos, la vicia aumentó significativamente el rendimiento de trigo respecto a la secuencia barbecho/

soja/trigo. Estudios en el sur de Santa Fe han mostrado que el aporte neto de N de cultivos de vicia (con producciones de biomasa aérea mayores a 5000 kg/ha) osciló entre 32 y 40 kg N/ha en el cultivo de maíz de segunda siguiente y sumó además un efecto residual de 12 kg N/ha en el cultivo de trigo siguiente (Biassoni et al., 2024).

4– Análisis económico

La vicia es uno de los CS más empleados cuando el objetivo es aportar nutrientes, principalmente N, a los cereales de verano, como el maíz. Un análisis realizado por Cafaro La Menza et al. (2025b), reportó para la región Pampeana Argentina una respuesta positiva a la vicia en 49% de las situaciones, con una respuesta promedio de 2200 kg/ha. Asumiendo que dicha respuesta es debida principalmente al aporte de N de la vicia, sería necesario fertilizar el maíz posterior a un barbecho invernal con 174 kg urea/ha para obtener la misma respuesta en rendimiento (asumiendo un requerimiento de N del maíz de 20 kg N/t grano y una eficiencia de recuperación del 55%). Considerando precios históricos promedio, el costo por hectárea de implantar vicia es de US\$86,7 y el costo de aplicar los 174 kg urea/ha es de US\$96, lo cual resulta en promedio en un margen bruto favorable para la vicia. Si bien los cálculos demuestran un beneficio económico de incluir vicia previa a maíz debido a su aporte de N, hay otros servicios ecosistémicos, como el control de la erosión o el aporte de carbono orgánico que son difíciles de monetizar y que generan un beneficio para el sistema. Más aún, y tal como se mencionó, los efectos positivos de la vicia se extienden más allá del cultivo inmediato, lo cual también debe considerarse al analizar la conveniencia económica de incluir un CS.



Mezcla de cultivos de servicio de vicia y centeno previo a su terminación

Bibliografía

Biassoni, M. M.; Agosti, M. B.; Kehoe, E.; Enrico, J. M.; Gutiérrez Boem, F. H.; Salvagiotti, F. 2024. *N Stress Alleviation in Crops—A System Approach Analysing Residual N From Winter Crops in a Late-Maize-Wheat Sequence*. *J AgronomyCropScience*, 210(5) e12761. doi: 10.1111/jac.12761

Cafaro La Menza, F.; Salvagiotti, F.; Maltese, N. E.; Ecclesia, R. P.; Barraco, M.; Echarte, L.; Barbieri, P. A. y Carciochi, W. D. 2025a. *New insights to understand the influence of hairy vetch on maize yield and its response to nitrogen application*. *European Journal of Agronomy*, 162, 127434.

Cafaro La Menza, F.; Salvagiotti, F.; Maltese, N.; Barraco, M.; Ecclesia, P.; Barbieri, P. A.; de Sá Pereyra, E.; Gudelj, V.; Urcola, H.; Ducos, I.; Guazzelli, S.; Reussi Calvo, N.; Crespo, C.; Sainz Rozas, H.R.; Carciochi, W.D. 2025b. *Evaluación económica del uso de vicia previa a maíz tardío en la Región Pampeana*. Simposio Fertilidad, Mayo 2025.

Cafaro La Menza, F.; Carciochi, W.D. 2023. *Catch crops in the Argentinean Pampas: a synthesis-analysis on nutrient characteristics and their implications for a sustainable agriculture*. *Frontiers in Agronomy*, 5, p.1244057.

Carciochi, W. D.; Cafaro La Menza, F.; Terwissen Gjerloff, D. G.; Reussi Calvo, N. I.; Divito, G. A.; Avila Manotoa, O. R.; Rodriguez, M. P.; Tovar Hernandez, S.; Lapaz Oliveira, A.; Sainz Rozas, H. R.; Barbieri, P. A. 2025. *A comprehensive analysis of the nitrogen synchrony between cover crops release and maize uptake*. *Plant Soil*.

Carciochi, W. D.; Crespo, C.; Eliceche, M.; Barbieri, P. A. 2021a. *Nitrogen and Sulfur Recycling and Diagnostic in Cover Crop-Maize Systems*. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 21(1), 801–812.

Carciochi, W. D.; Massigoge, I.; Lapaz Oliveira, A.; Reussi Calvo, N. I.; Cafaro La Menza, F.; Sainz Rozas, H. R.; Barbieri, P. A.; Di Napoli, M.; Gonzalez Montaner, J.; Ciampitti, I. A. 2021b. *Cover crop species can increase or decrease the fertilizer-nitrogen requirement in maize*. *Agronomy Journal*, 113(6), 5412–5423.

Caviglia, O. P.; Andrade, F. H. 2010. *Sustainable intensification of agriculture in the Argentinean pampas: Capture and use efficiency of environmental resources*. *American Journal of Plant Sciences Biotechnology*, 3:1-8.

Crespo, C.; Wyngaard, N.; Sainz Rozas, H.; Barbagelata, P.; Barraco, M.; Gudelj, V.; 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*.

Crespo, C.; Igarza, J.; Divito, G.; Barbieri, P. 2022. *Efecto de vicia como cultivo de cobertura sobre el rendimiento de cebada*. XXVIII Congreso argentino de la Ciencia del Suelo (CACS). Buenos Aires.

D'Onofrio, E. P.; Tordó, A. L.; Crespo, C.; Wyngaard, N.; Sainz Rozas, H. R.; Carciochi, W. D.; Barbieri, P. A. 2024. *Cultivos de cobertura: disponibilidad de nitrógeno y agua en la rotación girasol-trigo*. XXIX CACS. Catamarca, Mayo 2024.

Rodriguez, M. P.; Carcedo, A. J. P.; Correndo, A. A.; Crespo, C.; Carciochi, W. D.; Sainz Rozas, H. R.; Ciampitti, I. A.; Barbieri, P. A. 2024. *Assessing the nitrogen supply of hairy vetch in a soybean-wheat sequence*. *Field Crops Research*, 316, 109496.

Salvagiotti, F.; Biassoni, M. M.; Magnano, L. y Bacigaluppo, S. 2024. *Enhanced seed yield of full-season soybean when rotated with cereals and cover crops as compared to monoculture in a long-term experiment*. *European Journal of Agronomy*, 161,127382. doi: 10.1016/j.eja.2024.127382.

Tordó, A. L.; Crespo, C.; Wyngaard, N.; Sainz Rozas, H. R.; Carciochi, W. D.; Barbieri, P. A. 2024. *Vicia como cultivo de cobertura: ¿Existe residualidad de nitrógeno en rotación con girasol y trigo?*. XXIX CACS. Catamarca, Mayo 2024.

Wingeyer, A. B.; Amado, T. J.; Pérez-Bidegain, M.; Studdert, G. A.; Perdomo Varela, C. H.; Garcia, F. O.; Karlen, D. L., 2015. *Soil quality impacts of current South American agricultural practices*. *Sustainability*, 7(2), pp.2213-2242.



Cultivos perennes: beneficios, especies promisorias, resultados en Uruguay y su nicho

Foto: Andrés Locatelli

Andrés Locatelli¹ y Valentín Picasso^{2,3}

1- Profesor Adjunto, CENUR Litoral Norte, Universidad de la República.

2- Professor, Dept. of Crop Production Ecology, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Suecia.

3- Profesor Agregado del Departamento de Producción Animal, Facultad de Agronomía, Universidad de la República.

1- INTRODUCCIÓN

Los granos de cereales han sido una fuente primaria de alimentación para los seres humanos durante miles de años (Awika et al., 2011). Actualmente, granos como el maíz, arroz y trigo, son la principal fuente mundial de energía, hidratos de carbono y proteínas vegetales de la dieta humana (Poutanen et al., 2021). Sin embargo, los sistemas agrícolas predominantes donde estos granos anuales se producen se han asociado a diversos impactos negativos. El actual sistema alimentario mundial ejerce una presión insostenible no solo sobre el uso de la tierra, sino también sobre el medio ambiente, debido al agotamiento del agua dulce, el aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero, la alteración de los ciclos del nitrógeno y el fósforo, la pérdida de biodiversidad y la contaminación (Fanzo et al., 2021).

La perennización de las especies cultivadas y el aumento de la diversidad de cultivos a escala de campo, explotación y región es un enfoque alternativo para abordar la problemática de la pérdida de servicios ecosistémicos asociados a los sistemas agrícolas anuales, ya que consiste en alterar fundamentalmente el propio ecosistema agrícola (Crews et al., 2018). Debido a estaciones de crecimiento más cortas y sistemas radiculares menos desarrollados, los cultivos anuales proporcionan menos protección contra la erosión del suelo, tienen una menor eficiencia en el uso del agua y los nutrientes, almacenan menos carbono en el suelo y hacen que el sistema de producción sea menos resistente a los estreses bióticos y abióticos que las comunidades de plantas perennes (Sanford et al., 2021, Osterholz et al., 2019).

En diversas instituciones a nivel mundial se están desarrollando cultivos de grano perenne, entre los que se encuentra; Tinopiro [*Thinopyrum intermedium* (Host) Barkworth & D. R. Dewey], trigo perenne (*Triticum* spp./*Thinopyrum* spp.), sorgo perenne [*Sorghum bicolor* (L.) Moench/*S. halepense* (L.) Pers.], girasol Maximilia (*Helianthus maximiliani* Schrad.), girasol perenne (complejos de híbridos de *Helianthus* spp.), *Desmanthus illinoensis* (Michaux) MacMillan y el arroz perenne (híbridos de *Oryza* spp.) (Cox et al., 2010).

2- MATERIALES Y MÉTODOS

2.1. Cuantificación de los requerimientos y diversidad de Vernalización en la especie

Semillas de ocho diferentes poblaciones de mejoramiento de Kernza/Tinopiro se evaluaron en macetas en cámaras de crecimiento. Las plántulas se cultivaron en el invernadero a 25 °C y con 16 horas de luz (8 horas de luz natural invernal más 8 horas de luz incandescente de baja intensidad) hasta que las plantas alcanzaron el estado de tres hojas. En cámara las plantas se mantuvieron a una temperatura promedio de 5 °C y con 10 horas de luz, durante 3, 4, 5, 6, 7, 8 y 9 semanas. Al salir de cámara, las plantas fueron mantenidas en invernadero a 25 °C y con 16 horas de luz. La floración y componentes de rendimiento en grano fueron medidos en un total de 384 plantas individuales.

2.2. Comportamiento agronómico de Tinopiro en Uruguay

Dos poblaciones de Tinopiro del programa del Land Institute, Kansas, USA (primer germoplasma introducido a Uruguay, ciclo 0), y el efecto de tres tasas de fertilización con nitrógeno fueron evaluadas por primera vez en un experimento de campo parcelario durante dos años (2018-2019, 2019-2020) en Uruguay. Se utilizó un diseño experimental completamente aleatorizado y un factorial completo (dos poblaciones y tres dosis de N) como diseño de tratamientos con 6 repeticiones, totalizando 36 parcelas. Durante dos años la calidad y producción de forraje, tiempo a floración, rendimiento en grano y sus componentes fueron evaluados.

2.3. Bases para el mejoramiento genético de Tinopiro en zonas templadas

Treinta familias de medios hermanos fueron plantadas a campo con espaciamiento de 60 cm en la Estación Experimental “Dr. Mario A. Cassinoni”, Paysandú, Uruguay, bajo un diseño de bloques completamente aleatorizado con tres repeticiones. De forma individual se midieron en 1080 plantas, características fenológicas, de grano y de forraje para cada planta durante dos años (Figura 1).



Figura 1. Imágenes de Tinopiro en experimentos realizados en Paysandú (Uruguay): plántulas de las familias de medios hermanos (a), rebrote otoñal de las familias de medios hermanos (b), y espigazón de las familias de medios hermanos en el segundo año ©.

3- RESULTADOS Y DISCUSIÓN

3.1. Requerimientos de vernalización

El porcentaje de plantas que florecieron aumentó del 30 al 96% a medida que la duración del período de incubación en frío se incrementó de 3 a 7 semanas, siguiendo un modelo sigmoide (Figura 2a). Para las espigas por planta, así como para la mayoría de los componentes del rendimiento, no se observaron cambios después de las 7 semanas de incubación en frío (Figura 2b). Si comparamos los requerimientos de frío con otras especies de gramíneas perennes invernales, se puede confirmar que las poblaciones de Tinopiro evaluadas tienen requerimientos de vernalización moderados. Para las variables evaluadas no se detectó variabilidad genética entre las poblaciones, aunque fue posible estimar una alta variabilidad dentro de las poblaciones.

3.2. Comportamiento agronómico

La producción de forraje promedio para las poblaciones fue de 14.5 y 6.0 tMS/ha para el primer y segundo año respectivamente. Aumentar la dosis de nitrógeno a 160 kg ha⁻¹ incrementó el rendimiento de grano en un 63% y el de forraje en un 28% en ambas poblaciones. Los rendimientos de forraje y los valores nutritivos fueron similares a los reportados en el hemisferio norte. Sin embargo, los

rendimientos de grano, tanto en el primer año (316 kg/ha) como en el segundo (41 kg/ha), fueron más bajos debido a una floración reducida y a la competencia con malezas.

La calidad del forraje aumentó desde el verano hacia el invierno, es decir, los valores de FDN (fibra detergente neutro) y FDA (fibra detergente ácido) fueron más altos en verano, intermedios en otoño y más bajos en invierno. Por el contrario, el contenido de proteína cruda (PC) y el valor relativo de forraje (VRF) fueron más bajos en verano, intermedios en otoño y más altos en invierno (Tabla 1).

3.3. Bases y avances para el mejoramiento genético en Uruguay

La mayoría de los caracteres no mostraron interacción entre genotipo y edad del cultivo, lo que sugiere que la selección de caracteres medidos en el primer año de producción proporcionará un mayor progreso genético por unidad de tiempo en comparación con la selección en el segundo año, lo que normalmente se realiza en este tipo de especies. Las estimaciones de heredabilidad en sentido estricto fueron de moderadas a altas para la mayoría de los caracteres evaluados, por lo que la selección fenotípica (selección masal) sería efectiva en esta especie. Se identificaron caracteres secundarios candidatos, como el rendimiento de grano por espiga y el número de espigas por planta, para su uso en la selección indirecta del rendimiento de grano por planta. No se detectaron compensaciones

Tabla 1. Fibra detergente neutro (FDN), fibra detergente ácido (FDA), proteína cruda (PC) y valor relativo de forraje (VRF) del primer año de Tinopiro manejado para doble propósito (cosecha de forraje en otoño e invierno, y grano y forraje en verano) en Paysandú, Uruguay.

Parámetro	Verano	Otoño	Invierno
FDN(g/kg DM)	706 ± 0.4 a	663 ± 0.3 b	561 ± 0.4 c
FDA (g/kg DM)	430 ± 0.5 a	352 ± 0.3 b	305 ± 0.5 c
PC (g/kg DM)	82 ± 0.3 c	142 ± 0.2 b	197 ± 0.3 a
RFV	73 ± 0.9 c	86 ± 0.7 b	109 ± 1.2 a

Los valores se presentan como media ± error estándar. Medias con la misma letra dentro de cada parámetro no difieren significativamente ($p = 0.05$).

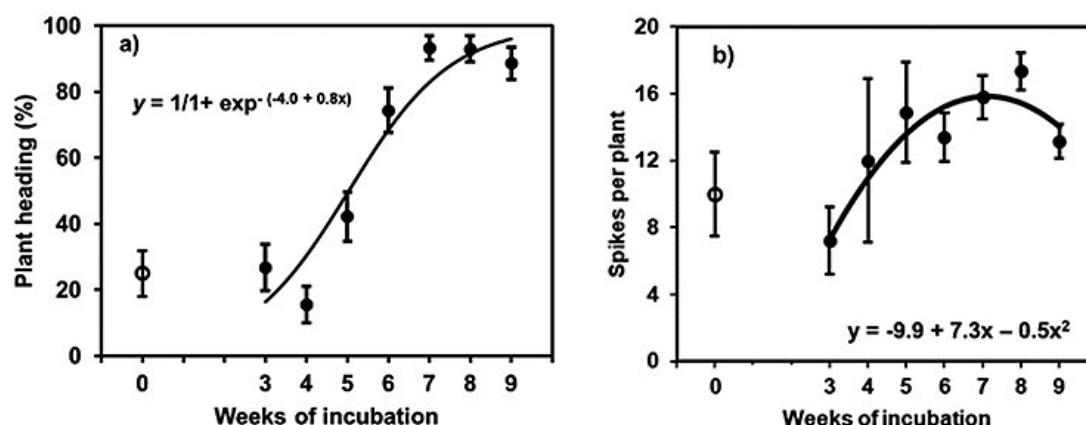


Figura 2. Efecto de la duración del período de incubación en frío a 5 °C y 10 horas de luz sobre el porcentaje de floración (a) y sobre las espigas por planta (b). Se muestran los promedios ± error estándar (SE) en cada semana de incubación (círculos cerrados) y las ecuaciones de regresión. El tratamiento control (círculos abiertos) no fue incluido en los modelos de regresión.

(trade-offs) entre caracteres relacionados con el rendimiento de grano y de forraje, lo que indica que es posible mejorar ambos tipos de caracteres simultáneamente.

Desde la introducción de Tinopiro a Uruguay (año 2018 – ciclo 0) por selección masal recurrente por características como espigas por planta, tiempo a floración corto, rendimiento por planta y en el segundo ciclo, también por rendimiento por espiga, se lograron importantes avances al llegar al tercer ciclo de selección. Los porcentajes de floración se duplicaron, el tiempo a floración se redujo en 700 GDD (40 días aproximadamente), las espigas por planta, el rendimiento por espiga y el rendimiento por planta aumentaron 4.5, 2 y 7 veces, respectivamente (Figura 3 y 4). En ensayos parcelarios a campo en la EEMAC, Paysandú y La Estanzuela, Colonia, el ciclo 3 en el verano 2024-2025, logró rendimientos de primer año de 1076 y 2273 kg/ha..

4- CONCLUSIONES Y PERSPECTIVAS

Los resultados obtenidos hasta el momento son alentadores acerca de la posibilidad real de desarrollar en el mediano plazo germoplasma de Tinopiro con adaptación agronómica básica a regiones de baja latitud. El comportamiento agronómico de Tinopiro como cultivo forrajero fue más que aceptable, comparable a varias especies ya adaptadas a la región. Las magnitudes de heredabilidad en sentido estricto estimada para la mayoría de los componentes de rendimiento en grano fueron la base para explicar las altas respuestas a la selección obtenidas en los primeros ciclos de selección en nuestra región. Aspectos como el manejo de la defoliación y su impacto en el forraje y grano, comportamiento en mezclas con leguminosas, así como explorar las posibilidades de utilización del grano con germoplasma nacional, son puntos clave para su adopción a nivel local. Estos componentes están siendo investigados actualmente. La integración de cultivos perennes en los sistemas agrícolas puede convertirse en un hito para aumentar los servicios ecosistémicos en la producción de alimentos. Tinopiro, uno de los granos perennes con mayores avances en el mundo, está dando sus primeros pasos en la región.



Estudiantes de maestría Marcos Dissimoz y Guillermo Beasley mostrando una planta de Tinopiro de primer año previo a la floración. Noviembre 2025, EEMAC, Paysandú.

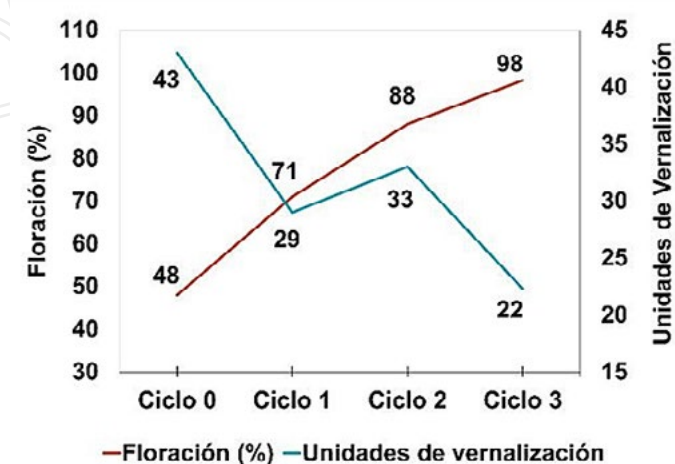


Figura 3. Respuesta a la floración en función de los ciclos de selección y la oferta de frío.

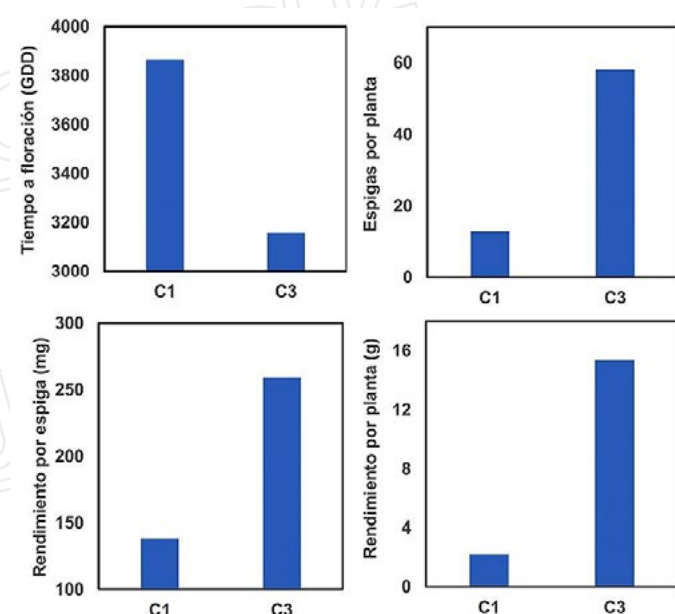


Figura 4. Respuesta en tiempo a floración, espigas por planta, rendimiento por espiga y rendimiento por planta en función de los ciclos de selección.



Plantas de segundo año del cuarto ciclo de selección del programa de mejoramiento de Tinopiro. Julio 2026, EEMAC, Paysandú.

Bibliografía

Awika, J. M. (2011). *Major cereal grains production and use around the world. In Advances in cereal science: implications to food processing and health promotion* (pp. 1-13). American Chemical Society.

Bell, L. W.; Byrne, F.; Ewing, M. A.; & Wade, L. J. (2008). A preliminary whole-farm economic analysis of perennial wheat in an Australian dryland farming system. *Agricultural Systems*, 96(1-3), 166-174.

Cox, T. S.; Van Tassel, D. L.; Cox, C. M.; & DeHaan, L. R. (2010). Progress in breeding perennial grains. *Crop and Pasture Science*, 61(7), 513-521.

Crews, T. E.; & Cattani, D. J. (2018). Strategies, advances, and challenges in breeding perennial grain crops. *Sustainability*, 10(7), 2192.

DeHaan, L.; Christians, M.; Crain, J.; & Poland, J. (2018). Development and evolution of an intermediate wheatgrass domestication program. *Sustainability*, 10(5), 1499.

DeHaan, L. 2022. Kernza breeding progress at TLI. En: *Kernza[®] Meeting* (Abril 2022, Salina, Kansas). The Land Institute Kernza breeding updates.

Fanzo, J.; Bellows, A. L.; Spiker, M. L.; Thorne-Lyman, A. L.; & Bloem, M. W. (2021). The importance of food systems and the environment for nutrition. *The American Journal of Clinical Nutrition*, 113(1), 7-16.

Franco, J. G.; Berti, M. T.; Grabber, J. H.; Hendrickson, J. R.; Nieman, C. C.; Pinto, P.; ... & Picasso, V. D. (2021). Ecological intensification of food production by integrating forages. *Agronomy*, 11(12), 2580.

Hitchcock, A. S. (1951). *Manual of the grasses of the United States*, 2.^a edición. Revised by A. Chase. United States Department of Agriculture Miscellaneous Publication, 200: 1-1051.

Ivancic, K.; Locatelli, A.; Tracy, W. F.; & Picasso, V. (2021). Kernza intermediate wheatgrass (*Thinopyrum intermedium*) response to a range of vernalization conditions. *Canadian Journal of Plant Science*, 101(5), 770-773.

Law, E. P.; Pelzer, C. J.; Wayman, S.; DiTommaso, A.; & Ryan, M. R. (2021). Strip-tillage renovation of intermediate wheatgrass (*Thinopyrum intermedium*) for maintaining grain yield in mature stands. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 36(4), 321-327.

Mahelka, V.; Kopecký, D.; & Paštová, L. (2011). On the genome constitution and evolution of intermediate wheatgrass (*Thinopyrum intermedium*: Poaceae, Triticeae). *BMC evolutionary biology*, 11(1), 127.

Moore, K. J.; Vogel, K. P.; Klopfenstein, T. J.; Masters, R. A.; & Anderson, B. E. (1995). Evaluation of four intermediate wheatgrass populations under grazing. *Agronomy journal*, 87(4), 744-747.

Poutanen, K. S.; Kärllund, A. O.; Gómez-Gallego, C.; Johansson, D. P.; Scheers, N. M.; Marklinder, I. M.; ... & Landberg, R. (2022). Grains—a major source of sustainable protein for health. *Nutrition reviews*, 80(6), 1648-1663.

Osterholz, W. R.; Renz, M. J.; Jokela, W. E., & Grabber, J. H. (2019). Interseeded alfalfa reduces soil and nutrient runoff losses during and after corn silage production. *Journal of Soil and Water Conservation*, 74(1), 85-90.

Pinto, P., De Haan, L., & Picasso, V. (2021). Post-harvest management practices impact on light penetration and Kernza intermediate wheatgrass yield components. *Agronomy*, 11(3), 442.

Sanford, G. R.; Jackson, R. D.; Booth, E. G.; Hedtcke, J. L., & Picasso, V. (2021). Perenniality and diversity drive output stability and resilience in a 26-year cropping systems experiment. *Field Crops Research*, 263, 108071.

Tzvelev, N.N. (1976). Poaceae, URSS. In: A. A. Fedorov (Ed.), *Triticeae Dum.* Nauka Publ. House, Leningrad, USSR. (pp. 105—206).

Wagoner, P., & Schauer, A. (1990). *Intermediate wheatgrass as a perennial grain crop.*



Foto: Unidad de Difusión EEMAC.

La dimensión económica de la agricultura y el ambiente

Federico García Suárez¹ y Camilo Álvarez García¹

1- Departamento de Ciencias Sociales, Facultad de Agronomía.
Universidad de la República

1- Introducción

La agricultura de secano ha presentado los últimos 25 años una dinámica que la ha transformado en uno de los sectores más relevantes de la agropecuaria nacional. El cambio tecnológico que ha permitido su desarrollo no está exento de críticas por los impactos en el ambiente. Este trabajo se plantea cuatro temas principales: dialogar sobre la productividad y su impacto sobre el ambiente, la ecoeficiencia como un indicador de impacto ambiental, los problemas de agencia en la organización del sector y cómo impactan en la toma de decisiones y, por último, los resultados que surgen de una modelación de rotaciones y manejo del suelo.

2- Productividad

El término productividad se usa habitualmente como alternativa a rendimiento o producto por unidad del factor elegido. En su acepción económica estas son medidas

de productividad parcial, y el término productividad se usa como una simplificación de la productividad total de los factores (PTF). Definida como el cociente entre la producción total y el total de uso de los factores, la PTF nos indica cómo crece la producción no explicada por el uso de los factores. La relevancia de esta medida es que en forma simple explica cuánto crece un país o un sector determinado y a partir de la comparación permite comprender si hay ganancias en competitividad o no, o si el sector crece o decrece. Es por lo tanto relevante para analizar la evolución del sector en su conjunto. Los resultados de la evolución del PTF para todo el sector agropecuario en el

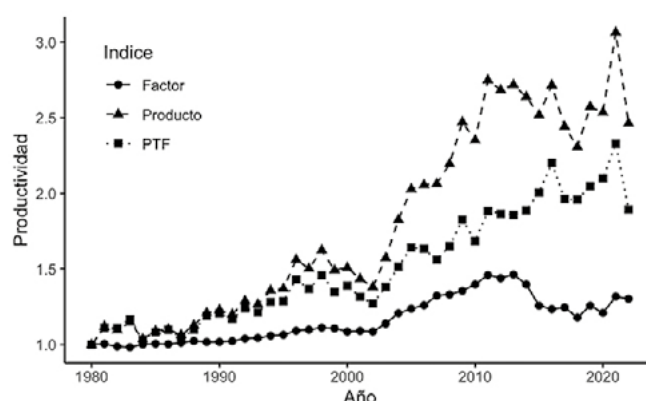


Figura 1. Evolución de la PTF, el índice de productos y de factores para el sector agropecuario 1980-2022 (1980=1).

período 1980-2022 se presenta en la Figura 1.

La evolución de la PTF muestra un crecimiento para el período analizado de 1.52%, pero si nos concentramos en el período 2000-2010, el crecimiento fue de 1.95%, casi 2% anual. El período 2010-2022 muestra una tasa de crecimiento de menos de 1% (0.93), que resulta bajo en un contexto en el que el índice de factores decrece (-0.57%). En este caso estamos viendo el sector en su conjunto, para ver la producción vegetal y animal por separado hay que hacer algunos supuestos simplificadores, puesto que hay datos que son fácilmente discriminables a uno y otro sector, otros requieren de supuestos como el trabajo que fue asignado según las proporciones del valor producido por cada actividad. Con base en esto se hizo una estimación de la PTF de la producción vegetal y animal por separado (ver Figura 2).

La producción vegetal tuvo un crecimiento fuerte en los años 2000-2010 pero se nota un cambio de tendencia hasta 2022, donde el crecimiento fue muy moderado aun dejando afuera del análisis el año 2022 por efecto de las condiciones ambientales. Hay una suerte de estancamiento en los últimos años de la década del 2010 que habría que profundizar en sus causas. En este nivel de análisis está toda la producción vegetal y por lo tanto se enmascaran situaciones, las limitantes en la disponibilidad de datos para

el análisis llevan a esto. Sin embargo, el peso de los cultivos de secano es tal que la tendencia viene marcada por estos.

3– Ecoeficiencia

A partir de la generación de un índice de producto para todo el agro se puede estimar la ecoeficiencia como el cociente de este índice respecto a un índice de recursos naturales utilizados (tierra, agua y energía). Este indicador (EEI) planteado por UNESCAP (2009) plantea que valores menores a 1 indican una baja eficiencia ecológica, un EEI=1 indica igual peso de la economía y el ambiente y un EEI mayor a 1 indica una producción ecológicamente más eficiente. La evolución de este indicador para el período 1980-2022 se presenta en la Figura 3.

El sector en su conjunto ha tenido una mejora sustancial en el índice de ecoeficiencia a partir de 2008, en tanto los cultivos (sin incluir arroz ni forestación) muestran una mejora en este indicador desde 1990 y hasta 2005, momento en el que hay una caída en la tendencia. Esto muestra que la presión sobre los recursos naturales en la expansión de la agricultura fue incremental desde 2005 en adelante, aunque siempre se mantiene en valores mayores a 1. Las oscilaciones del tiempo influyen en este resultado, aspecto que se analizó utilizando la media móvil de tres años para observar la tendencia.

4– Los problemas de agencia y un modelo dinámico

La agricultura tiene una estructura de funcionamiento donde la producción y la propiedad del recurso tierra no necesariamente van juntos. No hay un dato fehaciente de cuál es el área agrícola que se realiza bajo arrendamiento, pero los expertos manejan entre un 50 y un 70% del área. Esto lleva a que las lógicas de decisión sobre el uso del suelo no estén necesariamente alineadas con la preservación del recurso. Quien se especializa en producir granos necesita área para sembrar y el dueño de la tierra pasa a ser rentista. Esto afecta la decisión de adoptar prácticas de conservación del recurso suelo. La literatura plantea que el supuesto de que un productor que maximiza beneficios pueda optimizar intertemporalmente el uso del suelo (McConnell, K. E., 1983) es débil, puesto que difícilmente se pueda planificar más allá de 3 o 4 años (Kiker and Lynne, 1986). A un resultado similar arriba Stevens (2022), que plantea que los propietarios o arrendatarios con contratos de largo plazo tienen mayores incentivos a cuidar la salud del suelo pensando en los rendimientos futuros.

La rotación de cultivos que proteja el suelo manteniendo su salud implica incluir cultivos con residuos de alto aporte de materia orgánica o pasturas, priorizando el potencial de rendimiento futuro sobre los rendimientos presentes. La

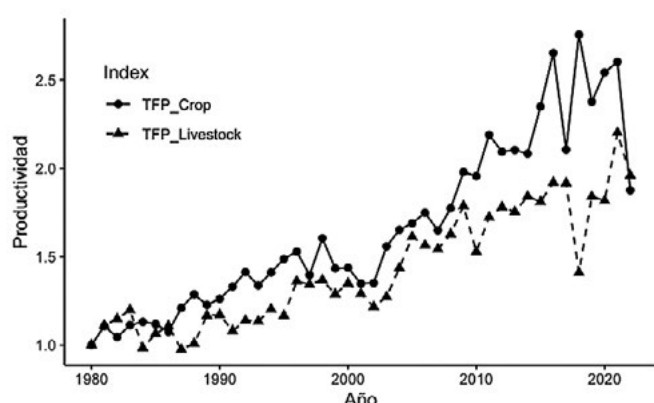


Figura 2. Evolución de la PTF de la producción vegetal (crop) y animal (livestock).

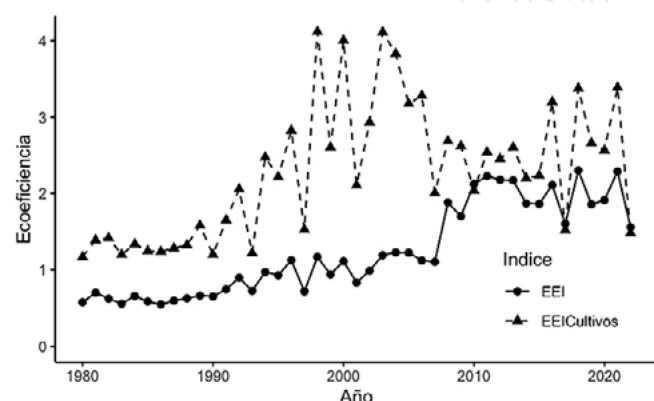


Figura 3. Evolución del índice de ecoeficiencia (EEI) del sector agropecuario entre 1980 y 2022.

Cultivo	Porcentaje en rotación			Porcentaje en verano		
	Lim. Inf.	Promedio	Lim. Sup.	Lim. Inf.	Promedio	Lim. Sup.
Soja	22.3	25.1	27.9	46.8	50.2	53.6
Maíz	4.7	6.2	7.8	11.4	12.4	13.1
Pradera	34.1	37.3	40.5	35.0	37.3	39.6

Cuadro 1. Proporción óptima de pradera y cultivos de verano e intervalos de confianza.

elección de las rotaciones, incorporando pasturas o cultivos con altos aportes de materia orgánica tienden a bajar el beneficio presente, si el productor no tiene certeza de continuar produciendo en esa chacra, el incentivo a continuar sembrando soja es alto. En tierra propia o con contratos de largo plazo, la conservación del suelo es más factible de ser realizada. Esto implica realizar una optimización intertemporal, considerando que rendimientos realizados hoy determinan los rendimientos futuros y que preservar la calidad del suelo es la llave para no perder potencial.

Para modelar esta situación se procedió a realizar un modelo de infinitos periodos¹, con dos rotaciones. La rotación *a* de beneficios bajos, pero con la capacidad de mejorar el suelo y una rotación *b* con altos beneficios, pero degrada la calidad de suelos. La rotación *a* dura 6 años, 3 años de pradera, y una secuencia trigo, soja 2da, cobertura, maíz, cobertura, soja 1era. La rotación *b* es una secuencia de soja y cobertura asumida en un período de 6 años para equiparar la duración. El productor puede elegir una combinación de rotaciones definida por una fracción del campo dedicada a la rotación *b* y una fracción $(1 - q_t)$ con la rotación *a*. El costo de producir la rotación *b* es la diferencia de costos respecto de la *a*, asumiendo costos constantes por hectárea y el problema de maximización entonces queda planteado como:

$$\sum_{t=0}^{\infty} \beta_t [(Y_a(s_t)P)(1 - q_t) + (Y_b(s_t)P - C_b)q_t]$$

s.a.

$$0 \leq q_t \leq 1$$

$$s_{t+1} \geq 0 s_0 \text{ dado}$$

$$s_{t+1} = s_t + \delta_a - q_t(\delta_a + \delta_b)$$

Este problema, asumiendo concavidad de la función y variables acotadas, puede ser planteado en forma recursiva y termina siendo un modelo donde la variable tiempo deja de ser explícita (no desarrollamos todo el modelo aquí por un tema de espacio). La variable de estado es *s* y los estados futuros son variables de control que son determinados por la elección de *q*, indicador de la proporción de la rotación. Para analizar qué ocurre en diferentes escenarios se plantean además shocks de precios. La estimación del modelo se hace en Octave.

Las rotaciones provienen del experimento “Sistemas agrícolas regados” de INIA y los datos fueron proporcionados

por el Programa Agrícola Ganadero de INIA (Mazzilli, Capurro y Rubio). Con 18 años de datos y rendimientos normalizados se estimaron dos regresiones, una para cada rotación y se determinó que la rotación *a* genera incrementos de rendimiento de 5.8% anual y la rotación *b* una pérdida de rendimiento de 2.8% anual. Tomando los valores iniciales de la rotación se estiman los crecimientos y pérdidas anuales y se estima el cambio resultante para determinar los parámetros $\delta_a = 0.004$ y $\delta_b = 0.013$. Esto determina que la función de estado quede definida por

$$s_{t+1} = s_t + 0.004 - q_t(0.004 + 0.013)$$

Los resultados —sin considerar shocks de precios— indican que el porcentaje óptimo de la rotación *b* se estabiliza en 25.4%. Con este resultado, se obtiene una calidad de suelo óptima de 0.88. La proporción óptima de pradera y cultivos de verano viene definida de acuerdo con el Cuadro 1.

La comparación de estos resultados con la proporción que se utiliza de soja a nivel nacional en la fase de cultivo de verano muestra que los productores están fuera de un sendero óptimo de manejo. A nivel nacional la soja representa entre el 80 y el 90% de la superficie agrícola de verano bastante por arriba de la trayectoria óptima (Cuadro 1).

Al analizar los shocks de precios el modelo arroja que en la medida que los precios suben, si el productor tiene alta calidad de suelo puede aprovechar y apartarse de la secuencia que mejora la calidad y explotar el potencial de rendimiento que se acumuló y generar un ingreso mayor. Pero para esto debería tener el suelo en un nivel de calidad alto como se muestra en la Figura 4. Frente a un shock de

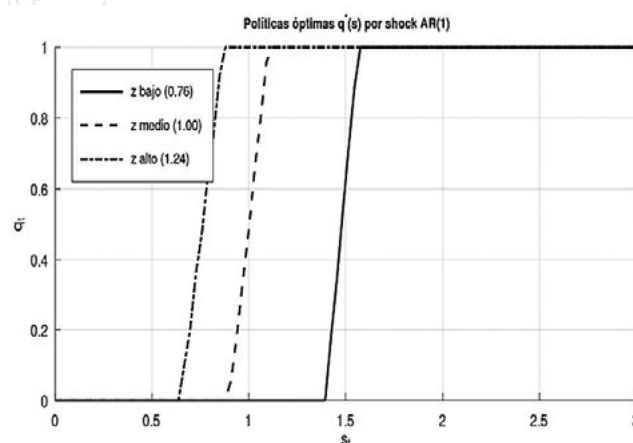


Figura 4. Sendero óptimo de uso de la calidad de suelo y proporción de la rotación *b*.

1) Este modelo es la base del trabajo de tesis de Maestría del Ing. Agr. Camilo Alvarez.

precios altos resulta óptimo aumentar la proporción de la rotación b en niveles de calidad bajos comparados con los niveles de calidad de suelos cuando los precios son bajos.

En resumen, y considerando que esta es una primera aproximación al problema, si el productor pudiera proyectar el futuro como un camino de ingresos futuros descontados, le sería óptimo bajar la proporción de soja en su rotación procurando mejorar la calidad del suelo. La incertidumbre que genera no saber si la chacra arrendada estará a futuro disponible puede estar influyendo en un uso más intensivo de lo que resultaría óptimo. La dinámica agrícola de los últimos 25 años cambió la agricultura y esto puede ser un factor que considerar a la hora de realizar contratos de arrendamiento en los que las partes puedan comprender que una optimización Inter temporal pasa por utilizar una proporción mayor de praderas y gramíneas y un menor uso de soja en el total de la rotación y que si se mejora la calidad de suelos se puede aprovechar los shocks de precios altos.

Bibliografía

Kiker, C. y Lynne, G. (1986). *An economic model of soil conservation: Comment. American Journal of Agricultural Economics* 68(3). 739–742.

McConnell, K. E. (1983). *An Economic Model of Soil Conservation. American Journal of Agricultural Economics*. 65 (1). pp. 83-89

Stevens, A. W. (2022). *The economics of land tenure and soil health. Soil security*. 6. 100047. <https://doi.org/10.1016/j soi-sec.2022.100047>



Impacto del uso de fitosanitarios en sistemas agrícolas

Foto: Isabel García Carriquiry

Ing. Agr. (Mag) Isabel García Carriquiry^{1,2}, Ing. Agr. (Dra) Grisel Fernández²

1- Centro Universitario Regional Litoral Norte, Universidad de la República

2- Facultad de Agronomía, Universidad de la República

1– Introducción

El uso de productos fitosanitarios, para el manejo de adversidades como plagas, enfermedades y malezas se ha intensificado fuertemente en los sistemas agrícolas del Cono Sur y notoriamente en Uruguay. Diversas razones como la característica práctica del doble cultivo anual en nuestra agricultura asociado a alta frecuencia de aplicación de fitosanitarios, con uso de mezclas de tanque e incrementos progresivos en las dosis, permiten explicar que se alcancen al presente, intensidades de uso del orden de 7 y 8 kg por hectárea (Faostat, 2025).

Las elevadas y complejas cargas de fitosanitarios observadas superan el alcance de las evaluaciones de riesgo convencionales, centradas en compuestos individuales, lo que evidencia la necesidad de estudios bajo condiciones

más realistas. Dado que la salud del ecosistema agrícola —y especialmente la del suelo— constituye el pilar de la producción sostenible, resulta estratégico analizar cómo las prácticas actuales afectan la integridad biológica que sustenta la productividad a largo plazo.

En este contexto, la siguiente exposición pretende realizar un desarrollo breve sobre el problema que se está planteado y presentar los resultados de un grupo de estudios que tuvieron por objetivo determinar los impactos del uso de secuencias de herbicidas, aplicadas en condiciones reales de producción, sobre un conjunto de funcionalidades claves del suelo para la sustentabilidad del agroecosistema.

2– El desafío oculto de los fitosanitarios: más allá del efecto deseado

Desde un punto de vista agronómico, tradicionalmente centramos la atención en los efectos visibles: el control efectivo de la especie objetivo maleza, insecto o patógeno por parte del fitosanitario aplicado. Sin embargo, los efectos no visibles representan una amenaza compleja. Estudios recientes como el de Knuth et al. (2024) han demostrado

la persistencia generalizada de mezclas complejas de residuos de pesticidas en suelos agrícolas europeos, incluso en campos bajo manejo orgánico sin aplicación de fitosanitarios durante más de cinco años. El riesgo ambiental de estos residuos en suelo, reside en una potencial cascada de efectos indirectos y subletales que no son inmediatamente perceptibles, pero que pueden comprometer la estabilidad del ecosistema a mediano y largo plazo. Los efectos derivados de concentraciones subletales pueden no matar a los organismos no-blanco, pero sí alterar su comportamiento, reproducción o funciones fisiológicas, disminuyendo así sus habilidades de supervivencia en el ecosistema.

El mecanismo de acción de los fitosanitarios explica por qué sus consecuencias se extienden por el ecosistema en una cascada de eventos. Las rutas metabólicas interferidas por los fitosanitarios no son exclusivas de las plagas, patógenos o malezas, sino que pueden ser compartidas por un sinnúmero de especies que coexisten en el agroecosistema y que cumplen funciones o servicios imprescindibles en la sostenibilidad de la producción. Por ejemplo, el glifosato inhibe la enzima EPSPS en la vía del shikimato, presente en plantas, pero también presente en bacterias y hongos. De manera similar, los insecticidas organofosforados inhiben la acetilcolinesterasa, crucial para la transmisión nerviosa en insectos, pero también, en lombrices, peces y mamíferos.

El marco regulatorio actual presenta limitaciones significativas para abordar esta complejidad. Los estudios pre-

lanzamiento al mercado suelen centrarse en fitosanitarios individuales, se realizan en condiciones controladas de laboratorio y utilizan organismos estandarizados. Este enfoque predictivo no refleja la realidad de los agroecosistemas, donde los organismos nativos están expuestos a mezclas complejas de compuestos en secuencias variables, bajo condiciones ambientales muchas veces estresantes. Debido a estas carencias, es fundamental realizar estudios en contextos de uso real para obtener una evaluación más precisa y ecológicamente relevante del riesgo.

3– Un enfoque en condiciones reales de producción

Para abordar las limitaciones de las evaluaciones de riesgo ambiental convencionales, se llevó a cabo una estrategia experimental que combinó el uso de un mesocosmos (experimento en condiciones semi-controladas) y ensayos de campo repetido en dos años consecutivos en Paysandú. Este enfoque permite evaluar el impacto de secuencias de herbicidas en un contexto directamente aplicable a la agricultura uruguaya, generando conocimiento semi-diagnóstico sobre las prácticas actuales. Por más detalles en metodología y resultados podrán consultarse las publicaciones García Carriquiry et al (2024, 2025a, 2025b).

El diseño experimental se fundamentó en los siguientes pilares para asegurar su relevancia práctica:

- **Contexto de uso real:** Se utilizaron mezclas de tanque con las dosis recomendadas en la etiqueta de los productos, replicando las prácticas comunes de los productores.
- **Secuencia temporal realista:** Las aplicaciones se realizaron siguiendo un cronograma real del ciclo de un cultivo, permitiendo un período de disipación entre cada una.
- **Componentes nativos:** Se emplearon suelos y organismos locales en los ensayos de campo, garantizando que los resultados reflejen las interacciones ecológicas propias del entorno productivo uruguayo.

El estudio se centró en un cultivo de soja, con una secuencia de tres aplicaciones de herbicidas. En campo la primera aplicación fue 30 días antes de la siembra (glifosato + clethodim + dicamba); la segunda, en pre siembra (glifosato + s-metolachlor + flumioxazin); y la tercera en postemergencia 45 días post-siembra aproximadamente (fomesafen). Se evaluaron tres tratamientos: un control sin aplicación, con desmalezado a mano (dosis 0), la dosis de etiqueta (dosis 1) y una doble dosis (dosis 2). La inclusión de la doble dosis se justifica por escenarios realistas como el solapamiento de aplicaciones o condiciones ambientales extremas que impiden la degradación normal de los compuestos. En el mesocosmos se aplicaron únicamente las primeras dos aplicaciones y en la segunda no se aplicó el glifosato.

Para cuantificar el impacto de estos tratamientos, se



Emergencia de soja post aplicaciones de herbicidas

midieron las siguientes funcionalidades clave del suelo y la planta:

- Biomasa de la planta de soja en V4 y R3.
- Colonización de raíces por hongos micorrícicos arbusculares en V4 y R3.
- Nodulación como indicador de la fijación biológica de nitrógeno en V4 y R3.
- Potencial de nitrificación del suelo, únicamente en el ensayo a campo, 7 días posterior a cada aplicación.
- Tasa de degradación del rastrojo evaluada a los 4.5 meses de haber sido enterrado posterior a la primera aplicación. Evaluado únicamente en el ensayo a campo.

Esta metodología permitió obtener datos robustos sobre cómo las prácticas de manejo de herbicidas afectan procesos ecológicos esenciales, cuyos resultados se presentan a continuación.

4– Resultados principales: impactos sobre las funcionalidades clave del suelo

El hallazgo general de los estudios es que, si bien los efectos en condiciones de campo pueden ser transitorios y más complejos de detectar que en ambientes controlados, el uso de secuencias de herbicidas generó impactos negativos medibles sobre funciones ecológicas esenciales para la salud del suelo y la nutrición del cultivo. Los hallazgos para cada funcionalidad evaluada se sintetizan a continuación:

- **Residuos de Herbicidas:** No se encontraron muestras de suelo libres de residuos de herbicidas, ni siquiera en las parcelas de control. En general, las concentraciones de los compuestos aplicados fueron en promedio entre 1,4 y 3,5 veces mayores en las condiciones de mesocosmos en comparación con los ensayos a campo.
- **Plantas de soja:** En el mesocosmos se observó un efecto transitorio en V4 sobre la biomasa de las plantas en los tratamientos aplicados respecto al control, que no fue observado en la biomasa de plantas en R3. En el ensayo a campo no se observaron efectos significativos de los tratamientos sobre la biomasa de la planta en sus diferentes etapas ni sobre el rendimiento final de la cosecha.
- **Micorrización:** En el mesocosmos, se observó un efecto negativo dosis-dependiente, con una reducción significativa en la colonización total de las raíces y en la formación de arbusculos (estructuras de intercambio de nutrientes) en V4, y paralelamente una menor concentración de fósforo en planta. En R3 permanecieron estas diferencias únicamente en la colonización total, pero no en la formación de arbusculos, sin diferencias en la concentración de fósforo entre tratamientos. En el experimento de campo, no se detectó un efecto claro de los tratamientos en las variables micorrícicas estudiadas ni en el fósforo en planta.

- **Nodulación:** En el mesocosmos, el peso de los nódulos se redujo en forma dosis-dependiente con la aplicación de herbicidas en V4, mientras que en R3, persistió la reducción significativa del peso de nódulos en el tratamiento con la doble dosis, siendo 80% menor al control. En campo, se observó un efecto negativo transitorio en el tratamiento de dosis recomendada, que mostró un menor peso de nódulos en V4 en comparación con el control durante el primer año, mientras que la doble dosis presentó un comportamiento intermedio. Cabe aclarar que, en el segundo año, las condiciones hídricas a V4 impidieron el normal desarrollo de los nódulos en todos los tratamientos en esta etapa, recuperándose sin diferencias significativas con el control en R3.

- **Ciclo del Nitrógeno:** En el ensayo de campo, se detectó un efecto negativo sobre el potencial de nitrificación del suelo después de la tercera aplicación de herbicidas a ambas dosis, en el primer año del ensayo.

- **Descomposición de rastrojo:** A mediano plazo, se observó una disminución en la velocidad de degradación del rastrojo de avena en campo; efecto que fue significativo en el tratamiento de doble dosis el segundo año.



Evaluación del potencial de nitrificación en suelo siete días post aplicación

5– Discusión y reflexiones finales de los estudios conducidos

Los resultados obtenidos en mesocosmos y en campo reflejan en parte la complejidad que presenta el abordaje de esta problemática. El mesocosmos, al ser un experimento bajo condiciones parcialmente controlados sin interferencia del rastreo en superficie del suelo, así como con mínimas pérdidas por deriva y/o volatilización en comparación con las condiciones de campo, permitió la llegada de la dosis de manera completa al suelo, y mostró una clara relación dosis-respuesta. En cambio, en el campo, los efectos no fueron tan claros en primera instancia porque la intercepción del rastreo condicionó parcialmente la llegada de los herbicidas al suelo, al mismo tiempo que otros factores bióticos o abióticos pudieron enmascarar los efectos observados en el mesocosmos. Esto no invalida los hallazgos de mesocosmos; por el contrario, estos demuestran el potencial de daño inherente de las prácticas evaluadas y sirven como una advertencia crítica sobre su ecotoxicidad, la cual se manifestó parcial y transitoriamente en condiciones de campo.

La detección de efectos transitorios sobre la nodulación y la nitrificación resulta particularmente relevante. Cuando la fijación biológica de nitrógeno se ve afectada, el cultivo recurre en mayor medida a las reservas edáficas para satisfacer su demanda, lo que reduce la eficiencia y compromete la sostenibilidad económica y ambiental. La nitrificación, por su parte, constituye el principal proceso que regula la disponibilidad de formas inorgánicas de nitrógeno aprovechables por las plantas (Prosser y Nicol, 2008). Aun cuando estos impactos no sean permanentes, la disrupción de la fijación biológica implica un menor aporte de nitrógeno atmosférico y una mayor extracción del suelo, alterando el balance de este nutriente.

En cuanto a los efectos del tratamiento bajo la doble dosis en campo, se destaca la menor tasa de descomposición del rastreo durante el segundo año. Este resultado podría evidenciar un enlentecimiento en el ciclado de la materia orgánica, proceso esencial en términos tanto productivos como ecológicos.

Cabe destacar que en este trabajo solo se aplicaron herbicidas, por lo que la evaluación no incluye el efecto potencial de todo el paquete tecnológico utilizado en la producción (insecticidas, fungicidas, etc). A pesar de ello, estas observaciones conducen a una serie de reflexiones finales clave para la sostenibilidad de los agroecosistemas:

- **Insuficiencia de las evaluaciones de riesgo:** Es evidente que los métodos regulatorios actuales, basados en estudios de laboratorio con compuestos individuales, son insuficientes para proteger adecuadamente a los agroecosistemas de los efectos combinados y secuenciales de las prácticas de uso reales.

- **Urgencia del manejo responsable:** A pesar de las lagunas de conocimiento, la evidencia disponible subraya la urgencia de adoptar un uso más responsable de los fitosanitarios e implementar de manera decidida estrategias de manejo integrado disponibles que reduzcan la dependencia química.

- **Criterios de decisión:** El debate debe trascender la eficiencia de control y el costo del uso de herbicidas. Es necesario preguntarnos: ¿cuánto del ambiente estamos dispuestos a hipotecar? y ¿cuán lejos estamos del punto de no retorno? Los criterios de selección de un fitosanitario deberían también incluir sus posibles consecuencias ambientales en la toma de decisiones.

En síntesis, la complejidad del campo no niega el impacto de los herbicidas, sino que nos obliga a desarrollar herramientas de evaluación más sofisticadas y a adoptar un principio de precaución en su manejo.

6– Conclusión

Los resultados de los estudios conducidos demuestran que el uso de secuencias de herbicidas, en dosis y momentos que replican las prácticas agrícolas actuales en Uruguay, genera desequilibrios medibles en las funcionalidades del suelo. Desde una perspectiva productiva, la biomasa y el rendimiento del cultivo no mostraron efectos inmediatos en las condiciones de este estudio, lo que constituye un desafío adicional al comunicar la importancia de esta problemática al sector. No obstante, se observaron impactos negativos, generalmente transitorios pero ecológicamente relevantes, sobre procesos vitales como las simbiosis microbianas, el ciclo del nitrógeno y la descomposición de la materia orgánica. Estos hallazgos reafirman que la salud biológica del suelo presenta vulnerabilidad a la intensificación química. Por lo tanto, se hace un llamado a la comunidad agrícola, científica y regulatoria para integrar activamente todas las estrategias disponibles de producción que contemplen la protección de la biodiversidad y las funciones del suelo como un pilar indispensable para garantizar la sostenibilidad y resiliencia de la agricultura.

Bibliografía

García Carriquiry, I.; Silva, V.; Raevel, F.; Harkes, P.; Osman, R.; Bentancur, O.; ... & Geissen, V. (2024). *Effects of mixtures of herbicides on nutrient cycling and plant support considering current agriculture practices*. Chemosphere, 349, 140925.

García Carriquiry, I.; Silva, V.; Inchausti, P.; Trasante, T.; Niell, S.; Azziz, G.; ... & Geissen, V. (2025a). *Field assessment of sequential herbicide mixtures on nitrogen cycle-related functions in soybean production*. Agriculture, Ecosystems & Environment, 379, 109339.

García Carriquiry, I.; Silva, V.; Inchausti, P.; Niell, S.; BerroA.; ... & Geissen, V. (2025b). *The effects of sequential herbicide applications on phosphorus cycling and mycorrhization in soybean: A two-year field study*. Agriculture, Ecosystems & Environment, 392, 109754.

Knuth, D.; Gai, L.; Silva, V.; Harkes, P.; Hofman, J.; Sudoma, M.; ... & Geissen, V. (2024). *Pesticide residues in organic and conventional agricultural soils across Europe: measured and predicted concentrations*. Environmental science & technology, 58(15), 6744-6752.

Wan, N. F.; Fu, L.; Dainese, M.; Kiær, L. P.; Hu, Y. Q.; Xin, F.; ... & Scherber, C. (2025). *Pesticides have negative effects on non-target organisms*. Nature communications, 16(1), 1360.



Evaluación de descomposición de rastrojo.

Gestión de plagas ante escenarios dinámicos



Estudiantes de grado de Facultad de Agronomía aprendiendo diferentes técnicas de monitoreo de plagas. Foto: Silvana Abbate.

Silvana Abbate^{1,2}

1- Departamento de Protección Vegetal, EEMAC, Facultad de Agronomía, Universidad de la República.

2- Departamento de Ciencias Veterinarias y Agrarias, CENUR Litoral Norte, Universidad de la República.

1– Introducción

Quienes producen la tierra se enfrentan constantemente a diferentes tipos de riesgos. El cambio climático determina escenarios dinámicos, cada vez menos predecibles. Saber gestionar dichos riesgos resulta clave en los resultados alcanzados en el corto plazo, y fundamentalmente en el largo plazo. Las prácticas agronómicas llevadas a cabo para atender problemas puntuales, pueden generar efectos acumulativos y desencadenar problemas mayores, dentro y fuera de la chacra, los cuales repercuten en la viabilidad productiva, económica y ambiental, de nuestros sistemas productivos. Dentro de los actuales desafíos, minimizar las mermas de rendimiento generadas por insectos plaga resulta de especial interés, ya que las oscilaciones ambientales generadas por el cambio climático afectan la distribución

y abundancia de sus poblaciones. Además, la alteración de las condiciones climáticas tiene efectos indirectos en la eficacia de las medidas de su control. Esto determinará que los problemas de plagas serán más frecuentes e impredecibles, pudiendo generar grandes mermas en la producción y calidad de los cultivos. El diseño de estrategias de gestión de plagas basado en la maximización de los servicios ecosistémicos (intensificación ecológica), será fundamental para contribuir a una producción sostenible, maximizando la resiliencia de los sistemas productivos y minimizando el impacto ambiental.

2– El Cambio climático y las poblaciones de insectos

Los primeros estudios que abordaron la temática del cambio climático (CC) en los años ochenta y noventa se enfocaron principalmente en cuantificar los efectos de las variaciones climáticas sobre la productividad y estabilidad de la producción agrícola y los efectos sobre la economía global (Rosenzweig & Parry, 1994). Más recientemente, se ha puesto interés en estudiar el efecto del CC sobre los insectos (Boggs, 2024). El calentamiento global, las sequías,



Xylocopa frontalis (mangangá) visitando flor de crotolaria. Crédito: Joaquín Peraza.

los cambios en las concentraciones atmosféricas de dióxido de carbono, las perturbaciones meteorológicas y otras variables relacionadas con el clima, afectan la distribución y dinámica estacional de las poblaciones de insectos. Las alteraciones climáticas influyen en la biología y ecología, tanto de los insectos fitófagos (dentro de ellos las especies que consideramos plagas), como de los que consideramos benéficos porque nos aportan servicios ecosistémicos tales como la polinización, el ciclaje de nutrientes y el control biológico natural (Sánchez-Bayo & Wyckhuys, 2019). Pero a la vez, el CC afecta la interacción de los insectos con los factores bióticos y abióticos de un agroecosistema. Por ejemplo el aumento de las temperaturas podría dar lugar a una emergencia más temprana y a ciclos de vida

más prolongados en los insectos, determinando una menor eficacia del control biológico natural. Por otro lado, el CC puede determinar una mayor expresión de genes de resistencia a insecticidas, reducir la eficacia de diferentes métodos de control o incrementar la susceptibilidad de las plantas al daño y por ende condicionar el rendimiento de los cultivos (Cannon, 1998). Por lo tanto, es fundamental comprender el impacto del CC sobre los insectos para poder gestionar el manejo de plagas de manera eficaz y sostenible, garantizando la producción a largo plazo.

2.1. Efecto del aumento de la temperatura

Al igual que otros invertebrados, los insectos son ectotérmicos, es decir que no son capaces de regular su propia temperatura corporal sino que la misma varía según el ambiente que los rodea. Por este motivo, el comportamiento, distribución, desarrollo y fisiología de este grupo de animales está estrechamente vinculado a las condiciones ambientales, y entre estas la temperatura es la principal (Lin et al., 2022). Para cada especie, existen límites críticos de temperatura por debajo o encima de la cual el crecimiento y desarrollo se detiene, provocando incluso la muerte (Neven, 2000). Por el contrario dentro del rango de los límites viables, el incremento de la temperatura puede acelerar ciertos procesos, por ejemplo de natalidad, y provocar importantes incrementos en el tamaño poblacional (Jasrotia et al., 2023).

El constatado incremento de la temperatura global puede repercutir en las diferentes especies de insectos provocando: Incremento en el número de generaciones por año, ampliación del rango de expansión geográfica y mayor supervivencia invernal (Skendžić et al., 2021). Estas modificaciones en las poblaciones de insectos presentes en los agroecosistemas, pueden aumentar la probabilidad de surgimiento de fito-enfermedades transmitidas por insectos vectores, surgimiento de poblaciones resistentes y desincronización entre el hospedero original provocando el cambio de alimentación hacia nuevas especies vegetales (Skendžić et al., 2021). En Uruguay, en la última década, hemos evidenciado todos estos procesos en los diferentes cultivos. Tal es el caso de la chicharrita en el maíz (Cibils-Stewart et al., 2024), el pulgón amarillo en sorgo (Cuitiño et al., 2021), el Turnip yellow virus (TuYV) en colza (Delfino et al., 2025), la pérdida de eficacia de los cultivos Bt en maíz y soja (Rodríguez, 2025).

2.2. Efecto de las variaciones del régimen hídrico

El CC determina cambios en el régimen térmico debido principalmente a la disminución de la frecuencia y el aumento de la intensidad de las precipitaciones, y a una mayor frecuencia de eventos extremos (sequía e inundaciones). Estos fenómenos impactan por ejemplo en el contenido de agua en el suelo, lo cual determina directamente la

supervivencia o diapausa de los artrópodos que cumplen parte de su ciclo en el suelo (isocas, bicho bolita, trips). La supervivencia y reproducción de muchas especies de insectos son sensibles a los cambios en la precipitación, lo que determina cambios en su abundancia y distribución (Skendžić et al., 2021). Por ejemplo, períodos de sequía pueden incrementar el tamaño poblaciones de ciertas especies plaga, un claro ejemplo evidenciado en nuestros sistemas productivos es el de la arañuela roja en soja. Los cambios en el régimen hídrico pueden afectar también la actividad y el número de controladores naturales de especies plaga, disminuyendo el porcentaje de control natural (Ahmed et al., 2017). Por el contrario, los huevos y larvas de insectos pequeños pueden ser arrastrados por las fuertes lluvias y las inundaciones (Pathaket al., 2012), lo cual sería beneficioso en el caso que se traten de especies plaga (por ejemplo pulgones).

2.3. Efecto de las variaciones del CO₂

Las concentraciones elevadas de CO₂ atmosférico también pueden afectar la distribución y abundancia de insectos. Dichos aumentos pueden afectar las tasas de consumo, la fecundidad y las densidades poblacionales tanto de plagas como de insectos benéficos (Stiling & Cornelissen, 2007). Por otro lado, el efecto del cambio en la concentración de CO₂ afectan el crecimiento y desarrollo de las plantas, y esto determina un efecto indirecto sobre los insectos fitófagos debido a la alteración de la cantidad y calidad nutricional de la vegetación de la cual se alimentan (Skendžić et al., 2021). Estos efectos dependen de los sistemas particulares insectos-plantas hospedantes (Coviella & Trumble, 1999), determinando que sean difíciles de predecir.

2.4. Efecto asociado al cambio en la susceptibilidad de las plantas al daño

El efecto del CC sobre las plantas puede llevar a una disminución de sus procesos biológicos (Zayan, 2019), o una reducción en la expresión de los mecanismos de defensa (metabolitos secundarios) haciéndolas más susceptibles al daño por plagas (Yihdego et al., 2019). Por otro lado, debido al ya mencionado efecto que el CC sobre el desarrollo de los insectos, puede ocurrir una pérdida de sincronía con la planta huésped (Parmesan, 2007), determinando una mayor abundancia de insectos plaga en los momentos de mayor susceptibilidad de la planta al daño o que se afectan órganos que previamente no eran preferidos. En caso inverso, un desfase entre los picos poblacionales de los insectos con la fuente de alimento preferida puede provocar una ampliación en el rango de hospederos, que determine daños en especies que previamente no eran afectadas (Subedi et al., 2023).

3— Revalorizar el monitoreo de campo como clave en la gestión de la incertidumbre

Actualmente contamos con muchísima información respecto al posible impacto del CC en las poblaciones de insectos. Sin embargo, aún se comprende poco cómo las interacciones entre especies y la estructura de la comunidad pueden cambiar dicha respuesta en condiciones climáticas cambiantes (Harvey et al., 2020), determinando una elevada imprevisibilidad tanto espacial como temporalmente. Esta realidad a la que se enfrentan técnicos y productores pone de manifiesto la relevancia de la labor del monitoreo a campo. El primer paso para una gestión integrada de plagas agrícolas es identificarlas con precisión, estimar los niveles de cada población, determinar el nivel de daño y detectar la presencia de nuevas especies (Flint et al., 2003). Pretender reemplazar las visitas a campo mediante la implementación de aplicaciones preventivas de insecticidas, conlleva a incrementar aún más la incertidumbre y los costos de producción a largo plazo. En el corto plazo, el cálculo económico indica que sea más barato aplicar, que pagar un servicio de monitoreo, sin embargo deberíamos cuestionarnos respecto al costo que generan las externalidades generadas en cada una de las aplicaciones innecesarias. Ese costo invisible, se manifiesta a largo plazo por ejemplo con: pérdida de principios activos eficaces para el control, pérdida de tolerancia de la tecnología Bt, resurgencia de plagas primarias y surgimiento de plagas secundarias.

Ante los problemas emergentes tendemos a ingresar en un espiral de acciones que tornan a la producción cada vez más dependientes del uso de insumos externos, lo cual no sólo incrementa los costos económicos de la producción, sino que en ciertos casos condiciona la elección de los cultivos a sembrar. En este esquema, nuestras propias prácticas atentan contra la resiliencia de los sistemas productivos, reduciendo los servicios ecosistémicos de los agroecosistemas. En este sentido, resulta importante recordar que un porcentaje menor de las especies de insectos son consideradas plagas en los sistemas extensivos, mientras que la mayoría de ellas cumplen roles cruciales tales como la polinización, el control biológico natural, el ciclaje de nutrientes y el mantenimiento de la biodiversidad. Actualmente, cada día se extinguen alrededor de 45 a 275 especies de insectos (Jastrotia et al., 2023) debido principalmente a que el CC potencia los efectos negativos de otras condiciones estresantes, como la pérdida de hábitat naturales y la contaminación ambiental, la cual está íntimamente ligada a la producción agropecuaria lo que nos lleva a tener que asumir nuestra responsabilidad.

4– Resultados obtenidos en la EEMAC

En el marco de diferentes proyectos de investigación, tesis de grado y posgrado y pasantías que se vienen llevando a cabo en la Estación Experimental Dr. Mario A. Cassinoni (EEMAC), hemos obtenidos numerosos resultados, que se presentarán en el VII Simposio Nacional de Agricultura y que nos permiten afirmar que:

- **Los cultivos toleran porcentajes de daño por debajo de los cuales no existen pérdidas de rendimiento y no justifican la aplicación de insecticidas, aún ante la presencia de la plaga.** Un claro ejemplo es la tolerancia del cultivo de la soja a la defoliación causada por larvas de *Rachiplusia nu* (Beasley, 2024).

- **El daño de insectos fitófagos es sobredimensionado.** Tal es el caso del consumo foliar de *Plutella xylostella* en colza (Torres y Urrutia, en redacción).

- **Las condiciones climáticas son determinantes de la densidad de poblaciones de insectos fitófagos, determinando reducciones de abundancia y muchas veces evitan la necesidad de recurrir a la aplicación de insecticidas.** Esto se puede observar en las fluctuaciones de isocas fitófagas durante la fase de implantación del cultivo de colza (Guerisoli y Muriondo, en redacción) y en la fluctuaciones de la abundancia de arañuela roja en los cultivos de soja comerciales sembrados en la EEMAC y monitoreados en las pasantías de Dotti, M., Fleitas V.,

Thome, A. Pias, G., durante la pasada zafra (2024/25).

- **La aplicación de insecticidas afecta negativamente a los controladores naturales.** Los insecticidas utilizados para el control de chinches en soja reducen la abundancia de predadores (Abbate et al., 2022a) y afectan el crecimiento y reproducción de hongos entomopatógenos (Abbate et al., 2025a).

- **La diversificación de los paisajes productivos incrementa la abundancia y riqueza de enemigos naturales.** En este sentido, a medida que incrementa el porcentaje sembrado con soja, disminuye la abundancia de predadores en dicho cultivo (Abbate et al., 2022b). La inclusión de franjas de un cultivo perenne doble propósito (*Thinopyrum intermedium*) favorece la conservación de artrópodos benéficos sin presentar un riesgo de incremento en la abundancia de las plagas del cultivo de soja (Pereyra y Thome en redacción; Abbate et al., 2025b). La inclusión de cultivos de servicio también resulta una alternativa prometedora, ya que durante el período de floración de la Vicia se registró un importante número de artrópodos predadores, parasitoides, polinizadores y descomponedores (Domínguez, F, en redacción). Además, se puede afirmar que los cultivos de servicio invernales son un reservorio de enemigos naturales e insectos fitófagos de los cuales se alimentan sin representar una amenaza para los cultivos de verano (Pasantía Skunca J.). Esto se debe a que una vez que se deseca el cultivo de servicio, los fitófagos pierden su fuente de alimento, lo que limita su supervivencia o induce su migración.

5– Conclusiones

El CC determina que las prácticas de manejo agronómico se deban actualizar permanentemente y re adaptar antes escenarios dinámicos, donde no existen recetas universales, ni soluciones simples que resulten para solucionar problemas complejos. Fortalecer capacidades humanas nacionales en tecnologías de monitoreo y manejo de plagas resulta de gran importancia antes los escenarios dinámicos e impredecibles a los cuales nos enfrentamos. Revalorizar la labor de aquellos profesionales que recorren el campo y dedican el tiempo a la observación, el relevamiento de datos y la comprensión de las múltiples interacciones que ocurren en un agroecosistema, resulta crucial para mitigar los riesgos que representan las plagas de insectos agrícolas en un clima cambiante, maximizar los servicios ecosistémicos y minimizar el impacto ambiental.



Magdalena Dotti y Victoria de Fleitas Monitoreando la Plataforma Agrícola Ganadera de la EEMAC. Crédito: César Echenique.

Referencias

Abbate, S.; Rivas, F.; Ribeiro, A.; Bentancur, O.; Castiglioni, E. y Altier N. (2025a) *Side effects of soybean insecticides on beneficial microorganisms*, *International Journal of Pest Management*, 71:1, 114-121.

Abbate S.; Pereyra F.; Thome A.; Bentancur O.; Silva H.; Madeira F.; Pons X.; Picasso V. y Locatelli A. Efecto de franjas sembradas con *Thinopyrum intermedium* sobre la abundancia de artrópodos predadores de plagas del cultivo de soja. XII Congreso Argentino de Entomología, San Miguel de Tucumán, Argentina.

Abbate S.; Silva H.; Bentancur O.; Ribeiro A. y Castiglioni E. (2022a). *Effectiveness of some insecticides against soybean stink bugs and side-effects on Telenomuspodisi (Ashmead) and generalist predators*. *International Journal of Tropical Insect Science*. ESN: 1742-7592

Abbate S.; Madeira F.; Silva H.; Altier N. y Pons X. (2022b). *Association between landscape composition and the abundance of predator and herbivore arthropods in Bt and non-Bt soybean crops*. *Agriculture, Ecosystems and Environments*. 3360167-8809, 108027 – 108027.

Abbate S.; Bentancur O.; Madeira F.; Altier N. y Pons X. (2022c). *Refuge areas favor the presence of predators and herbivores in Bt soybean: a landscape perspective*. *Journal of Pest Science*. 171612- 4758, 1 – 15.

Ahmed, S. S.; Liu, D.; y Simon, J.-C. (2017). *Impact of water-deficit stress on tritrophic interactions in a wheat-aphid-parasitoid system*. *PLoS ONE*, 12 (10), e0186599.

Beasley, G. 2024. Efecto de diferentes niveles de defoliación causados por *Rachiplusianu* sobre el rendimiento de soja. FAGRO UDELAR.

Boggs, C. L. (2024). *Changes in insect population dynamics due to climate change*. In *Effects of Climate Change on Insects: Physiological, Evolutionary, and Ecological Responses* (p. 157).

Cannon, R. J. (1998). *The implications of predicted climate change for insect pests in the UK, with emphasis on non-indigenous species*. *Global Change Biology*, 4(7), 785–796.

Cibils-Stewart, X.; Baraibar, N.; Maltese, N.; Mazzilli, S.; Giambiasi, M.; Rodríguez, M., y Stewart, S. (2024). *Achaparramiento del maíz en Uruguay: Análisis del estado actual y estrategias de mitigación*. *Revista INIA Nro 78*.

Coviella, C. E., y Trumble, J. T. (1999). *Effects of elevated atmospheric carbon dioxide on insect-plant interactions*. *Conservation Biology*, 13(4), 700–712.

Cuitiño, A. M.; Giambiasi, M. M.; Morales, A. I.; y Buenahora, A. M. (2021). *Plaga emergente en sorgo: Melanaphissacchari/sorghii (pulgón de la caña de azúcar)*.

Delfino, J.; Silva, H.; de León, I. P.; Hoffman, E.; y Agorio, A. (2025). *First report of turnip yellow virus infecting rapeseed (Brassica napus) in Uruguay*. *New Disease Reports*, 51(2), e70031.

Domínguez, F. Aporte de un cultivo de servicio (*Vicia sativa*) a la riqueza y diversidad de artrópodos en los sistemas agrícola-pastoriles. Fagro, Udelar. En Redacción

Flint, M. L.; Daar, S.; y Molinar, R. (2003). *Establishing integrated pest management policies and programs*. University of California Agriculture and Natural Resources Publications.

Guerisoli, L. y Muriondo R. (2025) Eficiencia del uso de curasemilla a campo para manejo de plagas de implantación en colza.

Fagro, Udelar.

Harvey, J. A., et al. (2020). *Climate change-mediated temperature extremes and insects: From outbreaks to breakdowns*. *Global Change Biology*, 26(12), 6685–6701.

Jasrotia, R.; Dhar, M.; Jamwal, N., y Langer, S. (2023). *Climate change and global insect dynamics*. In *Global Agricultural Production: Resilience to Climate Change* (pp. 335–351). Springer International Publishing.

Lin, H.-I.; Yu, Y.-Y.; Wen, F.-I.; y Liu, P.-T. (2022). *Status of food security in East and Southeast Asia and challenges of climate change*. *Climate*, 10(3), 40.

Neven, L. G. (2000). *Physiological responses of insects to heat*. *Postharvest Biology and Technology*, 21(1), 103–111.

Parmesan, C. (2007). *Influences of species, latitudes and methodologies on estimates of phenological response to global warming*. *Global Change Biology*, 13(9), 1860–1872.

Pathak, H.; Aggarwal, P. K.; y Singh, S. D. (2012). *Climate change impact, adaptation and mitigation in agriculture: Methodology for assessment and applications*. Indian Agricultural Research Institute.

Pereyra, F. y Thome, A. *Aportes de las franjas de Thinopyrum intermedium a la gestión integrada de plagas*. Fagro, Udelar. En Redacción

Rodríguez, A. (2025). *Susceptibilidad de Rachiplusianu (Lepidoptera: Noctuidae) a la proteína Cry1A(c) expresada en soja Bt y a insecticidas*. Tesis de grado, Fagro, Udelar.

Rosenzweig, C. y Parry, M. L. (1994). *Potential impact of climate change on world food supply*. *Nature*, 367(6459), 133–138.

Sánchez-Bayo, F.; y Wyckhuys, K. A. G. (2019). *Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers*. *Biological Conservation*, 232, 8–27.

Skendžić, S.; Zovko, M.; PajačŽivković, I.; Lešić, V.; y Lemić, D. (2021). *The impact of climate change on agricultural insect pests*. *Insects*, 12(5), 440.

Stiling, P., y Cornelissen, T. (2007). *How does elevated carbon dioxide (CO₂) affect plant-herbivore interactions? A field experiment and meta-analysis of CO₂-mediated changes on plant chemistry and herbivore performance*. *Global Change Biology*, 13(9), 1823–1842.

Subedi, B.; Poudel, A.; y Aryal, S. (2023). *The impact of climate change on insect pest biology and ecology: Implications for pest management strategies, crop production, and food security*. *Journal of Agriculture and Food Research*, 14, 100733.

Yihdego, Y.; Salem, H. S.; y Muhammed, H. H. (2019). *Agricultural pest management policies during drought: Case studies in Australia and the State of Palestine*. *Natural Hazards Review*, 20(3), 05018010.

Zayan, S. A. (2019). *Impact of climate change on plant diseases and IPM strategies*. In *Plant Diseases – Current Threats and Management Trends*. IntechOpen.

Skendžić, S.; Zovko, M.; PajačŽivković, I.; Lešić, V.; y Lemić, D. (2021). *The impact of climate change on agricultural insect pests*. *Insects*, 12(5), 440.



Aplicación de tratamientos de fungicidas en cultivo de trigo. Foto: Ivanna Stoletriy

Manejo de enfermedades en cultivos de invierno

Cintia Palladino¹, Isabel García², Carlos Alberto Pérez³, Silvia Pereyra⁴, Lucía Pareja⁵

1- Unidad de Fitopatología, Departamento de Protección

Vegetal, Facultad de Agronomía, Universidad de la República.

2- Unidad de Malherbología, Departamento de Protección

Vegetal, Facultad de Agronomía, Universidad de la República.

3- Clínica Vegetal, Paysandú.

4- Protección Vegetal, Sistema Agrícola-Ganadero, Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria.

5- Departamento de Química del Litoral, Cenur Litoral Norte, Universidad de la República.

1 – Contexto

En Uruguay, la producción de cultivos de invierno se ha incrementado sostenidamente en las últimas décadas (DIEA, 2024). Esta situación afecta la dinámica de las poblaciones de los patógenos y las problemáticas asociadas, en tanto implica mayor área de inóculo. Como resultado, cada año emergen numerosas enfermedades cuando ocurren condiciones ambientales que suelen favorecer su desarrollo y dispersión. Para mitigar sus efectos sobre el rendimiento y la calidad del grano, una vez sembrado

el cultivo, los productores dependen fuertemente de las aplicaciones de fungicidas como principal medida de control, lo que ha resultado en un incremento sostenido en el uso de fungicidas en nuestro país (Palladino et al., 2023). Se proyecta que esta tendencia continuará debido a las condiciones climáticas cambiantes y al aumento de poblaciones de patógenos con pérdida de sensibilidad a los fungicidas (Fisher et al., 2012).

Los principales grupos de fungicidas utilizados para el control de las enfermedades en estos cultivos pertenecen a los grupos triazoles, estrobilurinas y carboxamidas, así como la familia de los cloronitrilos (Poole y Arnaudin, 2014). Suelen aplicarse un número limitado de compuestos de cada familia, en mezclas que contienen dos o tres ingredientes activos de diferentes familias químicas. En consecuencia, las múltiples aplicaciones de diferentes mezclas dentro de un ciclo de cultivo suelen resultar en un uso repetido del mismo ingrediente activo. La elevada frecuencia de uso de fungicidas puede tener un impacto negativo tanto en la salud humana como en el ambiente (Gonçalves et al., 2020; Jorge-Escudero et al., 2022; Sharma et al., 2020). Se estima que más del 98% de los fungicidas aplicados por pulverización no alcanzan al

blanco objetivo, dispersándose en cambio como contaminantes ambientales (Pérez-Lucas et al., 2019). Según sus propiedades fisicoquímicas, estos compuestos pueden permanecer durante largos períodos en el suelo, el agua, el aire o la biota. Incluso cuando presentan una vida media relativamente corta en agua o suelo, sus metabolitos pueden representar una fuente adicional de contaminación. A pesar de la creciente concientización y los avances en la normativa sobre el uso y registro de pesticidas, orientados a garantizar que no se produzcan efectos inaceptables en los seres humanos, los animales o el ambiente, la presencia de residuos de fungicidas en suelos y aguas superficiales en la región continúa siendo frecuente (Caldas et al., 2019; Pérez-Lucas et al., 2019). Estos antecedentes refuerzan la idea de que el control de las enfermedades trasciende la protección de un cultivo, siendo un componente esencial para la inocuidad alimentaria, la sostenibilidad económica y la preservación del ambiente.

2– ¿Cómo proteger los cultivos considerando inocuidad, economía y ambiente?

El manejo de las enfermedades en los cultivos debe abordarse desde una perspectiva integrada, considerando el sistema productivo en su conjunto y planificando las estrategias desde las etapas iniciales. Este enfoque busca combinar distintas estrategias de manejo para reducir la dependencia del control químico, incluyendo:

- **Inocuidad:** la producción de cereales tiene como objetivo fundamental garantizar el suministro de granos de alta calidad e inocuos, minimizando la presencia de residuos de fitosanitarios y micotoxinas.

Una serie de estudios evaluaron la relación entre las prácticas agrícolas y la inocuidad alimentaria en la producción de cereales de invierno en el noroeste de Uruguay. A partir de la zafra 2015/16, se implementaron ensayos de campo en cultivos de trigo y cebada para evaluar la presencia de residuos de fungicidas utilizados para el control de algunas de las principales enfermedades: fusariosis de la espiga y roya estriada en trigo y ramulariosis y mancha en red tipo red en cebada. Simultáneamente, se cuantificaron los niveles de micotoxinas en grano producidas por el género *Fusarium*: deoxinivalenol, sus derivados acetilados 3-ADON y 15-ADON, nivalenol y zearalenona. Complementariamente, durante las zafra 2016/17, 2020/21, 2023/24 se realizaron relevamientos en establecimientos comerciales de cebada y trigo, respectivamente. Estos monitoreos permitieron determinar residuos de fungicidas y las micotoxinas producidas por hongos del género *Fusarium* (Palladino et al., 2021).

Los resultados de los ensayos indicaron que los residuos de fungicidas se detectaron principalmente en casos con aplicaciones realizadas durante el llenado de grano, en

tratamientos con dos o tres aplicaciones, particularmente cuando la última se efectuó en esta etapa fenológica, y en aquellos en los que no se respetaron los períodos de carencia establecidos en la etiqueta del producto. Solo bajo estas condiciones se registraron niveles superiores a los Límites Máximos de Residuos establecidos por el *Codex Alimentarius* y la Unión Europea. En cambio, en los muestreos realizados a nivel comercial, bajo los esquemas habituales de manejo sanitario, no se detectaron residuos que superaran los límites establecidos. En cuanto a las micotoxinas, si bien se identificaron en algunas muestras, en ningún caso superaron los límites establecidos en las regulaciones de Uruguay. Estos resultados confirman que las prácticas de control químico empleadas por los productores de cereales de invierno se ajustan a las normativas internacionales, lo que evidencia la capacidad del sector para cumplir con los requisitos de los mercados de destino.

- **Rentabilidad:** el manejo de las enfermedades en los cultivos debe ser eficiente y rentable, priorizando las decisiones que optimicen el uso de insumos y reduzcan pérdidas de rendimiento. Para ello, resulta fundamental planificar la siembra considerando el sistema productivo en su conjunto y conocer en profundidad los patosistemas involucrados, de modo de aplicar medidas oportunas y evitar intervenciones innecesarias o tardías. La identificación y el conocimiento del patógeno a manejar es clave para el éxito de mismo.

En el caso de *Ramularia collo-cygni* (*Rcc*), agente causal de la ramulariosis, la semilla constituye la principal fuente de inóculo en los sistemas productivos de Uruguay. El hongo puede pasar a la plántula, pero el desarrollo de epidemias depende fuertemente de las condiciones ambientales durante el crecimiento del cultivo. Por lo tanto, conocer la carga fúngica de *Rcc* en la semilla resulta esencial para reducir la diseminación y, en consecuencia, la severidad de la enfermedad. Los métodos tradicionales de detección de patógenos en semilla no han mostrado resultados consistentes para este patógeno. En respuesta, se ha ajustado un método de cuantificación basado en técnicas moleculares, aunque todavía no se encuentra disponible comercialmente. En este contexto, conocer la historia sanitaria del lote a sembrar se vuelve una herramienta práctica y económicamente viable para la toma de decisiones.

La aplicación de fungicidas debe realizarse ante la primera detección de *Rcc*, cuando existen condiciones ambientales favorables para su desarrollo y se pronostica la persistencia de dichas condiciones en los días siguientes. Sin embargo, la detección temprana presenta dificultades debido a la fase asintomática del patógeno y a la similitud de sus síntomas iniciales con deficiencias nutricionales o manchas fisiológicas. Por lo tanto, el monitoreo exhaustivo del cultivo, complementado con reportes técnicos regiona-

les sobre la detección de Rcc, resulta fundamental para una detección temprana y una aplicación oportuna y eficaz. Las mezclas de fungicidas más efectivas reportadas incluyen carboxamidas y triazoles (Havis et al., 2015). Para evaluar la eficacia de las aplicaciones de fungicidas, se estableció una red de cinco experimentos que incluyeron tratamientos diseñados para simular tres escenarios epidemiológicos distintos: epidemias tempranas (aplicación en elongación del tallo, Z33), epidemias tardías (con aplicación en aristas visibles, Z49) y epidemias de desarrollo prolongado con condiciones favorables persistentes (aplicación doble en Z33+Z47). El diseño experimental se completó con un testigo sin aplicación y un tratamiento adicional con tres aplicaciones (Z33+Z47+Z61) (Palladino et al., 2024). Los tratamientos se realizaron utilizando mezclas de fungicidas con triazoles, carboxamidas y en algunos casos, con el agregado de clorotalonil. Las condiciones climáticas registradas durante el ciclo del cultivo determinaron un desarrollo diferencial de las epidemias en cada sitio. En algunos casos, aunque se detectó la presencia de ramularia, la enfermedad no progresó debido a la falta de condiciones ambientales favorables. Este resultado refuerza la necesidad de integrar el pronóstico climático tras la detección del patógeno como criterio fundamental para decidir la aplicación de fungicidas. Los resultados de los ensayos mostraron que una única aplicación no logró un control eficiente, ya que la enfermedad continuó avanzando a lo largo del ciclo del cultivo. Por el contrario, cuando las aplicaciones se realizaron después de la detección y en presencia de condiciones favorables para el desarrollo de la enfermedad, tanto las aplicaciones simples como las dobles o triples lograron un control adecuado de la ramulariosis. En este caso, la eficacia dependió del fungicida utilizado, siendo más eficaces las mezclas que contenían carboxamidas, como fluxapiraxad o isopirazam. Estos resultados evidencian que la aplicación en el momento oportuno, a inicios de la epidemia maximiza la eficiencia del control, reduce el número de intervenciones necesarias y genera un ahorro económico en los costos de aplicación.

- **Impacto ambiental:** la selección de fungicidas de menor toxicidad intrínseca; la alternancia de modos de acción para prevenir resistencias y la incorporación de alternativas biológicas son medidas que favorecen la sanidad del cultivo minimizando el daño en el ecosistema. Asimismo, resulta crucial adoptar prácticas de uso responsable que incluyen el respeto estricto de dosis, momentos y condiciones de aplicación.

Para contribuir al conocimiento en esta dimensión de la producción, un estudio realizado en la principal región cerealera de Uruguay estimó el riesgo ambiental del uso de fungicidas con información de dos predios comerciales de trigo y cebada. Se analizaron los registros de aplicaciones de fungicidas foliares durante las zafas 2021/22, 2022/23

y 2023/24. Las estrategias de manejo de enfermedades consistieron en dos o tres aplicaciones por ciclo del cultivo, basadas en mezclas de dos o tres ingredientes activos, con dosis cercanas o superiores a la dosis máxima recomendada en la etiqueta. Para cada predio y zafa, se calculó el número total de aplicaciones por ingrediente activo, seguido de una caracterización del peligro y del nivel de exposición teórico esperado para cada ingrediente activo. El riesgo ambiental se estimó mediante Unidades Toxicológicas (UT), que relacionan la dosis aplicada de cada fungicida con los valores de toxicidad aguda para organismos terrestres y acuáticos de referencia internacional.

Aunque ambos predios comparten características topográficas, climáticas y de manejo similares, presentan diferencias críticas en su proximidad a zonas sensibles que determinan su perfil de riesgo ambiental. El Predio 1 se ubica a 280 metros de una zona residencial, por debajo de la distancia mínima de 300 metros para aplicaciones terrestres establecida por la normativa nacional (MGAP, Res. s/n, 15/05/24). Por su parte, el Predio 2 limita con cursos de agua a apenas 17,3 metros de la superficie cultivada, incumpliendo la franja de amortiguación (buffer) de 30 metros requerida (MGAP, Res. No. 129/008) para aplicaciones aéreas. Estas particularidades geográficas resultaron en perfiles de riesgo ambiental diferenciados. En el Predio 1, el riesgo se concentró en el compartimento suelo, afectando organismos como abejas, lombrices, aves y mamíferos. En contraste, el Predio 2 presentó un riesgo tanto para los sistemas terrestres como para los acuáticos, que abarcó tanto sistemas terrestres como acuáticos, comprometiendo la biodiversidad de peces, invertebrados acuáticos y algas. En ambos casos, los ingredientes piraclostrobina, ciproconazol y epoxiconazol fueron identificados como los principales responsables de la toxicidad sobre organismos no objetivo. Cabe destacar que este impacto no solo responde a las dosis aplicadas y a la toxicidad intrínseca de cada compuesto, sino también a la frecuencia de aplicación, donde la repetición incrementa sustancialmente el riesgo por exposición continua. Con base en estos hallazgos, se recomienda en primera instancia tomar todas las medidas preventivas que minimicen la presencia del inóculo en las chacras y la selección de cultivares con buen comportamiento sanitario. En caso de requerirse el control de enfermedades, se recomienda sustituir las mezclas que generen mayores UT por alternativas de menor riesgo para los organismos identificados como vulnerables en cada contexto, o bien, incorporar bioinsumos para el control de enfermedades debidamente evaluados en términos productivos y ambientales. La implementación de estas medidas debe considerar factores específicos de cada predio, como la proximidad a cuerpos de agua, la pendiente del terreno y la presencia de zonas de amortiguación. Este análisis demuestra la viabilidad de

identificar puntos críticos de impacto ambiental y diseñar ajustes agronómicos específicos para minimizar los riesgos ambientales asociados a su uso, avanzando hacia una producción cerealera ambientalmente responsable.

3– Mensaje final

La sostenibilidad a largo plazo de la producción de cultivos de invierno en Uruguay dependerá de integrar la inocuidad, rentabilidad e impacto ambiental en cada decisión.

Bibliografía

Caldas, S. S.; Arias, J. L. O.; Rombaldi, C.; Mello, L. L.; Cerqueira, M. B. R.; Martins, A. F.; & Primel, E. G. (2019). Occurrence of pesticides and PPCPs in surface and drinking water in southern Brazil: Data on 4-year monitoring. *Journal of the Brazilian Chemical Society*, 30(1), 71–80. <https://doi.org/10.21577/0103-5053.20180180>

Fisher, M. C.; Henk, D. A.; Briggs, C. J.; Brownstein, J. S.; Madoff, L. C.; McCraw, S. L.; & Gurr, S. J. (2012). Emerging fungal threats to animal, plant, and ecosystem health. *Nature*, 484(7393), 186–194. <https://doi.org/10.1038/nature10947>

Gonçalves, C.; Marins, A. T.; Amaral, A. M. B.; Dapper, A. C.; de Freitas, T. R.; Oliveira, G. T.; & dos Santos Miron, D. (2020). Ecological impacts of pesticides on *Astyanax jacuhiensis* (Characiformes: Characidae) from the Uruguay river, Brazil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 205, 111314. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.111314>

Havis, N. D.; Brown, J. K.; Clemente, G.; Frei, P.; Jedryczka, M.; Kaczmarek, J.; Matusinsky, P.; McGrann, G. R.; Pereyra, S.; Piotrowska, M.; Sghyer, H.; Tellier, A.; & Hess, M. (2015). *Ramularia collo-cygni*: An emerging pathogen of barley crops. *Phytopathology*, 105(7), 895–904. <https://doi.org/10.1094/PHYTO-11-14-0337-FI>

Jorge-Escudero, G.; Pérez Polanco, M.; Lagerlöf, J. E.; Pérez, C. A.; & Míguez, D. (2022). Commercial fungicide toxic effects on terrestrial non-target species might be underestimated when based solely on active ingredient toxicity and standard earthworm tests. *Toxics*, 10(9), 488. <https://doi.org/10.3390/toxics10090488>

Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca, DIEA (UY). Anuario Estadístico Agropecuario [Internet]. Montevideo: MGAP; 2024 [cited 17 setiembre 2025]. 210p. Available from: <https://descargas.mgap.gub.uy/DIEA/Anuarios/Anuario2024/Anuario2024/%20ANUARIO2024.pdf>

Palladino, C.; García, I.; & Fernández, G. (2023). Pesticide dependence and associated risks in Uruguayan agriculture: Limitations in its approach. *Agrociencia Uruguay*, 27, e1156. <https://doi.org/10.31285/AGRO.27.1156>

Palladino, C.; Pérez, C.; Pareja, L.; Pérez-Parada, A.; Franco, J.; & Pereyra, S. (2024). Fungicide strategies for *Ramularia* Leaf Spot control recommended in Uruguay and its residues in barley grains. *Agrociencia Uruguay*, 28, e1262. <https://doi.org/10.31285/AGRO.28.1262>

Palladino, C.; Puigvert, F.; Muela, A.; Taborda, B.; Pérez, C. A.; Pérez-Parada, A.; & Pareja, L. (2021). Evaluation of *Fusarium* mycotoxins and fungicide residues in barley grain produced in Uruguay. *Journal of Agriculture and Food Research*, 3, 100092. <https://doi.org/10.1016/j.jafr.2020.100092>

Pérez-Lucas, G.; Vela, N.; El Aatik, A.; & Navarro, S. (2019). Environmental risk of groundwater pollution by pesticide leaching through the soil profile. En M. L. Larramendy & S. Soloneski (Eds.), *Pesticides - Use and Misuse and Their Impact in the Environment* (pp. 45–72). IntechOpen. <https://doi.org/10.5772/intechopen.82418>

Poole, N. F.; & Arnaud, M. E. (2014). The role of fungicides for effective disease management in cereal crops. *Canadian Journal of Plant Pathology*, 36(1), 1–11. <https://doi.org/10.1080/07060661.2013.870230>

Sharma, A.; Shukla, A.; Attri, K.; Kumar, M.; Kumar, P.; Sutte, A.; Singh, G.; Barnwal, R. P.; & Singla, N. (2020). Global trends in pesticides: A looming threat and viable alternatives. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 201, 110812. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110812>



Experimentos de campo en la EEMAC. Crédito: Cintia Palladino.



Cuantificando la trayectoria de sistemas de cultivos en base a indicadores de sostenibilidad*

Foto: Santiago Miguel

Juan Ahunchain¹; Sebastián Mazzilli²; Oswaldo Ernst³

1- Estudiante de Maestría en Ciencias Agrarias. ANII POS_ NAC_2_2023_178769

2- Profesor Adjunto del Departamento de Producción Vegetal, Facultad de Agronomía. Universidad de la República.

3- Docente libre del Departamento de Producción Vegetal, Facultad de Agronomía. Universidad de la República.

1- Introducción

Los sistemas agrícolas de Uruguay han atravesado una serie de cambios en el uso y manejo del suelo impulsados por factores económicos, tecnológicos y ambientales. Los hitos más relevantes fueron; i) transición desde agricultura continua con labranza, a 3-4 años de agricultura con labranza, con trigo y girasol como cultivos predominantes, rotando con 3-4 años de pasturas perennes (década de 1970); ii) eliminación gradual de la labranza (década de 1990); iii) implementación de sistemas de cultivos anuales continuos sin labranza, pero ahora con predominancia de

soja (primera década del 2000); iv) diversificación creciente de los sistemas, ya sea con cultivos anuales o rotando con pasturas cortas (del 2015 a la fecha). Cada uno de ellos implicó un cambio en la estructura productiva, primero reduciéndose el número de productores e incrementando el tamaño medio de las empresas, seguido por cambios en el régimen de tenencia de la tierra y el modelo de negocio. Basado en los resultados de experimentos de largo plazo, al hito (i) se lo relaciona con limitantes impuestas al rendimiento por la pérdida de fertilidad generada por labranza y erosión hídrica; al (ii), con la valoración de que, eliminando la labranza se mejora el control de ambos procesos; el (iii), porque si el (ii) es correcto, se reduce la necesidad de rotar con pasturas, permitiendo sistemas de agricultura continua; el (iv), porque la tendencia al monocultivo de soja condicionó la validez del (ii). Esto último implicó el retorno a los problemas del hito (i). Como consecuencia, se reglamentó la Ley de Conservación de Suelos (Ley 13667/1968), generando la necesidad de planificar el uso del suelo (Ley 15239/1981 y 18564/2009). Por tanto, el hito (iv) fue impulsado por el marco normativo, siendo la relación de precios responsable de la proporción de cultivos de renta dentro del sistema de cultivos.

* Plataforma de soporte online de manejo de cultivos ATN/RF 20631-RG

Si bien este relato de lo que pasó y la interpretación de sus causas alerta sobre la necesidad de atender los puntos críticos para la sostenibilidad de los sistemas de cultivos, el único indicador formalmente establecido para evaluarla es el riesgo de erosión hídrica del suelo. Simplificando el problema, el valor de tolerancia establecido para el riesgo de erosión proyectado a veinte años separa sistemas de cultivos sostenibles de los que no lo son.

Pero evaluar la sostenibilidad requiere un enfoque multidimensional, que integre indicadores de uso de la tierra, con la productividad del sistema de cultivo, la eficiencia en el uso de recursos, el desempeño ambiental y la estabilidad del rendimiento.

Los registros de gestión a nivel de predios comerciales constituyen una herramienta robusta para analizar las trayectorias de producción. Para ello se requiere combinar técnicas de análisis de datos multivariadas, de manera de identificar patrones y pasar de una etapa meramente descriptiva, a análisis con capacidad de inferencias, útiles para planificar y gestionar los sistemas de cultivos.

2– Antecedentes

Para este trabajo se usó como base el proyecto [“Sustentabilidad ambiental y económica en predios agrícola-ganaderos: un sistema de indicadores objetivos aplicable en el campo”](#) (FPTA 327), ejecutado durante el período 2011-2013

El mismo consideró once indicadores, concluyendo que: el riesgo de erosión hídrica del suelo estaba por encima del valor de tolerancia en el 60% de los casos; sólo un tercio de los predios alcanzaban ingresos de carbono suficientes para mantener el carbono orgánico del suelo; baja eficiencia de captura del agua de lluvia; salvo casos puntuales, balances aparentes de potasio negativos y de

fósforo, neutros a muy positivos; la mayoría de los predios con ingreso de N que comprometen su sostenibilidad y riesgos asociados al uso de agroquímicos.

Los resultados corresponden a años en los que se transitaba en el período (ii), previo a la implementación de los planes de uso, manejo y conservación de suelos. Veinte de las treinta empresas participantes del proyecto mantienen los registros actualizados, (exceptuando el uso detallado de agroquímicos), lo que permite describir la trayectoria de los sistemas de cultivos y de sus indicadores de sostenibilidad en el período (iv), una vez implementada la reglamentación de la Ley 13667/1968.

3– Trayectoria de sostenibilidad

Con base en descriptores de uso del suelo y su evolución entre 2011 y 2023 (intensidad de cultivo; diversidad estival e invernal mediante índice de Shannon; relación pastura–cultivo y sus respectivas tasas de cambio), se identificaron cuatro grupos de sistemas de cultivo.

- Sistemas de agricultura continua, simples, en proceso de intensificación del uso del suelo, manteniendo estable el nivel de diversidad (ACS_i).
- Sistemas mixtos agricultura/pastura con tendencia a intensificarse, manteniendo la diversidad estable a lo largo del tiempo (AP_i).
- Sistemas de agricultura continua en transición a rotación con pasturas, con tendencia a intensificarse y diversificarse (AC_AP).
- Sistemas de agricultura continua inicialmente intensivos, con tendencia a diversificarse (AC_d).

Se estimaron los indicadores utilizados en el trabajo antecedente, exceptuando los referidos al uso de agroquímicos, ya que aún no se dispone de la información completa. Se agregó una estimación de la productividad parcial del



Alta intensidad de uso del suelo y diversificación de cultivos generan indicadores de sostenibilidad más equilibrados en los sistemas de cultivo comerciales.

nitrógeno (PPN) en gramíneas invernales (trigo y cebada) como indicador de eficiencia de uso de nitrógeno, el excedente de N y un índice de estabilidad de rendimientos (SYI).

El modelado de indicadores de sostenibilidad reveló trayectorias contrastantes entre los grupos de sistemas de cultivo a lo largo del período de estudio (Figura 1).

Las diferencias más relevantes pueden resumirse como:

Incrementos en el ingreso de carbono al suelo, pero aún por debajo del nivel de referencia ($4000 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$); mejora en la de captura y uso del agua de lluvia; mejora en el balance aparente de K, pero aún negativo; tendencia a la neutralidad en el balance aparente P.

En cuanto al uso de N, los tres indicadores utilizados muestran tendencia negativa. La EUN se redujo desde 0,93 a 0,80, el N sobrante se incrementó de 24 a $40 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, y la PPN se redujo de 44 a $34 \text{ kg grano kg de N agregado}^{-1}$. El riesgo de erosión hídrica del suelo fue inferior a la tolerancia en todos los casos (en base a los planes de uso aprobados).

Todos los grupos perdieron estabilidad de rendimiento, pero con diferente magnitud; se destacan como los más estables los que incluyen pasturas (AP_i y AC_AP), seguido por agricultura continua con diversidad de cultivos (AC_d), siendo los menos estables los predios bajo agricultura continua de baja diversidad, en proceso de intensificación (ACS_i).

4– Agradecimientos

A la Federación Uruguaya de Grupos CREA, en especial a los integrantes de la Sectorial Agrícola-Ganadera por suministrar los registros utilizados.

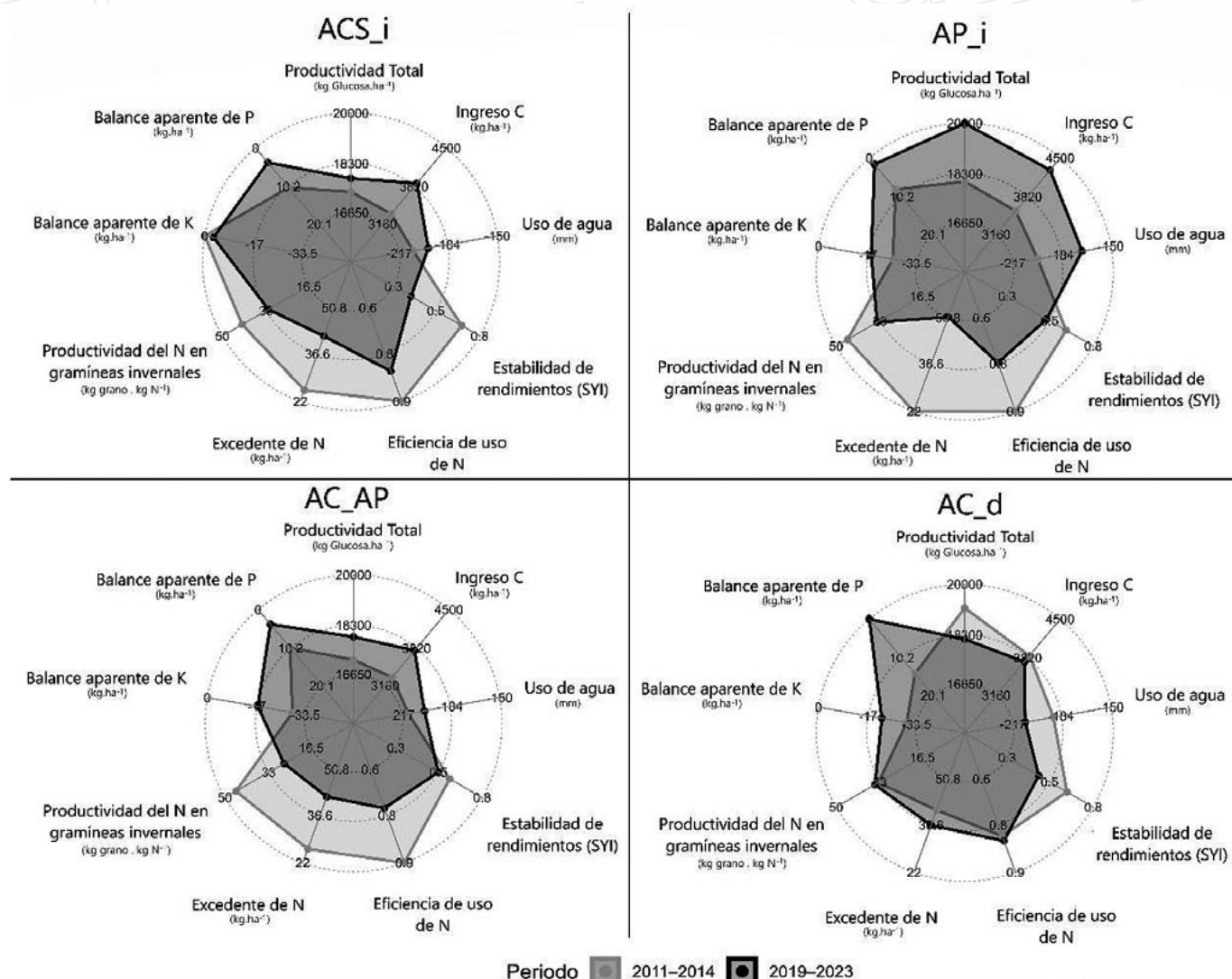


Figura 1. Panel de trayectoria de indicadores de sostenibilidad (gris claro 2011-2014; gris oscuro 2019-2023) para predios bajo agricultura continua de baja diversidad, en proceso de intensificación (ACS_i); agricultura rotando con pasturas con fase agrícola en proceso de intensificación (AP_i); agricultura continua migrando a agricultura rotando con pasturas (AC_AP); agricultura continua integrada por diversidad de cultivos (AC_d).

Sostenibilidad de sistemas arroceros en Uruguay: una mirada integrada

Foto: INIA Uruguay

Ignacio Macedo¹, Alvaro Roel¹, José A. Terra¹ y Jesús Castillo¹.

1- Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA), Sistema Arroz-Ganadería, Ruta 8km 281, Treinta y Tres 33000, Uruguay.

1- Introducción

El arroz en Uruguay ocupa alrededor de 170.000 hectáreas bajo riego y constituye uno de los principales rubros agrícolas de exportación del país. Con una producción anual cercana a 1.4 millones de toneladas de arroz cáscara, de las cuales más del 90% se destina a mercados externos, Uruguay se ubica entre los diez principales exportadores de arroz del mundo. El sector se caracteriza por un fuerte grado de articulación entre productores e industria, con una cadena de valor integrada que ha permitido sostener altos estándares de calidad y acceder a nichos de exportación de alto valor.

A diferencia de lo que ocurre en la mayoría de las regiones productoras del mundo, el arroz en Uruguay se integra mayoritariamente con la ganadería a través de rotaciones con pasturas perennes. Este sistema de producción fue la base del crecimiento sostenido de la productividad y la conservación de los recursos naturales durante décadas, con un bajo uso relativo de insumos en el cultivo (Deambrosi, 2003; Pittelkow et al., 2016; Yuan et al., 2021). Aunque aún la rotación arroz-pasturas predomina en gran parte del área arrocera, existe una tendencia a intensificar los sistemas,

ya sea por aumento de la frecuencia del cultivo de arroz, la inclusión de otros cultivos, sobre todo, la soja y/o la incorporación de pasturas más cortas (Terra et al., 2014).

Durante varias décadas se registró un incremento sostenido en los rendimientos promedio nacionales, alcanzando valores que posicionan a Uruguay entre los países con mayor productividad del mundo. A fines de los 80s los rendimientos obtenidos eran de aproximadamente 5 Mg/ha, mientras que en la actualidad superan 9 Mg/ha (Carracelas et al., 2023). Este crecimiento estuvo impulsado por la adopción de variedades de alto rendimiento desarrolladas por INIA, junto con mejoras en el manejo agronómico. La cooperación entre la investigación, productores e industria facilitó la rápida difusión, transferencia y adopción de innovaciones y contribuyó a consolidar estos avances (Bica et al., 2022; Blanco et al., 2010).

Cabe destacar que este crecimiento no ha sido lineal a lo largo de estas décadas. Un ejemplo de ello fue el estancamiento del rendimiento durante 2013-2020 en torno a 8.2 Mg/ha (Carracelas et al., 2023). Este escenario planteó desafíos en torno a la mejora de la productividad y la sostenibilidad de los sistemas productivos, en particular frente a la presión de intensificación agrícola y a las fluctuaciones de los mercados internacionales. La tendencia hacia rotaciones con mayor proporción de cultivos anuales, así como un mayor uso de insumos puede comprometer algunos de los beneficios históricos de la integración arroz-pasturas, lo que exige evaluar cuidadosamente los efectos de la intensificación sobre los aspectos productivos, económicos y ambientales.

En este contexto, resulta fundamental analizar los sistemas arroceros de Uruguay desde una perspectiva integrada que contemple simultáneamente la productividad y la sostenibilidad. Este artículo resume brevemente las principales preguntas de investigación y los resultados más relevantes obtenidos en diversos estudios realizados durante la última década en el país. En primer lugar, se abordan aspectos relacionados con el rendimiento potencial del cultivo, la magnitud de la brecha de rendimiento y los factores que la explican. Luego, se presentan las tendencias nacionales en distintos indicadores de sostenibilidad. En tercer lugar, se analiza la relación entre rendimiento y sostenibilidad comparando productores de alto desempeño con el promedio nacional, así como los posibles impactos ambientales asociados con un aumento adicional del rendimiento. En cuarto lugar, se examinan las tensiones existentes entre distintos indicadores de sostenibilidad y la posibilidad de lograr un desempeño equilibrado en todos ellos de forma simultánea. Finalmente, se presentan resultados de análisis a nivel de rotación, evaluando cómo la sustitución de la rotación arroz-pastura por sistemas agrícolas más continuos afecta la estabilidad productiva y ambiental de los sistemas.

2 – Fuente de información y descripción de bases de datos de los trabajos presentados

Los resultados presentados a continuación utilizaron fuentes de información provenientes de un experimento de largo plazo arrocero y de base de datos de productores pertenecientes a la empresa SAMAN (Sociedad Anónima Molinos Arroceros Nacionales).

2.1. Experimento de largo plazo de rotaciones arroceras

El experimento de largo plazo se estableció en 2012 en la Unidad Experimental del Paso de la Laguna del INIA Treinta y Tres (33°16'23" S; 54°10'24" O; 22 m s. n. m.), sobre un suelo clasificado como Argialbol típico con pen-

dientes menor a 0.5%. El sitio se ubica en la región Este de Uruguay, caracterizada por un clima templado húmedo con una temperatura media de 22.3 °C en verano y 11.5 °C en invierno, una precipitación anual promedio de 1.360 mm y una evapotranspiración potencial media anual de 1 138 mm.

El experimento se inició sobre un campo con más de tres décadas de rotación arroz-pastura, utilizando un diseño en bloques completos al azar con tres repeticiones y parcelas de 1.200 m² (60 × 20 m). Se evalúan seis rotaciones que difieren en la frecuencia del cultivo de arroz, la inclusión o no de pasturas perennes, así como la duración y la inclusión de otros cultivos.

Todas las fases de las rotaciones están presentes simultáneamente cada año, permitiendo evaluaciones comparativas de los efectos de la rotación sobre distintos atributos de los sistemas de producción.

2.2. Base de datos de productores

La otra fuente de información corresponde a una base de datos de manejo y rendimiento a nivel de chacra, provista por la empresa SAMAN. Los registros abarcan el período 2012–2021 e incluyen información de entre 2.000 y 4.000 chacras por año, con más de 6 000 observaciones individuales recopiladas por los agrónomos regionales de la empresa. La base contiene variables relacionadas con el manejo agronómico, uso de insumos, condiciones de campo y rendimiento del arroz. Esta información permite analizar los factores asociados al desempeño productivo y la sostenibilidad en condiciones reales de producción, complementando la evidencia experimental con datos provenientes de una amplia red de productores distribuidos en las principales regiones arroceras del país.

Cuadro 1. Esquema de las rotaciones evaluadas en el experimento.

AÑO	1		2		3		4		5		6	
ROTACIÓN	P-V	O-I	P-V	O-I	P-V	O-I	P-V	O-I	P-V	O-I	P-V	O-I
Arroz Continuo	Arroz	cc										
Arroz Soja	Arroz	cc	Soja	cc								
Arroz Cultivos	Arroz1	cc	Soja	cc	Arroz2	cc	Sorgo	cc				
Arroz Pastura Corta	Arroz	Pastura Permanente										
Arroz Soja Pastura	Arroz1	cc	Soja1	cc	Soja2	cc	Arroz2	Pastura Permanente				
Arroz Pastura Larga	Arroz1	cc	Arroz2	Pastura Permanente								

* cc = cultivo de cobertura, P-V= primavera-verano, O-I= otoño-invierno

3– Principales resultados de las investigaciones

3.1. Evolución de la productividad, potencial y brecha de rendimiento y factores asociados

En 1930 una hectárea de arroz producía aproximadamente 3000 kg/ha, mientras que en la actualidad el rendimiento supera 9000 kg/ha. Ese crecimiento no fue lineal y se ha caracterizado por varios hitos, como la introducción de la variedad Bluebelle en los 70, la investigación, desarrollo y adopción de cultivares nacionales como El Paso L144 (año deliberación, 1986), INIA Tacuarí (1992), INIA Olimar (2003) y más recientemente INIA Merín (2016), así como investigación aplicada al manejo del cultivo asociado a control de malezas y enfermedades, riego, nutrición y diseño de sistemas de producción (Blanco et al., 2010).

En un trabajo que analizó una serie temporal desde 1990 hasta 2020 se encontró que hasta 2013 los rendimientos de arroz en Uruguay crecieron a una tasa promedio de 159 kg/ha/año, pero en la última década (2013-2020) se observó una desaceleración con un rendimiento promedio nacional cercano a 8.3 t/ha. Este estudio también simuló el rendimiento potencial (Y_p), el cual se estimó en 13.9 t/ha, por lo que el promedio alcanzado hasta ese entonces representaba aproximadamente el 60 % de Y_p . La brecha explotable de rendimiento (diferencia entre el 80 % de Y_p y el rendimiento promedio) se calculó en 2.8 t ha⁻¹, lo que

confirma que aún existe margen significativo para aumentar la productividad (Carracelas et al., 2023).

Un análisis adicional con registros de manejo y rendimiento a nivel de campo de productores de la empresa SAMAN indicó que la brecha entre productores de alto desempeño (decil superior) y el promedio se ubicó en el rango de 16–22 %. Los factores de mayor impacto para reducirla fueron la fecha de siembra y la fertilización nitrógenada, entre otros, lo que demuestra que optimizar el manejo puede contribuir a seguir cerrando las brechas de rendimiento (Tseng, et al., 2021).

3.2. Indicadores de sostenibilidad a nivel nacional (evolución 1993-2013)

Utilizando datos de productores y promedios nacionales se realizó un estudio sobre la intensificación sostenible de los sistemas arroceros de Uruguay entre 1993 y 2013. Este trabajo evaluó indicadores de sostenibilidad como: las huellas de energía, nitrógeno, agua y carbono, así como el riesgo de contaminación por agroquímicos. Los resultados mostraron que durante este periodo el rendimiento aumentó un 38%, el rendimiento energético neto se incrementó un 50%, la productividad del agua mejoró un 41% y la eficiencia en el uso de nitrógeno se mantuvo. Además, la huella de carbono por unidad de rendimiento se redujo un 30%; el riesgo de contaminación por plaguicidas disminuyó, pero las pérdidas potenciales de nitrógeno aumentaron un 37% (Pittelkow et al., 2016).



Imagen aérea de experimento de largo plazo de rotaciones arroceras, Unidad Experimental Paso de la Laguna, Treinta y Tres, Uruguay. Crédito: INIA Uruguay.

3.3. *Empujando los límites de la productividad, ¿qué pasa con algunos indicadores de sostenibilidad ambiental si rompemos el techo de rendimiento?*

A raíz del estancamiento en el rendimiento antes mencionado durante 2013-2019 se evaluaron alternativas de manejo del cultivo que superasen el rendimiento de lo que ya obtenían los productores de punta (aprox. 9 Mg/ha), en un proyecto titulado “Rompiendo el techo de rendimiento del cultivo de arroz”. Además, se evaluó el desempeño ambiental de estos productores contra las prácticas que realizaba el “promedio” y esas alternativas de manejo que lograban romper el techo de rendimiento. Se integraron resultados de encuestas regionales y experimentos de campo para analizar los efectos sobre la productividad y la sostenibilidad en dos niveles de intensificación: productores promedio y de alto rendimiento o de punta. Los resultados de la encuesta mostraron que los productores de alto rendimiento obtuvieron un 14% más de rendimiento respecto al promedio regional (7.9 Mg/ha), con riesgos de contaminación por agroquímicos entre 25% y 99% menores, y eficiencias de uso de nitrógeno y huella de carbono similares. En ensayos a campo, las prácticas alternativas para producir más que los productores de punta incrementaron el rendimiento en torno al 7%, pero la evaluación ex post de indicadores ambientales evidenció una disminución significativa de las eficiencias en el uso de recursos y un aumento de la huella de carbono. En conjunto, los resultados indican que los incrementos de rendimiento más allá de lo que ya obtenían los productores de punta, no compensaron el mayor impacto ambiental, subrayando el desafío de avanzar hacia una intensificación sostenible en sistemas que se acercan a su techo productivo (Deambrosi et al., 2019; Tseng et al., 2020).

3.4. *¿Se puede obtener un excelente desempeño en varios indicadores de sostenibilidad al mismo tiempo? Compromisos y sinergias entre indicadores*

En este trabajo utilizando aproximadamente 4000 datos de chacras se cuantificaron cinco indicadores de desempeño del sistema arrocerero a nivel de chacra entre 2012 y 2017, abarcando cerca del 40% del área nacional. Los resultados mostraron que maximizar un indicador suele implicar compromisos con otros, sin que ninguna chacra se ubicara simultáneamente entre el 10% superior en todos los indicadores. Las mayores brechas entre el promedio y los productores de mejor desempeño se observaron en el riesgo de contaminación por agroquímicos (33%) y las menores en rendimiento (11%). Se identificaron sinergias entre rendimiento y eficiencia en el uso de recursos, pero no con la huella de carbono ni el riesgo de contaminación. Estas sinergias fueron más marcadas en chacras de menor productividad, sugiriendo un margen limitado de mejora en sistemas de alto rendimiento (Tseng et al., 2021).

3.5. *Una mirada a nivel de la rotación y múltiples indicadores*

En estos estudios se analizó el efecto de la intensificación de la rotación arroz-pastura mediante la incorporación de cultivos anuales. Se analizaron los primeros 7-8 años del experimento de largo plazo antes descrito, evaluando el rendimiento de arroz, la evolución del carbono orgánico, productividad de la rotación, uso de energía y nitrógeno, huella de carbono, eficiencia de uso de recursos, ingresos, costos y margen bruto. Con el fin de tener una mirada integrada del desempeño de la sostenibilidad de las rotaciones se generó un índice multicriterio (0-1). Finalmente, se analizó la estabilidad de este índice como una medida de la estabilidad de la sostenibilidad de los sistemas de producción. El rendimiento de arroz promedio fue de 9400 kg/ha. Los cultivos de arroz que fueron antecidos por una pastura o por soja fueron los que lograron los mayores rendimientos (9800 kg/ha). El segundo arroz de la rotación arroz-pastura tuvo un rendimiento 12% inferior al primer arroz de la misma rotación. El arroz del sistema arroz-continuo obtuvo un rendimiento inferior a las mejores situaciones, pero un 6% superior que el segundo arroz de arroz-pastura. El sistema arroz-soja mostró una productividad y uso de energía intermedios, con la mayor eficiencia en uso de nitrógeno y energía, y una baja huella de carbono. El arroz-pastura compensó cerca del 50% de sus emisiones gracias al aumento del carbono orgánico en el suelo (0.6 Mg/ha/año), mostrando además una menor variabilidad en el margen bruto y menores costos de producción. En contraste, el arroz-continuo tuvo mayores ingresos, pero también los costos más altos, resultando en el menor margen bruto. El índice multicriterio fue mayor en el sistema arroz-soja, un 7% mayor que arroz-pasturas (0.56). El sistema arroz-continuo obtuvo el menor desempeño (0.35), 38% y 42% menor que arroz-pasturas y arroz-soja, respectivamente. Respecto a la estabilidad del índice multicriterio o “estabilidad de la sostenibilidad, el sistema de arroz-pasturas registró el mejor desempeño, seguido por arroz-soja y arroz-continuo (Macedo, et al., 2022a; Macedo, et al., 2022b).

4– Mensajes finales

- La evolución de los rendimientos del arroz en Uruguay ha sido sostenida, alcanzado altas productividades en el último lustro (9 Mg/ha). Si bien aún existe oportunidad para continuar cerrando brechas; lograr nuevos aumentos será cada vez más desafiante a medida que se incrementa la productividad y se sitúa en la zona de incrementos decrecientes de la productividad.
- Durante dos décadas (1993-2013), la intensificación del arroz uruguayo logró aumentar el rendimiento y la eficiencia en el uso de recursos, reduciendo la huella de carbono y

el riesgo de contaminación por agroquímicos.

- Los productores de punta lograron mayor rendimiento y mejor desempeño ambiental que el promedio; sin embargo, intentar superar ese nivel generó aumentos en el impacto ambiental en alguno de los indicadores evaluados.
- Maximizar un indicador suele implicar compromisos con otros indicadores; existen sinergias entre rendimiento y eficiencia de recursos, pero mejorar todos simultáneamente sigue siendo un desafío en sistemas de alto rendimiento.
- La intensificación de las rotaciones arroz-pastura con cultivos anuales mejoró ciertos indicadores productivos, pero redujo la estabilidad global de la sostenibilidad.
- Nuestro desafío es desarrollar sistemas productivos y con mayores servicios ecosistémicos. Para ello, trabajamos en fortalecer la integración agrícola-ganadera-arrocera mediante rotaciones y secuencias diversificadas que generen sinergias, reduzcan riesgos, mejoren la rentabilidad y promuevan la salud de los recursos naturales, apoyándonos en indicadores y métricas alineadas con certificaciones globales y políticas públicas.

Bibliografía

Bica, M. E.; Carmona, L.; Fariña, M. F.; Gussoni, A.; y Zorrilla, G. (2022). Más Arroz más margen, transferencia de tecnología para reducir brechas de rendimientos y mejorar ingresos de la producción arrocera. Resumen zafra 2021-2022. *Serie Técnica, INIA, ST-264*, 59.

Blanco, P.; Roel, A.; Deambrosi, E.; Bonilla, C.; Cantou, G.; y Molina, F. (2010). *Closing the yield gap in rice production in Uruguay: Impact of technological changes. Proc. Intl. Rice Congr., Hanoi, Vietnam.*

Carracelas, G.; Guilpart, N.; Cassman, K. G.; y Grassini, P. (2023). *Distinguishing between yield plateaus and yield ceilings: A case study of rice in Uruguay. Field Crops Research*, 292, 108808. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2023.108808>

Deambrosi, E. (2003). *Rice production system in Uruguay and its sustainability. Proceedings of the III International Conference of Temperate Rice, Punta del Este, Uruguay, INIA.*

Deambrosi, E.; Zorrilla, G.; Lauz, M.; Blanco, P.; Terra, J.; Deambrosi, E.; Zorrilla, G.; Lauz, M.; Blanco, P.; y Terra, J. (2019). Rompiendo el techo de rendimiento del cultivo de arroz. *presencia*, 10, 3.

Macedo, I.; Roel, A.; Ayala, W.; Pravía, M. V.; Terra, J. A.; y Pittelkow, C. M. (2022). *Irrigated rice rotations affect yield and soil organic carbon sequestration in temperate South America. Agronomy Journal*, 114(2), 961-975. <https://doi.org/10.1002/agj2.20964>

Macedo, I.; Roel, A.; Velazco, J. I.; Bordagorri, A.; Terra, J. A.; y Pittelkow, C. M. (2022). *Intensification of rice-pasture rotations with annual crops reduces the stability of sustainability across productivity, economic, and environmental indicators. Agricultural Systems*, 202, 103488. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2022.103488>

Pittelkow, C. M.; Zorrilla, G.; Terra, J.; Riccetto, S.; Macedo, I.; Bonilla, C.; y Roel, A. (2016). *Sustainability of rice intensification in Uruguay from 1993 to 2013. Global Food Security*, 9, 10-18. <https://doi.org/10.1016/j.gfs.2016.05.003>

Terra, J. A.; Castillo, J.; Bonilla, F.; Amaral, R.; Lucas, T.; y Macedo, I. (2014). Soja en sistemas arroceros. *Revista Arroz (ACA)*. v. 16, no. 78, p. 24-27, 2014. <http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/3360/1/RevistaArroz-2014-78-p.24-27.pdf>

Tseng, M.-C.; Roel, A.; Deambrosi, E.; Terra, J. A.; Zorrilla, G.; Riccetto, S.; y Pittelkow, C. M. (2020). *Towards actionable research frameworks for sustainable intensification in high-yielding rice systems. Scientific Reports*, 10(1), 9975. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-63251-w>

Tseng, M.-C.; Roel, Á.; Macedo, I.; Marella, M.; Terra, J. A.; y Pittelkow, C. M. (2021). *Synergies and tradeoffs among yield, resource use efficiency, and environmental footprint indicators in rice systems. Current Research in Environmental Sustainability*, 3, 100070. <https://doi.org/10.1016/j.crsust.2021.100070>

Tseng, M.-C.; Roel, Á.; Macedo, I.; Marella, M.; Terra, J.; Zorrilla, G.; y Pittelkow, C. M. (2021). *Field-level factors for closing yield gaps in high-yielding rice systems of Uruguay. Field Crops Research*, 264, 108097. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2021.108097>

Yuan, S.; Linquist, B. A.; Wilson, L. T.; Cassman, K. G.; Stuart, A. M.; Pede, V.; Miro, B.; Saito, K.; Agustiani, N.; Aristya, V. E.; Krisnadi, L. Y.; Zanon, A. J.; Heinemann, A. B.; Carracelas, G.; Subash, N.; Brahmanand, P. S.; Li, T.; Peng, S.; & Grassini, P. (2021). *Sustainable intensification for a larger global rice bowl. Nature Communications*, 12(1), 7163. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-27424-z>

Visualizando problemas y escenarios para los sistemas agrícolas del Uruguay

Foto: Sebastián Mazzilli

Sebastián R. Mazzilli¹, Oswaldo Ernst²

1- Profesor Adjunto del Departamento de Producción Vegetal, Facultad de Agronomía - Universidad de la República. Director del Sistema Agrícola Ganadero, INIA

2- Docente libre del Departamento de Producción Vegetal, Facultad de Agronomía - Universidad de la República

1 – Introducción

La desconexión entre los sistemas alimentarios y las personas se refiere a una brecha creciente entre el conocimiento sobre el origen, la producción y el impacto de los alimentos. Esta desconexión se debe entre otras cosas a la industrialización, la globalización y la urbanización, resultando en sistemas alimentarios en que productores y consumidores están distanciados y desconectados. Los consumidores no saben de dónde vienen sus alimentos ni cómo son producidos, creando un sistema de producción masiva y desconectada de la realidad social y ecológica (Lemley et al., 2024). Esto ha llevado a que muchos ciudadanos no comprendan los desafíos y riesgos de la agricultura moderna, lo cual diluye el apoyo político y social

hacia políticas que benefician al sector agrícola (Stone, 2023) y coloca a los productores primarios (agricultores y distribuidores) como actores marginales. En tanto, otros actores como políticos o sociedad civil toman decisiones desalineadas con las realidades del campo. Se generan creencias erróneas sobre el uso de tecnologías agrícolas o prácticas ganaderas que pueden dañar la reputación del sector y afectar las decisiones de consumo sin base científica (Lemley et al., 2024). Este escenario plantea la urgente necesidad de transformar el conocimiento científico en acciones tendientes a mejorar los sistemas de cultivo, evaluar su sostenibilidad e impactos objetivamente y mejorar la comunicación con los consumidores y tomadores de decisiones.

Avanzar hacia sistemas de cultivo sostenibles requiere ajustes continuos, pero su viabilidad económica es condición necesaria: sin ella, el futuro del productor queda comprometido (Moret-Bailly y Muro, 2024). Esto suele dificultar la adopción de prácticas de manejo sostenibles cuando sus beneficios no se manifiestan de inmediato y, en cambio, elevan costos en el corto plazo (Piñeiro et al., 2020). En el caso del sector agrícola, el desafío es mayor porque 60–70% del área está bajo arrendamiento (MGAP–DIEA,

2022; Fernández et al., 2025), lo que a menudo vuelve inviable implementar sistemas o prácticas cuyo retorno excede el período del contrato de arrendamiento. Por tanto, la transición desde la situación actual al objetivo debe ser gradual, con un marco de referencia que fije metas y plazos. El ejemplo más reciente y claro es la implementación de los planes de uso y manejo del suelo.

Sin ser exhaustivo, los sistemas enfrentan múltiples problemas que, para ordenar el análisis, separamos en intraprediales y extraprediales. Los primeros suelen concentrar más atención porque impactan de forma directa o inmediata en la productividad. Partimos, además, de una premisa básica: los sistemas deben ser económicamente sostenibles.

2– Intraprediales

i) Uno recurrente es la degradación del suelo. Cómo impacta en la productividad, entender e implementar las soluciones tecnológicas suele ser relativamente fácil. Por ejemplo, la adopción de la rotación de cultivos y pasturas y siembra directa permitieron mitigar en la década de los 90 la erosión y la pérdida de carbono en los sistemas agrícolas (García-Préchac et al., 2004). No obstante, han aparecido distintas formas de degradación, que llamamos “nuevos viejos problemas”. Los mismos podrían seguir estando asociados a la erosión, pero ahora en sistemas con alta intensidad de uso de suelo (más de 1.5 cultivos/año), altos rendimientos y por ende residuos (Mazzilli et al., 2018). Los problemas se manifiestan de manera más

sutil, y generan pérdidas de productividad que en muchos casos lleva años detectar. A su vez, pueden ser enmascarados por la mejora en la productividad generada por mejora genética y tecnológica y/o solo ser determinantes en años climáticamente desafiantes (Ernst et al., 2016, 2020). Detectarlos implica utilizar nuevos indicadores de calidad de suelo, como los de salud del suelo (Rubio et al., 2022), que sumados a los clásicos indicadores físicos y químicos mejoran la capacidad de detectar degradación incipiente.

ii) desbalances de nutrientes: se sobre fertiliza o se sobredimensiona la importancia de algunos nutrientes, mientras que otros se omiten o no se manejan con criterio agronómico (Cano et al., 2006; FAO 2022). Esto deteriora la productividad y, además, cuando hay acumulación, puede derivar en salidas no deseadas del sistema como el caso del fósforo (lo retomaremos más adelante) (Goyenola et al., 2021). Un caso particular es la acidificación de suelos, provocada por la extracción continua de cationes vía productos (vegetales o animales) y por el uso reiterado de fertilizantes amoniacales o azufrados en dosis altas y frecuentes (Iturri et al., 2011). Ello obliga a encalar, con el consiguiente aumento de costos y nuevos impactos ambientales, asociados al laboreo para incorporar el correctivo, la extracción del material y su transporte hasta el sitio de aplicación (Asociación Agropecuaria de Dolores, 2024).

iii) malezas resistentes a herbicidas. Afectan gran parte del área agrícola y condicionan las secuencias de cultivo, el manejo y la carga de herbicidas, (Kaspary et al., 2020; Oreja et al., 2024). La respuesta habitual combina mezclas de herbicidas, uso de preemergentes y, cuando es posible,



Foto: Marcos Guigou

cultivos genéticamente modificados que habilitan nuevas opciones de control (Kaspary et al., 2024). Si bien estas estrategias mejoran el manejo, también han impulsado un uso más intensivo de herbicidas, como en el caso de soja Enlist®, que según el Observatorio de Oleaginosos ocuparon ~35% del área en los últimos dos años (Fernández et al., 2025). Este incremento complejiza las decisiones, porque la persistencia y carryover de algunos productos en el suelo puede volverse definitorio para elegir cultivos y armar secuencias sin riesgo (Merotto et al., 2022).

A este breve listado se suman plagas y enfermedades cada vez más frecuentes o virulentas, que fuerzan decisiones de corto plazo con efectos más allá del predio. A menudo se decide con información incompleta y bajo alta incertidumbre climática y de mercado, una complejidad que rara vez se refleja en el debate público (Wyckhuys, et al. 2023).

3– “Salidas del sistema”

En el pasado no eran motivo de preocupación, pero las pérdidas de nutrientes a sistema acuáticos (eutrofización) (Lucas et al., 2022), el uso y deriva de agroquímicos (Pizarro et al. 2024) y la pérdida de diversidad a escala de paisaje (Garibaldi et al., 2020) nos interpela; la sociedad observa, juzga y reacciona. A su vez, en el caso de Uruguay, el país emite deuda a cambio de disminución de emisiones de gases de efecto invernadero, y en muchos casos el cumplimiento queda atado al comportamiento del sector (República Oriental del Uruguay, Ministerio de Economía y Finanzas [MEF], 2025). Estos impactos (reales o percibidos) se convierten en el principal punto de fricción con la ciudadanía. No es un listado exhaustivo ni uniforme: la relevancia de cada problema varía por región, sistema y manejo. Pero juntos explican por qué necesitamos pasar de discutir cómo comunica el sector lo que hace, pero también buscar alternativas de manejo que contemplen estas acciones.

En síntesis, el futuro exige acciones de corto y mediano plazo : i) seguir mejorando el sistema actual (más eficiencia por unidad de producto, manejo basado en resultados verificables en suelo-agua-biodiversidad y transparencia en el manejo de la información); ii) diseñar sistemas alternativos que habiliten una transición ordenada, con rotaciones más diversas (incluidas especies perennes), mosaicos de diversidad según el paisaje, menor dependencia de insumos y posiblemente métricas de impacto como condición de contratos de arrendamiento y financiamiento (Al-Musawi et al., 2025; Liang et al., 2023, Picasso et al., 2022); iii) reconectar producción y sociedad, reducir fricciones ambientales, y asegurar competitividad con licencia social.

Bibliografía

Asociación Agropecuaria de Dolores. (2024, octubre 29). Evaluación de la respuesta al encalado en cultivos para grano, en suelos agrícolas del litoral [Informe técnico]. <https://www.aad.org.uy/encalado/ProyectoEncalado.pdf>

Cano, J. D., Ernst, O., & García, F. (2006). Balance aparente de fósforo en rotaciones agrícolas del litoral oeste del Uruguay. Fertilizar Asociación Civil. <https://fertilizar.org.ar/wp-content/uploads/2006/12/2.pdf>

Ernst, O. R.; Kemanian, A. R.; Mazzilli, S. R.; Cadenazzi, M.; & Dogliotti, S. (2016). *Depressed attainable wheat yields under continuous annual no-till agriculture suggest declining soil productivity*. Field Crops Research, 186, 107–116. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.11.005>

Ernst, O. R.; Kemanian, A. R.; Mazzilli, S.; Siri-Prieto, G.; & Dogliotti, S. (2020). *The dos and don'ts of no-till continuous cropping: Evidence from wheat yield and nitrogen use efficiency*. Field Crops Research, 257, 107934. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2020.107934>

Food and Agriculture Organization of the United Nations. (2022). *Regional assessment of soil changes in Latin America and the Caribbean*. FAO. <https://openknowledge.fao.org/server/api/core/bitstreams/38ba7b00-4279-436b-960d-aa2a03865ecc/content>

Fernández, E.; Mazzilli, S.; Rava, C.; Borges, M.; Ferraro, B.; & Lanfranco, B. (2025). El complejo oleaginoso en Uruguay: Análisis de la zafra 2024/25 y perspectivas [Presentación]. 14.º Encuentro Nacional de la Mesa Tecnológica de Oleaginosos. https://oleaginosos.org.uy/wp-content/uploads/Presentacion-14-Encuentro-MTO_Observatorio-de-Oleaginosos-Uruguay..pdf

Garibaldi, L. A.; Oddi, F. J.; Miguez, F. E.; Bartomeus, I.; Orr, M. C.; Jobbágy, E. G.; Kremen, C.; Schulte, L. A.; Hughes, A. C.; Bagnato, C.; Abramson, G.; Bridgewater, P.; Gomez Carella, D.; Díaz, S.; Dicks, L. V.; Ellis, E. C.; Goldenberg, M.; Huaylla, C. A.; Kuperman, M.; Locke, H.; Mehrabi, Z.; Santibañez, F.; & Zhu, C. D. (2021). *Working landscapes need at least 20% native habitat*. Conservation Letters, 14(2), e12773. <https://doi.org/10.1111/conl.12773>

García-Préchac, F.; Ernst, O.; Siri-Prieto, G.; & Terra, J. A. (2004). *Integrating no-till into crop–pasture rotations in Uruguay*. Soil & Tillage Research, 77(1), 1–13. <https://doi.org/10.1016/j.still.2003.12.002>

Goyenola, G.; Techera, C.; Bonilla, S.; Pérez, D.; & Aubriot, L. (2021). Producción, nutrientes, eutrofización y cianobacterias en lagos de Uruguay: carga de fósforo y requerimientos de manejo. INNOTEC, 16(1), 4–13. <https://ojs.latu.org.uy/index.php/INNOTEC/article/view/558/1128>

Gullino, M. L.; Albajes, R.; Al-Jboory, I.; Angelotti, F.; Chakraborty, S.; Garrett, K. A.; & Stephenson, T. (2022). *Climate change and pathways used by pests as drivers in agriculture*. Sustainability, 14(19), 12421. <https://doi.org/10.3390/su141912421>

Iturri, L. A.; Buschiazzi, D. E.; & Díaz-Zorita, M. (2011). Evidencias de acidificación de suelos de la región central de la Argentina bajo siembra directa. CI Suelo (Argentina), 29(1), 13-19

Kaspary, A. P. D. T.; Dellafrera, I.; & Perdomo, J. (2020). Identificación de yuyos colorados presentes en Uruguay. Revista INIA, 62, 50–54. <https://inia.uy/sites/default/files/publications/2024-10/Revista-INIA-62-Setiembre-2020-p-50-54.pdf>

Kaspary, T. E.; Baraibar, N.; Cabrera, M.; García, A.; & Mazzilli, S. (2024). Guía para el manejo de *Amaranthus* spp. resistente en soja y maíz [Recurso web]. Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria (INIA), La Estanzuela. <https://inia.uy/manejo-de-amaranthus-spp-resistente-en-soja-y-maiz>

Lemley, S. M.; McCubbins, O.; Berryhill, A. G.; Chandler, L.; & Hill, V. G. (2024). *Seeds of Knowledge: Growing Agricultural Literacy in Elementary Education*. In R. Barrick & A. Thoron (Eds.), *Emerging Research in Agricultural Teacher Education* (pp. 144-162). IGI Global Scientific Publishing. <https://doi.org/10.4018/979-8-3693-2766-1.ch008>

Lucas, C.; Chalar, G.; Ibaguren, E.; Baeza, S.; De Giacomi, S.; Alvareda, E.; Brum, E.; Paradiso, M.; Mejía, P.; & Crossa, M. (2022). *Nutrient levels, trophic status and land-use influences on streams, rivers and lakes in a protected floodplain of Uruguay*. *Limnologia*, 94, 125966. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2022.125966>

Mazzilli, S.; Kemanian, A.; Buffa, I.; Bugarín, G.; & Ernst, O. (2018). *Sustentabilidad ambiental y económica en predios agrícola-ganaderos: Un sistema de indicadores objetivos aplicable en el campo* (Serie FPTA-INIA, 65). Montevideo, Uruguay: INIA. <https://ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/11069/1/fpta-65-proyecto-327-2018.pdf>

Merotto Jr., A.; Gazziero, D. L. P.; Oliveira, M. C.; Scursioni, J.; Garcia, M. A.; Figueroa, R.; & Turra, G. M. (2022). *Herbicide use history and perspective in South America*. *Advances in Weed Science*, 40(Special Issue), e020220050. <https://doi.org/10.51694/AdvWeedSci/2022;40:seventy-five010>

Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca (MGAP), Dirección de Estadísticas Agropecuarias (DIEA). (2022, febrero). *Encuesta Agrícola "Primavera 2021"* (Serie Encuestas, N.º 371). https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/sites/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/files/2022-02/Publicación_agr_primav2021vf.pdf

Moret-Bailly, S.; & Muro, M. (2024, julio). *The costs and benefits of transitioning to sustainable agriculture in the EU: A synthesis of existing knowledge (Policy Brief)*. Institute for European Environmental Policy (IEEP). <https://ieep.eu/wp-content/uploads/2024/07/The-costs-and-benefits-of-transitioning-to-sustainable-agriculture-IEEP-2024.pdf>

Nix, L.; & Fink, C. (2022). *Food systems literacy and critique (Chapter 21)*. En: Kevany, K., Prosperi, P. (Ed.), *Routledge Handbook*

of Sustainable Diets. <https://doi.org/10.4324/9781003174417>

Oreja, F. H.; Moreno, N.; Gundel, P. E.; Vercellino, R. B.; Pandolfo, C. E.; Presotto, A.; Perotti, V.; Permingeat, H.; Tuesca, D.; Scursioni, J. A.; Dellafrera, I.; Cortés, E.; Yannicari, M.; & Vila-Aiub, M. (2024). *Herbicide-resistant weeds from dryland agriculture in Argentina*. *Weed Research*. Advance online publication. <https://doi.org/10.1111/wre.12613>

Piñeiro, V.; Arias, J.; Dürr, J.; Elverdin, P.; Ibáñez, A. M.; Kienygyere, A.; Opazo, C. M.; Owoo, N.; Page, J. R.; Prager, S. D.; & Torero, M. (2020). *A scoping review on incentives for adoption of sustainable agricultural practices and their outcomes*. *Nature Sustainability*, 3(10), 809-820. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-00617-y>

Pizarro, H. N.; Castro Berman, M.; Gutiérrez, M. F.; Lozano, V. L.; Vera, M. S.; Gutiérrez, J. M.; Llamas, M. E. del R.; & Rodríguez Bolaña, C. (2024). *Pesticides in Latin American and Caribbean freshwater: a critical review*. *Inland Waters*, 14(4), 1-43. <https://doi.org/10.1080/20442041.2024.2398850>

República Oriental del Uruguay, Ministerio de Economía y Finanzas. (2025, mayo). *Uruguay's Sovereign Sustainability-Linked Bond (SSLB) Annual Report 2025*. https://sslb.uruguay.mef.gub.uy/innovaportal/file/30672/16/sslb-3rd-annual-report-may-2025_compressed.pdf

Rubio, V.; Sawchik, J.; & van Es, H. M. (2022). *Soil health benefits from sequence intensification, fertilization, and no-tillage in annual cropping systems*. *Soil Security*, 9, 100074. <https://doi.org/10.1016/j.soisec.2022.100074>

Stone, E. (2023). *Growing Agriculture Literacy's Presence in America's Classrooms*. *Journal of Food Law & Policy*, 19(2). <https://doi.org/10.54119/jflp.nmdn5813>

Wyckhuys, K. A. G.; Tang, F. H. M.; & Hadi, B. A. (2023). *Pest management science often disregards farming system complexities*. *Communications Earth & Environment*, 4, 223. <https://doi.org/10.1038/s43247-023-00894-3>



Foto: Gonzalo Rizzo

¿Qué está pasando con las brechas de rendimiento en Uruguay?

Gonzalo Rizzo¹, Gian Franco Rodríguez¹, Sofía Pejo¹, Juan Manuel Sanchis¹, Milton Pintos²

1- Departamento de Producción Vegetal, Facultad de Agronomía, Universidad de la República.

2- Departamento de Ciencias Sociales, Facultad de Agronomía, Universidad de la República.

1- INTRODUCCIÓN

Se estima que hacia el 2050 la población mundial se acercará a 9.7 mil millones de personas. Satisfacer la demanda de alimentos resultante de manera sostenible, al tiempo que se mitigan los impactos negativos del cambio climático, es uno de los mayores desafíos que la humanidad ha enfrentado (Cassman and Grassini, 2020; United Nations, 2019). Existe consenso en la comunidad científica de que la intensificación sostenible es la estrategia más adecuada para afrontar ese desafío; esto es, aumentar los rendimientos de los cultivos en las tierras agrícolas existentes evitando, y, en lo posible, mitigando, los impactos negativos en la calidad del suelo y los recursos hídricos (Pretty and Bharucha, 2014).

Los análisis de brechas de rendimiento son una metodología clave para cuantificar las posibilidades que un país o región tienen de incrementar su producción de alimentos, e identificar áreas del conocimiento donde la inversión en investigación y desarrollo tendría mayor impacto en este incremento productivo (Grassini et al., 2015; van Bussel et al., 2015; van Ittersum et al., 2013). En términos generales, el análisis de la brecha de rendimiento implica dos pasos principales: (i) estimar la magnitud de la brecha entre el rendimiento potencial y el rendimiento promedio, y (ii) identificar los factores limitantes y reductores del rendimiento que explican la brecha.

El rendimiento potencial (Y_p) de un cultivar está determinado por la concentración de dióxido de carbono (CO_2) en la atmósfera, la temperatura y la radiación solar, en ausencia de limitaciones por agua, nutrientes, malezas, patógenos y plagas (Evans, 1993). El rendimiento potencial limitado por agua (Y_w) está definido por los mismos factores que el Y_p , pero también está determinado por la disponibilidad de agua (cantidad y distribución) y por las propiedades del suelo que influyen en el balance hídrico del cultivo (van Ittersum et al., 2013). En el caso de Uruguay, donde las

secuencias de cultivo son intensivas, cada ciclo de cultivo tiene un Yp (o Yw) diferente debido a las diferencias en la fecha de siembra y, por lo tanto, en las condiciones climáticas y disponibilidad hídrica (en el caso de cultivos de secano). Los rendimientos promedio de los productores suelen estar muy por debajo de Yp (o Yw) debido a factores limitantes y reductores del rendimiento como las deficiencias de nutrientes, la competencia con malezas y los daños por insectos plaga y patógenos (Cassman, 1999; van Ittersum and Rabbinge, 1997). La diferencia entre Yp (o Yw) y el rendimiento promedio de los productores se denomina brecha de rendimiento. Sin embargo, alcanzar Yp (o Yw) no es realista para la población de productores, ya que requiere grandes cantidades de insumos y un alto grado de sofisticación en el manejo de los cultivos y del suelo. Como referencia, un productor con buen acceso a insumos, mercados y conocimiento técnico podría alcanzar aproximadamente el 80% de Yp (o Yw), lo que comúnmente se denomina “rendimiento alcanzable” (Cassman et al., 2003). Más allá de este nivel, sería difícil para un productor reducir las brechas de rendimiento con las tecnologías costo-efectivas existentes. A la diferencia entre el rendimiento alcanzable y el rendimiento promedio de los productores se le denomina “brecha de rendimiento explotable”.

En Uruguay, estos conceptos han sido aplicados en diversos estudios previos. Por ejemplo, Ernst et al. (2016) estimaron un rendimiento alcanzable promedio para trigo

de 4.9 Mg ha⁻¹. Por otro lado, Rizzo et al. (2021; <https://www.yieldgap.org>) aplicando el protocolo del Global Yield Gap Atlas para una secuencia temporal desde el 2000 al 2015, estimaron los rendimientos potenciales limitados por agua para soja, maíz y trigo. En ese estudio, que comprendió la primera aplicación de este protocolo en Uruguay, se estimó el Yw de soja en 3.5 Mg/ha, el de maíz en 8.1 Mg/ha y el de trigo en 6.1 Mg/ha. A nivel nacional, las brechas de rendimiento promedio en ese estudio fueron estimadas en 1.2, 3.0 y 3.1 Mg/ha, para soja, maíz y trigo, respectivamente.

Este artículo presenta una nueva actualización de las estimaciones de brechas de rendimiento de los cultivos de soja, maíz y trigo en Uruguay siguiendo el protocolo del Global Yield Gap Atlas.

2– METODOLOGÍA

2.1. Selección del área de estudio

Para la definición de la zona de estudio se contó con 22 estaciones meteorológicas provenientes del INIA (Instituto Nacional de Investigaciones Agropecuarias) e INUMET (Instituto Meteorológico del Uruguay).

Para seleccionar las estaciones meteorológicas de referencia (RWS) se creó para cada estación una zona buffer de 100 km de radio centrado en dicha estación. Luego se estimó el área cosechada de soja de cada zona buffer de las



Ensayo parcelario en campo de un productor de soja en Nebraska durante la zafra 2023. Los ensayos corresponden a la tesis de Doctorado de Luzviminda Sazon, realizada en la University of Nebraska-Lincoln.

RWS recortadas por las zonas agroclimáticas de Uruguay (SPAM, 2020; van Wart et al., 2013a). Se seleccionaron las RWS que cubrían más del 5% del área cosechada de soja, alcanzando un total de 7 RWSs cubriendo el 93% área cosechada nacional (van Bussel et al., 2015).

2.2. Datos climáticos

Para las RWS seleccionadas se tomaron los datos diarios de temperaturas máxima, mínima y precipitaciones para el período 2000 al 2023. Este período de estudio se considera lo suficientemente extenso para la estimación de Yp y Yw de manera robusta (Grassini et al., 2015). Los datos de radiación solar incidente para cada estación meteorológica se obtuvieron de NASA-POWER (<http://power.larc.nasa.gov/>) los cuales han mostrado ser una fuente confiable para regiones con topografía relativamente plana como es el caso de Uruguay (van Wart et al., 2015). Se realizó un control de calidad, llenado y correcciones de los datos climáticos colectados siguiendo el protocolo definido por van Wart et al. (2015). Con los registros completos para el período 2015-2023 se simuló Yp y Yw.

2.3. Suelos dominantes, secuencias y manejo de los cultivos

Se seleccionaron dos a tres suelos dominantes dentro de cada zona buffer. Esta selección se realizó estimando el área de cultivo de soja dentro de cada unidad de mapeo de la Carta de Suelos del Uruguay a escala 1:1.000.000

(<https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/politicas-y-gestion/carta-reconocimiento-suelos-del-uruguay-escala-11000000>). Seleccionando los dos a tres suelos con mayor superficie de soja dentro de cada buffer, se logró cubrir del 55 al 85% del área de cultivo dentro de cada RWS. Para realizar las simulaciones de Yp y Yw se seleccionaron la descripción de un perfil dominante con aptitud agrícola según la categorización realizada por Molino (2013). Para cada perfil seleccionado se extrajeron los parámetros de suelo necesarios para las simulaciones se obtuvieron de las descripciones de suelos disponibles en el Compendio de Suelos del Uruguay (<http://www.cebra.com.uy/renare/biblioteca-digital/>). La profundidad de enraizamiento se fijó en 1.5 m dado que no hay datos precisos de este parámetro para los suelos del país.

Para cada zona buffer se definieron las dos a tres secuencias dominantes según régimen hídrico. Las rotaciones de cultivos dominantes y su proporción respecto del total del área de cosecha fueron definidas en base a las secuencias reportadas en los Planes de Uso de Suelos (información aportada por Dirección General de Recursos Naturales, MGAP). Para la simulación de Yp y Yw de cada cultivo en cada rotación se emplearon las fechas de siembra, densidad de plantas, largo de ciclo para trigo, grupo de madurez para soja e híbridos para maíz, según las recomendaciones de expertos locales para cada zona buffer.



Cultivo de maíz en campo de un productor de la localidad de Soriano, durante la zafra 2025-2026.

2.4. Estimaciones de rendimientos potenciales y rendimientos potenciales limitados por agua

Las simulaciones fueron realizadas usando los modelos de simulación CROPGRO-Soybean, CERES-Maizey CERES-Wheat, para soja, maíz y trigo, respectivamente anclados en el software DSSAT v 4.8 (Jones et al., 2003). Los coeficientes genéticos fueron previamente derivados y validados por Monzon et al. (Monzon et al., 2012, 2007) y Aramburu et al. (2015) basados en datos de experimentos en secano y riego en Argentina. Se simuló cada combinación de rotación de cultivos por tipo de suelos, para cada combinación de cultivo por RWS. Luego fueron ponderadas por su proporción relativa para estimar un Y_p y Y_w promedio a nivel de zona buffer, para soja de primera y soja de segunda, maíz de primera y de segunda, y trigo. La brecha de rendimiento fue calculada como la diferencia de Y_w promedio en el largo plazo y la media del rendimiento actual reportado por los productores.

2.5. Estimaciones de rendimientos promedio de los productores y brechas de rendimiento

Se estimaron los rendimientos promedios logrados por los productores a escala departamental a partir de la base de datos de las Encuestas Agrícolas de invierno y primavera proporcionadas por DIEA desde 2015 al 2023. Para cada departamento se estimó el área sembrada y el rendimiento promedio de soja, maíz y trigo. Con los mapas de Ya a nivel departamental se estimaron el rendimientos reales para cada zona buffer ponderando el Ya de cada departamento por la proporción del área de cultivo que corresponde a cada departamento dentro de cada zona buffer (Grassini et al., 2015^a).

3- RESULTADOS

A nivel nacional el rendimiento potencial estimado para soja fue de 6.3 Mg/ha, el rendimiento limitado por agua de 4.3 Mg/ha, el rendimiento logrado por los productores en 2.1 Mg/ha, y una brecha de rendimiento de 2.2 Mg/ha. En el caso del maíz se estimó un rendimiento potencial de 17.1 Mg/ha, el rendimiento limitado por agua fue de 11.7 Mg/ha, el rendimiento logrado por los productores en 5.1 Mg/ha, y una brecha de rendimiento de 6.6 Mg/ha. En el caso del trigo el rendimiento potencial estimado fue de 6.9 Mg/ha, el rendimiento limitado por agua de 6.7 Mg/ha, el rendimiento logrado por los productores en 3.8 Mg/ha, y una brecha de rendimiento de 2.9 Mg/ha.

REFERENCIAS

- Aramburu Merlos, F.; Monzon, J. P.; Mercau, J. L.; Taboada, M. A.; Andrade, F. H.; Hall, A. J.; Jobbagy, E.; Cassman, K. G.; Grassini, P., 2015. *Potential for crop production increase in Argentina through closure of existing yield gaps*. Field Crops Res.
- Cassman, K.G. 1999. *Ecological intensification of cereal production systems: Yield potential, soil quality, and precision agriculture*. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 96, 5952–5959.
- Cassman, K. G.; Dobermann, A.; Walters, D. T.; Yang, H., 2003. *Meeting cereal demand while protecting natural resources and improving environmental quality*. Annu. Rev. Environ. Resour. 28, 315–358. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.040202.122858>
- Cassman, K. G.; Grassini, P. 2020. *A global perspective on sustainable intensification research*. Nat. Sustain. 3, 262–268. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0507-8>
- Ernst, O. R.; Kemanian, A. R.; Mazzilli, S. R.; Cadenazzi, M.; Dogliotti, S. 2016. *Depressed attainable wheat yields under continuous annual no-till agriculture suggest declining soil productivity*. Field Crops Res. 186, 107–116. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.11.005>
- Evans, L. T. 1993. *Crop Evolution, Adaptation and Yield*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Grassini, P.; Van Bussel, L. G. J.; Van Wart, J.; Wolf, J.; Claessens, L.; Yang, H.; Boogaard, H.; De Groot, H.; Van Ittersum, M. K.; Cassman, K. G. 2015. *How good is good enough? Data requirements for reliable crop yield simulations and yield-gap analysis*. Field Crops Res. 177, 49–63. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.03.004>
- Jones, J. W.; Hoogenboom, G.; Porter, C. H.; Boote, K. J.; Batchelor, W. D.; Hunt, L. A.; Wilkens, P. W.; Singh, U.; Gijsman, A. J.; Ritchie, J. T., 2003. *The DSSAT cropping system model*. Eur. J. Agron. 18, 235–265.
- Molfino, J. H. 2013. *Potencial Agrícola, algunos cálculos para agricultura en secano*.
- Monzon, J. P.; Sadras, V. O.; Abbate, P. A.; Caviglia, O. P. 2007. *Modelling management strategies for wheat–soybean double crops in the south-eastern Pampas*. Field Crops Res. 101, 44–52. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2006.09.007>
- Monzon, J. P.; Sadras, V. O.; Andrade, F. H. 2012. *Modelled yield and water use efficiency of maize in response to crop management and Southern Oscillation Index in a soil-climate transect in Argentina*. Field Crops Res. 130, 8–18. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2012.02.001>
- Pretty, J.; Bharucha, Z. P. 2014. *Sustainable intensification in agricultural systems*. Ann. Bot. 114, 1571–1596. <https://doi.org/10.1093/aob/mcu205>
- Rizzo, G., 2021. *Cropping system-imposed yield gap: Proof of concept on soybean cropping systems in Uruguay*. Field Crops Res. 9.
- SPAM, 2020. *Global Spatially-Disaggregated Crop Production Statistics Data for 2020 Version 1.0*. <https://doi.org/10.7910/DVNI/SWPENT>
- United Nations, D. of E. and S.A., 2019. *World Population Prospects 2019*, Online Edition. Rev. 1.
- van Bussel, L. G. J.; Grassini, P.; Van Wart, J.; Wolf, J.; Claessens, L.; Yang, H.; Boogaard, H.; De Groot, H.; Saito, K.; Cassman, K.G.; Van Ittersum, M. K. 2015. *From field to atlas: Upscaling of location-specific yield gap estimates*. Field Crops Res. 177, 98–108. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2015.03.005>
- van Ittersum, M. K.; Cassman, K. G.; Grassini, P.; Wolf, J.; Titttonell, P.; Hochman, Z. 2013. *Yield gap analysis with local to global relevance—A review*. Field Crops Res. 143, 4–17. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2012.09.009>
- van Ittersum, M. K.; Rabbinge, R. 1997. *Concepts in production ecology for analysis and quantification of agricultural input-output combinations*. Field Crops Res. 52, 197–208.
- van Wart, J.; Grassini, P.; Yang, H.; Claessens, L.; Jarvis, A.; Cassman, K. G. 2015. *Creating long-term weather data from thin air for crop simulation modeling*. Agric. For. Meteorol. 209–210, 49–58. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2015.02.020>
- van Wart, J.; Kersebaum, K. C.; Peng, S.; Milner, M.; Cassman, K. G. 2013. *Estimating crop yield potential at regional to national scales*. Field Crops Res. 143, 34–43. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2012.11.018>



Argumentos que justifican el incremento del riego en Uruguay

Foto: Mauricio Bustamante.

Luis Giménez¹

1- Docente libre del Departamento de Producción Vegetal, Facultad de Agronomía. Universidad de la República.

1– Introducción

Es importante precisar dos conceptos, cuando se considera la aplicación de riego en cultivos que se realizan mayoritariamente en condiciones de secano. El primero, es que el riego agrícola en forma habitual se piensa como una solución para situaciones de sequías extremas. Sin embargo, se debe aclarar que, en ese tipo de situaciones hídricas, el riego tal como se diseña en el país, solo permite mitigar la situación hídrica, o sea disminuir la intensidad de los efectos, pero no soluciona totalmente las restricciones hídricas. Esto ocurre debido a que el diseño de las obras hidráulicas para riego es de carácter suplementario, la fuente principal de agua para los cultivos es la lluvia y el rol del riego es suplementar los requerimientos hídricos de los cultivos.

El segundo concepto a destacar es que la disponibilidad

hídrica es el factor más relevante en la determinación del rendimiento de los cultivos de verano en Uruguay, debido a que estos cultivos realizados en secano presentan deficiencias hídricas prácticamente estructurales, ya que no se pueden modificar por medidas de manejo, porque las deficiencias se deben principalmente a condiciones climáticas y de suelos. Las deficiencias hídricas ocurren en la mayoría de los años en diferentes etapas del ciclo y con distinta intensidad. Entre los años 1995 y 2024, la información indica que, en Paysandú, ocurrieron deficiencias hídricas en el 90% de los años estudiados. En dicha serie de años se desarrollaron, balances hídricos de suelo de paso diario y se detectaron deficiencias hídricas y respuestas productivas al riego suplementario en 27 de los 30 años. Las deficiencias hídricas fueron de diferente intensidad y ubicadas en distintas etapas del ciclo de los cultivos.

2– Argumentos que justifican el riego agrícola

El argumento de mayor significancia, por sus efectos económicos y sociales directos e indirectos, es el incremento en la productividad de los cultivos de verano, al

comparar el rendimiento obtenido en cultivos regados y bajo condiciones de secano. En las Figuras 1 y 2, se observa el trabajo que evaluó la Brecha tecnológica relativa (BTr) de maíz y soja respectivamente (Giménez, 2019), definida como el cociente entre los mayores rendimientos experimentales y los rendimientos promedio comerciales, de cada año agrícola. En la Figura 1, se observan los mayores rendimientos experimentales bajo riego y los rendimientos promedio comerciales y se muestra la evolución de la BTr, en maíz. Los rendimientos promedio experimentales para la serie fueron de 14 Mg/ha, los comerciales de 5.7 Mg/ha y estos resultados generaron una BTr promedio de 2.6.

En la Figura 2, se observan los rendimientos experi-

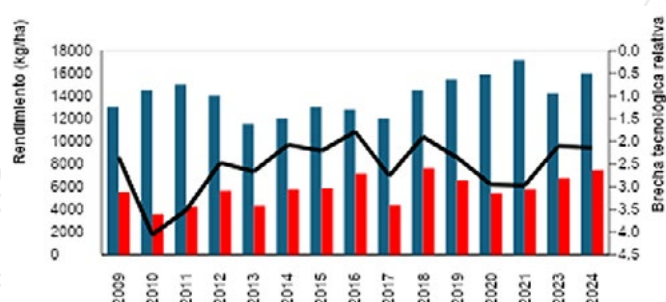


Figura 1. Rendimientos máximos experimentales (columnas azules), promedios comerciales (columnas rojas), y brecha tecnológica relativa (línea negra) de maíz, serie 2009-2024.

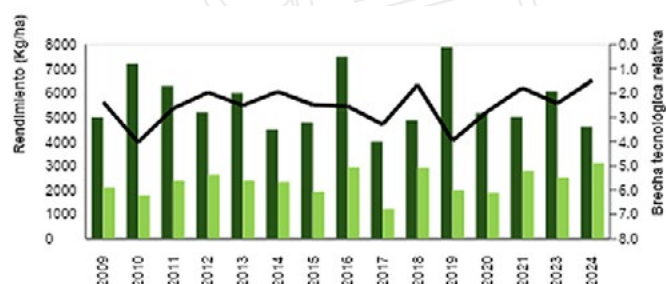
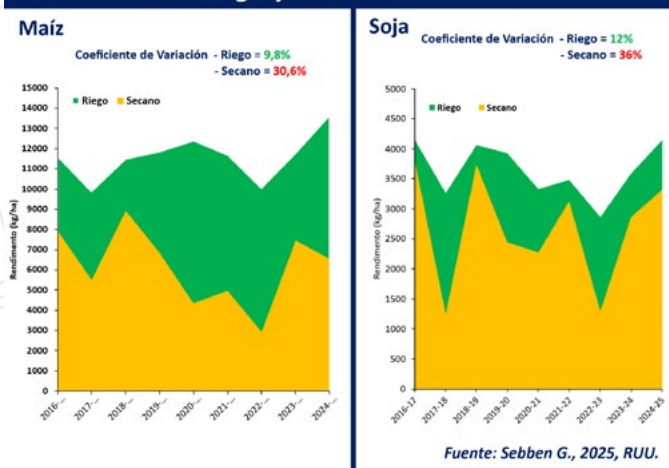


Figura 2. Rendimientos máximos experimentales (columnas azules), promedios comerciales (columnas rojas) y brecha tecnológica relativa (línea negra), de soja, serie 2009-2024.

Rendimientos Riego y Secano



Figuras 3 y 4. Evolución de rendimiento de maíz y soja con riego y secano de Regadores Unidos del Uruguay.

mentales y los rendimientos promedio comerciales y en la línea negra la BTr de soja. Los rendimientos experimentales promedio fueron de 5.6 Mg/ha, los comerciales promedio de 2.3 Mg/ha y la BTr promedio fue 2.5, en soja.

La conclusión de este trabajo es que existen ambientes y conocimientos tecnológicos que permiten incrementar los rendimientos logrados en secano, en forma significativa, en la medida que se resuelva la disponibilidad hídrica de los cultivos a través de riego suplementario.

El segundo argumento, consistente para desarrollar el riego, en estos cultivos, es el incremento en la estabilidad productiva con la aplicación de riego suplementario. Esto ocurre debido a que al resolver el principal factor en la determinación de los rendimientos de los cultivos de verano que es la disponibilidad hídrica, la variabilidad productiva deja de estar relacionada directamente a la distribución y volumen de las precipitaciones y pasa a estar determinada por la variación del resto de los factores que inciden en el proceso de fotosíntesis, básico para la producción de biomasa, y estos son la radiación solar y las temperaturas que también varían, no obstante, en menor grado que las precipitaciones.

En las Figuras 3 y 4, se presenta información comercial de Regadores Unidos del Uruguay acerca de la evolución de los rendimientos comerciales de maíz y soja en condiciones de secano y riego. Se observa la notoria disminución del coeficiente de variación en los cultivos de maíz y soja bajo riego en relación a secano.

En las Figuras 3 y 4, se observa que el coeficiente de variación en cultivos regados es aproximadamente un tercio al obtenido en cultivos realizados en secano. La estabilidad de los rendimientos en cultivos de verano es un factor determinante de la producción, ya que la agricultura es una actividad con elevado riesgo, en términos productivos y económicos, y hay dos grandes fuentes de riesgos, el clima y los precios, y el clima fundamentalmente determinado por las precipitaciones. Por tanto, la aplicación de riego a los cultivos le extrae una de las fuentes de variación más importantes del riesgo en la producción agrícola estival.

El incremento en la estabilidad productiva colabora en la planificación de la actividad agrícola de los productores y de las empresas, y en algunos casos, la estabilidad se valora como un factor de importancia similar al incremento en la productividad.

En síntesis, los argumentos identificados que provoca la aplicación de riego, es el incremento en la producción de granos de verano y en la estabilidad productiva, esto permite generar mejoras en las condiciones económicas de los sistemas productivos y esto conlleva además al aumento en la generación de puestos de trabajo por el incremento en la venta de insumos, transporte de granos y exportaciones. En síntesis, el riego agrícola permite una mejora sustancial en los aspectos económicos y sociales

de la cadena productiva agrícola.

Sin embargo, la sostenibilidad productiva tiene un tercer elemento fundamental que es el ambiental. El incremento del riego puede ser considerado como una amenaza ambiental, principalmente porque los cultivos regados teóricamente requieren mayor cantidad de insumos, principalmente fertilizantes, debido al mayor potencial de producción de biomasa y grano. En relación al resto de los agroquímicos, la situación no es clara, ya que los cultivos regados, poseen mayor capacidad de competencia con malezas que los cultivos realizados en secano, y mejor estado para tolerar plagas y enfermedades, no obstante, hasta el presente no hay información científica nacional en estos aspectos, no obstante, se está comenzando a trabajar en el tema.

En relación a la fertilización, existen trabajos recientes en nutrición de soja y maíz bajo condiciones de riego, utilizando una tecnología que solo permiten los cultivos regados que es el fertirriego. En soja, se trabajó en fertilización fosfatada, ya que es una especie leguminosa con posibilidades de fijar nitrógeno atmosférico (Bothe et al., 2010). El fósforo es un elemento ambientalmente clave (Yan et al., 2024), ya que las cianobacterias requieren cantidades importantes de nutrientes para aumentar su biomasa, pero además muchas de estas especies son capaces de fijar N atmosférico, por tanto, en situaciones en que el fósforo existe en cantidades significativas, son capaces de incrementar el volumen, generar floraciones que producen cianotoxinas con problemas potenciales para la salud humana y la calidad del agua. Por otra parte, un factor relevante que puede afectar la respuesta a la fertilización fosfatada es la disponibilidad de agua en el suelo. La difusión es el principal mecanismo de llegada del fósforo a las raíces y la misma aumenta con el contenido de agua en el suelo. En condiciones de secano, la información indica que tenemos umbrales de respuesta que se ubican entre 10-12 ppm de fósforo extractable y el modelo más utilizado en estos suelos es Bray-I. En condiciones de riego, no hay información de umbrales de respuesta, sin embargo, es posible pensar que dada la productividad que otorga el riego a los cultivos, los umbrales de respuesta fueran mayores que los de secano. En ese sentido, se comenzó a evaluar

la respuesta de soja a diferentes dosis y fraccionamientos de fósforo aplicados por fertirriego, en dos suelos agrícolas. Se estudiaron 4 dosis de fertilizante fosfatado (0, 20, 40 y 80 UP_2O_5/ha) y 5 fraccionamientos de la dosis (1, 2, 3, 4 y 6). En las Figura 5 y 6, se observan los resultados de los ensayos de fertilización fosfatada en soja realizados en la EEMAC y EEFAS, en Paysandú y Salto respectivamente, en el año agrícola 2021-22.

Los resultados mostraron que no hubo diferencias significativas en rendimiento, entre el testigo sin fertilización fosfatada y las diferentes estrategias de fertilización fosfatadas estudiadas. Se lograron rendimientos que variaron entre 4000 y 4500 kg/ha, en ambos suelos con contenidos de fósforo inicial situados aproximadamente en el umbral de respuesta en condiciones de secano. Se estima que la situación hídrica de cultivos de soja regados provocó mejores condiciones de absorción del fósforo en el suelo, ya que este nutriente se mueve por difusión, mecanismo dependiente del contenido de humedad del suelo. En cultivos de secano, esta situación hídrica depende de la ocurrencia de precipitaciones. La absorción del fósforo bajo condiciones de riego seguramente es más eficiente que en situaciones de restricciones hídricas que habitualmente ocurren en secano.

3– Consideraciones finales

La soja y el maíz realizados en secano presentan deficiencias hídricas casi permanentes debido al volumen, distribución y variabilidad de las precipitaciones, durante el ciclo de los cultivos. Esta situación hídrica, es la que justifica los resultados de rendimientos escasos en ambos cultivos, en relación al potencial que determinan las condiciones ambientales, la fertilidad de los suelos y las tecnologías aplicadas. El riego suplementario, permite incrementar los rendimientos y la estabilidad productiva. Asimismo, los resultados primarios obtenidos en maíz y soja bajo riego, muestran la posibilidad de mejorar las condiciones ambientales de la agricultura de secano al disminuir las pérdidas de nutrientes al mejorar la absorción y la posibilidad de reducirlas dosis de fertilizantes fosfatados en los sistemas agrícolas.

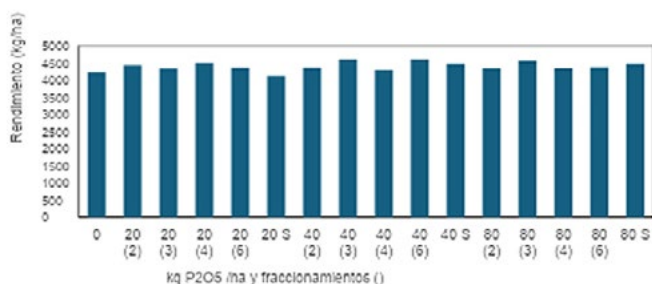


Figura 5. Rendimiento de soja con fertirriego fosfatado, en diferentes dosis y fraccionamientos, EEMAC, 2021-22.

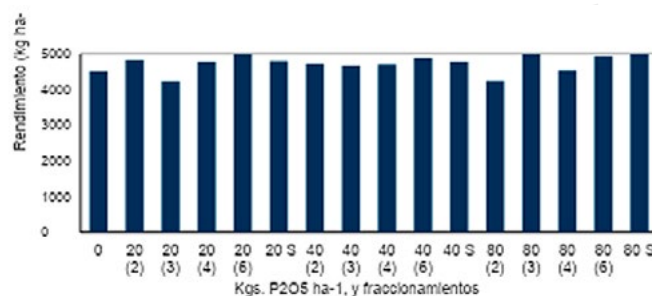


Figura 6. Rendimiento de soja con fertirriego fosfatado, en diferentes dosis y fraccionamientos, EEFAS, 2021-22.

Bibliografía

Bothe, H.; Schmitz, O.; Yates, M. G.; Newton, W. E. (2010). *Nitrogen fixation and hydrogen metabolism in cyanobacteria*. Microbiol Mol Biol Rev. 74:529–551.

Giménez L. (2019). Rendimientos de maíz y soja: un desafío que provoca. La información experimental y la producción comercial. Cangüé. Revista de la Estación Experimental “Dr. Mario A. Cassinoni” Facultad de Agronomía. Paysandú Universidad de la República. Número 42. ISSN 0797–8480.

Yan, H.; Chen, Q.; Zhang, J.; Sun, H. *Molecular Mechanisms of the Cyanobacterial Response to Different Phosphorus Sources* (2024). Sustainability, 16, 5642.
<https://doi.org/10.3390/su16135642>



Campo experimental de riego de la EEMAC, ensayos de fertirriego N-P en maíz y soja, 2024-25.



Foto: Iván González

Desafíos ambientales de la intensificación agropecuaria sobre los ecosistemas acuáticos y posibles estrategias de mitigación

Mariana Meerhoff¹, Iván González-Bergonzoni²

1. Departamento de Ecología y Gestión Ambiental, Centro Universitario Regional del Este, Universidad de la República, Maldonado, Uruguay.

2. Departamento de Ciencias Biológicas, Centro Universitario del Litoral, Universidad de la República, Paysandú, Uruguay.

El riego ha permitido expandir la frontera agrícola y aumentar la producción agropecuaria, a nivel mundial y nacional. Esta expansión tiene impactos positivos sobre la economía, y potencialmente también sobre la seguridad y soberanía alimentaria. En ese contexto, los ecosistemas de agua dulce pueden verse como infraestructura natural que sostiene la producción agropecuaria. El desafío yace en asegurar el riego para el sostén de la producción, a la vez de asegurar la disponibilidad de agua en calidad y cantidad suficiente para sostener los restantes servicios que brindan estos ecosistemas, tales como la disminución de la vulnerabilidad climática, provisión de agua para consumo, sostén para la biodiversidad acuática y terrestre; elementos esenciales a su vez, para asegurar la inocuidad de los alimentos generados por la producción agrícola con riego.

A nivel mundial está disminuyendo la cantidad de agua dulce superficial, tanto en ecosistemas acuáticos naturales

(lagos, lagunas, humedales) como en sistemas artificiales (embalses, represas), producto de la sobreextracción de agua y del cambio climático. Esta tendencia se suma al aumento en extensión geográfica, frecuencia y magnitud del proceso de eutrofización. La eutrofización es el proceso de enriquecimiento de nutrientes que genera una contaminación orgánica en los ecosistemas acuáticos que deteriora la calidad del agua, promoviendo condiciones de anoxia o hipoxia, mortandad de organismos, pérdida general de biodiversidad, y en particular la ocurrencia de floraciones de cianobacterias tóxicas que pueden provocar impactos serios sobre la salud animal y humana. El vínculo entre estos procesos y la intensificación agrícola es claro a nivel mundial (Gordon et al., 2008).

El Uruguay no es la excepción. En todas las cuencas mayores del país, los niveles de fósforo en el agua superan ampliamente los valores definidos por la normativa vigente hasta el año 2025 (Decreto 253/79; actualmente modificado Decreto 226/025) así como las recomendaciones generadas por la Mesa Técnica del Agua en años recientes (Fig. 1; Goyenola et al., 2021). Este aumento en la carga y concentración de fósforo en el agua se da incluso en cuencas clave para el país por su uso como fuente de agua potable, como la Cuenca del Río Uruguay, Río Santa

Lucía y la Laguna del Sauce en Maldonado (Chalar et al., 2013; González-Madina et al., 2022). Concomitantemente, las floraciones de cianobacterias tóxicas son cada vez más frecuentes y dispersas en todo el territorio nacional (Bonilla et al., 2015), ocurriendo tanto en ecosistemas naturales como en ecosistemas artificiales. Esto se observa desde los grandes embalses sobre el Río Negro hasta los tajamares de aguada para uso pecuario (Bonilla et al., 2021; Passadore-Romero et al., 2024, Zabaleta et al., 2023, 2025), desde donde las floraciones de cianobacterias pueden dispersarse y colonizar otros cursos y cuerpos de agua (Aubriot et al., 2020; Kruk et al., 2021). Asimismo, la detección de residuos de compuestos de uso fitosanitario se está haciendo más frecuente, tanto en agua como en sedimentos y en los tejidos de organismos acuáticos, incluyendo recursos pesqueros (Corrales et al., 2021; Griffero et al. 2019, Ernst et al., 2018, Comité Científico CARU 2021). En el caso de la biota en el Río Uruguay incluso se han superado valores de toxicidad aguda (Comité Científico CARU 2021).

El vínculo entre la intensidad agrícola y la eutrofización de las aguas superficiales, y en particular con la probabilidad de ocurrencia de cianobacterias, se ha evidenciado en numerosos estudios (Alcántara et al., 2022; Kruk et al., 2023). Otros factores, como la temperatura asociada al calentamiento climático, tienen una menor importancia en comparación (Bonilla et al., 2023). Los cuerpos de agua en zonas con mayor intensidad en el uso del suelo, además de tener mayores concentraciones de nutrientes en el agua, tienen una menor biodiversidad (Passadore-Romero et al.,

2024; Gobel et al., 2025). En los últimos 15 años el país ha sufrido cuatro grandes crisis hídricas, de las cuales tres fueron generadas por floraciones de cianobacterias afectando fuentes de agua potable (Montevideo 2013, Maldonado 2015) y la costa litoral y platense-atlántica (2019; Kruk et al., 2021), mientras que la última afectó toda la zona sur del Uruguay, tanto a nivel agronómico y de uso recreativo, como del acceso a agua potable a Montevideo y la zona Metropolitana (2022-2023). Las predicciones con el cambio climático son claras: es probable que las floraciones de cianobacterias (Moresco et al., 2024), así como las crisis hídricas, tanto de cantidad como de calidad, sean más frecuentes e intensas en las próximas décadas (Meerhoff et al., 2022).

Por todo ello, la intensificación productiva mediante la expansión del riego genera un desafío a la sustentabilidad de los recursos acuáticos. La buena noticia es que conocemos varias de las soluciones o estrategias tanto para usar el agua de la manera más eficiente posible como para permitir el sostén de la vida, además del sostén de la producción agrícola. Existen medidas para mitigar los impactos de la explotación de los ecosistemas acuáticos que han sido demostradas a nivel internacional y están siendo evaluadas a nivel nacional. Además de buenas prácticas agronómicas para minimizar la pérdida de suelo y disminuir la escorrentía superficial y subsuperficial de fertilizantes y otros agroquímicos, es vital generar conocimiento sobre los caudales ecológicos previstos en la Ley de Riego (i.e., asegurar la cantidad de agua mínima necesaria para sostener la vida en los ecosistemas). Sabemos que mantener, restaurar, o crear zonas y franjas con vegetación ribereña nativa (zona buffer, Calvo et al., 2024), así como planear el diseño y manejo de los embalses y tajamares simultáneamente con criterios productivos y criterios ambientales aumenta la resiliencia de los ecosistemas frente a los impactos de la intensificación, así como frente a la mayor variabilidad climática.

Estas medidas pueden no sólo reducir impactos ambientales negativos, sino que pueden mejorar la eficiencia en el uso del agua y disminuir las pérdidas de insumos y la erosión del suelo. El desafío actual es lograr combinar la innovación agronómica con la comprensión ecológica, para que Uruguay pueda transitar hacia una producción agrícola con riego y mantener ecosistemas de agua dulce saludables.

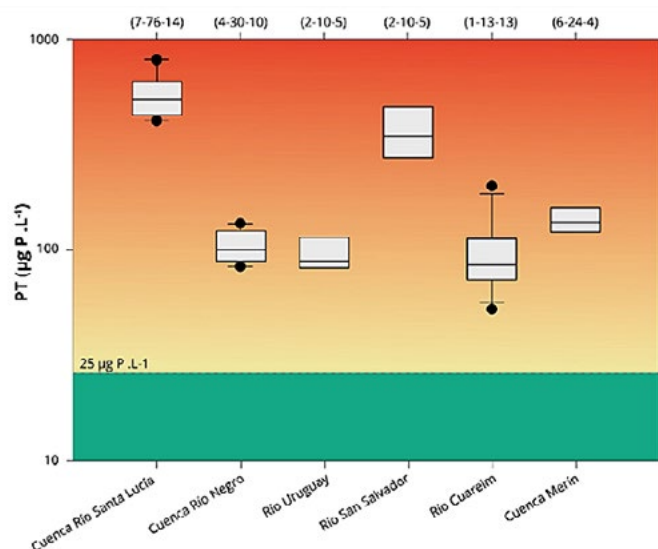


Figura 1. Niveles de fósforo total (PT) en agua para diferentes ecosistemas de aguas corrientes de Uruguay, de acuerdo con los datos abiertos del Observatorio Ambiental Nacional (Ministerio de Ambiente, 2020). Nótese la escala logarítmica en el eje de las ordenadas. La línea sobre el sector verde marca el límite tolerable según la normativa vigente. Cajas: primer, segundo y tercer cuartil; bigotes: primer y noveno decil; puntos negros: *outliers*. Sobre el eje superior se muestra el número de estaciones de muestreo, el número de datos anuales disponibles, y la mayor extensión en años de cada set de datos. Figura publicada en Goyenola et al. (2021).

Bibliografía

Alcántara, I.; Somma, A.; Chalar, G.; Fabre, A.; Segura, A.; ... & García Rodríguez, F. (2022). A reply to "Relevant factors in the eutrophication of the Uruguay River and the Río Negro". *Science of the Total Environment*, 151854.

Aubriot, L.; Zabaleta, B.; Bordet, F.; Sienra, D.; Risso, J.; Achkar, M.; & Somma, A. (2020). *Assessing the origin of a massive cyanobacterial bloom in the Río de la Plata (2019): Towards an early warning system.* *Water Research*, 181, 115944.

Bonilla, S.; Haakonsson, S.; Somma, A.; Gravier, A.; Britos, A.; Vidal, L.; De León, L.; Brena, B., M.; Pirez, M.; Piccini, C.; Martínez de la Escalera, G.; Chalar, G.; González-Piana, M.; Martigani, F. & Aubriot, L. (2015). Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay. *Innotec*, 10, 9-22.

Bonilla, S.; Aubriot, L.; Haakonsson, S.; Illarze, M.; Díaz, I.; & Brena, B. (2021). Las floraciones de cianobacterias tóxicas comprometen el uso del agua del Río Negro, Uruguay. *Innotec* (22).

Bonilla, S.; Aguilera, A.; Aubriot, L.; Huszar, V.; Almanza, V.; Haakonsson, S.; ... & Antoniadis, D. (2023). *Nutrients and not temperature are the key drivers for cyanobacterial biomass in the Americas.* *Harmful Algae*, 121, 102367.

Calvo, C.; Rodríguez-Gallego, L.; de León, G.; Cabrera-Lamanna, L.; Castagna, A.; Costa, S.; González, L. & Meerhoff, M. (2024). *Potential of different buffer zones as nature-based solutions to mitigate agricultural runoff nutrients in the subtropics.* *Ecological Engineering*.

Corrales, N., Meerhoff, M. & Antoniadis, D. (2021). Glyphosate-based herbicide exposure affects community development in natural biofilm. *Environmental Pollution* 284, 117354.

Comite Científico CARU, 2021. Plan de Monitoreo Integral del Río Uruguay para todo el tramo compartido. Subprograma 1: Monitoreo de la calidad de agua, sedimento y biota en el río Uruguay. Informe diciembre de 2018 a diciembre de 2019, p. 441.

Chalar, G., Delbene, L., González-Bergonzoni, I., & Aroceña, R. (2013). Fish assemblage changes along a trophic gradient induced by agricultural activities (Santa Lucía, Uruguay). *Ecological Indicators*, 24, 582-588.

Ernst, F., Alonso, B., Colazzo, M., Pareja, L., Cesio, V., & Perez-Parada, A. (2018). Occurrence of pesticide residues in fish from south American rainfed agroecosystems. *Science of the Total Environment*, 631, 169-179.

Gobel N., G. Laufer, M. Arim & I. González-Bergonzoni. (2025). Response of Pond Food Webs to Anthropogenic Habitat Degradation. *Freshwater Biology* 70 (8), e70088

González-Madina, L., Levrini, P., de Tezanos Pinto, P., Burwood, M., Crisci, C., Cardozo, A., ... & Mazzeo, N. (2022). Blooms of toxic *Raphidiopsis raciborskii* in Laguna del Sauce (Uruguay): environmental drivers and impacts. *Hydrobiologia*, 849(17), 4041-4058.

Gordon, L. J., Peterson, G. D., & Bennett, E. M. (2008). Agricultural modifications of hydrological flows create ecological surprises. *Trends in Ecology & Evolution*, 23(4), 211-219.

Goyenola G., C. Kruk, A. Nario, N. Mazzeo, C. Perdomo, C. Piccini & M. Meerhoff. (2021). Producción, nutrientes, eutrofización y cianobacterias en Uruguay: armando el rompecabezas. *Innotec*.

Griffero, L., Alcántara-Duran, J., Alonso, C., Rodríguez-Gallego, L., Moreno-Gonzalez, D., García-Reyes, J. F., ... & Perez-Parada, A. (2019). Basin-scale monitoring and risk assessment of emerging contaminants in South American Atlantic coastal lagoons. *Science of the Total Environment*, 697, 134058.

Kruk, C., Martínez, A., de la Escalera, G. M., Trinchin, R., Manta, G., Segura, A. M., ... & Calliari, D. (2021). Rapid freshwater discharge on the coastal ocean as a mean of long distance spreading of an unprecedented toxic cyanobacteria bloom. *Science of The Total Environment*, 754, 142362.

Kruk, C., Segura, A., Piñeiro, G., Baldassini, P., Pérez-Becoña, L., García-Rodríguez, F., ... & Piccini, C. (2023). Rise of toxic cyanobacterial blooms is promoted by agricultural intensification in the basin of a large subtropical river of South America. *Global Change Biology*, 29(7), 1774-1790.

Meerhoff, M., J. Audet, T. A. Davidson, L. De Meester, S. Hilt, S. & Jeppesen, E. (2022). Feedbacks between climate change and eutrophication: revisiting the allied attack concept and how to strike back. *Inland Waters*.

Moresco, G.A., J. D. Dias, L. Cabrera-Lamanna, C. Baladán, M. Bižić, L. C. Rodrigues & M. Meerhoff. (2024). Experimental warming promotes phytoplankton species sorting towards cyanobacterial blooms and leads to potential changes in ecosystem functioning. *Science of the Total Environment*.

Passadore-Romero, C., Gobel N., Colina M., Calvo C., Canavero A., Carballo C., Cuassolo F., Gallo L., Guerra E.G., Heber E., Lacerot G., Laufer G., López-Rodríguez A., Pais J., Rodríguez-Tricot L., Sosa-Panzer L., Teixeira-de-Mello F., Arim M., González-Bergonzoni I & Meerhoff, M. (2024). Tajamares y Paisajes de tajamares en Uruguay. Universidad de la República.

Zabaleta, B., Aubriot, L., Olano, H., & Achkar, M. (2023). Satellite assessment of eutrophication hot spots and algal blooms in small and medium-sized productive reservoirs in Uruguay's main drinking water basin. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(15), 43604-43618.

Zabaleta, B., Achkar, M., & Aubriot, L. (2025). Geographic variation in the potential transport of cyanobacterial blooms to the main water utility of Uruguay. *Inland Waters*.



Reconocimiento a la trayectoria de referentes en el área agronómica

Foto: Luciana Rey

Cecilia López González

Unidad de Difusión EEMAC, Fagro

Fotos: Luciana Rey

Durante el evento se llevó adelante un emotivo y merecido reconocimiento a cinco figuras fundamentales de la agronomía regional. Vinculados formalmente a la Estación Experimental “Dr. Mario A. Cassinoni” (EEMAC) de la Facultad de Agronomía (Universidad de la República) y a prestigiosas instituciones científicas del Cono Sur, estos profesionales han dedicado décadas de labor ininterrumpida a la docencia, la investigación y la extensión, dejando una huella imborrable en la formación de profesionales y en el desarrollo tecnológico del sector productivo.

A continuación, reseñamos las semblanzas y trayectorias destacadas durante el homenaje.

1– Oswaldo Ernst

Ingeniero agrónomo y doctor en Ciencias agrarias, ingresó como docente a la EEMAC en 1986. A lo largo de su carrera, integró la docencia, la investigación y la extensión con una mirada estratégica orientada a la intensificación ecológica y la modernización tecnológica. Fue el principal impulsor del GTI Agricultura, consolidó propuestas curriculares teórico-prácticas y promovió debates sectoriales clave. Su trayectoria destaca por su rigor ético, su capacidad para tender puentes con los productores y su convicción en la universidad como motor de transformación social.

2– Adela Ribeiro

Ingeniera agrónoma y magíster en Ciencias agrarias, ha dejado un legado fundamental en el área de la entomología y la protección vegetal desde su ingreso a la EEMAC en 1987. Sus líneas de investigación se han centrado en la conservación de enemigos naturales en sistemas agrícola-pastoriles y el manejo integrado de plagas en cultivos de grano y pasturas. Su labor de extensión ha sido igualmente notable, impulsando la Unidad de Difusión de nuestra estación experimental, coordinando jornadas de campo y promoviendo la alfabetización científica en escuelas rurales del litoral.

3– Grisel Fernández Childs

Ingeniera agrónoma, magíster y doctora en Producción vegetal. Inició su carrera en el área de germoplasma de maíz antes de convertirse en la fundadora del Grupo Disciplinario de Malherbología. Recordada como una maestra en el sentido más amplio, destacó por su metodología docente cercana y su capacidad para vincular la teoría con la experiencia de campo. En el plano científico, definió líneas de investigación prioritarias y vigentes para el control de malezas, priorizando siempre la integridad ética y el desarrollo humano de sus estudiantes y colaboradores por encima de las dificultades.

4– Esteban “Tato” Hoffman

Ingeniero agrónomo y asesor técnico de destacada trayectoria, se integró al grupo de Cultivos de la EEMAC en 1987, desempeñando funciones universitarias durante 35 años. Con un marcado rigor analítico, ha sido un docente e investigador de referencia horizontal en diversas áreas disciplinarias del sector agrícola. Su carrera se caracteriza por un rol protagónico en la articulación público-privada, habiendo sido actor clave en el impulso de las Mesas Tecnológicas y en la creación de espacios de debate técnico, contribuyendo decisivamente a la competitividad actual de la agricultura uruguaya.

5– Fernando García

Ingeniero agrónomo (UBA) con maestría y doctorado por Kansas State University, posee una trayectoria binacional de referencia en la fertilidad de suelos y nutrición de cultivos. Investigador inicial en la Unidad Integrada Balcarce (INTA-UNMDP) y profesor libre de la FAUBA, es ampliamente reconocido por su gestión como Director Regional del Instituto Internacional de Nutrición de Plantas (IPNI) para el Cono Sur (1998-2019). Su vinculación con Uruguay ha sido histórica: desde el año 2000 impulsó la cooperación institucional, siendo clave en la organización del Seminario Internacional de Fertilización de 2006, antecedente directo y fundacional de los actuales Simposios de Agricultura.

