

Diagnóstico territorial del riesgo de contaminación del agua subterránea por plaguicidas en un partido agroproductivo del sudeste de la provincia de Buenos Aires

Territorial diagnosis of groundwater contamination risk by pesticides in an agroproductive district of southeastern Buenos Aires province

Nahuel David Sequeira¹, Patricia Vazquez²

[Recibido: 17 de noviembre de 2025; Aceptado: 3 de julio de 2026; Corregido: 9 de julio de 2026; Publicado: 29 de agosto de 2026]

Resumen

[**Introducción**]: La intensificación agrícola registrada en las últimas décadas ha generado una creciente preocupación debido a los impactos ambientales derivados del uso de plaguicidas, particularmente sobre la calidad del agua subterránea en regiones de alta producción agropecuaria. [**Objetivo**]: Evaluar el riesgo potencial de contaminación del agua subterránea vinculado al uso de plaguicidas en el partido de Benito Juárez durante el período 2013/2014-2022/2023, y determinar las estrategias de manejo orientadas a la conservación del recurso hídrico y la sustentabilidad agrícola. [**Metodología**]: Se desarrolló y aplicó un indicador denominado “Clasificación Integrada del Riesgo (CIR)”, el cual evalúa el riesgo ambiental vinculado al uso de plaguicidas a escala territorial mediante la integración de variables de dinámica agrícola, uso de insumos y características edáficas. El análisis se realizó en las Unidades Ecológicas (UEc) que componen el partido de Benito Juárez, una unidad político-administrativa representativa de la Región Pampeana Argentina, sometida a importantes transformaciones en los usos y coberturas del suelo. [**Resultados**]: Se evidenció una marcada heterogeneidad espacial del riesgo, identificándose dos unidades con niveles altos y otras con niveles bajos o moderados. La simulación de escenarios alternativos, como la implementación de zonas buffer y la limitación de dosis según recomendaciones de marbete, mostró reducciones del riesgo en varias unidades. [**Conclusiones**]: El indicador constató que la reducción de la superficie agrícola no implicó necesariamente una disminución del riesgo. Ante la escasez de redes de monitoreo continuo en América Latina, este enfoque basado en la construcción de indicadores y evaluación de escenarios locales constituye una herramienta de diagnóstico integrada y replicable a escala subregional, clave para subsidiar las políticas de ordenamiento ambiental territorial y planificar la sustentabilidad de los sistemas agroproductivos.

Palabras clave: análisis de escenarios; contaminación; indicador de riesgo ambiental; manejo agrícola sustentable, variación espacial.

- 1 Becario Posdoctoral del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Investigador del Centro de Estudios Sociales de América Latina (CESAL), Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina. nahuelsequeira@conicet.gov.ar; <https://orcid.org/0000-0003-2206-4411>
- 2 Investigadora Independiente del Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Investigadora del Centro de Estudios Sociales de América Latina (CESAL), Facultad de Ciencias Humanas, Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina. patriciavazquez@conicet.gov.ar; <https://orcid.org/0000-0002-4209-4901>



Abstract

[Introduction]: Agricultural intensification over recent decades has generated increasing concern about the environmental impacts derived from pesticide use, particularly regarding groundwater quality in regions of high agricultural production. **[Objective]:** To evaluate the potential risk of groundwater contamination linked to pesticide use in the Benito Juárez district during the 2013/2014–2022/2023 period, and to determine management strategies aimed at conserving water resources and promoting agricultural sustainability. **[Methodology]:** An indicator called Integrated Risk Classification (IRC) was developed and applied to assess environmental risk associated with pesticide use at a territorial scale through the integration of variables related to agricultural dynamics, input use, and soil characteristics. The analysis was conducted across the Ecological Units (EcU) that make up the Benito Juárez district, a political-administrative unit representative of the Argentine Pampas Region, where significant transformations in land use and land cover have been recorded. **[Results]:** A marked spatial heterogeneity of risk was evidenced, with two units showing high levels and others showing low or moderate levels. The simulation of alternative scenarios, such as the implementation of buffer zones and dose limitations according to label recommendations, showed risk reductions in several units. **[Conclusions]:** The indicator demonstrated that the reduction in agricultural area did not necessarily imply a decrease in risk. Given the scarcity of continuous monitoring networks in Latin America, this approach based on indicator construction and local scenario evaluation constitutes an integrated and replicable diagnostic tool at a subregional scale, which is key to supporting environmental land-use planning policies and planning the sustainability of agroproductive systems.

Keywords: contamination; environmental risk indicator; scenario analysis; spatial variation; sustainable agricultural management.

1. Introducción

En las últimas décadas, el requerimiento de fibras y alimentos se incrementó vertiginosamente debido al crecimiento de la población mundial y a cambios en sus hábitos de consumo, incluyendo dietas más calóricas (Kopittke *et al.*, 2019). Para satisfacer esta demanda, la agricultura se ha intensificado y expandido con rapidez, aunque sin contemplar en muchos casos las consecuencias ambientales de dichos procesos (Zhang *et al.*, 2020).

La mencionada expansión se manifestó a través de un notable proceso de agriculturización, caracterizado por un continuo y creciente aumento de la superficie destinada a la actividad agrícola, en detrimento de otros usos y coberturas del suelo (Pengue, 2001; Tenti Vuegen *et al.*, 2023). Esta dinámica es un rasgo identitario de los paisajes rurales de América Latina, donde la consolidación de fronteras agrícolas y la intensificación productiva han transformado biomas clave en diversos países como Brasil, Uruguay, Paraguay, Perú, Bolivia, entre otros (Graesser *et al.*, 2015; de la Vega-Leinert y Schöenberg, 2020).

A nivel global y regional ha aumentado la inquietud acerca del impacto ambiental de esta transformación, pues los efectos sobre los ecosistemas adquieren dimensiones preocupantes y no se expresan de manera uniforme, debido a que las particularidades ecológicas propias de cada área influyen y determinan sus aptitudes para sostener las actividades productivas (Sequeira *et*



al., 2019). En este contexto resulta clave definir una adecuada regulación y planificación de la expansión de las áreas cultivadas (Tiscornia *et al.*, 2014).

Una de las características negativas más relevantes de la agriculturización es el incremento del uso de insumos químicos, especialmente plaguicidas, los cuales han sido fundamentales para sostener los sistemas agropecuarios actuales. Por ello, el notable aumento en la frecuencia y volumen de aplicaciones ocasionó un creciente interés con respecto a sus efectos ambientales (Van Opstal *et al.*, 2022). En América Latina, la utilización intensiva de estos productos ha generado escenarios de alta vulnerabilidad hídrica debido a la lixiviación de compuestos altamente persistentes, una problemática documentada en los acuíferos clave de Centroamérica y en cuencas agrícolas de Sudamérica (Grondona *et al.*, 2023).

Particularmente, el uso de plaguicidas constituye una de las principales fuentes de contaminación difusa del agua subterránea a partir de procesos de lixiviación desde suelos agrícolas y han sido ampliamente detectados en diferentes acuíferos en todo el mundo (Bedmar *et al.*, 2015). Esta situación se ve agravada por el incremento de dosis y número de aplicaciones, el uso de productos más persistentes y peligrosos, y los efectos del cambio climático, que modifican el comportamiento de plagas, alteran la persistencia de los productos y reducen su eficacia (Rhodes y McCarl, 2020).

Argentina no resultó ajena a esta transformación y la expansión agrícola de las últimas décadas ocasionó una profunda modificación en los usos y coberturas del suelo de las áreas de producción agropecuaria extensiva (Jacobo *et al.*, 2016). Como consecuencia de este proceso, y considerando que el incremento de la demanda mundial de *commodities* agrícolas ha implicado un fuerte incentivo para acrecentar la producción agropecuaria, en los últimos 50 años la superficie agrícola aumentó alrededor de un 50 % y la producción de granos creció un 400 % (Cruzate y Casas, 2012).

Dentro del país, las mayores transformaciones sucedieron en la denominada Región Pampeana Argentina (RPArg), una importante área económica-geográfica que centraliza entre el 80 y el 90 % de la producción de cereales y oleaginosas del país y más del 50 % del total de habitantes (Satorre, 2005). A pesar de que en esta región los sistemas agrícolas se encontraban orientados hacia un modelo de producción mixta de agricultura y ganadería pastoril, la agriculturización en los últimos 25 años obligó a retraer estos sistemas, propiciando la preeminencia de otros con características empresariales tendientes a un elevado uso de insumos (Sequeira *et al.*, 2021), lo cual genera problemáticas ambientales entre las que se destaca la contaminación de cuerpos de agua por plaguicidas (Dalpiaz y Andriulo, 2017; Vazquez *et al.*, 2019).

En virtud de los riesgos asociados al uso creciente de estos productos resulta necesario desarrollar herramientas integradoras que permitan evaluar el impacto ambiental potencial de las prácticas agrícolas, especialmente sobre el recurso hídrico subterráneo. Si bien las estrategias de monitoreo directo presentan limitaciones prácticas y económicas, diversos estudios han desarrollado métodos indirectos basados en indicadores compuestos de riesgo, que permiten integrar múltiples dimensiones de presión ambiental a escalas espaciales relevantes para la gestión



(Bedmar *et al.*, 2015). Estos indicadores espaciales e índices de vulnerabilidad representan instrumentos críticos para los procesos de ordenamiento ambiental del territorio, lo cual proporciona la base técnica necesaria para delimitar zonas de exclusión o amortiguamiento donde la regulación del uso de agroquímicos es urgente para preservar las reservas de agua potable (Vera-Candioti *et al.*, 2021; Viglianchino *et al.*, 2023).

Bajo esta perspectiva, el partido de Benito Juárez constituye un área de estudio representativa de la RPArg y de las grandes llanuras agrícolas sudamericanas, donde se han verificado importantes transformaciones en los usos y coberturas del suelo y existen escasos estudios que integren información productiva y ambiental a escala de partido.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar el riesgo potencial de contaminación del agua subterránea asociado al uso de plaguicidas en el partido de Benito Juárez durante el período 2013/2014-2022/2023, y determinar estrategias de manejo orientadas a la conservación del recurso hídrico y la sustentabilidad agrícola.

2. Metodología

2.1 Área de estudio

El partido de Benito Juárez constituye un sector agropecuario característico y representativo de la RPArg, una de las regiones agroproductivas más importantes en el mundo. Se encuentra en el centro-sur de la provincia de Buenos Aires (**Figura 1**), en la zona pedemontana de la cadena serrana del sistema de Tandilia, entre los 37°10'-37° 58' latitud S y los 59°-60° longitud O.

Presenta una altitud promedio de 199 m s. n. m. y una extensión aproximada de 5 354 km², de la cual un 19,15 % posee capacidad agrícola o agrícola-ganadera, un 44,77 % son tierras adecuadas para uso ganadero y un 36,08 % para uso ganadero-agrícola (Sequeira *et al.*, 2019).

El clima es templado y húmedo con veranos suaves (Cfb) según la clasificación climática de Köppen, con precipitaciones distribuidas a lo largo de todo el año (Lastra *et al.*, 2008). Este régimen es ligeramente más frío y seco que el del resto de los distritos de la provincia pampeana que definieron Cabrera y Willink (1973), lo cual propició condiciones óptimas para las actividades agroproductivas intensivas y explica la sustitución casi total de la vegetación originaria por agroecosistemas (Vazquez *et al.*, 2013). Desde el punto de vista hidrogeológico, el área se asienta sobre un sistema de acuífero libre alojado en sedimentos loésicos pampeanos de alta permeabilidad vertical, una configuración física común en grandes llanuras sudamericanas que incrementa la susceptibilidad intrínseca del recurso hídrico ante la lixiviación de solutos.

De acuerdo con Sequeira *et al.* (2021), el partido puede dividirse en cinco Unidades Ecológicas (UEc) que presentan características homogéneas en cuanto a atributos geomorfológicos, edáficos, hidrológicos y de vegetación. Estas unidades determinan en mayor o menor medida la capacidad de uso de las tierras, las limitaciones para el desarrollo agroproductivo, los niveles de intervención de los ecosistemas prístinos y los impactos ambientales negativos que pueden ocasionarse.



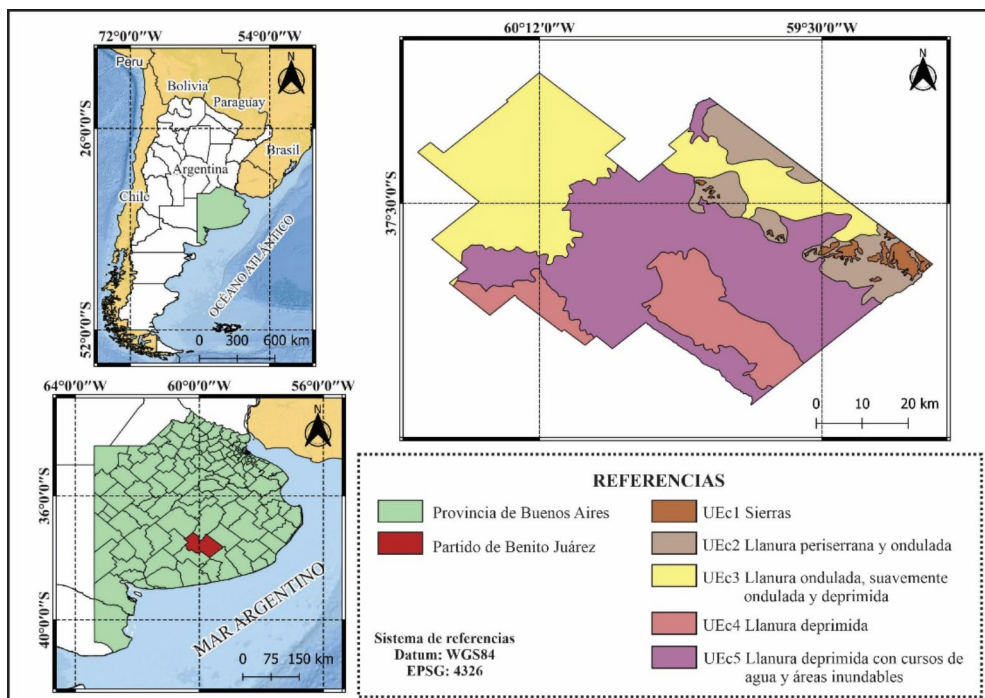


Figura 1. Ubicación del área de estudio.
Figure 1. Location of the study area.

2.2 Estrategia metodológica

La estrategia metodológica se estructuró en dos etapas analíticas complementarias. En primer lugar, se desarrolló el indicador denominado “Clasificación Integrada del Riesgo (CIR)”, el cual permitió estimar el nivel de riesgo potencial de contaminación del agua subterránea por el uso de plaguicidas en cada UEc. Seguidamente se definieron y evaluaron estrategias de utilización de este tipo de productos que apuntaron a una mayor sustentabilidad de la actividad agrícola. En la **Figura 2** puede observarse un diagrama simplificado del proceso metodológico.

2.2.1 Indicador “Clasificación Integrada del Riesgo”

El desarrollo del CIR se basó en el comportamiento e interacción de cuatro variables claves relacionadas con la dinámica del uso agrícola y de plaguicidas en el territorio, entre las que se encuentran: V_1) porcentaje de variación de la superficie agrícola entre las campañas 2013/2014 y 2022/2023 (% $V_{AGR14/23}$), V_2) porcentaje de variación en el uso total de plaguicidas (% $V_{UTP14/23}$), V_3) porcentaje de variación en el uso de plaguicidas más riesgosos (% $V_{UTPMR14/23}$) y V_4) porcentaje que representan los plaguicidas más peligrosos respecto al total aplicado en la campaña 2022/23 (% $_{PMR23}$).

En relación con los valores de las diversas variables, los correspondientes a la V_1 se obtuvieron del trabajo de [Sequeira y Vazquez \(2024\)](#), quienes a partir de clasificaciones supervisadas



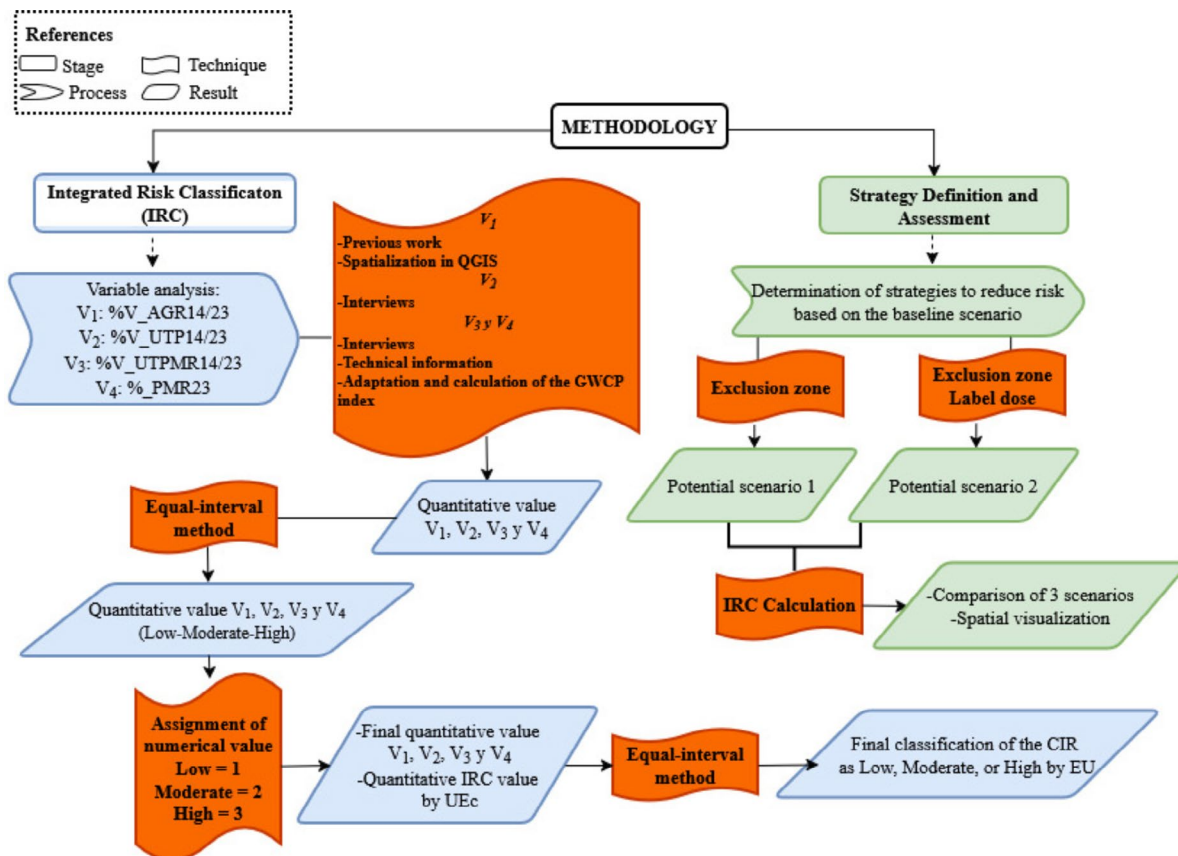


Figura 2. Diagrama del proceso metodológico.
Figure 2. Diagram of the methodological process.

de imágenes satelitales Landsat, cuantificaron la variación de la superficie agrícola entre los períodos 2003/04-2013/2014 y 2013/2014-2022/23. Para este estudio, a través de la utilización del software QGIS, dicha información fue espacializada mediante la superposición de un archivo vectorial (.shp) de las UEc que conforman al partido, lo que posibilitó calcular la variación específica de la superficie destinada a agricultura para cada una de ellas.

Respecto a la V₂, se realizaron un total de 30 entrevistas semiestructuradas a informantes clave (productores, asesores técnicos y aplicadores), distribuidas de manera equitativa (n = 6) en cada una de las 5 UEc. El tamaño de la muestra se rigió por el criterio de saturación teórica, lo cual garantizó la triangulación de actores estratégicos en el territorio. Estas entrevistas permitieron identificar los principios activos y sus dosis de aplicación, bajo un criterio de selección que incluyó únicamente aquellos productos con una frecuencia de mención igual o superior a 25 registros. Las dosis se determinaron mediante el promedio de los valores declarados para cada plaguicida en el territorio. A partir de estos datos, se calculó el uso total por UEc (**Ecuación 1**) y su variación porcentual entre ambos períodos.



$$U = D * S \quad (\text{E.1})$$

Donde:

U es el uso total del plaguicida (en l)

D es la dosis de aplicación (l ha⁻¹)

S es la superficie de aplicación (ha).

En los casos donde fue necesario, la variación porcentual de los valores de una variable entre campañas se calculó mediante la (**Ecuación 2**):

$$\% \Delta V = \left(\frac{V_f - V_i}{V_i} \right) * 100 \quad (\text{E.2})$$

Donde:

%ΔV es la variación porcentual de la variable

V_f es el valor final (2022/2023)

V_i es el valor inicial (2013/2014).

La obtención de datos sobre las variables V₃ y V₄ requirió el cálculo del índice GWCP (Groundwater Contamination Potential o Potencial de Contaminación de Aguas Subterráneas) a partir de la combinación de los subíndices SLPI (Soil Leaching Potential Index o Índice de Potencial de Lixiviación del Suelo) y PLPI (Pesticide Leaching Potential Index o Índice de Potencial de Lixiviación de Plaguicidas) (Warren y Weber, 1994). Para ello, con el objetivo de adecuar el funcionamiento a los valores presentes en la región en estudio y brindarle mayor sensibilidad, el GWCP se adaptó siguiendo los criterios presentados en Dalpiaz y Andriulo (2017).

El SLPI varía entre 0 y 100 y representa el potencial de lixiviación de plaguicidas asociado a las características edáficas de cada UEc. El cálculo se realizó en varias etapas sucesivas a partir de la información edáfica disponible para las series de suelo presentes en cada unidad.

En primer lugar, se extrajeron datos sobre los factores textura (Text), contenido de materia orgánica (MO), pH y presencia de flujo preferencial (FP) del horizonte de cada serie de suelo, a partir de cartas de suelo oficiales (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria [INTA], 2022). Para cada factor se utilizaron escalas de evaluación cualitativa adaptadas de Dalpiaz *et al.* (2018), permitiendo asignar un valor numérico (rango 0-10) a cada horizonte según su contribución al riesgo de lixiviación. Posteriormente, para cada serie, los valores obtenidos por horizonte fueron ponderados en función de su profundidad relativa, para así obtener un valor promedio ponderado por factor. Este proceso permitió conseguir cuatro valores por serie: valor MO, valor Text, valor pH y valor FP.

A continuación, cada uno de estos valores fue multiplicado por un factor de peso que representa su importancia relativa en el proceso de lixiviación, según la **Ecuación 3**.



$$SLP_v = (MO * 8) + (Text * 6) + (pH * 3) + (FP * 2) \quad (E.3)$$

Donde:

SLP_v es el valor intermedio del índice para cada serie de suelo y los coeficientes representan los factores de peso asignados a cada variable.

Una vez obtenido el SLP_v, fue posible adquirir el valor de SLPI para cada serie a través de la **Ecuación 4**:

$$SLPI = \left(\frac{SLP_v - SLP_{v_{min}}}{SLP_{v_{max}} - SLP_{v_{min}}} \right) * 100 \quad (E.4)$$

Donde:

SLPI es el índice final de potencial de lixiviación del suelo para cada serie y SLP_{v_{min}} y SLP_{v_{max}} son los valores extremos posibles del índice intermedio definidos por las combinaciones mínimas y máximas de las variables y sus factores de peso.

Como último paso, el SLPI se clasificó en tres niveles de riesgo: Bajo (0-39), Moderado (40-59) y Alto (60-100). Finalmente, se obtuvieron los valores de SLPI a nivel de UEc a partir de un promedio ponderado de los valores alcanzados para cada serie y la proporción de superficie ocupada por cada una de ellas respecto de la superficie total de la UEc.

El PLPI representa el potencial de un plaguicida para lixiviar hacia el acuífero en función de algunas de sus propiedades fisicoquímicas y características de aplicación. También adopta valores entre 0 y 100 y se construye a partir del cálculo previo del PLP_v para cada plaguicida mediante la **Ecuación 5**:

$$PLP_v = \frac{T_{1/2} * R * F}{K_{oc}} \quad (E.5)$$

Donde:

T_{1/2}: vida media del plaguicida en el suelo (días)

R: producto entre la tasa de aplicación del ingrediente activo por unidad de superficie y el número de aplicaciones durante el ciclo del cultivo (en kg ha⁻¹ o l ha⁻¹)

F: fracción del plaguicida que alcanza el suelo (1 para preemergencia, 0.5 para posemergencia)

K_{oc}: coeficiente de reparto carbono-orgánico/agua

Los datos específicos de cada plaguicida se obtuvieron de hojas técnicas generadas por las industrias productoras y de bases de EPA (Environmental Protection Agency, Agencia de Protección Ambiental), mientras que las dosis de aplicación surgieron en las entrevistas previamente mencionadas. Por último, se destaca que al igual que en otras investigaciones la totalidad del área agrícola de cada UEc (Áreas Arables No Irrigadas) fue adoptada como superficie de



aplicación, ya que en la RPAArg la producción es desarrollada bajo un modelo de intensa utilización de insumos químicos (Viglizzo *et al.*, 2011).

Posterior a la obtención del PLPv de cada uno de los plaguicidas analizados se procedió a calcular su valor de PLPI mediante la **Ecuación 6**, una transformación logarítmica que permitió representar los valores en una escala de 0 a 100 facilitando su interpretación y comparación. Los coeficientes empleados se determinaron con base en el rango esperado de valores del PLPv, de forma que el índice resultante cubra adecuadamente el espectro de potencial de lixiviación. Al igual que el SLPI, el PLPI se clasificó en tres niveles de riesgo: Bajo (0-39), Moderado (40-59) y Alto (60-100).

$$PLPI = 14.2857 * \log(PLPv) + 57.1429 \quad (E.6)$$

Una vez obtenidos los valores de SLPI para cada UEc y de PLPI de cada plaguicida fue posible calcular el GWCP, estimando la susceptibilidad relativa del agua subterránea a la contaminación por cada plaguicida en cada UEc. El procedimiento consistió en cruzar ambos subíndices mediante una matriz de doble entrada (**Figura 3**), donde la intersección entre ambos ejes permitió asignar una categoría de riesgo cualitativa (Bajo, Moderado o Alto) para cada combinación UEc-plaguicida. Este procedimiento posibilitó identificar los plaguicidas más riesgosos y, con base en ello, se calculó tanto la variación porcentual en su uso (V_3), como el porcentaje que representan respecto del total aplicado en cada unidad (V_4).

	SLPI		
PLPI	0-39 Bajo	40-59 Moderado	60-100 Alto
0-39 Bajo	Bajo	Bajo	Moderado
40-59 Moderado	Bajo	Moderado	Alto
60-100 Alto	Moderado	Alto	Alto

Figura 3. Matriz de doble entrada.

Figure 3. Double-Entry matrix.

Una vez que se contó con los valores de las cuatro variables que componen al CIR, el primer paso fue aplicar el método de rangos iguales. Así, para cada una de ellas se identificaron el valor mínimo, el valor máximo y se dividió el rango total en tres clases de igual amplitud, permitiendo clasificar cada variable en cada UEc en una de las categorías de riesgo: Bajo, Moderado o Alto. A continuación, a cada una de estas categorías cualitativas se le asignó un valor numérico (Bajo = 1, Moderado = 2, Alto = 3), de forma tal que cada UEc obtuvo cuatro valores (uno por variable); los cuales fueron sumados (**Ecuación 7**), resultando en un total del CIR por unidad que puede variar entre 4 (mínimo riesgo) y 12 (máximo riesgo).

$$CIR_i = V_{1i} + V_{2i} + V_{3i} + V_{4i} \quad (E.7)$$



Donde:

CIR_i es la Clasificación Integrada del Riesgo para la UEc_i

$V_{1i} + V_{2i} + V_{3i} + V_{4i} \in \{1,2,3\}$ son los valores asignados a cada variable para UEc_i.

Finalmente, a los valores totales se les aplicó de nuevo el método de rangos iguales, dividiendo el intervalo de posibles resultados (de 4 a 12) en tres clases de igual amplitud, lo que permitió establecer los siguientes umbrales para la clasificación del riesgo integrado: Bajo (4.00 a 6.67), Moderado (6.68 a 9.35) y Alto (9.36 a 12.00).

2.2.2 Determinación de estrategias

Con el objetivo de evaluar alternativas de manejo que permitan reducir el riesgo ambiental asociado al uso de plaguicidas se plantearon dos potenciales escenarios adicionales al original. En ambos casos se tuvo en cuenta el empleo de estrategias comúnmente consideradas en regulaciones y buenas prácticas agrícolas. Este enfoque se concibió como un modelo de simulación geoespacial orientado al ordenamiento ambiental del territorio, evaluando la viabilidad de restricciones operativas transferibles a otras matrices rurales latinoamericanas con conflictos similares de interfaz urbano-rural.

El primer escenario consideró la incorporación de una zona de exclusión para aplicar los plaguicidas, definida en función de las distancias estipuladas por la normativa vigente en el partido ([Municipalidad de Benito Juárez, 2015](#)). Para ello, mediante la utilización de QGIS, se generaron áreas de influencia (*buffers*) que contemplaron una franja de 50 m respecto a los cuerpos de agua y de 800 m en torno a los centros urbanos. Posteriormente, la superficie total resultante de estas restricciones espaciales fue excluida del cálculo de la superficie efectiva de aplicación.

El segundo escenario incorporó la misma zona de exclusión mencionada anteriormente sumando, como criterio adicional, el cumplimiento estricto de los límites de aplicación establecidos en los marbetes de los productos utilizados. En este caso se consideró para cada plaguicida la dosis máxima permitida y el momento de aplicación recomendado.

Posteriormente, para ambos escenarios se recalcularon los valores de las variables utilizadas para la construcción del CIR, siguiendo los procedimientos metodológicos empleados en el escenario inicial. En este sentido, tanto los valores originales como los nuevos fueron incorporados al archivo vectorial correspondiente en QGIS, esto permitió su visualización espacial y posterior análisis comparativo respecto del escenario base.

3. Resultados

3.1 Indicador Clasificación Integrada del Riesgo

Se obtuvieron inicialmente los resultados correspondientes a cada una de las variables que componen el CIR. En primer lugar, la superposición entre el mapa de las UEc y las clasificaciones



supervisadas de cada campaña (**Figura 4**) posibilitó la determinación de los valores de variación de la superficie agrícola asociados a la V_1 (**Cuadro 1**). A partir de ello se determinó que, en el período comprendido entre las campañas 2013/2014 y 2022/2023, la totalidad de las UEc exhibieron un decrecimiento en la superficie agrícola (adoptada como superficie de aplicación); registrándose el más elevado en la UEc5 (-48.57 %).

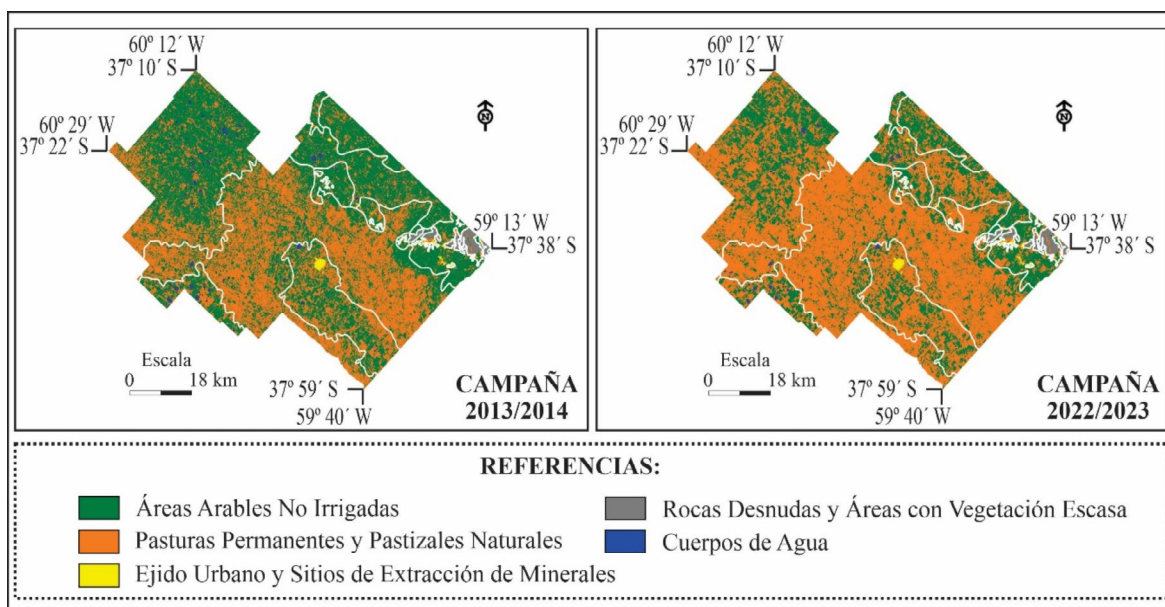


Figura 4. Unidades ecológicas y usos/coberturas del suelo en el período analizado.

Figure 4. Ecological Units and land use/cover in the analyzed period.

Cuadro 1. Variación de la superficie agrícola.

Table 1. Variation in agricultural land area.

Unidades Ecológicas	Superficie agrícola (km ²)		
	Campaña 2013/2014	Campaña 2022/2023	Variación (%)
UEc1	13.12	7.01	- 46.48
UEc2	448.43	336.15	- 25.04
UEc3	1168.77	706.75	- 39.53
UEc4	366.85	246.76	- 32.74
UEc5	799.48	411.21	- 48.57
Total	2796.66	1707.88	- 38.93

En relación con la V_2 , en un principio se establecieron los principales plaguicidas y sus dosis de aplicación en ambas campañas (**Cuadro 2**). Seguidamente, al relacionar estos datos con la superficie de aplicación, se alcanzaron los valores correspondientes al uso de cada plaguicida por UEc y al uso total en cada UEc (**Cuadro 3**).



Cuadro 2. Plaguicidas utilizados y dosis de aplicación en ambas campañas.

Table 2. Pesticides used and application rates in both campaigns.

Plaguicidas 2013/2014	Dosis aplicación (l ha ⁻¹)	Plaguicidas 2022/2023	Dosis aplicación (l ha ⁻¹)
2-4 D	3	2-4 D	4
Dicamba	3	Atrazina	5
Glifosato	9	Dicamba	4
Metsulfuron	1	Glifosato	15
Cipermetrina	2	Acefato	1
Clorpirifos	2	Clorpirifos	3
Lufenuron	2	Dimetoato	2
Metamidofos	3	Imidacloprid	2
Azoxistrobina	1	Azoxistrobina	2
Carbendazim	1	Carbendazim	3
Tebuconazole	2	Tebuconazole	3

Cuadro 3. Uso de plaguicidas por unidad ecológica en ambas campañas.

Table 3. Use of pesticides by Ecological Unit in both campaigns.

Plaguicidas	Campaña 2013/2014				
	Aplicación (l)				
	UEc1	UEc2	UEc3	UEc4	UEc5
2-4 D	3935.25	134 529.39	350 631.78	110 056.29	239 845.29
Dicamba	3935.25	134 529.39	350 631.78	110 056.29	239 845.29
Glifosato	11 805.75	403 588.17	1 051 895.34	3 30 168.87	719 535.87
Metsulfuron	1311.75	44 843.13	116 877.26	36 685.43	799 48.43
Cipermetrina	2623.50	89 686.26	233 754.52	73 370.86	159 896.86
Clorpirifos	2623.50	89 686.26	233 754.52	73 370.86	159 896.86
Lufenuron	2623.50	89 686.26	233 754.52	73 370.86	159 896.86
Metamidofos	3935.25	134 529.39	350 631.78	110 056.29	239 845.29
Azoxistrobina	1311.75	44 843.13	116 877.26	36 685.43	79 948.43
Carbendazim	1311.75	44 843.13	116 877.26	36 685.43	79 948.43
Tebuconazole	2623.50	89 686.26	233 754.52	73 370.86	159 896.86
Total por UEc	38 040.75	1 300 450.77	3 389 440.54	1 063 877.47	2 318 504.47



Total final					8 110 314.00
Campana 2022/2023					
Plaguicidas	Aplicación (l)				
	UEc1	UEc2	UEc3	UEc4	UEc5
2-4 D	2802.96	134 458.20	282 700.96	98 703.36	164 485.80
Atrazina	3503.70	168 072.75	353 376.20	123 379.20	205 607.25
Dicamba	2802.96	134 458.20	282 700.96	98 703.36	164 485.80
Glifosato	10 511.10	504 218.25	1 060 128.60	370 137.60	616 821.75
Acefato	700.74	33 614.55	70 675.24	24 675.84	41 121.45
Clorpirifos	2102.22	100 843.65	212 025.72	74 027.52	123 364.35
Dimetoato	1401.48	67 229.10	141 350.48	49 351.68	82 242.90
Imidacloprid	1401.48	67 229.10	141 350.48	49 351.68	82 242.90
Azoxistrobina	1401.48	67 229.10	141 350.48	49 351.68	82 242.90
Carbendazim	2102.22	100 843.65	212 025.72	74 027.52	123 364.35
Tebuconazole	2102.22	100 843.65	212 025.72	74 027.52	123 364.35
Total por UEc	30 832.56	1 479 040.20	3 109 710.56	1 085 736.96	1 809 343.80
Total final					7 514 664.08

También se determinó el porcentaje de variación del uso total de plaguicidas entre las campañas evaluadas (**Cuadro 4**). Se observó un decrecimiento en tres de las cinco unidades, donde la UEc5 registró la disminución más significativa (-21.96 %). Por su parte, la UEc2 mostró el crecimiento más relevante (+13.73 %).

Cuadro 4. Porcentaje de variación en el uso de plaguicidas en ambas campañas.
Table 4. Percentage change in pesticide use in both campaigns.

Unidades Ecológicas	Uso total de plaguicidas (l)		
	Campana 2013/2014	Campana 2022/2023	Variación (%)
UEc1	38 040.75	30 832.56	- 18.95
UEc2	1 300 450.77	1 479 040.20	+ 13.73
UEc3	3 389 440.54	3 109 710.56	- 8.25
UEc4	1 063 877.47	1 085 736.96	+ 2.05
UEc5	2 318 504.47	1 809 343.80	- 21.96
Total	8 110 314.00	7 514 664.08	- 7.34

La obtención de datos sobre las variables V_3 y V_4 demandó el cálculo del índice GWCP a partir de dos subíndices. En el caso del SLPI se adquirieron los valores correspondientes para cada una de las UEc (**Cuadro 5**), pudiendo afirmar que mientras las UEc1, UEc2 y UEc3 mostraron un nivel bajo, el de la UEc4 fue moderado y el de la UEc5 resultó alto.



Cuadro 5. Valor del Soil Leaching Potential Index para cada unidad ecológica.

Table 5. Soil Leaching Potential Index value for each Ecological Unit.

UEc	Serie de suelo	SLPv a nivel de serie	Proporción (%) de superficie	SLPv a nivel de UEc	SLPI a nivel de UEc
UEc1	Sierra de los Padres (SP)	44.00	60	48.53	17
	Azul (Az)	55.32	40		
	Tandil (Ta)	47.78	60		
UEc2	Azul (Az)	55.32	30	49.32	17
	Cinco Cerros (CC)	40.60	10		
	Olavarría (Ola)	39.68	40		
UEc3	La Loma (LLo)	69.64	40	54.79	21
	Azul (Az)	55.32	20		
	Tres Arroyos (TA)	49.49	50		
UEc4	Las Hermanas (LHe)	146.24	40	95.60	47
	San Isidro (Sis)	123.56	10		
	Las Hermanas (LHe)	146.24	40		
UEc5	Cruzada (Cru)	131.47	20	146.08	79
	Elena (Ele)	159.33	20		
	Coronel Bunge (CBu)	147.10	20		

A continuación, se determinaron los valores de PLPI de los plaguicidas empleados en cada campaña analizada (**Cuadro 6**). En este caso, para 2013/2014 2-4 D, Metsulfuron, Metamidofos, Carbendazim y Tebuconazole alcanzaron un nivel de riesgo moderado y Dicamba un nivel alto; mientras que para 2022/2023, el nivel moderado fue para 2-4 D, Glifosato, Acefato, Dimetoato, Imidacloprid, Carbendazim y Tebuconazole, y el alto para Atrazina y Dicamba.

Cuadro 6. Valor del Pesticide Leaching Potential Index (Índice de Potencial de Lixiviación de Plaguicidas) para cada plaguicida analizado.

Table 6. Pesticide Leaching Potential Index value for each pesticide analyzed.

Plaguicidas 2013/2014	PLPv	PLPI	Plaguicidas 2022/2023	PLPv	PLPI
2-4 D	0.420	52	2-4 D	0.560	54
Dicamba	6.090	69	Atrazina	1.500	60
Glifosato	0.042	38	Dicamba	8.120	71
Metsulfuron	0.257	49	Glifosato	0.071	41
Cipermetrina	0.001	15	Acefato	0.675	55
Clorpirifos	0.002	20	Clorpirifos	0.004	23
Lufenuron	0.003	21	Dimetoato	0.140	45
Metamidofos	1.080	58	Imidacloprid	0.554	54
Azoxistrobina	0.005	25	Azoxistrobina	0.010	29
Carbendazim	0.075	42	Carbendazim	0.225	48
Tebuconazole	0.082	42	Tebuconazole	0.123	45



Una vez que se contó con el valor de cada subíndice se utilizó la matriz de doble entrada para obtener los valores de riesgo de cada combinación plaguicida-UEc en ambas campañas (Cuadro 7).

Cuadro 7. Riesgo de cada combinación plaguicida-unidad ecológica en ambas campañas.
Table 7. Risk of each pesticide-Ecological Unit combination in both campaigns.

Campaña 2013/2014					
Plaguicidas	Riesgo				
	UEc1	UEc2	UEc3	UEc4	UEc5
2-4 D	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado	Alto
Dicamba	Moderado	Moderado	Moderado	Alto	Alto
Glifosato	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado
Metsulfuron	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado	Alto
Cipermetrina	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado
Clorpirifos	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado
Lufenuron	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado
Metamidofos	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado	Alto
Azoxistrobina	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado
Carbendazim	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado	Alto
Tebuconazole	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado	Alto

Campaña 2022/2023					
Plaguicidas	Riesgo				
	UEc1	UEc2	UEc3	UEc4	UEc5
2-4 D	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado	Alto
Atrazina	Moderado	Moderado	Moderado	Alto	Alto
Dicamba	Moderado	Moderado	Moderado	Alto	Alto
Glifosato	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado	Alto
Acefato	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado	Alto
Clorpirifos	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado
Dimetoato	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado	Alto
Imidacloprid	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado	Alto
Azoxistrobina	Bajo	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado
Carbendazim	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado	Alto
Tebuconazole	Bajo	Bajo	Bajo	Moderado	Alto

Se consideraron como más riesgosos aquellos plaguicidas que alcanzaron un nivel de riesgo moderado o alto. Posteriormente, se procedió a calcular su uso total para cada UEc en ambas campañas, como así también su variación temporal, obteniendo así los valores correspondientes a la V_3 . Además, se determinó el porcentaje que representó este tipo de productos respecto de la aplicación total, lo que dio a conocer los valores concernientes a la V_4 (Cuadro 8).



Cuadro 8. Utilización total y porcentaje de representación de plaguicidas más riesgosos.

Table 8. Total use and percentage representation of the most hazardous pesticides.

Unidades Ecológicas	Uso total de plaguicidas más riesgosos (l)			Representación respecto del total (%)	
	Campaña 2013/2014	Campaña 2022/2023	Variación (%)	Campaña 2013/2014	Campaña 2022/2023
UEc1	3 935.25	6 306.66	+ 60.26	10.34	20.45
UEc2	134 529.39	302 530.95	+ 124.88	10.34	20.45
UEc3	350 631.78	636 077.16	+ 81.41	10.34	20.45
UEc4	476 910.59	962 357.76	+ 101.79	44.83	88.64
UEc5	2 318 504.47	1 809 343.80	- 21.96	100.00	100.00
Total	3 284 511.48	3 716 616.33	+13.16	-	-

De acuerdo con lo observado es posible afirmar que entre ambas campañas la utilización de plaguicidas identificados como más riesgosos solo disminuyó en la UEc5, mientras que el resto de las unidades mostraron aumentos considerables, destacándose las UEc2 y UEc4 como las más afectadas. Sumado a esto, también puede mencionarse que en el período evaluado el porcentaje que representaron los más riesgosos creció notablemente en las UEc1, UEc2, UEc3 y UEc4. En el caso de la UEc5, el valor se mantuvo estable, aunque resultó ser el máximo posible.

Una vez obtenidos los resultados de las cuatro variables, aplicar el método de rangos iguales y definir la categoría de riesgo en cada UEc, se asignaron los valores numéricos que permitieron emplear la fórmula correspondiente y determinar el CIR (**Cuadro 9**).

Cuadro 9. Resultados alcanzados para el indicador Clasificación Integrada del Riesgo.

Table 9. Results achieved for the Integrated Risk Classification indicator.

Unidades Ecológicas	%AGR14/23	%UTP14/23	%UTPMR14/23	%PMR23	Total
UEc1	1	1	2	1	5
UEc2	3	3	3	1	10
UEc3	2	2	3	1	8
UEc4	3	3	3	3	12
UEc5	1	1	1	3	6

%AGR14/23 = porcentaje de variación de la superficie agrícola entre las campañas 2013/2014 y 2022/2023; %UTP14/23 = porcentaje de variación en el uso total de plaguicidas; %UTPMR14/23 = porcentaje de variación en el uso de plaguicidas más riesgosos; %PMR23 = porcentaje que representan los plaguicidas más peligrosos respecto del total aplicado en la campaña 2022/23.

Por último, se definió la clasificación final de los resultados del CIR por UEc (**Figura 5**). En este sentido, los valores alcanzados muestran una cierta heterogeneidad entre las distintas unidades del partido, donde solo las UEc1 y UEc5 presentaron un nivel de riesgo bajo, con valores de 5 y 6, respectivamente. Por su parte, la UEc3 exhibió un nivel moderado (valor 8), mientras que las UEc2 y UEc4 fueron las más perjudicadas, demostrando un riesgo alto, con valores de 10 y 12, respectivamente.



3.2 Definición y evaluación de estrategias

Los valores del CIR obtenidos para cada UEc bajo los dos escenarios alternativos evaluados se presentan en la **Figura 5** y **Cuadro 10** en conjunto con los alcanzados para el escenario base.

En relación con el escenario CIR_23B, se procedió a implementar una franja de exclusión de 50 m en torno a cuerpos de agua y de 800 m respecto a centros urbanos. A pesar de esta modificación espacial, donde la superficie de aplicación fue un 1.38 % menor a la original, no se observaron cambios en las categorías de riesgo respecto del escenario base. Si bien en la UEc4 se evidenció una reducción del valor total (de 12 a 10), la clasificación cualitativa se mantuvo en el nivel Alto. Lo mismo ocurrió en el resto de las UEc, cuyos valores permanecieron constantes sin provocar un cambio de categoría.

Por otra parte, el escenario más restrictivo (CIR_23MB), que además de las zonas *buffer* de exclusión consideró la aplicación de dosis máximas según marbete, mostró una mejora más notable en la clasificación del riesgo. En este caso, la UEc1 mantuvo su nivel Bajo, mientras que las UEc2 y UEc4 descendieron un nivel, pasando de Alto a Moderado (valores 8 y 9, respectivamente). La UEc3 también redujo su categoría, bajando de Moderado a Bajo (valor 6). En última instancia, la única unidad que experimentó un leve aumento en su valor total fue la UEc5 (de 6 a 7), lo cual derivó en un cambio de clasificación de Bajo a Moderado.

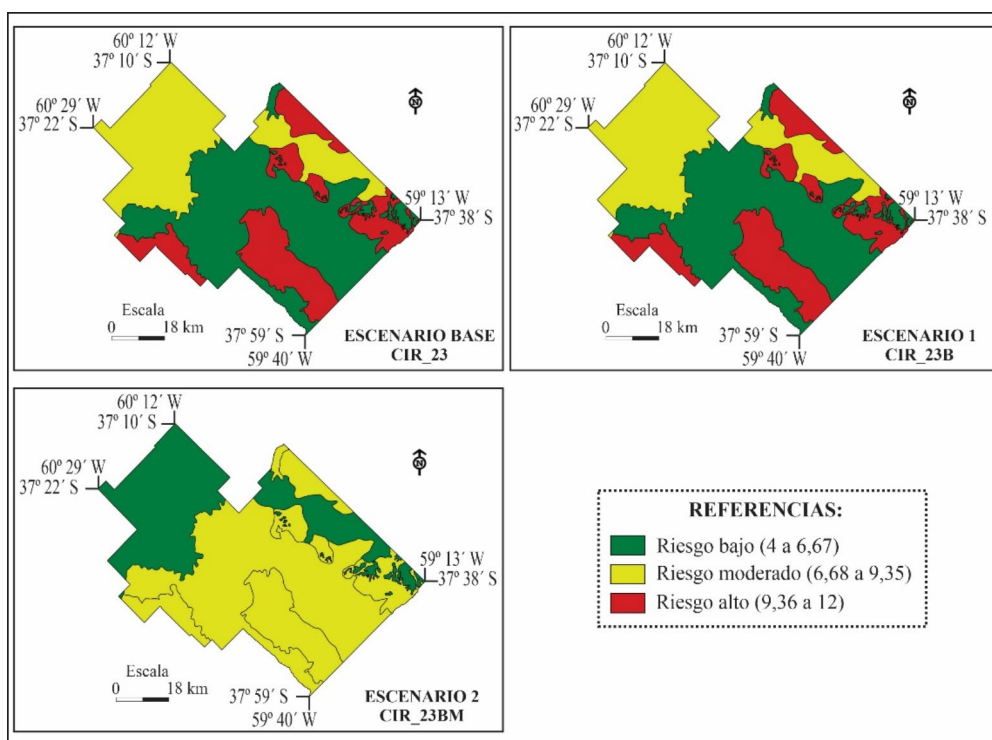


Figura 5. Visualización espacial del indicador CIR en los tres escenarios analizados.

Figure 5. Spatial visualization of the IRC indicator across the three analyzed scenarios.



Cuadro 10. Resultados del indicador Clasificación Integrada del Riesgo en los tres escenarios analizados.
Table 10. Integrated Risk Classification indicator results in the three analyzed scenarios.

UEc	CIR_23 Total	CIR_23 Riesgo	CIR_23B Total	CIR_23B Riesgo	CIR_23MB Total	CIR_23MB Riesgo
UEc1	5	Bajo	5	Bajo	4	Bajo
UEc2	10	Alto	10	Alto	8	Moderado
UEc3	8	Moderado	8	Moderado	6	Bajo
UEc4	12	Alto	10	Alto	9	Moderado
UEc5	6	Bajo	6	Bajo	7	Moderado

4. Discusión

Los resultados obtenidos permiten visibilizar claramente las diferencias espaciales en el riesgo potencial de contaminación del agua subterránea asociado al uso de plaguicidas en el partido de Benito Juárez. La aplicación del indicador CIR posibilitó integrar múltiples dimensiones del uso agrícola e insumos, y esto revela una importante heterogeneidad entre las UEc analizadas.

En primer lugar, la variable vinculada a la variación de la superficie agrícola (V_1) evidenció una reducción generalizada en todas las UEc. Este descenso podría vincularse con un cambio temporal en las estrategias de uso del suelo, típico de partidos con sistemas mixtos de producción, donde históricamente han coexistido la agricultura extensiva y la ganadería pastoril. Así, no es inusual que, ante ciertas condiciones económicas o climáticas, los productores ajusten la superficie destinada a cada actividad.

Además, en los últimos años, diversos partidos de la región mostraron un retorno parcial a la ganadería extensiva, impulsado por una mejora en los precios de la carne vacuna y una baja rentabilidad agrícola en determinadas campañas. Esta tendencia también puede verse favorecida por la mayor resiliencia del sistema ganadero frente a períodos de inestabilidad climática o económica, y por la necesidad de prácticas de rotación que ayuden a recuperar la fertilidad de los suelos (Jacobo *et al.*, 2016; Satorre, 2005).

Esta alternancia y retracción superficial no es un fenómeno aislado de la llanura pampeana, ya que dinámicas de estabilización o retroceso marginal de la frontera agrícola frente a la variabilidad climática y de mercados han sido documentadas en las llanuras del oeste de Uruguay y en los sistemas agroproductivos de la cuenca del río Paraná en Paraguay, donde la presión sobre los recursos naturales obliga a reconfigurar los esquemas de uso del suelo (Graesser *et al.*, 2015; de la Vega-Leinert y Schöenberg, 2020).

Por otra parte, se destaca que, aunque *a priori* la disminución de la superficie agrícola podría asociarse a una menor presión ambiental, esto no se tradujo automáticamente en un decremento del riesgo, pues fue compensado por un aumento en la peligrosidad de los productos utilizados y sus patrones de uso, tal como evidencian las variables V_3 y V_4 .

La variación en el uso total de plaguicidas (V_2) fue dispar. Mientras algunas unidades como la UEc5 mostraron una marcada reducción en el volumen aplicado, otras como la UEc2



incrementaron su nivel de uso. Esto podría reflejar tanto decisiones de manejo específicas como cambios en las estrategias productivas adoptadas a nivel predial. Este comportamiento no es exclusivo de Benito Juárez, pues Butinof *et al.* (2018) observaron que en los principales departamentos agrícolas del país existe una gran heterogeneidad en la intensidad de uso de plaguicidas, incluso bajo modelos productivos similares. A escala latinoamericana, esta variabilidad intrínseca en las dosis y frecuencias de aplicación bajo un mismo modelo biotecnológico se correlaciona con la marcada heterogeneidad espacial reportada en las diversas cuencas agrícolas (Olguín-Hernández *et al.*, 2024), donde las decisiones de manejo técnico a nivel de finca generan parches de alta presión fisicoquímica que desafían las estrategias de monitoreo estandarizadas, las cuales suelen basarse en modelos externos inadecuados para las realidades territoriales de la región (Vryzas *et al.*, 2020).

Una de las contribuciones metodológicas más relevantes de este trabajo fue la incorporación del GWCP como herramienta para estimar el riesgo relativo de contaminación a partir de las propiedades fisicoquímicas de los plaguicidas y las características edáficas de cada UEc. Su inclusión permitió calcular, de manera indirecta, dos variables clave, las cuales corresponden a la variación en el uso de los plaguicidas más riesgosos (V_3) y el porcentaje que estos representaron del total aplicado (V_4). Resultados consistentes fueron reportados por Delpiaz *et al.* (2018), quienes determinaron la potencialidad del uso del GWCP para calcular el riesgo de contaminación por plaguicidas en dos suelos de textura contrastante representativa de la Pampa Ondulada; al afirmar que además de ser simple, el índice resulta ser muy efectivo, constituyendo uno de los requisitos mínimos para una gestión sustentable de los suelos.

Respecto de la V_3 , las UEc4 (+ 101.79 %) y UEc2 (+ 124.88 %) se destacaron por presentar los resultados más críticos. Estos valores se explican, en gran medida, debido a que se trata de las dos unidades en donde se manifestó la menor disminución de la superficie agrícola, con -25.04 % en el caso de la UEc2 y -32.74 % para la UEc4. También influyó el hecho de que se constituyeron como las dos únicas unidades en donde se produjo un incremento en la variación del uso total de plaguicidas, con valores de + 13.73 y + 2.05 %, respectivamente.

En relación con la V_4 , la situación de la UEc5 fue particularmente llamativa, al manifestar un 100 % de uso de productos de mayor riesgo tanto en 2013/2014 como en 2022/2023. Como posible explicación a este fenómeno, si bien la unidad exhibió un notable descenso de la superficie agrícola (-48.57 %), atribuido principalmente a eventos de inundación y anegamiento, y un decrecimiento en la utilización de plaguicidas (-21.96 %), se remarca la fuerte influencia de las características de sus suelos, los cuales manifiestan valores de riesgo moderado o alto asociados a todos los productos empleados.

Respecto a esto, autores como Ronco (2015) analizaron distintos ecosistemas de la RPArg y señalaron la existencia de una elevada presencia de compuestos como Glifosato y Atrazina en suelos y cuerpos de agua, resaltando su persistencia aún en contextos de aparente reducción del volumen total aplicado. Este escenario de alta persistencia y vulnerabilidad edáfica coincide con las observaciones realizadas en el acuífero Guaraní por Vitor Guerrero *et al.* (2024), quienes



establecieron que, debido a la baja capacidad de adsorción de determinados perfiles edáficos sometidos a monocultivo continuo, más del 60 % de las áreas de afloramiento (secciones libres o no confinadas en el sur de Brasil y Uruguay) presentan una vulnerabilidad alta y muy alta a la contaminación. Ante este contexto, el valor final del CIR reveló que dos de las cinco UEc (UEc2 y UEc4) presentaron niveles de riesgo alto, seguidas por la UEc3 con riesgo moderado. Las restantes (UEc1 y UEc5) fueron clasificadas en el nivel bajo, aunque en el caso de la UEc5 ese resultado se ve relativizado al considerar la elevada proporción de productos riesgosos utilizados.

La determinación de estrategias de manejo mediante la simulación de escenarios alternativos representó otro aporte significativo. El primero de estos (CIR_23B), basado en la incorporación de zonas de exclusión para la aplicación de plaguicidas, si bien supuso una reducción de la superficie tratada, no modificó sustancialmente la clasificación de riesgo; al demostrar cuantitativamente que las restricciones puramente geométricas o espaciales (como los buffers fijos), aunque reducen la exposición directa, son insuficientes para mitigar el impacto de la contaminación difusa.

En contraste, el segundo (CIR_23MB), que sumó la limitación de dosis según marbete, logró una mejora sustantiva en el perfil de riesgo de varias UEc reduciendo el nivel de clasificación en 3 de las 5 unidades. Este hallazgo refuerza la importancia de estrategias combinadas, que consideren tanto la ubicación espacial de las aplicaciones como la racionalización del uso de insumos, en línea con las buenas prácticas agrícolas y las normativas vigentes. Asimismo, la propuesta metodológica planteada en este estudio demuestra su capacidad para integrar datos productivos, químicos y ecológicos a escala subregional, lo cual la convierte en una herramienta valiosa para la gestión territorial y la planificación ambiental.

Resultados concordantes fueron presentados por [Fernández San Juan et al. \(2023\)](#), quienes detectaron concentraciones de plaguicidas por encima de los límites ecológicos en sedimentos de arroyos pampeanos, destacando la necesidad de implementar enfoques más integrados de gestión para reducir la exposición ambiental. Además, [Vittori et al. \(2019\)](#) señalaron que la elaboración de mapas de riesgo basados en múltiples indicadores constituye una herramienta clave para guiar estrategias de manejo territorial en contextos de uso intensivo de agroquímicos como la provincia de Buenos Aires.

De hecho, esta problemática se extiende de manera generalizada a toda América Latina, donde las revisiones críticas confirman que la intensificación de los sistemas de *commodities* mantiene una presión fisicoquímica continua sobre los recursos hídricos de la región ([Pizarro et al., 2024](#)). Asimismo, ante la escasez de redes de monitoreo estatal continuo en el continente, la literatura destaca que el desarrollo de modelos espaciales basados en la generación de escenarios locales de riesgo constituye la alternativa analítica más sólida para guiar las políticas ambientales del territorio ([Casallanovo et al., 2021](#)).

Por último, se destaca la relevancia de avanzar en estudios aplicados a escala de partido, como unidad político-administrativa clave para la implementación de políticas públicas y ordenamiento ambiental territorial. Este enfoque resulta fundamental para abordar la gestión de los plaguicidas de forma localizada, con base en evidencias y adaptada a las particularidades ecológicas y productivas de cada jurisdicción.



5. Conclusiones

Los resultados obtenidos mediante la construcción del indicador CIR evidenciaron contrastes marcados entre las UEc del partido de Benito Juárez, lo cual revela una distribución heterogénea del riesgo potencial de contaminación del agua subterránea por plaguicidas. La aplicación de este enfoque integrador permitió sintetizar múltiples variables vinculadas al uso agrícola y a la peligrosidad de los productos utilizados, constituyendo una herramienta relevante para el diagnóstico territorial.

Se constató que la reducción de la superficie agrícola no implicó necesariamente una disminución del riesgo, pues en varias unidades se mantuvo o incrementó el uso de plaguicidas con propiedades potencialmente más contaminantes. En este sentido, la combinación del índice GWCP con datos productivos locales resultó clave para identificar las UEc con mayor susceptibilidad y establecer prioridades de intervención.

La simulación de escenarios alternativos permitió explorar el impacto de distintas estrategias de manejo, mostrando que la sola implementación de zonas de exclusión no modificó sustancialmente los niveles de riesgo. En cambio, el escenario que incorporó además el cumplimiento de las dosis máximas según marbete resultó efectivo para reducir la clasificación de riesgo en determinadas unidades. Esto demuestra que las políticas de gestión deben contemplar medidas combinadas y específicas para cada contexto territorial.

Por último, este estudio refuerza la importancia de generar herramientas de evaluación integrada a escala de partido, como unidad político-administrativa estratégica para la planificación ambiental. En este contexto, donde la ausencia de redes de monitoreo estatal continuo limita la toma de decisiones, la implementación de un enfoque basado en la construcción de indicadores y evaluación de escenarios locales constituye una herramienta de diagnóstico integrada y replicable a escala subregional, clave para subsidiar las políticas de ordenamiento ambiental territorial y planificar la sustentabilidad de los sistemas agroproductivos en llanuras agrícolas sometidas a alta presión de insumos.

6. Referencias

- Bedmar, F., Gianelli, V., Angelini, H. y Viglianchino, L. (2015). Riesgo de contaminación del agua subterránea con plaguicidas en la cuenca del arroyo El Cardalito, Argentina. *RIA*, 41(1), 70-82. <https://www.scielo.org.ar/pdf/ria/v41n1/v41n1a11.pdf>
- Butinof, M., Fernández, R., Muñoz, S., Lerda, D., Blanco, M., Lantieri, M. J., Antolini, L., Gieco, M., Ortiz, P., Filippi, I., Franchini, G., Eandi, M., Montedoro, F. y Díaz, M. del P. (2018). Valoración de la exposición a plaguicidas en cultivos extensivos de Argentina y su potencial impacto sobre la salud. *Revista Argentina De Salud Pública*, 8(33), 8-15. <https://www.rasp.msar.gov.ar/index.php/rasp/article/view/604>



- Cabrera, Á. y Willink, A. (1973). *Biogeografía de América Latina*. Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos. https://eva.fhce.udelar.edu.uy/pluginfile.php/18647/mod_folder/content/0/Biogeografia.pdf?forcedownload=1
- Casallanovo, F., Mejias Simone, D., Souza Santos, G., Sá de Oliveira Kaminski, T., Cione, A. y Peranganing, N. (2021). Estimating pesticide environmental concentrations in Latin America: The importance of developing local scenarios. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 17(5), 901-904. <https://doi.org/10.1002/ieam.4396>
- Cruzate, G. y Casas, R. (2012). Extracción y balance de nutrientes en los suelos agrícolas de la Argentina. *Informaciones agronómicas de hispanoamérica*, 6, 7-14. <https://fertilizar.org.ar/wp-content/uploads/2012/06/7.pdf>
- Dalpiaz, M. y Andriulo, A. (2017). Comparación de índices de riesgo de lixiviación de plaguicidas. *Ciencia del suelo*, 35(2), 365-376. <https://www.scielo.org.ar/pdf/cds/v35n2/v35n2a15.pdf>
- Dalpiaz, M., Milesi Delaye, L. y Andriulo, A. (2018). Estimación del riesgo de contaminación del agua subterránea por plaguicidas en suelos de la Pampa Ondulada. *Revista de Tecnología Agropecuaria-RTA*, 10(37), 51-53. https://repositorio.inta.gob.ar/xmlui/bitstream/handle/20.500.12123/3567/INTA_CRBsAsNorte_Dalpiaz_Mar%3%ada_Estimaci%3%b3n_del_riesgo_de_contaminaci%3%b3n_del_agua_subterranea_por_plaguicida_en_suelos_de_la_Pampa_Ondulada.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- de la Vega-Leinert, A. C. y Schönenberg, R. (2020). Transdisciplinary perspectives on current transformations at extractive and agrarian, frontiers in Latin America. *Journal of Land Use Science*, 15(2-3), 99-107. <https://www.tandfonline.com/doi/full/10.1080/1747423X.2020.1766245>
- Fernández San Juan, M. F., Lavarias, S. M. L., Aparicio, V., Larsen, K. E., Lerner, J. C. y Cortellezzi, A. (2023). Ecological risk assessment of pesticides in sediments of Pampean streams, Argentina. *Chemosphere*, 313, 137598. <https://europemc.org/article/med/36549510>
- Graesser, J., Mitchell Aide, T., Grau, H. y Ramankutty, N. (2015). Cropland/pastureland dynamics and the slowdown of deforestation in Latin America. *Environmental Research Letters*, 10(3), 034017. <https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/10/3/034017/pdf>
- Grondona, S., Lima, M. L., Massone, H. y Miglioranza, K. (2023). Pesticides in aquifers from Latin America and the Caribbean. *Science of The Total Environment*, 901, 165992. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S004896972304617X>
- Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria [INTA]. (2022). *Cartas de Suelos República Argentina*. <https://geo.inta.gob.ar/>



- Jacobo, E., Rodríguez, A., González, J. y Golluscio, R. (2016). Efectos de la intensificación ganadera sobre la eficiencia en el uso de la energía fósil y la conservación del pastizal en la cuenca baja del río Salado, provincia de Buenos Aires, Argentina. *AgriScientia*, 33(1), 1-14. <https://doi.org/10.31047/1668.298x.v33.n1.16567>
- Kopittke, P., Menzies, N., Wang, P., McKenna, B. y Lombi, E. (2019). Soil and the intensification of agriculture for global food security. *Environment International*, 132, 105078. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2019.105078>.
- Lastra, G., Pereyra, M., Marino, B. y Thomas, L. (2008). Análisis del uso del agua en la Cuenca del río Quequén Grande. *Revista Contribuciones Científicas*, 20(20), 197-212. https://gaea.org.ar/contribuciones/GAEA_contribuciones_vol20_lastra.pdf
- Municipalidad de Benito Juárez. (2015). Plan de Ordenamiento Territorial, Ordenanza Municipal N°1.092/1.981. <https://benitojuarez.gov.ar/pot/>
- Olguín-Hernández, L., Carrillo-Rodríguez, J., Mayek-Pérez, N., Aquino-Bolaños, T., Vera-Guzmán, A. y Chávez-Servis, J. (2024). Patterns and relationships of pesticide use in agricultural crops of Latin America: review and analysis of statistical data. *Agronomy*, 14(12), 2889. <https://doi.org/10.3390/agronomy14122889>
- Pengue, W. (2001). Impactos de la expansión de la soja en la Argentina. Globalización, desarrollo agropecuario e ingeniería genética: un modelo para armar. *Biodiversidad, Sustento y Culturas*, 29, 7-14.
- Pizarro, H., Castro Berman, M., Gutiérrez, M., Lozano, V., Vera, M., Gutiérrez, J., Llames, M. y Rodríguez-Bolaña, C. (2024). Pesticides in Latin American and Caribbean freshwater: a critical review. *Inland Waters*, 14(4), 447-461. <https://doi.org/10.1080/20442041.2024.2398850>
- Rhodes, L. y McCarl, B. (2020). An analysis of climate impacts on herbicide, insecticide, and fungicide expenditures. *Agronomy*, 10(5), 745. <https://www.mdpi.com/2073-4395/10/5/745>
- Ronco, A. E. (2015). Algunas respuestas sobre los impactos del uso de plaguicidas para el control de plagas en agroecosistemas de la Región Pampeana. *Ciencia e Investigación*, 65(2), 63-71. https://ri.conicet.gov.ar/bitstream/handle/11336/55701/CONICET_Digital_Nro.e5f03e73-01f0-467e-ad46-87e18a1675de_A.pdf?sequence=2
- Satorre, E. H. (2005). Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. *Ciencia Hoy*, 15(87), 24-31. <https://www.agro.uba.ar/users/martinez/Satorre.pdf>
- Sequeira, N. D., Vazquez, P. y Zulaica, L. (2019). Definición y caracterización de Unidades Ecológicas en el partido de Benito Juárez (Argentina): aportes para planificar el uso sustentable de los recursos. *Ciencias Agronómicas*, 19(33), 031-038. <https://ri.conicet.gov.ar/handle/11336/121097>



- Sequeira, N. D., Vazquez, P., Sacido, M. y Daga, D. Y. (2021). Zonificación agroecológica del partido de Benito Juárez (Argentina): agriculturización y consecuencias ambientales en una porción de la Región Pampeana Argentina. *Investigaciones Geográficas*, (76), 285-307. <http://doi.org/10.14198/INGEO.18076>
- Sequeira, N. D. y Vazquez, P. (2024). *Análisis y proyección de cambios en el uso y cobertura de la tierra en el partido de Benito Juárez. Argentina*. GEM 24 Workshop: Geomatics in Environmental Monitoring. 28 y 29 de octubre de 2024. Mendoza, Argentina.
- Tiscornia, G., Achkar, M. y Drazeiro, A. (2014). Efectos de la intensificación agrícola sobre la estructura y diversidad del paisaje en la región sojera de Uruguay. *Ecología Austral*, 24(2), 212-219. <https://doi.org/10.25260/EA.14.24.2.0.24>
- Tenti Vuegen, L. M., Montes Galbán, E. J., Bonvecchi, V. E., Trabichet, F. C. y Wagner, M. V. (2023). Agriculturización en la cuenca alta del río Luján. *Posición*, 9, 2-20. <https://posicion-inigeo.unlu.edu.ar/>
- Van Opstal, N. V., Seehaus, M. S., Gabioud, E. A., Wilson, M. G., Galizzi, F. J., Pighini, R. J., Repetti, M. R., Regaldo, L. M., Gagneten, A. M. y Sasal, M. C. (2022). Quality of the surface water of a basin affected by the expansion of the agricultural frontier over the native forest in the Argentine Espinal region. *Environ Sci Pollut Res*, (29), 57395-57411. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19760-4>.
- Vazquez, P., Sacido, M. y Zulaica, L. (2013). Zonificación Agroecológica de la Cuenca del río Quequén Grande provincia de Buenos Aires, Argentina. *Geoaraguaia*, 3(2), 26-45. <https://dialnet.unirioja.es/descarga/articulo/4521635.pdf>
- Vazquez, P., Zulaica, L., Sequeira, N. D. y Daga, D. Y. (2019). Expansión agrícola y potenciales implicancias sobre los servicios ecosistémicos en los paisajes del partido de Necochea, Buenos Aires, Argentina. *Acta Geográfica*, 13(31), 171-196. <http://dx.doi.org/10.5654/acta.v13i31.5323>
- Vera-Candioti, J., Araujo, P., Huerga, I., Rojas, D., Cristos, D. y Malmantile, A. (2021). Pesticides detected in surface and groundwater from agroecosystems in the Pampas region of Argentina: occurrence and ecological risk assessment. *Environ Monit Assess*, 193(689), 1-20. <https://doi.org/10.1007/s10661-021-09462-8>
- Viglianichino, L., Grondona, S., Bedmar, F., Angelini, H. y Massone, H. (2023). El mapa de vulnerabilidad del acuífero como instrumento de prevención de la contaminación del agua en áreas agrícolas. La cuenca del Arroyo de los Padres (Partido de General Pueyrredón, provincia de Buenos Aires, Argentina). *Revista de Geología Aplicada a la Ingeniería y al Ambiente*, (50), 128-136. <https://www.scielo.org.ar/pdf/rgaia/n50/2422-5703-rgaia-50-128.pdf>



- Viglizzo, E. F., Frank, F. C., Carreño, L.V., Jobbágy, E. G., Pereyra, H., Clatt., J., Pincén, D. y Ricard, M. F. (2011). Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global change biology*, 17(2), 959-973. <http://hdl.handle.net/10625/47403>
- Vitor Guerrero, J., Gomes, A., Lorandi, R., Di Lollo, J., Mataveli, G. y Moschini, E. (2024). Vulnerability Assessment of Guarani Aquifer Using PESTICIDE-DRASTIC-LU Model: Insights from Brotas Municipality, Brazil. *Water*, 16(12), 1748. <https://doi.org/10.3390/w16121748>
- Vittori, S., Marino, D. J. y Demetrio, P. M. (2019). Estudio integral del impacto de plaguicidas, utilizados en distintos sistemas agroproductivos de la Región Pampásica, para la elaboración de mapas de riesgo como herramienta de base para la gestión ambiental. *Investigación Joven*, 6(Especial), 106. <https://revistas.unlp.edu.ar/InvJov/article/view/6930>
- Vryzas, Z., Ramwell, C. y Sans, C. (2020). Pesticide prioritization approaches and limitations in environmental monitoring studies: From Europe to Latin America and the Caribbean. *Environmental International*, 143, 105917. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.105917>
- Warren, R. y Weber, J. (1994). Evaluating pesticide movement in North Carolina Soils. *Soil Science Society of North Carolina Proceedings*, 37, 23-35.
- Zhang, X., Davidson, E., Zou, T., Lassaletta, L., Quan, Z., Li, T. y Zhang, W. (2020). Quantifying nutrient budgets for sustainable nutrient management. *Global Biogeochemical Cycles*, 34(3), e2018GB006060. <https://doi.org/10.1029/2018GB006060>

