

Cita bibliográfica: Sequeira, N.D., Vazquez, P., Sacido, M., & 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. <https://doi.org/10.14198/INGEO.18076>

Zonificación agroecológica del partido de Benito Juárez (Argentina): agriculturización y consecuencias ambientales en una porción de la Región Pampeana Argentina

Agro-ecological zoning in Benito Juárez county (Argentina): agriculturalisation and environmental consequences in a sector of the Argentinean Pampas

Nahuel David Sequeira^{1*} 

Patricia Vazquez² 

Mónica Sacido³

Daiana Yael Daga⁴ 

Resumen

La región Pampeana Argentina presenta un notable proceso de agriculturización, cuya distribución e impactos ambientales no se manifiestan homogéneamente. El partido de Benito Juárez conforma un claro ejemplo del mencionado escenario en la región. Los objetivos del presente trabajo fueron realizar una Zonificación Agroecológica (ZAE) del partido para los períodos comprendidos entre las campañas agro-productivas 1989/90-2002/03 y 2002/03-2014/15, definiendo Unidades Agroecológicas (UAE); y estimar algunos de los potenciales impactos ambientales negativos del proceso, a partir de tres Indicadores de Sustentabilidad (IdS). Metodológicamente, la ZAE fue efectuada en el marco de un sistema de información geográfica, mediante datos antecedentes acerca de las características ecológicas del área y la variación de la superficie agrícola en los períodos abordados. Respecto a los IdS, se empleó el riesgo de contaminación por plaguicidas, el riesgo de intervención del hábitat y el balance aparente de nitrógeno y fósforo, adaptados del software AgroEcoIndex. Los resultados demuestran la presencia de cinco UAE para cada período, las cuales evidencian diferentes niveles de agriculturización y exhiben una profundización de los impactos ambientales negativos a lo largo del tiempo. Esta situación exige el desarrollo de una correcta planificación tendiente a alcanzar la sustentabilidad ambiental de los sistemas agroproductivos.

Palabras clave: agriculturización; unidades agroecológicas; impactos ambientales; indicadores de sustentabilidad; evaluación ambiental; partido de Benito Juárez.

Abstract

In the Argentinean Pampas there is a remarkable process of agriculturalisation, whose distribution and environmental impacts are not homogeneous. Benito Juárez county is a clear example of this scenario.

1 Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET). Centro de Estudios Sociales de América Latina (CESAL). Facultad de Ciencias Humanas (FCH), Universidad Nacional del Centro de la provincia de Buenos Aires (UNICEN), Tandil, Buenos Aires, Argentina. nahuelsequeira@conicet.gov.ar. * Autor para correspondencia

2 CONICET. CESAL. FCH, UNICEN, Tandil, Buenos Aires, Argentina. patriciavazquez@conicet.gov.ar

3 Cátedra de forrajes, Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Rosario, Santa Fe, Argentina. msacido@hotmail.com

4 CONICET. CESAL. FCH, UNICEN, Tandil, Buenos Aires, Argentina. daianadaga@conicet.gov.ar

The objectives of the present work were to complete an agro-ecological zoning (AEZ) of Benito Juárez county for the periods covered by the agro-productive campaigns of 1989/90-2002/03 and 2002/03-2014/15. The aim was to define several agro-ecological units (AEUs) and estimate some of the potential negative environmental impacts of this process based on the calculation of three sustainability indicators (SI). Methodologically, the AEZ was carried out within the framework of a geographic information system, based on background data about the ecological characteristics of the area and the variations of the agricultural surface in the periods addressed. The pesticide contamination risk, the habitat intervention risk, and the apparent nitrogen and phosphorus balance (adapted from the AgroEcoIndex software) were used for the SI. The results show the presence of five AEU for each period, which demonstrates different levels of agriculturalisation and reveal a deepening of negative environmental impacts over time. This situation requires planning to achieve an environmental sustainability for agricultural production systems.

Keywords: agriculturalisation; agro-ecological units; environmental impacts; sustainability indicators; environmental evaluation; Benito Juárez county.

1. Introducción

Las actividades asociadas a los variados usos del suelo, tal es el caso de la transformación de paisajes naturales para uso humano o el cambio de estrategias de manejo en tierras ya dominadas, han facilitado la modificación de una enorme porción de la superficie de nuestro planeta. Aunque las prácticas de usufructo del suelo presentan notables variaciones entre los diversos países, en la mayor parte de los casos se da lugar a un modelo económico sustentado en la intensiva extracción de recursos naturales, con la finalidad de solventar las necesidades humanas y adquirir beneficios en el corto plazo; usualmente a expensas de condiciones ambientales degradantes (Foley *et al.*, 2005). Tomando esto como base, varios años de investigación han contribuido a demostrar que las transformaciones de los sistemas naturales derivadas del accionar antrópico, en conjunto con la desmesurada explotación de los recursos presentes en la naturaleza, generaron importantes impactos ambientales negativos a escala global, los cuales van desde cambios en la atmósfera hasta la modificación de los ecosistemas (Foley *et al.*, 2005; Ruiz, Savé y Herrera, 2013).

A nivel mundial, tanto la intensificación agrícola como la conversión de ecosistemas naturales a terrenos dedicados a la agricultura, se han convertido en dos de los mayores elementos causantes de modificaciones respecto al tipo de aprovechamiento que se efectúa sobre los diversos suelos, generando variadas y peligrosas consecuencias (Paruelo *et al.*, 2006; Tiscornia, Achkar y Drazeiro, 2014). Asimismo, en virtud de los desafíos que el planeta enfrenta en el presente, como el crecimiento demográfico, la evolución hacia una dieta más rica en proteínas y la progresiva demanda de productos de origen agrícola, esta realidad parece resultar inalterable. No obstante, y más allá de los verificados beneficios económicos adquiridos por algunos sectores, las repercusiones ambientales que estos cambios traen aparejadas, indican la importancia y necesidad de una correcta regulación y planificación de la expansión de las áreas cultivadas (Tiscornia *et al.*, 2014).

Si bien hasta inicios de la década de 1970, la alternancia entre agricultura y ganadería había logrado posicionarse como el modelo productivo dominante en la mayoría de los países latinoamericanos (Péngue, 2001), a partir de esta época comenzó a sucederse un importante proceso de "agriculturización", definido como un continuo y creciente aumento en la producción agrícola, a costa del desplazamiento de otros usos. Esta situación, a su vez, se encontró relacionada a cambios tecnológicos, intensificación ganadera, expansión de la frontera agropecuaria; y, fuertemente asociado con la sostenibilidad, a una tendencia de la agricultura hacia el desarrollo de producciones tendientes al monocultivo de soja o a la combinación trigo-soja (Comisión Económica para América Latina de la Organización de las Naciones Unidas [CEPAL], 2005).

La Argentina no resultó ajena a esta transformación, y la expansión agrícola acaecida en las últimas décadas ocasionó una enérgica modificación en los usos del suelo de las áreas de producción agropecuaria extensiva (Jacobo, Rodríguez, González y Golluscio, 2016). Como consecuencia del citado proceso, y teniendo en consideración que el incremento de la demanda mundial de commodities agrícolas ha implicado un fuerte incentivo para acrecentar la producción agropecuaria, en los últimos cincuenta años la superficie agrícola aumentó alrededor de un 50% y la producción de granos creció un 400%. Esta situación relegó a la actividad ganadera (tanto en términos de uso del suelo como de participación en el resultado

de muchas empresas) y originó un incremento en la presión de pastoreo sobre la vegetación natural de áreas que demostraban claras limitantes para el desarrollo de cultivos (Jacobo *et al.*, 2016).

Gran parte de estas alteraciones productivas se manifestaron dentro de la denominada Región Pampeana Argentina (RPArg), la cual comprende una importante área económica-geográfica, centralizando 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 también se encontraban orientados hacia un modelo de producción mixta, de agricultura y ganadería pastoril, la agriculturización sucedida en los últimos veinticinco años obligó a la retracción de estos sistemas, propiciando la preeminencia de otros con características empresariales tendientes al elevado uso de insumos (Viglizzo *et al.*, 2011). Consecuentemente, la rotación entre agricultura y ganadería disminuyó marcadamente, siendo esta última expulsada hacia zonas sin aptitud agrícola. Por su parte, los pastizales naturales comenzaron a demostrar, además de un importante nivel de degradación, un escaso grado de conservación; y, en algunos casos, desaparecieron o se ubicaron en las banquinas de los caminos y terrenos baldíos de las áreas periurbanas en un patrón de elevada fragmentación (Baldi, Guershman y Paruelo, 2006).

Ante este panorama, el análisis de las transformaciones territoriales generadas por el proceso de agriculturización adquiere una enorme relevancia, debido a que pueden ocasionar impactos ambientales perjudiciales. Entre estos, se destacan la disminución de la capacidad de los ecosistemas para brindar servicios, la homogeneización del paisaje, la pérdida de hábitats y biodiversidad, la degradación del suelo y del agua, problemas de salinización y alcalinización, efectos sobre el clima, la pérdida de fertilidad, el aumento del calentamiento global, el empleo de dosis de plaguicidas más elevadas en períodos de tiempo más cortos y transformaciones sociales, entre otros (Altieri y Nicholls, 2000; Paruelo *et al.*, 2006; Sarandón y Flores, 2014).

Teniendo en cuenta la importancia del escenario planteado y sus consecuencias, en las últimas décadas ha emergido un creciente interés por analizar la distribución y extensión de la superficie destinada a la agricultura y las tasas de conversión de ecosistemas naturales hacia otros agrícolas (Cabido, 2008). Asimismo, existe una progresiva preocupación por conocer, evaluar e intentar dar solución a los efectos negativos de la actividad agropecuaria sobre los recursos naturales, en el marco de un desarrollo orientado hacia un modelo que logre la sustentabilidad de los agroecosistemas (Manchado, 2010).

Para afrontar esta necesidad, pueden emplearse diversas herramientas, cada una con ciertas potencialidades. Inicialmente, es posible destacar a la Zonificación Agroecológica (ZAE), una metodología introducida por la FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations) con el fin de dar solución a diferentes problemas de evaluación de recursos naturales como pilar para una agricultura sustentable. Así, las zonas o áreas agroecológicas (que pueden interpretarse como paisajes o unidades ecológicas), se definen como aquellas que poseen combinaciones similares en cuanto a sus características de vegetación, topografía, clima y suelos; y, por tanto, el mismo potencial biofísico para la producción agrícola. Además, estas deben contemplar la necesidad de considerar el uso actual de la tierra y de reservar áreas de preservación, en casos de ecosistemas de especial fragilidad, tal como sucede en aquellos con suelos cuya degradación se anticipa en caso de someterse a nuevos sistemas de manejo (FAO, 1997).

Dentro de sus posibilidades, la ZAE puede manifestar variadas finalidades. En primer lugar, se hallan investigaciones que, considerando la comparación de los requerimientos ambientales de un determinado tipo de uso del suelo con relación a las características de una región dada (Allan *et al.*, 1995), facilitan la identificación de los usos agropecuarios que generarían la menor cantidad de impactos negativos (FAO, 1996). Sumado a esto, se conocen un gran número de trabajos internacionales (Villa, Inzunza y Catalán, 2001; Suárez, Bacallao, Soto Carreño y Caballero Núñez, 2013) y nacionales (Anschau, Flores Marco, Carballo y Hilbert, 2009), que también emplean esta herramienta como una metodología de evaluación previa, con el fin de establecer aquellas áreas más adecuadas para el desarrollo de un determinado tipo de cultivo, buscando obtener un menor riesgo y una mayor productividad. Por último, existen trabajos como el de Vazquez, Sacido y Zulaica (2013), que utilizan este instrumento para realizar un diagnóstico de las transformaciones de la superficie agropecuaria a través del tiempo, considerando los rasgos ecológicos característicos de la región analizada, con el fin de favorecer el desarrollo de alternativas productivas orientadas a una agricultura sustentable.

En este sentido, la ZAE ha sido valorada por varios autores como una de las principales herramientas para disminuir no solo los riesgos ocasionados por la agricultura, sino también aquellos a los que esta

se enfrenta. Por esta razón, los trabajos de zonificación poseen gran relevancia, esencialmente cuando se trata de concretar una planificación en los sectores productivos donde el ambiente juega un rol decisivo (Soto *et al.*, 2001); convirtiéndose así en un notable insumo al comenzar a plantear una correcta planificación ambiental del territorio.

Otro instrumento de importancia para valorar los efectos de las acciones antrópicas sobre el ambiente y sus consecuencias, son los indicadores de sustentabilidad (IdS). Un indicador compone una variable que resume o simplifica información de importancia, haciendo que un fenómeno o condición de interés se haga perceptible; y que cuantifica, mide y comunica, en forma comprensible, información relevante. Si bien preferiblemente deben ser variables cuantitativas, también pueden ser cualitativas o nominales o de rango u ordinales, sobre todo cuando no hay disponibilidad de información cuantitativa, el atributo no es cuantificable, o cuando los costos para cuantificar son elevados. En cuanto a sus principales funciones, sobresale la posibilidad de evaluar condiciones o tendencias, comparar transversalmente sitios o situaciones, evaluar metas y objetivos, proveer información preventiva temprana y anticipar condiciones y tendencias futuras (Cantú, Becker, Bedano y Schiavo, 2007).

El partido de Benito Juárez, en la Región Pampeana Austral (RPA, dentro de la RPArg), se muestra como un claro ejemplo de las mencionadas transformaciones en los usos del suelo, especialmente en relación al avance del proceso de agriculturización observado. En base a un estudio técnico sobre evaluación de tierras, la Sociedad Rural de Benito Juárez (2007) establece que sólo un área reducida del territorio juarense presenta aptitud agrícola o agrícola-ganadera (19,15%), mientras que el resto posee tierras con capacidades de uso ganadera (44,76%) o ganadera agrícola (36,08%).

En este sentido, si bien se trata de una zona históricamente dedicada a la ganadería, en los últimos años la superficie total destinada a agricultura manifestó un continuo incremento, el cual fue del 111,24% en el período 1989/90-2002/03 y del 124,78% en el período 2002/03-2014/15 (Sequeira, Vazquez y Zulaica, 2019). No obstante, el avance agrícola no se desarrolló de manera homogénea, sino que se concretó sobre áreas con características diversas, muchas de las cuales no presentan aptitud agrícola, llevando esto a pensar que la intensidad de sus consecuencias negativas serán diferentes de acuerdo al área analizada. En función de lo mencionado, Requesens y Silva (2011) plantean que la elevada heterogeneidad ambiental del partido, en conjunto con su fuerte tradición ganadera, lo convierten en un área de estudio interesante para evaluar las tendencias temporales en las transformaciones del uso de la tierra y sus impactos.

Dentro de este marco, los objetivos del presente trabajo fueron: a) llevar a cabo una ZAE del partido de Benito Juárez para los períodos comprendidos por las campañas agroproductivas 1989/90-2002/03 y 2002/03-2014/15, definiendo diversas Unidades Agroecológicas (UAE) y estableciendo así aquellos sectores en donde es posible observar un mayor avance del proceso de agriculturización; y b) estimar algunos de los potenciales impactos ambientales negativos del citado proceso, partiendo del cálculo de tres IdS. Esta investigación resulta en un aporte fundamental al área de estudio, ya que el enfoque orientado a escala de partido permite la obtención de información localmente relevante para una zona que aún no ha sido analizada en profundidad, la cual podrá estar a disposición de los tomadores de decisiones al momento de desarrollar políticas tendientes a un manejo sustentable de los sistemas productivos. Además, brinda datos de relevancia que contribuyen a avanzar en la comprensión de las potenciales implicancias de la agriculturización a nivel de la RPArg, la cual ha sido notablemente afectada por dicho proceso.

2. Metodología

2.1. Área de estudio

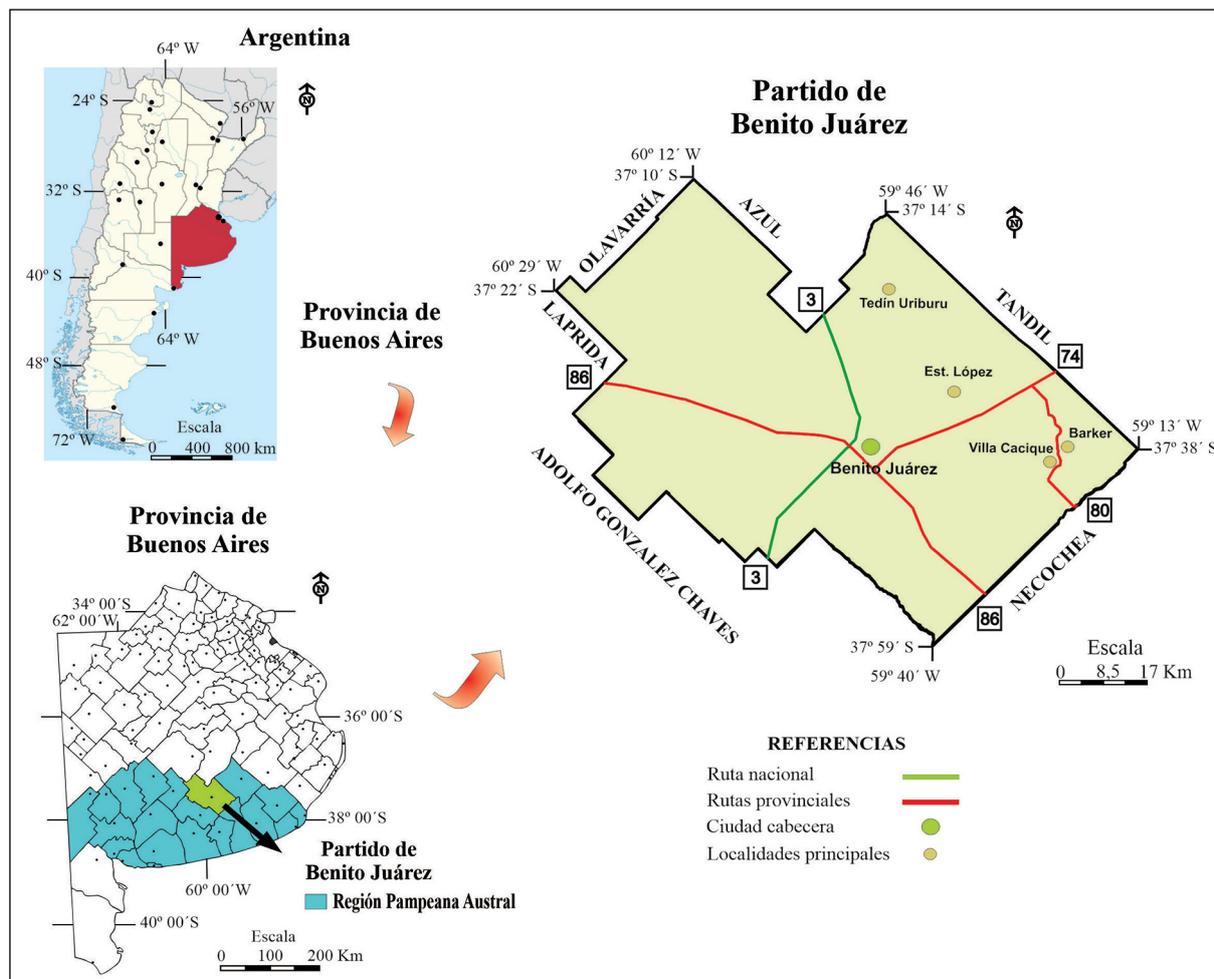
El partido de Benito Juárez se posiciona en el centro-sur de la provincia de Buenos Aires (Figura 1), dentro de la RPA, extendiéndose entre los 37°10' y 37° 58' latitud S y los 59° y 60° longitud O. Posee una altitud promedio de 199 msnm, una extensión de 5.285 km² y, según los datos aportados por el último Censo Nacional (INDEC, 2010), la cantidad de habitantes alcanzó a 20.239.

El clima del área de estudio es húmedo y templado, con precipitaciones durante todo el año, pero más frío y seco que el del resto de los distritos de la Provincia Pampeana determinada por Cabrera y Willink (1973); por lo que, consecuentemente, no actúa como un factor determinante de las actividades

agroproductivas, lo cual ayuda a justificar la sustitución extensiva de la vegetación originaria por agroecosistemas.

Con relación a lo anterior, y como ya fue mencionado, se destaca que únicamente un 19,15% del territorio muestra aptitud agrícola o agrícola-ganadera. A pesar de ello, se ha producido un notable avance de la agricultura, en muchos casos sobre zonas sin la aptitud necesaria, ocasionando diversos impactos y convirtiendo al partido en un área de interés para analizar este proceso a escala local.

Figura 1. Ubicación del área de estudio



Elaboración propia

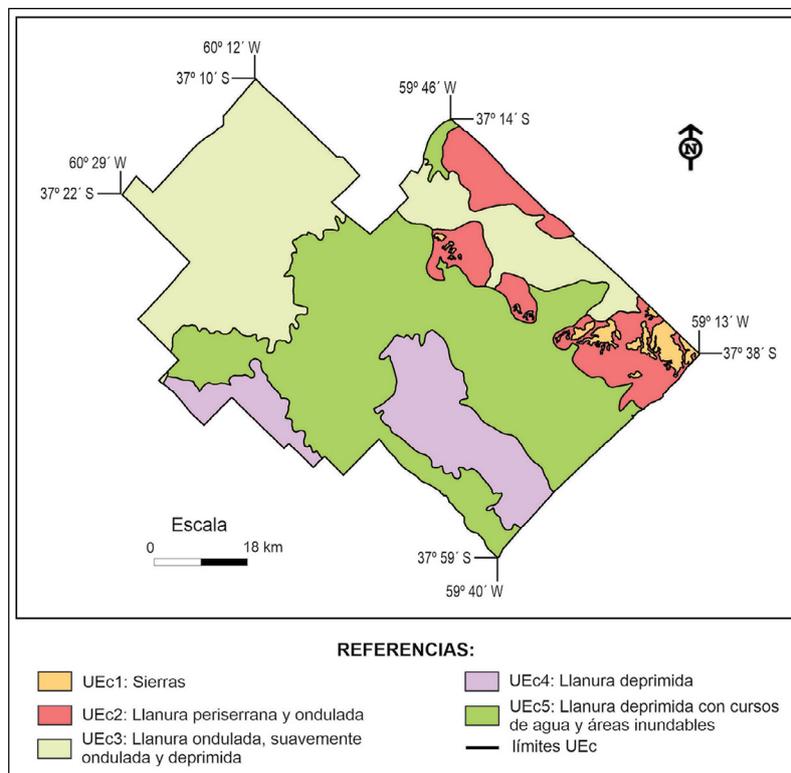
2.2. Zonificación agroecológica

La aproximación a la ZAE del área en estudio requirió, en un primer momento, la aplicación de conceptos y metodologías planteados por FAO (1997), los que fueron adaptados a este caso de estudio en función de la disponibilidad de información viable de adquirir y procesar; y surgió a partir de la integración de Unidades Ecológicas (UEc) y Unidades de Agriculturización (UAg), para los dos períodos seleccionados (1989/90-2002/03 y 2002/03-2014/15).

2.2.1. Unidades ecológicas

Las UEc fueron obtenidas de la investigación de Sequeira *et al.* (2019), en la que los autores establecieron un mapa con las cinco UEc que componen al partido de Benito Juárez, las cuales presentan características homogéneas en cuanto a atributos geomorfológicos, edáficos, hidrológicos y de vegetación (Figura 2).

Figura 2. Unidades Ecológicas que conforman al partido de Benito Juárez



Referencias: UEc: Unidades Ecológicas

Fuente: Sequeira *et al.* (2019). Elaboración propia

2.2.2. Unidades de agriculturización

Las UAg representan el porcentaje de variación de la superficie destinada a agricultura entre las campañas seleccionadas, considerando las diferentes UEc. Para su elaboración, además de los datos acerca de estas últimas, se utilizaron tres clasificaciones supervisadas (CS; Figura 4) de imágenes satelitales correspondientes a los años 1990, 2003 y 2015 (referidas a las campañas agroproductivas 1989/90, 2002/03 y 2014/15, respectivamente); adquiridas del trabajo llevado a cabo por Sequeira, Vazquez y Sacido (2018), en el que se examinaron principalmente las transformaciones de las áreas agrícolas y ganaderas⁵ dentro del partido de Benito Juárez.

Inicialmente, se prosiguió a superponer cada una de las UEc sobre cada una de las tres CS en el marco del *software* ENVI (4.5). Luego de esto, fue posible adquirir los valores estadísticos correspondientes a la superficie destinada a la actividad agrícola dentro de cada UEc para cada campaña evaluada.

Seguidamente, se concretó un análisis de la variación de la superficie agrícola por unidad por campaña, consiguiendo el porcentaje de aumento de la superficie agrícola en ambos períodos en análisis. Una vez alcanzados estos resultados, a cada UEc se le asignó el valor de incremento correspondiente para cada período (*software* ArcGIS 10.4.1); obteniendo así las UAg del primer período (1989/90-2002/03, UAgpp) y las del segundo período (2002/03-2014/15, UAgsp).

En relación a lo anterior, la configuración espacial de las UAg resulta de la clasificación de los porcentajes de aumento de la agricultura en intervalos. Para definirlos, se empleó el método “natural breaks” o

⁵ En el citado trabajo, el área agrícola está conformada por áreas cultivadas (lotes en producción o con cultivos implantados en desarrollo) y áreas cultivables (lotes en los cuales no se observan cultivos en el momento de la captura de la imagen), que se identifican individualmente. En este caso, el clasificador utilizado (*Maximum Likelihood Classifier*) permitió separar de manera sencilla ambas clases de uso. Por su parte, el área ganadera se encuentra constituida por las áreas ocupadas por ecosistemas de pastizales y de pasturas. A los fines de aquel estudio y por razones metodológicas, se decidió incluir a ambos ecosistemas en una única categoría (áreas con pastizales y pasturas), ya que se asume, de manera general, que se encuentran destinados a una misma actividad (pastoreo) y el tratamiento de separación de clases no resultaba tan sencillo de efectuar como el anterior.

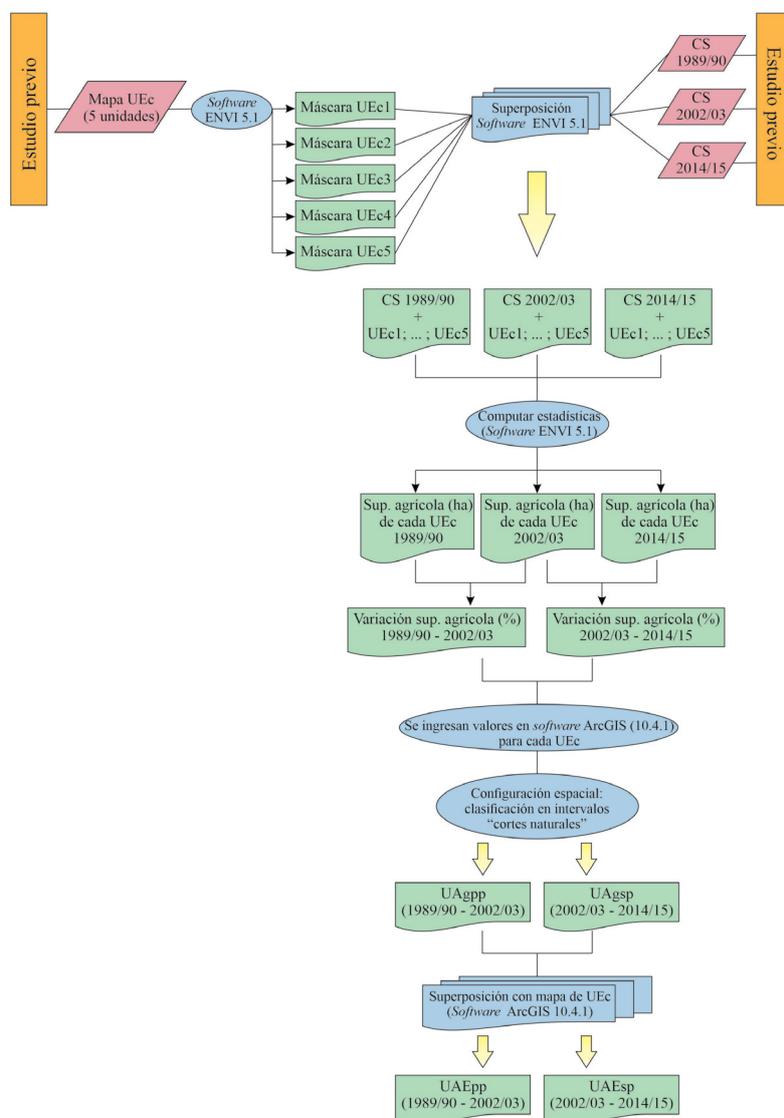
de intervalos naturales, el cual identifica los puntos de corte entre clases mediante el algoritmo de optimización de Jenks. Para esto, el software busca adquirir clases de gran homogeneidad interna, con máximas variaciones entre ellas, para el número de intervalos que se haya especificado previamente. Los límites entre clases se definen teniendo en cuenta las diferencias importantes (saltos) en la distribución de las frecuencias del indicador por periodo seleccionado (Jenks, 1967). En ambos periodos, a dichos intervalos les fueron asignadas categorías cualitativas relativas al proceso de agriculturización: baja, media, alta y muy alta.

2.2.3. Unidades agroecológicas

Una vez analizada la información hasta aquí considerada, se procedió a concretar la integración entre las UEc y las UAg mediante el *software* ArcGIS 10.4.1, haciendo posible alcanzar como resultado las distintas UAE para el primer período (UAEpp) y para el segundo (UAEsp); las cuales representan el nivel de agriculturización evidenciado en cada una de las UEc.

En la Figura 3, se sintetiza el proceso metodológico llevado a cabo para la realización de la ZAE.

Figura 3. Diagrama de flujo para la obtención de la Zonificación Agroecológica



Referencias: UEc: Unidades Ecológicas; UAgpp: Unidades de Agriculturización del primer periodo; UAgsp: Unidades de Agriculturización del segundo periodo; UAEpp: Unidades Agroecológicas del primer periodo; UAEsp: Unidades Agroecológicas del segundo periodo; CS: Clasificación supervisada; en color rosa: datos antecedentes (inputs); en azul: procesos; en verde: resultados (outputs)

Elaboración propia

2.3. Estimación de indicadores de sustentabilidad

Persiguiendo la finalidad de valorar algunos de los impactos negativos de las transformaciones asociadas a la variación del proceso de agriculturización y su alteración en los períodos abordados, se eligieron y calcularon tres IdS para las campañas agroproductivas 1989/90, 2002/03 y 2014/15: RCP (Riesgo de contaminación por plaguicidas), RIH (Riesgo de intervención del hábitat) y BANyP (Balance aparente de nitrógeno y fósforo), adaptados del software AgroEcoIndex (Viglizzo, 2003).

2.3.1. Riesgo de contaminación por plaguicidas

El RCP es empleado para generar un índice relativo que permita valorar el riesgo de la utilización de distintos tipos de plaguicidas. Para ello, a partir de la información aportada por trabajos antecedentes y entrevistas semiestructuradas a informantes calificados (técnicos de INTA (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria) Benito Juárez, responsables de agronomías, productores y asesores), se logró determinar los principales insecticidas, herbicidas y fungicidas empleados en las campañas de interés, como así también sus dosis⁶ y superficies de aplicación. En este sentido, se destaca que al considerar que la inmensa mayoría de los productores del partido desarrolla la actividad bajo un modelo de intensa utilización de insumos químicos (con mínimas variaciones respecto a las dosis), la totalidad del área agrícola de cada UEc fue adoptada como superficie de aplicación.

Para concretar esta estimación, se multiplicó la toxicidad (dosis letal media) y la cantidad (dosis y superficie de aplicación) de cada uno de los productos utilizados (establecidas como dos de los factores de riesgo más importantes), por la sumatoria de otros factores relativos a su persistencia y movilidad (Viglizzo, 2003); considerando modificaciones efectuadas a partir de los datos disponibles⁷ y teniendo en cuenta diferentes valores específicos de cada sustancia. Estos factores (con excepción de la toxicidad y la cantidad) se relativizaron en una escala del 1 al 5 según se sugiere en la metodología. A su vez, el conjunto de factores considerados fue dividido por un número que permita obtener un valor entre 0 y 1, facilitando las comparaciones, tal como se aprecia en la fórmula (1):

$$RCP = \frac{\left(\frac{1000}{DL\ 50} \left[\frac{Ksp + R}{2} + Koc + T^{1/2} \right] \times C \times S \right)}{1000000000000} \quad (1)$$

Donde: RCP: Riesgo de contaminación por plaguicidas (adimensional), DL 50: dosis letal media de los principales plaguicidas utilizados que determina la toxicidad de los compuestos (mg kg⁻¹, al dividirlo por 1.000 las unidades pasan a ser t g⁻¹), Ksp: la solubilidad en agua de los principales plaguicidas utilizados (g g⁻¹), R: expresa la permeabilidad del suelo en las capas superficiales (4, correspondiente al valor establecido para la RPA), Koc: coeficientes de adsorción de los compuestos por la fase orgánica del suelo (g g⁻¹), T^{1/2}: vida media de los productos utilizados (días), C: expresa la cantidad de producto aplicada por unidad de superficie (l ha⁻¹) y S: superficie destinada a agricultura en cada UEc (en ha, alcanzada a partir de la superposición de las UEc con las CS).

2.3.2. Riesgo de intervención del hábitat

El RIH, calculado para las principales actividades productivas llevadas a cabo en el partido (agricultura y ganadería) y modificado para desarrollar el análisis temporal a escala regional, fue utilizado con el objetivo de evaluar algunas de las implicancias negativas de las modificaciones agroproductivas sobre el hábitat. Su estimación busca generar un índice relativo que valore el impacto negativo que ocasiona un proceso productivo sobre la biodiversidad del lugar en el que se desarrolla. Con relación a ello, se toma como punto de partida el supuesto de que el hombre efectúa intervenciones de diversa magnitud sobre el hábitat, afectando a la biodiversidad en una proporción equivalente (Viglizzo, 2003).

6 Se consideraron los productos que se repitieron hasta 25 veces en las entrevistas, mientras que las dosis de aplicación resultaron de un promedio de los valores obtenidos para cada producto.

7 Debido a que en la base de datos del software utilizado no se contaba con las características propias de la totalidad de los plaguicidas utilizados, imposibilitando el análisis, fue necesario recurrir a información externa.

Este indicador permite, mediante el uso de determinados coeficientes, establecer una comparación entre la vegetación actual y la potencial (aquella que se supone habría si el hombre no hubiese intervenido en el proceso sucesional). La medición de esta situación se realiza a través de puntos de impacto, donde las puntuaciones más elevadas son interpretadas como mayores efectos negativos sobre la flora nativa y la biodiversidad (Viglizzo, 2003).

Dentro de los coeficientes empleados para efectuar la comparación se encuentran:

- **Cantidad de especies:** una mayor cantidad puede traducirse como una más elevada capacidad del hábitat para alojar organismos. Así, la variación del primero de estos elementos equivale a una modificación (aumento o disminución) del segundo. Este es el coeficiente considerado como de mayor importancia relativa, y se asignan 10 puntos de impacto si se evidencia un cambio significativo (tanto pérdida como ganancia) en la cantidad de especies debido a la intervención humana y 0 puntos si no se presenta ninguna alteración.
- **Origen de las especies:** se parte del supuesto de que, al haber coexistido con la fauna endémica, la vegetación nativa posee mayor capacidad de servirle de hábitat que aquella de origen exótico. Por esto, se asignan 7,5 puntos de impacto si una proporción significativa de las especies presentes en la vegetación actual son introducidas a un determinado ecosistema.
- **Periodicidad:** este coeficiente se basa en el mismo supuesto que el anterior y está referido a la vegetación dominante. Si la vegetación potencial era perenne y es sustituida por especies anuales (aunque fueran nativas), se asignan 5 puntos de impacto. Lo mismo sucede en caso de producirse la situación inversa, es decir, si la vegetación potencial era mayoritariamente anual y es reemplazada por especies perennes.
- **Organización en estratos verticales:** un mayor número de estratos se relaciona directamente con una elevada disponibilidad de sitios para su utilización como hábitats naturales. De esta manera, una modificación en ese número determina un cambio en la capacidad de provisión de refugio y alimento de los ecosistemas. Cuando esto ocurre, se asignan 2,5 puntos de impacto.
- **Organización en sub-estratos verticales:** este coeficiente cuenta con un nivel de importancia relativa inferior al anterior, e incluye modificaciones en la cantidad de sub-estratos dentro de alguno (o algunos) de los estratos principales. Así, a modo de ejemplo, el reemplazo de varias especies de árboles (de alturas significativamente diferentes) por una sola especie con altura uniforme, otorga 1 punto de impacto (además de los correspondientes por la pérdida en cantidad de especies).

Para alcanzar el valor del RIH, en primer lugar, se establece una suma de los coeficientes obtenidos para cada una de las actividades y se divide este valor por 26 (para obtener un valor entre cero y uno). El mencionado procedimiento facilita la estimación del **Riesgo parcial de intervención del hábitat (RPIH)**, el cual queda expresado como demuestra la fórmula (2):

$$RPIH = \frac{Ce + Or + Pe + Oev + Osv}{26} \quad (2)$$

Donde: RPIH: Riesgo parcial de intervención del hábitat (adimensional), Ce: coeficiente relativo a la cantidad de especies, Or: coeficiente referido al origen, Pe: coeficiente de periodicidad, Oev: coeficiente de organización de estratos verticales, y Osv: coeficiente de sub-estratos verticales. Todos los factores que componen la fórmula son adimensionales.

Continuando, los valores adquiridos para cada una de las actividades (RPIH) son multiplicados por un coeficiente de ponderación que expresa la superficie ocupada por cada actividad en las diversas UEc⁸; obteniendo de esta forma el RIH de cada una de ellas. Así, la sumatoria de los valores conseguidos expresa el RIH total, como se observa en la fórmula (3):

$$RIH = \sum cpSupAc * RPIH \quad (3)$$

8 La superficie destinada a cada actividad surge de la superposición entre las UEc y las CS. Los valores correspondientes a la agricultura responden a la conjunción de los estadísticos de las clases de uso denominadas áreas cultivadas y áreas cultivables. Los referidos a la ganadería se corresponden a los estadísticos de la clase áreas con pastizales y pasturas.

Donde: RIH: Riesgo de intervención del hábitat (adimensional), cpSupAc: coeficiente de ponderación que indica la proporción de cada UEc ocupada por la actividad agrícola y ganadera (estimado a partir de la relación entre la superficie total y aquella destinada por actividad para cada UEc) y RPIH: Riesgo parcial de intervención del hábitat. Todos los factores que componen la fórmula son adimensionales.

2.3.3. Balance aparente de nitrógeno y fósforo

Debido a la dificultad de trabajar con balances de nutrientes, se buscó una simplificación metodológica, realizando un balance aparente (acotado), el cual no considera las transformaciones sucedidas dentro del sistema suelo-planta, ni las pérdidas gaseosas, por lavado o erosión (Ciampitti y García, 2008). Además, tampoco se contabilizaron los ingresos generados por el aporte de nutrientes de los residuos de cultivos efectuados en un mismo lote, ya que se considera un reciclaje dentro del mismo sistema suelo (Manchado, 2010).

Consecuentemente, como extracción de nutrientes se tuvo en cuenta solamente aquella ocasionada por la producción en t de granos; y en el caso de la reposición, se consideró la superficie sembrada en hectáreas (ha), la aplicación de fertilizantes efectuada en kilogramos por hectárea (kg. ha⁻¹), el ingreso de N por precipitaciones (kg) y la fijación de N (kg) llevada a cabo por el cultivo de soja. La información acerca de la producción, la superficie sembrada y la fertilización (dosis y porcentaje de superficie fertilizada) se encuentra referida a los cinco cultivos agrícolas más relevantes presentes en el partido (soja, cebada cervecera, trigo, maíz y girasol).

Con relación a ello, en gran cantidad de regiones, la fertilización química constituye la vía de mayor importancia en relación a la reposición de los nutrientes extraídos. Por lo tanto, efectuar una estimación del balance que incluya como entrada únicamente la aplicación de fertilizantes, y como única salida los productos de cosecha (en áreas donde el resto de las salidas son relativamente escasas), resulta ser un correcto indicador de la sustentabilidad de los sistemas agrícolas (Roy, Misra, Lesschen y Smaling, 2003).

Los datos sobre los principales fertilizantes empleados, sus dosis de aplicación y el porcentaje de superficie fertilizada de cada cultivo por campaña, surgieron del análisis de entrevistas semiestructuradas efectuadas a informantes calificados, y la cantidad de N y P aportados por cada fertilizante se extrajo de Viglizzo (2003) y bases de datos de INTA.

Para el conjunto de información concerniente a los cultivos, tal es el caso de la superficie sembrada y producción, y para los datos acerca de los valores medios de precipitación, se acudió al sistema DAA (Datos Abiertos Agroindustria) del Ministerio de Agricultura de la Nación y a bases de datos de la agencia INTA Benito Juárez.

Al momento de llevar a cabo la estimación del balance, inicialmente, se desarrolló un análisis acerca del ingreso y egreso de N a partir de las siguientes fórmulas (4) y (5):

$$IN = Ip + If + Ifb \quad (4)$$

Donde: IN: Ingreso de N; Ip: Ingreso de N a partir de precipitaciones (0,6 kg N. 100 mm lluvia⁻¹); If: Ingreso de N a partir de la aplicación de fertilizantes; Ifb: Ingreso de N por fijación biológica de leguminosas. En este caso se toma el valor asociado a la Soja, la cual fija aproximadamente 0,05 kg N. kg grano⁻¹.

$$EN = Nexp. \quad (5)$$

Donde: EN: Egreso de N; Nexp.: Estimación del N exportado con el producto (en granos) que sale de los establecimientos.

Seguidamente, se prosiguió a concretar un segundo análisis, orientado a la observación del ingreso y egreso de P. Para ello, se utilizaron las fórmulas detalladas a continuación (6) y (7):

$$IP = If \quad (6)$$

Donde: IP: Ingreso de P; If: Ingreso de P a partir de la aplicación de fertilizantes.

$$EP = Pexp. \quad (7)$$

Donde: EP: Egreso de P; Pexp.: Estimación del P exportado con el producto (en granos) que sale de los establecimientos.

Por último, una vez que se contó con los valores de ingreso y egreso de ambos elementos en evaluación, fue posible determinar los balances propiamente dichos para cada campaña analizada, mediante las fórmulas (8) y (9):

$$\text{Balance de N} = (\text{IN} - \text{EN}) \quad (8)$$

$$\text{Balance de P} = (\text{IP} - \text{EP}) \quad (9)$$

Una vez obtenidos los resultados de ambos balances, se estableció un valor de referencia en cuanto a la cantidad de t de nutrientes perdidas por ha, teniendo en consideración la superficie total destinada a la agricultura en el partido⁹ (adquirida a partir de las CS). Para esto, se calculó el cociente entre el valor alcanzado para el balance de cada nutriente y la superficie agrícola existente en cada campaña. A partir de ello, fue posible alcanzar un valor estimativo acerca de la pérdida de N y P, expresada en t de nutrientes por superficie (t ha⁻¹). Luego, asumiendo que la proporción ocupada por cada cultivo a nivel de partido se conserva al interior de las UEc y, por lo tanto, los valores obtenidos para el partido se pueden extrapolar a cada unidad, se calculó el BANYP para cada una de ellas. Así, se llevó a cabo el cociente entre las t perdidas por unidad de superficie (ha) y la superficie agrícola de cada UEc (alcanzada a partir de la superposición de las UEc con las CS).

Finalmente cabe destacar que, en un inicio, el conjunto de los indicadores debió ser calculado para cada UEc. Lo mencionado se encuentra sustentado en los límites que definen las UEc coinciden con los de las UAE, configurando una base apropiada sobre la que efectuar los cálculos. De este modo, ya que estas últimas se definen por períodos, los resultados de los IdS para cada una surgen de la integración de los valores obtenidos para cada campaña. Entonces, las estimaciones para las UAEpp se efectuaron a partir de los datos obtenidos para las UEc en el período comprendido entre las campañas 1989/90 y 2002/03; mientras que aquellas correspondientes a las UAEsp, surgieron de los resultados alcanzados para las UEc entre las campañas 2002/03 y 2014/15.

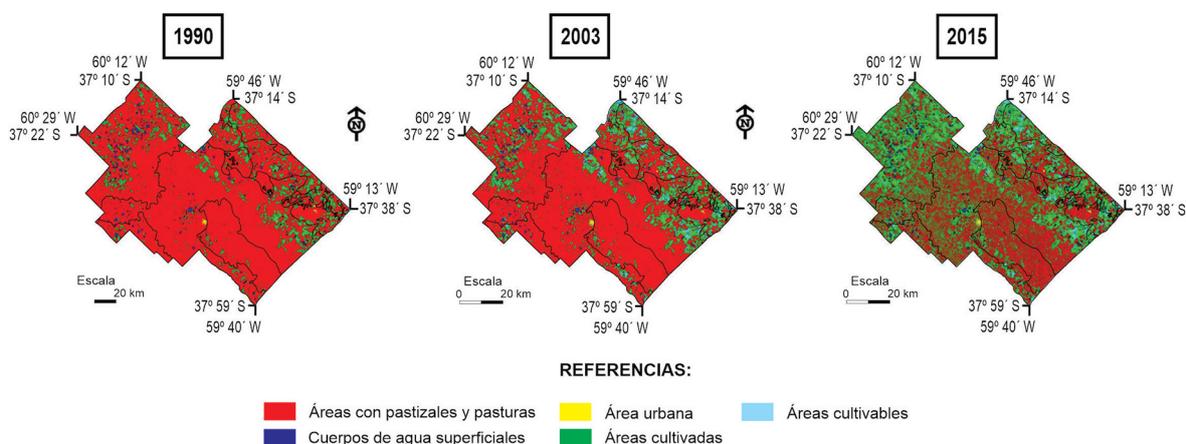
3. Resultados

3.1. Zonificación agroecológica

3.1.1. Unidades de agriculturización

En primera instancia, a partir de la superposición del mapa de UEc (Sequeira *et al.*, 2019) y las tres CS (Sequeira *et al.*, 2018; Figura 4), se obtuvo la superficie agrícola de cada UEc en cada año (Tabla 1) y los porcentajes de incremento de la actividad agrícola por UEc para ambos períodos analizados (Tabla 2).

Figura 4. Clasificaciones supervisadas del partido de Benito Juárez correspondientes a las tres campañas evaluadas



Fuente: Sequeira *et al.* (2018). Elaboración propia

9 Esto es posible, debido a que los cultivos analizados representan la mayor parte de la superficie destinada a la actividad.

Tabla 1. Superficie agrícola de cada UEc por año

USO AGRÍCOLA (km ²)	AÑO	UEc1	UEc2	UEc3	UEc4	UEc5	TOTAL
	1990	13,70	120,18	228,11	52,06	205,78	619,83
	2003	24,48	234,24	478,04	72,01	500,57	1.309,34
	2015	30,38	422,33	1.138,40	182,85	1.169,20	2.943,16

Elaboración propia

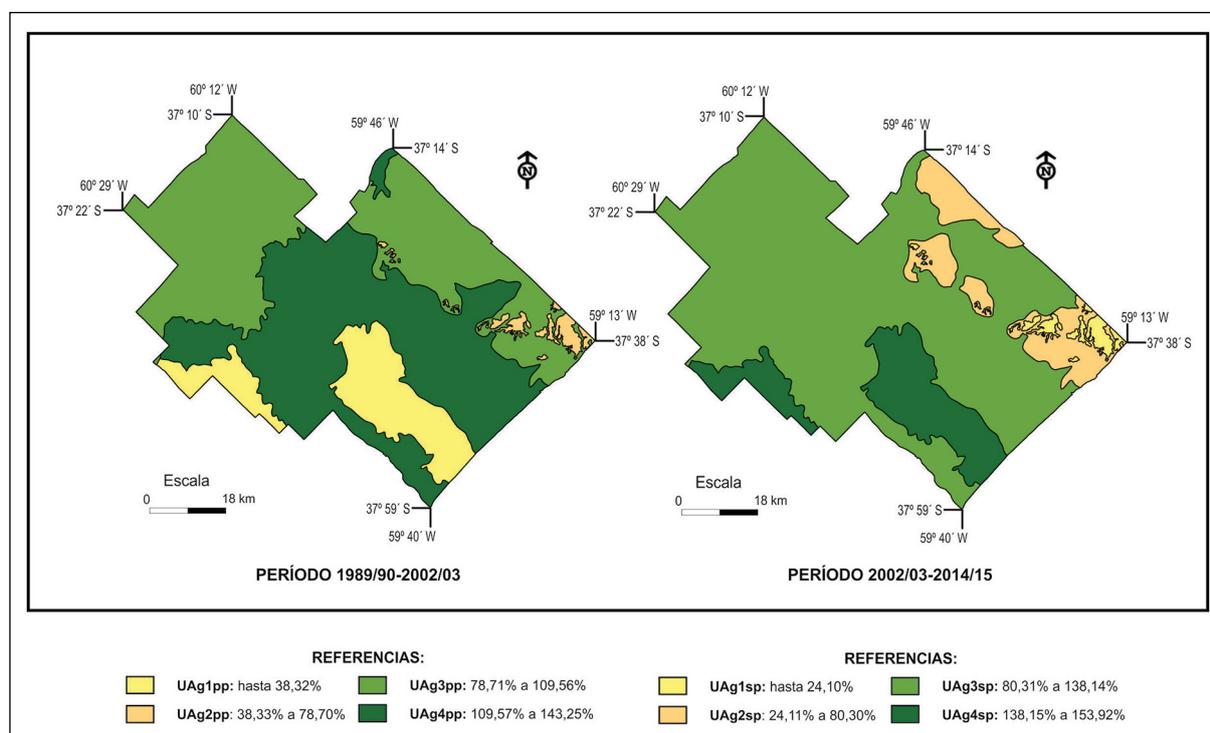
Tabla 2. Porcentaje de incremento de la superficie agrícola

PERÍODO	UEc1	UEc2	UEc3	UEc4	UEc5	TOTAL
	Incremento de la superficie de Áreas agrícolas (%)					
1990-2003	78,69	94,91	109,57	38,32	143,25	111,24
2003-2015	24,10	80,30	138,14	153,92	133,60	124,78

Elaboración propia

A continuación, se definieron cuatro UAgpp y cuatro UAgsp, con niveles de agriculturización baja, media, alta y muy alta (Figura 5). En relación a ello, es posible establecer la existencia de una clara diferenciación en cuanto a los porcentajes de incremento de la agricultura en las UAg de cada período, y de las UEc que conforman cada una de ellas.

Figura 5. Unidades de agriculturización del partido de Benito Juárez



Referencias: UAgpp: Unidad de Agriculturización del primer período; UAgsp: Unidad de Agriculturización del segundo período

Elaboración propia

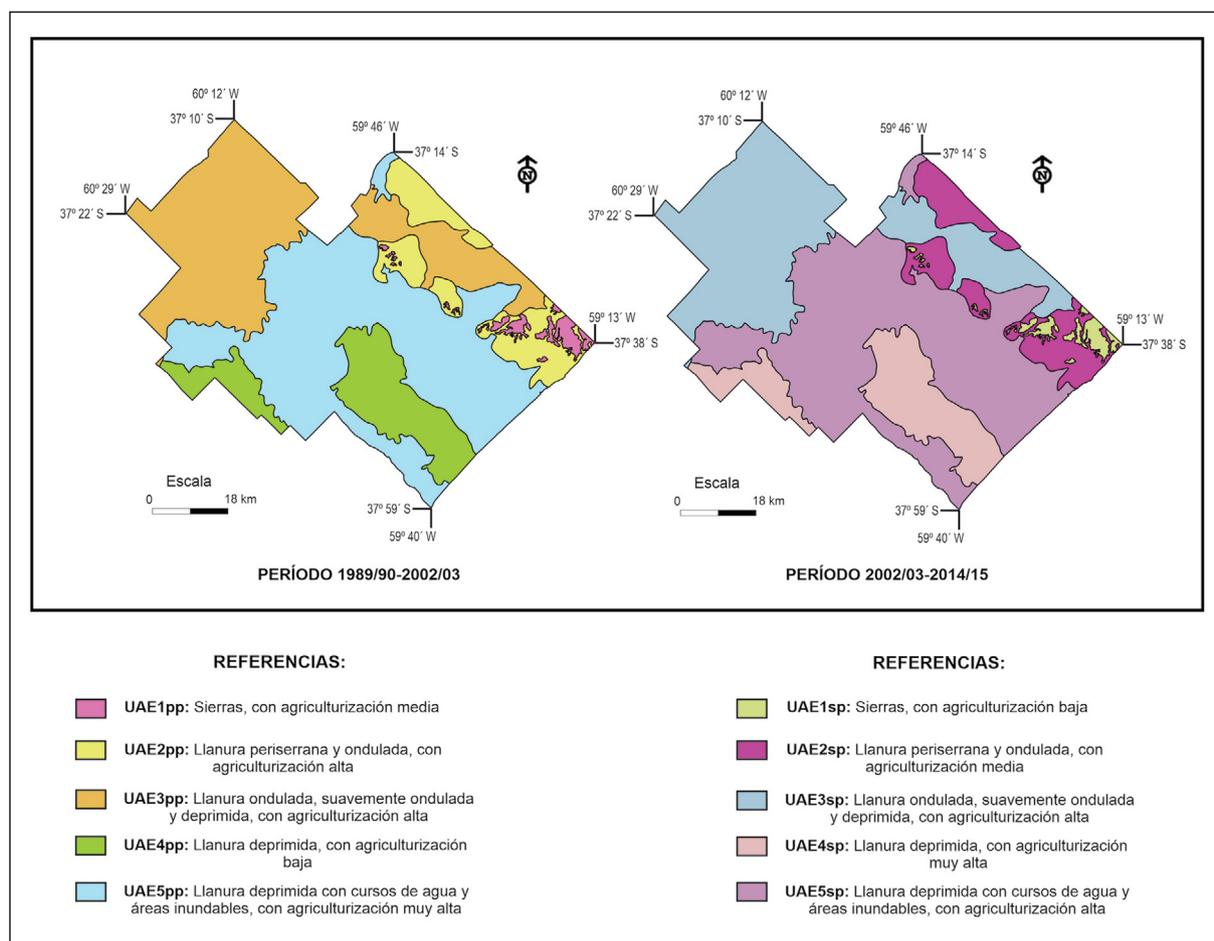
Para el período 1989/90-2002/03, los intervalos de agriculturización quedaron conformados de la siguiente manera: hasta 38,32% (baja), desde 38,33% hasta 78,70% (media), desde 78,71% hasta 109,56%

(alta) y desde 109,57% hasta 143,25% (muy alta). Respecto a su distribución dentro del área de estudio, la agriculturización baja se da sobre la UEc4 (Llanura deprimida), la media en la UEc1 (Sierras), la alta en las UEc2 (Llanura periserrana y ondulada) y UEc3 (Llanura ondulada, suavemente ondulada y deprimida), y la muy alta sobre la UEc5 (Llanura deprimida con cursos de agua y áreas inundables). Por su parte, para el período 2002/03-2014/15, los intervalos obtenidos resultaron representados mediante los siguientes valores: hasta 24,10% (baja), desde 24,11% hasta 80,30% (media), desde 80,31% hasta 138,14% (alta) y desde 138,15% hasta 153,92% (muy alta). En relación a la distribución, se produce una clara variación, mostrando una agriculturización baja en la UEc1, media sobre la UEc2, alta sobre las UEc3 y UEc5, y muy alta en la UEc4.

3.1.2. Unidades agroecológicas

Una vez concretada la integración entre las UEc y las UAg quedaron establecidas cinco UAE para el primer período (UAEpp) y cinco para el segundo (UAEsp), las cuales demostraron diversos niveles de avance en relación a la superficie agrícola (Figura 6).

Figura 6. Unidades Agroecológicas para los períodos 1989/90-2002/03 y 2002/03-2014/15



Referencias: UAEpp: Unidad Agroecológica del primer período; UAEsp: Unidad Agroecológica del segundo período

Elaboración propia

Luego de analizados los resultados es posible observar que, en el período 1989/90-2002/03, el menor avance del área destinada a la actividad agrícola se evidenció en la UAE4pp (conformada por la UEc4), y el mayor incremento ocurrió sobre la UAE5pp (constituida por la UEc5).

Para el segundo período, la variación de menor importancia fue en la UAE1sp (compuesta por la UEc1); mientras que la UAE4sp (conformada por la UEc4), representó el mayor avance.

3.2. Estimación de indicadores de sustentabilidad

3.2.1. Riesgo de contaminación por plaguicidas

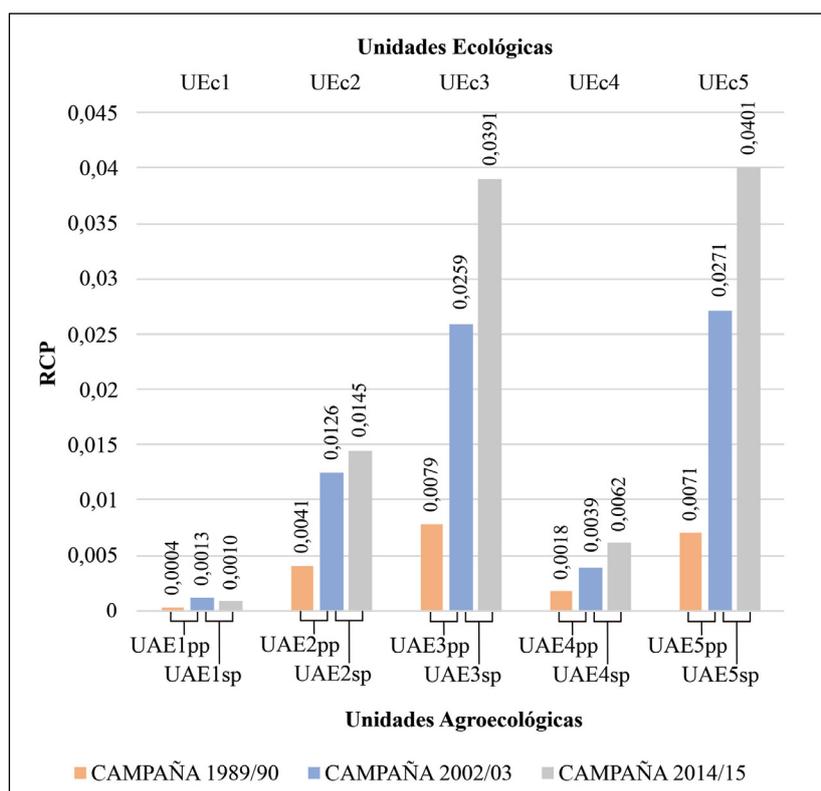
A partir de los datos brindados por los informantes calificados, fue posible establecer que en el partido no se utilizaron los mismos plaguicidas en las diversas campañas¹⁰. Asimismo, se determinó que las dosis de aplicación presentaron variaciones, mostrando un crecimiento de alrededor del 45% en el primer período, y una reducción de algo más del 1% en el segundo.

Una vez realizados los cálculos correspondientes, se muestran en la Figura 7 los valores alcanzados para el RCP a nivel de UEc y UAE.

En primer lugar, se plantea que el RCP demostró un claro aumento en la mayoría de las distintas UEc a través de las diversas campañas. En la primera, el valor más elevado (0,0079) se halló en la UEc3; mientras que, en la segunda y tercera, los valores más altos (0,0271 y 0,0401 respectivamente) se ubicaron en la UEc5.

Con relación a las UAE, fue posible observar que en el primer período (1989/90-2002/03), la transformación más importante del indicador se produjo en la UAE5pp, alcanzando un incremento del 281,69%. Por otra parte, la menos afectada fue la UAE4pp, con un aumento del 116,67%. Para el segundo período (2002/03-2014/15), el mayor incremento (58,97%) se evidenció en la UAE4sp. Sumado a ello, cabe mencionar que la unidad menormente afectada fue la UAE1sp, que demostró una disminución del indicador del 23,08%.

Figura 7. RCP por unidades y su variación temporal



Referencias: RCP: Riesgo de contaminación por plaguicidas (adimensional); UEc: Unidad Ecológica; UAEpp: Unidad Agroecológica del primer período; UAEsp: Unidad Agroecológica del segundo período

Elaboración propia

10 *Campaña 1989/90*: Herbicidas: Picloram, 2-4 D Sal Amina, Dicamba, Atrazina y Acetoclor. Insecticidas: Cipermetrina, Deltametrina, Dimetoato, Endosulfán, Metamidofos y DDT. Fungicidas: Propiconazole y Tebuconazole. *Campaña 2002/03*: Herbicidas: Glifosato, 2-4 D Sal Amina, Dicamba y Paraquat. Insecticidas: Cipermetrina, Deltametrina, Dimetoato, Malatión y Metamidofos. Fungicidas: Benomil, Tiabendazol y Tebuconazole. *Campaña 2014/15*: Herbicidas: Glifosato, 2-4 D Sal Amina, Dicamba, Metsulfuron y Paraquat. Insecticidas: Cipermetrina, Deltametrina, Clorpirifós, Lufenurón, Lambdacialotrina y Metamidofos. Fungicidas: Azoxistrobina y Tebuconazole.

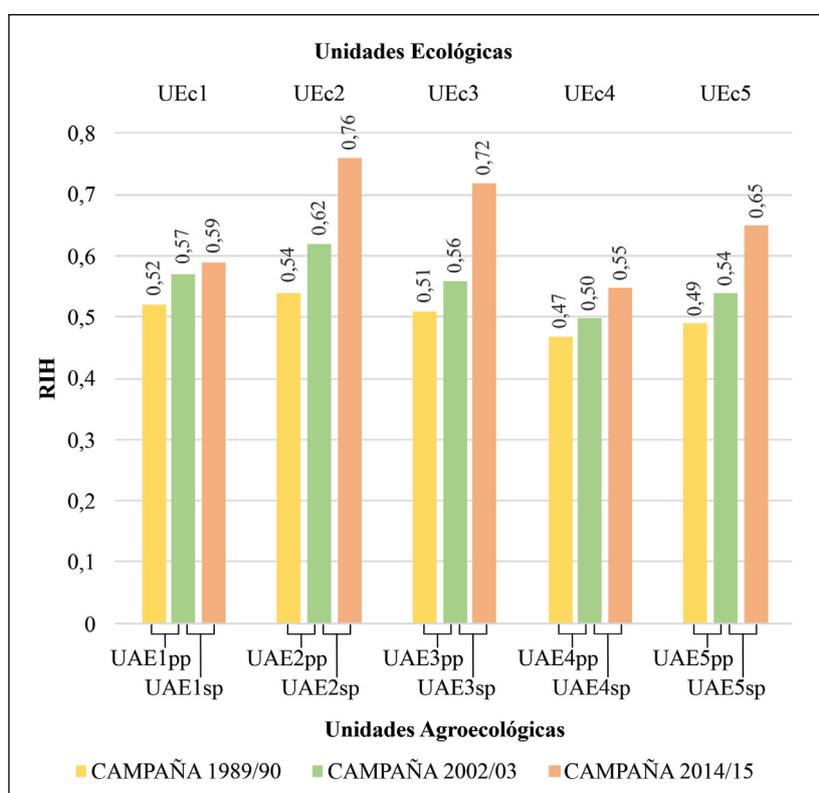
3.2.2. Riesgo de intervención del hábitat

Teniendo en cuenta las principales actividades del partido, la agricultura demostró una profundización en la intervención del hábitat a lo largo de las diferentes campañas, mientras que la ganadería evidenció un impacto cada vez menor.

En este caso, la información adquirida exhibe que, en las tres campañas evaluadas, el indicador manifestó un incremento en todas las UEc. Así, tanto para 1989/90, 2002/03 y 2014/15, el impacto más elevado resulta evidenciado en la UEc2, con valores de 0,54, 0,62 y 0,76 respectivamente.

Por su parte, para el período 1989/90-2002/03, el cambio de mayor notoriedad respecto a las UAE se registró en la UAE2pp, con un aumento del 14,81%; mientras que la menor transformación se manifestó en la UAE4pp, que demostró un crecimiento del 6,38%. En cuanto al período 2002/03-2014/15, el mayor aumento del indicador ocurrió en la UAE3sp (28,57%); y el de menor relevancia, en la UAE1sp (3,51%). A continuación, en la Figura 8, se plantean los valores alcanzados para el RIH total a nivel de UEc y UAE.

Figura 8. RIH por unidades y su variación temporal



Referencias: RIH: Riesgo de intervención del hábitat (adimensional); UEc: Unidad Ecológica; UAEpp: Unidad Agroecológica del primer período; UAEsp: Unidad Agroecológica del segundo período

Elaboración propia

3.2.3. Balance aparente de nitrógeno y fósforo

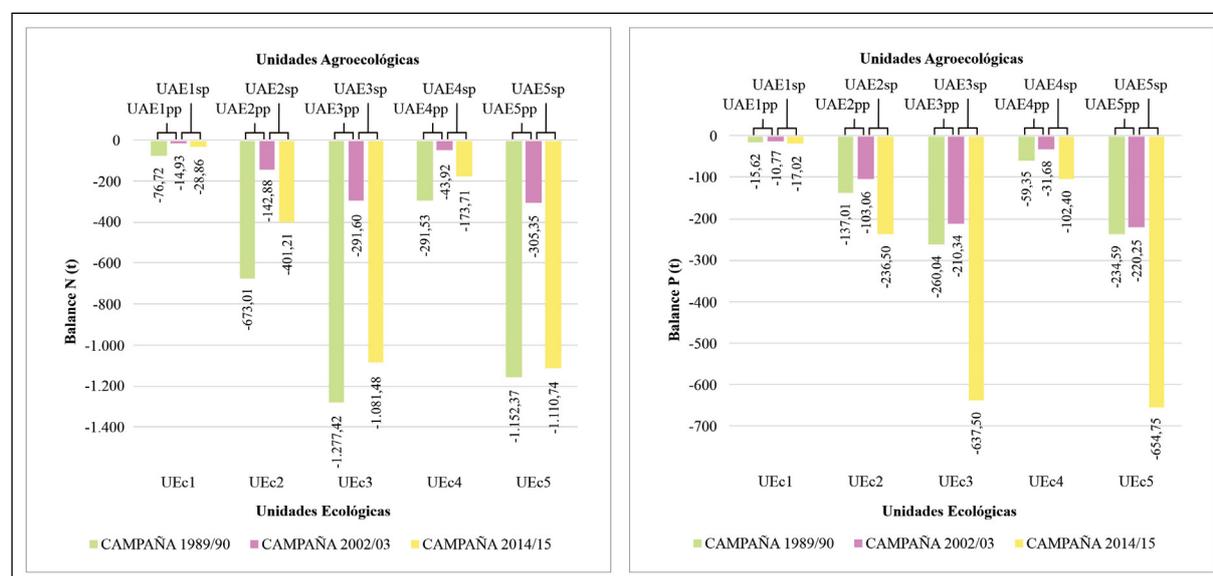
Considerando las diferentes fuentes de datos consultadas, se definió que los fertilizantes mayormente empleados en el área de estudio fueron el Fosfato Monoamónico, Fosfato Diamónico y la Urea. En este aspecto, se remarca que no se fertilizó la totalidad de las tierras agrícolas, sino que el porcentaje de fertilización varió de acuerdo a cada cultivo, mostrando un crecimiento sostenido entre las tres campañas. Además, fue posible evidenciar una modificación en el promedio de la dosis aplicada para cada producto, manifestando un aumento del 464% en 1989/90-2002/03, y un decrecimiento del 30% en 2002/03-2014/15.

Por otra parte, se estableció que los valores correspondientes al rendimiento alcanzado por los diversos cultivos exhibieron un continuo crecimiento a lo largo de las tres campañas, traduciéndose esto en una mayor extracción de nutrientes por unidad de superficie.

En lo referente a este indicador, tanto el balance de N como el de P revelaron resultados negativos en todas las UEc para las tres campañas analizadas. En la primera, la UEc3 resultó ser la más afectada, con un balance de N igual a -1.277,42 t y un déficit de P de -260,04 t. Para la segunda, los valores más importantes se manifestaron en la UEc5, con pérdidas de 305,35 t de N y 220,25 t de P. Por último, el escenario se repitió nuevamente para la tercera campaña; donde la UEc5 demostró pérdidas de N y P que rondaron las 1.110,74 y 654,75 t, respectivamente.

Por otro lado, los valores adquiridos para las UAEpp y UAEsp también demostraron variaciones. En el período 1989/90-2002/03, fue posible notar una disminución en las t perdidas de ambos nutrientes para la totalidad de las unidades. Tanto para el N como para el P, la transformación más notable se produjo en la UAE4pp, con depreciaciones en las t perdidas que alcanzaron un 84,93 y 46,62%, respectivamente. Para el 2002/03-2014/15, de manera inversa a lo descrito respecto al período anterior, se observó que en todas las unidades existió un incremento en la pérdida de t para los dos nutrientes. De nuevo, tanto para el N como para el P, la modificación de mayor notoriedad se dio en la UAE4pp, con aumentos en las t perdidas que alcanzaron un 295,51 y 223,23%, respectivamente. A continuación, en la Figura 9, se exhiben los valores relacionados a los balances aparentes de N y P a nivel de UEc y UAE.

Figura 9. Balance aparente de N y P por unidades y su variación temporal



Referencias: Balance N: balance de nitrógeno; Balance P: balance de fósforo; UEc: Unidad Ecológica; UAEpp: Unidad Agroecológica del primer período; UAEsp: Unidad Agroecológica del segundo período

Elaboración propia

4. Discusión de resultados

4.1. Zonificación agroecológica

En principio, es de destacar que el partido forma parte de un fenómeno que se registra en la Argentina, así como en otras regiones productivas del mundo, desde hace varias décadas: la creciente preponderancia de la agricultura en la matriz productiva extensiva (Paruelo, Guerschman y Verón, 2005). El proceso de agriculturización no se manifiesta de manera homogénea dentro del área de estudio, sino que se presentan variaciones con respecto a las unidades mayormente afectadas en ambos períodos. Así, el nivel de avance del proceso demuestra diferencias de acuerdo a, principalmente, las características propias de los sectores analizados, tal como pudieron comprobar Andrade (2010) para la RPArg en general, González y Román (2009) en Santiago del Estero, Auer, Maceira y Mikkelsen (2019) para el sudeste bonaerense, Zelaya, Van Vliet y Verburg (2016) para la cuenca de Mar Chiquita y Vazquez *et al.* (2013) para la cuenca del Río Quequén Grande. En este último trabajo, donde también se efectuó una ZAE, se llegó a la conclusión de que al igual que lo observado en Benito Juárez, la cuenca demuestra un notable y continuo crecimiento del área agrícola en zonas que no presentan los requerimientos necesarios; e incluso, hacia zonas con importantes limitaciones para el desarrollo de la actividad.

Para el período 1989/90-2002/03, el menor avance de la agriculturización fue observado en la UAE4pp (Llanura deprimida con agriculturización baja), conformada por la UEc4, mientras que el mayor incremento ocurre sobre la UAE5pp (Llanura deprimida con cursos de agua y áreas inundables, con agriculturización muy alta), constituida por la UEc5. Esta unidad representa la mayor proporción del área de estudio (Sequeira *et al.*, 2019) y muestra una realidad compleja en la que se destaca la sustitución de la ganadería extensiva tradicional por cultivos de ciclo anual (en particular el de soja); tal como sucede en las zonas bajas de la RPArg (Behrends Kraemer, Chagas, Marré, Palacín y Santanatoglia, 2013), expuestas a procesos de erosión hídrica, hidromorfismo y/o alcalinidad edáfica subsuperficial. Además, se trata de una zona en donde los excesos hídricos y la generación de áreas anegadas se traducen en degradación de suelos, disminución de la productividad, mayores costos, menor calidad del producto e imposibilidad de continuar con la actividad, entre otros problemas (Montico, Bonel y Rosenstein, 2008).

Por otro lado, en el período 2002/03-2014/15, los resultados manifiestan considerables contrastes. Así, la UAE1sp (Sierras con agriculturización baja), representada por la UEc1, demuestra el menor avance; al mismo tiempo que la UAE4sp (Llanura deprimida con agriculturización muy alta), conformada por la UEc4, refiere el nivel de afectación más elevado. Debido a ello, es de esperar que la situación evidenciada respecto a la agriculturización, derive en impactos ambientales negativos, tal como sucede en la UEc5. En este caso, el escenario descrito vuelve a poseer una gran significancia, ya que la UAE4sp ocupa el tercer lugar en cuanto a superficie dentro del partido. Además, es necesario resaltar que presenta ciertas limitantes de importancia para el desarrollo de la actividad agrícola; entre las que es posible destacar un drenaje deficiente, profundidad somera y alcalinidad, por lo que es de esperar que la comprobada situación respecto a su crecimiento devenga en importantes impactos ambientales negativos.

En cuanto a las posibles causas que hicieron factible la transformación observada en ambos períodos, puede mencionarse, en primer lugar, la mayor rentabilidad de esta actividad por sobre la ganadería. Asimismo, se destaca la variación en los valores de precipitación ocurridos, en conjunto con la presencia de períodos de sequía y la consecuente disminución de los cuerpos de aguas superficiales, lo que facilitó el desarrollo de agricultura en superficies antes ocupadas por agua (Sequeira *et al.*, 2018). Ante este marco, muchos productores comenzaron a expandir sus tierras agrícolas hacia zonas antes inaccesibles en busca de mejores ganancias; asumiendo, al mismo tiempo, una mayor potencialidad de conflictos. De esta forma, queda de manifiesto un crecimiento agrícola caracterizado por el aumento de los riesgos económicos debido a una alta dependencia a las condiciones meteorológicas.

4.2. Estimación de indicadores de sustentabilidad

4.2.1. Riesgo de contaminación por plaguicidas

Según Ronco (2015), el incremento en la utilización de plaguicidas en la Argentina fue de hasta el 900% en las últimas décadas. Más específicamente, a nivel de la RPArg, el crecimiento fue de alrededor de un 150% entre 1998 y 2012 (Aranguren y Martínez, 2015).

Respecto a lo observado en Benito Juárez, los valores alcanzados para el RCP no hacen otra cosa más que ratificar el escenario planteado en lo referente al aumento de la utilización de este tipo de productos, como consecuencia de la agriculturización ocurrida a escala global. Los resultados hallados se asemejan a lo evidenciado en diversos partidos y áreas en diferentes investigaciones que aplicaron la misma metodología abordada en este trabajo. En la cuenca del Río Quequén Grande el RCP mostró un aumento del 120% entre 1988 y 1998, lo cual volvió a repetirse en el período 1998-2008, con un acrecentamiento del 903,63% (Vazquez, Zulaica y Sacido, 2014); y, en el caso del partido de Tres Arroyos, el RCP demostró un aumento del 155% entre 2002 y 2015 (Vazquez, Ruiz Gonzales, Zulaica, Sequeira y Daga, 2019). Además, según Viglizzo *et al.* (2011), si bien entre 2001 y 2005 la toxicidad de los productos empleados a nivel de Argentina disminuyó; el RCP ascendió, como consecuencia de la expansión de la agricultura.

Respecto al área de estudio, se advierte un crecimiento en todas las UAEpp, verificándose la mayor transformación en la UAE5pp (281,69%) y la menor en la UAE4pp (116,67%). En lo referente a las UAEsp, es plausible exponer una situación de similares características en la mayor parte de los casos, resultando la UAE4sp (58,97%) la más afectada. Sin embargo, se diferencia lo sucedido con la UAE1sp, ya que manifiesta una disminución del indicador.

Acerca de las explicaciones de estos incrementos, se plantean diversas causas. Para el primer período, cobra relevancia el aumento de las áreas destinadas a agricultura (111,24%), un acrecentamiento en

las dosis de plaguicidas utilizadas; y, por último, el empleo de productos que revisten cada vez mayor peligrosidad (p. ej. paraquat). Por otro lado, para el segundo período, los factores más influyentes son nuevamente el incremento de la superficie agrícola (124,78%), en relación directa al avance del doble cultivo y la siembra directa, y el empleo de productos de mayor peligrosidad (p. ej. clorpirifós). Si bien entre ambos períodos las dosis de aplicación se ven reducidas, los dos factores mencionados anteriormente compensarían esta situación y, por ende, el valor obtenido para el RCP vuelve a elevarse. Con relación a la depreciación del 23,08% del indicador observada en la UAE1sp, la explicación reside en que además de la citada disminución en las aplicaciones, se trata de la UAEsp en donde se concreta el menor avance de la superficie consignada a la actividad agrícola.

4.2.2. Riesgo de intervención del hábitat

De igual forma, los resultados adquiridos para el RIH muestran notables modificaciones, evidenciando un crecimiento del indicador en la totalidad de las UAE de ambos períodos. Para 1989/90-2002/03, el aumento más destacado se presenta sobre la UAE2pp (14,81%) y el de menor intensidad en la UAE4pp (6,38%). Por su parte, en 2002/03-2014/15 se destacan la UAE3sp con el mayor incremento (28,57%), y la UAE1sp como la menos afectada (3,51%).

Aunque es posible apreciar también una correlación entre los valores alcanzados por el RIH y el nivel de avance de la superficie agrícola, los resultados obtenidos se explican por el riesgo intrínseco que representa la actividad y por el aumento de la proporción que esta ocupa en relación al total de cada unidad; implicando una progresiva intervención del hábitat por parte de la agricultura a lo largo de las campañas analizadas. De esta manera, los porcentajes de incremento del RIH más elevados no se manifiestan en aquellas UAE con agriculturización muy alta; sino que, tanto para 1989/90-2002/03 como 2002/03-2014/15, el aumento de mayor dimensión se presenta en aquellas donde se produjo un mayor crecimiento de la proporción de superficie destinada a agricultura respecto al área total de la UAE. Asimismo, las UAE menormente afectadas se corresponden a aquellas con agriculturización baja.

En este sentido, los valores alcanzados concuerdan con los observados por Vazquez *et al.* (2014) en la cuenca del Río Quequén Grande, donde el indicador RIH expresó un crecimiento del 6,34% entre 1988-1998 y del 4,42% entre 1998-2008; como así también con los obtenidos por Vazquez, Zulaica y Benavidez (2017), quienes demostraron un crecimiento del 7,04% del indicador en el partido de Necochea, entre los años 2003 y 2011. De igual modo, también es posible afirmar una similitud con el trabajo de Salvador (2010), quién llegó a la conclusión de que como consecuencia del avance del proceso de agriculturización en las diversas ecorregiones de Argentina, el ecosistema de las pampas ha experimentado el mayor crecimiento del RIH, aumentando casi en un 80% durante el período 1956/60-2001/05.

4.2.3. Balance aparente de nitrógeno y fósforo

En la RPArg se verifica un constante empobrecimiento de los suelos atribuido, en parte, a la progresiva expansión de las oleaginosas (sobre todo soja) y a la existencia de una elevada extracción de nutrientes que no son repuestos (Beltran *et al.*, 2016; Díaz de Astarloa y Pengue, 2018). Estas acciones se comprueban también en el partido, lo cual pone en evidencia la situación de degradación en la que se encontraría el recurso suelo. Al igual que lo ocurrido con los IdS anteriores, los resultados obtenidos con relación al BANyP mostraron variaciones, verificándose saldos negativos en la totalidad de las UAE para los dos períodos. En 1989/90-2002/03, respecto a ambos nutrientes, el cambio más notable se establece en la UAE4pp, con depreciaciones en las t pérdidas que alcanzaron un 84,93% en el caso del N y un 46,62% para el P. De esta manera, el mayor decrecimiento en la pérdida de nutrientes ocurre en la UAE con el nivel de agriculturización más bajo del período. Por otro lado, la menor reducción en la merma de estos elementos se da en la UAE5pp, la cual se corresponde al área con el avance de superficie agrícola de mayor dimensión.

En cuanto a 2002/03-2014/15, la modificación más destacada en relación al N y P se produce en la UAE4sp; con crecimientos en las t pérdidas que rondaron un 295,51 y 223,23%, respectivamente. En este caso, el incremento más notorio en la disminución de nutrientes se presenta sobre la UAE con mayor nivel de agriculturización del período; mientras que el menor aumento de la pérdida ocurre en la UAE1sp, siendo esta la que representa el avance agrícola de menor impacto.

Considerando la situación descripta se observa que, si bien los resultados logrados para los balances permanecen siendo negativos, en el primer período existe una disminución en la pérdida establecida para ambos nutrientes; y, por el contrario, en el segundo período vuelve a registrarse un incremento en los valores de pérdida de N y P. El porqué de este escenario se encuentra asociado a varias circunstancias. Inicialmente, se vuelven importantes no solo las modificaciones con relación a la superficie agrícola, sino también los valores de rendimientos y producción alcanzados para los diversos cultivos. Así, aunque en el primer período la superficie fertilizada, las dosis de aplicación y los valores de reposición manifiestan un aumento, también lo hacen los rendimientos de los cultivos y la superficie agrícola; por lo que, consecuentemente, se genera una mayor extracción de N y P contenidos en los granos, ocasionando esto balances que permanecen siendo deficitarios.

De la misma forma, para el segundo período la situación reviste aún mayor complejidad. Si bien vuelve a manifestarse un incremento en el área fertilizada, también crecen la superficie agrícola y el rendimiento de los cultivos. Esto, en sumatoria con una disminución en las dosis aplicadas y en los valores de reposición, deriva en balances que nuevamente resultan afectados negativamente; coincidiendo lo planteado con la tendencia observada históricamente por autores que analizaron esta situación dentro de la RPArg (Manchado, 2010), y afirman que la mayoría de los estudios sobre balances continúan demostrando resultados negativos (Abbona, Presutti, Vázquez y Sarandón, 2016), por lo que las reservas disponibles disminuyen, afectando la sustentabilidad de los sistemas productivos (Flores y Sarandón, 2002).

5. Conclusiones

En primer lugar, se destaca que si bien el partido de Benito Juárez conforma un claro ejemplo del avance de la agricultura en la RPArg, son muy escasos los estudios que han evaluado este proceso y sus posibles consecuencias ambientales negativas; por lo que este trabajo conforma una fuente de información de gran relevancia acerca de la mencionada temática.

El avance de la agriculturización dentro del partido expone diferencias conforme a, principalmente, las características ecológicas de cada uno de los sectores en estudio. Mediante la superposición de las UEc y las UAg es posible establecer cinco UAEpp y cinco UAEsp, las cuales demuestran discordancias en relación a sus características particulares y a los diversos niveles de avance de la superficie agrícola; permitiendo así identificar las tendencias del proceso de agriculturización dentro del área de estudio en ambos períodos evaluados.

Como resultado de este análisis, se vuelve factible concluir que la ZAE efectuada se convierte en una valiosa herramienta al momento de establecer una relación entre cómo ocurre la expansión del incremento de la superficie destinada a la actividad agrícola y las características ecológicas propias de cada área del partido; estableciendo que el crecimiento de este proceso no se produce con igual intensidad en todas las UAE, y que aquellas mayormente afectadas en ambos períodos se encuentran conformadas por áreas que revelan importantes limitaciones para el desarrollo de este tipo de actividad.

Los IdS utilizados se presentan como un instrumento de gran importancia al intentar dimensionar las consecuencias ambientales negativas del aumento del proceso de agriculturización. En este sentido, para ambos períodos en análisis, demuestran una evidente transformación; a partir de lo cual resulta viable verificar los impactos ambientales negativos del avance del mencionado proceso en el partido, destacándose relevantes aumentos del riesgo ocasionado por la utilización de plaguicidas, una elevada intervención sobre el hábitat y una notable pérdida de valiosos nutrientes.

Por consiguiente, ambas herramientas en conjunto exhiben una notable capacidad para permitir comprender cómo se produce el avance del proceso de agriculturización y cómo varían los potenciales impactos ambientales negativos asociados a este escenario; al mismo tiempo que demuestran que pueden ser recreadas en otras áreas de interés en donde se cuente con los datos necesarios.

Se remarca que los impactos ambientales negativos aquí mencionados dan a conocer un escenario que exige el replanteamiento del actual uso que se hace de los ecosistemas y su biodiversidad para satisfacer las necesidades humanas, y las consecuencias indeseadas que esto generó, genera, y podría continuar generando. En este sentido, se plantea como futura línea de trabajo volver a llevar a cabo los cálculos para fechas más actuales y continuar observando así la tendencia alcanzada por la afectación del proceso de agriculturización sobre las diversas áreas que conforman al partido.

Finalmente, se determina que las distintas acciones tendientes a modificar la realidad observada deben ser abordadas a través de estrategias que no se enfoquen únicamente desde una visión económica; sino que incorporen una perspectiva que pretenda alcanzar la sustentabilidad de los sistemas productivos del partido, principalmente a través de un mayor control sobre el desarrollo de la actividad agrícola y sus efectos en el corto, mediano y largo plazo, con la finalidad de efectuar una correcta planificación y alcanzar un futuro ordenamiento territorial que considere la heterogeneidad del área evaluada.

Referencias

- Abbona, E. A., Presutti, M., Vázquez, M., & Sarandón, S. J. (2016). Los sistemas de producción de carne y leche bovina en la Provincia de Buenos Aires ¿conservan los nutrientes del suelo? *Revista de la Facultad de Agronomía*, 115(2), 251-263. Recuperado de <http://revista.agro.unlp.edu.ar/index.php/revagro/article/viewFile/744/504>
- Allan, D. L., Adriano, D. C., Bezdicek, D. F., Cline, R. G., Coleman, D. C., Doran, J. W., ... & Karlen, D. L. (1995). *SSSA statement on soil quality*. Madison, Wisconsin: USA.
- Altieri, M., & Nicholls, C. (2000). Bases agroecológicas para una agricultura sustentable. En M. Altieri y C. Nicholls (Eds.), *Agroecología. Teoría y práctica para una agricultura sustentable* (pp. 13-44). Recuperado de <http://www.agro.unc.edu.ar/~biblio/AGROECOLOGIA2%5B1%5D.pdf>
- Andrade, J. F. (2010). *Intensificación de los sistemas de producción de granos en la región pampeana: productividad y uso de recursos* (Tesis Doctoral). Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad de Buenos Aires. Argentina.
- Anschau, R. A., Flores Marco, N., Carballo, S. M., & Hilbert, J. (2009). Evaluación del potencial de producción de biocombustibles en Argentina, con criterios de sustentabilidad social, ecológica y económica, y gestión ordenada del territorio. El caso de la caña de azúcar y el bioetanol. *En Libro de Actas del XII Encuentro de Geógrafos de América Latina*. Recuperado de https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-egal_caa.pdf
- Aranguren, C. I., & Martínez, L. E., (2015). Espacios periurbanos en la región pampeana: una aproximación al análisis de los conflictos socio-ambientales y las políticas públicas. Conferencia llevada a cabo en las *IX Jornadas Interdisciplinarias de Estudios Agrarios y Agroindustriales*. Buenos Aires, Argentina.
- Auer, A., Maceira, N., & Mikkelsen, C. (2019). El proceso de agriculturización en territorios con diferente matriz ecológico-productiva. El caso de la cuenca Mar Chiquita, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Revista de Geografía Norte Grande*, (72), 27-53. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022019000100027>
- Baldi, G., Guershman, J. P., & Paruelo, J. M. (2006). Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 116, 197-208. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.02.009>
- Behrends Kraemer, F., Chagas, C. I., Marré, G., Palacín, E., & Santanatoglia, O. (2013). Desplazamiento de la ganadería por la agricultura en una cuenca de la pampa ondulada: efectos sobre el escurrimiento superficial y erosión hídrica. *Ciencia del suelo*, 31(1), 83-92. Recuperado de http://www.suelos.org.ar/publicaciones/vol_31n1/CS-257%20Kraemer%20pags%2083-92.pdf
- Beltran, M. J., Brutti, L., Romaniuk, R. I., Bacigaluppo, S., Sainz Rozas, H. R., & Galantini, J. A. (2016). Calidad de la materia orgánica y disponibilidad de macro y micronutrientes por la inclusión de trigo como cultivo de cobertura. *Ciencia del suelo*, 34(1), 67-79. Recuperado de <https://repositorio.inta.gob.ar/handle/20.500.12123/1340>
- Cabido, M. (2008). Impacto de la agricultura sobre la extensión, distribución y biodiversidad de ecosistemas naturales. En O. T. Solbrig y J. Adámoli (Eds.), *Agro y Ambiente: una agenda compartida para el desarrollo sustentable* (pp 185-223). Recuperado de <http://www.foroagroindustrial.org.ar/pdf/cap7.pdf>
- Cabrera, A., & Willink, A. (1973). *Biogeografía de América Latina*. Washington D. C., USA: Secretaría General de la Organización de los Estados Americanos.
- Cantú, M. P., Becker, A., Bedano, J. C., & Schiavo, H. F. (2007). Evaluación de la calidad de suelos mediante el uso de indicadores e índices. *Ciencia del suelo*, 25(2), 173-178. Recuperado de http://www.suelos.org.ar/publicaciones/vol_25n2/25_2_cantu_173_178.pdf

- Ciampitti, I. A., & García, F. O. (2008). Balance y eficiencia de uso de los nutrientes en sistemas agrícolas. *Revista Horizonte A*, 4(18), 22-28. Recuperado de <https://www.profertil.com.ar/wp-content/uploads/2020/08/balances-de-nutrientes-en-sistemas-agricolas-ipni-ciampitti-garcia.pdf>
- CEPAL (Comisión Económica para América Latina de la Organización de las Naciones Unidas) (2005). *Análisis sistémico de la agriculturización en la Pampa Húmeda argentina y sus consecuencias en regiones extrapampeanas: sostenibilidad, brechas de conocimiento e integración de políticas*. Recuperado de https://repositorio.cepal.org/bitstream/handle/11362/5656/1/S051013_es.pdf
- Díaz de Astarloa, D., & Pengue, W. A. (2018). Nutrients metabolism of agricultural production in Argentina: NPK input and output flows from 1961 to 2015. *Ecological Economics*, 147, 74-83. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.01.001>
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (1996). *Agro-ecological zoning. Soils Bulletin n° 73*. Recuperado de <http://www.fao.org/3/W2962E/W2962E00.htm>
- FAO (Food and Agriculture Organization of the United Nations, Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura). (1997). *Zonificación Agroecológica. Guía General*. Recuperado de <http://www.fao.org/3/w2962s/w2962s00.htm>
- Flores, C., & Sarandón, S. (2002). ¿Racionalidad económica versus sustentabilidad ecológica? *Revista de la Facultad de Agronomía*, 105(1), 52-67. Recuperado de http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/15669/Documento_completo.pdf?sequence=1
- Foley, J. A., Defries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., ... & Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *Science*, 309(5734), 570-574. <https://doi.org/10.1126/science.1111772>
- González, M. D., & Román, M. (2009). Expansión agrícola en áreas extrapampeanas de la Argentina. Una mirada desde los actores sociales. *Cuadernos de Desarrollo Rural*, 6(62), 99-120. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/117/11712701006.pdf>
- INDEC (Instituto Nacional de Estadística y Censos) (2010). *Censo Nacional de Población, Hogares y Viviendas*. Buenos Aires, Argentina: INDEC.
- Jacobo, E., Rodríguez, A., González, J., & 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>
- Jenks, G. F. (1967). The Data Model Concept in Statistical Mapping. *International Yearbook of Cartography*, (7), 186-190.
- Manchado, J. C. (2010). La sustentabilidad en la agricultura pampeana: Valoración económica del balance de nutrientes para las principales actividades agropecuarias extensivas en la Región Centro Sur de la Provincia de Buenos Aires. En *Libro de Resúmenes de la XLI Reunión Anual de la Asociación Argentina de Economía Agraria*. Recuperado de https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-valorac_econom_nutrientes_manchado2010.pdf
- Montico, S., Bonel, B., & Rosenstein, S. (2008). Antes y después de las inundaciones. Una visión agronómica de los productores agropecuarios de La Píscara, Santa Fe. *Revista de la Facultad de Ciencias Veterinarias-Sección Ciencias Agrarias*, 7(1-2), 87-96. <https://doi.org/10.14409/fa.v7i1/2.1332>
- Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., & Verón, S. R. (2005) Expansión agrícola y cambios en el uso del suelo. *Ciencia Hoy*, 15(87), 14-23. Recuperado de <https://www.agro.uba.ar/users/semmarti/Usotierra/Paruelo%20et%20al%202005%20Ciencia%20Hoy.pdf>
- Paruelo, J. M., Guerschman, J. P., Piñeiro, G., Jobbagy, E. G., Verón, S. R., Baldi, G., & Baeza, S. (2006). Cambios en el uso de la tierra en Argentina y Uruguay: marcos conceptuales para su análisis. *Agrociencia*, 10(2), 47-61. Recuperado de <http://164.73.52.4/~agrociencia/index.php/directorio/article/view/256/187>
- Pengue, W. A. (2001). Impactos de la expansión de la soja en la Argentina. Globalización, desarrollo agropecuario e ingeniería genética: Un modelo para armar. *Biodiversidad*, 29, 7-14. Recuperado de https://www.researchgate.net/publication/291807161_Impactos_de_la_expansion_de_la_soja_en_Argentina_Globalizacion_desarrollo_agropecuario_e_ingenieria_genetica_Un_modelo_para_armar

- Requesens, E., & Silva, L. (2011). Tendencias en el uso de la tierra y diversidad productiva en establecimientos agropecuarios del centro-sur de la provincia de Buenos Aires (Argentina). *Agriscientia*, 28(1), 75-83. <https://doi.org/10.31047/1668.298x.v28.n1.2785>
- 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. Recuperado de http://sedici.unlp.edu.ar/bitstream/handle/10915/97994/Documento_completo.pdf-PDFA.pdf?sequence=1&isAllowed=y
- Roy, R. N., Misra, R. V., Lesschen, J. P., & Smaling, E. M. (2003). *Assessment of soil nutrient balance. Approaches and methodologies*. Recuperado de <http://www.fao.org/3/y5066e/y5066e00.htm>
- Ruiz, V., Savé, R., & Herrera, A. (2013). Análisis multitemporal del cambio de uso del suelo, en el Paisaje Terrestre Protegido Miraflores Moropotente Nicaragua, 1993-2011. *Ecosistemas*, 22(3), 117-126. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2013.22-3.16>
- Salvador, V. (2010). Impacto sobre el hábitat. En E. Viglizzo y E. Jobbágy (Eds.), *Expansión de la Frontera Agropecuaria en Argentina y su Impacto Ecológico-Ambiental* (pp. 43-46). Recuperado de https://inta.gob.ar/sites/default/files/script-tmp-expansin_frontera_agropecuaria_2010.pdf
- Sarandón, S., & Flores, C. (2014). La insustentabilidad del modelo de agricultura actual. En S. Sarandón y C. Flores (Eds.), *Agroecología: bases teóricas para el diseño y manejo de agroecosistemas sustentables* (pp. 13-41). <https://doi.org/10.35537/10915/37280>
- Satorre, E. H. (2005). Cambios tecnológicos en la agricultura argentina actual. *Ciencia Hoy*, 15(87), 24-31. Recuperado de <https://www.agro.uba.ar/users/omacini/materialesTaller/Anexo%203-%20Satorre%20en%20colores.pdf>
- Sequeira, N. D., Vazquez, P., & Sacido, M. (2018). Expansión agrícola y riesgo de contaminación por plaguicidas, el caso del partido de Benito Juárez. En *Libro de Resúmenes de las II Jornadas Internacionales de Ambiente y IV Jornadas Nacionales de Ambiente* (pp. 445-448). Recuperado de https://drive.google.com/file/d/1fydQU_6Y7McjaYmhaYl1EvQ1asuWfV07/view
- Sequeira, N. D., Vazquez, P., & 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. Revista de Investigaciones de la Facultad de Ciencias Agrarias UNR*, 33(19), 31-38. <https://doi.org/10.35305/agro33.271>
- Sociedad Rural de Benito Juárez (2007). *Evaluación de tierras del Partido de Benito Juárez*. Estudio técnico contratado al Laboratorio de Geomática de la Unidad Integrada Balcarce INTA-Facultad de Ciencias Agrarias (Universidad Nacional de Mar del Plata).
- Soto, F., Vantour, A., Hernández, A., Planas, A., Figueroa, A., Fuentes, P. O., ... & Caro, P. (2001). La Zonificación Agroecológica del Coffea arabica L. en Cuba. Macizo Montañoso Sagua-Nipe-Baracoa. *Cultivos Tropicales*, 22(3), 27-51. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/1932/193230161004.pdf>
- Suárez, G. M., Bacallao, R. F., Soto Carreño, F., & Caballero Núñez, A. (2013). Bases para la zonificación agroecológica en el cultivo del cacao (Theobroma cacao, Lin) por medio del criterio de expertos. *Cultivos Tropicales*, 34(2), 30-37. Recuperado de <http://scielo.sld.cu/pdf/ctr/v34n2/ctr05213.pdf>
- Tiscornia, G., Achkar, M., & 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>
- Vazquez, P., Sacido, M., & Zulaica, L. (2013). Zonificación Agroecológica de la Cuenca del río Quequén Grande provincia de Buenos Aires, Argentina. *Geoaraguaia*, 3(2), 26-45. Recuperado de <https://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/geo/article/view/4851/3261>
- Vazquez, P., Zulaica, L., & Sacido, M. (2014). Indicadores de sustentabilidad en las unidades agroecológicas de la Cuenca del río Quequén Grande (Argentina). *Campo-Territorio, Revista de Geografía Agraria*, 9(19), 118-148. <http://www.seer.ufu.br/index.php/campoterritorio/article/view/24710/15519>
- Vazquez, P., Zulaica, L., & Benavidez, B. (2017). Agricultura y impactos ambientales en el partido de Necochea, provincia de Buenos Aires, Argentina. *Raega-O Espaço Geográfico em Análise*, 39, 202-218. Recuperado de <https://revistas.ufpr.br/raega/article/view/44789>

- Vazquez, P., Ruiz Gonzales, D., Zulaica, L., Sequeira, N. D., & Daga, D. (2019). Paisajes Agroproductivos y Sustentabilidad Agrícola en un Partido de la Región Pampeana Austral: Análisis de las Transformaciones del Territorio Rural entre 2002 y 2015. En *Libro de Resúmenes del I Congreso Argentino de Agroecología* (pp. 827-832). Recuperado de https://bdigital.uncu.edu.ar/objetos_digitales/14315/libroresumen-congresoargentinoagroecologia.pdf
- Viglizzo, E. (2003). *Manual AGRO-ECO-INDEX*. Buenos Aires, Argentina: Ediciones INTA.
- Viglizzo, E., Frank, F., Carreño L.V., Jobbagy, E., Pereyra, E., Clatt, J., ... & Ricard, F. (2011). Ecological and environmental footprint of 50 years of agricultural expansion in Argentina. *Global change biology*, 17(2), 959-973. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2010.02293.x>
- Villa, M. M., Inzunza, M. y Catalán, E. (2001). Zonificación agroecológica de hortalizas involucrando grados de riesgo. *Terra Latinoamericana*, 19(1), 1-7. Recuperado de <https://www.redalyc.org/pdf/573/57319101.pdf>
- Zelaya, K., Van Vliet, J., & Verburg, P. H. (2016). Characterization and analysis of farm system changes in the Mar Chiquita basin, Argentina. *Applied Geography*, 68, 95-103. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.02.001>